



XXVI

Congreso Argentino
de la Ciencia del Suelo

Suelo: Legado social de edición limitada
Tucumán 2018

COMISIÓN 1

Física, química y
fisicoquímica de suelos



COMISIÓN 1: Física, química y fisicoquímica de suelos

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

Alvarez, Roberto; Gimenez, Analía¹, Pagnanini, Federico, Recondo, Verónica; Gangi, Daniela; Caffaro, Maria; De Paepe, Josefina L y Berhongaray, Gonzalo.

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

Behrends Kraemer, Filipe Castiglioni, Mario G.; Fernández, Patricia L.; Chagas, Celio I. y Morrás, Héctor J.M.

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

Biggeri, ME; Gallardo Araya, NL; Vega, D¹; Perri, D; Nazábal, B; Monkes, J; Mochi, L; Leibovich, T; Lopez del Valle, C; Facio, F; Destefano, C; Arqueros, MX y Fernandez, PL

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

Carrizo, María E.; Milanésio, Agustín; Masola, María J.; Invinkelried, Horacio e Imhoff, Silvia del C.

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

Castiglioni, Mario; Sasal, María Carolina; Wilson, Marcelo Germán; Oszust, José y Gabioud, Emanuel

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

Chirkes, Johanna; Heredia, Olga S.; Pereira Hamilton y Korndörfer, Gaspar H

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

Ciarlo, Esteban; Abuamscha Martín, Muschietti-Piana, M. del Pilar; Garrote Cortinez, Angela y Giuffré, Lidia

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

Ciarlo, Esteban A.; Cosentino, Diego J., García, Mirta G. y González Franco A.

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

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

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

Condori, Alicia. A ; Di Mauro, Guido ; Bacigaluppo, Silvina y Salvagiotti, Fernando.

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

Cora Jofré, Florencia; Perez, Micaela; Kloster, Nanci y Savio, Marianela

C1P12. EFECTO DE LA ALTITUD SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO EN LA PUNA CATAMARQUEÑA

de Bustos, M.E.; Quiroga, E; Biurrum, F; Agüero, W; Ahumada, R.; Álvarez, S.

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

de Dios Herrero, Juan M.; Colazo, Juan C. y Buschiazzi, Daniel E.



C1P14. DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS INTEGRADOS ENTRE LA AGRICULTURA Y LA GANADERÍA

de Dios Herrero, Juan M; Colazo, Juan C.; Saenz, Claudio; Guzmán, Maria L. y Sager, Ricardo.

C1P15. COMPORTAMIENTO DE LAS RAICES ANTE ESTRESSES MÚLTIPLES: EL CASO DE COMPACTACION, HUMEDAD Y OFERTA DE NUTRIENTES

de Marotte, Florencia y Rubio, Gerardo.

C1P16. INCORPORACIÓN DEL NITRÓGENO DE RESIDUOS DE COSECHA DE DISTINTA CALIDAD A LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Di Gerónimo, Paula.F.; Videla, Cecilia y Studdert, Guillermo. A.

C1P17. DINÁMICA DEL CARBONO EN FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS DURANTE LA INCORPORACIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA DE CALIDAD CONTRASTANTE

Di Gerónimo, Paula.F.; Studdert, Guillermo. A. y Videla, Cecilia

C1P18. VARIACIÓN INTRALOTE DE PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EN SUELOS HALOMÓRFICOS

Díaz, Carola C.; Apezteguía, Hernán P. y Aoki, Antonio M.

C1P19. ANÁLISIS COMPUTACIONAL DE LA RESPUESTA DE LA TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA FRENTE A GRIETAS DEL SUELO

Dolinko, Andres; Losinno, Beatriz y Lemelliet, Fabián

C1P20. INFLUENCIA DE FACTORES EDÁFICOS Y MANEJO SOBRE FRACCIONES ORGÁNICAS LÁBILES COMO INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO

Duval, Matias.E.; Galantini, Juan.A.; Martinez, Juan.M. y Limbozzi, Fabiana.

C1P21. IMPACTO DEL USO SOBRE TIERRAS HIDROHALOMÓRFICAS. LUJÁN Y SAN ANDRÉS DE GILES. UNIDAD CARTOGRÁFICA 8C.

Faita, Elida C.; Ros, Miguel A.; Boyadjian, Alberto; Bianchi, Daniel A. y Giordano Buiani, Alicia.

C1P22. EVALUACIÓN DE VARIABLES HIDROFÍSICAS EN PREPARACIONES DE SUELO PARA PLANTACIÓN DE *EUCALYPTUS GRANDIS*

Fernandez, Patricia L.; Urriola, Leanne A.; Behrends Kraemer, Filipe; Castiglioni, Mario G.; Lupi, Ana M. y Alvarez, Carina R.

C1P23. MORFOLOGÍA DEL SISTEMA POROSO EN USTOLES DE LA REGIÓN SEMIÁRIDA PAMPEANA.

Fernandez Romina, Quiroga Alberto, Lobartini Carlos y Noellemeyer Elke.

C1P24. CALCIO SOLUBLE, GENERACIÓN DE UN MODELO PREDICTIVO EN FUNCIÓN DE PARÁMETROS DE DETERMINACIÓN RUTINARIOS EN SUELO.

Ferro D., L. Larriou, V. Merani, L. Nughes, L. Juan, D. Bennardi y G. Millan.

C1P25. CAMBIOS EN PROPIEDADES EDÁFICAS POR EL USO DEL SUELO EN EL SUDESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Galizzi, Fernando A.; González, Celia C.; Elías Tissera, María J.; Sánchez, María C.; Cáceres Romero, Héctor; Azar, Abel E. y Cosci Francisco.

C1P26. MODELO FRACTAL: APLICADO A LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN SUELOS FRANCO Y FRANCO ARENOSOS

Gelati Pablo R; Sarli Guillermo O; Lozano Luis A. y Filgueira Roberto R.



C1P27. EFECTO DE SECUENCIAS DE CULTIVOS SOBRE ALGUNOS PARAMETROS QUÍMICOS DEL SUELO, BAJO SIEMBRA DIRECTA E IRRIGADOS

Gomez, Nestor; Azar, Emilio A.; Savino, Patricio y Sánchez María C.

C1P28. FRACCIONES DE FÓSFORO EN ENMIENDAS ORGÁNICAS Y SU DISPONIBILIDAD PARA EL CULTIVO

Goñi, Leandro; Laurent, Gabriela C.; García, Ramiro J. y Suñer Liliana.

C1P29. FRACCIONES ORGÁNICAS Y POROSIDAD DEL SUELO BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA

Iglesias, Julio O.; Galantini, Juan A.; Agamenoni, Raúl ; Lorenzo, Simon y Bongiovani, Julieta

C1P30. CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO ANTE VARIACIONES EN LA COMPACTACIÓN

Imvinkelried, Horacio O.; Pietrobón, Marianela; Dellaferrera, Ignacio M. e Imhoff, Silvia del C.

C1P31. ESTABILIDAD DE AGREGADOS COMO INDICADOR DE CALIDAD EN SISTEMAS NATURALES Y CULTIVADOS DEL CHACO SECO

Irigoyen Urinovsky, Kevin.; Arzuaga, Silvia A; Contreras Leiva, Stella M. y Toledo, Diana M.

C1P32. DISTRIBUCIÓN DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS Y DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE

Landriscini, María R.; Galantini, Juan A; García, Ramiro y Forján, Horacio

C1P33. FRACCIONES DE CARBONO EN UN SUELO DEL CALDENAL PAMPEANO CON ROLADO SELECTIVO Y QUEMA PRESCRIPTA

Larroulet, M. Sofía; Hepper, Estela N. y Galantini, Juan A.

C1P34. CARACTERIZACIÓN DE GRIETAS DEL SUELO A TRAVÉS DE IMAGENES DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA DE ALTA RESOLUCIÓN.

Losinno, Beatriz Norma y Lemeillet, Alberto Fabián

C1P35. VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS INDICADORES DE CALIDAD FÍSICA DEL SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL

Lozano, LuisAlberto; Soracco, C. Germán; Villarreal, Rafael; Trabocchi, Osvaldo; Larrieu, Luciano; Merani, Victor y Melani, Esteban M.

C1P36. EVALUACIÓN DEL RENDIMIENTO DE SOJA Y PROPIEDADES EDÁFICAS EN DOS SUELOS ENCALADOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Machetti, Natalia E.; Pellegrini, Andrea E.; Gutiérrez, Nicolás; Giraudo, Rafael; Tropeano, Francisco; Fernández, Federico; Cosentino, Diego y Vázquez, Mabel

C1P37. EFECTOS DEL ENCALADO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS Y RENDIMIENTO EN UN HAPLUDOL DEL PARTIDO 25 DE MAYO

Machetti, Natalia E.; Pellegrini, Andrea E.; Bruballa, Germán; Ribadulla, Santiago; Gelati, Pablo R.; Nicora, Zacarias; Ferro Daniel A.;García, Mirta G.; Vázquez Mabel E. y Cosentino Diego.

C1P38. INFILTRACIÓN BÁSICA Y COMPACTACIÓN DEL SUELO EN RESPUESTA A LA INTENSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN CON GRAMÍNEAS.

Malmantile, Alberto; Gerster, Guillermo, R.; Salvagiotti, Fernando y Bacigaluppo, Silvina.



C1P39. NIVELES ALTOS DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DEL IMPENETRABLE CHAQUEÑO

Mansilla, Natalia P; Rojas Julieta M.; Goytía, Silvia Y.; Quiróz, Norma

C1P40. IHO: EFECTO DE LA DISTRIBUCIÓN LATERAL DE LA COMPACTACIÓN POR TRÁNSITO DE LA MAQUINARIA AGRÍCOLA

Masola, María. J.; Alesso, Carlos. A.; Ferreyra, Matías.; Carrizo, María. E. e Imhoff, Silvia.

C1P41. EL TIPO DE SUELO COMO FACTOR CLAVE PARA DIFERENCIAR VINOS MALBEC DE VIÑEDOS DE ALTURA

Mezzatesta, Daniela. S.; Berli, Federico. J.; Fontana, Ariel. R.; Urvieta, Roy A.; Ortega, Pablo M; Mastrantonio, Leandro. E.; Buscema, Fernando. G. y Piccoli, Patricia, N.

C1P42. CALIDAD ESTRUCTURAL Y COMPOSICIÓN CARBONADA EN SUELOS DE PRODUCCIÓN AGROECOLÓGICA EN EL CHACO HÚMEDO SANTAFESINO

Mieres, Luciano N.; Roulet, Maria S.; Pognante, Federico; Vitti, Daniela; Szwarc, Diego A.; Almada Melina A. y Menichelli; Marcela.

C1P43. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE TAMBO EN UN CULTIVO DE MAÍZ

Minoldo, Gabriela; García Ramiro J.; Risone Nicolás¹; Laurent Gabriela; Iglesias Julio y Miglierina Ana M.

C1P44. IMPACTO DE LA INVASIÓN DE *HIERACIUM PILOSELLA* SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN PASTIZALES FUEGUINOS

Moretto, Alicia S.; Pancotto, Verónica; Escobar, Julio; Mansilla, Romina y Cipriotti, Pablo A.

C1P45. EFECTOS ACUMULADOS EN 7 AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE MATERIA ORGÁNICA Y PROPIEDADES FÍSICAS

Oderiz, Juan A.; Uhaldegaray, Mauricio G.; Frasier, Ileana; Fernández, Romina; Amiotti, Nilda y Quiroga, Alberto

C1P46. ¿LA FÍSICA Y EL AGUA DEL SUELO INFLUYEN SOBRE LOS RENDIMIENTOS?: ANÁLISIS BAJO TRES SISTEMAS DE MANEJO

Osinaga, Natalia; Aciar, Martín; Osinaga, Ramón; Mamaní, Cristian; Navas, Joaquín; Gutierrez, Diego; Delgado, Rodrigo; Ducci, Antonella; Herrera, Julieta; Lorenzo, Javier y Riva, Luis.

C1P47. CAPTACION, USO Y CONVERSION DE AGUA POR EL CULTIVO DE SOJA EN ARGIUDDOLES COMPACTADOS Y DESCOMPACTADOS

Peralta, Guillermo E.; Taboada, Miguel A. y Rubio, Gerardo.

C1P48. DESARROLLO DE UNA METODOLOGIA PARA EVALUAR A CAMPO LA CALIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Peralta, Guillermo E.; Mortola, Natalia A.; Bressan, Emiliano M.; Romaniuk, Romina I. y Laghi, Joana D.

C1P49. CRECIMIENTO Y FUNCIONALIDAD DE RAÍCES DE SOJA EN PERFILES DE SUELO CON DISTINTA CALIDAD ESTRUCTURAL

Peralta, Guillermo E.; Taboada, Miguel A.; Kantolic, Adriana G. y Rubio, Gerardo.

C1P50. APLICACIÓN DE EFLUENTES DE TAMBO COMO ALTERNATIVA DE FERTILIZACIÓN, FLUJO DE AGUA Y LIXIVIACIÓN DE NITRATOS

Peretti, Rocío. M.; Forni, Miguel ; Nicollier, Juan; Zuber, Selene; Imhoff, Silvia; Marano, Roberto P. y Ghiberto, Pablo J.



C1P51. COMPARACION DE MÉTODOS PARA DETERMINAR LA DISPONIBILIDAD DE FOSFORO EN SUELOS DEL VALLE CENTRAL DE CATAMARCA

Pernasetti O.B.; Bustos E.S; Salas M.D.; Córdoba A.F; Alurralde A.L. y Campos V.

C1P52. COMPORTAMIENTO DEL ÁCIDO 2,4-DICLORO-FENOXIACÉTICO EN SUELOS DE ARROCERAS DE LA PROVINCIA DE CORRIENTES

Pila, A.N.¹; Dalurzo, H.C. y Jorge, N. L.

C1P53. IMPACTO DE APLICAR VINAZAS EN SUELOS PRODUCTIVOS DE CAÑA DE AZÚCAR

Portocarrero, Rocio; Correa, María A.; Vallejo, Juan y Fernández de Ullivarri, Enrique.

C1P54. DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS CON DIFERENTES TEXTURAS Y APLICACIÓN DE CARBONATO DE CALCIO

Rasche Alvarez, Jimmy W.; Rolón Paredes, Gustavo A.; Lares Cuevas, Derlis H.; Rojas Cáceres, Ariel; González Blanco, Alicia N. y Rheinhermer dos Santos, Danilo.

C1P55. LA FORESTACIÓN Y FRACCIONES ORGÁNICAS EN SUELOS ARENOSOS DEL CENTRO OESTE DE CORRIENTES ARGENTINA

Rey Montoya, Tania Soledad, Grancic, Carla Eliana, Fernández, López Carolina, Fabrizio de Iorio, Alicia y Gallardo Lancho, Juan Fernando

C1P56. INFLUENCIA DE SUELOS CONTRASTANTES EN EL VIGOR DE CVS. DE *VITIS VINÍFERA* L.

Roig, Federico; Berli, Federico; Mastrantonio, Leandro; Casamitjana, Nadia y Piccoli, Patricia

C1P57. IMPLEMENTACION DE MUESTRAS PATRONES INTERNAS EN EL LABORATORIO DE SUELOS DE LA EEAOC TUCUMAN

Rojas Quinteros, H.; Morandini M.; Madrid F.; Navarro Dimarco J. y Arroyo E.

C1P58. RELACIONES ENTRE VARIABLES EDÁFICAS EN SUELOS DE UN MONTE NATIVO Y AGRÍCOLAS AFECTADOS POR INCENDIOS

Rubenacker, Andrea; Dionisi, Carla; Vettorello, Cecilia y Ceppi, Silvia.

C1P59. EFECTO DEL TIPO DE ESTRUCTURA EDÁFICA SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA EN UN ARGUJOL TÍPICO

Sainz, Daiana; Behrends Kraemer, Filipe; Fernández, Patricia; Carfagno, Patricia; Eiza, Maximiliano y Chagas, Celio.

C1P60. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA Y CONECTIVIDAD DE POROS EN CAMPO Y EN LABORATORIO EN TRES SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Soracco, C. Germán, Villarreal, Rafael; Oderiz, Agustín; Lozano, Luis; Salazar, María P.; Irizar, Alicia y Melani, Esteban M.

C1P61. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE VINAZA CRUDA EN PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS DEL SUELO

Sotomayor, C.; Morandini, M.; Sanzano, G.A. y Rojas Quinteros, H.

C1P62. ¿INFLUYE LA SALINIDAD EN LOS PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO?

Tarditti, Andrés J y Heredia, Olga S.

C1P63. EL USO DEL TEST DE PROCTOR PARA LA REDUCCIÓN DE LA COMPACTACIÓN DEL SUELO

Vázquez, Juan Manuel, Reposo, Gisela; Rojo, Veronica; Martínez, Maximiliano; Matilde Mur y Guecaimburú, Juan Martín



C1P64. DINÁMICA TEMPORAL DE GLIFOSATO EN UN SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL

Villarreal, Rafael; Soracco, C. Germán; Lozano, Luis Alberto; Vittori, Santiago; Salazar, María P; Melani, Esteban M y Marino, Damián.

C1P65. FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS EDÁFICAS Y SU RELACIÓN CON LAS FORMAS DE FÓSFORO BAJO DIFERENTES ROTACIONES DE CULTIVOS

Vilmar García, A.; Suñer, L.; Galantini, J. y Forján, H.

C1P66. PÉRDIDA DE SUELOS EN SISTEMAS INTENSIVOS CON RIEGO DE LOS VALLES TEMPLADOS DE JUJUY

Vilte, Cesar E.; Diez Yarade, Laura y Torres, Carlos.



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

Alvarez, Roberto^{1,2}; Gimenez, Analía¹, Pagnanini, Federico¹, Recondo, Verónica¹; Gangi, Daniela¹; Caffaro, Maria^{1,2}; De Paepe, Josefina L¹ y Berhongaray, Gonzalo³.

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

RESUMEN

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

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

INTRODUCCIÓN

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

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelos

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



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

Meta-análisis

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

Balance de cationes

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

Balance de protones

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

$$\text{Protones producidos (H}^+) = \text{entrada de NH}_4^+ - \text{salida de NH}_4^+ + \text{salida de NO}_3^- - \text{entrada de NO}_3^-$$

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

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

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

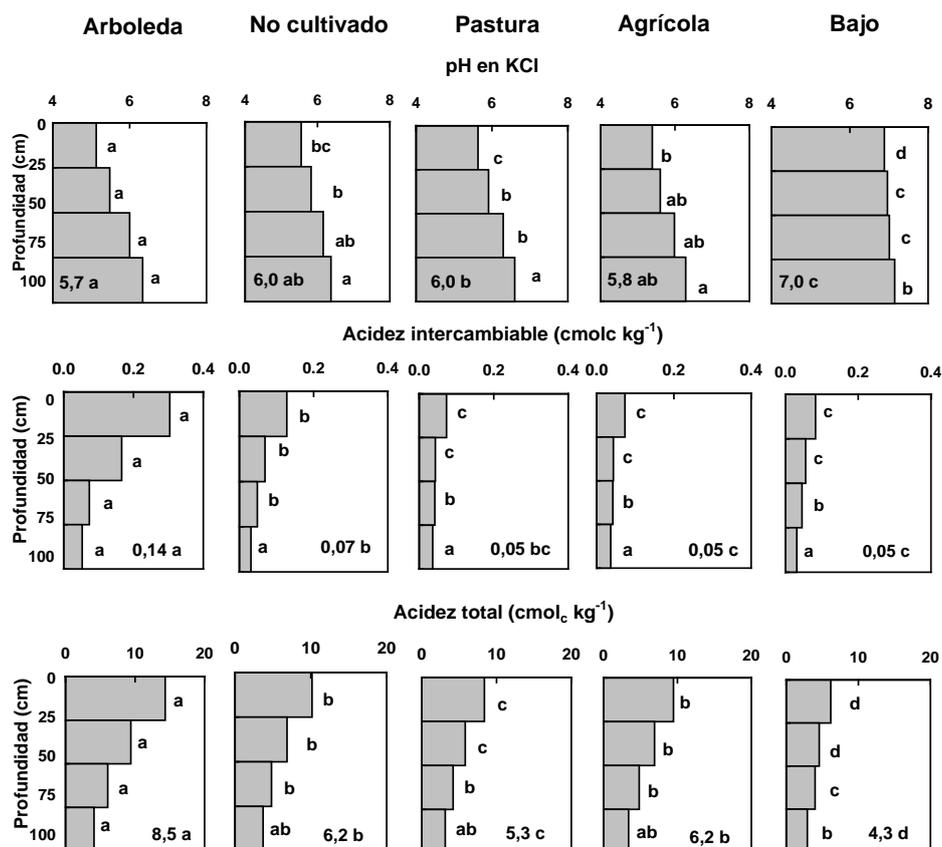


Figura 1: Efecto del uso del suelo sobre el pH y la acidez intercambiable y total. Letras distintas para una misma profundidad indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre usos. Los números al pie de los paneles indican la acidez media en el estrato 0-1 m.

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

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

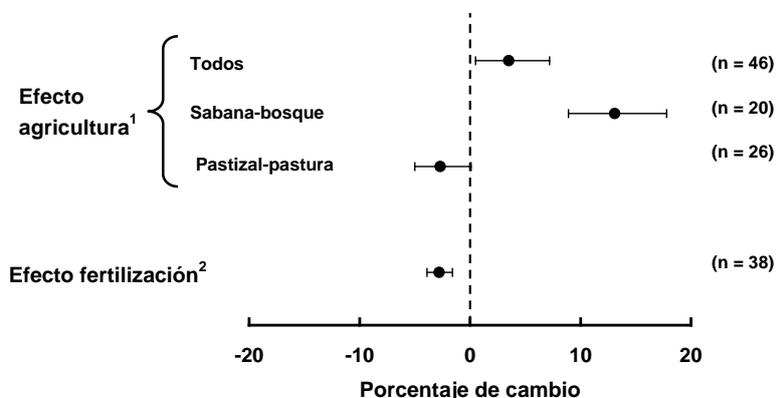


Figura 2: Meta-análisis de datos de pH en agua de la capa superficial del suelo en función del uso o de la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Los puntos indican el cambio promedio y las barras los intervalos de confianza del 95%. Los números entre paréntesis indican la cantidad de promedios incluida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

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

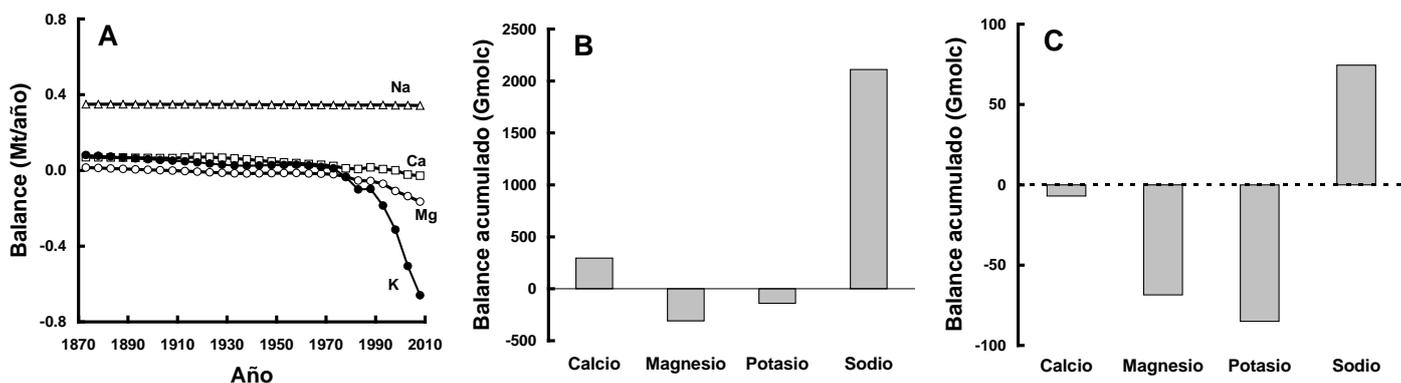


Figura 3: Balance de superficie de cationes de suelos cultivados de la Región Pampeana (27,9 Mha). A: balance anual en masa, B: balance acumulado en cargas del período 1870-2010, C: balance acumulado en cargas del período 2006-2010.

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

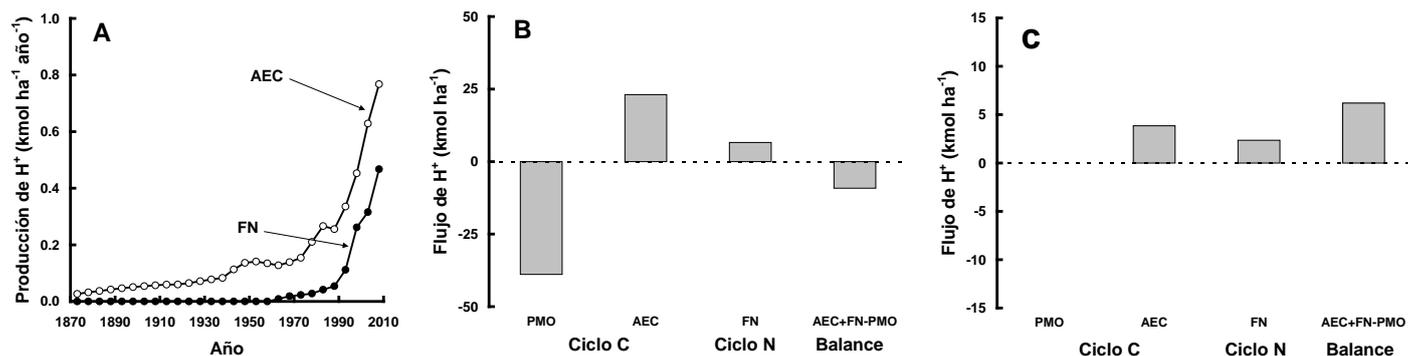


Figura 4: A: producción de protones en función del tiempo para los procesos de fertilización nitrogenada (FN) y absorción en exceso de cationes (AEC) en los suelos cultivados de la Región Pampeana. B: flujo acumulado de protones del período 1870-2010. PMO= pérdida de materia orgánica. C: flujo acumulado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

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

CONCLUSIONES

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

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

BIBLIOGRAFÍA

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



- Alvarez, R., Steinbach, H.S. & De Paepe, J.L. 2015b. Nitrógeno. En: Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana. Capítulo 4, pág. 93-146. Editorial FAUBA, Buenos aires, Argentina.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S. & De Paepe, J.L. 2017. Cover crop effects on soils and subsequent crops in the Pampas: A meta-analysis. *Soil Till. Res.* 170: 45-53.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S. & De Paepe J.D. 2016. Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. *Ciencia del Suelo* 34:231-244.
- Amiotti, N.M., Zalba, P., Sanchez, L.F. & Peinemann, N. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. *Ecology* 81: 3283-3290.
- Berhongaray, G., R Alvarez, J De Paepe, C Caride & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192: 97-110.
- Berthrong, S.T., Jobbagy, E.G. & Jackson. R. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecol. Appl.* 19: 228-2241.
- Bolan, N.S. & Hedley, M.J. 2003. Role of carbon, nitrogen, and sulfur cycles in soil acidification. En: Handbook of soil acidification (Z. Rengel, ed.) Marcel Dekker, NY.
- Brady, N.C. 1990. The nature and properties of soils. 10th edition. Macmillan Pub. Co., New York, pp. 597.
- Buschiazzo, D.E., Hevia, G.G., Urioste, A.M & Hepper, E.N. 2000. Cultivation effects on phosphate forms and sorption in loess-soils of Argentina. *Soil Sci.* 165: 427-436.
- Carnelos, D.A., Michel, C.L., Portela, S., Jobbagy, E.G., Jackson, E.G., Di Bella, R.B., Pamario, C., Fangúndez, C., Grion, L.C., Carreño, L. & Piñeiro, G. 2014. Variación espacial y temporal de las deposiciones atmosféricas en Argentina y Uruguay. Actas Reunión Binacional Uruguay-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agroclimatología, 2 pág.
- CIAFA. 2017. Consumo de fertilizantes en el agro 2016. Disponible en <http://www.ciafa.org.ar/files/amK1HTFpCjxc30gTZfKwcGcTfjSayEgo8AsUV1MA.pdf> (20/02/2018).
- Fujii, K., Funakawa, S., Hayakawa, C., Sukartiningsih & Kosaki, T. 2009. Quantification of proton budgets in soils of cropland and adjacent forest in Thailand and Indonesia. *Plant Soil* 316: 241-255.
- Goulding, K.W.T. 2016. Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil Use Manag.* 32: 390-399.
- Guo, J.H., Liu, X.J., Zhang, Y., Shen, J.L., Han, W.X., Zhang, W.F., Christie, P., Goulding, K.W.T., Vitousek, P.M. & Zhang, F.S. 2010. Significant acidification in major Chinese croplands. *Science* 327: 1008-1010.
- Hein, W., Panigatti, J.L. & Pirolo, T.V. 1981. Nitrógeno en aguas de lluvia en Rafaela. INTA Rafaela Publicación Técnica 17, Argentina.
- Helyar, K.R. & Porter, W.M. 1989. Soil acidification, its measurement and the processes involved. Soil acidity and plant growth. AD Robson (Ed.). Academic Press, Sydney, pp.61-101.
- Jobbagy, E.G. & Jackson, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grassland to forest. *Biogeochemistry* 64: 205-229.
- Maddonni, G.A., Urricariet S., Ghersa, C.M. & Lavado, R.S. 1999. Assessing soil quality in the Rolling Pampa using soil properties and maize characteristics. *Agron. J.* 91: 280-287.
- Miretti, M.C., Pilatti, M., Lavado, R.S. & Imhoff, S.C. 2012. Historia de uso del suelo y contenido de micronutrientes en Argiudoles del centro de la Provincia de Santa Fe (Argentina). *Ciencia del Suelo* 30: 67-73.
- Pansu, M. & Gautheyrou, J. 2006. Handbook of soil analysis. Mineralogical, organic and inorganic methods. The Netherlands, Springer, pp. 677-686.
- USDA. 2014. Kellogg soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations reports \circ N 42, Version 5. pp. 251-254.
- Tang, C. & Rengel, Z. 2003. Role of plant cation/anion uptake ratio in soil acidification. Handbook of soil acidity. Z Rengel (Ed.). Marcel Dekker, Inc. New York.
- Thomas, G.W. & Hargrove, W.I. 1984. The chemistry of soil acidity. Soil acidity and liming. 2nd edition. F Adams (Ed.). Soil Sci. Soc. Am. Inc. Madison, USA. Pp. 3-56.
- Villarino, S.H., Studdert, G.A., Baldassini, P., Cendoya, M.G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., Piñeiro, G. 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. *Sci. Total. Environm.* 575: 1056-1065.



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

Behrends Kraemer, Filipe^{1,4} Castiglioni, Mario G.¹; Fernández, Patricia L.^{2,4}; Chagas, Celio I.¹ y Morrás, Héctor J.M.³.

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

RESUMEN

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

Palabras clave: micromorfología, compactación, estructuras laminares



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

Biggeri, ME^{1*}; Gallardo Araya, NL¹; Vega, D¹; Perri, D^{1,2}; Nazábal, B¹; Monkes, J¹; Mochi, L¹; Leibovich, T¹; Lopez del Valle, C¹; Facio, F¹; Destefano, C¹; Arqueros, MX¹ y Fernandez, PL^{1,2*}

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

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CONICET

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

RESUMEN

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

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



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

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

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

RESUMEN

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

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



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

Castiglioni, Mario¹; Sasal, María Carolina²; Wilson, Marcelo Germán²; Oszust, José³ y Gabioud, Emanuel²

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

RESUMEN

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

Palabras clave: estructura espacial; variabilidad temporal; distribución estadística



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

Chirkes, Johanna¹; Heredia, Olga S.¹; Pereira Hamilton² y Korndörfer, Gaspar H²

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

RESUMEN

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

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



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

Ciarlo, Esteban*¹; Abuamscha Martín², Muschietti-Piana, M. del Pilar¹; Garrote Cortinez, Angela¹ y Giuffré, Lidia¹

¹ Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

² Syngenta Argentina

* e-mail de contacto: ciarlo@agro.uba.ar

RESUMEN

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

Palabras clave: Variabilidad, agricultura, pastizal

INTRODUCCIÓN

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

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



MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

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

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

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

Diseño de muestreo y determinaciones analíticas

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

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

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

Análisis estadísticos

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

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

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



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

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

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

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

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

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



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

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

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

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

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

CONCLUSIONES

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

AGRADECIMIENTOS

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



BIBLIOGRAFÍA

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



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



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

Ciarlo¹, Esteban A.; Cosentino¹, Diego J., García², Mirta G. y González¹ Franco A.

1 Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

2 Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales – Universidad de La Plata

* e-mail de contacto: ciarlo@agro.uba.ar

RESUMEN

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

Palabras clave: Programa, Interlaboratorios, Participación

INTRODUCCIÓN

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

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

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



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

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción general de las rondas del Programa Interlaboratorios del PROINSA

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

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

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

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

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

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



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

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

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

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

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Laboratorios intervinientes

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

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

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

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

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

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

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



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

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

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

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



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

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

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

Participación de los laboratorios por ronda

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

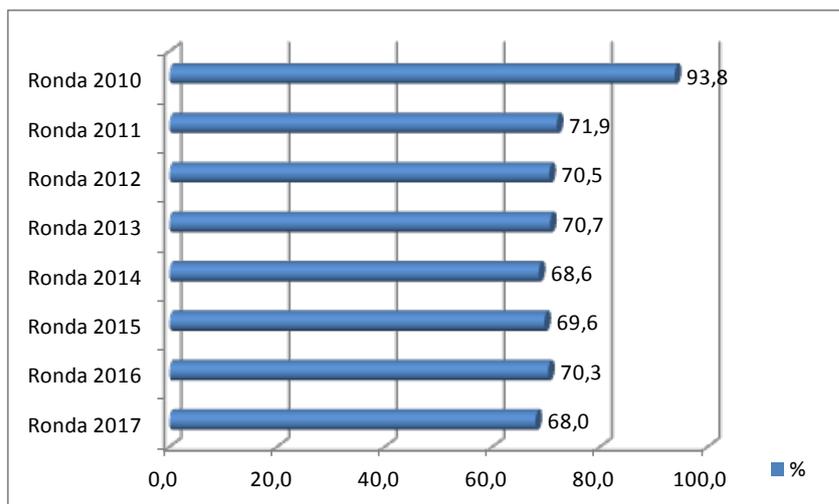


Figura 1: Porcentaje de participación de los laboratorios, obtenido del promedio de participación entre los analitos ofrecidos en cada ronda.

CONCLUSIONES

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

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

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

BIBLIOGRAFÍA

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



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

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

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

RESUMEN

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

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

INTRODUCCIÓN

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

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

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y ambiente

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

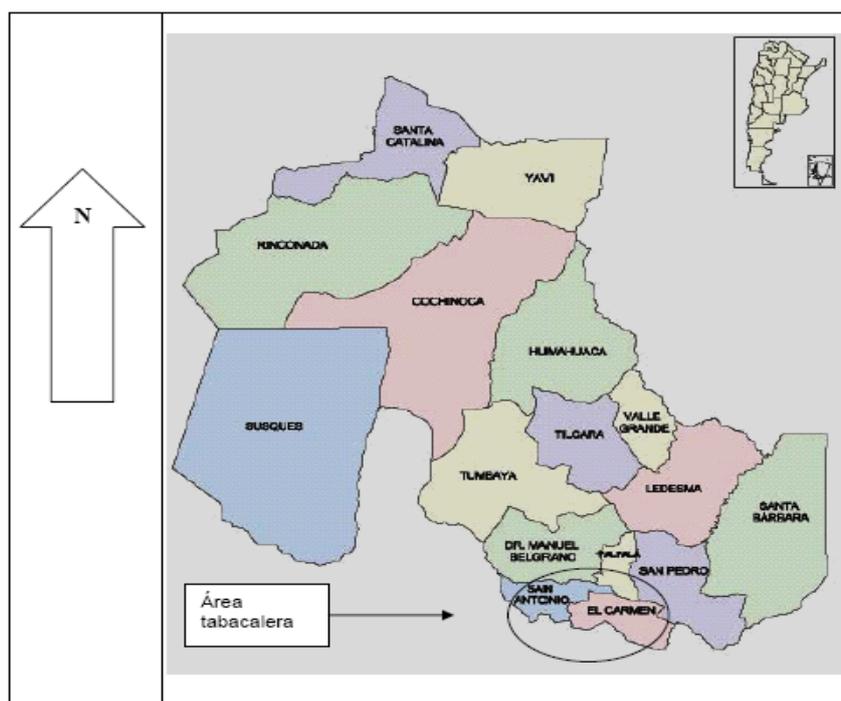


Figura 1: Área tabacalera del Valle Templado de Jujuy

Muestreo

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

Determinación

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

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

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



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

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

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

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

CONCLUSIONES

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

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

AGRADECIMIENTOS

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

BIBLIOGRAFÍA

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



- Castiglioni, M.; F Kraemer & H Morras. 2013. Efecto de la secuencia de cultivos bajo siembra directa sobre la calidad de algunos suelos de la región Pampeana. *Ciencia del Suelo* 31 (1): 93-105.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ci. Suelo* 23(1): 59-67.
- Gálvez, V.; L Otero & N Navarro. 1999. Breve reflexión de los suelos de la llanura Sur de Pinar del Río. *Rev. Agric. Orgánica*. 4 (1): 14-15.
- Gálvez, V.; L Rivero; L Otero & N Navarro. N. 2000: "Interacciones entre las propiedades de los suelos, el manejo y el entorno en el sur de Pinar del Río. Fondo bibliotecario Academia de Ciencias de Cuba.
- Gil, J.A.; O Veroz; JL Hernanz & EJ González. 2009. Ahorro y Eficiencia Energética con Agricultura de Conservación. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Recuperado de: http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10995_Agr12_Agric_conservacion_A2009_1ef06e4a.pdf.
- Giráldez, J. V. (2003). Evolución de las propiedades físicas del suelo y agricultura de conservación. *Asociación Española Agricultura de Conservación/Suelos Vivos*. Córdoba, (2), 9-14.
- Gregorich, EG & HH Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. Pp. 167-190. En: MR Carter & BA Stewart (eds.) *Structure and organic matter storage in agricultural soil*. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Raton, Florida, EE.UU.
- Moraes, GM; FAX Xavier; ES Mendonca; JA Araujo Filho & TS Oliveira. 2011. Chemical and structural characterization of soil humic substances under agroforestry and conventional systems. *Braz. J. of Soil Sci.* 35: 1597-1608.
- Nelson, D.W. & Sommer.. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A L (Ed). *Methods of soil analysis. Part 2*. American Society of Agronomy. USA, Agronomy 9, pp. 539-579.
- Otero, A; L Rivero; V Gálvez & P Porras. 2003: Aplicación práctica de un Sistema Automatizado a la conservación y mejoramiento de los suelos y del Medio Ambiente en áreas de tabaco de Las Martinas. Informe Primera Etapa, Proyecto PT0317. Instituto de Suelos. Informe Primera Etapa, Proyecto PT0316. Instituto de Suelos; 13 pp.
- Purakayastha, TJ; L Rudrappa; D Singh; A Swarup & S Bhadraray. 2008. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize-wheat-cowpea cropping system. *Geoderma* 144: 370-378.
- Schwenke, GD; DJ Reuter; RW Fitzpatrick; J Walker & PO Callaghan. 2003. Soil and catchment health indicators of sustainability: case studies from southern Australia and possibilities for the northern grains region of Australia. *Aust. J. Exp. Agric* 43: 205-222.
- Studdert, G & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1496-1503.
- USDA, N. (1998). *Keys to soil taxonomy*. USDA, Washington DC Google Scholar.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreño; EC Jobaggy; H Pereyra; J Clatt; D Pincen & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Glob Chang Biol* 17(2): 959-973.



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

Condori, Alicia. A^{1*}; Di Mauro, Guido²; Bacigaluppo, Silvina³ y Salvagiotti, Fernando³.

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

*condori.alicia@inta.gob.ar

RESUMEN

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

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



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

Cora Jofré, Florencia^{1,2}; Perez, Micaela³; Kloster, Nanci^{3*} y Savio, Marianela^{1,2}

¹ Facultad Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Av. Uruguay 151, 6300 Santa Rosa, La Pampa, Argentina

² Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP), Mendoza 109, L6302EPA Santa Rosa, La Pampa, Argentina

³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", INTA, ruta Nac. N° 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.

kloster.nanci@inta.gov.ar

RESUMEN

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

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

INTRODUCCIÓN

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

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

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

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



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

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

MATERIALES Y MÉTODOS

Reactivos y soluciones

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

Muestras de suelo y extracción de cationes intercambiables

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

La extracción de cationes intercambiables se realizó a partir de 2,00 g de suelo, adicionando 10 mL de solución de acetato de amonio 1 mol L⁻¹ pH 7. El tubo se agitó en posición horizontal a 180 golpes min⁻¹ durante 5 min y se centrifugó. El sobrenadante se filtró con papel de filtro tipo S&S N°859, colectando el filtrado en un matraz de 50 mL. El procedimiento (agitado, centrifugado y filtrado) se repitió tres veces y luego se llevó a volumen de 50 mL con solución de acetato de amonio.

Instrumental y métodos analíticos para la determinación de cationes

La determinación complejométrica de Ca y Mg se realizó sobre 10 mL de extracto de suelo, al cual se adicionó 4 mL de buffer NH₃/NH₄Cl para obtener pH 10 y una pizca de indicador Negro de Eriocromo T. La determinación de Ca se realizó sobre otra alícuota de 10 mL de extracto, al cual se adicionó 10 mL de NaOH 1 mol L⁻¹ para obtener pH 12 y una pizca de indicador Calcón. En ambos casos se tituló con EDTA 0.01 mol L⁻¹ empleando una bureta automática con precisión de 0.01 mL, hasta que el indicador viró de color rojo vinoso a azul. La concentración de Mg se determinó por diferencia.

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

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

Validación de métodos instrumentales: FAAS y MPAES



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

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

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

Análisis estadístico

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

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comparación de técnicas para la cuantificación de cationes intercambiables

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

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

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

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

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

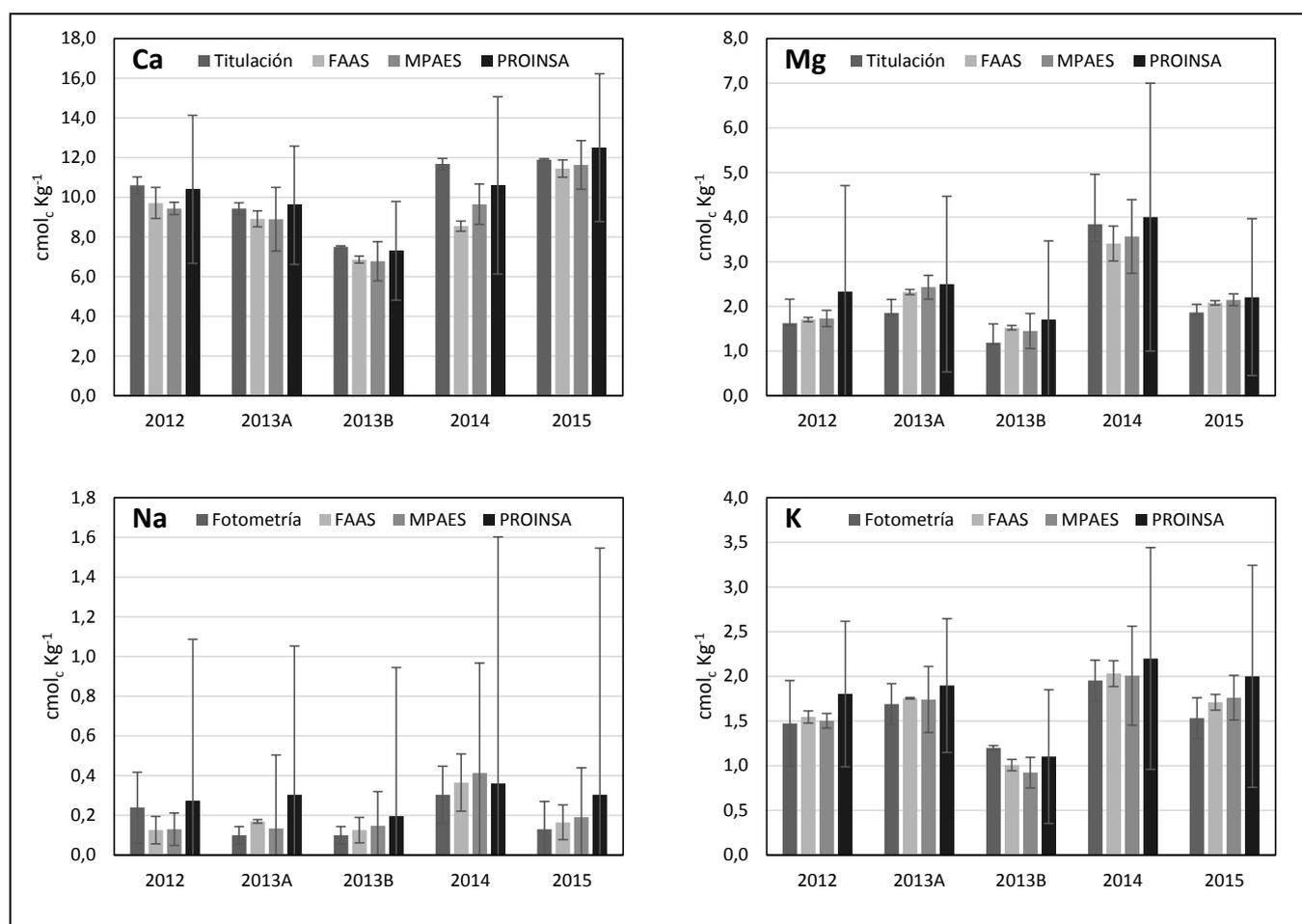


Figura 1. Métodos clásicos vs. instrumentales en la determinación de Ca, Mg, Na y K intercambiables en suelo.



Validación de métodos: FAAS y MPAES

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

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

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

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

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

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

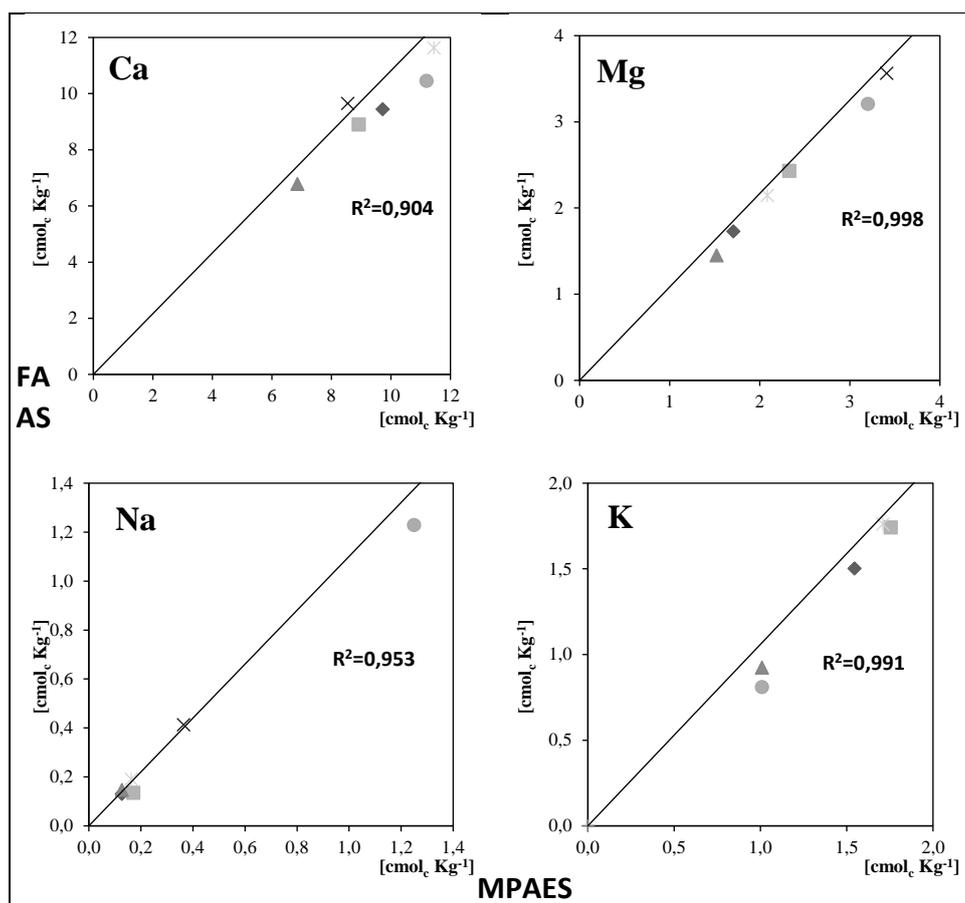


Figura 2. Comparación de métodos instrumentales, FAAS vs. MPAES, en la determinación de Ca, Mg, Na y K. La línea representa la recta $y=x$.

CONCLUSIONES

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

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

AGRADECIMIENTOS

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

BIBLIOGRAFÍA

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



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



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

De Bustos, M.E.*⁽¹⁾; Quiroga, E.⁽¹⁾; Biurrun, F.⁽²⁾; Agüero, W.⁽²⁾; Ahumada, R.⁽¹⁾; Álvarez, S.⁽¹⁾

⁽¹⁾ INTA, EEA-Catamarca, Argentina. Ruta Provincial N° 33 Km. 4,5 (4705). ⁽²⁾ INTA, EEA-Chamical, La Rioja, Argentina. *Email: debustos.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

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

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

INTRODUCCIÓN

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

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

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

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

MATERIALES Y MÉTODOS

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

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



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

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

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

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

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

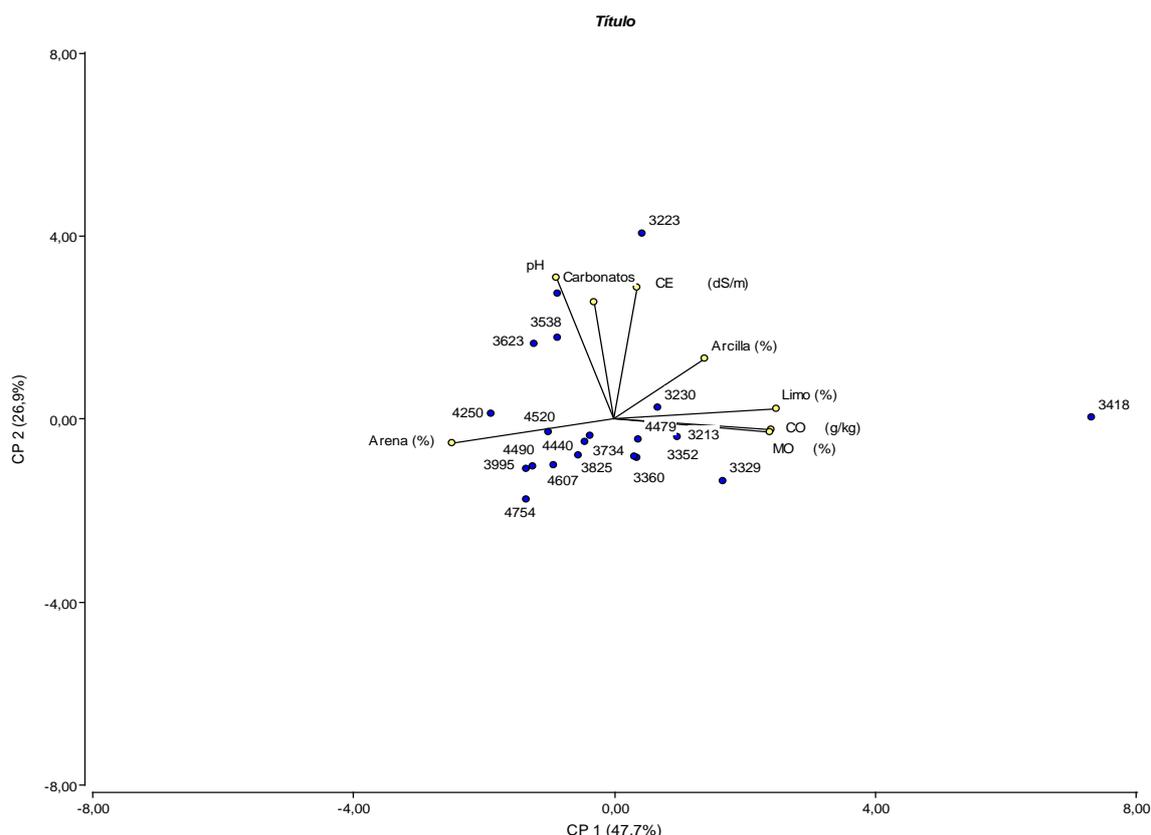


Figura 1: Análisis de componentes principales para las variables de suelo (pH, CE, carbonatos, % Arcilla, % Limo, % Arena, % Materia orgánica, Ca en cada sitio. Los puntos no asociados a líneas, corresponden la altura sobre el nivel del mar de los sitios de muestreo.



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

CONCLUSIONES

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

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. & H. Steinbach. 2006. Factores climáticos y edáficos reguladores del nivel de materia orgánica. En: *Materia Orgánica: Valor agronómico y dinámica en los suelos pampeanos* (31-40 pág). Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires, Argentina. 206 pp.
- Chapman, H. & P. Pratt. 1973. *Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas*. Editorial Trillas. México. 195 pp.
- Conti, M. 2005. Intercambio de iones. En: *Principios de edafología con énfasis en los suelos argentinos* (200-211 pág). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Argentina. 430 pp.
- Delgado, C. & R. Gomero. 1988. Textura, carbono orgánico y carbonatos de los sedimentos del margen continental peruano. En: *Recursos y dinámica del ecosistema de afloramiento peruano*. Instituto del Mar del Perú Boletín: Callao, Perú. 10 pp.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Galantini, J., Iglesias, J., Landriscini, M., Suñer, L. & G. Minoldo. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina* (71-95 pág). Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 308 pp.
- Navarro García, G. & S. Navarro García. 2013. *Química Agrícola: Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas*. Editorial MundiPrensa. España. 492 pp.
- Morláns, M.C. 1995. Regiones naturales de Catamarca: provincias geológicas y provincias fitogeográficas. *Rev. C y T UNCa* N° 2.
- Pasclae, C. 2005. Factores formadores de suelo. En: *Principios de edafología con énfasis en los suelos argentinos* (117-132 pág.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Argentina. 430 pp.
- Quiroga, E., Biurrun, F., Agüero, W., Nakamatsu, V., Puriccelli, M. & M. Rojas. 2011. Relationship between soil parameters, altitude and plant communities in Laguna Blanca valley, Argentine Puna. 9th International Rangeland Congress held in Rosario, Santa Fe, Argentina, April 2-8, 2011 are available on CD-Rom.
- Real Academia Española (RAE). 2017. <http://dle.rae.es/?w=diccionario> visitado: 18/08/2017.



CIP13. COMPACTACIÓN EN SUELOS DE TEXTURA ARENOSA. EFECTO DE LA GRADUACIÓN DE LAS ARENAS

de Dios Herrero, Juan M.¹; Colazo, Juan C.¹ y Buschiazzo, Daniel E.²

¹INTA EEA San Luis. Rutas Nac. 7 y 8. Villa Mercedes, San Luis. Argentina. dediosherrero.juan@inta.gob.ar

²INCITAP (CONICET – UNLPam).

RESUMEN

Los objetivos de este trabajo fueron: i) analizar el efecto del contenido de carbono orgánico y la textura sobre la densidad aparente máxima en suelos arenosos cultivados y sin cultivar, y ii) determinar el efecto del coeficiente de uniformidad de arenas en la compatibilidad de los suelos. El estudio fue realizado en 11 sitios de la provincia de San Luis. Por triplicado se tomaron muestras en dos situaciones de manejo de suelo: Cultivados (C) y sin Cultivar (SC). En ellas determinamos el contenido de carbono orgánico (Walkley & Black), la textura (método de la pipeta) y la densidad aparente máxima (Test Proctor). Con las fracciones de arena calculamos el coeficiente de uniformidad. El mismo fue utilizado para agrupar los suelos en función de características similares. Los resultados fueron analizados mediante una prueba-t ($=0,05$) y regresiones simples. Al analizar en conjunto todos los suelos C, la DA Máxima (DAMax) se relacionó débilmente con la textura, sin embargo cuando se separaron según CU, se distinguieron dos poblaciones de suelos, de los cuales se compactaron en mayor medida aquellos con arenas bien graduadas. DAMax fue mejor explicada por la textura en los suelos C que en los SC. En los suelos C, mejoró el ajuste de las ecuaciones de regresión cuando se agruparon los suelos en función de CU, DAMax aumentó linealmente con el incremento de partículas finas (L+A). Los suelos SC con mayores contenidos de COT que C ($P<0,05$) reflejaron mejor la correlación con DAMax. Se verificó el efecto de la graduación de las arenas en los dos manejos, en ambos casos se compactan más los suelos cuando la graduación de las arenas es más uniforme en todo el rango.

Palabras claves: Compactabilidad, coeficiente de graduación, densidad aparente máxima

INTRODUCCIÓN

La compactación de suelos agrícolas es uno de los procesos degradativos que más afecta la producción de cultivos en muchos suelos del mundo (Tim Chamen *et al.*, 2015). Una forma de determinar la compactación del suelo es la densidad aparente máxima (DAMax), la cual puede ser determinada mediante el test estándar de Proctor, diseñado inicialmente para trabajos de ingeniería civil (Proctor, 1933) y ampliamente utilizado en la actualidad en distintas situaciones de manejo de suelos, como forestales (Krzic *et al.*, 2004) o agrícolas (Wagner *et al.*, 1994; Blanco-Canqui *et al.*, 2009).

La compactación del suelo es afectada por factores intrínsecos, como por ejemplo el contenido de materia orgánica, en general se ha comprobado que la densidad aparente máxima disminuye con el aumento del contenido de carbono orgánico (Thomas *et al.*, 1996; Quiroga *et al.*, 1999; Díaz Zorita & Grosso, 2000; Blanco-Canqui *et al.* 2009). Por otro lado, Aragón *et al.* (2000) observaron que al agrupar los suelos el coeficiente de determinación (R^2) aumenta, sugiriendo el efecto de otras variables en el ajuste de la regresión entre DAMax y el carbono orgánico total (COT). Con respecto a la textura del suelo se han encontrado resultados disímiles en la bibliografía en cuanto a la relación a su efecto sobre DAMax. Reichert *et al.* (2009), en un rango textural amplio de suelos, encontraron que la densidad aparente máxima disminuye en función del aumento del contenido de limo+arcilla. Mientras que Nhandumbo *et al.* (2006) y Keller *et al.* (2010) desarrollaron modelos cuadráticos, demostrando que a contenidos bajos de limo+arcilla la densidad aparente máxima aumenta conforme aumenta limo+arcilla hasta un cierto valor máximo a partir del cual comienza a disminuir.

El cálculo de parámetros obtenidos a partir de la distribución de las partículas granulométricas y su relación con la compactación de los suelos está poco estudiada, Keller *et al.* (2010) plantearon la aplicación del modelo de Rosin-



Rammler, el cual contempla dos parámetros, uno de homogeneidad en la distribución de las partículas (β) y otro sobre el predominio de un tamaño de partícula determinado (α). Estos autores encontraron una relación entre la densidad aparente de referencia con α pero no con β . Para Schjonning & Thomsen (2013) estos coeficientes parecen ser menos importantes en la estimación de la densidad aparente que el contenido de COT. Estos estudios han utilizado el total de las partículas granulométricas del suelo, incluyendo el contenido de arenas totales, limo y arcilla. Existen pocos estudios que analicen el efecto que tiene la graduación de las arenas del suelo en la compactación, la cual juega un rol importante en la DAMax (Arvelo Guerrero, 2004). Este autor encontró que suelos con el mismo contenido de partículas finas y con una graduación uniforme de arenas presentan mayor DAMax que aquellos con una pobre graduación.

En la provincia de San Luis, en donde prevalecen los suelos arenosos, no existe suficiente información acerca de la compactibilidad de los suelos y de los factores que afectan su desarrollo. Trabajos realizados en la pampa húmeda dan cuenta del efecto de limos de baja densidad (Cosentino & Pecorari, 2002) o de limos totales (Aragón *et al.* 2000), partículas que no predominan en estos suelos. Es por ello que los objetivos de este trabajo fueron: i) analizar el efecto de las propiedades edáficas como el contenido de carbono orgánico y la textura sobre la compactibilidad en suelos cultivados y sin cultivar con altos contenidos de arena y ii) determinar el efecto del coeficiente de uniformidad de arenas en la compatibilidad de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en suelos de la provincia de San Luis. Se tomaron muestras de sitios de dos situaciones de manejo de suelo; a) Sin Cultivar (SC), ecosistema caracterizado por la presencia de un estrato arbóreo dominado por Caldén, algarrobo o chañar, en una condición de mínimo disturbio sometido ocasionalmente a ganadería extensiva y nunca labrado, y b) Cultivados (C), suelos cultivados con labranza de siembra directa o convencional (rastra de disco y arado rastra).

Se tomaron muestras de suelo por triplicado en cada sitio de los primeros 20 cm de profundidad, luego de ser secadas al aire y tamizadas por tamiz de 2 mm se determinó el contenido de carbono orgánico (COT) con el método de Walkley & Black, (Nelson & Sommers, 1996). La composición granulométrica se determinó por el método de la pipeta de Robinson (Gee & Or, 2002). La distribución de las fracciones de arenas se realizó por medio de tamizado resultando las siguientes fracciones: 50-75 μm , 75-100 μm , 100-250 μm , 250-500 μm , 500-1000 μm y 1000-2000 μm . Luego se determinó el coeficiente de uniformidad (CU) a partir de la relación de los porcentajes acumulados de cada fracción en función del tamaño de cada una (Fig. 1). El cálculo de CU se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

Donde d_{10} es el diámetro de partículas correspondiente al 10 % del acumulado y d_{60} es el diámetro de partículas correspondiente al 60 % del acumulado.

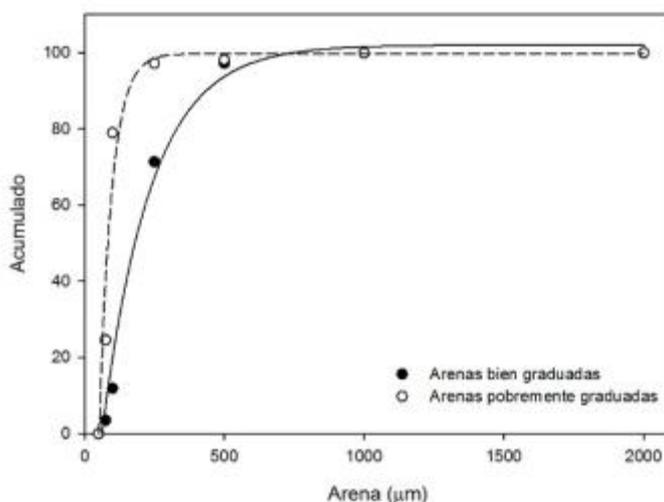


Fig 1. Relación entre el tamaño de las partículas de arena (μm) y la distribución acumulada de las partículas.

La densidad aparente máxima (DAMax) fue determinada usando el test estándar de Proctor (Proctor, 1933; ASTM, 2000). Las muestras de suelo fueron secadas al aire y luego pasadas a través del tamiz de diámetro de 4,75 mm. Con una constante energía de compactación en un rango determinado de humedad, la densidad aparente máxima (DAMax) se logra con un determinado contenido de humedad que se conoce como contenido de humedad crítico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de COT fue 76% mayor en SC que en C (Tabla 1) ($P < 0,05$), mientras que la textura fue similar. Por otro lado DAMax fue 9,4% mayor en C que en SC ($P < 0,05$), similar tendencia fue la encontrada por Quiroga *et al.* (1999) comparando suelos similares, relacionando esta tendencia a la disminución del COT por efecto de la agricultura.

Tabla 1: Contenidos medios de carbono orgánico total (COT), limo, arcilla, arena, densidad aparente máxima (DAMax) y coeficiente de uniformidad (CU) en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC).

Manejo	COT	Limo	Arcilla	Arena	DAMax	CU
		g kg^{-1}			Mg m^{-3}	
C (n=33)	6,02*	151	105	744	1,51*	1,92*
SC (n=27)	10,6	171	96	732	1,38	1,75

* significa diferencias estadísticas entre manejos (5%)

El CU medido en C fue de 1,76 y 2,05 para los suelos de arenas pobremente graduadas y bien graduadas respectivamente ($P < 0,05$), por otro lado para los suelos SC los valores fueron 1,49 y 2,07 para los suelos de arenas pobremente graduadas y bien graduadas respectivamente ($P < 0,05$). En los suelos C existió una relación lineal y negativa entre la DAMax y COT (tabla 2), como se ha registrado con anterioridad Thomas *et al.* 1996; Aragón *et al.* 2000). Como se observa en la tabla 2, el ajuste entre DAMax y COT es bajo ($R^2 = 0,14$) e inferior a los encontrados en otros trabajos:



Keller *et al.* (2010), en un rango de COT equivalente ($R^2 = 0,38$), Blanco Canqui *et al.* (2009) estudiando suelos agrícolas encontró valores similares ($R^2 = 0,45$), y algunos casos superiores a estos como Díaz Zorita *et al.* (2000) ($R^2=0,75$). Este resultado sugiere que la falta de ajuste en estos suelos se deba a otros factores a tener en cuenta. Al separar los suelos respecto a la uniformidad de las arenas, en aquellos con las arenas pobremente graduadas, mejoró el ajuste ($R^2 = 0,32$) asemejándose a las encontradas en la bibliografía. En los suelos SC se encontró una fuerte relación entre DAMax y COT ($R^2 = 0,69$), que en los suelos con arenas pobremente graduadas es mayor ($R^2 = 0,88$). Al comparar los suelos SC de los dos tipos de arena se observa que en los suelos con arenas bien graduadas DAMax es 6% que en suelos de arenas pobremente graduadas para un mismo valor de COT.

Al analizar todos los suelos C, la DAMax se relacionó débilmente con la textura (Tabla 2), como ha descripto Ball *et al.* (2000) al relacionar DAMax y el contenido de arcilla. Los dos grupos de suelos por separado permiten diferenciar la incidencia del aumento de L+A. Según este modelo, en suelos con el mismo contenido de L+A, aquellos que presentan arenas bien graduadas se compactan entre 8-10% más que suelos con arenas pobremente graduadas. Las arenas bien graduadas se compactan más que las arenas pobremente graduadas, debido a que los arreglos de las partículas en las arenas bien graduadas provén menos espacios que los encontrados en el otro tipo de arenas (Arvelo Guerrero, 2004).

Tabla 2: Ecuaciones de regresión de la densidad aparente máxima (DAMax) en función del contenido de carbono orgánico total (COT) y de limo+arcilla (L+A).

Cultivos	Ecuación de regresión		R ²
Todos los suelos (n=33)	DAMax = 1,58 – 0,01 COT	P < 0,05	0,14
	DAMax = 1,45 + 2,6 10 ⁻⁴ L+A	P < 0,1	0,11
Arenas pobremente graduadas (n=15)	DAMax = 1,53 – 0,01 COT	P < 0,05	0,32
	DAMax = 1,3 + 0,0006 L+A	P < 0,0001	0,76
Arenas bien graduadas (n=18)	DAMax = 1,56 – 0,0009 COT	ns	< 0,1
	DAMax = 1,42 + 0,0006 L+A	P < 0,05	0,39
Sin cultivar			
Todos los suelos (n= 27)	DAMax = 1,57 – 0,02 COT	P < 0,0001	0,69
	DAMax = 1,45 + 3,7 10 ⁻⁴ L+A	ns	0,02
Arenas pobremente graduadas (n=15)	DAMax = 1,48 – 0,01 COT	P<0,0001	0,88
	DAMax = 0,99 + 0,001 L+A	P < 0,05	0,39
Arenas bien graduadas (n=12)	DAMax = 1,57 – 0,01 COT	P < 0,05	0,34
	DAMax = 1,6 - 0,0004 L+A	ns	0,13



CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo indican una mayor incidencia de la textura en los suelos C que en los SC, a su vez, en suelos con altos contenidos de arena el aumento de partículas finas (L+A) incrementa la compactabilidad. Los suelos SC con mayores contenidos de COT que C reflejaron mejor la correlación con DAMax. Se verificó el efecto de la graduación de las arenas en los dos manejos, en ambos casos se compactan más los suelos cuando la graduación de las arenas es más uniforme en todo el rango.

BIBLIOGRAFÍA

- Aragón, A; MG García; RR Filgueira & YA Pachepsky. 2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test; the relationship with organic carbon and water content. *Soil & Till. Res.* 56:197-204.
- Arvelo Guerrero. 2004. Effects of the soil properties on the maximum dry density obtained from the standard Proctor Test. Thesis Master of Science. University of Central Florida. Orlando, Florida. 110 pp.
- Ball, BC; DJ Campbell & EA Hunter. 2000. Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in UK. *Soil & Till. Res.* 57:83-91.
- Blanco-Canqui, H; LR Stone; AJ Schlegel; DJ Lyon; MF Vigil; MM Mikha; PW Stahlman & CW Rice. 2009. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:1871-1879.
- Cosentino, DJ & C. Pecorari. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 20:9-16.
- Díaz Zorita, M. & GA Grosso. 2000. Effects of soil texture, organic carbon and water retention on the compactability of soils from the Argentinian pampas. *Soil & Till. Res.* 54:121-126.
- Gee GW & D Or. 2002. Particle-size Analysis. Pp 255-293 en JH Dane & C Topp (ed) *Physical Methods. Methods of Soil Analysis. Part 4.* SSSA.
- Keller, T & I Håkansson. 2010. Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. *Geoderma* 154:398-406.
- Krzic, M; CE Bulmer; F Teste; L Dampier & S Rahman. 2004. Soil properties influencing compactability of forest soils in British Columbia. *Can. J. Soil Sci.* 84: 219-226.
- Nelson DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter, p. 961-1010. In DL Sparks et al. (ed) *Methods of soil analysis, Part 3.* 3rd ed. SSSA, Book Ser 5, SSSA, Madison WI.
- Nhantumbo, AB & AH Cambule. 2006. Bulk density by Proctor test as a function of texture for agricultural soils in Maputo province of Mozambique. *Soil & Till. Res.* 87:231-239.
- Proctor, RR. 1933. Fundamental principles of soil compaction. Description of field and laboratory methods. *Eng. News Record* 111:286-289.
- Quiroga, AR, DE Buschiazzo & N Peinemann. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. *Soil & Till. Res.* 52: 21-28.
- Reichert, JM; LE Akiyoshi Sanches Suzuki; DJ Reinert; R Horn & I Hakansson. 2009. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil & Till. Res.* 102: 242-254.
- Schjønnning, P & IK Thomsen. 2013. Shallow tillage effects on soil properties for temperate-region hard-setting soils. *Soil & Till Res.* 132:12-20.
- Tim Chamen, WC; AP Moxey; W Towers; B Balana & PD Hallett. 2015. Mitigating arable soil compaction: A review and analysis of available cost and benefit data. *Soil & Till. Res.* 146:10-25.
- Thomas, GW; GR Hazsler & RL Beving. 1996. The effects of organic matter and tillage on maximum compactability of soils using the proctor test. *Soil Sci.* 161:502-508.
- Wagner, LE; NM Ambe & D Ding. 1994. Estimating a Proctor density curve from intrinsic soil properties. *Trans. ASAE* 37(4):1121-1125.



C1P14. DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS INTEGRADOS ENTRE LA AGRICULTURA Y LA GANADERÍA

De Dios Herrero, Juan M.¹; Colazo, Juan C.¹; Saenz, Claudio¹; Guzmán, María L.¹ y Sager, Ricardo¹.

¹INTA EEA San Luis. Rutas Nac. 7 y 8. Villa Mercedes, San Luis. Argentina. dediosherrero.juan@inta.gob.ar

RESUMEN

El objetivo del siguiente trabajo fue evaluar la abundancia natural del isótopo ^{13}C en diferentes fracciones granulométricas del carbono orgánico del suelo (COS) en un suelo manejado bajo agricultura continua y otro con un manejo integrado entre la ganadería y la agricultura en el S de Santa Fe. Se compararon dos establecimientos: a) Sistema integrado agrícola-ganadero (ICLS): Producción de alfalfa (*Medicago sativa*) cada cuatro años, alternado con avena y una secuencia de cultivos de verano compuesta por maíz (*Zea mays*) y soja (*Glycine max*); b) Agricultura continua (CCS) sistema de cultivos de verano en siembra directa: Producción continua de secuencia maíz-soja y c) Clausura con vegetación natural (REF). Se tomaron muestras de suelo por triplicado de manera aleatoria de los primeros 0-5, 5-20, 20-40 y 40-60 cm. Se realizó el fraccionamiento físico del COS, del cual se obtuvieron las siguientes fracciones: particulado grueso (COPg, 100-2000 μm), particulado intermedio (COPi, 50-100 μm) y mineral (COM, < 50 μm). La medición de $\delta^{13}\text{C}$ se realizó por medio de la técnica de espectrometría isotópica de masas (EA-IRMS). Se observó en el estrato superficial (0-5 cm) una mayor acumulación de COM y COPi en los suelos REF, sin diferencias entre sistemas para la fracción COPg, en esta fracción existen diferencias en profundidad (20-60 cm), posiblemente el aporte de raíces es mayor que en ICLS y CCS. Se encontraron diferencias entre ICLS y CCS en COPi en el estrato 40-60 cm. Respecto a $\delta^{13}\text{C}$, la fracción COM reflejó la incidencia de cultivos C_4 en CCS, cuyos residuos presentan mayor contenido del isótopo ^{13}C , a diferencia de ICLS y REF, cuyos aportes al suelo combinan vegetación C_4 y C_3 .

Palabras clave: Sostenibilidad, carbono orgánico particulado, carbono 13.

INTRODUCCIÓN

En un contexto de cambio climático, la integración entre la agricultura y la ganadería constituyen una alternativa de manejo sustentable frente a sistemas simplificados de producción. La optimización de la gestión de la tierra debe centrarse en mejorar la eficiencia del uso de agua y nutrientes, así como la mitigación de los gases de efecto invernadero. En este sentido, la combinación de la siembra directa y pasturas perennes en los sistemas integrados es una práctica útil para mejorar los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) en comparación con los sistemas de cultivo continuo (Franzluebbers *et al.*, 2014).

Mediante el uso de técnicas nucleares e isotópicas fue posible la identificación del aporte de pasturas perennes en los primeros 20 cm de suelos bajos sistemas integrados en el S de Santa Fe (de Dios Herrero *et al.*, 2016). La combinación de esta técnica con el fraccionamiento físico del COS permitiría un mejor entendimiento de la dinámica de este enriquecimiento en el perfil del suelo. Es por ello que el objetivo del siguiente trabajo fue evaluar la abundancia natural del isótopo ^{13}C en diferentes fracciones granulométricas del COS bajo un suelo manejado bajo agricultura continua y otro con un manejo integrado entre la ganadería y la agricultura en el S de Santa Fe.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y suelos.

El estudio se realizó en el Sur de Santa Fe. Los suelos corresponden a Hapludoles Típicos (INTA, 2015). Se compararon dos establecimientos con diferentes sistemas de manejo y el mismo tipo de suelo: a) Sistema integrado agrícola-ganadero (SI): Producción de alfalfa (*Medicago sativa*) cada cuatro años, alternado con avena y una secuencia de cultivos de verano compuesta por maíz (*Zea mays*) y soja (*Glycine max*); y b) Agricultura continua (AC) sistema de cultivos de verano en siembra directa: Producción continua de secuencia maíz-soja. También fue seleccionada una clausura bajo vegetación natural (REF).

Se tomaron muestras de suelo por triplicado de manera aleatoria de los primeros 0-5, 5-20, 20-40 y 40-60 cm durante la primavera de 2016. Las muestras fueron secadas al aire y tamizaron por 2 mm. Se realizó el fraccionamiento físico de carbono orgánico, del cual se obtuvieron las siguientes fracciones: contenido de carbono orgánico particulado

grueso (COPg, 100-2000 μm) carbono orgánico particulado intermedio (COPi, 50-100 μm) y carbono orgánico mineral (COM, < 50 μm) de acuerdo a Cambardella & Elliott (1992). La técnica consistió en suspender 30 g de suelo en 120 ml de agua destilada, para realizar una agitación homogénea se utilizaron tres esferas pequeñas de vidrio en un agitador mecánico durante 4 h. El tamizado en húmedo se realizó con un tamizador por vibración (FRITSCH Analysette 3 PRO). Las distintas fracciones fueron secadas en estufa a 60°C hasta peso estable.

El $\delta^{13}\text{C}$ es una expresión de la abundancia natural del isótopo en relación a un material de referencia de laboratorio calibrado frente a un patrón internacional. La medición de $\delta^{13}\text{C}$ se realizó por medio de la técnica de espectrometría isotópica de masas (EA-IRMS) y la normalización de resultados de $\delta^{13}\text{C}$ se realizó en escala L-SVEC - NBS-19, según Coplen et al. (2006). $\delta^{13}\text{C}$ se expresa en unidades por mil (‰) y se calcula mediante la ecuación 1.

$$\delta^{13}\text{C}_{PDB}(\text{‰}) = \left[\frac{R_{\text{muestra}} - R_{PDB}}{R_{PDB}} \right] \times 1000 \quad \text{Ec. 1}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono orgánico particulado

La Figura 1 muestra la variación vertical en el perfil de suelo del contenido de CO en las diferentes fracciones. El contenido de COM fue mayor en REF (3,4 g kg⁻¹) que CCS (2,3 g kg⁻¹) y ICLS (2,1 g kg⁻¹) en los primeros 5 cm (P<0,05), las mismas diferencias se encontraron en COPi, mayor en REF (2,5 g kg⁻¹) que CCS (0,81 g kg⁻¹) y ICLS (0,99 g kg⁻¹) (P<0,05), no existieron diferencias de COPg. En profundidad (40 -60 cm) las diferencias fueron CCS>REF>ICLS (P<0,05). Los niveles de COP están directamente relacionados con los residuos vegetales en el suelo (Loss *et al.* 2012). Entre 5-20 y 20-40 cm, existieron diferencias solo en COPg, en donde REF>ICLS=CCS (P<0,05), esto puede ser debido a un mayor desarrollo radicular en REF en profundidad.

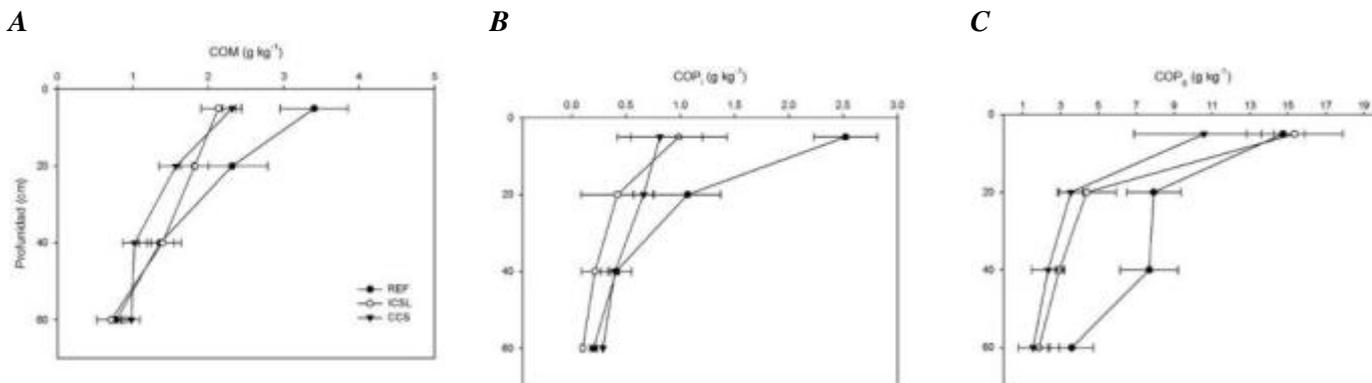


Figura 1: Variación vertical en el perfil del suelo del contenido de CO en a) carbono orgánico mineral (COM), b) carbono orgánico particulado intermedio (COPi) y c) carbono orgánico particulado grueso (COPg). REF = Referencia, ICLS = Sistema integrado, CCS = agricultura continua. Las barras horizontales representan el desvío estándar (n=3).

Abundancia de ^{13}C

La Figura 2 muestra la variación vertical en el perfil de suelo del contenido de $\delta^{13}\text{C}$ en las diferentes fracciones del carbono orgánico. La abundancia de $\delta^{13}\text{C}$ en el COM fue mayor en CCS (-18,7 ‰) que en ICLS y REF (-19,22 ‰) en los primeros 5 cm (P<0,05). Esta tendencia en el estrato de 0-5 cm es comparable a los encontrados al medir $\delta^{13}\text{C}$ en el carbono total, -22,9, -21,2 and -19,9 ‰ para REF, ICLS y CCS respectivamente (de Dios Herrero et al. 2016). Esto sugiere que el de la vegetación en ICLS (C₃ Y C₄) sea la principal fuente de $\delta^{13}\text{C}$ en el carbono total está vinculada a la tendencia encontrada en COM. En esta fracción no existieron diferencias entre tratamientos en las restantes profundidades, con una tendencia a mayores valores a mayor profundidad, esto indica que, a medida que se profundiza en el perfil la influencia es mayor de vegetación C₄. Con relación al COPi, solamente existieron diferencias entre

tratamientos en el estrato de 60 cm, en donde las REF>ICLS>CCS. En relación al COPg, las diferencias entre tratamientos fueron detectadas a los 40 cm, en donde REF>ICLS=CCS ($P<0,05$).

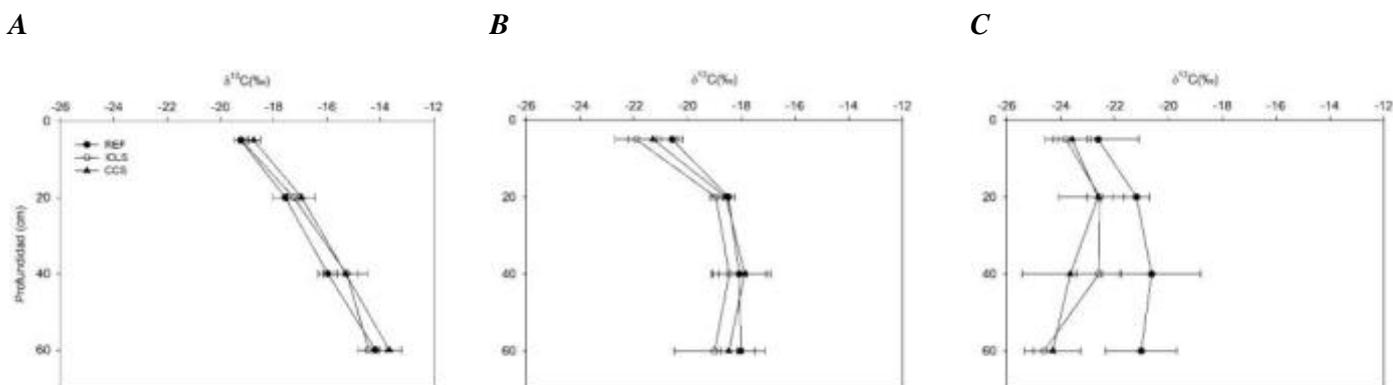


Figura 2: Variación vertical en el perfil del suelo del contenido de $\delta^{13}\text{C}$ en a) carbono orgánico mineral (0-50), b) carbono orgánico particulado intermedio (50-100) y c) carbono orgánico particulado grueso (100-2000). REF = Referencia, ICLS = Sistema integrado, CCS = agricultura continua. Las barras horizontales representan el desvío estándar ($n=3$).

CONCLUSIONES

Se observó en el estrato superficial (0-5 cm) una mayor acumulación de COM y COPi en los suelos REF, sin diferencias entre sistemas para la fracción COPg, en esta fracción existen diferencias en profundidad (20-60 cm), posiblemente el aporte de raíces es mayor que en ICLS y CCS. Se encontraron diferencias entre ICLS y CCS en COPi en el estrato 40-60 cm. Respecto a $\delta^{13}\text{C}$, la fracción COM reflejó la incidencia de cultivos C_4 en CCS, cuyos residuos presentan mayor contenido del isótopo ^{13}C , a diferencia de ICLS y REF, cuyos aportes al suelo combinan vegetación C_4 y C_3 .

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con el financiamiento otorgado por IAEA (Contributions of Integrated Crop-livestock System for Development (IC-LSD) to sustainability of agricultural systems of the semiarid and sub-humid temperate regions of Argentina. IAEA 22627). Los autores agradecen al Dr. Adolfo Gil, responsable del Laboratorio de isótopos estables en ciencias ambientales donde se realizaron las determinaciones de $\delta^{13}\text{C}$ en las muestras de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella, CA & Elliott, ET. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.
- Coplen, TB; WA Brand; M Gehre; M Gröning; HAJ Meijer; B Toman & RM Verkouteren. 2006. New Guidelines for $\delta^{13}\text{C}$ Measurements. *Anal. Chem.* 78, 2439-2441.
- de Dios Herrero, JM; JC Colazo, ML Guzmán; C Saenz; M Correa Luna & R Sager. 2016. Sistemas integrados en el S de Santa Fe II. Carbono orgánico particulado y ^{13}C . En: *Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*.
- de Dios Herrero, JM; JC Colazo; ML Guzman; C Saenz; R Sager and K Sakadevan. 2016. Soil organic carbon assessments in cropping systems using isotopic techniques. En: *EGU General Assembly 2016*.
- Franzluebbers, AJ; G Lemaire; PC de Faccio Carvalho; RM Sulc & B Dedieu. 2014. Toward agricultural sustainability through integrated crop-livestock systems: Environmental outcomes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 190:1-3.
- INTA, 2015. Visor GeoINTA. <https://geointa.inta.gov.ar/visor>. 23 de diciembre de 2015.
- Loss, A. MG Pereira; A PerinC;F Silva Coutinho & LH Cunha dos Anjos. 2012. Particulate organic matter in soil under different management systems in the Brazilian Cerrado.



C1P15. COMPORTAMIENTO DE LAS RAICES ANTE ESTRESSES MULTIPLES: EL CASO DE COMPACTACION, HUMEDAD Y OFERTA DE NUTRIENTES

De Marotte, Florencia y Rubio, Gerardo.

Cat. Fertilidad y Fertilizantes Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. INBA (CONICET UBA). Avenida San Martin 4453. Buenos Aires Argentina. florenciademarotte@agro.uba.ar

RESUMEN

Existe una amplia variedad de estreses ambientales a los que continuamente están expuestos los cultivos. Estos efectos se han estudiado generalmente, de a uno por vez tomando como objeto de estudio la parte aérea de la planta, siendo las raíces menos estudiadas. En el presente trabajo nos proponemos evaluar la respuesta del sistema subterráneo de plantas de trigo a la combinación de diferentes niveles de compactación, oferta de agua y disponibilidad de P del suelo. Se llevó a cabo un experimento en macetas durante 59 días. Los tratamientos consistieron en una combinación de los tres factores: 2 niveles de compactación: $1,3 \text{ g cm}^{-3}$ (NC) y $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ (C); 2 de humedad del suelo: 30 % (Seco) y 90% (Húmedo) de la capacidad de agua útil y 3 niveles de P disponible: bajo (PB), alto homogéneo (PH) y alto localizado (PL). El suelo compactado disminuyó el crecimiento total y especialmente de su sistema subterráneo. Este efecto fue equivalente al descenso de la oferta de agua desde 90 a 30% de la capacidad receptora de agua del suelo. Las reducciones fueron del 50 y 63% respectivamente. Las raíces creciendo en suelos compactados presentaron una tendencia a concentrar sus raíces cerca del tallo principal, esto indicaría una restricción en la exploración del suelo. El porcentaje de raíces en el parche enriquecido aumentó significativamente el 100% cuando se agregó P en el mismo. La absorción total de P fue significativa para los tres factores. Para factor humedad, el estrés hídrico redujo un 27% la absorción total de P, para la compactación la disminución fue del 41% en situaciones compactadas, y para el factor P, los aumentos fueron del 486% cuando el mismo se aplicó homogéneamente y del 579% al hacerlo en bandas. Se observó que la humedad del suelo no enmascaró el efecto de la compactación.

Palabras claves: fósforo, trigo, exploración radical.

INTRODUCCIÓN

Existe una amplia variedad de estreses ambientales a los que continuamente están expuestos los cultivos (Suzuki *et al.*, 2014). Tradicionalmente estos efectos se han estudiado de a uno por vez y generalmente se toma como unidad de estudio la parte aérea de las plantas. Pero la realidad es que tanto los órganos aéreos como subterráneos experimentan un amplio rango de estreses en forma simultánea (Cahill *et al.*, 2010). Las raíces enfrentan diferentes condiciones adversas para la exploración del suelo, afectándose el aprovechamiento de agua disponible y la absorción de nutrientes (principalmente el fósforo -P). Por esto, y sabiendo que pocos autores han trabajado con diferentes estreses ocurriendo en simultáneo (Suzuki *et al.*, 2014), surge la necesidad de conocer cómo se arreglan las raíces para cumplir tantas funciones y adaptarse a la heterogeneidad espacial y temporal del suelo. Se asume que las raíces son estructuras modulares, lo que les otorga flexibilidad para detectar las condiciones ambientales y responder en consecuencia.

En la Región Pampeana, el nivel de precipitaciones, la disponibilidad de nutrientes y las condiciones físicas de los suelos son condicionantes principales de la productividad de los cultivos extensivos (Ferreira *et al.*, 2001; Magrin *et al.*, 2005; Rubio y Taboada, 2013). Trabajos locales indican que es muy común que los cultivos crezcan en condiciones adversas de porosidad y resistencia del suelo y que la compactación de los suelos en siembra directa está generalizada (Taboada *et al.*, 2012; Rubio y Taboada, 2013). La compactación edáfica tiene un impacto directo en la resistencia a la penetración del suelo haciendo más difícil a las raíces explorar el suelo. Por otro lado, la compactación puede también disminuir el potencial mátrico del suelo (Whalley *et al.*, 2006) reduciendo el agua útil disponible y afectando las condiciones físicas debido a la disminución del volumen de poros (Hamza y Anderson, 2005), lo que puede agravar los efectos de la sequía (Taylor y Ratliff, 1969) y disminuir la movilidad de los nutrientes que se absorben por flujo masal y difusión. Las impedancias físicas del suelo podrían dejar de ser un obstáculo para el crecimiento radical cuando la humedad es superior a ciertos niveles críticos, por lo que los períodos húmedos enmascararían el efecto de las impedancias mientras que los períodos secos lo exacerbarían (Bengough *et al.*, 2011). En cuanto a los nutrientes, el caso del P es particularmente relevante en la Región Pampeana, dada la amplia superficie con deficiencias (Sainz Rozas *et al.*, 2012), las necesidades crecientes de aplicación de fertilizantes (Cabello *et al.*, 2016) y que el país carece de fuentes importantes del elemento.



La arquitectura y la morfología de las raíces en determinado momento estaría, pues, determinada por un compromiso entre varios factores ambientales. En el presente trabajo nos proponemos evaluar la respuesta del sistema subterráneo de plantas de trigo a la combinación de diferentes niveles de compactación del suelo, oferta de agua y disponibilidad de P.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en el invernáculo de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de Buenos Aires. Las plantas de trigo se hicieron crecer en macetas de 20 x 20 x 15/20 cm de (dependiendo del nivel de compactación). A cada una de ellas se le agregó 7 kg. de sustrato compuesto por 70% de suelo de horizonte superficial de un Argiudol típico (serie Solís) extraído de S. A. Giles, Provincia de Buenos Aires y 30 % de arena previamente lavada para eliminar cualquier tipo de sales posiblemente disponibles. El suelo contenía, 1,9 % de materia orgánica, 5 mg kg⁻¹ P Bray y pH 7,1. Fue secado al aire libre, molido y tamizado por 5 mm.

Los tratamientos consistieron en una combinación de tres factores: compactación (2 niveles: 1,3 g cm⁻³ (NC) y 1,5 g cm⁻³ (C); humedad de suelo (2 niveles: 30% (Seco) y 90% (Húmedo) de la capacidad de agua útil) Y P disponible (3 niveles: bajo (PB), alto homogéneo (PH) y alto localizado (PL). El rango de densidades (y dureza) se obtuvo mediante compactación forzada de una misma masa de suelo. Para llevar a cabo los tratamientos de humedad, se tomaron muestras del sustrato para determinar el punto de marchitez permanente y la capacidad de campo en ollas de presión a 1.5 y 0.33 atm respectivamente. Con éstos datos se calculó el agua útil del sustrato y se determinó el volumen de agua a agregar para obtener cada uno de los tratamientos. El riego se realizó cada dos días por diferencia de peso. En el caso del P homogéneo se llevó el sustrato a 20 ppm según la fórmula desarrollada por Rubio *et. al.* (2008) y se lo incorporó homogéneamente antes de compactar las macetas; cuando el P se agregó de forma localizada, la misma dosis se la incorporó en un parche de 2 cm al costado y 2 cm debajo de la línea de siembra simulando las condiciones de campo en las que el productor normalmente realiza esta práctica de fertilización. Para descartar los efectos de otros nutrientes, los mismos se fertilizaron en niveles de suficiencia (de Marotte *et. al.*, 2014). El 9 de agosto de 2016 se sembraron 6 semillas por maceta. Las mismas emergieron el 15 de agosto. Desde el primer día se llevaron todos los tratamientos a su nivel de humedad. La cosecha final se realizó el 13 de octubre de 2016. Los controles fitosanitarios se realizaron semanalmente de manera preventiva.

Las mediciones que se realizaron a cosecha final fueron: consumo de agua, número de macollos, área foliar, acumulación de biomasa total y de raíces, longitud total de raíces, longitud radical específica (SRL), porcentaje de raíces en el parche, absorción total de P y distribución de raíces de acuerdo a su diámetro (utilizando el software WinRhizo). Para los fines de esta presentación, solo se presenta parte de estas mediciones. La biomasa tanto aérea como la de raíces se secó a estufa a 60 °C hasta peso constante. Para el caso de las raíces, se tomaron tres muestras de cada lado de la maceta a dos centímetros al costado de la planta y 8 cm de profundidad con un barreno de volumen conocido, de lavaron y analizaron mediante el software WinRhizo.

El diseño del ensayo fue completamente aleatorizado (DCA). Se realizaron 5 repeticiones de cada tratamiento. Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante el programa Infostat realizando un ANOVA para el análisis de varianza y se utilizó el test de comparaciones múltiples LSD para la diferencia entre medias con un nivel de significancia del 5%. Cuando se analizó el % de raíces en el parche, los resultados se analizaron con un Test de muestras apareadas del mismo programa estadístico. En dicha tabla las siglas utilizadas para cada uno de los factores fueron Nivel de P (P), Densidad Aparente (BD) y Agua Útil (AW).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa radical, biomasa total y absorción de P.

La acumulación de biomasa de raíces fue afectada significativamente por los tres factores analizados (Tabla 1). Plantas creciendo en suelos compactados, en suelos secos y en suelos pobres en P presentaron una menor cantidad de raíces que sus contrapartes sin estrés. La única interacción positiva se observó entre los factores P y agua (p=0,0071), en la dirección que las plantas bajo stress de P habrían perdido la capacidad de respuesta al incremento en la oferta de agua que sí presentaron cuando el P fue no limitante. En cambio, las interacciones P*compactación y compactación*humedad fueron no significativas indicando que el efecto de estos factores fue aditivo (Tabla 1). Esto significa que la humedad del suelo no enmascaró el efecto de la compactación ni hubo efecto sinérgico entre la fertilidad fosforada del medio y el grado de compactación sobre el desarrollo radical.

Tabla 1. Análisis de varianza por factores Nivel de P, Densidad Aparente y Agua Útil para las variables analizadas. Nivel de P (P), Densidad Aparente (BD) y Agua Útil (AW). Para el caso de la variable Raíces <0,2 mm no se consideraron los tratamientos de P localizado en el análisis estadístico.

	P	AW	BD	P*AW	P*BD	AW*BD	P*AW*BD
Absorción total de P	****	****	****	**	n.s.	n.s.	n.s.
Biomasa radical	****	****	****	**	n.s.	n.s.	n.s.
Biomasa total	****	****	****	***	n.s.	*	n.s.
Raíces <0,2 mm	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**

**** Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,0001$). *** Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,001$). ** Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,01$). * Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). n.s. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

El aumento de los niveles de compactación del suelo de 1,3 a 1,5 g cm⁻³ ocasionó una disminución del 50% en el crecimiento de las plantas de trigo y especialmente de su sistema subterráneo. Este efecto depresor del crecimiento fue de una magnitud algo menor al provocado por una menor oferta de agua (desde 90 a 30% del agua útil) que alcanzó el 63% (Figura 1).

La acumulación de biomasa total siguió el mismo panorama que la biomasa radical, sin presentar triple interacción, y con la excepción de las interacciones positivas que fueron: humedad*compactación ($p = 0,0342$) y humedad*P ($p = 0,0001$). Para la interacción humedad*compactación los menores valores de biomasa se encontraron en las situaciones compactadas, y dentro de éstas las que recibieron más agua acumularon más biomasa (Tabla 1). Cuando se analizó la interacción humedad*P, los tratamientos sin el agregado de P se diferenciaron significativamente del resto, aunque dentro de ellos no lo hicieron para las diferentes condiciones de humedad. Luego, cuando se agregó P el factor determinante de las diferencias estadísticamente significativas fue la humedad no presentando variaciones entre el modo de aplicación de la dosis de fertilizante.

Por otro lado, la absorción total de P por maceta (mg) siguió el mismo patrón general que el observado para la biomasa radical, esto es diferencias estadísticamente significativas para los tres factores analizados. En el caso del factor humedad, el estrés hídrico redujo un 27% la absorción total de P; mientras que cuando se analizó el factor compactación, dicha disminución fue del 41% para las situaciones compactadas. Por último, para el factor P, los aumentos en la absorción de este nutriente con respecto a la situación no fertilizada, fueron del 486% cuando el mismo se aplicó homogéneamente y del 579% cuando se lo hizo en bandas. No se encontró la interacción triple significativa y, de las dobles, la única interacción significativa fue la de P*humedad ($p = 0,0063$), cuyo efecto estuvo en línea con lo observado con raíces (Tabla 1; Figura 1).

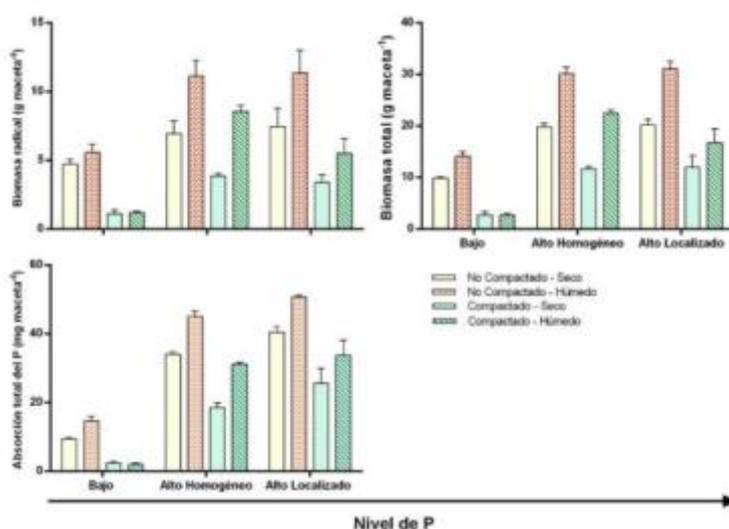


Figura 1: Biomasa radical y total (g maceta⁻¹) en las figuras superiores y absorción total de P por maceta expresada en mg en función del nivel de P, humedad y compactación en la figura inferior. Las barras indican SEM.

Localización de raíces. Morfología radical

Se evaluó el efecto de los tratamientos mediante la variable raíces en el parche (%) que representa la proporción de biomasa de raíces que se encuentra en un cilindro ubicado a 2 cm del tallo principal respecto del total de raíces medidas en toda la maceta. En todos los casos, las plantas creciendo en medios compactados aumentaron la concentración de raíces en las cercanías del tallo, aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Esto indica que independientemente de los efectos de los tratamientos sobre la biomasa radical total, aquellas raíces de suelos compactados concentraron más raíces cerca de la planta y exploraron menos suelo. La humedad afectó significativamente la localización de las raíces sólo para la situación seca. En cambio, la ubicación del P a un costado de la semilla determinó una marcada proliferación de raíces en el parche enriquecido. Siendo, en promedio de 0,32 % para la situación donde no tenía P y 0,64% para el parche (Tabla 2; Figura 2).

Tabla 2. Test de muestras apareadas por factores Nivel de P, Densidad Aparente y Agua Útil para el porcentaje de raíces en el parche. Los valores se analizaron mediante su Arcseno. PB: bajo contenido de P; PH: alto nivel de P aplicado homogéneamente y PL: alto nivel de P localizado en un parche al costado de la semilla.

% raíces en el parche	
P	
PB	n.s.
PH	n.s.
PL	****

**** Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,0001$). n.s. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

La distribución de raíces por clases de diámetro no presentó un patrón claro de respuesta a los tratamientos efectuados. La proporción de raíces finas (<2mm) osciló entre 60 al 80% del total de raíces (Figura 2). Se encontraron diferencias para el factor P, cuando el mismo fue limitante aumentó notoriamente la proporción de raíces finas en un 9 %. En posteriores etapas de este trabajo analizaremos otras variables de la morfología radical como la longitud específica o la distribución en clases de diámetro más extendidas.

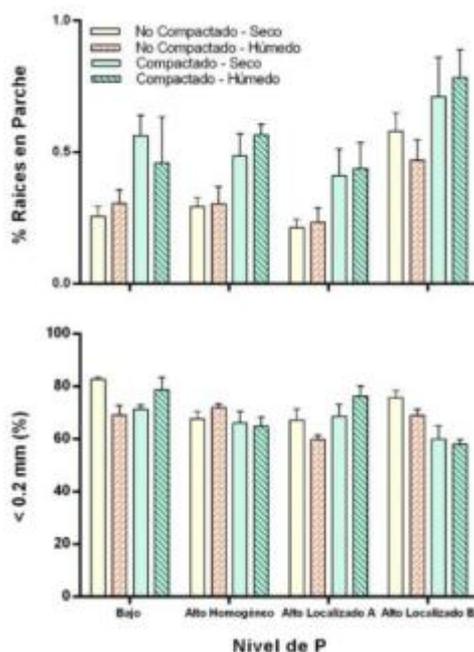


Figura 2: Porcentaje de raíces en el parche de dos centímetros al costado de la semilla (arriba). Distribución de raíces menores a 0,2 mm de diámetro expresadas en porcentaje (abajo) en función del nivel de P disponible, de humedad y de compactación. Las barras indican SEM.

Se realizó un test de muestras apareadas para la variable % de raíces en el área de proximidad considerando como factor principal el efecto de la compactación. Se encontraron diferencias significativas para el factor P y humedad en todos los niveles. El % de raíces en el área de proximidad fue mayor en todos los casos cuando el suelo se encontró compactado (Tabla 3, Figura 3).

Tabla 3. Test de muestras apareadas por factores Nivel de P y Agua Útil para el porcentaje de raíces en el parche de acuerdo a sus situaciones Compactada y No Compactada. PB: bajo contenido de P; PH: alto nivel de P aplicado homogéneamente y PL: alto nivel de P localizado en un parche al costado de la semilla.

% raíces en el área de proximidad	
PB	*
PH	***
PL	***
Seco	**
Húmedo	**

*** Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,001$). ** Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,01$). * Diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). n.s. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

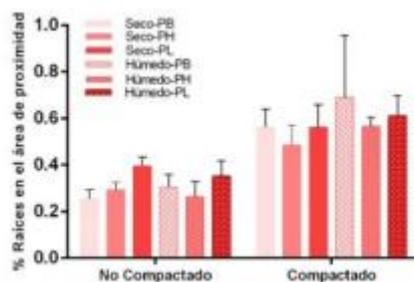


Figura 3: Porcentaje de raíces en el área de proximidad en función de la compactación, la humedad y el nivel de P disponible del suelo. Las barras indican SEM.

CONCLUSIONES

El crecimiento de las raíces de trigo y de su parte aérea fueron notoriamente afectados por la compactación del suelo y la disponibilidad de agua. La disminución de la acumulación de agua fue del 50 y del 63%, respectivamente. Las raíces creciendo en suelos compactados presentaron una consistente tendencia a concentrar sus raíces en la cercanía del tallo principal, lo cual indicaría una restricción en la exploración del suelo (Figura 3). En un resultado muy interesante, se observó que la humedad del suelo no enmascaró el efecto de la compactación ni hubo efecto sinérgico entre la fertilidad fosforada del medio y el grado de compactación sobre el desarrollo radical.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el financiamiento de ANPCYT, CONICET y UBA.



BIBLIOGRAFÍA

- Bengough, AG; MB McKenzie; PD Hallett y TA Valentine. 2011. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany*. <https://doi.org/10.1093/jxb/erq3>.
- Cabello, MJ; FH Gutiérrez Boem; CE Quintero y G Rubio. 2016. Soil Characteristics Involved in Phosphorus Sorption in Mollisols. *Soil Fertility and Plant Nutrition*.
- Cahill, JF; GG McNickle; JJ Haag; EG Lamb; SM Nyanumba y CC Clair. 2010. Plants Integrate Information About Nutrients and Neighbors. *Science*. DOI: 10.1126/science.1189736.
- de Marotte, MF y G Rubio. 2016. Mayor sensibilidad a la compactación del suelo y stress hídrico en soja comparado con trigo. *Actas XXV Congreso Argentino de Ciencias del Suelo*.
- Ferreyra, A; GP Podestá; CD Messina; D Letson; J Dardanelli; E Guevara y S Meira. 2001. A linked-modeling framework to estimate maize production risk associated with ENSO-related climate variability in Argentina. *Agr. Forest Met.* 107: 177–192.
- Hamza, MA y WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*. DOI:10.1016/j.still.2004.08.009
- Magrin, GO; MI Travasso y Rodríguez GR. 2005. Changes in climate and crop production during the 20th century in Argentina. *Climatic change*, 72(1-2), 229-249.
- Rubio, G; MJ Cabello; FH Gutiérrez Boem y E Munaro. 2008. Estimating Available Soil Phosphorus Increases after Phosphorus Additions in Mollisols. *Soil fertility and plant nutrition*. Vol. 72 N°6.
- Rubio, G y MA Taboada. 2013. Árbol de decisión para diagnosticar la capacidad productiva de suelos de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 31:235-243.
- Sainz Rozas, H; H Echeverría y H Angelini. Fósforo disponible en suelos agrícolas de la región Pampeana y ExtraPampeana argentina RIA. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, vol. 38, núm. 1, enero-abril, 2012, pp. 33-39 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Buenos Aires, Argentina Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86423614007>.
- Suzuki, N; RM Rivero; V Shulae; E Blumwald y R Mittler. 2014. Tansley review: Abiotic and biotic stress combinations. *New Phytologist*. 203: 32-43.
- Taboada, MA; F Micucci y CR Alvarez. 2012. En: Alvarez R, Rubio G, CR Alvarez, RS Lavado (eds). *Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana*. Ed. FAUBA, Buenos Aires.
- Taylor, HM y LF Ratliff. 1969. Root elongation rates of cotton and peanuts as a function of soil strength and soil water content. *Soil Science*.
- Whalley, WR; LJ Clark; DJG Gowing; RE Cope; RJ Lodge y PB Leeds-Harrison. 2006. Does soil strength play a role in wheat yield losses caused by soil drying?



C1P16. INCORPORACIÓN DEL NITRÓGENO DE RESIDUOS DE COSECHA DE DISTINTA CALIDAD A LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Di Gerónimo, Paula.F.; Videla, Cecilia y Studdert, Guillermo. A.

Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC). Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires Argentina. digeronimopaula@gmail.com

RESUMEN:

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados son fuente de nutrientes, principalmente nitrógeno (N). La descomposición y estabilización del N de los residuos en la materia orgánica (MO) varían con la calidad (relación C:N) y con la forma de incorporación (i.e siembra directa, SD o labranza convencional, LC). El objetivo de este trabajo fue cuantificar el aporte del N de residuos de cosecha de distinta calidad a dos fracciones de N en la MO ($> 53\mu\text{m}$, NOP y $< 53\mu\text{m}$ NOA) bajo SD y LC. Residuos de maíz (alta relación C:N) y soja (baja relación C:N) previamente enriquecidos con ^{15}N fueron incorporados al suelo o dejados en superficie, simulando LC y SD, respectivamente. Se determinó NOP, NOA y el %átomos de ^{15}N , con lo que se calculó el % de N derivado de residuos (N_{ddr}) en cada fracción, cada dos meses, durante un año. En ambos sistemas de labranza, luego de incorporarse los residuos, el NOP comenzó a aumentar y el NOA a disminuir, describiendo funciones cuadráticas con signos contrarios. En SD el NOP y el N_{ddr} de la fracción, aumentaron hasta el mes ocho y luego disminuyeron coincidiendo con el aumento de NOA y N_{ddr} de esta fracción. Se halló enriquecimiento con ^{15}N en el NOA desde el primer muestreo, superior en LC que en SD y en soja con respecto a maíz. Así, una fracción del N de los residuos se estabilizó rápidamente en el NOA mientras que otra, de ciclado más lento, se transfirió al NOP y de allí al NOA. El rol de la calidad es marcado en SD mientras que en LC, el mezclado de los residuos con el suelo favorece su ciclado atenuando las diferencias.

Palabras clave: calidad de residuos, labranza, ^{15}N

INTRODUCCIÓN

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados al suelo son una fuente importante de nutrientes, siendo el nitrógeno (N) el más importante de ellos. Cuando un residuo toma contacto con el suelo, pasa por diversas etapas de transformación, y el C y el N de los mismos pasan a integrar diferentes fracciones dentro de la materia orgánica (MO) (Cyle *et al.*, 2016). Este proceso está fuertemente condicionado por la calidad de residuo vegetal incorporado y por el sistema de labranza utilizado. La calidad del residuo ha sido caracterizada a través de su relación C:N, considerándose de alta o baja calidad, a materiales de baja o alta relación C:N, respectivamente. Existe evidencia de que residuos de alta calidad se descomponen a mayor tasa (Mazzilli *et al.*, 2014) y con mayor eficiencia (i.e, menores pérdidas por respiración) que aquéllos de menor calidad (Cotrufo *et al.*, 2013). Por otro lado, bajo siembra directa (SD), la permanencia de residuos vegetales en la superficie del suelo da como resultado velocidades de descomposición más lentas y variables que cuando son incorporados mediante labor convencional (LC), que implica la mezcla de los residuos con el suelo (Van Den Bossche *et al.*, 2009).

La materia orgánica (MO) es el mayor reservorio de N edáfico por lo que, en general un mayor contenido de MO estará asociado a una mayor potencial entrega de N del suelo. Sin embargo, esta relación no siempre se presenta de manera lineal debido a la complejidad de las vías de transformación del N en el suelo y a la heterogeneidad de la MO (Robertson & Groffman, 2015). La separación física de la misma en MO particulada (MOP) y MO asociada a los minerales (MOA) ha resultado útil en explicar su dinámica (Six *et al.*, 2002). Cada fracción de la MO representa un reservorio de N de distinto comportamiento, quedando definidas dos fracciones de N, el N orgánico particulado (NOP) y el nitrógeno orgánico asociado a los minerales (NOA).

La comprensión del proceso de incorporación y estabilización del N de los residuos en estas fracciones resulta clave para el desarrollo de prácticas de manejo del N en sistemas de cultivo. En tal sentido, las técnicas de marcación isotópica, permiten estudiar el movimiento del N entre las distintas fracciones del suelo. Usando ^{15}N es posible marcar un pool o fracción y seguir cómo ese ^{15}N se va incorporando a otras (Monaghan & Barraclough, 1995).

El objetivo de este estudio fue cuantificar el aporte del N de residuos de cosecha de distinta calidad enriquecidos con ^{15}N a las fracciones NOP y NOA bajo SD y LC.



MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del ensayo de incorporación de residuos

Se realizaron dos ensayos en lotes previamente seleccionados para tal fin dentro de la Unidad Integrada Balcarce (Facultad de Ciencias Agrarias-Estación experimental Agropecuaria INTA Balcarce, UIB). Se seleccionaron dos lotes bajo producción agrícola, distanciados entre sí 50 metros y cuyo tipo de suelo es Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 2014). La rotación de cultivos en ambos sitios en los últimos 10 años fue maíz/soja/trigo o cebada-soja. El primer sitio es manejado con LC, y el restante con SD, siendo ésta la única diferencia entre ellos.

Previo al comienzo del ensayo se obtuvieron residuos enriquecidos con ^{15}N y de calidad contrastante. Para ello, se cultivaron plantas de maíz (alta relación C:N) y de soja (baja relación C:N) en invernáculo y se fertilizaron con ^{15}N -urea con una dosis equivalente a 100 kg N ha^{-1} . Alcanzada la madurez fisiológica, las plantas fueron cosechadas, incluidas las raíces, y se descartaron los granos formados. El material vegetal obtenido se secó en estufa a $60 \text{ }^\circ\text{C}$, y se picó hasta un tamaño final de $2 \times 2 \text{ cm}$.

En cada lote correspondiente a un sistema de labranza (SD y LC) se tomó una sección homogénea de $10 \times 10 \text{ m}$. En las que se dispusieron cilindros de PVC de 20 cm de diámetro y 25 cm de alto, enterrados a 20 cm de profundidad en el suelo en los cuales se colocaron los residuos de maíz o soja, según correspondiera. Las unidades experimentales se dispusieron siguiendo un diseño completamente al azar con cuatro réplicas por tratamiento y seis muestreos destructivos: 2, 4, 6, 8, 10 y 12 meses desde la incorporación de los residuos. Se trabajó con cantidades de residuos equivalentes a las aportadas con rendimientos en grano promedio de la zona: 8 Mg ha^{-1} de maíz y $2,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de soja.

Muestreo y análisis de suelo y material vegetal

Previo al comienzo del ensayo se tomaron muestras representativas del suelo a dos profundidades ($0\text{-}5$ y $5\text{-}20 \text{ cm}$) de cada sitio seleccionado. En cada muestra se fraccionó la MO en MOP y MOA (Cambardella & Elliot, 1992) y en cada fracción se determinó el contenido de C por combustión húmeda (Schlichting *et al.*, 1995) y N por combustión seca en un analizador elemental (Flash EA 112), pH 1 2,5 en agua (Dewis & Freitas, 1970), y densidad aparente. Además, se tomó una alícuota representativa de cada residuo obtenido, en la que se determinó el contenido de C, mediante combustión seca en un analizador TrusPec CN (LECO, 2008). También se determinó el porcentaje de N por combustión seca y la abundancia de ^{15}N en un analizador elemental (Flash EA 112) acoplado a un espectrómetro de masa de relaciones isotópicas (DeltaPLUS, Finnigan MAT, Bremen, Germany).

El ensayo fue instalado el 23 de mayo de 2016. Se realizaron seis muestreos de suelo a intervalos de 2 meses comenzando en julio de 2016, de manera de estudiar el proceso de incorporación del N de los residuos a la MO durante un año. Cada muestreo consistió en la extracción completa de los cilindros. El suelo de cada cilindro se separó en dos profundidades ($0\text{-}5$ y $5\text{-}20 \text{ cm}$) se homogeneizó y se tomó una muestra representativa de cada profundidad, que fue secada al aire, molida y tamizada por 2 mm . En cada una de las muestras se fraccionó la MO en MOP y MOA (Cambardella & Elliot, 1992). En cada fracción se determinó el porcentaje de N (NOP y NOA, respectivamente) por combustión seca y la abundancia de ^{15}N (%at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) en un analizador elemental (Flash EA 112) acoplado a un espectrómetro de masa de relaciones isotópicas (Delta PLUS, Finnigan MAT, Bremen, Germany). Obtenidos los datos se calculó el porcentaje de N derivado de los residuos en cada fracción (N_{dr} %) según la siguiente ecuación:

$$\text{N}_{\text{dr}} \% = \frac{\alpha' \text{ fracción}}{\alpha' \text{ residuo}} * 100,$$

donde α' = exceso isotópico $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$.

Se registró la temperatura del suelo durante todo el período experimental mediante registradores automáticos colocados en los ensayos para tal fin, y se tomaron mediciones del contenido de agua por gravimetría semanalmente.

Análisis estadístico

Los datos fueron procesados con el software estadístico R (R Development Core Team, 2010). Se realizaron análisis de la varianza para evaluar el efecto de la calidad de residuo y la fecha de muestreo separadamente para cada sistema de labranza y profundidad. Para la comparación de medias en los casos en los que correspondiera, se utilizó el test de diferencia mínima significativa (LSD) a un nivel de significancia de 5%. Se ajustaron modelos de regresión para todas las variables en estudio en función del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables edáficas y ambientales durante el ensayo

La Figura 1.a muestra las variaciones de la temperatura media del suelo y del aire, y la Figura 1.b, la contenido de agua del suelo y las precipitaciones durante todo el período analizado. Los valores de temperatura del suelo corresponden al promedio de temperatura media diaria a 2 cm de profundidad. Los datos de temperatura media del aire y precipitación mensual se obtuvieron de la estación meteorológica de la UIB, localizada a 300 m del sitio experimental.

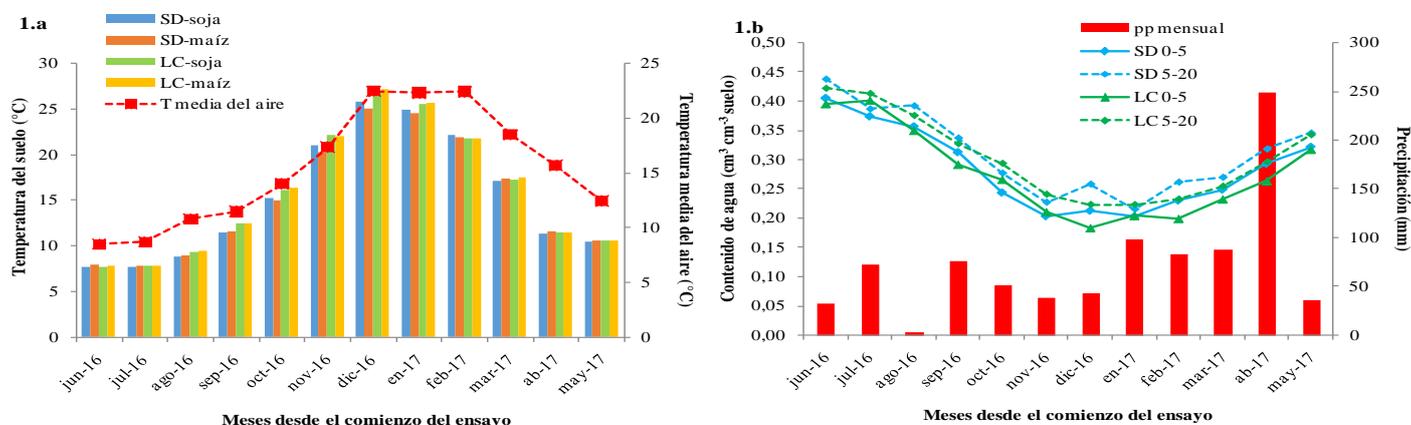


Figura 1: a) Temperatura media mensual del suelo y del aire y b. Humedad promedio mensual del suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) y precipitación mensual.

La Tabla 1 muestra las características del suelo previo al inicio del ensayo. La mayor parte de las variables presentan valores similares en los dos sistemas de manejo, aunque el carbono y nitrógeno orgánicos totales (COT y NOT, NOP y NOA) fueron levemente superiores en LC. El %at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ es similar en el suelo de los dos sistemas de manejo y cercano a la abundancia natural, por lo que se puede aseverar que ninguno de los dos sitios presentaba enriquecimiento isotópico previo a la incorporación de los residuos marcados. La diferencia más notoria entre SD y LC es el pH (0,31 puntos, en promedio, superior en LC), y la densidad aparente del suelo ($0,02 \text{ Mg m}^{-3}$, en promedio, superior en SD).

En la tabla 2 se observa la marcada diferencia en relación C:N de los residuos obtenidos y que el enriquecimiento isotópico alcanzado en los mismos es similar.

Tabla 1: Características de suelo bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) al comienzo del ensayo

Sitio	profundidad (cm)	pH	Dap (Mg m^{-3})	COT	NOT	NOP	NOA	%at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$	
								NOP	NOA
LC	0-5	6,09	1,21	28,06	2,33	0,27	2,06	0,3685	0,3692
	5-20	6,11	1,26	26,76	2,29	0,23	2,05	0,3682	0,3693
SD	0-5	5,74	1,23	27,18	2,34	0,23	2,11	0,3674	0,3693
	5-20	5,8	1,28	25,55	2,19	0,19	2,00	0,3678	0,3690

LC: labranza convencional-SD: siembra directa- Dap: densidad aparente del suelo

Tabla 2: Características de los residuos aplicados

Residuo	%C	%N	C:N	%at $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$
Maíz	41,95	0,33	127,12	3,213
Soja	35,65	1,34	26,70	3,513

Nitrógeno en fracciones granulométricas y nitrógeno derivado de los residuos bajo diferentes usos del suelo

Los valores de NOP y NOA y el N_{dr} en cada fracción presentaron diferencias en función a la fecha de muestreo, el tipo de residuo incorporado y la interacción entre dichas variables, tanto en SD como en LC ($p < 0,05$). En ambos sistemas de labranza y profundidades se observó que, luego de incorporarse los residuos, la cantidad de N en la fracción particulada (NOP) comenzó a aumentar mientras que, en la fracción asociada a los minerales (NOA) disminuía, describiendo ambas variables funciones cuadráticas con signos contrarios (Figuras 2 y 3).

En los primeros 5 cm del perfil bajo SD, el NOP aumentó a mayor tasa cuando el residuo incorporado fue soja con respecto a maíz. Sin embargo, a partir del mes ocho desde la incorporación de los residuos, la aplicación de soja resultó en disminución del NOP, mientras que en el suelo con maíz aún continuaba aumentando, probablemente por un

reciclo más lento a causa de su alta relación C:N (Mazzilli *et al.*, 2014). Al final del período analizado, el NOP en el tratamiento SD-soja fue estadísticamente igual al inicial, mientras que en SD-maíz fue superior (análisis no mostrado). El Nddr en esta fracción fue siempre superior cuando se incorporó soja, y presentó menor variación a través del tiempo. La diferencia en Nddr entre residuos fue significativa hasta los seis meses desde la incorporación, luego el Nddr de maíz aumentó hasta valores similares a los de soja (Figura 2.a).

Paralelamente, se halló una disminución del NOA con respecto al valor inicial, luego de la incorporación de ambos residuos. La disminución fue más marcada al incorporar maíz, encontrándose los valores mínimos de esta variable a los seis meses desde el aporte de residuos. Luego, el NOA aumentó y al final del experimento no se hallaron diferencias entre residuos ni con el valor inicial (Figura 2.c). Por otro lado, esta fracción presentó enriquecimiento en ¹⁵N desde el primer muestreo (dos meses luego de incorporar los residuos), permaneciendo estable hasta el octavo mes y siempre superior en el tratamiento SD- soja con respecto a SD-maíz. Esto indica que una proporción del N de mayor labilidad de los residuos se estabiliza rápidamente en la fracción mineral, con mayor aporte con residuos de alta calidad. A partir del octavo mes, el aumento en NOA coincide con el de Nddr en esta fracción, la disminución del NOP y el Nddr-NOP. Esto pone de manifiesto que parte del NOA se mineralizó en ese período, mientras que desde la MOP se incorporó N proveniente de los residuos, previa descomposición y síntesis microbiana. Otras investigaciones han reportado que este tipo de aportes aumentan el ciclado microbiano de los compuestos derivados de los residuos (Gillespie *et al.*, 2013) y mejoran la eficiencia de transformación y estabilización de los mismos (Cotrufo *et al.*, 2013).

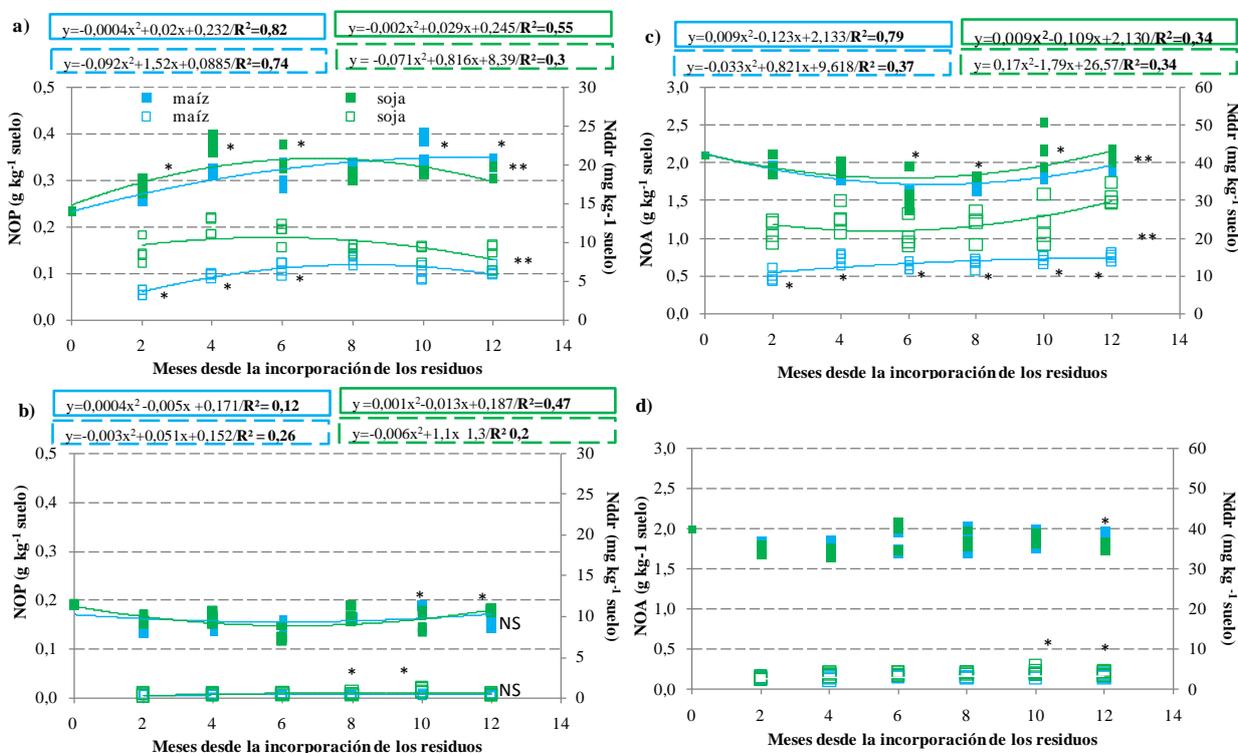


Figura 2: Nitrógeno orgánico particulado (NOP) (a y b) y asociado a la fracción mineral (NOA) (c y d) (líneas llenas) y nitrógeno derivado de los residuos (Nddr) en cada fracción (línea punteada), bajo siembra directa las profundidades de 0-5 cm (a y c) y 5-20 cm (b y d), en función del tiempo desde la incorporación de residuos de soja y maíz. *diferencias significativas entre maíz y soja dentro de una fecha de muestreo, **diferencias significativas entre modelos, NS modelos estadísticamente iguales. (LSD, $\alpha=0,05$)

La diferencia entre los modelos de cada residuo destaca el rol de la calidad de los residuos aportados al suelo sobre su tasa de descomposición y estabilización. Residuos de alta calidad (baja relación C/N), se descomponen inicialmente a alta velocidad, pasando a formar parte de la MO rápidamente, mientras que los residuos de mayor relación C/N se descomponen y estabilizan más lentamente como resultado de una menor eficiencia biológica de utilización de los residuos (Cotrufo *et al.*, 2013, Castellano *et al.*, 2015). En este sentido, Helfrich *et al.* (2008), utilizando residuos de maíz enriquecido con ¹⁵N, realizaron un seguimiento de la incorporación del N derivado de biomasa aérea (baja relación C:N=27,4) y radical (alta relación C:N=86,4) a distintas fracciones y tamaños de agregados y encontraron que la cantidad de N que se estabilizaba en las mismas no variaba entre las calidades de residuo aportado. Sin embargo, dicho estudio se realizó por un período de tiempo corto (84 d) y en condiciones de laboratorio (temperatura y humedad óptimas para la

actividad biológica). Estas diferencias fueron grandes al inicio del período de descomposición, pero luego fueron disminuyendo.

Los patrones hallados en el estrato 5-20 cm fueron similares a los de 0-5 cm, pero con menores diferencias entre residuos y fechas de muestreo. Los modelos hallados tanto para maíz como para soja fueron significativos, pero no fueron diferentes entre sí para la fracción NOP (Figura 2.b). En la fracción NOA en cambio, ningún modelo pudo ser ajustado (Figura 2.d).

En LC se observaron los mismos patrones en el NOP, el NOA y el Nddr en las fracciones en función del tiempo que los observados en SD, pero las tasas de cambio en función del tiempo fueron mayores, como consecuencia de la mayor accesibilidad por parte de la biomasa microbiana, al incorporar los residuos al suelo (Bronick & Lal, 2005), y una mayor temperatura del suelo (Fig.1.a). El análisis de la fracción NOP y el Nddr en la misma, arrojó modelos estadísticamente significativos para ambas calidades de residuos y profundidades. En el análisis de regresión del NOP en función del tiempo, no se observó diferencia entre los modelos ajustados para maíz y soja a ninguna de las profundidades analizadas (Figuras 3.a y 3.b). Asimismo, a diferencia del comportamiento bajo SD, el Nddr en esta fracción presentó una tendencia a ser mayor al incorporar maíz pero la diferencia fue significativa sólo al final del período estudiado.

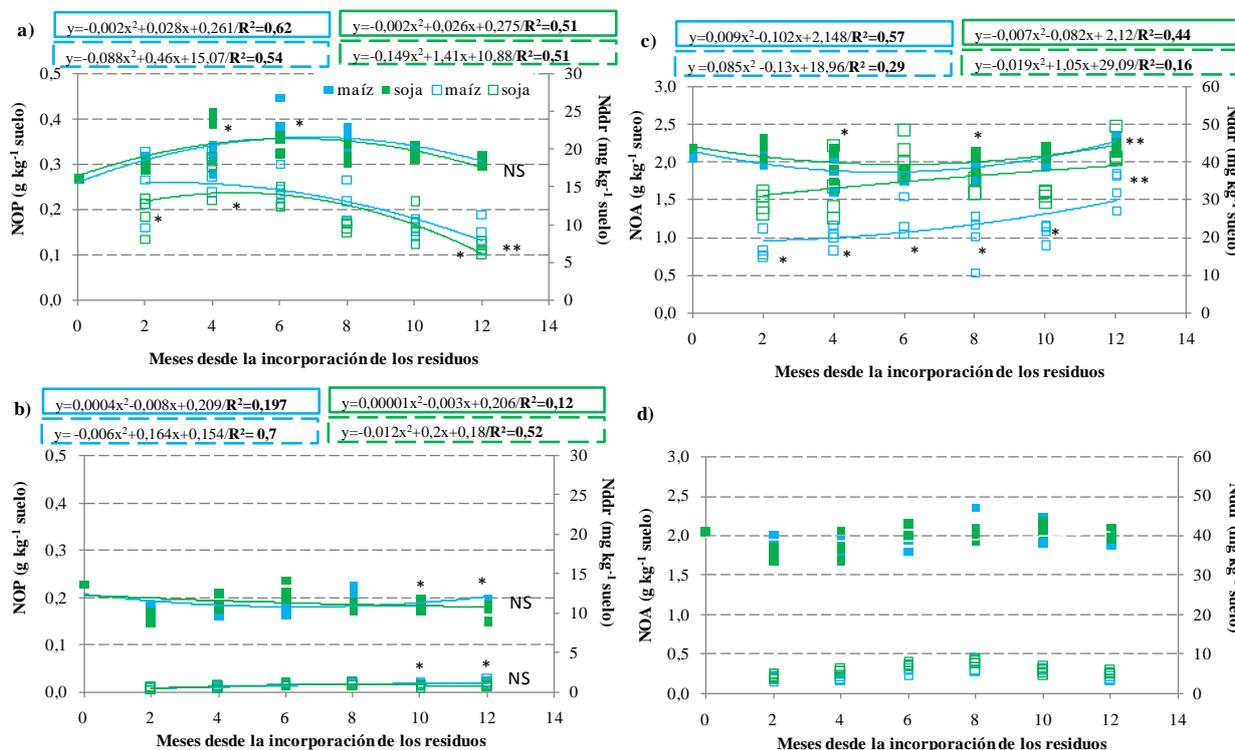


Figura 3:

Nitrógeno orgánico particulado (NOP) (a y b) y asociado a la fracción mineral (NOA) (c y d) (líneas llenas) y nitrógeno derivado de los residuos (Nddr) en cada fracción (línea punteada), bajo **labranza convencional** las profundidades de 0-5 cm (a y c) y 5-20 cm (b y d), en función del tiempo desde la incorporación de residuos de soja y maíz. *diferencias significativas entre maíz y soja dentro de una fecha de muestreo, **diferencias significativas entre modelos, NS modelos estadísticamente iguales. (LSD, $\alpha=0,05$)

El aumento en el NOP a través del tiempo fue mayor y a mayor tasa, y la disminución temporal en el NOA menos marcada que en SD (Figura 3). En los primeros cm del perfil, el NOP y el Nddr en la fracción, aumentaron hasta un máximo en el sexto mes cuando comenzaron a disminuir, coincidentes con el aumento del NOA. Al igual que en SD se puede inferir una transferencia de una a otra fracción, en este caso más rápida que en aquel sistema de labranza. Esto resulta lógico, dado que el laboreo favorece la actividad microbiana al incrementar la oxigenación del ambiente edáfico y mejorar el contacto de los restos con el suelo, lo que favorece su descomposición (Bronick & Lal, 2005) y su estabilización (Helfrich *et al.*, 2008).

El rol de la calidad de los residuos en el ciclado del C y N de los mismos y su estabilización en fracciones continúa siendo un tema de investigación. Los mayores valores de los términos de los modelos y la menor diferencia entre calidades hallados en LC, implican que la tasa de ciclado del N de los residuos se ve acelerada en este sistema con respecto a SD, atenuando el efecto de la calidad. En los primeros 5 cm, el Nddr de la fracción NOA aumentó de manera constante, desde el inicio del ensayo con ambas calidades de residuos, evidenciando un aporte continuo de N desde los residuos al NOA, pero siendo siempre mayor para los residuos de soja. Esta observación contrasta con la visión clásica de



estabilización progresiva de compuestos en la MO desde fracciones gruesas a finas (Guggenberger *et al.*, 1994), mientras que refuerza la hipótesis de estabilización de compuestos de forma directa desde sustratos lábiles (Cotrufo *et al.*, 2013). Además, marca una diferencia notoria con lo observado en SD donde el aporte desde los residuos al NOA fue menor y a menor tasa (Figura 2.c). En otras investigaciones a campo, las aplicaciones a largo plazo de estiércol generaron más C y N asociado a las fracciones limo y arcilla que las aplicaciones de una turba de menor calidad (mayor C:N), cuando se incorporaban al suelo de manera similar a este experimento (Gerzabek *et al.*, 2006).

CONCLUSIONES

Cuando los residuos de cosecha son dejados en superficie la calidad de los mismos cumple un rol fundamental en su incorporación al suelo y en la tasa a la cual su N pasa a formar parte de las fracciones de la MO. Cuando los residuos se incorporan al suelo con labranzas, el mezclado de los residuos con el suelo favorece su ciclado atenuando las diferencias. Una fracción del N se estabiliza rápidamente en el NOA mientras que, otra es transferida desde el NOP más lentamente tanto en SD como en LC y la misma es mayor cuando se incorpora un residuo de alta calidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Bronick, CJ & R Lal. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*. 124(1-2):3-22.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(3):777-783.
- Castellano, MJ; KE Mueller; DC Olk; JE Sawyer & J Six. 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Glob. Change Biol.* 21(9): 3200-3209.
- Cotrufo, MF; MD Wallenstein; CM Boot; K Deneff & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Glob. Change Biol.* 19(4): 988-995.
- Cyle, KT; N Hill, K Young; T Jenkins; D Hancox; PA Schroeder & A Thompson, A. 2016. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction. *Soil Biol. Biochem.* 103:138-148
- Dewis, J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. pp. 36-57. Boletín sobre suelos N° 10. FAO. Roma.
- Gerzabek, MH; R S Antil; I. Kögel-Knabner; H Knicker; H Kirchmann & G Haberhauer. 2006. How are soil use and management reflected by soil organic matter characteristics: a spectroscopic approach. *Eur. J. soil Sci.* 57 (4):785-794
- Gillespie AW, A Diochon & B Ma. 2013. Nitrogen input quality changes the biochemical composition of soil organic matter stabilized in the fine fraction: a longterm study. *Biogeochemistry*. 117: 337-350.
- Guggenberger G; BT Christensen & W Zech. 1994. Land-use effects on the composition of organic-matter in particle-size separates of soil. 1. Lignin and carbohydrate signature. *European Journal of Soil Science*, 45, 449-458.
- Helfrich, M; B Ludwig; M Potthoff & H Flessa. 2008. Effect of litter quality and soil fungi on macroaggregate dynamics and associated partitioning of litter carbon and nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 40(7): 1823-1835.
- LECO. 2008. Organic application notes. [en línea] <<http://www.leco.com/>> [consultado: 1 de noviembre 2017]
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; O Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biol. Biochem.* 75: 273-281.
- Monaghan, R & D Barraclough. 1995. Contributions to gross N mineralization from 15N-labelled macroorganic matter fractions during laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 27(12): 1623-1628.
- R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<http://www.Rproject.org>).
- Robertson, GP & PM Groffman. 2015. Nitrogen transformations. In: Paul. E.A (ed). *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. Fourth edition. Academic Press, Burlington, Massachusetts, USA. pp 421-446.
- Schlichting, E; HP Blum, & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*; Berlin/Wien. Blockwell. Wissenschafts-Verlag. 295p.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*. 241(2): 155- 176.
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington DC.
- Van Den Bossche, A; S De Bolle; S De Neve & G Hofman. 2009. Effect of tillage intensity on N mineralization of different crop residues in a temperate climate. *Soil Till. Res.* 103(2):316-324.



C1P17. DINÁMICA DEL CARBONO EN FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS DURANTE LA INCORPORACIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA DE CALIDAD CONTRASTANTE

Di Gerónimo, Paula.F.^{1,2*}; Studdert, Guillermo. A.² y Videla, Cecilia²

¹Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC).²Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires Argentina. *digeronimopaula@gmail.com

RESUMEN

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados son la principal entrada de carbono (C) orgánico del suelo (COT). La descomposición y estabilización del C de los residuos varían con la calidad (relación C:nitrógeno (N)) y con la forma de incorporación (i.e siembra directa, SD, o labranza convencional, LC). El objetivo de este trabajo fue estudiar las variaciones de C orgánico durante la incorporación de residuos de cosecha de distinta calidad a dos fracciones del COT (C orgánico particulado (COP, > 53 µm) y asociado a la fracción mineral (COA, >53 µm)) bajo SD y LC. Residuos de maíz (alta relación C:N) y soja (baja relación C:N) fueron incorporados al suelo o dejados en superficie, simulando LC y SD, respectivamente. Se determinaron los contenidos de COT, COA y COP cada dos meses, durante un año. En ambos sistemas de labranza, el COP fue la fracción más sensible a la calidad de los residuos y su contenido fue superior durante gran parte del experimento en las situaciones en que se utilizó residuo de maíz. El COA disminuyó en los primeros 6 meses en ambos sistemas de labranza, independientemente de la calidad del residuo aportado. Luego de un año desde el aporte de los residuos, se hallaron algunas diferencias en el COP, pero no hubo diferencias ni en COT ni en COA respecto al valor inicial bajo ninguno de los sistemas presentó. El aporte de residuos de cosecha al suelo no generó cambios en el COT en el plazo estudiado, pero sí modificó temporalmente la distribución del C en sus fracciones.

Palabras claves: calidad de residuos, labranza convencional, siembra directa

INTRODUCCIÓN

El contenido de carbono (C) orgánico de un suelo (COT) depende del balance entre la cantidad de C que ingresa al suelo vía aportes orgánicos y la cantidad de carbono mineralizado por la biota edáfica, por lo que su dinámica puede ser regulada mediante las prácticas de manejo y cultivos que se empleen (Studdert & Echeverría, 2000). La separación del COT en C orgánico particulado (fracción >53µm, COP) y asociado a los minerales (fracción <53µm, COA) (Cambardella & Elliott, 1992) ha resultado útil para explicar la dinámica de aquél (Six *et al.*, 2002). Así, cuando un residuo toma contacto con el suelo, pasa por diversas etapas de transformación, y el C de los mismos pasa a integrar aquellas fracciones (Cyle *et al.*, 2016). La tasa de transformación de los residuos y la cantidad de C que se estabiliza en cada fracción depende, en gran medida, de la calidad del material incorporado (i.e: relación C:nitrógeno (N)) (Mazzilli *et al.*, 2014, 2015) y del sistema de labranza empleado (Tan *et al.*, 2007). Residuos de alta calidad (baja relación C:N) son transformados a mayor tasa (Mazzilli *et al.*, 2015), por lo que su C podría pasar a integrar las fracciones del COT más rápidamente que aquél proveniente de residuos de menor calidad (alta relación C:N) (Cotrufo *et al.*, 2013). En el mismo sentido, cuando se incorpora un residuo mediante labores agresivas (LC), el mismo se descompone más rápidamente que cuando permanece en superficie (i.e, siembra directa, SD). Sin embargo, el laboreo rompe agregados e incrementa la oxigenación exponiendo carbono protegido en su interior al ataque de microorganismos, lo que promueve su mineralización (Curtin *et al.*, 2014).

Cuando se combinan distintas calidades de residuos y sistemas de labranza, lo cual ocurre frecuentemente bajo rotaciones agrícolas, se generan interacciones que dificultan la comprensión de la dinámica del C edáfico. El objetivo de este trabajo fue estudiar la dinámica de los contenidos de COT, COA y COP durante la incorporación de residuos de calidad contrastante, bajo LC y SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos ensayos en lotes previamente seleccionados para tal fin dentro de la Unidad Integrada Balcarce (Facultad de Ciencias Agrarias-Estación experimental Agropecuaria INTA Balcarce). Se seleccionaron dos lotes bajo producción agrícola, distanciados 50 m entre sí, cuyo tipo de suelo es Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 2014). La rotación de cultivos en ambos sitios en los últimos 10 años fue maíz (*Zea mays* L.)/soja (*Glycine max* (L.) Merr)/trigo (*Triticum aestivum* L.) o cebada (*Hordeum vulgare* L.)/soja. El primer sitio es manejado con LC, y el otro, con SD, siendo ésta la única diferencia entre los mismos.



Previo al comienzo del ensayo se cultivaron plantas de maíz (alta relación C:N) y de soja (baja relación C:N) en invernáculo hasta alcanzada la madurez fisiológica. Luego, las plantas fueron cosechadas incluyéndose las raíces, y se descartaron los granos formados. El material vegetal obtenido se secó en estufa a 60 °C, y se picó hasta un tamaño final de 2x2 cm.

En cada lote correspondiente a un sistema de labranza (SD y LC) se tomó una sección homogénea de 10 x 10 m., en las que se dispusieron cilindros de PVC de 20 cm de diámetro y 25 cm de alto, enterrados a 20 cm de profundidad en el suelo donde se colocaron los residuos de maíz o soja, según correspondiera. En el caso de los cilindros simulando LC, los residuos se mezclaron y homogeneizaron con el suelo utilizando una pala hasta 20 cm de profundidad. Las unidades experimentales se dispusieron siguiendo un diseño completamente al azar con cuatro réplicas por tratamiento y seis muestreos destructivos: 2, 4, 6, 8, 10 y 12 meses desde la incorporación de los residuos. Se utilizaron cantidades de residuos equivalentes a las aportadas por cultivos con rendimientos en grano promedio de la zona: 8 Mg ha⁻¹ de maíz y 2,5 Mg ha⁻¹ de soja. El ensayo fue instalado el 23 de mayo de 2016.

Muestreo y análisis de suelo y material vegetal

Previo al comienzo del ensayo se tomaron muestras representativas del suelo de cada sitio seleccionado a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm), para realizar una caracterización inicial de cada uno. Los seis muestreos mencionados consistieron en la extracción completa de los cilindros, y separación del suelo contenido en dos profundidades (0-5 y 5-20 cm). Cada porción de suelo se homogeneizó y se tomó una muestra representativa de cada profundidad, que fue secada al aire, molida y tamizada por 2 mm.

En las muestras de suelo del muestreo inicial y de los seis momentos de muestreo siguientes, se realizó el fraccionamiento granulométrico por tamaño de partícula en dos fracciones >53 µm y <53 µm (Cambardella & Elliot, 1992) y en cada fracción se determinó el contenido de C (COP y COA, respectivamente) y en la masa total del suelo (COT), mediante combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting *et al.*, 1995).

Se tomó una alícuota representativa de cada residuo obtenido, en la que se determinaron los contenidos de C y N, mediante combustión seca en un analizador TrusPec CN (LECO, 2008). Mediante la misma técnica se determinó el contenido de N orgánico total (NOT) en las muestras de suelo previo al inicio del ensayo. En estas muestras se determinó también, el pH (relación 1 2,5 en agua) (Dewis & Freitas, 1970), y la densidad aparente (Dap). En la Tabla 1, se puede observar que no hubo diferencias notorias entre SD y LC, a excepción del pH (0,32 unidades inferior en SD) y el COP (0,51 g kg⁻¹ suelo superior en LC). La relación C/N de los residuos fue muy superior en maíz con respecto a soja.

Tabla 1: Características edáficas de los sitios seleccionados y de los residuos aplicados

Sitio	Profundidad (cm)	pH	Dap (Mg m ⁻³)					RESIDUO		
				COT	COP	COA	NOT	(%C)	(%N)	(C:N)
LC	0-5	6,09	1,21	28,06	3,67	24,39	2,33	Maíz		
	5-20	6,11	1,26	26,76	2,89	23,86	2,28	41,95	0,33	127,12
SD	0-5	5,74	1,23	27,18	2,68	24,5	2,34	Soja		
	5-20	5,8	1,28	25,5	2,53	22,96	2,18	35,65	1,34	26,70

Se registró la temperatura del suelo durante todo el período experimental mediante registradores automáticos colocados en los ensayos para tal fin, y se tomaron muestras semanalmente para la determinación del contenido de agua por gravimetría. Los datos se muestran en la Figura 1. Durante la mayoría del período experimental el sitio LC tuvo mayor temperatura media del suelo y un menor contenido de agua que SD.

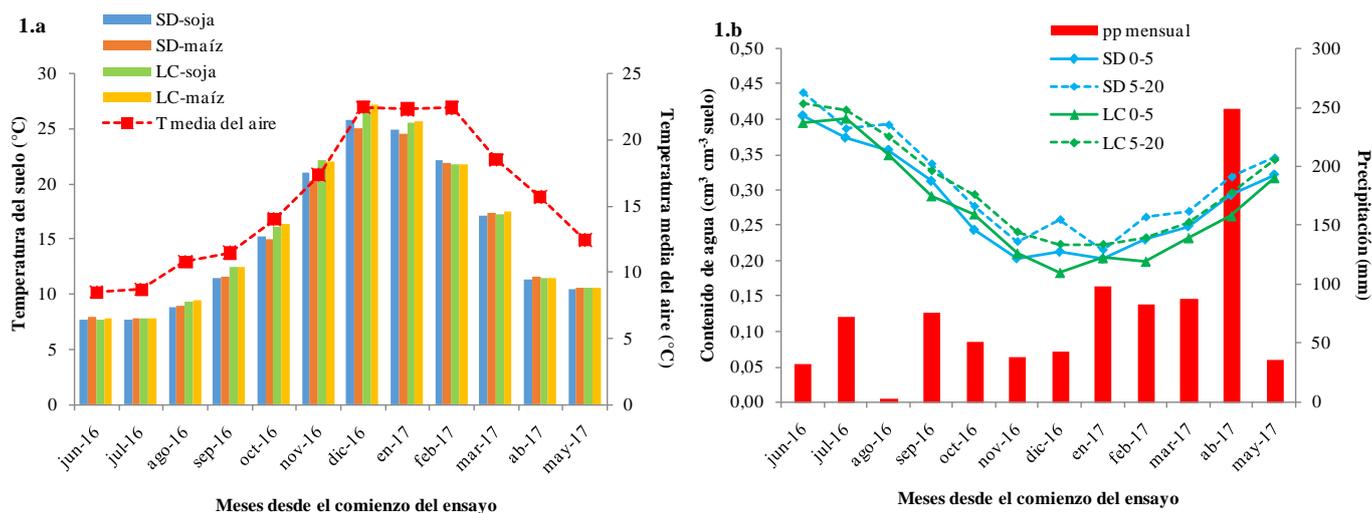


Figura 1: a) Temperatura media mensual del suelo y del aire y b. Humedad promedio mensual del suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) y precipitación mensual.

Análisis estadístico

Los datos fueron procesados con el software estadístico R (R Development Core Team, 2010). Se realizaron análisis de la varianza para evaluar el efecto de la calidad de residuo y la fecha de muestreo separadamente para cada sistema de labranza y profundidad. Para la comparación de medias en los casos en los que correspondiera se utilizó el test de diferencia mínima significativa LSD a un nivel de significancia de 5%.

Se ajustaron modelos de regresión para las variables COP y COA en función del tiempo, separadamente para cada tipo de residuo y profundidad (COP-Maíz, COP-Soja, COA-Maíz y COA-Soja). Se realizó la comparación de los modelos para Maíz y Soja en cada sistema de labranza y profundidad, utilizando un nivel de significancia del 5 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de las fracciones COP y COA (Figura 2) reveló efecto del tipo de residuo incorporado tanto en SD como en LC, ambas profundidades. En los primeros 5 cm del perfil (Figura 2.a y 2.b), el COP fue siempre superior al incorporar maíz con respecto a incorporar soja, siendo las diferencias significativas en los meses 2,6,8 y 10 en SD (Figura 2.a) y 6,8,10y 12 en LC (Figura 2.b). Las diferencias entre residuos fueron más marcadas en LC. A esta profundidad el COA sólo presentó diferencias significativas en el mes 2 en SD (Figura 2.a) y en los meses 10 y 12 en LC (Figura 2.b), siendo superior cuando el residuo aportado fue maíz ($p < 0,05$). Las variaciones del COP y COA a través del tiempo desde la incorporación de los residuos fueron adecuadamente descritas por funciones cuadráticas de signos contrarios. Todos los modelos ajustados a esta profundidad fueron estadísticamente significativos. Sin embargo, mientras que los modelos COP-Maíz y COP-Soja fueron estadísticamente diferentes entre sí en ambos sistemas de labranza, los modelos COA-Maíz y COA-Soja, sólo se diferenciaron en LC. Por lo tanto, en SD las variaciones en el COA en el tiempo pudieron ser descritas por un solo modelo (Figura 2.a).

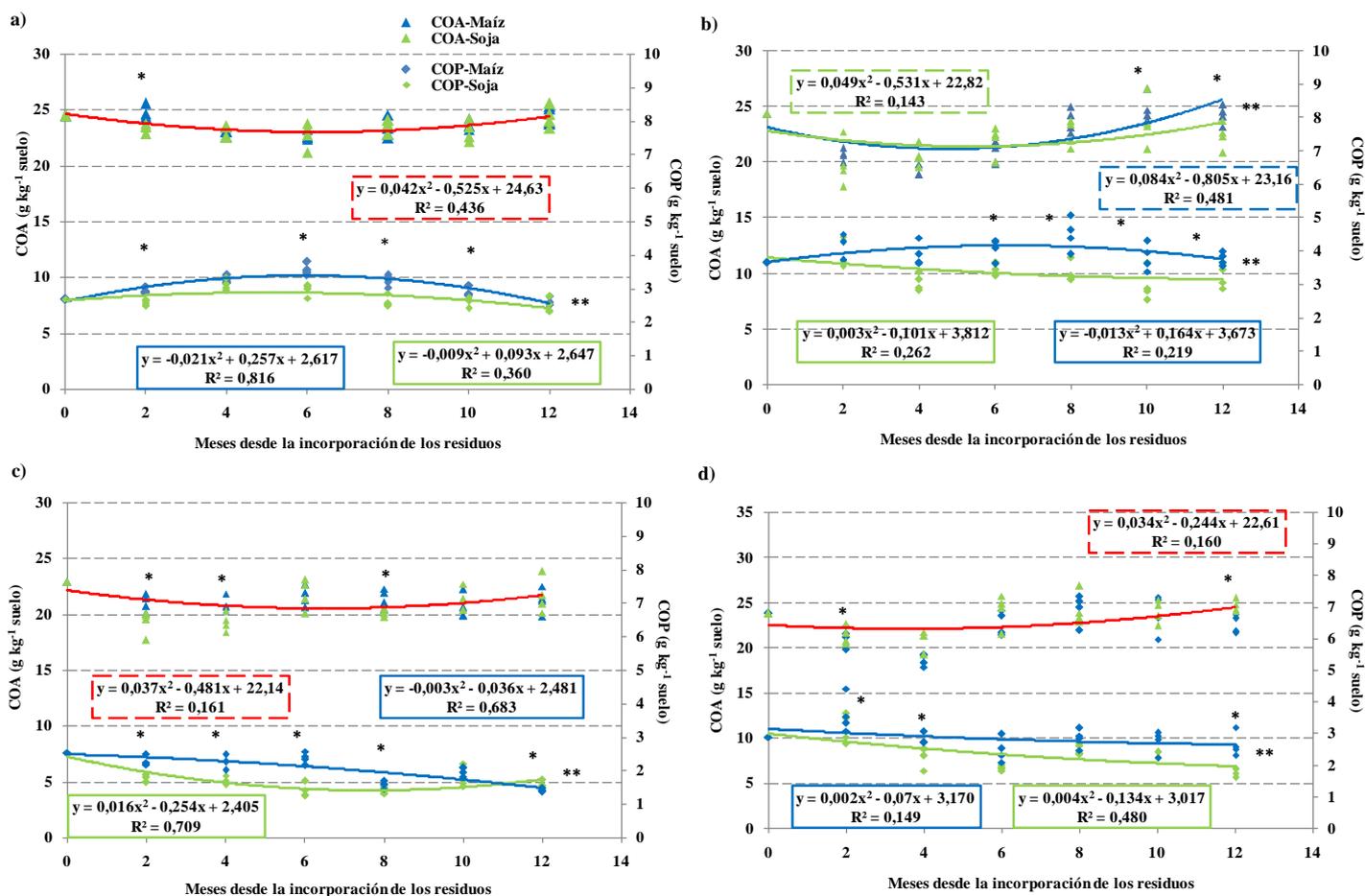


Figura 2: Carbono orgánico particulado (COP) (líneas llenas) y asociado a los minerales (COA) (líneas punteadas) en función de los meses desde la incorporación de los residuos, en los primeros 5 cm de suelo en siembra directa (a) y labranza convencional (b) y en 5-20 en siembra directa (c) y labranza convencional (d). (***) indica modelos estadísticamente diferentes. (*) indica diferencia significativa entre residuos dentro de una fecha de muestreo (LSD, $\alpha=0,05$).

En el estrato 5-20 cm, el COP fue estadísticamente superior al incorporar maíz con respecto a soja en los meses 2,4,6,8 y 12 en SD (Figura 2.c) y 2,4 y 12 en LC (Figura 2.d). El COA, sólo presentó diferencias en los meses 2,4 y 8 en SD (Figura 2.c) y 2 y 12 en LC (Figura 2.d), siendo superior cuando el residuo aportado fue maíz ($p<0,05$). A esta profundidad, los modelos COP-Soja y COP-Maíz, fueron diferentes entre sí en ambos sistemas de labranza ($p<0,05$), mientras que los modelos COA-Soja y COA-Maíz no se diferenciaron ni en SD ni en LC. En ambos casos, las variaciones en el tiempo del COA se explicaron por un solo modelo para cada sistema de labranza.

El mayor contenido de COP hallado al incorporar maíz coincide con lo informado por Mazzilli *et al.* (2014) al comparar sistemas de monocultivo de maíz y soja en SD en un Argiudol Típico en Uruguay. Esto puede deberse, en parte, a que la cantidad de C aportado con este residuo fue más de tres veces superior a la de soja. Sin embargo, las diferencias halladas entre calidades no fueron tan evidentes como cabría esperar. Cabe destacar que la calidad del residuos de maíz fue marcadamente inferior con una relación C:N 4,7 veces superior a la de soja (Tabla 1), lo cual limitó fuertemente su descomposición. En el último momento de muestreo (12 meses), gran parte de los residuos de maíz permanecían sin descomponer, mientras que los de soja se habían descompuesto totalmente en ambos sistemas de labranza.

Una pequeña proporción del COA fue mineralizada durante los primeros 4 meses luego del agregado de los residuos y paralelamente al aumento de COP (Figura 2). En muchos estudios sobre la transformación y estabilización del C y N de los residuos se ha detectado mayor liberación del C y/o N nativos comparados con el suelo que no recibió residuos. Este efecto es conocido como priming y es resultado de las interacciones entre la transformación microbiana de las sustancias añadidas y los ciclos naturales del suelo de ambos elementos (Kuzyakov *et al.*, 2000). Es probable que este fenómeno explique los patrones hallados en la dinámica del COA. Al respecto, Mazzilli *et al.*, (2014, 2015) analizando los cambios en $\delta^{13}C$ en el COP y COA, probaron que la calidad y la cantidad de residuos aportados regulaba la tasa de descomposición de la materia orgánica nativa (k) ya que, el efecto era mayor cuando el residuo incorporado era maíz con respecto a soja. A partir del mes 6 la tendencia fue inversa, mientras que el COA aumentaba, el COP disminuía (Figura



2), probablemente como resultado de transferencia de C de una a otra fracción (Mazzilli *et al.*, 2014, 2015) y/o por aporte directo del C de los residuos al COA (Haddix *et al.*, 2016).

Cabe destacar que los residuos que se utilizaron durante esta investigación, habían sido enriquecidos con ^{15}N previo a su incorporación al suelo. En ambos sistemas de labranza y profundidades Di Gerónimo *et al.*, (2018), encontraron que luego de incorporarse los residuos, el contenido de N orgánico asociado a los minerales (NOA) disminuía, de manera similar al COA y paralelamente esta fracción se enriquecía con ^{15}N , probando que una fracción del N se estaba incorporando al NOA. A diferencia de lo hallado en el COA, la disminución del NOA fue mayor al incorporar maíz, con respecto a incorporar soja. De la misma manera que lo aquí observado para el COP, el N orgánico particulado (NOP), aumento y se enriqueció en ^{15}N durante los primeros 6 a 4 meses, siendo este aumento superior al aportar soja. Luego, tanto el NOP como el su enriquecimiento en ^{15}N disminuyeron, mientras el NOA y su enriquecimiento en ^{15}N aumentaban, demostrando transferencia de N de una a otra fracción. Todos los fenómenos observados ocurrieron a mayor tasa en LC con respecto a SD. Dado que el C y N edáficos tienen dinámicas acopladas, es probable que las variaciones en COA y COP aquí observadas respondan a fenómenos similares a los observados para el N. Sin embargo, se destaca que el NOP y el NOA fueron más sensibles a la calidad de los residuos aportados y al tipo de labor implementada que el COP y el COA.

El COT no presentó efecto del tipo de residuo incorporado en ninguno de los momentos de muestreo desde la incorporación de los residuos ni en SD ni en LC. Tampoco se hallaron diferencias significativas entre el COT al inicio y al final del ensayo en ninguno de los sistemas analizados (Tabla 2).

Tabla 2: Carbono orgánico total (COT) y en fracciones granulométricas (COP y COA) previo a la incorporación (momento 0) de residuos de maíz (M) y soja (S) y luego de 12 meses (tiempo 12) simulando LC y SD.

Residuo y sistema de labranza	Profundidad (cm)	Momento (meses)	COP	COA	COT
			(g kg ⁻¹ suelo)		
Maíz-SD	0-5	0	2,68a	24,50a	27,18a
		12	2,59a	24,51a	27,10a
	5-20	0	2,54a	22,96a	25,50a
		12	1,41 b	21,25a	22,66a
Soja-SD	0-5	0	2,68a	24,50a	27,18a
		12	2,50a	24,40a	26,90a
	5-20	0	2,54a	22,96a	25,50a
		12	1,58b	21,67a	23,25a
Maíz-LC	0-5	0	3,67b	24,39a	28,06a
		12	3,78a	24,26a	28,04a
	5-20	0	2,90a	23,86a	26,76a
		12	2,66a	22,63a	25,29a
Soja-LC	0-5	0	3,67a	24,39a	28,06a
		12	3,26b	22,42a	25,68a
	5-20	0	2,90a	23,86a	26,76a
		12	1,79b	24,72a	26,51a

Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tiempos dentro de cada labranza, residuo y profundidad (LSD, $\alpha=0,05$).

A pesar de los cambios en COP y COA en respuesta a la incorporación de los residuos durante el período analizado (Tabla 2), se hallaron sólo algunas diferencias al final del ensayo respecto al inicio. La incorporación de maíz en LC generó un aumento significativo del COP en los primeros 5 cm el perfil, mientras que no se observó ningún efecto en 5-20 cm. En este sistema, la incorporación de soja resultó en una disminución del COP en ambas profundidades. En SD ambas calidades de residuos generaron disminución del COP en 5-20 cm, mientras que no se hallaron cambios en 0-5 cm. La fracción COA, al igual que el COT no presentó diferencias entre el inicio y el final del ensayo en ninguna de las situaciones analizadas. Otras investigaciones a campo hallaron efectos de la calidad de los residuos en el COT y el COA, incluso cuando la cantidad de C aportado fue similar, aunque tales efectos fueron sólo a largo plazo (Kirchman *et al.*, 2004). Helfrich *et al.*, (2008), trabajando en condiciones de laboratorio, y Gentile *et al.* (2011), trabajando a campo,



durante un lapso similar al de este trabajo, tampoco hallaron cambios en el COT ni en su distribución en respuesta a la calidad de los residuos aportados.

CONCLUSIONES

El aporte de residuos de cosecha al suelo no generó cambios en el COT, pero sí modificó temporalmente la distribución del C en fracciones. A pesar de que los mayores cambios se hallaron en el COP, el COA también fue sensible a los cambios en el manejo en el corto plazo.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:777-783.
- Cotrufo, MF; MD Wallenstein; CM Boot; K Deneff & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Glob. Change Biol.* 19: 988-995.
- Curtin, D; MH Beare; CL Scott; G Hernandez-Ramirez & ED Meenken. 2014. Mineralization of soil carbon and nitrogen following physical disturbance: a laboratory assessment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78:925-935.
- Cyle, KT; N Hill, K Young; T Jenkins; D Hancox; PA Schroeder & A Thompson, A. 2016. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction. *Soil Biol. Biochem.* 103:138-148
- Dewis, J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. pp. 36-57. Boletín sobre suelos N° 10. FAO. Roma.
- Di Gerónimo, PF; C Videla & GA Studdert. 2018. Incorporación del nitrógeno de residuos e cosecha de distinta calidad a la materia orgánica del suelo. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Miguel de Tucumán. 15-18 de mayo de 2018.
- Gentile, R; B Vanlauwe & J Six. 2011. Litter quality impacts short- but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. *Ecol. Appl* 21:695-703.
- Haddix, LM; AP Eldor & MF Cotrufo. 2016. Dual, differential isotope labeling shows the preferential movement of labile plant constituents into mineral bonded soil organic matter. *Glob. Change Biol.* 22:2301-2312.
- Helfrich, M; B Ludwig; M Potthoff & H Flessa. 2008. Effect of litter quality and soil fungi on macroaggregate dynamics and associated partitioning of litter carbon and nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* 40:1823-1835.
- Kirchmann, H; G Haberhauer; E Kandeler ; A Sessitsch & MH Gerzabek. 2004. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: synthesis of a long-term experiment. *Global Biogeochem. Cy.* 18:GB4011.
- Kuzyakov, Y; JK Friedeleb & K Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.* 32:1485-1498.
- LECO. 2008. Organic application notes. [en línea] <<http://www.leco.com/>> [consultado: 1 de noviembre 2017].
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; O Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. *Soil Biol. Biochem.* 75:273-281.
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; O Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. *Soil Biol. Biochem.* 85:22-30
- R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<http://www.Rproject.org>).
- Schlichting, E; HP Blum, & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*; Berlin/Wien. Blockwell. Wissenschaftsverlag. 295p.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant Soil.* 241: 155- 176.
- Soil Survey Staff. 2014. *Keys to Soil Taxonomy*, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington DC.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1496-1503.
- Tan, Z; R Lal; L Owens & RC Izaurralde. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil Till. Res.* 92(1): 53-59.



CIP18. VARIACIÓN INTRALOTE DE PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EN SUELOS HALOMÓRFICOS

Díaz, Carola C.; Apezteguía, Hernán P. y Aoki, Antonio M.

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Avenida Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria. Córdoba Capital. Argentina. caroladiaz@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

Los suelos halomórficos constituyen un grupo integrado por suelos cuyo rasgo en común es que han sido, son afectados por sales, o presentan potencial de ser afectados por ellas en el futuro. Al NE de la provincia de Córdoba el avance de los desmontes sobre suelos con presencia de sales solubles incrementó procesos degradativos. La zona de estudio se ubica dentro de la cuenca de la depresión de Mar chiquita, la cual presenta una red de drenaje definida, con circulación permanente, en la cual la transferencia de agua y solutos entre regiones es rápida, presentando procesos de inundación y anegamiento. El objetivo de este trabajo fue estudiar la variabilidad en las propiedades físico-químicas de suelos con distintos grados de salinidad y de cobertura vegetal en comparación al bosque nativo. Se tomaron muestras en 3 localidades (ordenadas en relación inversa a la cercanía a la laguna): Villa Fontana (VF), Balnearia (B) y Miramar (M) dentro de lotes "overos". En cada sitio se identificó el bosque nativo (G0) y 3 grados de cobertura vegetal: pastura implantada con crecimiento normal (G1), manchón con vegetación de menor crecimiento (G2) y manchón de suelo desnudo o con mínima presencia de vegetación (G3). Se determinaron: pH y conductividad eléctrica (CE), resistencia a la penetración (RP), estabilidad estructural (EE), densidad aparente (Dap) y humedad edáfica (W%). Se analizaron los datos mediante el programa InfoStat. En VF y B el tratamiento G0, presentó pH neutro en todo el perfil; mientras que aumentó a valores de entre 7,6 a 8,2 a los 60-80 cm en los otros tratamientos. En M el comportamiento fue similar para G0, G1 y G2: con un aumento de pH a partir de los 20-40 cm tomando valores de 8 a 8,5, mientras que en G3 el pH fué mayor a 8 desde la superficie. En la localidad VF la conductividad fue inferior a 2 dS.m⁻¹, en todas las profundidades y tratamientos. En cambio en B y M los tratamientos G0, G1 y G2 presentaron valores de CE bajos en superficie, pero incrementándose hasta valores de 10 dS.m⁻¹ a los 70 cm de profundidad y en los manchones desnudos (G3) fue mayor a 5 dS.m⁻¹ desde la superficie. En cuanto a estabilidad estructural (EE), en los sitios VF y M, se encontraron valores significativamente mayores en G0 respecto a los otros tres tratamientos, en cambio en Balnearia no se encontraron diferencias significativas. Finalmente se realizó un análisis de correlación entre las variables RP, Dap y W%, encontrándose correlación positiva entre las variables Dap y RP a la profundidad de 20 a 30 cm y no se encontró correlación entre RP y W% en el rango de humedades analizadas. Como conclusión podemos decir que se empiezan a observar procesos de salinización y sodificación, evidenciando la falta de prácticas de manejo adecuadas para estos suelos. El desmonte rompe el equilibrio que ejercía el bosque sobre el ecosistema afectando el balance hídrico y la redistribución de sales en el perfil modificando de esta manera propiedades edáficas del suelo.

Palabras claves: Suelos halomórficos, Mar Chiquita



C1P19. ANÁLISIS COMPUTACIONAL DE LA RESPUESTA DE LA TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA FRENTE A GRIETAS DEL SUELO

Dolinko¹, Andres; Losinno*¹, Beatriz y Lemelliet¹, Fabián

¹ Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Depto. de IA y UT, Catedra de Física
Av. San Martin 4453 - C1417DSE - Buenos Aires - Argentina

* Autor de contacto: losinno@agro.uba.ar

RESUMEN

Debido a la capacidad del método de Tomografía de Resistividad Eléctrica (TRE) para detectar grietas en laboratorio y a campo, en estudios experimentales se ha realizado un análisis de la correlación entre la geometría de grietas producidas naturalmente en el suelo con la información proporcionada por la TRE, para determinar características morfológicas de las mismas. En este trabajo, realizamos un estudio complementario que consiste en llevar a cabo una correlación similar, usando grietas generadas computacionalmente con contornos conocidos predeterminados, y aplicando métodos de post procesamiento que actúen sobre las imágenes bidimensionales que provee la TRE. Para obtener los perfiles de TRE de las grietas generadas sintéticamente, se desarrolló una simulación computacional que reproduce la distribución de potencial eléctrico y densidad de corriente eléctrica para una distribución arbitraria de resistividad. La simulación desarrollada se usó para reproducir sintéticamente los resultados que provee la TRE frente a distribuciones de resistividad bidimensionales que representan suelos con diferentes geometrías con grietas de diversas dimensiones (profundidad, espesor y volumen aéreo). La simulación computacional se basa en un algoritmo que reproduce la distribución de potencial eléctrico en una gran red rectangular de resistencias unidas a sus cuatro vecinos más próximos. Cuando la red es muy grande, la misma puede considerarse como un medio resistivo continuo. La resistividad en cada región de la red bidimensional se codifica a través de bitmaps o imágenes digitales. Los niveles de gris de cada píxel son convertidos a un valor de resistividad del lugar geométrico correspondiente a través de una función lineal adecuada. Cada píxel se asocia a un nodo de la red y los valores de cada resistencia se asigna tomando el promedio del valor de resistencia indicado para cada nodo. La correlación se desarrolló de la siguiente manera: primeramente, se graficaron bitmaps con grietas de formas canónicas de espesor y profundidad conocidos a través de un programa editor de imagen; posteriormente se generaron las simulaciones de los mapas de distribución de potencial eléctrico para el perfil de suelo representado en las imágenes, para cada posición de los electrodos de inyección de corriente del método de TRE en configuración Wenner: luego, se evaluaron las mediciones de potencial en cada posición de los electrodos de potencial para originar la tabla de datos sintética, que simula la obtenida mediante el método de TRE experimental. Finalmente, esta tabla se usó como entrada del software al DCIP2D que genera el modelo de resistividad a través de interpolación. Por último, los datos obtenidos se procesaron a través de un detector de bordes para visualizar el perfil de grietas estimado. Esto permitió conseguir con buena aproximación el perfil de grieta simulado, estimar su volumen, profundidad y grosor. Debido a que se conoce con exactitud la geometría de la grieta, se pudo llevar a cabo una correlación precisa entre la información proporcionada por el TRE y la forma de las grietas evaluadas.

Palabras clave: Resistividad eléctrica, grietas, simulación eléctrica.



C1P20. INFLUENCIA DE FACTORES EDÁFICOS Y MANEJO SOBRE FRACCIONES ORGÁNICAS LÁBILES COMO INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO

Duval, Matias.E.; Galantini, Juan.A.; Martinez, Juan.M. y Limbozzi, Fabiana.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. Argentina. mduval@criba.edu.ar

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS) está constituido por fracciones de diferente labilidad y, para comprender su dinámica, es necesario conocer cuáles son más sensibles a las condiciones edafoclimáticas, a las prácticas agrícolas o a ambas. Los objetivos de este estudio fueron evaluar las relaciones entre el C oxidable con permanganato (COX) con otras fracciones del COS sobre diferentes usos y tipos de suelo; y determinar si el COX es sensible a diferentes prácticas de manejo en suelos bajo siembra directa. En cuatro sitios de la Región Pampeana se identificaron tres tratamientos: dos escenarios agrícolas (Buenas Prácticas Agrícolas -BPA- y Manejo tradicional -MT-) y un ambiente sin actividad antrópica, natural (AN). Se cuantificaron las siguientes fracciones orgánicas: COS, carbono orgánico particulado grueso y fino (COPg y COPf, respectivamente), carbono orgánico extraíble con ácido y agua caliente (CHt y CHs, respectivamente) y COX. El COPg y el COX fueron las fracciones con mayor (CV=72%) y menor (CV=22%) variabilidad, respectivamente. Las variaciones del COPg y COPf en 0-10 cm, y COPg en 10-20 cm fueron explicadas mayoritariamente por las prácticas de manejo, con un componente de varianza > 50%. La relación entre COX y COS fue generalmente más estrecha ($R^2=0,76-0,92$) que con otras fracciones orgánicas donde, la profundidad y las propiedades edáficas tuvieron una mayor influencia en dicha relación que las prácticas de manejo. COX, a pesar de utilizar una solución diluida ($0,02 \text{ mol L}^{-1} \text{ KMnO}_4$), mostró limitada sensibilidad a las prácticas de manejo. Sin embargo, esta metodología podría utilizarse para estimar el COS considerando la profundidad y las condiciones edáficas del sitio. El COPf fue la fracción más afectada por las prácticas de manejo, mostrando una significativa relación con atributos físicos edáficos (macroporosidad, densidad aparente y densidad, volumen y estabilidad de agregados) y parámetros agronómicos (rendimientos de soja y maíz).

Palabras clave: Carbono oxidable con permanganato, carbono orgánico particulado, prácticas de manejo

INTRODUCCIÓN

En la Región Pampeana, se han simplificado los sistemas de producción a través del monocultivo de soja o secuencias trigo/soja (Viglizzo *et al.*, 2011). Estas prácticas han llevado a la degradación física, química y biológica del suelo incluso en siembra directa (SD) (Duval *et al.*, 2016). Ante esta problemática, se ha comenzado a adoptar y promover la rotación de especies de cultivos, cultivos de cobertura, manejo integrado de plagas y enfermedades, restauración de nutrientes y un uso racional de agroquímicos como parte integral de un sistema bajo SD. En conjunto, estas prácticas se han denominado "Buenas Prácticas Agrícolas" (BPA) (AAPRESID, 2013).

El COS es considerado uno de los indicadores más preponderantes de la calidad del suelo interviniendo sobre diferentes propiedades y procesos físicos, químicos y biológicos del suelo (Duval *et al.*, 2013). Por lo tanto, el conocimiento de su dinámica en suelos agrícolas es muy importante. Sin embargo, cambios del COS a corto y mediano plazo en respuesta a las prácticas de manejo son difíciles de detectar. En contraste, los constituyentes más lábiles del COS a menudo son indicadores tempranos del impacto del manejo sobre la calidad del suelo (Culman *et al.*, 2013). La mayor sensibilidad y dinámica de estas fracciones han llevado a una amplia adopción de diferentes metodologías de fraccionamiento químicos y físicos en la ciencia del suelo para su cuantificación (Wander, 2004). Diferentes fracciones lábiles como el carbono orgánico particulado (COP) (Benbi *et al.*, 2015), carbono extraíble con agua caliente (CHs) (Ghani *et al.*, 2003), carbono hidrolizable mediante extracciones ácidas (CHt) (Duval *et al.*, 2013) y carbono oxidable con permanganato (COX) (Weil *et al.*, 2003), se han utilizado como indicadores tempranos de los cambios en la calidad del suelo debido a las prácticas de manejo. Sin embargo, muchas de estas metodologías presentan serias limitaciones, por ejemplo, costosos equipos de laboratorio, reactivos altamente tóxicos y peligrosos para uso rutinario en el laboratorio o en el campo y resultados con poca repetibilidad y alta sensibilidad a la técnica del operador (Islam & Weil, 1997). Una alternativa a este problema es cuantificar la cantidad de carbono oxidable con permanganato de potasio como una medida de la labilidad del COS (Blair *et al.*, 1995). Varios estudios han usado diferentes concentraciones de permanganato ($0,02-0,33 \text{ mol L}^{-1} \text{ KMnO}_4$) para medir el carbono lábil del suelo (Blair *et al.*, 1995; Weil *et al.*, 2003). Sin embargo, se ha



encontrado que las concentraciones más diluidas mostraron una mayor sensibilidad para diferenciar las prácticas de manejo (0,02 a 0,03 mol L⁻¹ KMnO₄) (Weil *et al.*, 2003; Vieira *et al.*, 2007). La cuantificación de dicha fracción es rápida, económica y se puede adaptar para su uso en el campo (Morrow *et al.*, 2016).

Existen estudios que consideran al COX como un parámetro representativo del carbono lábil del suelo y un indicador sensible a diferentes usos (Blair *et al.*, 1995) y prácticas de manejo (Chen *et al.*, 2016). Sin embargo, hay pocos estudios que contemplen la sensibilidad del COX para reflejar los cambios en el manejo en relación con otras fracciones del COS. Además, no existe conocimiento suficiente acerca de cómo estas relaciones pueden cambiar debido a factores geográficos, climáticos y/o edáficos. Por lo tanto, los objetivos de este estudio fueron (i) evaluar las relaciones entre COX con varias fracciones orgánicas (COP, CH y COS) sobre diferentes usos y tipos de suelo, y (ii) examinar si el COX es una fracción sensible a diferentes prácticas de manejo agrícola en suelos bajo SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio y tratamientos

Los sitios de estudio (cuatro) se ubicaron en las provincias de Córdoba (Bengolea, 33°01'32,9 "S; 63°37'36,4" O y Monte Buey, 32°58'17,0 "S, 62°27'02,4" O), Buenos Aires (Pergamino, 33°56'42,6 "S, 60°33'35,6" O) y Entre Ríos (Viale, 31°52'42,2 "S, 59°41'16,2" O). En Bengolea y Monte Buey el clima es templado subhúmedo con una temperatura media anual de 17°C; en Pergamino y Viale el clima es templado húmedo con una temperatura media anual de 16 y 18 °C, respectivamente. La precipitación media anual es de 870, 910, 1000 y 1160 mm en Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale, respectivamente.

En cada sitio se definieron tres tratamientos (Tabla 1): (1) Buenas Prácticas Agrícolas (BPA): manejo bajo SD, sujeto a rotación intensiva con cultivos de invierno y verano y, ocasionalmente, cultivos de cobertura; (2) Manejo tradicional (MT): manejo agrícola bajo SD sujeto a rotación mínima o monocultivo de soja, baja aplicación de nutrientes y alto uso de agroquímicos; (3) Ambiente natural (AN), suelo sin intervención antrópica como situación de referencia, con vegetación nativa cerca de parcelas cultivadas.

Muestreo y determinaciones edáficas

Para cada combinación sitio × tratamiento se tomaron tres muestras compuestas de suelo (repeticiones) de los 20 cm superiores. Cada muestra consistió de tres muestras de suelo inalteradas tomadas aleatoriamente a 0-10 y 10-20 cm mediante cilindros de acero de 10 cm de altura y 4,7 cm de diámetro dentro de un área de 50 m².

En las muestras de suelo se secadas al aire y tamizadas por 2 mm se determinó: carbono orgánico total del suelo (COS) por combustión seca (LECO, St. Joseph, MI) y se determinaron diferentes fracciones orgánicas lábiles del suelo a través de diversos métodos de fraccionamiento del COS: (I) fraccionamiento del suelo por tamaño de partícula (Duval *et al.*, 2013). El tamizado se realizó mediante dos tamices de 53 µm y 105 µm obteniéndose tres fracciones: fracción gruesa (FG, 105-2000 µm) en la que se encuentra materia orgánica particulada gruesa y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 µm) constituida por materia orgánica particulada más transformada y las arenas muy finas, y la fracción fina (FF, < 53 µm) la cual contiene la materia orgánica asociada a la fracción mineral más limo y arcilla. En las fracciones FG, FM y FF se determinó carbono por combustión seca denominándose carbono orgánico particulado grueso (COPg), particulado fino (COPf) y asociado a la fracción mineral (COM), respectivamente ; (II) el C orgánico extraíble con ácido o agua caliente se realizó empleando dos procedimientos diferentes (Puget *et al.*, 1999): Para determinar la extracción de CHt se realizó una hidrólisis ácida de la siguiente manera: 1 g de muestra de suelo se trató con 10 mL de 0,5 mol L⁻¹ H₂SO₄, calentado a 80 ° C durante 24 h. Para la determinación de CHs, la extracción se llevó a cabo de la siguiente manera: 1 g de suelo se suspendió en 10 mL de agua destilada y se calentó a 80 ° C durante 24 h, y la hidrólisis se obtuvo añadiendo H₂SO₄ para obtener 0,5 mol L⁻¹ concentración como en el procedimiento de hidrólisis ácida diluida. Después de la extracción, cada suspensión se centrifugó a 4000 rpm durante 15 minutos. Los contenidos de C extraíbles se determinaron usando el método espectrofotométrico de fenol-ácido sulfúrico con glucosa como curva estándar (Dubois *et al.*, 1956); (III) el C oxidable con permanganato se determinó de acuerdo a la metodología propuesta por Weil *et al.* (2003). Se pesaron 2,5 g de suelo en tubos de centrifuga de 50 mL. A cada tubo, se añadieron 20 mL de solución 0,02 mol L⁻¹ KMnO₄ y se agitaron horizontalmente durante exactamente 2 minutos a 240 rpm. Luego se dejaron reposar durante exactamente 10 min y se transfirieron 500 µL del sobrenadante a un segundo tubo, mezclándose con 49,5 ml de agua destilada y se midió a 560 nm con un espectrofotómetro UV-visible T60U (PG Instruments).



Se determinaron las siguientes propiedades físicas del suelo: densidad aparente, DA (Mg m^{-3}), macro $P > 30\mu\text{m}$, meso $P_{30-0,2\mu\text{m}}$ y microporos $P < 0,2 \mu\text{m}$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), porosidad total, PT ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), resistencia a la penetración, RP (kPa), densidad de agregados, AggD (g cm^{-3}), volumen de agregados, AggV (%) y estabilidad de agregados a través de humectación por capilaridad, EA (mm). Estos parámetros se usan a menudo como indicadores (o indicadores potenciales) de la calidad física del suelo en suelos agrícolas húmedos de textura fina y media (Reynolds *et al.*, 2007).

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el análisis de varianza (ANOVA). El diseño fue un ANOVA doble mixto que incluye el efecto fijo del sistema de manejo (BPA, MT y AN) y los cuatro sitios se consideraron como una muestra aleatoria de sitios posibles con diferentes condiciones edafoclimáticas (Tabla 1). La comparación de medias se llevó a cabo mediante diferencias mínimas significativas (DMS) de Fisher ($p < 0,05$). Se utilizó análisis de componentes de la varianza para determinar las proporciones de varianza atribuibles a los tratamientos y los sitios en las propiedades del suelo como una aproximación para discriminar el comportamiento dinámico e inherente de cada fracción orgánica del suelo. Se realizaron regresiones múltiples usando el COS y sus fracciones para predecir el rendimiento de los principales cultivos (variables dependientes) mediante el procedimiento STEPWISE. Todos los datos fueron analizados utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Tabla 1: Características edáficas y agronómicas en cada sitio-tratamiento.

Sitios		Bengolea			Monte Buey			Pergamino			Viale		
Tratamientos		AN	BPA	MT	AN	BPA	MT	AN	BPA	MT	AN	BPA	MT
Propiedades edáficas	Soil Taxonomy	Haplustol entico			Argiudol típico			Argiudol típico			Hapludert típico		
	Arena (g kg^{-1})	594	555	577	169	208	196	179	185	178	26	22	32
	Limo (g kg^{-1})	284	306	293	570	578	578	621	587	605	609	519	588
	Arcilla (g kg^{-1})	122	139	130	261	214	226	200	228	217	365	459	380
Información productiva	% de siembra directa	--	100	80	--	100	100	--	100	100	--	100	100
	Relación soja/maíz ^(a)	--	1,5	4	--	0,67	4	--	1,5	5	--	1,5	4
	% Trigo ^(b)	--	60	40	--	60	20	--	10	0	--	40	20
	% Cultivos de cobertura ^(c)	--	20	0	--	40	0	--	0	0	--	20	0
	Fertilización N-P ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) ^(d)	--	68-18	3-3	--	64-18	17-5	--	41-17	7-31	--	64-27	34-23
	Rendimiento soja (kg ha^{-1})	--	3067	2775	--	3167	2675	--	2933	2885	--	3000	1805
	Rendimiento maíz (kg ha^{-1})	--	10500	2700	--	12550	8000	--	9500	-	--	7030	3450
Aporte de carbono ($\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) ^(e)	--	5608	2765	--	6378	3548	--	4291	2486	--	4010	2845	

(a) Número de cultivos de soja sobre número de cultivos de maíz en los últimos 5 años; (b) Porcentaje de inviernos en que se plantó trigo; (c) Porcentaje de inviernos en que se plantó un cultivo de cobertura; (d) calculado como kilogramos de N y P (elemento) aplicados por hectárea por año; (e) entrada de C estimada (parte aérea + raíces).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración de COS mostró grandes variaciones a través de la combinación sitio×tratamiento, con valores entre 9,4 y 36,4 g kg^{-1} en 0-20 cm (Tabla 2). En general, las fracciones lábiles del COS también fueron afectadas por los sitios y tratamientos, siendo COPg y COX las fracciones con mayor ($\text{CV} = 72\%$) y menor ($\text{CV} = 22\%$) variabilidad, respectivamente (Tabla 2 y 3).

Tabla 2: Estadística descriptiva para el carbono orgánico del suelo y sus fracciones (g kg^{-1}) en 0-20 cm.

Medias resumen	Fracciones orgánicas					
	COS	COPg	COPf	CHt	CHs	COX
Min-Max	9,4-36,4	0,46-7,29	1,07-5,27	1,50-6,73	0,20-1,10	0,41-1,04
Media	19,3	2,09	2,49	3,25	0,46	0,74
%CV	39	72	41	46	52	22

A partir del análisis de componentes de varianza, se observó que el mayor porcentaje de la varianza del COPg y COPf fue explicado por las prácticas de manejo (tratamiento) (> 50%) y en menor medida por las condiciones edafoclimáticas (sitio) en 0-10 cm (Tabla 3). En 10-20 cm, únicamente las prácticas de manejo explicaron las variaciones del COPg. Por lo tanto, estas fracciones podrían considerarse las más sensibles para detectar cambios del COS debido a cambios de las prácticas de manejo o usos del suelo. El COS y las fracciones CHt y COX estuvieron fuertemente influenciadas por las condiciones edafoclimáticas, reflejándose en elevados componentes de varianza (> 45%) y clasificadas como propiedades inherentes al ambiente edáfico (Tabla 3).

Tabla 3: Efecto de los tratamientos y sitios (a), y contribución de las características edáficas (sitio) y manejo (tratamiento) en la varianza de diferentes fracciones orgánicas (b).

Fracciones orgánicas	Prof. (cm)	(a) Factores			(b) Componente de varianza (%)			
		Tratamiento (T)	Sitio (S)	T×S	Tratamiento	Sitio	T×S	Residual
COS	0-10	***	***	ns	24,1	45,0	8,3	22,6
COPg		***	ns	ns	54,6	2,7	2,3	40,4
COPf		***	***	ns	63,6	16,9	6,5	13,0
CHt		***	***	*	8,6	80,0	5,2	6,2
CHs		***	***	***	36,2	30,9	19,7	13,2
COX		***	***	*	16,9	73,6	3,3	6,2
COS	10-20	**	***	ns	15,3	56,0	0,0	28,7
COPg		***	***	***	60,3	12,7	17,0	10,0
COPf		***	***	***	27,6	45,1	17,3	10,0
CHt		**	***	ns	6,5	74,7	1,3	17,5
CHs		***	***	***	21,4	47,9	25,1	5,6
COX		ns	***	ns	2,6	51,2	0,0	46,2

ns: no significativo; (*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***): $p < 0,001$

En general, el COX se relacionó más con el COS que con las demás fracciones orgánicas en casi todos los sitios. Esto sugiere que el COX refleja una fracción orgánica más procesada de acuerdo con los resultados observados por Culman *et al.* (2012), quienes observaron relaciones estrechas del COX con fracciones orgánicas más estables. A su vez, dicha relación mejoró cuando se particionó por sitio y profundidad, presentando elevados coeficientes de determinación ($R^2=0,76-0,92$) (Figura 1). Estos resultados sugieren que la profundidad y las características del sitio tienen una mayor influencia en esta relación que las prácticas de manejo.

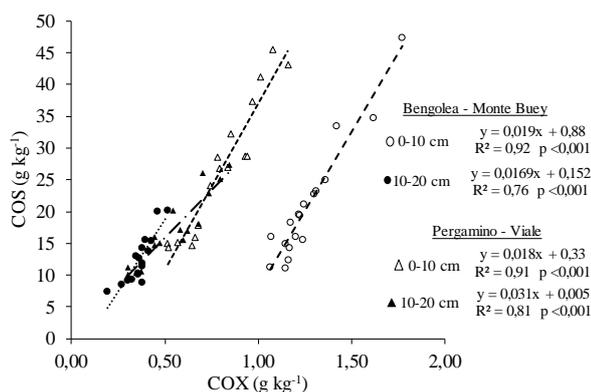


Figura 1: Relación entre el carbono orgánico total del suelo (COS) y el carbono oxidable con permanganato (COX).

El COS y sus fracciones lábiles, excepto CHs, mostraron un efecto similar de los tratamientos en los diferentes sitios (interacción no significativa) en 0-20 cm, por lo tanto, se analizaron los tratamientos en forma independiente (Tabla 4). Los niveles de COS en AN fueron 28% y 54% más altos en comparación con BPA y MT, respectivamente (Tabla 4). El COX ha sido sugerido como un indicador adecuado del carbono lábil del suelo, sensible a las prácticas de manejo (Culman *et al.*, 2012). En nuestro estudio, los valores más altos de COX se observaron en AN ($0,83 \text{ g kg}^{-1}$) seguidos de BPA ($0,74 \text{ g kg}^{-1}$) y MT ($0,65 \text{ g kg}^{-1}$) sin diferencias ($p > 0,05$) entre manejos agrícolas. El COPf fue la única fracción de orgánica que reflejó diferencias significativas entre prácticas agrícolas (BPA vs MT). Este resultado indica mayores



diferencias en COP que en COX entre tratamientos agrícolas, enfatizando que el COX es un indicador menos sensible. Además, estas evidencias sugieren que las BPA puede mejorar la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo. Los datos presentados en la Tabla 4 respaldan parcialmente la hipótesis planteada donde COX es considerado un indicador sensible a los diferentes cambios en el uso del suelo. Nuestros resultados confirmaron que a pesar de la solución diluida utilizada ($0,02 \text{ mol L}^{-1} \text{ KMnO}_4$), esta fracción lábil mostró sensibilidad limitada a las diferentes prácticas agrícolas y, por lo tanto, pueden no ser una medida confiable del carbono lábil del suelo. Sin embargo, los resultados mostraron que esta metodología resultaría útil para estimar el COS teniendo en cuenta las condiciones del sitio y la profundidad según lo informado por Culman *et al.* (2012) y corroborado en nuestro estudio (Figura 1).

Tabla 4: Efectos de las prácticas de manejo sobre las fracciones de carbono del suelo (g kg^{-1}) en 0-20 cm.

Fracciones orgánicas	AN	BPA	MT
COS	23,8 a	18,6 ab	15,5 b
COPg	3,68 a	1,39 b	1,19 b
COPf	3,48 a	2,29 b	1,71 c
CHt	3,79 a	3,23 ab	2,72 b
CHs	0,65	0,45	0,30
COX	0,83 a	0,74 ab	0,65 b

Para cada fracción orgánica, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$).

Al evaluar las fracciones lábiles como predictoras del rendimiento de los cultivos (soja y maíz) se observó que COPf, CHt y CHs fueron las fracciones que mejor predijeron el rendimiento de maíz (R^2 ajustado=0,64, $p < 0,01$), mientras que COPf, CHt lo fueron para el rendimiento de soja (R^2 ajustado=0,43, $p < 0,01$). Este resultado indica que estas dos fracciones son capaces de predecir el rendimiento agronómico y, por lo tanto, pueden considerarse medidas confiables de productividad y calidad del suelo.

En general, COP y CH mostraron una mayor correlación con los atributos físicos del suelo que el COX (Tabla 5). Las fracciones orgánicas más vinculadas al aporte de residuos (COP), presentaron efectos más pronunciados en los atributos físicos del suelo. Por ejemplo, tanto COPg como COPf tuvieron una la relación positiva con la porosidad estructural ($P > 30 \mu\text{m}$), y se encontraron relaciones significativas pero negativas con la densidad aparente (DA). Como la mayoría de estos atributos físicos son considerados como indicadores de calidad física del suelo (Reynolds *et al.*, 2007), por lo tanto, es razonable confirmar que el COP es un indicador indirecto confiable para evaluar la capacidad de las prácticas de manejo para promover la calidad del suelo.

Tabla 5: Correlaciones de Pearson entre las fracciones orgánicas del COS y parámetros físicos edáficos en 0-10 cm de profundidad ($n = 36$).

Propiedades edáficas	Fracciones orgánicas				
	COPg	COPf	CHt	CHs	COX
PT	0,49 **	0,05	0,82 ***	0,38 *	0,04
$P_{>30 \mu\text{m}}$	0,38 *	0,43 **	-0,08	-0,06	0,32 *
$P_{30-0,2 \mu\text{m}}$	-0,05	0,17	-0,48 **	-0,23	-0,2
$P_{<0,2 \mu\text{m}}$	0,17	-0,29	0,86 ***	0,41 **	-0,11
DA	-0,70 ***	-0,55 ***	-0,53 ***	-0,43 **	-0,52 ***
AggD	0,22	-0,64 *	0,31	0,41	0,48
AggV	-0,20	0,62 *	-0,32	-0,40	-0,48
EA	0,78 **	0,52 *	0,80 **	0,86 ***	0,72**

(*): $p < 0,05$; (**): $p < 0,01$; (***): $p < 0,001$.

CONCLUSIONES

Las prácticas de manejo y las condiciones edafoclimáticas tuvieron efectos significativos, de magnitud variable, sobre el COS y sus fracciones. Tanto el COS como el COX estuvieron muy influenciados por las condiciones edafoclimáticas, mientras que las variaciones del COP, estuvieron mayormente asociadas a las prácticas de manejo.



El COPf fue la fracción más afectada por las prácticas agrícolas (BPA vs MT), y mostró una gran relación tanto con los atributos físicos del suelo (macroporosidad, densidad aparente y densidad, volumen y estabilidad de los agregados) como con los parámetros agronómicos (rendimientos de soja y maíz). Los cambios de la materia orgánica del suelo debido a las grandes alteraciones por cambios en el uso del suelo (suelos naturales vs. agrícolas), pueden ser bien expresados por el COS.

Debido a su estrecha relación con el COS y su sencilla determinación, el COX se debe considerar como un componente importante de la evaluación de la calidad del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID, 2013. Program for Certification in Good Agricultural Practices. <http://www.aapresid.org.ar/ac/buenas-practicas-agricolas/2013/> (Acceso 1 Enero 2018).
- Benbi, DK; K Brar; AS Toor & P Singh. 2015. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. *Geoderma* 237-238: 149-158.
- Blair, GJ; RD Lefroy & L Lisle. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 1459-1466.
- Chen, S; C Xu; J Yan; X Zhang; X Zhang & D Wang. 2016. The influence of the type of crop residue on soil organic carbon fractions: An 11-year field study of rice-based cropping systems in southeast China. *Agric. Ecosyst. Environ.* 223: 261-269.
- Culman, SW; SS Snapp; MA Freeman; ME Schipanski; J Beniston & R Lal. 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76(2): 494-504.
- Culman, SW; SS Snapp; JM Green & LE Gentry. 2013. Short-and long-term labile soil carbon and nitrogen dynamics reflect management and predict corn agronomic performance. *Agron. J.* 105(2): 493-502.
- Di Rienzo, JÁ; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dubois, M; K Gilles; J Hamilton; P Rebers & R Smith. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.* 28: 350-356.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martínez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11-19.
- Duval, ME; JA Galantini; JM Martínez; FM López & LG Wall. 2016. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. *Soil Till. Res.* 159: 9-22.
- Ghani, A; M Dexter & KW Perrott. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Boil. Biochem.* 35(9): 1231-1243.
- Islam, KR & RR Weil. 1997. Stability of soil quality indices across seasons and regions. *Agronomy Abstracts. Am. Soc. Agron., Madison, WI.* p. 215.
- Morrow, JG; DR Huggins; LA Carpenter-Boggs & JP Reganold. 2016. Evaluating measures to assess soil health in long-term agroecosystem trials. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 80(2): 450-462.
- Puget, P; DA Angers & C Chenu. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31: 55-63.
- Reynolds, WD; CF Drury; XW Yang; CA Fox; CS Tan & TQ Zhang. 2007. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. *Soil Till. Res.* 96(1): 316-330.
- Vieira, FCB; C Bayer; JA Zanatta; J Dieckow; J Mielniczuk & ZL He. 2007. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. *Soil Till. Res.* 96: 195-204.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreno; EG Jobbágy; H Pereyra; J Clatt; D Pincén & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biol.* 17: 959-973.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: Magdoff, F & RR Weil (Eds.) *Soil organic matter in sustainable agriculture.* CRC Press, Boca Raton, FL. p. 67-102.
- Weil, RR; KR Islam; MA Stine; JB Gruver & SE Samson-Liebig. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *Am. J. Alt. Agric.* 18: 3-17.



C1P21. IMPACTO DEL USO SOBRE TIERRAS HIDROHALOMÓRFICAS. LUJÁN Y SAN ANDRÉS DE GILES. UNIDAD CARTOGRÁFICA 8c.

Faita, Elida C.; Ros, Miguel A.; Boyadjian, Alberto; Bianchi, Daniel A. y Giordano Buiani, Alicia.

Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Lujan, Rutas 5 y 7, Luján, Buenos Aires, Argentina.
introdagro@gmail.com

RESUMEN

Luján y San Andrés de Giles, presentan superficies importantes de tierras con drenaje deficiente ~~incluidas~~ en diferentes Unidades Cartográficas (UC) y soportaron un fuerte aumento del área cultivada sobre sectores cíclicamente afectados por excesos hídricos. Pese a ese cambio, existe escasa información de sus efectos sobre las tierras. Los objetivos de este trabajo fueron, para tierras de UC8c: a) valorar efectos de distintos manejos sobre propiedades edáficas y b) elaborar propuestas de manejo, para generar información local. El ensayo abarcó 120 ha, con cuatro tratamientos (Trigo-Sorgo:T-S); Soja:S); Cría:C) y Cuasi Pristina:CP) en tres establecimientos (repeticiones) cada uno. Se determinaron valores de Materia Orgánica Total (MOT); Conductividad Eléctrica (CE); pH; Densidad Aparente (DAP); Humedad Gravimétrica (HG); Índice Anisotrópico (IA); Infiltración Acumulada (INFac); Cobertura (Cob) y presencia de napa hasta 2 m. Sobre los resultados se aplicó análisis de varianza para detectar diferencias significativas (DS). Con algunas propiedades se calculó un Índice de Calidad Edáfica (ICE). En ningún tratamiento se verificó napa en la profundidad analizada, alcalinidad ni salinidad. MO y CE no presentaron DS entre tratamientos. IA fue significativamente mayor en T-S) que en C) y CP). INFac fue significativamente mayor en CP) que en tratamientos restantes. pH fue significativamente menor en S) que C). DAP fue significativamente mayor en T-S) que en CP). HG fue significativamente mayor en C) y CP) que en T-S) y S). Cob presentó DS entre los cuatro tratamientos. ICE diferenció significativamente entre CP) y S). Aunque los valores de las propiedades analizadas, resultaron diferentes según tratamientos, no siempre fueron mejores en CP). No obstante, al integrarlos en un ICE, CP expresa su mejor condición edáfica. La producción agropecuaria sobre estas tierras, requiere evitar monocultivo, diversificar manejos, incluir cultivos de cobertura, controlar tránsito de maquinarias y regular pastoreo para evitar sobrecarga y efectos del pisoteo.

Palabras claves: Cuenca Media Río Luján, drenaje deficiente, propuestas de manejo.

INTRODUCCIÓN

Los Partidos de Luján y San Andrés de Giles, integran la Cuenca Media del Río Luján, presentan alto porcentaje de tierras con distintos grados de drenaje deficiente, fundamentalmente representadas por las Unidades Cartográficas (UC) 8c, 10a, 10b, 10c, 10g.

En ambos partidos, sobre tierras cíclicamente afectadas por excesos de agua, se reemplazaron los sistemas de ganadería extensiva y aumentó significativamente el área cultivada tal como lo mencionan Vázquez *et al.* (2009) para la Cuenca Baja del Río Salado, subregión con limitaciones similares y también a semejanza de lo verificado por Díaz Zorita *et al.* (2002) en otras zonas susceptibles a excesos hídricos, como son las tierras bajas que conforman llanuras aluviales en la Sub-Región Pampa Ondulada,

Pese a que las condiciones descriptas provocan severas inundaciones periódicas y degradación de suelos, se dispone de escasa información sobre las propiedades de este tipo de tierras y su relación con distintos manejos productivos.

Los objetivos de este trabajo, para tierras hidrohalomórficas de la Cuenca Media del Río Luján fueron: a) valorar los efectos de distintos manejos sobre propiedades edáficas y b) proponer manejos sustentables en base a los resultados obtenidos. De esta manera, se generará información regional para este tipo de tierras y problemática.

MATERIALES Y MÉTODOS

En los Partidos de Luján y San Andrés de Giles, se trabajó sobre suelos de la UC 8 c. La misma, abarca 11200 ha (14%) y 11350 ha (10%) de esos partidos respectivamente. Su distribución coincide con planos de inundación adyacentes a los cursos de agua, presenta uso predominantemente Ganadero Agrícola e Índice de Productividad 24. Está integrada por un complejo de Natracuoles (50%), Natracualfes típicos (30%) y Argiudoles típicos (20%) (INTA, 1989). Sobre esta



UC se compararon, los efectos de tres manejos aplicados durante 10 años sobre las propiedades edáficas, respecto de la situación Cuasi Prístina.

El ensayo abarcó 120 ha. En él se ubicaron condiciones cuasi prístinas (Álvarez *et al.*, 2009) y tres manejos productivos (tratamientos), cada uno de ellos en tres establecimientos (repeticiones). En cada repetición se fijaron tres sitios de muestreo. Los tratamientos fueron: TS) Trigo-Sorgo; S) Soja; C) Cría y CP) Cuasi Prístina. T-S) y S) fueron manejos continuos con siembra directa. En T-S) el sorgo siempre fue pastoreado. C) se desarrolló exclusivamente sobre pastizal natural.

Se determinaron los valores de algunas propiedades edáficas e hídricas superficiales: Materia Orgánica total (MOT) por Walkley-Black (Jackson & Beltrán Martínez, 1982); Conductividad Eléctrica (CE) (Jackson & Beltrán Martínez, 1982) y pH en agua (1:2) (todas estas sobre muestras compuestas); Densidad Aparente (DAP) (Jackson & Beltrán Martínez, 1982) y Humedad Gravimétrica (HG) (Blake & Harge, 1986). Se midieron además: Índice Anisotrópico (IA) que integra resistencia a la penetración del perfil (Cisneros *et al.* 1997); Infiltración Acumulada (INFac) con infiltrómetro de anillo de Muntz (Burt, 1995); Cobertura (Cob) (Laflen *et al.*, 1981) y presencia o ausencia de napa hasta los 2 m con freatómetro. Sobre los resultados se aplicó análisis de varianza por Test de Tukey con nivel de significancia del 5%. Con algunas de esas propiedades se calculó un índice de calidad edáfica: $ICE = -8,08 + 2,27 * MO + 0,16 * IA + 0,01 * INFac$, obtenido para otros suelos de la cuenca mediante análisis de componentes principales y análisis discriminante lineal (Faita *et al.*, 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como características generales, resulta importante resaltar que en ninguno de los tratamientos se verificó presencia de napa dentro de los 2 m de profundidad. Por tratarse de suelos con drenaje deficiente, esta situación resulta alentadora y establece una diferencia con otros suelos con este tipo de limitación, tales como los Vertisoles de la planicie costera del Río de La Plata, en los cuales la napa se ubica entre 0,8 y 1,2 m de profundidad (Imbellone & Mormeneo, 2011).

Los valores de todas las propiedades estudiadas figuran en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores de las propiedades edáficas e índice de calidad según tratamiento

Propiedades	Tratamiento			
	Trigo-Sorgo	Soja	Cría	Cuasi Prístina
Incluidas en ICE				
MOT (%)	2,95 a	2,57 a	3,31 a	2,77 a
IA	5,36 b	2,32 ab	1,53 a	1,52 a
INFac(mm)	39,04 a	28,54 a	26,92 a	288,17 b
ICE	0,20 ab	-1,66 a	-0,15 ab	2,12 b
No incluidas en ICE				
pH	6,13 ab	5,77 a	6,35 b	5,84 ab
CE (mmhos.cm ⁻¹)	0,21 a	0,29 a	0,27 a	0,17 a
DAP (Mg.m ⁻³)	1,46 b	1,27 ab	1,27 ab	1,10 a
HG (%)	15,72 a	18,30 a	24,88 b	27,49 b
Cob (%)	75,00 b	90,00 c	28,00 a	100,00 d
Napa hasta 2 m	No	No	No	No

Letras distintas presentan diferencias estadísticas. Test de Tukey $p < 0,05$.



Respecto del pH, aunque para esta propiedad a nivel de UC y escala 1:500 000 se menciona la existencia de alcalinidad desde superficie, se destaca que en ninguno de los tratamientos se detectaron pH alcalinos.

Por su parte, y en este caso, coincidentemente con lo descripto para la UC, los valores de CE hallados, señalan la ausencia de problemas de salinidad.

Cuando se observa el conjunto de las propiedades estudiadas, surge que MOT y CE fueron las únicas que no presentaron ninguna diferencia significativa (DS) entre tratamientos.

Para Materia Orgánica Total, la inexistencia de DS, difiere de lo verificado por Vázquez *et al.* (2009) quienes, en la Cuenca del Salado, encontraron mejores condiciones para esta propiedad en manejos mixtos aplicados durante 10 años. No obstante ello, los mayores valores de MOT en C) y T-S), expresarían la influencia positiva de los manejos más diversificados sobre esta propiedad. Por su parte, el valor mínimo asociado a S), podría asimilarse a la situación relativa hallada por Borrajo *et al.* (2016, a) en la Cuenca del Salado para el caso de manejos que, aunque realizados mediante siembra directa, implican alta intensidad de uso agrícola y menor aporte de residuos.

Respecto del Índice Anisotrópico, se observa que el tratamiento T-S) presentó valores significativamente mayores que CP) y C). Estos valores muestran una tendencia opuesta a la hallada en el sudoeste bonaerense por Krüger *et al.* (2008) quienes, en sistemas manejados con SD continua, encontraron menores valores de resistencia a la penetración bajo agricultura continua que en manejos mixtos. En cambio, la condición de T-S), tratamiento utilizado para cultivo y pastoreo, resulta similar a la informada por Vázquez *et al.* (2009), quienes encontraron aumentos de resistencia a la penetración en manejos que implican pisoteo. Esa similitud, sin embargo, no aparece en el caso de C) que es el otro tratamiento estudiado que incluye pastoreo, aunque en este caso de manera exclusiva. Pareciera que, en estas condiciones, la combinación del uso agrícola con el pastoril, determina valores de IA aún mayores que el uso exclusivo para pastoreo.

Infiltración Acumulada mostró DS entre CP) y los demás tratamientos, con un valor muy superior al de aquellos que no mostraron DS entre sí. Esta mejor condición de CP) es similar a la hallada respecto de C) por Cabrera *et al.* (2011) en Hapludoles típicos. Además, el valor de CP) fue marcadamente superior al informado por Moncho (2014) para suelos con problemas de drenaje de Carmen de Areco, manejados exclusivamente con siembra directa durante 10 años. Es destacable que, en estos suelos con drenaje deficiente, cualquiera de los manejos productivos, determina una muy marcada disminución de la INFac, situación que agrava esta limitación tan importante en la cuenca.

En cuanto al pH, tal como ya se mencionó, en ninguno de los tratamientos se verificaron valores que indiquen alcalinidad. Esta propiedad sólo expresa DS entre S) y C) con el valor mínimo asociado al monocultivo. Esta situación muestra el efecto de S) sobre la acidificación del suelo. Además, difiere de la informada por Borrajo *et al.* (2016, b) para la Cuenca del Salado, donde el pH no expresó DS entre tratamientos pero sí entre sucesivos ciclos de uso de los suelos.

Respecto de la Conductividad Eléctrica, la ausencia de DS encontrada entre tratamientos fue similar a la verificada en la Cuenca del Salado por Borrajo *et al.* (2016, b).

La Densidad Aparente sólo expresó DS entre T-S) y CP). Estas diferencias entre tratamientos y el menor valor de CP), se asemejan a la tendencia encontrada por Álvarez *et al.* (2012) en el norte de Buenos Aires y Sur de Santa Fe. Por otra parte, el menor valor de DAP registrado en CP) difiere de lo informado por Andreau *et al.* (2012), en suelos Argiudoles vérticos del cordón hortícola platense. Finalmente, el valor de DAP para T-S) fue semejante al informado por Moncho (2014) para un Argiudol ácuico de Carmen de Areco, bajo siembra directa continua durante 10 años.

Los valores máximos de DAP e IA, encontrados en T-S), señalan la mayor dureza edáfica presente en este tratamiento. Esta situación podría asimilarse a la informada para la Pampa Deprimida por Taboada & Micucci (2009) donde, el pastoreo rotativo, no mejoró la calidad física de suelos con drenaje deficiente pero, sobre todo, estaría indicando el efecto negativo de la combinación del tránsito de las maquinarias asociado a los cultivos, con el pastoreo que se realiza del sorgo.

Para Humedad Gravimétrica se observa que los tratamientos CP) y C) presentan valores significativamente mayores que S) y T-S). Esta situación, seguramente asociada al consumo de agua que determinan los cultivos anuales, coincide además con lo informado por Borrajo *et al.* (2016, c) sobre la presencia de mayores contenidos de humedad en manejos que implican variedad de cultivos.

La Cobertura mostró DS entre todos los tratamientos con valores máximos y mínimos para CP) y C) respectivamente. Se observa que los valores menores de Cob se verifican, consistentemente, en los tratamientos que incluyen pastoreo.

El Índice de Calidad Edáfica sólo se diferenció significativamente entre los tratamientos CP) y S). No obstante la ausencia de otras diferencias significativas, esta propiedad señala la condición marcadamente desfavorable del tratamiento que implica el monocultivo.

Se observa que en esta UC con uso recomendado Ganadero Agrícola y bajo Índice de Productividad, aunque los valores de cada una de las propiedades analizadas, resultaron diferentes según tratamientos, la CP). no siempre mostró mejores valores, no obstante ello, al integrarlos en un ICE, el tratamiento CP) es el que expresa la mejor condición



edáfica. Situaciones similares para CP) se verificaron en las UC 10 a y 10 c (información aún no publicada que integra una investigación más abarcativa desarrollada por este equipo).

Para efectuar recomendaciones de uso, se tuvieron en cuenta los valores del ICE (síntesis del comportamiento de algunas propiedades), el efecto de los tratamientos analizados sobre aquellas características que expresaron mayores diferencias entre ellos y la situación de las napas.

El ICE, asocia al tratamiento S) con la peor condición edáfica. Surge de ello, como primer recomendación, la de evitar el monocultivo. Esta recomendación, además de mejorar la condición general expresada por este índice, evitaría la tendencia a la disminución del pH verificada en este tratamiento.

La INFac, es una propiedad estrechamente asociada al drenaje que constituye la principal limitación de estas tierras. Sus valores indican que cualquiera de los usos productivos analizados, todos repetidos a través del tiempo, disminuye significativamente esta propiedad respecto de CP). Para atenuar este efecto indeseable, resulta imprescindible diseñar manejos que combinen distintos usos para intentar que la alternancia de especies, labores, pastoreo y momentos de cada uno de ellos, atenúe la disminución de la infiltración.

Las propiedades DAP e IA brindan información sobre la dureza del suelo y muestran que el tratamiento T-S) es el que presenta peores condiciones para ellas, seguramente como consecuencia de la combinación del tránsito de la maquinaria agrícola con el pisoteo de los animales derivado del pastoreo. Para contrarrestar el efecto de los cultivos, resulta importante disminuir el tránsito, minimizando el número de pasadas de máquinas e implementos y descargando las tolvas en las cabeceras. En cuanto a reducir los efectos del pisoteo, incluido el poaching, se debe evitar el sobrepastoreo y el ingreso de animales con el suelo húmedo.

En estas tierras con drenaje deficiente, la ausencia de napa dentro de los dos metros de profundidad, constituye una condición positiva que resulta imprescindible preservar. Para ello, se deberían intercalar cultivos de cobertura de gramíneas los cuales, además de colaborar con mantener la napa profunda, aportarían residuos orgánicos al suelo contribuyendo a mantener los niveles de materia orgánica.

CONCLUSIONES

Los valores de las propiedades analizadas, resultaron diferentes según los tratamientos, aunque no siempre fueron mejores en el tratamiento Cuasi Prístina.

No obstante esa situación de Cuasi Prístina, respecto de las propiedades en forma individual, cuando algunas de ellas se combinan para calcular un Índice de Calidad, este tratamiento es el que termina expresando la mejor condición edáfica.

La producción agropecuaria sobre estas tierras, requiere evitar el monocultivo, diversificar manejos, controlar el tránsito de maquinarias, regular el pastoreo para evitar la sobrecarga y los efectos del pisoteo e incluir cultivos de cobertura.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C.; P. Fernández & M. Taboada. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos en la Región Pampeana. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 30 (2): 173-178.
- Álvarez, C.; M. Taboada; F. Gutiérrez Boem; A. Bono; P. Fernández & P. Prystupa. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73: 1242-1250.
- Andreau, R.; P. Gelati; M. Provaza; D. Bennardi; D. Fernández & M. Vázquez. 2012. Degradación física y química de dos suelos del cordón hortícola platense. *Alternativas de tratamiento. Ciencia del Suelo (Argentina)* 30 (2): 107-117.
- Blake, G. & K. Harge. 1986. En *Methods of soil analysis, Part I Physical and Mineralogical Methods-Agronomy Monograph N° 9 (2nd edition) ASA and SSA, Madiso, WI:363:375.*
- Borrajo, C.; M. Braco; P. Escurdia & A. Chicatun. 2016. a. Evolución de la materia orgánica y los nutrientes en suelos bajos de sistemas agrícola-ganaderos de la Cuenca del Salado. 39° Congreso Argentino de Producción Animal: *Sistemas de Producción. Tandil, Argentina. RAPA. Vol. 36, Supl. 1, pp. 95.*
- Borrajo, C.; M. Braco; P. Ezcurdia & G. Larrea. 2016. b. Evolución de las propiedades químicas en suelos bajos de sistemas agrícola-ganaderos de la Cuenca del Salado. 39° Congreso Argentino de Producción Animal: *Sistemas de Producción. Tandil, Argentina. RAPA. Vol. 36, Supl. 1, pp. 94.*
- Borrajo, C.; M. Braco & P. Ezcurdia. 2016. c. Evolución de las propiedades físicas en suelos bajos de sistemas agrícola-ganaderos de la Cuenca del Salado. 39° Congreso Argentino de Producción Animal: *Sistemas de Producción. Tandil, Argentina. RAPA. Vol. 36, Supl. 1, pp. 93.*



- Burt, C, 1995. The Surface Irrigation Manual - A Comprehensive Guide to Design and Operation of Surface Irrigation Systems, Waterman Industries, Exeter, CA, 373 p.
- Cabrera, F; C. Cholaky & A. Becker. 2011. Propiedades hidrofísicas de un Hapludol típico de Córdoba en relación al pisoteo animal. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 29 (2): 141-150.
- Cisneros, J, M., C. Cholaky, E. Bricchi, O, Giayetto & J, J, Cantero. 1997. Efectos del uso agrícola sobre las propiedades físicas de un suelo haplustol típico del centro de Córdoba, *Revista de la UNRC* 17 (1): 13-22.
- Díaz Zorita, M.; G. Duarte & J. Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the sub-humid and the semi-and Pampas of Argentina. *Soil Till, Res*, 65: 1-18.
- Faita, E.; M. A. Ros & A. Giordano Buiani. 2015. Formulación de un índice de calidad edáfica para Argiudoles de la Cuenca Media del Río Luján. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 33(1): 139-147.
- Imbellone, P.A. & L. Mormeneo. 2011. Vertisoles hidromórficos de la planicie costera del Río de La Plata, Argentina. Versión On-line ISSN 1850-2067. *Ciencia del suelo* vol.29 no.2 Ciudad Autónoma de Buenos Aires jul./dic. 2011
- INTA. 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. SAGyP Proyecto PNUD ARG 85/019, INTA CIRN – Instituto de Evaluación de Tierras.
- Jackson, M. & J. Beltrán Martínez. 1982. Análisis químico de suelos. Editorial Omega, Barcelona.
- Krüger, H.; S. Venanzi & E. De Sá Pereyra. 2008. Efectos del pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en sistemas de producción bajo siembra directa continua. *Ciencia del Suelo (Argentina)* 26 (2): 211-217.
- Laflen, J.; M. Ameniya and E. Hinta. 1981. Measuring crop residue over. *J. Soil and Water Conservation*. 36: 341-43.
- Moncho, F. 2014. Modificación de propiedades físicas y rendimiento del cultivo de soja por efectos del laboreo profundo en suelos mal drenados. Trabajo Final de Aplicación. Carrera de Ingeniería Agronómica. UNLu.
- Taboada, M. & S. Micucci. 2009. Respuesta de las propiedades físicas de tres suelos de la Pampa Deprimida con pastoreo rotativo. *CI Suelo (Argentina)* 27(2):147-157.
- Vázquez, P.; F. Cabria; M. Rojas & M. Calandroni. 2009. Riesgo de anegamiento: estimaciones para la Cuenca Baja del Río Salado. *CI Suelo (Argentina)* 27 (2): 237-246.



C1P22. EVALUACIÓN DE VARIABLES HIDROFÍSICAS EN PREPARACIONES DE SUELO PARA PLANTACIÓN DE *EUCALYPTUS GRANDIS*

Fernandez, Patricia L.^{15*}; Urriola, Leanne A.²; Behrends Kraemer, Filipe³⁵; Castiglioni, Mario G.³; Lupi, Ana M.⁴ y Alvarez, Carina R.¹

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina.
¹Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes (FA-UBA); ²Departamento de Suelos y Aguas (Facultad de Ciencias Agropecuarias-Universidad de Panamá) ³Cátedra de Manejo y Conservación del Suelo (FA-UBA); ⁴Instituto de Suelos (INTA); ⁵CONICET. fpl@agro.uba.ar

RESUMEN

La preparación del suelo en las plantaciones forestales es fundamental en suelos con características vérticas. La plantación de *Eucalyptus* predomina en Entre Ríos, y su sistema radical puede afectarse cuando si las condiciones del suelo no son las apropiadas. El objetivo del trabajo fue evaluar el estado de compactación del suelo y la hidrodinámica del estrato superficial del suelo después de tres años, de diferentes prácticas de manejo previo a la plantación de *Eucalyptus grandis*. El ensayo se llevó a cabo en la localidad de Gualeguaychú. Los tratamientos se realizaron al momento de la plantación y fueron: a) Subsulado superficial (S): cincel o reja; b) Camellón (C): rastra de disco + pasada de arado; c) camellón sobre subsulado (C+S): pasada de cincel o reja y luego formación de camellón. Las mediciones se realizaron 3 años después de las prácticas y se midió en la línea de plantación (LP) y en el entre surco (ES). Los resultados mostraron que los suelos poseen características expandentes (Densidad aparente-DA vs Contenido hídrico-CH). La DA tuvo interacción tratamiento x posición ($p=0,044$), hallándose en el tratamiento C, la DA más bajas en LP respecto de ES, no existiendo esta diferencia en el tratamiento S. La conductividad hidráulica (k_s) medida en laboratorio no presentó interacción entre tratamiento x posición, ni hubo diferencias en ninguno de los factores analizados. Sin embargo, los tratamientos y las posiciones presentaron la misma tendencia que la DA. La k_s medida a campo presentó un rango de valores que coincidió con otros medidos en Vertisoles de Entre Ríos. Fue necesario transformar esta variable ($\log 10$) para analizarla. La k medida a campo presentó el siguiente orden: C>=CS>=S. En general, el tratamiento C con o sin S resultó una práctica que mejora las condiciones de suelo, en términos de DA y de k_s , en la posición LP.

Palabras claves: densidad aparente, conductividad hidráulica, camellón/subsulado

INTRODUCCIÓN

La productividad de cultivos sucesivos dependerá en parte de la disponibilidad de los recursos del suelo y la capacidad exploratoria de las raíces. Existen numerosas formas de manejo que pueden contribuir al aumento de la disponibilidad de los recursos del sitio (agua y nutrientes), lográndolo mediante la preparación del suelo. En el caso de plantaciones forestales, una adecuada preparación del suelo favorece el prendimiento del plantín, la supervivencia y el crecimiento de las plántulas introducidas (Ceacero *et al.*, 2012) y en particular, para lograr un óptimo desarrollo y rápido crecimiento durante una fase clave como el cierre de copas de la plantación. Larocca y Dalla Tea (2004) mencionan que la productividad está fuertemente determinada por las labores que se realizan en la etapa de establecimiento de la plantación.

La mayor superficie forestal en Entre Ríos está dedicada a *Eucalyptus*, ubicada particularmente en las terrazas del Río Uruguay, principalmente en una franja de 20 km paralela a la costa del mencionado río. La especie *Eucalyptus grandis* puede ser una muy buena especie de rápido crecimiento, que según su estado y origen, produce incrementos anuales medios que oscilan entre 25 y 50 m³/ha/año, lo que permite rotaciones de 10 a 15 años cuando el destino de la madera es el aserrado, pudiendo ser menores si el destino final es la pulpa celulósica (Flores, 2016)

La remoción de un determinado volumen de suelo favorece el desarrollo inicial de las raíces, la aireación, el acceso a nutrientes y la disponibilidad hídrica durante las primeras etapas del establecimiento y desarrollo (Nambiar, 1998). La realización de labores de preparación del suelo está relacionada con la reducción de su resistencia, es decir con un suelo aflojado, suelto o “loosening” (Gonçalves *et al.*, 2004). La realización de estas labores previas a la plantación en suelos de texturas medias y finas, es un procedimiento habitual previo a la plantación forestal. Los Vertisoles son suelos que presentan una impedancia significativa para el desarrollo radical. El *Eucalyptus* es una especie forestal con un sistema radical que puede extenderse a varios metros de profundidad. Sin embargo, es común que se dé una disminución en la densidad de las raíces, cuando las condiciones físicas del suelo representan una impedancia para su crecimiento y



desarrollo. En particular, en el género *Eucalyptus* se da un rápido desarrollo radical durante el primer año de la plantación (Donoso *et al.*, 2001; Bouillet *et al.*, 2002).

Por todo lo mencionado anteriormente, es que en suelos arcillosos puede resultar relevante el tipo de preparación del suelo previo a la plantación. Los suelos pesados pueden, en general, ser más susceptibles de ser compactados. Esto puede ser acentuado cuando se encuentran bajo producción forestal, lo cual puede llevar a una mayor compactación debido a la presencia de árboles y de acuerdo al peso de la maquinaria utilizada en la cosecha (Alakukku *et al.*, 2003; Botta *et al.*, 2004). El uso del subsolado tiene por objeto reducir la compactación o las altas densidades de algunos tipos de suelo, para facilitar el desarrollo radical, además de mejorar las condiciones físicas del suelo que afectan la capacidad de arraigamiento de la planta. La remoción generada en el suelo producto del subsolado, tiene mayor efecto a medida que aumenta el porcentaje de arcilla, debido a la mayor resistencia al crecimiento de las raíces y a la menor permeabilidad del agua (Larocca *et al.*, 2004). El subsolado reduce la densidad del suelo y aumenta la porosidad, aflojando o soltando el suelo densificado o compactado, con alto contenido de arcillas, facilitando el desarrollo radical, y la velocidad de infiltración (Ibañez *et al.*, 2004). Otra forma de preparación del suelo es la realización de camellones, lo que permite generar un volumen de suelo sobre el nivel original del terreno y generar un ambiente con mayor aireación para las raíces. Además, la formación de camellones permite concentrar la materia orgánica y los nutrientes en la línea de plantación. En suelos arcillosos densos, también se logra mejorar el volumen de macroporos y reducir la densidad del suelo. En aquellos suelos más bajos, con exceso de humedad, la preparación del terreno con camellones es una práctica de gran utilidad. La elevación del terreno aumenta el volumen de suelo disponible para el desarrollo del sistema radical (Dalla Tea y Larocca, 1998; Larocca *et al.*, 2004).

El efecto de las prácticas de manejo superficial presenta un efecto en la cual puede modificarse el sistema poroso y de esta manera cambiar las propiedades relacionadas con la dinámica hídrica. En este sentido, es muy importante analizar en qué medida las prácticas consiguen el efecto esperado. Para el caso de suelos Vertisoles, es importante considerar la perdurabilidad de la misma. Para ello, el análisis de la densidad aparente es una primera aproximación, que es muy bien complementada con la determinación de la conductividad hidráulica. El impacto de las prácticas sobre los cultivos varía en función de las condiciones edáficas, la estación de crecimiento, el cultivo, el manejo, y las condiciones climáticas. El objetivo del trabajo fue evaluar el estado de compactación del suelo y la hidrodinámica del estrato superficial del suelo después de tres años, de diferentes prácticas de manejo previo a la plantación de *Eucalyptus grandis*

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación y caracterización del sitio de muestreo

El desarrollo del trabajo se llevó a cabo en el campo El Potrero de San Lorenzo (-32.9833S; -58.3093O), ubicado en el departamento de Gualaguaychú, al sudeste de la provincia de Entre Ríos. La selección del sitio se debe a la importancia que tiene la provincia de Entre Ríos como una de las zonas de producción forestal más importantes del país, principalmente en la forestación de *Eucalyptus grandis*, la cual se concentra sobre las terrazas del Río Uruguay (Flores, 2016). El lote en el que se realizó el ensayo presenta una composición granulométrica para el estrato de 0-5 cm de: 64,9% de arena; 20,4% de limo y 14,7 de arcilla, siendo la clase textural Franco arenosa.

Tratamientos y momento de realización de tratamientos

El uso previo del lote en el que se realizó el ensayo fue forestal, y el año de cosecha de la producción previa fue en 2013. Luego de la cosecha se realizó la quema de los residuos. Los tratamientos consistieron en: a) Subsólado superficial (S): realizado mediante el uso de un cincel o reja y colocado sobre la línea de plantación hasta una profundidad de 40-50 cm; b) Camellón (C): la preparación consiste en dos pasadas de rastra de discos más una pasada de arado "taipero" para formar un camellón de un metro de ancho; c) camellón sobre un subsólado superficial (C+S): resulta de la pasada en primera instancia del cincel o reja y luego se forma el camellón utilizando el arado "taipero" para formarlo justo sobre la línea de pasada del subsolador. Luego de la preparación del terreno, se realizó la plantación de los plantines de Eucalyptus en forma manual.

Diseño experimental y posiciones de muestreo

El diseño experimental fue completamente aleatorizado. El número de parcelas fue de cuatro por tratamiento, conformando 12 unidades experimentales. El muestreo se realizó en torno a dos individuos por tratamiento por parcela. El requisito fue que esos individuos cumplieran con el diámetro promedio calculado para cada parcela. Los muestreos de



suelo se realizaron sobre la línea de plantación (LP) y en el entre surco (ES), con la finalidad de obtener una evaluación completa del área efectiva en donde es aplicado cada método de preparación del suelo.

Mediciones a campo

Una de las variables evaluadas fue la densidad aparente, para lo cual se utilizó un cilindro de acero de 5 cm de altura y 5 cm de diámetro (Burke *et al.*, 1986). Se tomaron dos muestras en los primeros 5 cm de profundidad, de la LP y dos del ES en torno al individuo promedio. Otra de las propiedades medidas fue la conductividad hidráulica saturada en laboratorio (k_s laboratorio). Para ello se tomaron 4 muestras de suelo por parcela, con cilindros de hierro de 7 cm de altura y 6 cm de diámetro, las cuales fueron saturadas para luego ser sometidas a una carga variable de agua, midiendo la lámina de agua que pasa por la columna de suelo saturada en un tiempo determinado (Klute y Dirksen, 1986). Fueron obtenidas dos muestras de la LP y dos del ES respecto del individuo promedio. También se midió la tasa de infiltración con un permeámetro de disco. Se registraron las mediciones hasta que la tasa de infiltración fue constante. Posteriormente, aplicando la ecuación que se describe en Lin *et al.* (1996), se determinó la conductividad hidráulica saturada a campo (k_s campo). Se realizaron dos mediciones en la LP y otras dos en el ES de cada parcela.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de regresión simple para evaluar la asociación entre la densidad aparente y el contenido hídrico del suelo (Neter y Wasserman, 1974). Para evaluar el efecto de los **tratamientos** y la **posición** en las variables densidad aparente, conductividad hidráulica saturada de laboratorio y conductividad hidráulica saturada a campo, se utilizaron modelos mixtos (REML). Los *efectos fijos* fueron **tratamiento** y **posición**; mientras que los efectos *aleatorios* fueron **parcela**, **individuo** y **lado (izquierda o derecha en referencia al camino)**. Además, se modelizaron el efecto del tratamiento en la heterostadística de la varianza (VarIdent). También fue utilizado el criterio de Akaike (AIC) para cada una de las variables para comparar la calidad de cada modelo para detectar las diferencias entre los tratamientos y las posiciones, considerando a su vez las variables aleatorias. La conductividad hidráulica saturada medida a campo fue transformada a Log 10, ya que los resultados originales no presentaron distribución normal (Shapiro Wilkis, $p < 0,05$). Cuando existieron efectos significativos de los factores fijos, los contrastes fueron realizados mediante Tukey ($p < 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo a las mediciones de composición granulométrica, surge que los suelos tienen una considerable proporción de arena. Sin embargo, al relacionar la densidad aparente (DA) con el contenido hídrico del suelo (CH), quedó en evidencia que las arcillas presentes (14,7 %) tienen capacidad de expansión. La DA y el CH presentaron una relación inversamente proporcional (Figura 1), como consecuencia que a medida que el suelo aumenta su CH la DA disminuye, debido a la expansión de las arcillas. En un Peleuderte argílico de Entre Ríos, Wilson y Cerena (2004) encontraron una relación aún más estrecha que la mostrada en la Figura 1, con valores de DA entre 1,44 a 1,23 g cm^{-3} , y contenidos hídricos en el rango de 0,29 a 0,42 g g^{-1} .

Densidad aparente (g cm^{-3})

Figura 1: Densidad aparente del suelo (g cm^{-3}) en función del contenido hídrico del suelo (%)

La compactación excesiva por el tránsito de maquinarias pesadas constituye un problema importante en los suelos de diversas regiones del mundo (Gupta y Allmaras, 1987; Hamza y Anderson, 2005). Han sido bien documentados los efectos negativos que ejerce la compactación excesiva sobre la emergencia de plántulas, la exploración radical, la producción de biomasa y rendimientos (Glinski y Lipiec, 1990; Hamza y Anderson, 2005). En el suelo, la lectura de procesos de compactación quedan registrados a través de los incrementos en la densidad aparente y la resistencia a la



penetración. La alternativa que se presenta frente a las capas compactadas es la utilización de implementos descompactadores o escarificadores (e.g. paratill, paraplow, cultivie) (Evans *et al.*, 1996; Hamza y Anderson, 2005; Jin *et al.*, 2006). Sumado a ello, la realización de camellón permitiría una condición mejor para la exploración del suelo (Dalla Tea y Larocca, 1998; Larocca *et al.*, 2004). Sin embargo, las prácticas antes mencionados son evaluadas luego de realizarlas, pero no se sabe acerca de la perdurabilidad de las mismas y el impacto sobre las propiedades hidrofísicas de la capa superficial del suelo.

La DA varía en función de la textura del suelo y el contenido de MO, entre otros factores (Gupta y Allmaras, 1987). Además, aumentos en la DA resultan en una destrucción del espacio poroso, lo cual afecta directamente a la dinámica hídrica del suelo. Los resultados de la DA del suelo muestran que hubo interacción entre los tratamientos ($P < 0,05$) y la posición (LP y ES) donde fue tomada la muestra (Figura 2). Los tratamientos de C+S y C presentaron en los ES los valores más altos, diferenciándose significativamente de la LP. La presencia del camellón generó en la LP una soltura del suelo que probablemente haya dado lugar a valores más bajos de DA que en el ES. A su vez, en el ES los valores altos de DA se corresponden con el manejo del equipamiento para la formación del camellón, y por lo tanto dan lugar a una densificación. El tratamiento S no presentó diferencias entre ambas posiciones, las cuales además presentaron valores intermedios de DA respecto a los ES y LP de los tratamientos C+S y C. Esto puede responder al menor impacto de la práctica de manejo y tal vez, al tiempo transcurrido desde la misma. Esto último resultó distinto respecto a los tratamientos con camellones, los cuales parecen tener un efecto residual mayor. Otros autores encontraron que la DA no fue distinta en una situación testigo respecto a una descompactada, evaluada en el período V5-6 de maíz (Alvarez *et al.*, 2009) del mismo modo cuando se evaluó la DA en la siembra y luego en la cosecha no se observaron diferencias (Alvarez *et al.*, 2006). La formación de camellones permitió generar un espacio poroso mejor sobre la LP, con una menor densificación del suelo. Sin embargo, la práctica de subsolado no mostró mejoras en la DA en ninguna de las posiciones. Esto indica que del mismo modo que lo hallado por Alvarez *et al.* (2006), la DA fue un parámetro relativamente insensible a la práctica de descompactación.

Densidad aparente (g cm^{-3})

Figura 2: Densidad aparente (g cm^{-3}) para los tratamientos: camellón y subsolado (C+S), camellón (C) y subsolado (S); y para las posiciones: entre surco (ES) y línea de plantación (LP). Diferencias estadísticas ($P < 0,05$) se indican con letras distintas.

La conductividad hidráulica saturada (k_s) puede medirse a través de técnicas de laboratorio y de campo. A partir del uso del permeámetro de disco se pueden obtener valores representativos de dicha propiedad, con la ventaja de no alterar el suelo. Contrariamente, la determinación de laboratorio permite realizar un mayor número de determinaciones y controlar las condiciones experimentales. Sin embargo, existen diferencias entre ambas metodologías y por lo tanto es importante contrastar los resultados de ambas técnicas. La k_s es una variable que permite la comprensión de la dinámica hídrica y está condicionada por el grado de compactación edáfica, la distribución del tamaño de poros, su conectividad y la clase textural.

La k_s medida en el laboratorio no presentó interacción ni diferencias entre los distintos tratamientos o posiciones (Figura 3). En Castiglioni *et al.* (2007) tampoco hallaron diferencias en esta propiedad. Los autores concluyeron que estaba relacionado con la baja permeabilidad de los suelos. En este trabajo, probablemente esté relacionado con la gran variabilidad hallada. Sin embargo, los promedios más altos corresponden a las LP de los tratamientos C+S y C, respecto de la posición ES en esos mismos tratamientos. Esto va en concordancia con lo observado en el caso de la DA. Otros autores encontraron diferencias en k_s , siendo mayores en el caso de los sistemas bajo siembra directa descompactados, encontrando un efecto del momento en el sitio descompactado luego de la cosecha (Soracco *et al.*, 2009).



k_s laboratorio (mm h^{-1})

Figura 3: Conductividad hidráulica saturada en laboratorio (k_s laboratorio) (mm h^{-1}) para los tratamientos: camellón y subsolado (C+S), camellón (C) y subsolado (S); y para las posiciones: entre surco (ES) y línea de plantación (LP). Diferencias estadísticas ($P < 0,05$) se indican con letras distintas.

La k_s medida a campo, presentó diferencias entre tratamientos, siendo C el que obtuvo el mayor valor, diferenciándose estadísticamente del tratamiento S, siendo intermedio C+S (Figura 4). No se observaron diferencias estadísticas entre posiciones diferentes ($P > 0,05$). Los resultados del presente trabajo se encuentran dentro del rango de valores obtenidos por Wilson y Cerana (2004) (48,9 a 670 mm h^{-1}), quienes hicieron determinaciones a campo de esta propiedad en Vertisoles de Entre Ríos.

k_s campo (mm h^{-1})

Figura 4: Conductividad hidráulica saturada a campo (k_s campo) (mm h^{-1}) para los tratamientos: camellón y subsolado (C+S), camellón (C) y subsolado (S). Diferencias estadísticas ($P < 0,05$) se indican con letras distintas.

CONCLUSIONES

Los resultados mostraron que el suelo analizado presenta características expandentes ($p=0,0014$), a pesar de la baja proporción de arcilla que presenta. La DA presentó interacción tratamiento x posición ($p=0,044$), hallándose en los tratamientos con camellones densidades más bajas en LP respecto de ES, no siendo esta diferencia existente en el tratamiento con S. La k_s en laboratorio no presentó interacción entre tratamiento x posición, ni hubo diferencias en ninguno de los factores. Pero los tratamientos y las posiciones presentaron la misma tendencia que la DA. La k_s medida a campo presentó un rango de valores que coincidieron con otros Vertisoles de Entre Ríos. Fue necesario transformar esta variable ($\log 10$) para analizarla. El resultado fue que la k_s presentó el siguiente orden: $C \geq CS \geq S$. En general, el tratamiento C con o sin subsolado resulta una práctica que mejora las condiciones de suelo, en términos de DA y k_s en laboratorio o a campo, en la línea de plantación.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad pública, gratuita y de calidad. UBACyT 20020150200175BA

BIBLIOGRAFÍA

- Alakukku, L; P. Weisskopf; WCT Chamen; FGJ Tijink; JP Van Der Linden; S Pires; C Sommer & G Spoor. 2003. Prevention strategies for field traffic induced subsoil compaction: A review Part. 1. Machine/soil interactions. Soil Till Res. 73: 145-160
- Álvarez CR; Taboada MA; C Bustingorri & F Gutierrez Boem. 2006. Descompactación de suelos en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Ci. Suelo (Argentina). 24: 0-0
- Álvarez, CR; M Torres Duggan; ER Chamorro; D D'ambrosio & MA Taboada. 2009. Descompactación de suelos franco limosos en siembra directa: efectos sobre las propiedades edáficas y los cultivos. Ci. Suelo (Argentina). 27: 159-169.



- Bouillet, JP; JP Laclau; M Arnaud, AT M'Bou; L Saint-André & C Jourdan. 2002. Change with age in the spatial distribution of roots of Eucalyptus clone in Congo Impact on water and nutrient uptake. For. Ecol. Manag. 43-57.
- Castiglioni, MG; HJM Morrás; OJ Santanatoglia; MV Altinier & D Tessier. 2007. Movimiento del agua en Argiudoles de la Pampa Ondulada con diferente mineralogía de arcillas. Ci. Suelo (Argentina). 25: 109-121.
- Ceacero, CJ; JL Díaz-Hernández; A del Campo & RM Navarro-Cerrillo. 2012. Interactions between soil gravel content and neighboring vegetation control management in oak seedling establishment success in Mediterranean environments. For. Ecol. Manag. 10-18.
- Botta GF; D Jorajuria; R Balbuena & H Rosatto. 2004. Mechanical and cropping behavior of direct drilled soil under different traffic intensities: effect on soybean (*Glycine max* L.) yields. Soil Till Res. 78: 53-58
- Burke, W; D Gabriels & J Bruma. 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 92
- Dalla Tea, F & F Larocca. 1998. Establecimiento de plantaciones forestales en la costa del río Uruguay. XIII Jorn. For. Entre Ríos Concordia Entre Ríos.
- Donoso, S; F Ruiz; M Herrera. 2001. Distribución y cantidad de biomasa de raíces finas en plantaciones clonales de *Eucalyptus globulus*.
- Evans, SD; MJ Lindstrom; WB Voorhees; JF Moncrief & GA Nelson. 1996. Effect of subsoiling and subsequent tillage on soil bulk density, soil moisture, and corn yield. Soil Till. Res. 38: 35-46.
- Glinski, J & J Lipiec. 1990. Soil Physical Conditions and Plant Roots. CRC Press Inc. Boca Ratón, Florida, USA. 250 pp.
- Flores, M. 2016. Información técnica de la producción forestal de Entre Ríos. Entre Ríos Forestal. URL <http://entrieriosforestal.blogspot.com.ar/p/informacion-tecnica.html>
- Gonçalves, JL de M, JL Stape; JP Laclau; P Smethurst & JL Gava. 2004. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. For. Ecol. Manag. 193, 18.
- Gupta, SC & RR Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. Adv. Soil Sci. 6:65-100.
- Hamza, MA & WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping system. Soil Till Res. 82: 121-145
- Ibañez, C; P. Nuñez; R Pezzutti & F Rodríguez. 2004. Efectos de la roturación del suelo y fertilización con fósforo en el crecimiento inicial de plantaciones de *Pinus taeda*, en suelos rojos del noreste de la provincia de Corrientes, Argentina. Bosque, Nota Técnica 25, 8.
- Jin, H; L Hongwen; W Xiaoyan; AD McHugh; L Wenying; G Huanwen & NJ Kuhn. 2007. The adoption of annual subsoiling as conservation tillage in dryland maize and wheat cultivation in northern China. Soil Till. Res. 94: 493-502
- Klute, A & C Dirsken. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In: A.Klute (ed) Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2nd. Ed. Agronomy 9: 687-734.
- Larocca, F; F Dalla Tea & JL Aparicio. 2004. VII Técnicas de implantación y manejo de *Eucalyptus grandis* para pequeños y medianos forestadores en Entre Ríos y Corrientes
- Lin, HS; KJ McInnes; LP Wilding & CT Hallmark. 1996. Effective porosity and flow rate with infiltration at low tensions into a well structured subsoil. Trans. ASAE. 39:131-133
- Nambiar, EKS. 1998. Productivity and sustainability of plantation forests., CSIRO. Ed. Forestry and Forest Products, Australia.
- Neter, J & W Wasserman, Applied linear statistical models: Regression analysis of variance and experimental design. Irwin, Homewood IL, 1974. 824p.
- Wilson, M & J Cerena. 2004. Mediciones físicas en suelos con características vérticas. Revista Científica Agropecuaria 8: 11-22
-



C1P23. MORFOLOGIA DEL SISTEMA POROSO EN USTOLES DE LA REGION SEMIARIDA PAMPEANA.

Fernandez Romina^{1*}, Quiroga Alberto^{1,2}, Lobartini Carlos³ y Noellemeyer Elke².

¹ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil “Ing. Agr. Guillermo Covas”, INTA, ruta Nac. N° 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.

² Fac de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa.

³ Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

fernandez.romina@inta.gob.ar

RESUMEN

Mediante imágenes obtenidas a través de cortes delgados se identificó las diferencias en la forma de los macroporos entre suelos bajo uso agrícola (A) y en vegetación natural (VN) con más de 50 años de historia. Se determinaron tres estratos de profundidad, se tomaron muestras inalteradas que fueron secadas, e impregnadas con resina poliéster bajo vacío. Posteriormente, se prepararon cortes delgados mediante los procedimientos de corte, desbaste y pulido. Una vez obtenido el corte se lo colocó en un microscopio óptico y mediante cámara digital se sacaron fotografías, que fueron analizadas mediante el programa ImageJ con el fin de determinar si los macroporos presentan forma redondeada, irregular o elongada. En general la forma de los macroporos entre 10-2000 μm , en ambos usos y en los tres estratos de profundidad fue principalmente irregular y redondeada. No obstante al analizar la forma de los macroporos comprendidos entre 10-100 μm y entre 100-2000 μm , se pudo comprobar que hubo un efecto del uso del suelo, del diámetro de los macroporos y del estrato de profundidad. Los poros elongados se hallaron solamente en los macroporos de 100-2000 μm de diámetro bajo VN y en menor proporción, en los de diámetros entre 10 y 100 μm , mientras que estuvieron ausentes en el suelo A. La forma redondeada se encontró principalmente en el suelo A, y con mayores proporciones en el rango entre 10 y 100 μm . La mayor presencia de los poros redondeados bajo uso A podría interpretarse como el resultado de un proceso de la degradación cualitativa de la estructura del suelo.

Palabras clave: cortes delgados, análisis de imágenes, uso del suelo.

INTRODUCCIÓN

La micromorfología ha sido ampliamente utilizada por la comunidad científica debido a que permite el análisis de la matriz del suelo y su porosidad, especialmente la continuidad, tortuosidad, distribución, tipo y tamaño de poros (Brewer, 1976; Stoops, 2003; Pires *et al.*, 2013). Una herramienta para caracterizar “*in situ*” los componentes del suelo es la utilización de los cortes delgados (Kubienski, 1938) que junto con el análisis de imágenes (Pagliai, 1987; Kodešová, 2009) permite la obtención de información más detallada de la porosidad (Bouma *et al.*, 1977). Este tipo de análisis ha avanzado en las últimas décadas debido a la mejora en herramientas informáticas y a la disponibilidad de cámaras digitales con alta resolución que permiten evaluar la estructura del suelo con mayor detalle (Murphy *et al.*, 1977; Ringrose-Voase, 1991; Pires *et al.*, 2013).

Si bien es ampliamente conocido que los macroporos presentes en el suelo resultan esenciales para el crecimiento de la raíz, el transporte del agua y el intercambio de gases (Bouma *et al.*, 1977; Pagliai *et al.*, 2004), son escasos los estudios que brinden mayor detalle en cuanto a la caracterización de los poros mayores que 10 μm de diámetro (Rasa *et al.*, 2012). La degradación de las propiedades físicas debido al uso agrícola resulta en la compactación y el aumento consiguiente de la densidad aparente (DA) (Hamza & Anderson, 2005; Kahlon *et al.*, 2013;). Las consecuencias de la compactación resultan en pérdidas de las funciones relacionadas con el transporte, infiltración y flujo del agua en el perfil del suelo (Menon *et al.*, 2015). Es por esta relación entre compactación y la reducción de la infiltración del agua y la conductividad hidráulica que se ha estipulado que suelos compactados sufren la pérdida de macroporosidad relacionada con estas propiedades (Keller *et al.*, 2012; Whalley *et al.*, 2012; Naderi-Boldaji & Keller, 2016). Recientes estudios con técnicas de imágenes microtomográficas pudieron comprobar este concepto con suelos artificialmente compactados (Udawatta *et al.*, 2016).

También se ha especulado acerca de un cambio en la forma y orientación de los poros como resultado de los aumentos de densidad aparente que se observan en suelos agrícolas degradados (Sasal *et al.*, 2006) y que la tortuosidad y conectividad de los mesoporos repercute en la conductividad hidráulica (Horn *et al.*, 1994; Schwen *et al.*, 2011;). Sin embargo, existe escasa información sobre los cambios en el tamaño y la forma de los poros en suelos degradados por el



uso agrícola y no se han cuantificado las relaciones entre características morfológicas de los poros y las propiedades físico-hídricas (Yu *et al.*, 2015).

Se planteó como objetivo, identificar las diferencias en la forma de los macroporos entre suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural que se observan en imágenes obtenidas a través de cortes delgados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en Paleustoles petrocálcicos, franco de la planicie con tosca de la Región Semiárida Pampeana Central. Se seleccionaron 2 suelos por diferencias en las prácticas de producción, de similar contenido de arcilla. Uno de ellos presenta vegetación de gramíneas perenne por más de 50 años con contenidos de carbono orgánico y nitrógeno superiores a otro suelo seleccionado bajo uso agrícola también por más de 50 años. Se determinaron tres estratos de profundidad, estrato superior a 0-6 cm, estrato medio a 17-23 cm y estrato inferior a 40-46 cm de profundidad, se determinó análisis granulométrico mediante el método de la Pipeta de Robinson, carbono y nitrógeno por combustión seca (LECO Truspec). Además se tomaron muestras con el fin de obtener cortes delgados siguiendo la técnica micromorfológica (Stoops, 2003). El procedimiento consistió en tomar muestras inalteradas de un área de 20 cm por 20 cm de manera tal que la estructura del suelo no fuera deteriorada. Las muestras se secaron y se impregnaron con resina poliéster bajo vacío. Cuando las muestras se endurecieron, se prepararon cortes delgados de aproximadamente 40 cm² de superficie (secciones de aproximadamente 6 cm x 7 cm) mediante los procedimientos de corte, desbaste y pulido (Murphy, 1986). Una vez obtenido cada corte se lo colocó en un microscopio óptico Zeiss y mediante cámara digital se sacaron 10 fotografías de distintos sectores del mismo. Para analizar las imágenes se utilizó un programa de procesamiento de imágenes de código abierto diseñado para imágenes multidimensionales científicas (ImageJ). El primer paso fue convertir la imagen original en una imagen en escala de grises usando el comando "color a escala de grises" (Image>Type>8-bit). El segundo paso fue establecer el umbral (Image> Adjust> Threshold), donde se definió un parámetro con una variación entre 152 y 174 en la escala de grises. Todas las imágenes se transformaron en negro (poros) y blanco (agregados del suelo). Luego la imagen fue sometida al procedimiento de análisis cuantitativo (Analyze> Set measurements > Analyze particles) en el que se seleccionaron propiedades tales como área y perímetro.

Los macroporos fueron clasificados según su forma siguiendo el criterio de Bouma *et al.* (1977), que consistió en el cociente área/perímetro². Para este análisis se consideraron los poros comprendidos entre 10-2000 µm los cuales se dividieron en dos categorías: 10-100 µm y 100-2000 µm Esta relación dio como resultado tres grupos de formas: redondeados si $\text{área/perímetro}^2 > 0,04$; irregulares si área/perímetro^2 se encuentra entre 0,015 y 0,04; y elongados si $\text{área/perímetro}^2 < 0,015$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La clase textural de los suelos fue relativamente homogénea y varió entre franco y franco arenoso (Tabla 1). El contenido de carbono y nitrógeno fue menor en suelo agrícola con respecto al suelo en vegetación natural, y disminuyó con la profundidad del perfil.

Tabla 1. Caracterización de los suelos bajo vegetación natural (VN) y agrícola (A).

Uso	Estrato	Secuencia de horizontes	A+L (%)	Carbono (g kg ⁻¹)	Nitrógeno (g kg ⁻¹)
VN	Superior	A	50,3	69,2 A	7,4 A
	Medio	AC	39,1	7,9 B	0,9 A
	Inferior	C	37,5	4,7 B	0,4 B
		Ckm			
A	Superior	A	58	14,0 B	1,4 B
	Medio	AC	57,9	9,3 A	0,8 A
	Inferior	C	56,1	7,7 A	0,6 A
		Ckm			

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo estrato.

Los resultados obtenidos de las imágenes permitieron analizar las diferentes formas dentro de la categoría de los macroporos (10-2000 µm). Para el uso en VN la mayor proporción de poros correspondieron a irregulares, mientras que los redondeados y elongados tuvieron menor frecuencia en los tres estratos del perfil. En A las formas redondeada e



irregular fueron las halladas en mayor proporción, mientras que los elongados fueron los menos importantes en los tres estratos del perfil (Tabla 2).

Tabla 2. Distribución (% sobre el total de las observaciones) de la forma de macroporos (10-2000 μm) en los estratos superior, medio e inferior bajo vegetación natural (VN) y bajo uso agrícola (A).

VN			
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	7,7	57,7	45,0
Medio	20,1	67,7	13,0
Inferior	10,0	61,7	28,3
A			
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	1,7	44,3	54,0
Medio	1,2	38,3	60,2
Inferior	2,7	33,9	63,2

Al analizar la forma dentro de las dos categorías de macroporos 10-100 μm y 100-2000 μm se comprobó un efecto del uso del suelo, del diámetro del macroporo y del estrato de profundidad (Tabla 3). De esta manera, la forma de los macroporos entre 10-100 μm en el uso VN fue principalmente irregular y redondeada en los estratos superior y medio. En cambio en el estrato inferior aumentaron los redondeados y disminuyeron los irregulares y elongados. En los macroporos comprendidos entre 100-2000 μm , la forma irregular también fue la más importante, aunque en esta categoría de tamaño, se encontró mayor proporción de los elongados y menos redondeados con respecto a la categoría de 10-100 μm .

En el uso A la forma de los macroporos entre 10-100 μm fue principalmente redondeada, en menor medida se hallaron los irregulares y no se detectaron elongados. También en los de 100-2000 μm la mayor proporción fueron redondeados e irregulares, y los elongados estuvieron presentes en menor proporción (Tabla 3).

Tabla 3. Distribución (% sobre el total de las observaciones) de la forma de macroporos de distintos diámetros (10-100 μm y 100-2000 μm), en los estratos superior, medio e inferior bajo vegetación natural (VN) y bajo uso agrícola (A).

Uso	Estrato	10-100 μm			100-2000 μm		
		Elongados	Irregulares	Redondeados	Elongados	Irregulares	Redondeados
VN	Superior	9,7	43,7	46,7	29,0	52,0	18,0
	Medio	7,4	67,5	25,3	46,3	50,6	2,9
	Inferior	0,5	39,6	60,0	30,9	58,0	10,2
A	Superior	0,0	29,7	76,0	8,0	46,7	46,9
	Medio	0,0	22,3	77,7	4,7	54,0	41,7
	Inferior	0,0	27,1	72,6	7,2	57,2	35,8

Los resultados de este trabajo estarían indicando problemas de compactación principalmente en estrato medio del perfil. Rasa et al. (2012), utilizando el método de cortes delgados y análisis de imágenes, también encontraron mayor proporción de macroporos ($> 50 \mu\text{m}$) en uso en vegetación natural con respecto a suelos bajo uso agrícola. Si bien los macroporos resultan determinantes en la estructura del suelo y son los responsables del movimiento del agua, la aireación y el crecimiento radicular (Vandenbygaard *et al.*, 1999), su forma merece especial atención. En general la forma de los macroporos en ambos usos en los tres estratos fue en mayor proporción irregular y redondeada. No obstante al analizar la



forma de los macroporos comprendidos entre 10-100 μm y entre 100-2000 μm , se pudo comprobar que hubo un efecto del uso del suelo, del diámetro de macroporos y del estrato de profundidad. En este sentido se encontró que los poros elongados se hallaron solamente en los macroporos de 100-2000 μm de diámetro bajo VN y en menor proporción, en los de diámetros entre 10 y 100 μm , mientras que estuvieron ausentes en el suelo A. La forma redondeada se comportó de manera contraria, ya que se encontraron más representados en el suelo A, y con mayores proporciones en el rango entre 10 y 100 μm . Menores proporciones de poros elongados e irregulares en A podrían interpretarse como el resultado de un proceso de la degradación cualitativa de la estructura del suelo. Se ha estipulado que cuando el suelo se compacta, estos poros se rompen y se distribuyen en poros redondeados de menor diámetro (Fox *et al.*, 2004). A su vez, el cambio en el tamaño y la forma de los poros, asociado a la pérdida de MO ha sido mencionado como principal causa en las diferencias en conductividad hidráulica y tasa de infiltración entre suelos agrícolas y en vegetación natural (Czachor *et al.*, 2013). Los poros elongados se asociaron a las categorías de mayor diámetro y al contenido de carbono del suelo (Seobi *et al.*, 2005; Udawatta *et al.*, 2006; Castiglioni & Morras, 2007). En cambio, en el estrato inferior el efecto textural condicionaría la forma del macroporo. En función a lo expuesto, el suelo bajo uso A que contiene menor contenido de CO y N resultó tener mayor proporción de poros redondeados y muy baja proporción de la forma elongada.

Distintos estudios plantean que la dominancia de los macroporos de forma elongada por sobre las demás formas corresponde a suelos que no tienen problemas de compactación (Pagliai *et al.*, 1983; Costantini *et al.*, 2006; Pires *et al.*, 2008). En suelos densificados o compactados el flujo de agua se reduce no solamente debido a la menor porosidad total, sino también a causa del cambio en la distribución de la forma de poros. En este sentido Fox *et al.* (2004), Lamandé *et al.* (2003) y Valentín (1991) concluyeron que los poros redondeados fueron menos efectivos en la transmisión de agua que los poros irregulares y elongados.

La metodología de cortes delgados y el análisis de imágenes en zonas semiáridas ha sido utilizado escasamente, y en la Región Semiárida Pampeana no existen antecedentes de estudios sobre las interacciones entre el sistema poroso y la forma de los poros.

CONCLUSIONES

Los resultados demuestran que la práctica de uso influyó sobre el diámetro de los macroporos y su forma. Bajo VN se presentó mayor proporción de poros $>10 \mu\text{m}$ y de forma elongada lo cual favorece a propiedades físico-hídricas tales como enraizamiento, captación y conducción del agua de las precipitaciones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las instituciones que financiaron el trabajo: Proyectos de INTA (PRET 1282101; PN 1133033, 1127032) y beca de formación de INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Bouma, J; A Jongerius; O Boersma; A Jager & D Schoonderbeek. 1977. The function of different types of macropores during saturated flow through four swelling soil horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41: 945–950.
- Brewer, R. 1976. *Fabric and Mineral Analysis of Soils*. Krieger, New York, USA. 482 pp.
- Castiglioni M & H Morras. 2007. Uso del análisis digital de imágenes para el estudio de la porosidad de la zona no saturada de argiudoles de Argentina. En: *Estudio de la zona no saturada del suelo*. Vol VIII. J. Guiraldez Cervera & F. Jimenez Homero. (Ed). Universidad de Córdoba España. ISBN: 84-690-7893-8, pp 83-88.
- Costantini, E; S Pellegrini; N Vignozzi & R Barbetti. 2006. Micromorphological characterization and monitoring of internal drainage in soils of vineyards and olive groves in central Italy. *Geoderma* 131: 388–403.
- Czachor, H; P Hallett; L Lichner & G Jozefaciuk. 2013. Pore shape and organic compounds drive major changes in the hydrological characteristics of agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 64, 334–344.
- Fox, D; R Bryan & C Fox. 2004. Changes in pore characteristics with depth for structural crusts. *Geoderma* 120, 109–120.
- Hamza, M & W Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82: 121–145.
- Horn, R; H Taubner; M Wuttke & T Baumgartl. 1994. Soil physical properties related to soil structure. *Soil Till. Res.* 30: 187–216.



- Kahlon, M; R Lal & M Ann-Varughese. 2013. Twenty two years of tillage and mulching impacts on soil physical characteristics and carbon sequestration in Central Ohio. *Soil Till. Res.* 126: 151–158.
- Keller, T; J Sutter; K Nissen & T Rydberg. 2012. Using field measurement of saturated soil hydraulic conductivity to detect low-yielding zones in three Swedish fields. *Soil Till. Res.* 124: 68–77.
- Kodešová, R. 2009. Soil micromorphology use for modeling of a non equilibrium water and solute movement. *Plant, Soil and Environment* 55: 424–428.
- Kubiena, W. 1938. *Micropedology*. Collegiate Press, Ames, USA. 242 pp.
- Lamandé, M; V Hallaire; P Curmi; G Pérès & D Cluzeau. 2003. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. *CATENA* 54: 637–649.
- Menon, M; X Jia; G Lair; P Faraj & A Blaud. 2015. Analysing the impact of compaction of soil aggregates using X-ray microtomography and water flow simulations. *Soil Till. Res.* 150: 147–157.
- Murphy, C. 1986. *Thin Section Preparation of Soils and Sediments*. A B Academic Publishers, Berkhamsted, UK. Pp 149. ISBN 0 333 41781X.
- Murphy, C; P Bullock & K Biswell. 1977. the Measurement and Characterisation of Voids in Soil Thin Sections By Image Analysis. Part I. Applications. *Journal of Soil Science* 28: 509–518.
- Naderi-Boldaji, M & T Keller. 2016. Degree of soil compactness is highly correlated with the soil physical quality index S. *Soil Till. Res.* 159: 41–46.
- Pagliai M. 1987. Effects of different management practices on soil structure and surface crusting. In: N Fedoroff, L Bresson, M Courty (Eds.), *Soil Micromorphology*. Proc. VIIth Int. Working-Meeting on Soil Micromorphology, Paris, July 1985, AFES, Paris (1987), pp. 415-421.
- Pagliai, M; M La Marca & G Lucamante. 1983. Micromorphometric and micromorpho- logical investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. *Journal of Soil Science* 34: 391–403.
- Pagliai, M; N Vignozzi & S Pellegrini. 2004. Soil structure and the effect of man- agement practices. *Soil Till. Res.* 79: 131–143.
- Pires, I; F Borges; S Passoni & A Pereira. 2013. Soil Pore Characterization Using Free Software and a Portable Optical Microscope. *Pedosphere* 23: 503–510.
- Pires, L; F Cássaro; K Reichardt & O Bacchi. 2008. Soil porous system changes quantified by analyzing soil water retention curve modifications. *Soil Till. Res.* 100: 72–77.
- Rasa, K; T Eickhorst; R Tippkötter & M Yli-Halla. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. *Geoderma* 173: 10–18.
- Ringrose-Voase, A. 1991. Micromorphology of soil structure: description, quantification, application. *Australian Journal of Soil Research* 29: 777–813.
- Sasal, M; E Andriulo & M Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil Till. Res.* 87: 9–18.
- Schwen, A; G Bodner; P Scholl; G Buchan & W Loiskandl. 2011. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. *Soil Till. Res.* 113: 89–98.
- Seobi, T; S Anderson; R Udawatta & C Gantzer. 2005. Influence of grass and agroforestry buffer strips on soil hydraulic properties for an Albaqualf. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69: 893–901.
- Stoops, G. 2003. *Guidelines for Analysis and Description of Soil and Regolith Thin Sec- tions*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, USA. pp 184.
- Udawatta, R; S Anderson; C Gantzer & H Garrett. 2006. Agroforestry and grass buffer influence on macro- pore characteristics: a computed tomography analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1763–1773.
- Udawatta, R; C Gantzer; S Anderson & S Assouline. 2016. Synchrotron microtomographic quantification of geometrical soil pore characteristics affected by compaction. *SOIL* 2: 211–220.
- Valentín, C. 1991. Surface crusting in two alluvial soils of northern Niger. *Geoderma* 48: 201–222.
- Vandenbygaard, A; R Protz & A Tomlin. 1999. Changes in pore structure in a no-till chronosequence of silt loam soils, Southern Ontario. *Canadian Journal of Soil Science* 79: 149–160.
- Whalley, W; G Matthews & S Ferraris. 2012. The effect of compaction and shear deformation of saturated soil on hydraulic conductivity. *Soil Till. Res.* 125: 23–29.
- Yu, M; L Zhang; X Xu; K Feger; Y Wang; W Liu & K Schwärzel. 2015. Impact of land-use changes on soil hydraulic properties of Calcaric Regosols on the Loess Plateau, NW China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 178: 486-498.



CIP24. CALCIO SOLUBLE, GENERACIÓN DE UN MODELO PREDICTIVO EN FUNCIÓN DE PARÁMETROS DE DETERMINACIÓN RUTINARIOS EN SUELO.

Ferro D., L. Larrieu, V. Merani, L. Nughes, L. Juan, D. Bennardi y G. Millan.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Av 60 y 119 s/n. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
daniel.ferro@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La dotación de los nutrientes en el suelo se encuentra regida por el equilibrio de una fracción de reserva, constituida por la fracción intercambiable y su concentración en la solución externa a partir de la cual son absorbidos por las raíces de las plantas, siendo el proceso de intercambio denominado renovación. La capacidad de intercambio de un suelo, ya sea aniónica o catiónica, depende de la cantidad y tipo de coloides presentes, y su capacidad de adsorber iones y según su carga eléctrica disponerlos en cantidades adecuadas, principalmente cuando la regulación de la absorción no puede ser ejercida por la planta. Lo antedicho sucede en elementos que ingresan al vegetal por flujo masal y su administración depende del agua absorbida y su concentración en ella. El calcio (Ca) y el magnesio (Mg) poseen dicha dinámica y por tal motivo, el diagnóstico de las condiciones de suficiencia-deficiencia de estos nutrientes en el suelo se torna complejo. Se realizó la determinación analítica (pH, MO, Textura, Pbk, Nt, CIC, Cationes de intercambio, CE y Cationes solubles) sobre 26 suelos de diferentes localidades de la provincia de Buenos Aires, en posiciones de loma, no salinos ni alcalinos. Con los resultados se realizaron curvas de regresión entre las determinaciones mencionadas y el calcio soluble, encontrándose correlaciones aceptables para los parámetros MO y pH. Posteriormente los parámetros fueron sometidos a un análisis de regresión múltiple con selección de variables paso a paso, con una probabilidad de ingreso de variable del 5%. Las variables retenidas, fueron coincidentes con aquellas que obtuvieron un ajuste lineal observable en su análisis individual obteniéndose el siguiente modelo: $Ca(\text{meq/l}) = -0,67 + 1,89 \cdot CE(\text{dS/m}) + 0,69 \cdot CO(\%)$ y $R^2 = 0,75$ posteriormente se cargó al modelo los valores de 10 muestras de suelo y se obtuvo una correlación con un $R^2 = 0,9294$ confirmando la calidad del modelo para este tipo de suelo.

Palabras clave: corrección cálcica, pH, materia orgánica.

INTRODUCCIÓN

Las especies vegetales, para crecer y desarrollarse, necesitan cantidades absolutas y relativas de minerales variables de acuerdo a la especie y a la edad de la planta (Marschner, 1995). Las plantas absorben los nutrientes desde el suelo a través de sus raíces, y, en consecuencia, el ambiente edáfico debe disponerlos en cantidades adecuadas, principalmente cuando la regulación de la absorción mineral no puede ser ejercida por la propia planta. Lo antedicho sucede en aquellos elementos que ingresan al vegetal a través de flujo masal, es decir, por diferencia de potencial agua debido a la transpiración (Miravé *et al.*, 2015), y su administración depende casi únicamente del agua absorbida y su concentración en ella. Arrigo & Conti (1985) evidenciaron que el calcio (Ca) y el magnesio (Mg) poseen dicha dinámica en suelos de la Región Pampeana y por tal motivo, el diagnóstico de las condiciones de suficiencia-deficiencia de estos nutrientes en el suelo se torna complejo y dependiente de las características de los sistemas de producción abordados.

La dotación de los nutrientes en el suelo se encuentra regida por el equilibrio de una fracción de reserva, constituida fundamentalmente por la fracción intercambiable (factor capacidad) y su concentración en la solución externa a partir de la cual son absorbidos por las raíces de las plantas (factor intensidad), siendo el proceso de intercambio denominado renovación. La capacidad de intercambio de un suelo, ya sea aniónica o catiónica, depende de la cantidad y tipo de coloides presentes en el suelo, que sean capaces de adsorber iones sobre su superficie, según su carga eléctrica. Existe un fenómeno denominado “selectividad” de la adsorción, que hace alusión a la preferencia de algunos iones por ciertos coloides, debiéndose a cuestiones fundamentalmente estéricas. Fassbender & Bornemisza (1987) informaron varias series liotrópicas para cationes de acuerdo al tipo de coloide intercambiador. Los autores afirman que estas series pueden variar con el pH del medio.

Para el estudio de la adsorción de un elemento sobre la superficie de un coloide se han utilizado funciones denominadas “isotermas de adsorción” (Tan, 1993; McBride, 2000; Foo & Hameed, 2010; Long, *et al.*, 2016). Estas funciones



relacionan la cantidad de la molécula/ión adsorbido con la concentración de los mismos en la solución del suelo. Dichas funciones han sido clasificadas en 4 tipos: L, S, C y H, según McBride, (2000). La naturaleza del equilibrio de este proceso, regido por las variables mencionadas anteriormente, hacen que la relación fracción intercambiable/fracción en la solución externa, pueda variar en cada sistema. Es por este motivo que sería previsible desde el punto de vista teórico, y a la luz de la información bibliográfica existente, que distintas características edáficas provoquen diferentes concentraciones de los elementos en la solución externa del suelo, los cuales constituyen, como se manifestó, la forma disponible para las plantas.

Aun así, limitando la variabilidad de ciertos parámetros edáficos sería posible generar funciones predictivas de la concentración de los cationes en la solución externa, a partir de variables correlacionadas. En caso que lo antedicho fuera posible, será interesante poder lograr abarcar la mayor cantidad de situaciones posibles con una pertinencia considerable.

En el siguiente trabajo se parte de la hipótesis de que se puede lograr ajustar una función que permita predecir la concentración de Ca en la solución externa de los suelos a partir de otros parámetros físico-químicos del mismo.

En función de lo antedicho se intentara generar un modelo predictivo del calcio en la solución externa del suelo, a partir de la generación de información sobre la dinámica de los nutrientes en los suelos, a fin de mejorar y facilitar el manejo de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó la determinación analítica de 26 suelos de diferentes localidades de la provincia de Buenos Aires, con mismo material originario (loess), en posiciones de loma, no salinos ($CE < 2$ dS/m) ni alcalinos ($pH < 7$). Fueron muestreados mediante muestra compuesta (0-20 cm) con 50 submuestras muestra⁻¹ para superficies de 50 ha. Dichas muestras fueron secadas mediante circulación forzada a 40°C, mortereadas y tamizadas según determinación a practicar.

Sobre los suelos se realizaron los siguientes análisis: a) pH actual: relación suelo:agua de 1:2,5, determinación potenciométrica; b) Nitrógeno total por digestión ácida y destilación microKjeldahl; c) carbono oxidable y materia orgánica por metodología Walkley & Black micrométodo; d) fósforo disponible por metodología Bray-Kurtz 1; e) capacidad de intercambio catiónico y bases: método del acetato de amonio 1N pH 7 (bufferado), determinación de CIC por destilación Kjeldahl, Ca y Mg por quelatometría, Na y K por fometría de llama; f) conductividad eléctrica y bases en extracto de saturación: Ca y Mg por quelatometría y Na y K mediante fometría de llama; g) textura por el método de Bouyoucos. Para todos estos análisis se siguieron los protocolos SAMLA (2004).

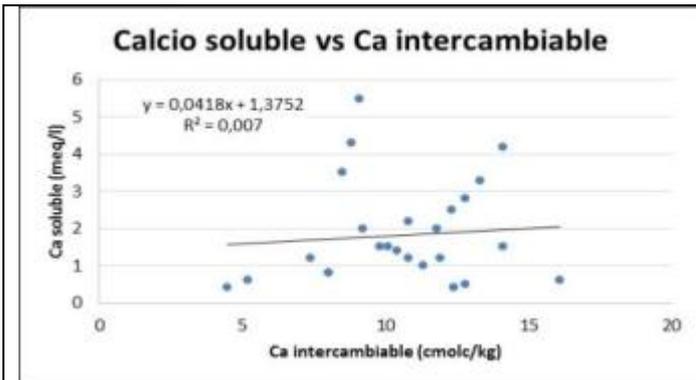
Mediante el método de estadístico de selección de variables (Stepwise), se buscaron las variables independientes a partir de las determinaciones efectuadas, que permitan inferir la concentración de Ca soluble en la solución externa del suelo.

Posteriormente, se seleccionaron 10 suelos que no hayan sido incluidos en la generación del modelo y se procedió a comparar el resultado de Ca soluble analizado y el predicho por el modelo, solamente analizando en laboratorio las determinaciones presentes en la función desarrollada.

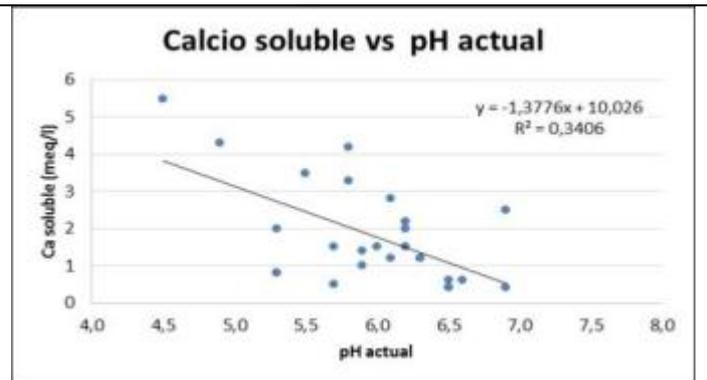
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Generación de Modelo

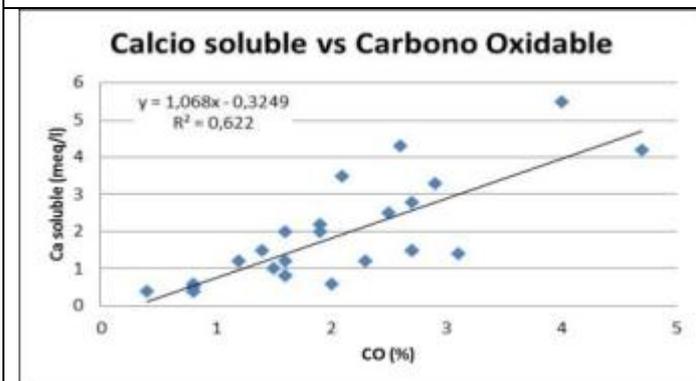
Se realizaron gráficos de dispersión entre la variable de interés (calcio soluble) y las posibles variables predictoras independientemente (ajustando rectas entre las variables) con el objetivo de encontrar relaciones entre ellas. En la Figura 1 se observan los gráficos para algunas de las variables realizadas: calcio intercambiable (cmolc/kg), pH actual, CO (%), CIC (cmolc/kg), CE (dS/m), Arcilla (%) y Fósforo Extractable (ppm).



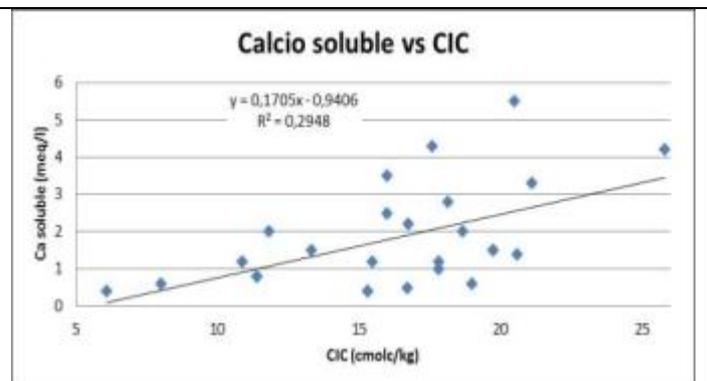
A



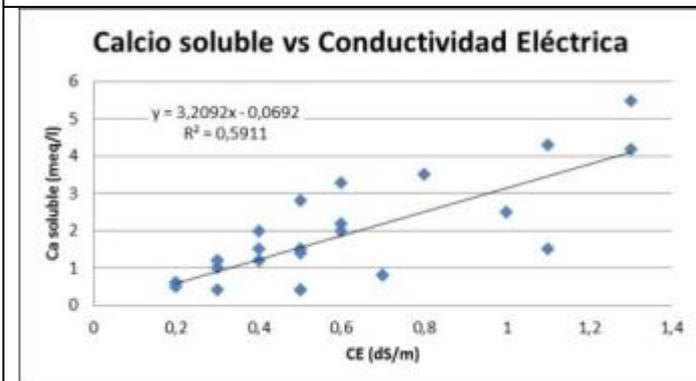
b



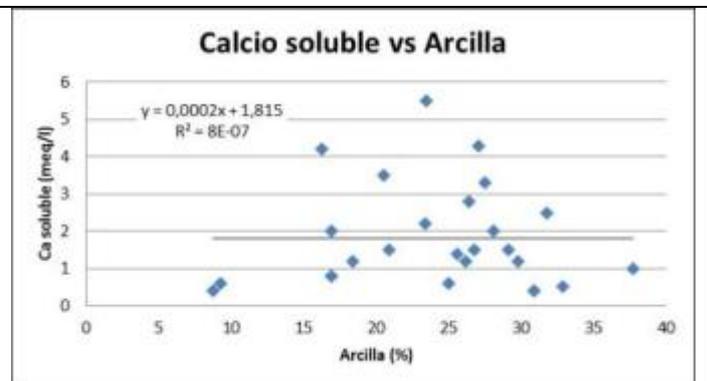
C



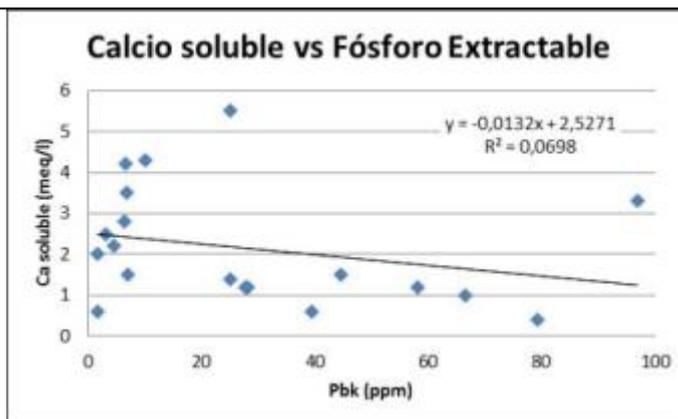
d



E



f



G

Figura 1. a. Calcio soluble (meq/l) vs Ca intercambiable; b. Calcio soluble (meq/l) vs pH actual; c. Calcio soluble (meq/l) vs Carbono Oxidable (%); d. Calcio soluble (meq/l) vs Capacidad de Intercambio Catiónica (cmolc/kg); e. Calcio soluble (meq/l) vs Conductividad Eléctrica (dS/m); f. Calcio soluble (meq/l) vs Arcilla (%); g. Calcio soluble (meq/l) vs Fósforo Extractable (ppm)

Se puede destacar que el calcio soluble arrojó relaciones lineales ajustadas ($R^2 > 0,5$) con la conductividad eléctrica ($R^2 = 0,59$) y el contenido de carbono oxidable ($R^2 = 0,62$), en ambos casos de manera directamente proporcional.

El aumento en el calcio soluble en relación al aumento del carbono oxidable se puede asociar a que la fuente principal de este elemento en el suelo se encuentra formando parte de la materia orgánica, siendo el carbono oxidable un estimador de ella. Por tal motivo, se entiende que a mayores contenidos de calcio en su factor capacidad, se encuentran mayores contenidos en su factor intensidad, siempre y cuando no existan limitantes para su renovación como es el caso de los suelos estudiados.

La conductividad eléctrica, por su parte, cuantifica la cantidad de electrolitos presente en la solución del suelo. Es dable esperar entonces que mayores conductividades se asocien a mayores contenidos de calcio en la solución externa del suelo, teniendo en cuenta que existe un equilibrio entre los cationes presentes en ella y en la fracción intercambiable. En dicho equilibrio, entendido estequiométrico y en base a uniones de naturaleza cinética química, participan variables relacionadas a los iones presentes en el suelo (concentración, valencia, radio hidratado), selectividad de los coloides, entre otros. Aún así, el calcio es el catión que mayor participación posee dentro de las bases presentes. Según la bibliografía mencionada, se considera que la totalidad de la CIC debiera estar representada por el 65-85% de calcio. De tal manera, es dable esperar que, a mayor conductividad eléctrica, sea el catión calcio el que aumente en la solución externa del suelo. Según Zhang & Zhao, (1997) y Jaramillo, (2002), las propiedades de los coloides que afectan el intercambio iónico en el suelo son: la cantidad y tipo de coloides presentes, es decir, la cantidad-tipo de arcilla y de materia orgánica, la superficie específica de dichos coloides; y la densidad de carga de los mismos. Las propiedades de los iones que afectan su capacidad de intercambio, según Jaramillo, (2002) y Navarro Blaya & Navarro García, (2003), son: la carga del ión (a mayor carga, mayor retención ante un mismo tamaño del mismo); la dimensión del radio hidratado (a mayor número de moléculas de agua que rodean el ión, disminuye la fuerza de retención); y el tamaño del radio cristalográfico del ión deshidratado (como existe una relación inversa entre el radio deshidratado del ión y su radio hidratado, cuanto mayor es el radio deshidratado mayor es la fuerza de retención), radio del ion (en iones con escasa/nulas capa de hidratación, a igualdad de carga, cuanto mayor es el radio, menor la carga específica y por lo tanto su fuerza de retención). Debido a lo dicho se han establecido series denominadas "liotrópicas" en las cuales se ordenan los iones de acuerdo con su capacidad de ser adsorbidos. A título de ejemplo, según Bohn *et al.*, (1993) y Navarro Blaya & Navarro García, (2003), se establece la siguiente serie: $Al > Fe > Ca > Mg > K > Na$.

En contraposición y en bases al equilibrio entre los cationes bajo el efecto de cargas iónicas negativas presentes en los coloides (solución interna) y aquellos que se encuentran disueltos sin dicho efecto, no se encontró una regresión significativa entre la concentración del calcio en ambas fracciones (calcio intercambiable vs calcio soluble). Lo mismo se puede asociar a la mencionada selectividad de los iones y sus interacciones en la matriz edáfica, cuya dinámica se caracteriza por ser compleja. En adición, en texturas más finas (mayor contenido de arcilla) tampoco pudo evidenciarse

una relación positiva con dicho parámetro a pesar del aumento que provoca en la totalidad del intercambio catiónico por ser un mineral de naturaleza coloidal. Paralelamente, el pH obtuvo valores llamativos ya que arrojó una relación inversamente proporcional. El pH es un parámetro inversamente proporcional a la concentración de protones en suelo (instauración), por tal motivo, era dable esperar que aumentos en el mismo y por consecuencia menor concentración de protones, produjeran aumentos en el contenido de calcio en el suelo conjuntamente al aumento de las bases presentes.

Posteriormente a la obtención de los resultados descriptos, se realizó un análisis de regresión múltiple con selección de variables paso a paso (Forward) con una probabilidad de ingreso de variable del 5%. Las variables retenidas, fueron coincidentes con aquellas que obtuvieron un ajuste lineal observable en su análisis individual. Los valores de los parámetros fueron los siguientes:

$$Ca \text{ (meq/l)} = -0,67 + 1,89 CE \text{ (dS/m)} + 0,69 CO(\%)$$
$$R^2 = 0,75$$

Donde:

Ca: calcio en extracto de saturación (meq/l)

CE: conductividad eléctrica (dS/m)

CO: carbono orgánico (%)

La función arrojó un coeficiente de ajuste del 75% evaluando suelos de CE comprendida entre 0,15 dS m⁻¹ y 2 dS m⁻¹; y pH entre 4,5 y 6,9.

El diagnóstico de Ca se ha realizado en función de su concentración en el intercambio, siendo sus valores La predicción de calcio soluble y/o el intercambio de éste nutriente, no ha sido estudiado según la bibliografía disponible, como sí se ha estudiado el intercambio de K (citas).

Comprobación del modelo

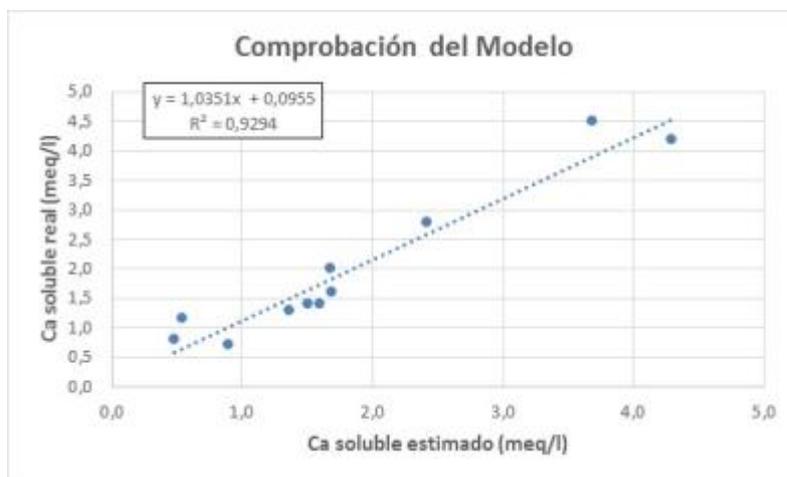


Figura 2. Comparación entre el valor estimado de Ca soluble por el modelo generado y el valor real expresado en meq/l

Se procedió a validar el modelo empleando 10 muestras que no fueron utilizadas en la obtención del mismo. Se graficaron los resultados experimentales (Ca soluble real) versus los predichos por el modelo (Ca soluble estimado) (Figura 2). Se pudo observar que el modelo generado se ajustó con un coeficiente de determinación del 92,94% ($p < 0,05$), estimando un valor del parámetro en pendiente cercano a 1 (1,035), y, en consecuencia, evidenciando que los valores de Ca soluble estimados fueron similares a los experimentales.



CONCLUSIONES

Se logró obtener un modelo de regresión lineal que permitió estimar el contenido de calcio soluble en suelo con un elevado coeficiente de regresión, utilizando como variables regresoras la conductividad eléctrica y el carbono oxidable.

La generación de modelos se limita a suelos que compartan características edáficas similares y por ende es pertinente realizar una función para cada situación edáfica.

La predicción de la cantidad de calcio en la solución externa en función de variables diagnóstico de rutina permitirá eficientizar el diagnóstico de suficiencia cálcica en función de la necesidad específica de cada cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Arrigo, N & M Conti. 1985. Importancia de los mecanismos de intercepción radical, flujo masal y difusión de Ca, Mg, K y Na en plantas de maíz en suelos pampeanos. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 6(3), pp. 183-188.
- Bohn, H; B McNeal & G O'Connor, G. 1993. *Química del Suelo*. México: Limusa. pp.370
- Fassbender, H. & E Bornemisza. 1987. *Química de suelos con énfasis en América Latina*. 2da ed. San José, Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Foo, K & B Hameed. 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), pp. 2-10.
- Jaramillo, D. 2002. Las propiedades químicas del suelo. In: D. Jaramillo, ed. *Introducción a la ciencia del suelo*. Medellín: Universidad Nacional de Colombia, pp. 319-342.
- Long, G; X Lizhi; S Xiaowen & Z Xiaoling. 2016. Modeling adsorption with lattice Boltzmann equation. *Nature*, Issue 6, pp. 1-9.
- Marschner, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. Segunda ed. London: Academic Press. pp 643.
- McBride M. 2000. Chemisorption and Precipitation Reactions. In: M. Sumner, ed. *Handbook of Soil Science*. Florida: CRC Press, pp. 265-302.
- Miravé, J; J Tognetti; L Aguirrezábal & S Assuero. 2015. Fundamentos de la Nutrición Mineral en Plantas. In: H. Echeverría & F. García, eds. *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos*. Buenos Aires: INTA Ediciones, pp. 131-154.
- Navarro Blaya, S & G Navarro García. 2003. *Química Agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal*. 2da ed. Madrid: Mundi-Prensa. 487 páginas.
- SAMLA. 2004. *Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos*, Buenos Aires: SAGyP.
- Tan, K. 1993. *Principles of Soil Chemistry*. Second ed. Athens, Georgia: Marcel Dekker Inc.
- Zhang, X & Zhao A. 1997. Surface charge. In: T. Yu, ed. *Chemistry of Variable Charge Soils*. New York: Oxford University Press Inc, pp. 17-63.



C1P25. CAMBIOS EN PROPIEDADES EDÁFICAS POR EL USO DEL SUELO EN EL SUDESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Galizzi, Fernando A.; González, Celia C.; Elías Tissera, María J.; Sánchez, María C.; Cáceres Romero, Héctor; Azar, Abel E. y Cosci Francisco.

Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano sur 1912. 4200. Santiago del Estero. Argentina.

fgalizzi@unse.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar cambios en propiedades edáficas comparando el suelo virgen con una situación agrícola en lotes donde en los últimos 8 – 10 años se realizaron un manejo con cultivos extensivos y siembra directa. En todos los sitios, se extrajeron muestras pareadas de 0-15 cm y 15 – 30 cm. Se determinaron densidad aparente (Dap), pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico suelo (COS), carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico asociado a la fracción mineral < 53 μ (COA), resistencia a la penetración (Rp). Las propiedades estudiadas fueron afectadas por el manejo. En los lotes agrícolas, pH fue más alto y CE fue menor en comparación con el suelo de monte. En algunos sitios, la situación de monte, tuvo algunos valores elevados de CE como fueron los sitios “El Hangar” y “Colaneri” debido a que estos suelos tienen naturalmente sectores con altos CE. La Dap mostro siempre mayores valores en la situación de manejo agrícola. Los valores de Dap del monte fueron menores a 1 g.cm⁻³ mientras que en los suelos agrícolas, fueron mayores. En todos los casos Dap fue mayor en la profundidad de 15 – 30 cm. La resistencia a la penetración también fue mayor en el sector agrícola en comparación con el sector de monte, a pesar que en el primero se midió esta propiedad con mayores valores de humedad edáfica comparada con el monte. La compactación fue dispar y se presento entre las profundidades de 5- 15 cm debido probablemente a la historia del lote. El COS fue mayor en el suelo natural y disminuye en el lote agrícola a excepción del sitio “El Olvido” donde los resultados fueron opuestos. Los valores de COA, el carbono mas estable del suelo, fue en general mayor que el COP con una relación COA/COP entre 2,0 – 2,4.

Palabras claves: SD, suelos agrícolas

INTRODUCCION

Los suelos tienen una determinada capacidad productiva que, junto a las características del clima de la región, condicionan la elección y el manejo de los cultivos. Se conoce que todo suelo cultivado está sometido a procesos de alteración o deterioro de sus propiedades físicas y químicas y que la magnitud del tal deterioro depende, fundamentalmente, del tipo y la intensidad de manejo. Los procesos de deterioro pueden ser de diferente magnitud variando con la zona, suelo y prácticas aplicadas. En la zona de secano del sudeste de Santiago del Estero en estos últimos años, con el avance de la frontera agropecuaria, se incrementó en forma exponencial el desmonte del suelo para introducir cultivos extensivos, principalmente trigo, soja, algodón, maíz y siembra directa (SD) (Zerda & Moreira, 2006).

Si bien hay muchos productores que aplican la tecnología de SD, cultivos extensivos y rotaciones se carece de datos que muestren como impacta este manejo sobre el suelo y sus propiedades. La bibliografía existente muestra que hay numerosos trabajos que evaluaron la calidad de los suelos en diferentes ambientes de la provincia y en distintos sistemas de manejo, encontrándose un vacío en la información en cuanto la degradación de las propiedades del suelo en los suelos debido al cambio en el uso de la tierra en esta región de la provincia.

A través del desmonte y la labranza han descripto alteraciones morfológicas, físicas y bioquímicas del suelo en el horizonte superficial de un suelo Entisol (Regosol, FAO) en la zona de riego del río Dulce (Ramsperguer, 1992). En la provincia de Santiago del estero se ha determinado que la calidad del suelo disminuye cuando este se desmonta y se transforma en un agroecosistema ya sea en la zona de riego como en la zona de secano expresada mediante la disminución del contenido de materia orgánica y la estabilidad estructural (Ramsperguer 1992; Roldán *et al.*, 2000; Galizzi *et al.*, 2012).



Los productores interpretan que es importante el mantenimiento de la fertilidad del suelo con el objetivo de tener rendimientos adecuados para mantener la rentabilidad del sistema. Pero desconocen que la fertilidad se asocia con propiedades físicas y químicas y principalmente se la puede vincular con el contenido de materia orgánica, estructura y densidad aparente. También suponen que el pH y los contenidos de nutrientes esenciales (N, P, K, S, Ca y otros) son apropiados por tratarse de suelos jóvenes no tan chacareados como los suelos de la pampa húmeda. Por lo cual los cambios en suelos cultivados comparados con un suelo virgen o natural pueden servir para identificar procesos de degradación del suelo así la degradación física puede ser identificada por medio del estudio de variables físicas tales como densidad aparente, estabilidad estructural y resistencia mecánica pueden indicar la dirección e intensidad en que están actuando los procesos antrópicos (Buschiazzo *et al.*, 1996; Panigatti *et al.*, 1998)

En relación a las propiedades que tiene los suelos de esta zona semiárida de secano del sur este provincial (departamentos Taboada y Belgrano) se tiene una escasa información (Puig *et al.* 2007; González *et al.* 2014) todos los cuales provienen de un ensayo de rotaciones y SD de la AER Bandera (INTA Quimilí) pero no existe información para esta gran área sobre procesos de degradación de los suelos y su magnitud.

Con el objetivo de generar una información preliminar válida para la región del SE santiagueño sobre la degradación física y química de suelos se estudiaron lotes en campos de productores que aplican un manejo con SD y rotaciones en los últimos 10 años. La finalidad es comparar, mediante variables físicas y químicas que se analizan en lotes agrícolas y con monte natural (suelos originales, no cultivados) los cuales describen la situación actual de los lotes agrícolas y relacionándolo con un suelo virgen que se considera como una línea de base o de comparación a los fines del estudio.

MATERIALES Y METODOS

Se estudiaron algunas propiedades edáficas en dos situaciones, en suelos no cultivados (monte) y en sistemas de producción agrícolas (SD, cultivos extensivos, rotaciones) en campos ubicados en el sur-este de la provincia de Santiago del Estero.

Los suelos estudiados están en la zona que forma parte de la unidad fitogeográfica del Gran Chaco Americano, subunidad Chaco Semiárido. Geomorfológicamente es una planicie loésica. El gradiente topográfico es suave (<0,5 ‰) y el sentido de la pendiente regional es dirección NO - SE. Angueira *et al.* (2012) describen al suelo del área de estudio con un perfil A1p - B - C1k clasificado como *Haplustol típico* serie Bandera familia franca, mixta, térmica y régimen de humedad ústico (INTA, 1978).

El clima es semiárido a subhúmedo, caracterizado por inviernos secos y lluvias estivales - otoñales que permiten hacer cultivos estivales e invernales. Las precipitaciones se distribuyen en forma irregular, son muy variables tanto es así que durante algunos años no se pudo sembrar trigo en el invierno por falta de agua en el perfil edáfico y escasas lluvias otoño-invernales mientras que en estos últimos tres años las precipitaciones fueron más intensas, mayores que el promedio de la zona (800 mm) y provocaron problemas de anegamiento, inundación y elevación de la capa freática (Zerda, 2015).

Se seleccionaron cinco sitios en los departamentos Taboada y Belgrano de la provincia de Santiago del Estero. Los campos elegidos pertenecen a la zona de influencia de la AER Bandera (INTA Quimilí) y trabajan en el sistema "Chacra Bandera (Aapresid)" donde hay lotes con siembra directa (soja, maíz, trigo) con áreas no cultivadas que corresponden a cortinas con monte virgen o natural de unos 30 m de ancho por distintas longitudes (200 m - 500 m).

Un sitio fue el ensayo de rotaciones de larga duración de AER Bandera (EEA INTA Quimilí) ubicado en el campo S0 "El Hangar". Los otros sitios se identifican como S1 "Averías", S2 "La Ponderosa", S3 "El Olvido" y S4 "Colaneri". Las determinaciones realizadas fueron:

pH: por método potenciométrico en una relación suelo agua de 1 a 2,5

Carbono orgánico del suelo (Walkley - Black): macro método. Se expresa en %

Carbono orgánico asociado (Cambardella y Elliott, 1992): determinando el carbono orgánico asociado a la fracción mineral de diámetro menor a 50 μm . Se utilizó el macro método de Walkley - Black. Se expresa en %

Carbono orgánico particulado: se calcula como la diferencia entre COS y COA. Se expresa en %

Contenido de sales solubles: midiendo la CE del extracto de saturación. Se expresa en dS m^{-1}

Densidad aparente: usando un cilindro metálico de 100 cm^3 . Se expresa en g cm^{-3}



Humedad actual: por el método gravimétrico. Secando en estufa hasta peso constante a 105 °C. Se expresa en %
Resistencia a la penetración: se lo determino con el penetrómetro a golpes con cono de 30° (Oneto & Ferreiro, 2011)

Se tomaron dos muestras por lote de las profundidades de 0-15 cm y 15 – 30 cm. El análisis se hizo como muestras pareadas. Las muestras se obtuvieron en distintas épocas del año pero todas fueron extraídas después de un periodo de inundación que durante dos años padeció la zona en estudio.

RESULTADOS Y DISCUSION

Propiedades químicas

En la tabla 1 se muestran los valores promedio de las propiedades químicas analizadas por sitio y por situación.

En todos los casos estudiados el pH en los lotes agrícolas fue mayor que en el monte. El incremento estuvo entre un 8 – 20 %, con un promedio del 17 %. Igual el pH se mantuvo en el rango del neutro por lo cual no se afectaría la disponibilidad de los nutrientes que sería un efecto deletéreo importante de esta propiedad.

Con respecto al contenido de sales solubles (medido a través de la CE) fue menor en el sector agrícola en relación con el monte sin embargo en dos situaciones de monte se observaron valores elevados de CE como fueron los sitios S0 (“El Hangar”) y S4 (“Colaneri”) también porque estos suelos tienen sectores con altos contenidos de sales solubles o salinos y se deben a esta variabilidad que naturalmente tiene esta propiedad. El CE bajó en los suelos agrícolas debido tal vez a que la deforestación produce un mayor ingreso (infiltración) de agua y por lo tanto un lavado superficial de las sales y un transporte hacia porciones o capas más profundas del suelo. Esta situación se presenta en los dos sitios que están más al sur y oeste de los campos estudiados.

La disminución promedio de la salinidad fue del 74% con extremos del 20 % – 86 %, aun en los sectores con mayor valor de salinidad (El *Hangar* y *Colaneri*) disminuyó la CE. Los valores de CE obtenidos en los sectores agrícolas no afectan a los cultivos que se siembran habitualmente en esta zona (trigo, maíz, soja, algodón, girasol). No se observó manchoneo en el cultivo que indique algún problema puntual por altos contenidos de sales solubles.

El COS fue mayor en el suelo natural y disminuye en los lotes agrícolas a excepción del sitio “EL Olvido” (S3) donde el suelo agrícola tuvo un COS mayor que el suelo de monte. Esta pérdida de COS se relaciona con la historia del lote (desmonte, labranzas, cultivos).

El fraccionamiento del COS en COA y COP mostró que el COA, el cual constituye el carbono más estable, fue del orden del 68 % en el monte (intervalo 66%-70%) y no fue estadísticamente diferente de lo que se observa en la situación agrícola (media 70 %, extremos 64% – 76 %). En forma complementaria se puede decir que el COP es del orden del 30 %.

Tabla 1: Valores promedios de pH, contenido de sales solubles (CE), carbono orgánico del suelo (COS), carbono orgánico asociado (COA) y carbono orgánico particulado (COP) por sitio para la profundidad de 0-15 cm

Sitio	pH		CE dS m ⁻¹		COS %		COA %		COP %	
	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola
S0	5,3 a	6,4 b	2,0 a	0,7 b	3,39 a	2,51 b	2,30 a	1,76 b	1,09 a	0,75 b
S1	6,4 a	6,9 b	0,9 a	0,4 b	2,86 a	1,97 b	1,97 a	1,26 b	0,88 a	0,71 b
S2	5,6 a	6,6 b	1,3 a	0,3 b	3,75 a	2,43 b	2,58 a	1,63 b	1,16 a	0,80 b
S3	6,3 a	7,3 b	0,5 a	0,6 a	2,07 a	2,22 b	1,45 a	1,64 a	0,62 a	0,58 b
S4	5,2 a	6,8 b	7,0 a	1,0 b	3,33 a	1,72 b	2,20 a	1,31 b	1,12 a	0,40 b
Media	5,8	6,8	2,3	0,6	3,08	2,17	2,10	1,52	0,97	0,65

A pesar de la variabilidad que mostro el COS se observa, a pesar de las posibles historias diferentes, una relativa constancia en COA. Esto estaría indicando que a pesar de las distintas practicas de manejo de cada campo, la disminución del COS se debería a una reducción del COP pues no se observan variaciones en el COA de los lotes agrícolas. Los valores de COA, la fracción de carbono más estable y útil del suelo a los fines de generar y mantener la agregación, fue mayor que el COP con una relación COA/COP entre 2,0 – 2,4.

A continuación se muestra una tabla con datos de las propiedades del suelo del monte natural para el sitio “El Hangar” (S₀). En la cortina se hizo una transecta de este a oeste de unos 300 metros de longitud y se tomaron cuatro puntos de muestreo con la finalidad de mostrar la variabilidad de las distintas propiedades.



Tabla 2: Propiedades del suelo bajo monte natural para el sitio “El Hangar” (S₀) para la profundidad 0 – 15 cm

Propiedad	Unidad	Punto de muestreo				Promedio
		1	2	3	4	
Humedad	% p/p	11	9	12	9	10
Dap	g cm ⁻³	0,83	1,01	0,83	0,97	0,91
COS	% p/p	2,80	3,78	3,75	3,25	3,39
pHa	1:2,5 agua	5,4	5,2	5,1	5,6	5,3
pH	1:2,5 CaCl ₂	5,1	4,7	4,7	4,8	4,8
CEes	1:2,5 agua	1,27	0,12	0,11	0,08	0,4

Propiedades físicas

En las tablas 3 y 4 se muestran los valores promedios de todas las variables físicas analizadas discriminadas por sitio, condición y profundidad.

Los valores de Dap del monte natural fueron en general menores a 1 mientras que fueron superiores a 1 en los sectores agrícolas. En ambas situaciones Dap fue mayor en la profundidad de 15 – 30 cm.

Los suelos con manejo agrícola mostraron valores de Dap más altos en comparación con los valores del suelo con monte.

En las dos profundidades la mayor densificación media fue del orden del 25 % lo cual estaría provocando una disminución de la porosidad total y en particular de la macro porosidad que afectara el movimiento del agua en estos primeros 30 cm del perfil del suelo.

Tabla 3: Valores promedios de humedad actual densidad aparente (Dap, g cm⁻³)

Sitio	Prof. cm	Dap g cm ⁻³	
		Monte	Agrícola
S0	0-15	0,91 a	1,18 b
	15-30	1,00 a	1,25 b
S1	0-15	0,96 a	1,19 b
	15-30	1,18 a	1,22 a
S2	0-15	0,83 a	0,96 b
	15-30	1,02 a	1,29 b
S3	0-15	1,03 a	1,18 b
	15-30	1,05 a	1,43 b
S4	0-15	0,81 a	1,15 b
	15-30	0,92 a	1,22 b

La resistencia a la penetración también fue mayor en el sector agrícola en comparación con el sector de monte si bien debe reconocerse que se trata de una propiedad muy variable en el espacio y en el tiempo.

Si se analiza el contenido de humedad a la cual se estudió esta variable se observa que fue siempre mayor en la situación agrícola. La mayor compactación fue dispar y se presentó entre las profundidades de 5 - 15 cm debido probablemente a la historia del manejo del lote.

Los máximos valores de Rp se presentan en los primeros 15 cm del suelo con valores menores a 2 Mpa salvo en el campo “Averías” S1 donde se observó un valor de 3 MPa a los 5 cm de profundidad.

En general los valores de Rp para los lotes agrícolas se determinaron con contenidos de humedad actual mayores que en la situación del monte por lo cual se puede definir que hay un endurecimiento absoluto del suelo lo cual también se asocia con el aumento de la densidad aparente y estaría originado en el cambio de la estructura original del suelo por acción antrópica al transformar el ecosistema natural en un agro ecosistema.



Tabla 4: Valores promedios de humedad actual y resistencia a la penetración por sitio y profundidad

Sitio	Situación	Prof. cm	Hum. actual %	Resistencia a la Penetración Mpa				
				5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	25 cm
S0	Monte	0-15	10	0,71	0,97	0,54	0,52	0,67
		15-30	11					
	Agrícola	0-15	18	1,40	1,48	1,33	1,08	1,13
		15-30	21					
S1	Monte	0-15	11	1,37	0,94	0,60	0,52	0,37
		15-30	11					
	Agrícola	0-15	20	3,00	1,67	0,89	0,83	0,99
		15-30	22					
S2	Monte	0-15	20	0,89	1,67	0,99	0,54	0,72
		15-30	22					
	Agrícola	0-15	19	1,15	1,50	1,87	1,50	1,15
		15-30	23					
S3	Monte	0-15	15	0,36	0,99	0,32	0,46	0,83
		15-30	23					
	Agrícola	0-15	21	1,15	1,50	1,87	1,50	1,15
		15-30	21					
S4	Monte	0-15	30	0,20	0,29	0,25	0,54	0,76
		15-30	26					
	Agrícola	0-15	29					
		15-30	28	0,34	1,25	0,72	0,48	0,48

CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados surge que todas las propiedades analizadas fueron afectadas por el manejo del suelo. El pH aumento, CE disminuyo, COS disminuyo, COP disminuyo, COA se mantuvo, Dap aumento y Resistencia a la penetración aumento. La degradación física del suelo se manifiesta a través del aumento de la Dap y de la resistencia a la penetración mientras que la degradación química se pone de manifiesto con la disminución del COS y del COP. Se puede concluir que el cambio del uso de la tierra afecto a las propiedades del suelo si bien esto se manifiesta con variada intensidad y dirección. Estos resultados preliminares sirven para alertar a los productores de la zona de influencia de la AER Bandera sobre como están manejando sus suelos y muestran en que medida se esta degradando este recurso natural no renovable por el uso agrícola. La degradación física es bien evidente y la misma se pone de manifiesto claramente en los periodos de excesivas precipitaciones ya que pueden producir problemas en el escurrimiento superficial, anegamiento e inundación por periodos de tiempo prolongados. Si bien hay diversas variables que las originan como son las labranzas, las labores culturales, pero en particular las labores de cosecha que se ejecutan en condiciones de alta saturación de agua que producen una gran compactación en el suelo. De este estudio surge también que deben estudiarse otras propiedades, particularmente las químicas, como los contenidos de nutrientes esenciales, nitrógeno, fosforo, azufre y otros, ya que se hace una agricultura extractiva aprovechando la fertilidad natural de estos suelos relativamente nuevos, donde hay exportación de nutrientes en los órganos cosechados y hay nula reposición de los mismos salvo del nitrógeno que se aplica como fertilizante.

AGRADECIMIENTOS

Al CICYT (UNSE) por financiar el proyecto de investigación “Rotaciones y siembra directa en la zona del sudeste santiagueño....” (Proyecto: 23/A 196).



BIBLIOGRAFIA

- Angueira, C; A Vizgarra & L Mas. 2012. Suelo del ensayo de rotaciones de la AER Bandera. Informe interno. 5 paginas.
- Buschiazzo, DE & JL Panigatti. 1996. Labranzas en la región semiárida argentina: consideraciones finales. 113 - 124. En: DE Buschiazzo, JL Panigatti & FJ Babinec (Eds.). Labranzas en la región semiárida argentina. Centro Regional La Pampa – San Luis. EEA Ing. Agr. Guillermo Covas INTA Anguil. Impreso de Editorial Extra. Santa Rosa. ISBN 950-43-7384-4. 126 páginas
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequense. Soil Science Society of America Journal 56: 777-783.
- Galizzi, FA; CC González; MC Sánchez; AE Azar & MH Mondino. 2012. Carbono orgánico en un suelo manejado con rotaciones y siembra directa. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Organizado por AACCS. 16 – 20 de abril de 2012. Resúmenes expandidos publicados en CD por V Gianelli, K Hernández Guijarro, N Reussi Calvo y G Studert (Compiladores). ISBN 978-987-1829-11-8. Comisión IV Manejo y Conservación de suelos y Aguas. Riego y Drenaje. Trabajo C4-T-0822. 6 páginas.
- González, CC; FA Galizzi; MC Sánchez; AE Azar; O Puig & G. Coronel. 2014. Efecto de secuencias de cultivos en siembra directa sobre propiedades de un molisol. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca. Organizado por AACCS. Actas publicadas en CD. Comisión IV Manejo y Conservación de suelos y Aguas. Riego y Drenaje 6 páginas.
- INTA.1978. Carta de Suelos de los departamentos Belgrano y General Taboada. Convenio INTA – Gobierno de la Provincia de Santiago del Estero para el desarrollo agropecuario de la región Centro – Este. 85 páginas
- Lorenz, G. 2004. Guía de evaluación ecológica de suelos. Cátedra de Edafología Forestal. Serie Didáctica N° 8 de la Facultad de Ciencias Forestales. UNSE. 38 páginas.
- Oneto, CA. & A Ferreiro. 2011. Resultados comparativos de uso a campo para penetrometros estáticos manuales y dinámicos, diseñados. VII Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA. San Fernando de Catamarca. Catamarca. UNCa. Libro de resúmenes 8 páginas.
- Puig, O; G Coronel; G Angella; MC Sánchez; D Prieto; S Prieto; J Salvatierra; LR Acuña; AE Azar & M Valoy. 2008. Sistemas Agrícolas Sostenibles. Ensayo de rotaciones en siembra directa. Bandera, Departamento Belgrano, Santiago del Estero. Informe de la campaña agrícola 2007/2008. Análisis del ciclo de rotaciones 2002/2003 a 2007/2008. Publicación del INTA. Centro Regional Tucumán – Santiago del Estero. EEA Santiago del Estero.17 paginas.
- Ramsperguer, B. 1992. Veränderung des Bodenzustandes durch Nutzungswechsel am Beispiel von Regosols aus Löß im Chaco seco, Argentinien. Univ. Hohenheim. Stuttgart. Alemania. Tesis de grado. 114 páginas.
- Roldán, S; G Lorenz & L Bonelli. 2000. Aspectos de calidad de la materia orgánica del suelo en función del uso de la tierra en el centro este santiagueño. XVIIº Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata. 11 al 14 de Abril del 2000. Resúmenes. Comisión I – Panel N° 54.
- Zerda, HR & ML Moreira. 2006. Monitoreo del avance de la frontera agropecuaria en el Chaco Argentino. En Anais do VII Seminario de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Aplicados à Engenharia Florestal. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, PR, Brasil. Oct. 2006. CD ISBN 978-85-60020-01-0.
- Zerda, HR 2015. Evaluación de emergencias ambientales mediante el uso de la percepción remota y los SIG: las inundaciones del año 2015 en el sudeste de la provincia de Santiago del Estero. SIG Day 2015. <http://fcf.unse.edu.ar/index.php/portfolio/dia-sig-2015>.



C1P26. MODELO FRACTAL: APLICADO A LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN SUELOS FRANCO Y FRANCO ARENOSOS

Gelati Pablo R; Sarli Guillermo O; Lozano Luis A. y Filgueira Roberto R.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. UNLP. Av 60 y 119 s/n. 1900 La Plata. Provincia de Buenos Aires. Argentina.
prgelati@gmail.com

RESUMEN

La geometría fractal ha permitido describir teóricamente estructuras que se observan en la naturaleza, la distribución espacial de raíces, longitudes de costas y la distribución de tamaño de partículas (DTP) en el suelo. Un objeto fractal está compuesto de una cantidad de estructuras similares superpuestas, visibles a cualquier nivel de detalle, esta propiedad es la autosimilitud. El material en un objeto fractal se distribuye en forma heterogénea, pero no al azar y se ve idéntico, independientemente de la escala observada, en este sentido han planteado dudas sobre la validez de este marco teórico. Se ha utilizado la geometría fractal para interpretar la dinámica de los procesos formadores del suelo mediante el estudio, de la DTP. Se vio que la DTP de suelos finos puede asimilarse con modelos fractales mientras que la de suelos gruesos no. Las texturas intermedias quedarían en una transición. Se planteó, investigar mediante el modelo fractal la DTP en suelos francos y franco arenosos de la pradera pampeana. Se evaluaron muestras superficiales de suelos luego aplicarles el pretratamiento intensivo de pipeta de Robinson. En promedio, para suelos francos, el modelo describió el 56,8% de la masa mientras que, en FA, alcanzó al 38,4%, en ambos grupos con ($p < 0,01$). Las D entre grupos no arrojaron diferencias ($p < 0,87$) mientras que las C logró separarlos ($p = 0,001$). La referencia única de D, como parámetro de los suelos es una información incompleta que necesita del parámetro C para interpretar el escalamiento de las partículas. El contenido de arenas resulta ser la limitación para ajustar el modelo y en estos suelos pampeanos, el origen las características de los materiales originales, así como la dinámica de transporte serían las variables principales.

Palabras claves: Textura, Fragmentación, Material original.

INTRODUCCIÓN

La geometría fractal (Mandelbrot, 1982) ha permitido describir teóricamente estructuras que se observan en la naturaleza. Es así que las características geométricas de la distribución espacial de las raíces, las longitudes de las costas y fronteras, el fraccionamiento de una roca, la distribución de tamaño de partículas en el suelo, entre otros, pueden ser idealizados satisfactoriamente mediante esta teoría (Korvin, 1992; Tyler & Wheatcraft, 1992; Filgueira *et al.*, 2003; 2005; Vdovic *et al.*, 2010; Caruso *et al.*, 2011). Un objeto fractal está compuesto de una cantidad de estructuras similares superpuestas, visibles a cualquier nivel de detalle. Esta propiedad se conoce como autosimilitud. El material en un objeto fractal se distribuye en forma heterogénea, pero no al azar, de forma que un patrón de generación se ve idéntico, al menos en el sentido estadístico, independientemente de la amplificación con que se esté observando. En un fractal matemático los detalles se ven idénticos en cualquier nivel de amplificación mientras que en un fractal natural es esperable que el nivel de repetición de la propiedad particular sea limitado a varios órdenes de magnitud. En este sentido, en una publicación polémica Avnir *et al.* (1998) han planteado dudas sobre la validez de este marco teórico, sobre todo en el tema del rango de aplicación de la propiedad de autosimilitud, que en vez de ser infinito como en el fractal matemático, sólo abarcaría uno o dos órdenes de magnitud en los fractales naturales.

En la ciencia del suelo se ha utilizado la geometría fractal para arrojar nueva luz sobre la compleja dinámica de los procesos formadores del suelo mediante el estudio de la distribución de tamaño de partículas (DTP) (Tyler & Wheatcraft, 1992; Hyslip & Vallejo, 1997; Bittelli *et al.*, 1999; Taguas *et al.*, 1999; Perfect *et al.*, 2002; Millán *et al.*, 2003; Stanchi *et al.*, 2006, 2008).

La DTP, es una de las características más estables en un suelo. El interés en su determinación, radica en que está relacionada con otras propiedades físicas y químicas, como ser: porosidad, interacción con los fluidos y solutos, capacidad de intercambio catiónico, susceptibilidad a la erosión y desertificación, entre otras (Campbell & Shiozawa, 1992; Vdovic *et al.*, 2010).



Si bien diversos autores han encontrado que la DTP de algunos suelos siguen distribuciones fractales (Tyler & Wheatcraft, 1992; Taguas *et al.*, 1999; Filgueira *et al.*, 2006; Filgueira *et al.*, 2009; Gelati *et al.*, 2016). Tyler & Wheatcraft (1992) concluyeron que sólo algunos suelos dentro del triángulo textural podrían tener este tipo de DTP. En este sentido, Filgueira *et al.*, (2004), encontraron que la DTP en suelos del centro oeste de la provincia de Buenos Aires, no respondían a este tipo de distribución. Bártoli *et al.*, (1991), confirmaron que los suelos de textura fina son bien caracterizados por una distribución fractal de las partículas, mientras que los cuarzós arenosos, no. Suelos de la pampa ondulada, Argiudoles típicos, franco limosos, con tenores de arena menores al 15%, el modelo fractal describe adecuadamente la DTP (Gelati *et al.*, 2016). Behzad *et al.*, (2015), plantearon enfáticamente la necesidad de limitar el rango al tamaño de partículas para el cual el modelo fractal fue ajustado. Si bien diversos autores han encontrado que la DTP de algunos suelos puede ser caracterizada por una sola D (Turcotte, 1986; Tyler & Wheatcraft, 1992; Filgueira *et al.*, 2006), en otros estudios se han identificado más de una escala de dominio con distintas D fractales en el mismo suelo (Vdovic *et al.*, 2010).

La zonificación entre pampa ondulada y pampa arenosa, sería consecuencia de un proceso de selección granulométrica como resultado del transporte eólico desde las fuentes de aporte, con una sedimentación proximal de arena y una distal de limo. Es así que el material parental de los suelos grada desde limos loésicos en el este, hasta arenas limosas en el oeste (Gonzalez Bonorino, 1966).

Proponemos en este trabajo, investigar mediante el modelo fractal la distribución de tamaños de partículas en suelos de textura franca y franca arenosa en suelos de la pradera pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron muestras superficiales (0-15 cm) de suelos agrícolas ubicadas en los partidos de Lincoln y Trenque Lauquen, las mismas, fueron secadas en estufa a 40°C con circulación de aire, desagregadas y tamizadas por 2 mm. Se realizaron sedimentaciones aplicando el pretratamiento exhaustivo de pipeta, buscando la máxima dispersión de las partículas, se eliminó materia orgánica con H₂O₂ y calor, se empleó NaOH 1 N y un agitador rotativo por 16 h (Gee & Bauder, 1986). Las probetas se completaron hasta 1000 mL con agua destilada. Las arenas se cuantificaron por tamizado. Todas las determinaciones se realizaron por duplicado. A partir de los resultados de las sedimentaciones Se realizaron las curvas de masa acumulada vs diámetro, los parámetros del modelo fractal, C y D, se obtuvieron luego de transformar los datos mediante log-log, empleando la ecuación 3.

$$\left(\frac{m_p}{m_t}\right) = \left(\frac{\phi_p}{\phi_t}\right)^{3-D} \quad (1)$$

$$m_p(\%) = C \cdot \phi^{3-D} \quad (2)$$

$$\log m_p(\%) = \log C + (3 - D) \cdot \log \phi \quad (3)$$

La ecuación 1, corresponde al modelo fractal teórico, la ecuación 2 surge de operar la con la ecuación (1) y la ecuación (3), es la expresión de cálculo para los parámetros fractales, luego de transformar con logaritmos la ecuación 2.

Donde $m_p(\%)$ es la masa acumulada en porcentaje. C: constante del modelo fractal. D: dimensión fractal de fragmentación. ϕ : diámetro máximo de la partícula en suspensión en (μm) .

Se empleó Infostat (2016) para los análisis estadísticos de regresión lineal, ANOVA y test de Tukey.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El grupo de los suelos francos (F), contó con cinco suelos y el de los suelos franco arenosos (FA), seis. El modelo fractal ajustó para los suelos en el rango de 2 – 50 μm , en los suelos F describió en promedio el 56,8% de la masa, mientras que los FA el 38,4 %. Los R² fueron elevados y los parámetros C y D significativos con $p < 0,001$. En la Tabla 1 se presentan los valores del modelo fractal para cada suelo y su significancia.

En la Fig. 1a y 1b se graficó un suelo típico de cada grupo, pueden observarse los datos experimentales de la DTP y los valores calculados por el modelo fractal. Dentro del rango ajustado, la DTP puede asociarse al modelo teórico y ser representado por la ecuación. En ambos grupos el modelo subvalora sistemáticamente las arenas, siendo más evidente en los suelos FA.

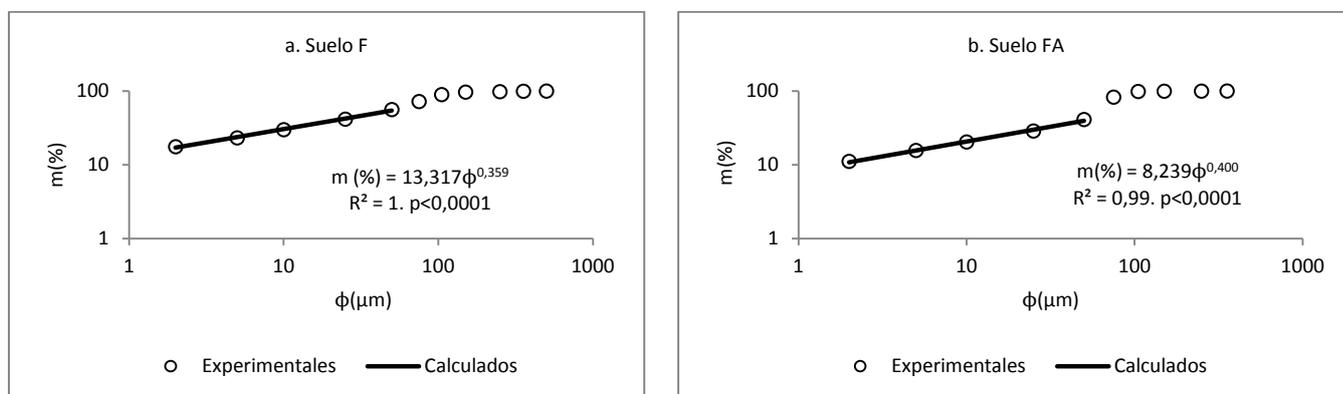


Figura 1. Ejemplo de curvas experimentales y calculadas con el modelo fractal, de masa acumulada en función del diámetro. a, suelo franco, b suelo franco arenoso. Los ejes se presentan en escala logarítmica.

Tabla 1: Suelos agrupados según la clase textural USDA

Grupo	arc %	m_p (%)	R^2 Aj	C	D=3-b	p-valor C	p-valor D
F	14,8	53,6	0,97	10,349	2,601	0,0001	0,0015
F	16,6	54,6	0,99	12,274	2,631	<0,0001	0,0003
F	17,6	56,0	1,00	13,317	2,641	<0,0001	0,0001
F	18,0	57,8	0,99	13,571	2,642	<0,0001	0,0002
F	19,1	62,1	0,99	14,299	2,638	<0,0001	0,0003
FA	11,7	34,9	0,99	8,863	2,661	<0,0001	0,0004
FA	11,6	34,2	0,99	8,859	2,667	<0,0001	0,0004
FA	8,4	37,4	0,98	5,707	2,542	0,0003	0,0009
FA	14,6	42,7	0,93	10,375	2,666	0,0003	0,005
FA	11,9	40,2	0,99	8,716	2,625	<0,0001	0,0005
FA	11,1	41,1	0,99	8,239	2,600	<0,0001	0,0001

F: franco, FA: franco arenoso; arc %: porcentaje de arcilla; m_p : masa del suelo descrita por el modelo; R^2 Aj: coeficiente R^2 ajustado de la regresión; C: parámetro C del modelo fractal; D=3-b: dimensión fractal de fragmentación; p valor C: p valor del parámetro C y p valor del parámetro D. Todos los valores corresponden al ajuste del modelo fractal en el intervalo 2-50 μ m.

Se compararon entre grupos F y FA, los parámetros del modelo, las D no arrojaron diferencias, $p=0,87$, en cambio las C si se diferenciaron $p=0,001$. En la Fig 2 a y b se representaron los resultados de los anova respectivamente.

En la bibliografía es habitual referirse al parámetro D cuando se describe el modelo fractal. La D aumenta en suelos finos y disminuye en los gruesos. Teóricamente, los valores de dimensión fractal relativamente bajos indican que el suelo es dominado por partículas grandes, mientras que valores altos indican dominancia de partículas pequeñas (Valdez-Cepeda & Olivares –Saenz, 1998). Bartoli *et al.*, (1991) confirmaron que suelos de textura fina son bien caracterizados por una distribución fractal de las partículas mientras que los cuarzo arenosos no.

En este trabajo, se analizaron suelos de texturas intermedias y fue C el parámetro sensible que permitió diferenciar a los grupos.

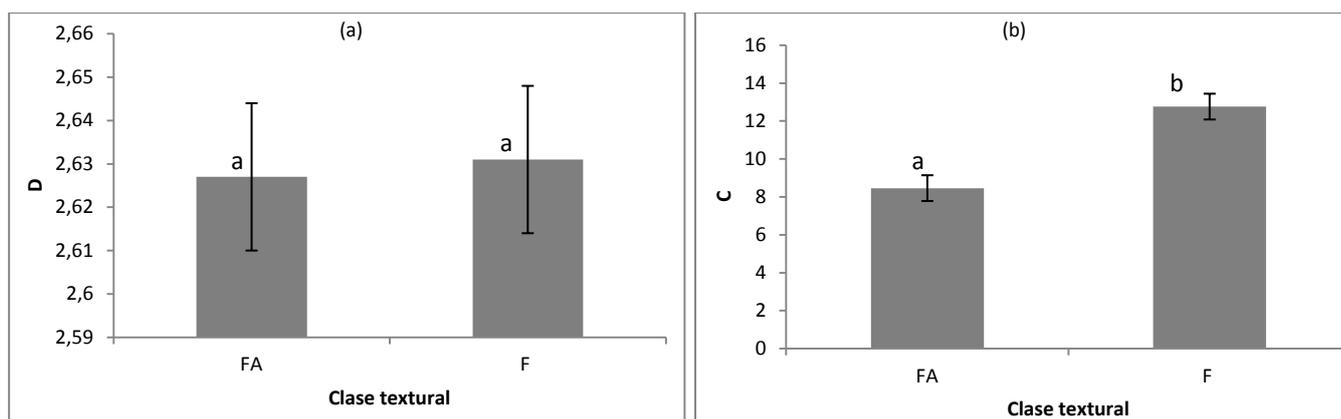


Figura 2.(a). Dimensión fractal de fragmentación D, valores medios y errores. (b) Parámetro C del modelo fractal, valores medios y errores, letras diferentes indican diferencias significativas $p=0,05$

Se ajustó una regresión lineal entre C y el porcentaje de arcilla para ambos grupos en conjunto, la misma obtuvo un $p < 0,001$ para la pendiente, la ordenada al origen no fue significativa $p=0,26$ y el $R^2=0,99$. La relación se representó en la Fig. 3.

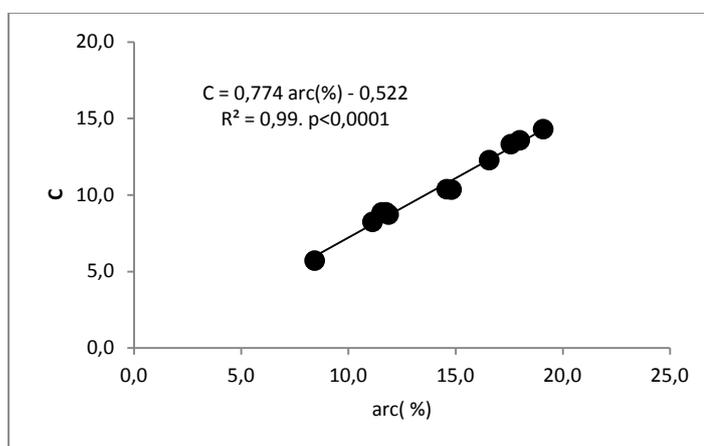


Figura 3. Valores de C obtenidos del modelo fractal para cada suelo en función del porcentaje de arcilla y ecuación de regresión ajustada

Resultó beneficioso acotar los tamaños de partículas para los que se ajustó el modelo, como sugiere Bezahd *et al.*, 2015, fuera de los límites en los que se acotó el modelo, la extrapolación conduce a resultados equivocados sobre la DTP.

En estos suelos F - FA, el modelo describió a las partículas más finas, la presencia de arenas en tenores elevados, limitó el alcance.

CONCLUSIONES

Los suelos francos y franco arenosos ajustaron al modelo fractal en el dominio 2-50 μm . Las arenas no fueron descriptas adecuadamente. Si bien el modelo fractal no podría aplicarse a toda la masa del suelo, la posibilidad de acotarlo permitió modelar la DTP entre 2 y 50 μm , brindando más información que los datos de textura. El contenido de arenas fue limitante para definir el alcance en la masa descripta por el modelo teórico.

En estos suelos pampeanos, el origen y las características de los materiales originales, así como la dinámica de transporte definirían si los mismos ajustan o no al modelo fractal.

La referencia única de la D, como parámetro de los suelos es una información incompleta que necesita del parámetro C para interpretar el escalamiento de las partículas.



AGRADECIMIENTOS

Cátedra de Física Aplicada y Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.

BIBLIOGRAFÍA

- Avnir D; O Biham; D Lidar & O Malcai. 1998. Is the Geometry of Nature Fractal? *Science*, vol. 279 no. 5347 pp. 39-40.
- Bartoli F; R Philippy; M Doirisse; S Niquet & M Dubuit. 1991. Structure and self-similarity in silty and sandy soils: The fractal approach. *J. Soil Sci.* 42:167-185.
- Behzad G & D Hugh; 2015. Fractal dimension of sil fragment mass-size distribution: A critical analysis. *Geoderma* 245-246, 98-103
- Bittelli M; GS Campbell & M Flury. 1999. Characterization of particle-size distribution in soil with a fragmentation model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 782-788.
- Campbell G & S Shiozawa. 1992. Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. University of California, Riverside., Ch. Prediction of hydraulic properties of soils using particle-size distribution and bulk density data, pp. 317-328.
- Caruso T; EK Barto; MRK Siddiky; J Smigelski & MC Rillig. 2011. Are power laws that estimate fractal dimension a good descriptor of soil structure and its link to soil biological properties? *Soil Biology & Biochemistry* 43, 359-366.
- Filgueira RR; Ya Pachepsky & LL Fournier. 2003. Time-mass scaling in soil texture analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67: 1703-1706. ISSN 0361-5995.
- Filgueira RR; PR Gelati; LL Fournier & GO Sarli. 2004. ¿Es la distribución de tamaño de partículas de un suelo siempre fractal?. *Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Paraná Entre Ríos, Argentina.
- Filgueira RR, LL Fournier, GO Sarli & CG Soracco. 2005. Distribución de partículas y agregados de suelos: el modelo fractal. En: *Reología del suelo agrícola bajo tráfico*. Ed. D. Jorajuría Editorial de la Universidad de La Plata. EDULP. Pp. 21-38. ISBN 950-34-0334-0.
- Filgueira RR; LL Fournier; CI Cerisola; PR Gelati & MG García. 2006. Particle-size distribution in soils; a critical study of the fractal model validation. *Geoderma*, Volume 134, Issues 3-4, 327-334.
- Filgueira RR; PR Gelati; LL Fournier; GO Sarli & CG Soracco. 2009. Distribución de tamaño de partículas del suelo; su estudio con un modelo fractal. XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Costa Rica.
- Gee GW & Bauder. 1986. Particle size analysis. methods of soil analysis, part 1. Physical and mineralogical methods. *Agronomy Monograph* N° 9. Second Edition. Pp. 383-411.
- Gelati PR; GO Sarli & RR Filgueira. 2016. Estudio fractal de la distribución de partículas y pseudopartículas en suelos de la pradera pampeana. *Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Rio Cuarto.
- Gonzalez Bonorino F. 1966. Soil clay mineralogy of the Pampa plains, Argentina. *Journal of Sedimentary Petrology* 36:1026-1035.
- Hyslip J & L Vallejo. 1997. Fractal analysis of the roughness and size distribution of granular materials. *Engineering Geology* 48, 231-244.
- InfoStat 2016. FCA-Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- Korvin G. 1992. *Fractal Methods in the Earth Sciences*. Elsevier, Amsterdam. 191 p.
- Mandelbrot B. 1982. *The fractal geometry of nature*. W.h. Freeman and Company. New York.
- Millán H; M Gonzalez-Posada; M Aguilar; J Domínguez & L Céspedes. 2003. On the fractal scaling of soil data. Particle size distributions. *Geoderma* 117, 117-128.
- Perfect E; M Díaz Zorita & J Grove. 2002. A prefractal model for predicting soil fragment size distributions. *Soil and Tillage Research* 36,1-20.
- Stanchi S, E Bonifacio; E Zanini & Pa Pachepsky. 2006. Presence and prediction of fractal behaviour in particle-size distributions as affected by the sample pretreatment and soil properties. *Soil Sci.* 171 (4), 283-292.
- Stanchi S; E Bonifacio & E Zanini. 2008. Mass-size fractal dimension of primary and aggregate particles and soil profile development. *Soil Sci.* 173 (2), 87-95.
- Taguas F; M Martín & E Perfect. 1999. Simulation and testing of self-similar structures for soil particle size distributions using iterated function systems. *Geoderma* 88, 191 -203.



- Turcotte D L. 1986. Fractals and fragmentation. JGR. Vol. 91. No. B2. Pp. 1921-1926.
- Tyler SW & SW Wheatcraft. 1992. Fractal scaling of soil particle-size distributions: analysis and limitations. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 362–369.
- Valdez-Cepeda R D & E Olivares-Sáenz. 1998. Geometría fractal en la ciencia del suelo. Terra, 16(3) 277-288.
- Vdovic N; J Obhodas & K Pikelj. 2010. Resvisiting the particle-size distribution of soils: comparison of different methods and simple pre-treatments. European Journal of Soil Science, 61, 854-864.



C1P27. EFECTO DE SECUENCIAS DE CULTIVOS SOBRE ALGUNOS PARAMETROS QUÍMICOS DEL SUELO, BAJO SIEMBRA DIRECTA E IRRIGADOS

Gomez, Nestor; Azar, Emilio A.; Savino, Patricio y Sánchez María C.

INTA EEA Santiago del Estero, Campo Experimental Francisco Cantos, RN 9 Km 1108, La Abrita, Santiago del Estero

gomez.nestor@inta.gob.ar

RESUMEN

Con la intención de investigar procesos de restauración de fertilidad edáfica en un suelo Haplustol torriorténtico del área de riego, se implementó en la EEA INTA Santiago del Estero un ensayo en un lote con más de 20 años de agricultura bajo labranza convencional. Se incorporaron diferentes secuencias de cultivos que incluyen al algodón (*Gossypium hirsutum* L.), maíz (*Zea Mays*), trigo (*Triticum aestivum*) y soja (*Glycine Max*), bajo siembra directa (SD) y riego por inundación. El objetivo fue analizar el efecto de distintas secuencias sobre el stock final del carbono orgánico total (COT), nitrógeno orgánico total (NOT) y fósforo extractable (P) considerando un período de 3 campañas agrícolas (2014/15 a 2016/17). Para evaluar el stock de los elementos en t. ha⁻¹ y rendimientos se consideraron las secuencias que contenía el cultivo de algodón (monocultivo y en rotación con maíz, soja y trigo). Las profundidades analizadas fueron 0-20 cm y 20-40 cm. Considerando las 3 campañas, el stock de COT se incrementó, mientras el NOT y P disminuyeron en forma significativa. Se observó un aumento en los niveles de COT independientemente de las secuencias en los primeros 20 cm de profundidad. En la tercera campaña, el stock NOT presenta una reducción del 32 % respecto de la primera campaña. Los mayores contenidos de P se registraron en el estrato 0-20 en campaña 2014/2015 (90 kg ha⁻¹), siendo un 22 % menor en la profundidad 20-40 cm. En el 2017 el stock de P se redujo en 55% y un 86% para cada profundidad respectivamente. Las secuencias de cultivos estudiadas incrementan el stock de C y disminuyen el N total y de P extraíble, lo cual requiere integrar un análisis de disponibilidad de nutrientes y su relación con los rendimientos para ajustar prácticas de fertilización y mantener la productividad de los sistemas

Palabras claves: carbono, rotación, algodón

INTRODUCCIÓN

Los sistemas productivos del área de riego del Río Dulce de Santiago del Estero se basan en cultivos como algodón, alfalfa, maíz, soja y hortalizas (Angella *et al.*, 2016). Estos suelos al ser de origen aluvial y también loésicos presentan alto porcentaje de limo. También se caracterizan por el uso de una labranza convencional y riego por manto, sumado a los muchos años de agricultura y con un nivel bajo de tecnología adoptada, como la falta de fertilización al suelo. La combinación de estos factores conllevan a una fragilidad en los suelos, generando un deterioro tanto en las propiedades físicas como químicas y biológicas, afectando la capacidad productiva de los suelos y los rendimientos de los cultivos (Galizzi *et al.*, 2015).

Por lo mencionado y con la intención de contrarrestar el proceso de degradación de los suelos, se pensó en un sistema de labranza como la siembra directa (SD), ampliamente difundido en cultivos extensivos del país, pero con ciertas modificaciones acotadas para la zona de riego. Estas parten de una nivelación a cero o con una leve pendiente no mayor al 10%, cultivos en franjas o terrazas para pendientes de más del 10% (Angella *et al.*, 2016). A este sistema de labranza (SD) también se incorpora rotación de cultivos, incorporando los cultivos de la zona de riego.

Está comprobado que la incorporación de estos sistemas (Salvagiotti *et al.*, 2017) producen aumentos del COT del suelo, en los primeros estratos.

Boquet *et al.*, (1997) al combinar la siembra directa del cultivo de algodón con la incorporación de cultivos de invierno, encontraron aumentos en el contenido de materia orgánica del suelo.

Los residuos de los distintos cultivos presentan diferencias en la relación carbono/nitrógeno, que también pueden afectar la agregación del suelo. Una baja relación en estos elementos favorece la descomposición de los rastrojos, por el contrario una elevada relación produce una baja mineralización.



El clima predominante es semiárido y con las altas temperatura estivales, produciendo una alta tasa de descomposición de los residuos y favoreciendo que los factores conduzcan a un rápido deterioro físico y químico de los suelos (Lorenz *et al.*, 1994; Galizzi *et al.*, 2014).

Con la intención de investigar esta problemática, se implementó en la EEA INTA Santiago del Estero (Campo anexo Ing. Agr. Francisco Cantos) un ensayo sobre un lote con más de 20 años de uso agrícola bajo labranza convencional. En el mismo se incorporaron diferentes secuencias de cultivos, que incluyen las siguientes especies: algodón (*Gossypium hirsutum*), maíz (*Zea mays*), trigo (*Triticum aestivum*) y soja (*Glycine max*), bajo siembra directa (SD) y riego por inundación.

Objetivo:

Analizar el efecto de distintas secuencia de rotaciones bajo siembra directa y riego, sobre el stock final del carbono orgánico total (COT), nitrógeno orgánico total (NOT) y fósforo extractable (P) en dos niveles de profundidad (0-20 y 20-40 cm)

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó sobre un ensayo establecido en el campo Experimental Ing. Agr. Francisco Cantos (EEA INTA Santiago del Estero) (Latitud sur 28° 01' y Longitud oeste 64° 17'). De acuerdo con Angueira *et al.*, (2007), el suelo presente es un Haplustol torriorténtico, familia franca gruesa mixta hipertérmica (Serie La María). El perfil presenta la siguiente secuencia de horizontes: A1p (0-20 cm) - AC (20 - 52 cm) - C1k (52 - 87 cm) - C2k (+ 87 cm). El material originario es loess, presentando el horizonte superficial una textura franco limosa (9 % arcilla y 57% de limo) (Galizzi *et al.*, 2015). Según la clasificación de Thornthwaite y Mather, el clima corresponde al tipo DB'4da' (semiárido, con nulo o pequeño exceso de agua, mesotermal). La precipitación media anual es de 550 mm, las temperaturas medias del mes más cálido (enero) y más frío (julio) son de 27,7 °C y 13,3 °C, respectivamente, mientras que las temperaturas máxima y mínima son de 46 °C y - 10 °C, respectivamente (Boletta *et al.*, 1989). El ensayo sobre el que se trabajó se inició en el año 2013. Previo a una sistematización del lote que incluyó una nivelación por terrazas. El riego es por inundación desde un canal sobre el margen de un lado del lote y regando. Desde su habilitación (año 1982) hasta 1991 se realizaron cultivos hortícolas como cebolla, sandía, melón y zapallo, en muchos casos con fertilización de base principalmente P. Entre 1992 y 2010 el sistema de producción se basó en el monocultivo de algodón bajo labranza convencional. A partir del año 2013 se incorporó el sistema de implantación de cultivos siembra directa, previó nivelación del lote, en 5 franjas de 25 m, separados cada bloque por bordos fijos. El diseño experimental del ensayo es en bloques (franjas) completos al azar con 5 repeticiones y 5 tratamientos que consisten en diferentes secuencias de cultivos presentados en la Tabla 1. El tamaño de cada parcela donde está instalado cada tratamiento es de 25 m x 20 m (500 m²). Los riegos son por inundación siendo similares en todos los tratamientos con aportes de láminas de agua de aproximadamente 100 mm.

Análisis estadístico. Para comparar los resultados de los distintos variables analizadas, se realizó un ANOVA, utilizando el LSD Tukey (p<0.05) para el contraste de medias. Para ello se utilizó el programa Infostat versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015).

Determinaciones

Los muestreos de suelo fueron realizados en junio del 2015 y julio del 2017 en el lote de ensayo, mediante muestreos compuestos a cada parcela y a las profundidades de 0-20 cm y 20-40 cm. Se determinó el carbono orgánico oxidable por mezcla sulfocrómica en suelo, Walkley Black, escala semi-micro (IRAM 29572-2). El nitrógeno total por el método de Kjeldhal modificado, escala semi-micro (IRAM 29572-1) y fósforo extraíble por bicarbonato de sodio, extracción Olsen (IRAM 29570-2). Para el cálculo del stock de cada elemento, se determinó densidad aparente (Dap g.cm⁻³).



Tabla 1. Secuencias de rotaciones agrícolas durante las campañas 2014-15, 2015-16 y 2016-17.

Rotación o Secuencia	Campañas agrícolas		
	2014-15	2015-16	2016-17
R1	Algodón	Algodón	Algodón
R2	Algodón	Algodón	Soja
R3	Soja	Algodón	Algodón
R4	Algodón	Algodón	Maíz
R5	Algodón	Trigo-Algodón	Trigo-Soja

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 2 muestra que el cambio de uso de la tierra, genera un aumento en los niveles de COT independientemente de las rotaciones, en los primeros 20 cm de suelo (figura 1), mientras en la profundidad 20-40 no se observan cambios significativos. Esto concuerda con distintos autores que encontraron lo mismo (Salvagiotti *et al.*, 2017) y atribuyen dicho comportamiento a la acumulación de materia seca en estratos superiores del suelo.

A través de los años, el NOT presenta una reducción significativa en el tiempo evaluado, dicha reducción fue del 32% para el 2017 (Tabla 2). Como es de esperar y en concordancia con otros autores (Salvagiotti *et al.*, 2017) los niveles de NOT en estratos superiores del suelo son mayores que los inferiores (20-40 cm).

El P mostro una interacción Año por Profundidad. Los mayores contenidos de P fueron para el estrato 0-20 en el 2015 con 90 kg ha⁻¹ (Figura 1), reduciéndose un 22% en el estrato inferior de ese año. En el 2017 el stock en superficie se redujo el 55% y un 86% en profundidad con respecto al 2015 a 20-40 cm. Salvagiotti *et al.*, (2017) menciona que la incorporación en la rotación de cultivos como maíz y soja producen una reducción significativa del P.

Se observa que los rendimientos de fibra de algodón, el monocultivo presentó los rendimientos más bajos, en las tres campañas, al comparar con algodón pero con una secuencia de cultivos diferentes (Figura 1).

Tabla 2. Stock de Carbono orgánico total (COT), nitrógeno orgánico total (NOT) y fosforo extraíble (P) en tn ha⁻¹ en función de años (A), secuencia o rotación (R), profundidad (P) y bloque para las profundidades 0-20 y 20-40 cm.

		Stock en tn ha ⁻¹			
		COT	NOT	P	
A	2015	12,8 a	2,26 b	0,08 a	
	2017	14,4 b	1,85 a	0,03 b	
P	0-20 cm	18,2 b	2,50 b	0,07 b	
	20-40 cm	9,1 a	1,61 a	0,04 a	
A x P	2015	0-20 cm	16,49 b	2,68	0,09 d
		20-40 cm	9,22 a	1,84	0,07 c
	2017	0-20 cm	19,9 c	2,32	0,05 b
		20-40 cm	8,97 a	1,38	0,01 a
Año (A)		0,013 *	0,0001**	0,0001**	
Rotación (R)		0,54	0,33	0,051	
Profundidad (P)		0,0001**	0,0001**	0,0001**	
Bloque		0,001**	0,0001**	0,02*	
A x R		0,71	0,16	0,21	
A x P		0,004**	0,28	0,001**	
R x P		0,82	0,22	0,47	
A x R x P		0,99	0,72	0,84	

$p < 0,05$ * significancia y $p < 0,01$ **

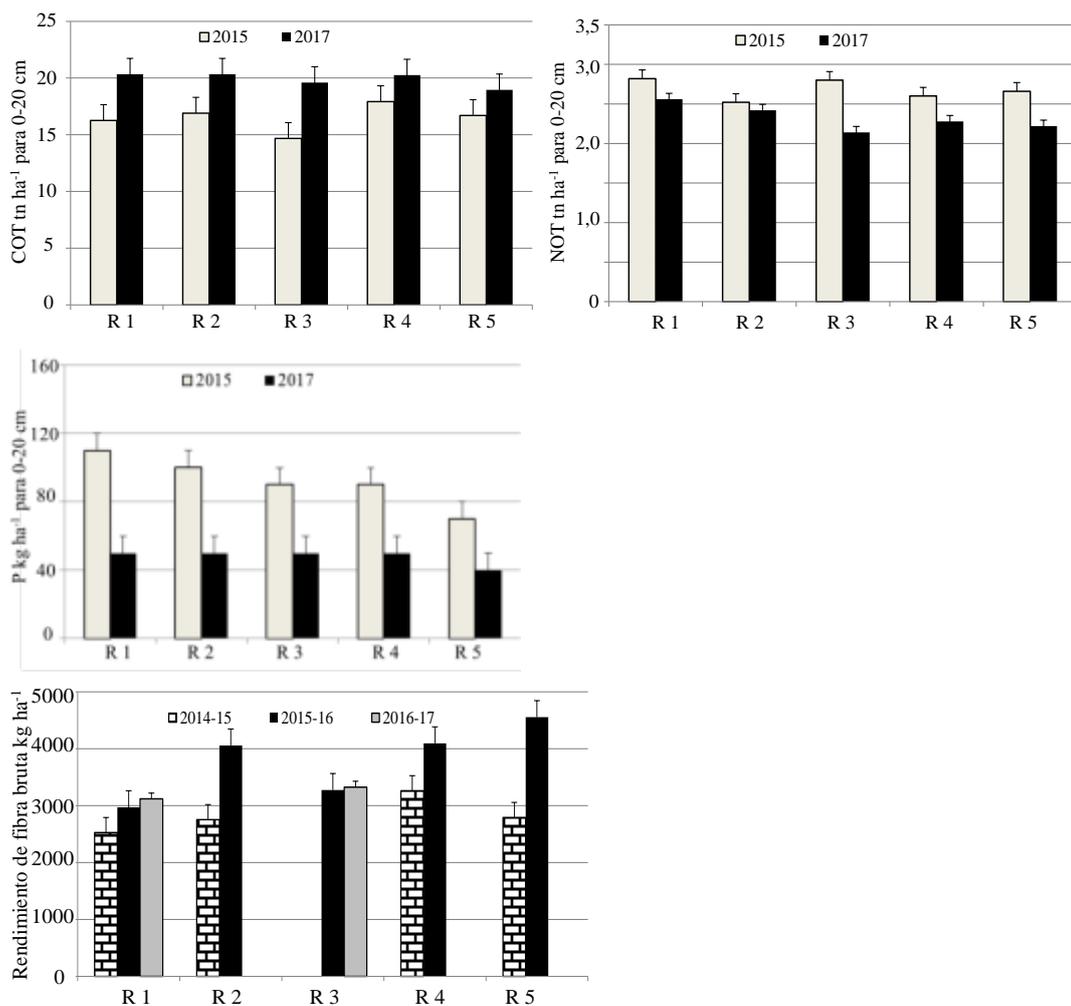


Figura 1. Efecto de las secuencias de rotaciones (R1, R2, R...) de cultivos, sobre el COT (carbono orgánico total) en tn ha^{-1} , NOT (nitrógeno orgánico total) en tn ha^{-1} y P (fósforo extractable) en kg ha^{-1} muestreados en junio 2015 y julio 2017. Figura inferior derecha, efecto de las distintas secuencia de rotaciones (R1, R2, R...) sobre el rendimiento de fibra de algodón, para las campañas 2014-15, 2015-16 y 2016-17, se consideró solo los tratamientos con algodón para esas campañas.

CONCLUSIONES

La incorporación de secuencias agrícolas que incluyen cultivos de algodón, maíz y soja, generan aumentos en el stock de carbono orgánico total, pero esto por sí mismo no es suficiente para lograr mejorías en el stock de nitrógeno y de fósforo extractable. Por ello, es necesario incorporar prácticas culturales, como la fertilización, tendientes a mantener o mejorar la disponibilidad de nutrientes en estos sistemas productivos del área de riego del Río Dulce.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de los proyectos de investigación INTA PNCyO 1127032 y PNSUELOS 1134023, Pret Centro del INTA Santiago del Estero.

BIBLIOGRAFÍA

- Angella, GA. 2016. Sistema de riego del Río Dulce, Santiago del Estero, Argentina. Brecha de rendimientos y productividad del agua en los cultivos de maíz y algodón.
- Angueira, C; D Prieto; J López & G Barraza. 2007. Sig SE V2.0. Sistemas de Información Geográfica de Santiago del Estero. INTA EEA Santiago del Estero. Edición INTA. ISBN 987-521-170-2. ASABE EP 542 -



- 1999 - ASABE Standards Procedures for using and reporting data obtained with the Soil Cone Penetrometer – 1999
- Boletta, PE; L, Acuña; L, Juárez & ML, de Moya. 1989. Análisis de las características climáticas de la Provincia de Santiago del Estero y comportamiento del tiempo durante la sequía de la campaña agrícola 1988/89, 23 p. anexo. INTA-UNSE, Santiago del Estero, Argentina.
 - Boquet, DJ; RL, Hutchinson; WJ, Thomas; WJ, Brown & R.E.A. 1997. Tillage and Cover Crops Affect Cotton Growth and Yield and Soil Organic Matter. Louisiana State University Agricultural Center, Winnsboro, and St. Joseph, LA.
 - Galizzi, F; C, González; PE, Nazar; MJ, Elias Tissera, NM, Ramírez & NA, Gómez. 2015. Condición inicial de un suelo degradado por el uso agrícola continuado en la zona IV de riego del Rio Dulce (Provincia de Santiago del Estero). X Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA. Salta 21 y 22 de mayo del 2015.
 - Galizzi, FA; CL, Bonelli; CC, González, MC, Sánchez, RA, Duffau. 2014. Condición física final de un suelo manejado con rotaciones bajo siembra directa. XXIV Congreso de Ciencia de Suelo. Bahía Blanca, del 5 al 9 de mayo del 2014.
 - Lorenz, G; CL, Bonelli; A, Duffau; FA, Ezcurra & SA, Tenchini. 1994. Caracterización de la erosión y degradación de suelos en el Chaco semiárido. Plan de proyecto de investigación. 2das. Jornadas Provinciales de suelos, Santiago del Estero. 25 y 26 de agosto de 1994. Ministerio de Economía y Finanzas Públicas. 2014. Secretaria de Política Económica y Planificación del desarrollo. Informe Productivo Provincial, Santiago del Estero.
 - Salvagiotti F; H, Krüger & G, Studdert . 2017. Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas. 1a ed. Entre Ríos: Ediciones INTA, 2017. Libro digital, PDF



C1P28. FRACCIONES DE FÓSFORO EN ENMIENDAS ORGÁNICAS Y SU DISPONIBILIDAD PARA EL CULTIVO

Goñi, Leandro; Laurent, Gabriela C.; García, Ramiro J. y Suñer Liliana.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina.
lgonialdalur@gmail.com

RESUMEN

La agricultura orgánica forma parte de una vasta gama de metodologías que apoyan la protección del medio ambiente y la obtención de alimentos saludables. Las enmiendas orgánicas constituyen una fuente de nutrientes esenciales para las plantas, especialmente de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P). Una problemática interesante es conocer la dinámica de los diferentes nutrientes de las enmiendas orgánicas, con el propósito de cuantificar la disponibilidad de los mismos para el mejor aprovechamiento de las plantas. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la solubilidad y labilidad del fósforo en tres enmiendas orgánicas y el suelo de la región del sudoeste bonaerense. Para ello se realizó el fraccionamiento secuencial de P en tres enmiendas orgánicas, BiOrganutsa (BIO), compost de cebolla y estiércol (CCE), lombricompost (L) y suelo. Se practicaron cuatro extracciones de P: en agua (muy lábil), NaHCO_3 (lábil), NaOH (moderadamente lábil) y HCl (1M) (relativamente insoluble). En cada uno de ellos se cuantificó diferentes formas de P: total (Pt), inorgánico (Pi) y orgánico (Po). Las tres primeras fracciones constituyen el reservorio de P que sería liberado a la solución del suelo en forma disponible a medida que se va agotando por la absorción de la planta. Los valores de Pt obtenidos en el extracto con NaHCO_3 varió según el orden BIO>CCE>L>S, mientras que en el extracto con NaOH BIO>L>CCE>S. La fracción de P-agua para la enmienda BIO fue significativamente superior al resto de las enmiendas y al suelo, siendo BIO>CCE>L=S. En la fracción lábil de Pi, representada por el Pi - NaHCO_3 , BIO>CCE=L>S. En la fracción moderadamente lábil (Pi-NaOH) BIO presentó valores significativamente superiores al resto de las enmiendas (BIO>L>CCE=S) y en Pi-HCl diluido BIO>L>CCE>S. El análisis demostró que BIO estaría disponible a corto y mediano plazo; mientras que S siempre presentó el valor más bajo.

Palabras claves: agricultura orgánica, fósforo, enmiendas orgánicas.

INTRODUCCIÓN

La producción orgánica tiene por finalidad la obtención de alimentos saludables, de la mejor calidad nutritiva, sin contaminantes y obtenidos mediante sistemas de trabajo sustentables (Fernández, 2008). Las enmiendas orgánicas utilizadas para tal fin son fuentes alternativas de fertilización que necesitan ser caracterizadas (Pérez *et al.*, 2008).

La mayor parte del P que se encuentra en el suelo no está disponible para las plantas (Holford, 1997), sino que está presente en el suelo de manera orgánica e inorgánica, existiendo un equilibrio entre cada uno de ellos. Ambos conforman el P total del suelo. Varía desde formas disponibles para las plantas hasta formas no disponibles.

El P orgánico existe en formas química o físicamente protegidas que son descompuestas como un resultado de la mineralización de la materia orgánica del suelo o por la acción de una enzima específica en respuesta a la necesidad de P (Suñer y Galantini, 2013).

El P inorgánico representa entre el 50 y el 90% del P de los suelos. La fijación de P por el suelo se refiere a la conversión de P inorgánico en disolución a otras formas menos disponibles (Figura 1).

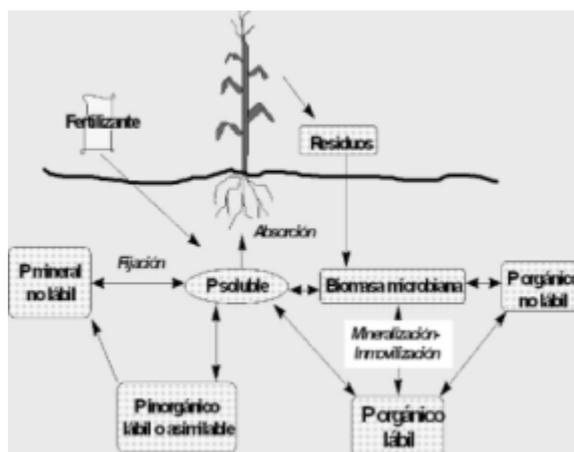


Figura 1: Ciclo del P (Salazar 2005).

La dinámica del P en el suelo, en conjunto con el conocimiento de la fisiología de los cultivos, son dos aspectos esenciales para entender cómo funciona este nutriente en el sistema suelo-planta y por lo tanto representa el primer pilar para elaborar cualquier esquema de diagnóstico de las necesidades de fertilización (Subero Neudis *et al.*, 2016).

La determinación cuantitativa de las fracciones de P en el suelo permitiría mejorar los sistemas de diagnóstico y de manejo de los fertilizantes fosfatados, conociendo los reservorios de inmediata, mediana y baja disponibilidad para las plantas. Una problemática interesante es conocer la dinámica de los diferentes nutrientes de las enmiendas orgánicas, con el propósito de cuantificar la disponibilidad de los mismos para el mejor aprovechamiento de la planta. Como objetivo del presente trabajo se ha propuesto estudiar el fraccionamiento de P en diferentes enmiendas y un suelo representativo de la región sudoeste de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tratamientos

Se utilizaron 3 enmiendas y un suelo representativo de la región sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Las enmiendas utilizadas fueron: Bio-Organutsa (BIO), Compost de cebolla y estiércol (CCE) y Lombricompost (L); y el suelo (S) de clase textural: franco-arcillo-arenoso, 25 % arcilla, 7 % limo y 68 % arena. Cada uno de ellos representa un tratamiento. En la Tabla 1 se describen algunas características químicas de las enmiendas y el suelo.

Tabla 1. Características de las enmiendas y el suelo.

Enmiendas y suelo	Ce (dS.m ⁻¹)	pH	Nt (%)	Pt (%)
BIO	25	7,0	7,9	1,0
CCE	18	8,0	0,6	0,2
L	2,4	7,5	1,1	0,2
S	0,55	7,0	0,07	0,1

Referencias: Ce, conductividad eléctrica; Nt, nitrógeno total; Pt, fósforo total.

Se realizó el método de fraccionamiento utilizado fue el de Hedley *et al.* (1982) modificado por Tiessen & Moir (1993) (Dagna & Mallarino, 2013). Las formas de fósforo cuantificadas en esta metodología fueron:

- Fósforo muy lábil (extraído con agua destilada y desionizada): P-agua, representa el Pi libremente intercambiable que está inmediatamente disponible.
- Fósforo lábil (extraído con NaHCO₃ 0,5 M): Pi-NaHCO₃ y Po-NaHCO₃, adsorbido a los coloides.

- Fósforo moderadamente lábil (extraído con NaOH 0,1 M): Pi-NaOH y Po-NaOH. Representa el Pi unido a las superficies de las arcillas o de los óxidos e hidróxidos de Fe y Al y el Po asociado a compuestos orgánicos tales como ácidos húmicos y fúlvicos.
- Fósforo inorgánico relativamente insoluble (extraído con HCl 1 M): Pi-HCl diluido, es el Pi unido al Ca. El P que se extraería con HCl 11,3 M se reunió con el residuo.
- Fósforo residual (P-H₂SO₄): es el fósforo que queda como remanente después de las extracciones citadas anteriormente.
- Se determinó el P total (Pt) por digestión ácida (Sommers & Nelson, 1972) (Tabla 1).
- El Po se estimó en los extractos de NaHCO₃ (0,5 M) y NaOH (0,1 M) por diferencia entre P total y P inorgánico (Po= Pt-Pi) (Figura 2).

Las fracciones de P lábiles, junto con las moderadamente y ligeramente lábiles constituyen el reservorio de P que sería liberado a la solución del suelo en forma disponible a medida que se va agotando por la absorción de la planta (Tiessen & Moir, 1993).

Para la caracterización de las enmiendas y el suelo se determinó Pt por el método de digestión Digesdahl Hach (H₂SO₄ concentrado y H₂O₂ al 30%) y Nt por el método Kjeldhal (Bremner, 1996) (Tabla 1).

Los fosfatos en solución se cuantificaron colorimétricamente por el procedimiento del Murphy & Riley (1962).

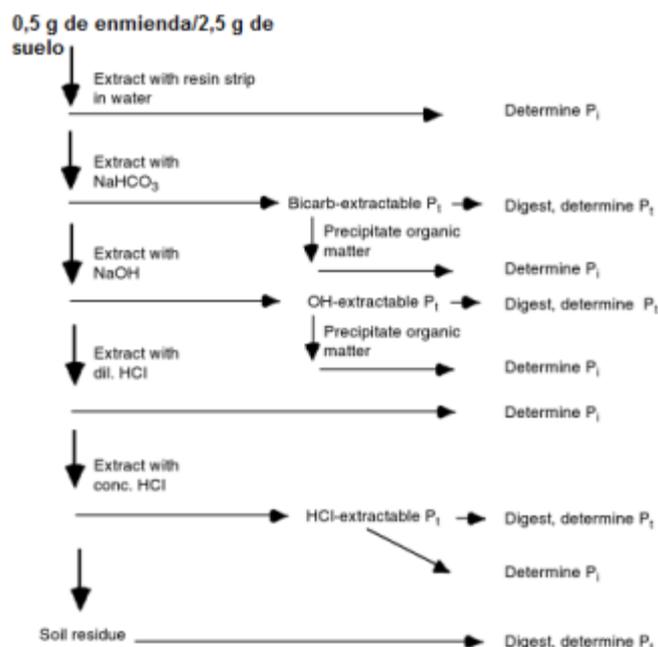


Figura 2: Fraccionamiento secuencial del P, según metodología descrita por Tiessen & Moir (1993).

Análisis estadístico

Se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) y la prueba de Tukey con un error < 0,05, usando el software estadístico INFOSTAT 2013 (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fósforo total

Los valores de Pt obtenidos presentaron diferencias significativas, poniendo de manifiesto la amplia variabilidad que existe entre tratamientos, siendo BIO ampliamente superior al resto. En el extracto con NaHCO₃ el contenido de Pt varió según el orden BIO>CCE>L>S. Mientras que en el extracto con NaOH BIO>L>CCE>S (Figura 3).

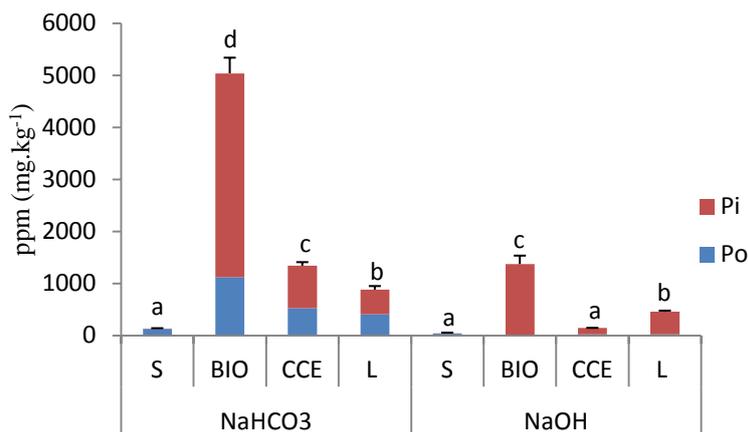


Figura 3: Pt en cada uno de los extractos utilizados en el fraccionamiento secuencial. Medias con una letra diferente indican diferencias significativas entre tratamientos según prueba de Tukey ($p \leq 0,05$).

Fósforo inorgánico

El análisis estadístico del conjunto de los datos puso en evidencia comportamientos diferentes en los extractos utilizados. La fracción de P-agua para la enmienda BIO fue significativamente superior al resto de las enmiendas y al suelo, siendo $BIO > CCE > L = S$, lo que indicaría una mayor cantidad de fósforo inmediatamente disponible para el cultivo utilizando esta enmienda (Figura 4).

En la fracción lábil de Pi, representada por el Pi - NaHCO₃, $BIO > CCE = L > S$. En la fracción moderadamente lábil (Pi-NaOH) BIO presentó valores significativamente superiores al resto de las enmiendas ($BIO > L > CCE = S$) y en Pi-HCl diluido $BIO > L > CCE > S$. El análisis demostró que BIO estaría disponible a corto y mediano plazo; mientras que S siempre presentó el valor más bajo.

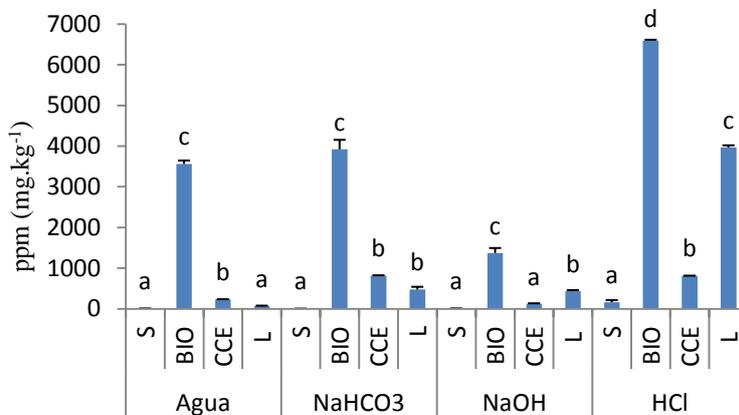


Figura 4: Contenido de Pi en cada uno de los extractos utilizados en el fraccionamiento secuencial. Medias con una letra diferente indican diferencias significativas entre tratamientos según prueba de Tukey ($p \leq 0,05$).

Fosforo orgánico

El contenido de Po lábil en el extracto con NaHCO₃ BIO fue mayor al resto de los tratamientos: $BIO > CCE = L > S$. Sin embargo, en las fracciones de Po moderadamente lábiles (Po-NaOH) $L = CCE = S$, siendo todos los tratamientos superiores a BIO, cuyo valor fue cercano a cero.

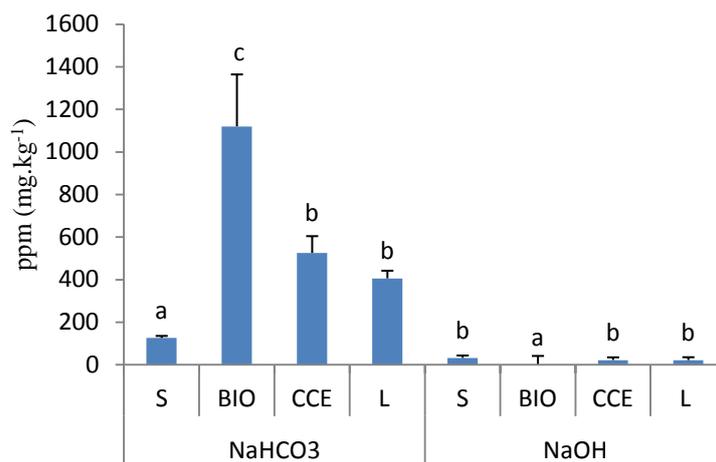


Figura 5: Contenido de Po en cada uno de los extractos utilizados en el fraccionamiento secuencial. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamiento ($p \leq 0,05$).

Analizando el Po-NaOH, se observó que el Po en BIO habría pasado a formar parte del pool de Po lábil (Po-NaHCO₃), estando inmediatamente disponible para las plantas y teniendo una deficiencia a mediano plazo; mientras que L y CCE presentaron una fracción de Po asociada a los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos (Po-NaOH) que proporcionarían una tasa de reposición de Po en el mediano plazo.

CONCLUSIONES

Las diferentes fracciones de P analizadas en las enmiendas orgánicas presentaron distintas cantidades de acuerdo a la característica de cada una de ellas.

La enmienda BIO fue la que obtuvo la mayor concentración de Pi y Po lábil inmediatamente disponible para la planta. Mientras que aquellas compostadas (CCE y L) lo hicieron con mayor proporción de Po moderadamente lábil, que resultaría en una mayor reserva de P a mediano y largo plazo.

El empleo de enmiendas constituye una alternativa viable para el aporte de P en la producción orgánica.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Sur por el financiamiento del presente trabajo (PGI 24 A /203).

BIBLIOGRAFÍA

- Bremner, S.M. 1996. Total Nitrogen. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 3. ASA-SSSA, Madison, WI, pp. 1085-1123.
- Dagna, N & A Mallarino. 2013. Beef Cattle Manure Survey and Assessment of Crop. Availability of Phosphorus by Soil Testing. Soil Sci. Soc. Am. J. Received 11 June 2013.
- Dagna, N. 2012. Application of soil test methods to study the availability of phosphorus in beef cattle manure. Iowa State University. Ames, Iowa.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Hedley, M; Stewart, J. & B Chauhan. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and laboratory incubations. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 970-976.
- Holford, ICR. 1997. Soil phosphorus: its measurement, and its uptake by plants. Aust. J. Soil Res. 35:227-240.
- Murphy, J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27: 31-36.
- Pérez, A; Céspedes, C & Núñez, P. 2008. Caracterización física-química y biológica de enmiendas orgánicas aplicadas en la producción de cultivos en República Dominicana. Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal, 8(3), 10-29.



- Salazar, JE. 2005. El Fósforo en los sistemas ganaderos de leche. *Agronomía Mesoamericana*. 16(2): 231-238. ISSN: 1021-7444.
- Sommers, LE & DW Nelson. 1972. Determination of Total phosphorus in soils: a rapid perchloric acid digestion procedure 1. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 36(6), 902-904.
- Suñer, L & JA Galantini. 2013. Importancia del equilibrio de las formas de fósforo edáfico. Ciencia y experiencia para una siembra directa sustentable en los ambientes frágiles del S y SO Bonaerense. *Revista AAPRESID*. Editor: Galantini, JA.



C1P29. FRACCIONES ORGÁNICAS Y POROSIDAD DEL SUELO BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA

Iglesias, Julio O.¹; Galantini, Juan A.^{1,2}; Agamenoni, Raúl³; Lorenzo, Simon¹ y Bongiovani, Julieta¹

¹ Universidad Nacional del Sur. San Andrés 850. Bahía Blanca. Argentina. jiglesia@criba.edu.ar

² Comisión de Investigaciones científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC).

³ EEA INTA Ascasubi

RESUMEN

En un ensayo en EEA INTA Hilario Ascasubi iniciado en el año 2004 se realizó este estudio cuando los sistemas de labranza coincidieron con trigo en 2011. Los sistemas de labranza fueron: labranza convencional (LC), labranza vertical (LV) y siembra directa (SD). Las muestras de suelo se extrajeron de 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. Se determinó carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (Nt). Se fraccionó el COT: materia orgánica particulada gruesa (MOPg, 2000-100 μm), materia orgánica particulada fina (MOPf 100-50 μm) y materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOM < 50 μm). En cada fracción se determinó nitrógeno de la MOPg (N-MOPg), nitrógeno de la MOPf (N-MOPf) y el nitrógeno de la MOM (N-MOM). En muestras sin disturbar a las mismas profundidades se determinó densidad aparente y distribución del espacio poroso. Se estudiaron los macroporos grandes (MPG) >30 μm , macroporos pequeños (MPp, 30-9 μm), mesoporos (mP), 9-0,2 μm , y microporos (μP) < 0,2 μm . En madurez fisiológica del trigo se determinó rendimiento en grano, rendimiento en materia seca total aérea (MSta), peso de 1000 granos (g) y número de espigas m^{-2} . Los rendimientos del trigo variaron en el tiempo. En el año 2005, el rendimiento del trigo mostró una tendencia a aumentar cuando disminuyen las labranzas. LC y LV (1921 kg ha^{-1}) = SD (2069 kg ha^{-1}); en cambio en 2011 SD fue, 60% mayor que LC y 25 % mayor que LV. Cuanto menor fue el laboreo mayor fue la acumulación superficial de las fracciones orgánicas. El patrón de compactación fue LC=LV \neq SD. Los MPp en SD en 0-5 cm fueron mayores asociados a la mayor cantidad de material orgánico que beneficia la dinámica del agua. La interacción entre la acumulación superficial de la materia orgánica, la macroporosidad y la disponibilidad de agua, tanto por su dinámica como eficiencia de uso, podrían ser responsables de las diferencias de rendimiento entre sistemas de labranza.

Palabras clave: sistemas de labranza, fracciones orgánicas, distribución del tamaño de poros

INTRODUCCIÓN

El sistema de labranza modifica las propiedades del suelo en diferentes formas. La ruptura de los agregados expone materiales orgánicos lábiles físicamente protegidos (Balesdent *et al.*, 2000), además la localización de los residuos de los cultivos influye sobre la estratificación de la materia orgánica (Franzluebber, 2002). También la mayor o menor cobertura superficial cambia la dinámica del agua y temperatura con impacto en los procesos de descomposición y humificación de los materiales orgánicos. Estos cambios sobre la cantidad, distribución y dinámica de las fracciones orgánicas están asociados a la disponibilidad de nutrientes necesarios para los cultivos, en particular el nitrógeno (Martinez *et al.*, 2017). La siembra directa o labranzas reducidas la acumulación superficial de la MO y de los nutrientes (Unger, 1991; Kruger, 1996; Galantini & Rosell, 1997). En ambientes semiáridos y subhúmedos, la escasa disponibilidad de agua puede limitar la transformación de esta gran cantidad de nutrientes superficiales, dando lugar a interrogantes en cuanto a la disponibilidad durante el ciclo del cultivo y a la modalidad del muestreo. Diversas fracciones orgánicas del suelo han sido sugeridas como indicadores sensibles para detectar el efecto de las prácticas de manejo sobre la calidad de la MO (Haynes & Beare, 1996; Haynes, 2000; Duval *et al.*, 2016). Solo las formas lábiles han demostrado ser adecuadas en la evaluación de la calidad del suelo (Bollero, 2000). Los cambios en el corto plazo debidos al manejo se generalmente están relacionados con la cantidad y calidad de las fracciones orgánicas, que pueden modificar tanto el ambiente físico como la disponibilidad de nutrientes. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar diferentes fracciones orgánicas y la distribución de la porosidad en suelos bajo tres sistemas de labranza.

MATERIALES Y MÉTODOS

En un ensayo de sistemas productivos de labranza en secano que se inició en 2004, perteneciente a la EEA INTA Hilario Ascasubi, Ruta 3, km 794 partido de Villarino, provincia de Buenos Aires se realizó este estudio. La región se

caracteriza por predominancia de vientos fuertes del O, NO y N, temperaturas bajas y escasa humedad, con veranos de alta demanda hídrica e inviernos rigurosos y por irregularidad de las precipitaciones. La precipitación media anual histórica (1966-2011) es de 447,2 mm acumulados principalmente en otoño y primavera (Figura 1). El suelo clasifica como *Haplustol Éntico* de textura arenosa franca.

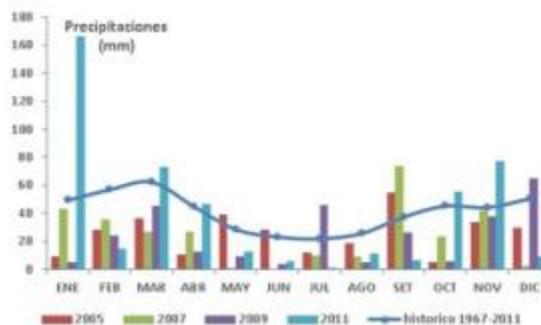


Figura 1. Precipitaciones ocurridas en Hilario Ascasubi, años 2005, 2007, 2009, 2011 y promedio mensual histórico (1967-2011). EEA INTA H Asacasubi

El ensayo consistió en 3 sistemas de labranza con pastoreo, con tres bloques completos aleatorizados, implantados en parcelas de 675 m² de superficie (45 x 15 m).

Los sistemas de labranza estudiados fueron:

LC, trigo en labranza convencional- pastoreo del rastro

LV, trigo en labranza vertical - pastoreo del rastrojo

SD, trigo en siembra directa, pastoreo del rastrojo trigo y siembra de vicia + avena para pastoreo

El presente ensayo se realizó durante el año 2011. Se tomaron muestras compuestas de suelo extraídas al azar (3) de cada sistema de labranza, cuando todos coincidieron con trigo. Las muestras se extrajeron de los 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. Se determinó carbono orgánico total (COT) mediante combustión seca utilizando Analizador de carbono LECO CR12 (LECO, St. Joseph, MI, EE.UU.), el contenido de nitrógeno total (Nt) mediante el método semimicro Kjeldahl (Bremner, 1996). Para el fraccionamiento granulométrico del COT se utilizó el tamizado en húmedo (Cambardella & Elliott, 1992; Galantini, 2005), separando tres fracciones: materia orgánica particulada gruesa (MOPg, 2000-100 μ m), materia orgánica particulada fina (MOPf 100-50 μ m) y la materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOM < 50 μ m). En cada una de ellas se determinó: nitrógeno de MOPg (N-MOPg), nitrógeno de MOPf (N-MOPf) y el nitrógeno de MOM (N-MOM). A las mismas profundidades, se tomaron muestras de suelo sin disturbar con cilindros de acero de volumen conocido (100 cm³) para determinar densidad aparente y distribución del espacio poroso. Existe un gran número de clasificaciones de tamaño de poros. En el presente trabajo se aplicó un sistema utilizado por Iglesias *et al.* (1998), Kay & VandenBygaart (2002) y Galantini *et al.* (2006), quienes diferencian los distintos tamaños de poros con los diferentes flujos de agua. Se estudiaron los siguientes tamaños de poros: macroporos grandes (MPG) >30 μ m; y macroporos pequeños (MPP, 30-9 μ m), con diferente velocidad de drenaje; mesoporos (mP), 9-0,2 μ m responsables de la capacidad de almacenaje de agua edáfica y de la actividad de las bacterias (Hamblin, 1985), y microporos (μ P) < 0,2 μ m que retienen el agua no disponible para las plantas. En madurez fisiológica del trigo se tomaron 2 muestras de material vegetal de 1 m lineal por sistema de labranza y bloque. Donde se determinó rendimiento en grano (kg ha⁻¹) rendimiento en materia seca total aérea MSta (kg ha⁻¹), peso de 1000 granos (g) y número de espigas m⁻². Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó el software INFOSAT (Di Rienzo *et al.*, 2013). Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) y el test de diferencias mínimas significativas (DMS) para la comparación de medias ($\alpha=5\%$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento del trigo

En los años de estudio cuando todos los sistemas de labranza se encontraban con trigo las precipitaciones medias anuales ocurridas, contabilizaron 307 mm (2005), 296 mm (2007), 287 mm (2009) y 480 mm (2011), siendo este último valor similar al promedio histórico de 447 mm para el área de influencia de la EEA Hilario Ascasubi. Bajo este contexto agroclimático, los rendimientos del trigo experimentaron variaciones a medida que transcurrió el tiempo a partir de que se implantaron los sistemas de labranza estudiados.

Luego de 2 años de iniciado el ensayo (en el 2005), el rendimiento del trigo mostró una tendencia a aumentar cuando disminuyen las labranzas sin llegar a ser significativa (Tabla 1).



LC y LV (1921 kg ha^{-1}) = SD (2069 kg ha^{-1})

Durante el año 2007 (Tabla 1), el rendimiento de trigo fue entre 30-40% menor que en el 2005 debido a las escasas precipitaciones durante el año. Cabe aclarar que por adversidades meteorológicas (sequía), en el año 2009 no se pudo cosechar el trigo. Se registraron 70 mm durante el periodo crítico septiembre-octubre-noviembre. En cambio, durante los años 2005-2007 y 2011 los milímetros de lluvia caídos fueron entre 100 y 130 mm en igual período de tiempo.

Tabla 1. Rendimiento de trigo (kg ha^{-1}) en los distintos sistemas de producción en el tiempo.

Año	Rendimiento grano (kg ha^{-1})		
	LC	LV	SD
2005	1800 a	2042 a	2196 a
2007	535 a	673 a	893 a
2009	Sequia no se cosechó		
2011	933 b	1775 ab	2392 a
Promedio	1089	1496	1827

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa.
Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Luego de 7 años (2011), la implementación de la SD demostró sus efectos beneficiosos sobre la productividad del cereal de invierno revirtiendo la tendencia de los resultados; SD (2353 kg ha^{-1}) \geq LV (1775 kg ha^{-1}) \geq LC (933 kg ha^{-1}).

En este sentido quedaron reflejados los efectos positivos de la SD sobre el rendimiento del trigo, 60% mayor que LC y 25 % mayor que LV. Además, se comprobó la disminución del rendimiento en un 48% en el sistema LC.

Análisis de biomasa y componentes del rendimiento

En el año 2011, cuando se analizó la biomasa (Tabla 2) mostró ser más sensible para detectar diferencias estadísticas principalmente por la cantidad de residuos de cosecha. En la región semiárida se observó que la mayor cantidad de biomasa producida por las buenas prácticas agropecuarias puede no reflejarse en la cantidad de grano cosechado (Galantini *et al.*, 1992). Esto se debe principalmente que cuando se produce mayor cantidad de biomasa hay una mayor demanda hídrica durante el llenado del grano momento caracterizado por déficits frecuentes. La cantidad de esp m^{-2} , la que refleja las condiciones iniciales del cultivo, mostró diferencias entre sistemas, en cambio en el peso de 1000 granos relacionado con las situaciones luego de floración, las diferencias fueron menores entre sistemas. Los resultados de estos parámetros pusieron en evidencia los cambios diferenciales durante el ciclo del cultivo por efecto del sistema de labranza.

Tabla 2. Materia seca total aérea y componentes del rendimiento durante el año 2011

	Sistemas de labranza		
	LC	LV	SD
MS ta	2904,8 b	4466,7 bb	6438,1 a
Paja	1971,5 c	2691,7 b	4045,7 a
IC	0,310 b	0,397 a	0,365 a
Esp/ m^2	245,7 c	368,6 b	391,4 a
P1000	28,0 b	30,3 ab	32,2 a

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. MS ta, materia seca total aérea, IC, índice de cosecha, Esp/ m^2 espigas por metro cuadrado, P1000 peso de 100 granos
Letras distintas en la misma profundidad indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

COT y sus fracciones

La cantidad de COT y sus fracciones en 0-20 cm no mostraron diferencias en los distintos sistemas de labranza, posiblemente debido a las condiciones ambientales (pocas precipitaciones, ambiente seco). En este contexto la actividad



biológica se encuentra más limitada por falta de humedad que por la accesibilidad de los microorganismos dado que el contenido de poros de drenaje (>30-9mm) determinado se ubicó entre 30 y 35% de la porosidad total (Figura 2). También es de destacar que el ensayo duró 7 años, pero las labranzas fueron año por medio y contribuyeron al menor movimiento del suelo con menor penetración de oxígeno. Además, la menor velocidad de descomposición de los residuos en SD con menor porosidad edáfica puede ser compensada por la mayor humedad por la cobertura superficial.

La distribución de las fracciones orgánicas en los primeros 20 cm superficiales (Tabla 3) fue afectada por el sistema de labranza. Cuanto menor laboreo se observó mayor acumulación superficial.

Tabla 3. COT y fracciones de carbono orgánico del suelo en los distintos sistemas de labranza

Prof. cm	Sistemas de labranza								
	COT			COPf			COPg		
	LC	LV	SD	LC	LV	SD	LC	LV	SD
0-5	1,02 a	1,19 a	1,45 b	0,035 a	0,033 a	0,048 b	0,595 a	0,617 a	0,887 b
5-10	0,98 a	1,12 b	0,93 a	0,032 ab	0,038 b	0,024 a	0,606 a	0,769 b	0,635 a
10-15	1,00 b	0,95 b	0,72 a	0,031 b	0,021 ab	0,017 a	0,543 a	0,506 a	0,420 a
15-20	0,77 b	0,76 b	0,55 a	0,011 b	0,010 b	0,005 a	0,265 a	0,292 a	0,254 a
0-20	0,94	1,00	0,91	0,027	0,025	0,023	0,502	0,546	0,549

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. COT carbono orgánico total, COPf carbono orgánico particulado fino, COPg carbono orgánico particulado grueso. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Cuando se analizó el índice de estratificación del carbono y sus fracciones permitió diferenciar el efecto de los sistemas de labranza (Tabla 4) mostrando que en SD siempre fue mayor sin mayores diferencias entre LC y LV.

Tabla 4. Índice de estratificación de carbono orgánico del suelo en los distintos sistemas de labranza

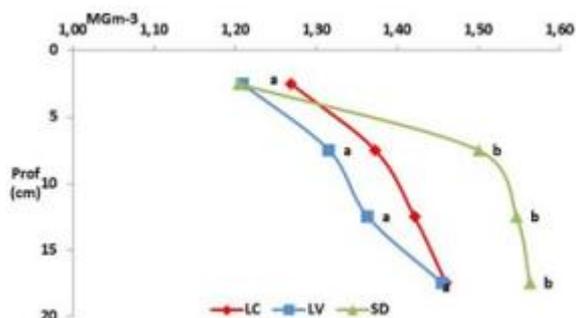
	Sistemas de labranza		
	LC	LV	SD
COT	1,02 a	1,19 a	1,45 b
0-5/15-20	1,32 a	1,56 a	2,63 b
0-5/10-20	0,57 a	0,69 a	1,14 b
COPf	0,03 ab	0,03 a	0,05 b
0-5/15-20	3,18 a	3,33 a	9,66 b
0-5/10-20	0,83 a	1,06 a	2,18 b
COPg	0,59 a	0,62 a	0,89 b
0-5/15-20	2,24 a	2,11 a	3,49 a
0-5/10-20	0,73 a	0,77 a	1,31 b

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. COT carbono orgánico total, COPf carbono orgánico particulado fino, COPg carbono orgánico particulado grueso. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Densidad aparente y distribución del tamaño de poros

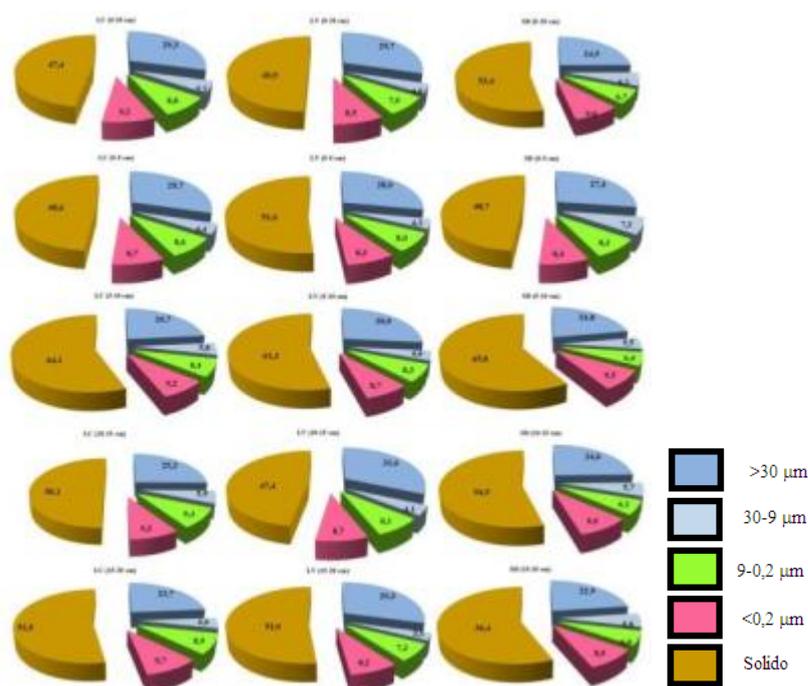
El patrón de compactación fue diferente entre los sistemas con mayor laboreo frente a SD. (Figura 2). En LC y LV no se observaron diferencias significativas en todo el perfil de suelo estudiado. En cambio, al compararlos con SD este fue diferente en todas las profundidades excepto el estrato superficial donde todos los sistemas de labranza fueron iguales. Esto estaría indicando que en 0-20 cm la porosidad en LC y LV (Figura 3) sería mayor que en SD, pero menos estable dado que los poros en estos sistemas de labranza son generados antrópicamente (Iglesias *et al.*, 2014) en cambio en SD son bioporos.

Figura 2. Densidad aparente en los sistemas de labranza estudiados



Los macroporos pequeños (30-9 μm) (Figura 3) en SD en 0-5 cm (7,2%) son significativamente mayores asociados a la mayor cantidad de material orgánico (Tabla 1) y a la mayor estabilidad de los agregados según lo reportado por Iglesias et al (2017). Esta distribución de la porosidad edáfica beneficia la dinámica del agua. Se observó una tendencia a disminuir el espacio poroso en 0-20 cm al aumentar la intensidad de laboreo, Cuando se analizaron las distintas profundidades presentaron las mayores diferencias en los 0-5 cm superficiales. La distribución de los diferentes tamaños de poros en SD, junto con la acumulación superficial de residuos favorecería la captación del agua de las precipitaciones (que en la zona son escasas e intensas) y su transporte a las capas más profundas. Esta mejora puede estar asociada con una mayor eficiencia en el uso del agua para la producción de grano.

Figura 3. Distribución del tamaño de poros y fase sólida del suelo, en los distintos sistemas de labranza estudiados.



CONCLUSION

La interacción entre la acumulación superficial de la materia orgánica, macroporosidad, dinámica del agua y eficiencia de uso podrían ser responsables del mayor rendimiento en sistema de labranza con pastoreo siembra directa durante el período de estudio.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente trabajo agradecen a la EEA INTA Ascasubi y por permitir el uso del ensayo para la realización del mismo.



BIBLIOGRAFÍA

- Balesdent J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53 (3-4): 2015-2030.
- Bollero G. 2000. Soil Quality Assessment. Actas del XVII CACS. Mar del Plata, Argentina. (CD-ROM).
- Bremner JM. 1996. Nitrogen Total. In: *Methods of analysis. Part 3. Chemical methods.* pp 1085-1121.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 777-783.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Duval ME; JA Galantini; JM Martínez & JO Iglesias. 2016. Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. *Ciencia del Suelo* 34(2): 197-209 Full Pdf (in Spanish)
- Franzluebbers AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 26 (2): 95-106.
- Galantini JA, JO Iglesias, AM Miglierina; RA Rosell & A Glave. 1992. Rotación y fertilización en sistemas de producción de la región semiárida argentina. I. productividad (calidad y rendimiento) del trigo. *Rev. Fac. Agr (U.B.A.)* 13 (1) 67-75.
- Galantini JA & RA Rosell. 1997. Organic fractions, N, P, and S changes in a semiarid Haplustoll of Argentine under different crop sequences. *Soil Till. Res.* 42: 221-228.
- Galantini JA; JO Iglesias; C Maneiro; L Santiago & C Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. *Rev. Inv. Agrop. INTA.* 35(1) 15-30.
- Galantini JA; LG Suñer & H Krüger. 2005. Dinámica de las formas de P en un Haplustol de la región semiárida pampeana durante 13 años de trigo continuo. *Rev. Inv. Agrop. INTA.* 34 (2):13-31.
- Hamblin, AP. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. *Adv. Agron.* 38, 95-158.
- Haynes RJ & MH Beare, 1996. Agregation and organic matter storage in meso-thermal, humic soils. In *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils* 213-253.
- Haynes RJ. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biol. and Bioch.* 32 (2), 211-219.
- Iglesias, J O; J Galantini; A Miglierina; M Landriscini & R Rosell. 1998. Cambios en la distribución del espacio poroso debidos al sistema de labranza y al tránsito en un Hapludol típico de la Región Subhúmeda Argentina. *Rev. Fac. Agro. (UBA)* 18 (1-2) 19-26
- Iglesias, JO; A Vallejos; JA Galantini; P Bondia & C Kleine .2014. Efecto del tránsito sobre algunas propiedades físicas edáficas en dos sistemas de labranza. Actas XXIV CACS. Bahía Blanca.
- Kay, BD & AJ VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil & Tillage Research* 66: 107-118.
- Krüger HR. 1996. Sistemas de labranza y variación de propiedades químicas en un Haplustol entico. *Ci Suelo* 14, 53-55.
- Martinez JM; JA Galantini; M Duval & F Lopez. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. *Soil Till. Res* 169: 71-80.
- Unger PW. 1991. Organic matter, nutrient and pH distribution in no- and conventional tillage semiarid soils. *Agr. Journal* 83 (1) 186-189.



C1P30. CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO ANTE VARIACIONES EN LA COMPACTACIÓN

Imvinkelried, Horacio O.^{(1)(*)}; Pietrobón, Marianela⁽¹⁾; Dellaferrera, Ignacio M.^(1,2) e Imhoff, Silvia del C.^(1,2).

(1) docente-investigador Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral.(2) CONICET

(*) Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. R.P. Kreder 2805, Esperanza. Santa Fe. Argentina. E-mail: horaim@fca.unl.edu.ar

RESUMEN

La degradación de los suelos de la región centro-norte de la provincia de Santa Fe y la consecuente pérdida de productividad de los sistemas agrícolas se atribuye a dos factores principales: la compactación -producida por el laboreo y tránsito de la maquinaria- y la pérdida de fertilidad química -debida a la prolongada extracción de nutrientes por los cultivos sin reposición-. Las prácticas tecnológicas de descompactación del suelo y fertilización estratégica han sido propuestas para revertir esos problemas, aumentando la eficiencia de uso de los recursos y, como consecuencia, la producción de materia seca y el rendimiento (Rto). El objetivo general de este trabajo fue evaluar los cambios producidos en la calidad física del suelo y el Rto logrado en la secuencia soja-trigo/soja-trigo/soja-trigo (S-T/S-T/S-T) en condiciones de campo con dos niveles de compactación. El ensayo se llevó a cabo en la Unidad Experimental de Cultivos Extensivos ubicado en Esperanza (Santa Fe, Argentina), durante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2) y 2010/2011(C3), sobre un suelo argiudol ácuico. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados y tres repeticiones. Los tratamientos fueron dos niveles de compactación (descompactado 'd' y sin descompactar 'sd'). Se diferenciaron distintos escenarios desde el punto de vista hídrico; donde se podrían mencionar como: (i) C1 muy seca para soja y seca para trigo; (ii) C2 húmeda para soja y con buena reserva de agua en el suelo para el trigo; (iii) C3 moderadamente seca para soja y húmeda para trigo. Los resultados obtenidos indican la persistencia del efecto residual positivo de la descompactación inicial sobre la resistencia mecánica (RP) y porosidad de aireación del suelo (Pa) luego de 3 años de realizada la labor. Los rendimientos logrados mejoraron en las condiciones d. La campaña influyó marcadamente sobre el Rto de los cultivos en secano.

Palabras clave: densidad de suelo, resistencia a la penetración, porosidad de aireación.

INTRODUCCIÓN

La producción vegetal es el resultado de la interacción entre el potencial genético y el ambiente, entendiéndose éste como el conjunto de factores relacionados al clima, suelo y acción del hombre (manejo). El desafío de hoy es mejorar el ambiente permitiendo la expresión del potencial genético de los cultivos, para aumentar la cantidad de alimento producido con el menor impacto ambiental posible, ya sea en términos de deterioro de la calidad del recurso "suelo" (degradación físico-química) o de la atmósfera (aumento de la emisión de gases de efecto invernadero, reducción en la captura de carbono, balances negativos de nutrientes, etc.).

En general, se acepta que el deterioro químico del suelo puede resolverse con prácticas adecuadas de fertilización, mientras que el deterioro físico no está debidamente solucionado. Se sabe que dentro de estas limitantes físicas la compactación del suelo es un problema que se puede intensificar por el sistema de labranza, el tránsito de la maquinaria, el pisoteo de los animales y el fuego (Jorajuría & Draghi, 1997; Botta *et al.*, 2006) afectando la porosidad de aireación (Pa), la densidad del suelo (Ds), la resistencia mecánica a la penetración (RP), la conductibilidad hidráulica y la infiltración del agua, entre otros (Pilatti *et al.*, 2006; Ghiberto *et al.*, 2007). Estas propiedades impactan directa e indirectamente sobre el crecimiento de las plantas y, como consecuencia, sobre la productividad y eficiencia de uso de los recursos agua, radiación y nutrientes. A pesar de que existen algunas opciones de manejo, tales como incluir gramíneas en las rotaciones, aumentar el contenido de materia orgánica, tránsito controlado, control presión de neumáticos, la descompactación mecánica entre otras, se requiere mayor estudio para la región.

La degradación de los suelos es actualmente uno de los principales problemas del mundo, comprometiendo el mantenimiento y aumento de la productividad agropecuaria (Hakansson & Voorhees, 1998). En Argentina, en las dos últimas décadas, se produjo una simplificación de los sistemas de producción con predominio del monocultivo de soja. Esto trajo como resultado, principalmente en la región pampeana, una disminución de la superficie cultivada con praderas



y un incremento del área dedicada a cultivos agrícolas anuales (Ferrerías *et al.*, 2001). Estos sistemas son más proclives a causar un rápido deterioro de los suelos.

La remoción mecánica de capas compactadas mediante el uso de implementos descompactadores o escarificadores (e.g. paratill, paraplow) ha tomado creciente difusión en el mundo (Hamza & Anderson, 2005; Spoor, 2006). En nuestro país la experiencia es más limitada; se suelen mostrar descensos significativos de la resistencia del suelo a causa de la descompactación, pero se sabe poco acerca de su perdurabilidad y sobre su impacto sobre el Rto de los cultivos.

En función de lo mencionado, se planteó como objetivo evaluar las alteraciones producidas por diferentes niveles de compactación inicial del suelo sobre las propiedades físicas del mismo y el Rto de los cultivos de trigo (T) y soja (S) en la secuencia S-T/S-T/S-T durante tres campañas. Las variables físicas medidas fueron Ds, RP y Pa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

El experimento se realizó en la Unidad Experimental de Cultivos Extensivos ubicado en Esperanza sobre RP N° 70, km 26, sobre la secuencia de cultivos S-T/S-T/S-T durante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2) y 2010/2011 (C3). El suelo está clasificado como argiudol ácuico (fina-media-térmica), serie Humboldt, con un índice de productividad de IP= 66. Se trata de un suelo profundo, moderadamente a bien drenado, desarrollado en una planicie extendida ligeramente deprimida.

Se seleccionó un lote agrícola con 6 años en siembra directa (SD) y monocultivo de soja, con presencia de compactación, que fue determinada midiendo la RP con un penetrómetro de campo a la profundidad de 0-20 cm en condiciones de humedad próxima a capacidad de campo, adoptándose como valor crítico 2,5 MPa (Gupta & Allmaras, 1987; Glinski & Lipiec, 1990). El diseño experimental utilizado fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada tratamiento surgió de la combinación de dos niveles de compactación (sin descompactar y descompactado). En las parcelas descompactadas se realizó una labor profunda vertical al inicio del ensayo (mayo de 2008) con el objetivo de disminuir la compactación. Para ello se utilizó un paratill marca Dolbi a 70 cm entre púas, con una profundidad de labor de 30-35 cm. La humedad de suelo al momento de realizar dicha labor fue de $0,32 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, inferior a la capacidad de campo ($0,36 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$). Luego se procedió a la siembra de los cultivos con el sistema de SD.

Se sembró el cultivar de soja RA 725, grupo de madurez VII, de hábito de crecimiento determinado, con una sembradora experimental de grano grueso de dos surcos marca ERCA. Las fechas de siembras fueron 4, 5 y 6 de diciembre para C1, C2 y C3, respectivamente. El espaciamiento entre hileras fue de 52 cm con una densidad de 26 semillas m^{-2} . En cuanto al cultivo de trigo se utilizó la variedad Buck Malevo, de ciclo largo, a 17,5 cm entre líneas, a razón de 120 kg de semillas ha^{-1} con el objetivo de obtener 280 plantas m^{-2} . Las fechas de siembra fueron 3, 11 y 16 de junio para C1, C2 y C3, respectivamente. Se mantuvieron los cultivos libre de malezas, plagas y enfermedades.

Determinaciones físicas del suelo

En noviembre de 2008, a 6 meses de realizada la labor con paratill, de cada repetición según tratamiento se colectaron 10 muestras de suelo con estructura no perturbada (cilindros) a dos profundidades (0-7 cm y 8-13 cm) para determinar la RP, la Ds y la Pa. Las muestras se saturaron por elevación gradual de una lámina de agua, se pesaron para obtener el contenido hídrico en saturación (Θ_s) y posteriormente se equilibraron a diferentes potenciales mátricos en mesa de tensión por medio de presiones aplicadas en placas porosas (Klute, 1986). Cuando las muestras llegaron al equilibrio se pesaron y en cada una se midió la RP del suelo con penetrómetro electrónico, con cono de 60° de ángulo y 4 mm de diámetro basal. La velocidad de penetración fue de 1 cm min^{-1} y la frecuencia de muestreo correspondió al registro de un valor de resistencia cada 0,67 segundos. Las lecturas obtenidas de cada muestra se promediaron para obtener un único valor de RP.

La densidad aparente del suelo (Ds) se determinó al inicio y final de cada cultivo en la secuencia, para cada tratamiento y repetición, tomando tres muestras de suelo no perturbadas distribuidas aleatoriamente (cilindros) a dos profundidades (0-7 cm y 8-13 cm). Estas muestras se secaron en estufa a 105°C hasta alcanzar peso constante y, a partir de la masa seca de suelo y del volumen del cilindro se determinó la densidad aparente del suelo (Blake & Hartge, 1986).

A través de la relación funcional propuesta por Busscher (1990) se obtuvieron los valores de RP en el tiempo, según: $RP = a * \Theta^b * Ds^c$; donde: RP= resistencia del suelo a la penetración (MPa), Θ = contenido volumétrico de agua ($cm^3 cm^{-3}$), Ds = densidad del suelo ($g cm^{-3}$) y 'a', 'b', 'c' son los parámetros del ajuste.

La porosidad total se estimó según la relación $PT = (1 - Ds/Dp) * 100$; siendo: PT= porosidad total, Ds = densidad del suelo ($g cm^{-3}$) y Dp = densidad de partícula ($2,58 g cm^{-3}$ para el suelo en estudio). La porosidad de aireación (Pa , en %) se calculó $Pa = (PT - \Theta_{cc}) * 100$; donde Pa = porosidad de aireación (%), PT= porosidad total ($cm^3 cm^{-3}$) y Θ_{cc} = contenido volumétrico de agua a capacidad de campo ($cm^3 cm^{-3}$).

Determinación del rendimiento

En madurez fisiológica se determinó el Rto. Se realizaron dos submuestras por repetición de 2 m cada una (aproximadamente una superficie de 2 m² y 0,7 m² para soja y trigo, respectivamente). Se secaron en estufa con circulación de aire forzado a 65 °C hasta peso constante. Se trillaron a mano y se determinó el Rto. El rendimiento en soja fue corregido al 13,5 % de humedad y en trigo al 14 % de humedad.

Análisis estadístico

En el análisis estadístico se realizó con el software InfoStat/Profesional, versión 2008. Los datos de las variables de cultivo y de suelo se evaluaron mediante ANOVA, las medias se compararon según el test de mínima diferencia significativa (LSD, según sus siglas en inglés), con un nivel de significancia del 5% ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización agrometeorológica

Las precipitaciones (Pp) y temperaturas medias (T) que caracterizaron cada una de las campañas se encuentran detalladas en la Figura 1. Si se comparan las lluvias registradas desde un mes antes de la siembra y durante el ciclo del cultivo con respecto a la media de los últimos 15 años (Pp_H) para soja, se dieron distintos escenarios: i) C1 muy seca; ii) C2 muy húmeda; iii) C3 normal (moderadamente seca). Considerando desde diciembre hasta abril, hubo -34, + 50 y +8 % de diferencia en la Pp acumulada vs. La Pp_H en la zona. Para trigo, considerando desde mayo a noviembre, la C1 y la C3 presentaron valores de precipitaciones por encima de la media histórica (+9 y +17 %, respectivamente); mientras que, la C2 estuvo muy por debajo (-47 %), indicando condiciones de escasa oferta hídrica proveniente de las Pp.

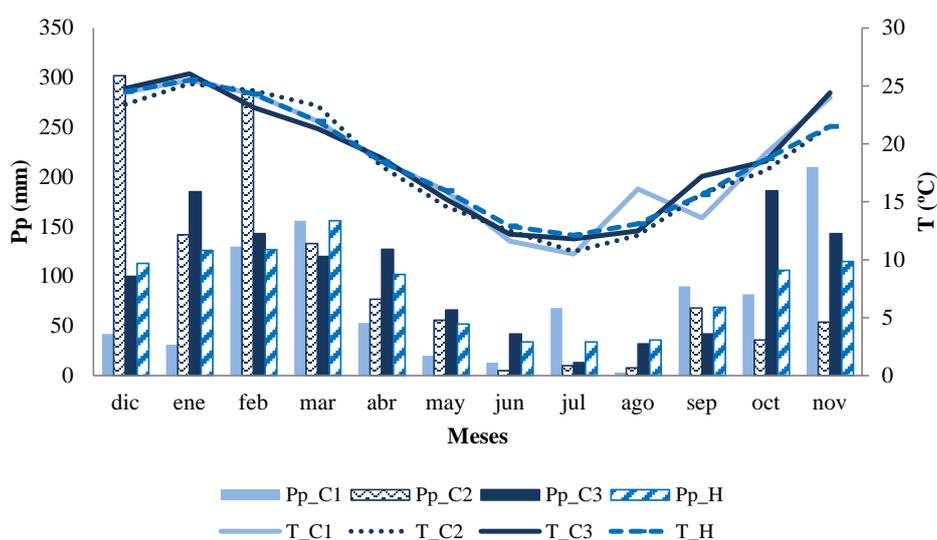


Figura 1: Precipitaciones (Pp, en mm) y temperaturas medias (T, en °C) registradas en la localidad de Esperanza (Santa Fe) durante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2), 2010/2011 (C3) y registros históricos (H).

En soja, el déficit hídrico marcado en la C1 afectó gran parte del período vegetativo y el período de llenado de granos. Durante la C2 las grandes lluvias acumuladas y la favorable distribución resultaron ventajosas para la producción del cultivo. En la C3 las precipitaciones durante los meses de noviembre y diciembre fueron escasas; sin embargo, hubo



muy buenas condiciones hídricas durante los meses de enero y febrero. Finalmente, se presentaron condiciones de estrés hídrico que afectaron el normal crecimiento del cultivo.

En trigo, para la C1 podemos decir que a pesar de las Pp favorable en los últimos días de octubre se registraron temperaturas máximas por encima de los 36 °C que incidió negativamente en la etapa de llenado efectivo del grano. En la C2 las lluvias durante el inicio del otoño fueron escasas, pero debido a los elevados registros estivales las reservas edáficas a la siembra fueron muy buenas (239 a 256 mm de agua útil hasta 1,6 m de profundidad). Esta situación permitió que, a pesar de la escasez de las lluvias durante los meses de invierno, no se manifiesten síntomas de estrés hídrico. Para la C3 las lluvias de fin del verano y otoño permitieron una buena reserva de agua útil en el perfil. Desde antes en adelante las lluvias fueron buenas, permitieron recomponer las reservas y llegar al fin del ciclo con buena disponibilidad hídrica. Esto último no se tradujo en mayores rendimientos con respecto a las campañas anteriores.

Cambios en las propiedades físicas del suelo e impacto sobre el rendimiento

En la Figura 2 se muestran los cambios a través del tiempo y según la secuencia de cultivos S-T/S-T/S-T de las variables de suelo Ds, RP y Pa superficial (0-7 cm) y profunda (8-13 cm). Los suelos que fueron descompactados con paratill (d) incrementaron con el transcurso del tiempo la Ds y la RP y disminuyeron el % Pa, tanto superficial como en profundidad. Este efecto fue más marcado desde S_C1 (2008) hasta T_C2 (2010) (a dos años del pasaje del paratill), para luego, a partir de S_C3 (2010/2011) presentar cierta estabilidad hasta el final del ensayo. En tanto que, los suelos sd mostraron estabilidad en los valores de Ds, RP y Pa superficial y profunda en los primeros años, con tendencia de mejora al final del ensayo.

Desde la C1 a la C3 la Ds superficial y profunda en los tratamientos d aumentó un 7,44 y 3,82 %; mientras que, en los sd disminuyó un 2,21 y 4,17 %, respectivamente. Desde la C1 hasta el final del ensayo la Ds llegó a valores similares entre d y sd, por lo cual la residualidad de la descompactación del suelo con paratill no se manifestó.

Con respecto a la RP superficial y profunda en los suelos d aumentó un 46,0 y 22,5 % y, en los sd disminuyó un 1,30 y 13,2 %. Al finalizar el ensayo, los valores de RP en d (superficial y profunda) fueron un 27,3 y 21,7% inferiores con respecto a los sd, manifestándose el efecto residual de la descompactación. Esto podría deberse al efecto de las raíces del trigo sobre el suelo en la secuencia trigo/soja. Gerster *et al.* (2010) encontraron que, tanto la inclusión de gramíneas en la secuencia como la descompactación mecánica, disminuyeron la RP, manteniéndose el efecto residual hasta 3 años después de realizada la labor, sin encontrar efectos directos o residuales de la descompactación sobre el rendimiento del cultivo de soja.

Los tratamientos d presentaron desde S_C1 los mayores valores de Pa superficial y profunda, para ir disminuyendo a través del tiempo en un 21,7 y 18,2 % al final del ensayo. Las cifras de Pa superficial obtenidas no llegaron a ser limitantes según los valores críticos citados por Stirzaker (1996), quien considera adecuado un valor de 13% de Pa y, más recientemente por Kayet *et al.* (2006) e Imhoff *et al.* (2010), quienes indicaron valores cercanos o mayores a 15 %. En tanto que, la Pa profunda en los suelos sd fue limitante considerando los umbrales citados anteriormente.

El incremento de la Pa juega un papel preponderante para el desarrollo del sistema radical de los cultivos. La densidad radical del cultivo de trigo pudo determinar la existencia de bioporos. La formación de estos bioporos en suelos compactados ha sido bien documentada por Williams & Weis (2004) y Sasal & Andriulo (2005) y, su liberación, al descomponerse las raíces originarias, explicaría la disminución de la RP y el aumento en la Pa profunda.

Tanto en trigo como en soja, el Rto presentó diferencias entre campañas (en trigo $p = < 0,0001$; en soja $p = < 0,0001$). Coincidiendo con lo reportado en la descripción de las características ambientales, la C2 se destacó por los altos rendimientos alcanzados. El rendimiento para la C2 (C2 vs. C1 y C3) fue un 30,6 y 104,5 % superior, para trigo y soja, respectivamente.

Al analizar el efecto producido por el paso de paratill se encontró un incremento significativo en el Rto de trigo ($p = 0,0257$) y soja ($p = 0,0078$) en las parcelas d. En promedio de las tres campañas el trigo aumentó un 4,93 % su Rto; mientras que en soja fue de 11,3 %. Estos datos concuerdan con varios autores quienes argumentaron un aumento del Rto debido a la descompactación profunda dada por el paratill (Azoozet *et al.*, 1995; Martino, 1998; Bonelet *et al.*, 2005; Bonel & Montico, 2007).

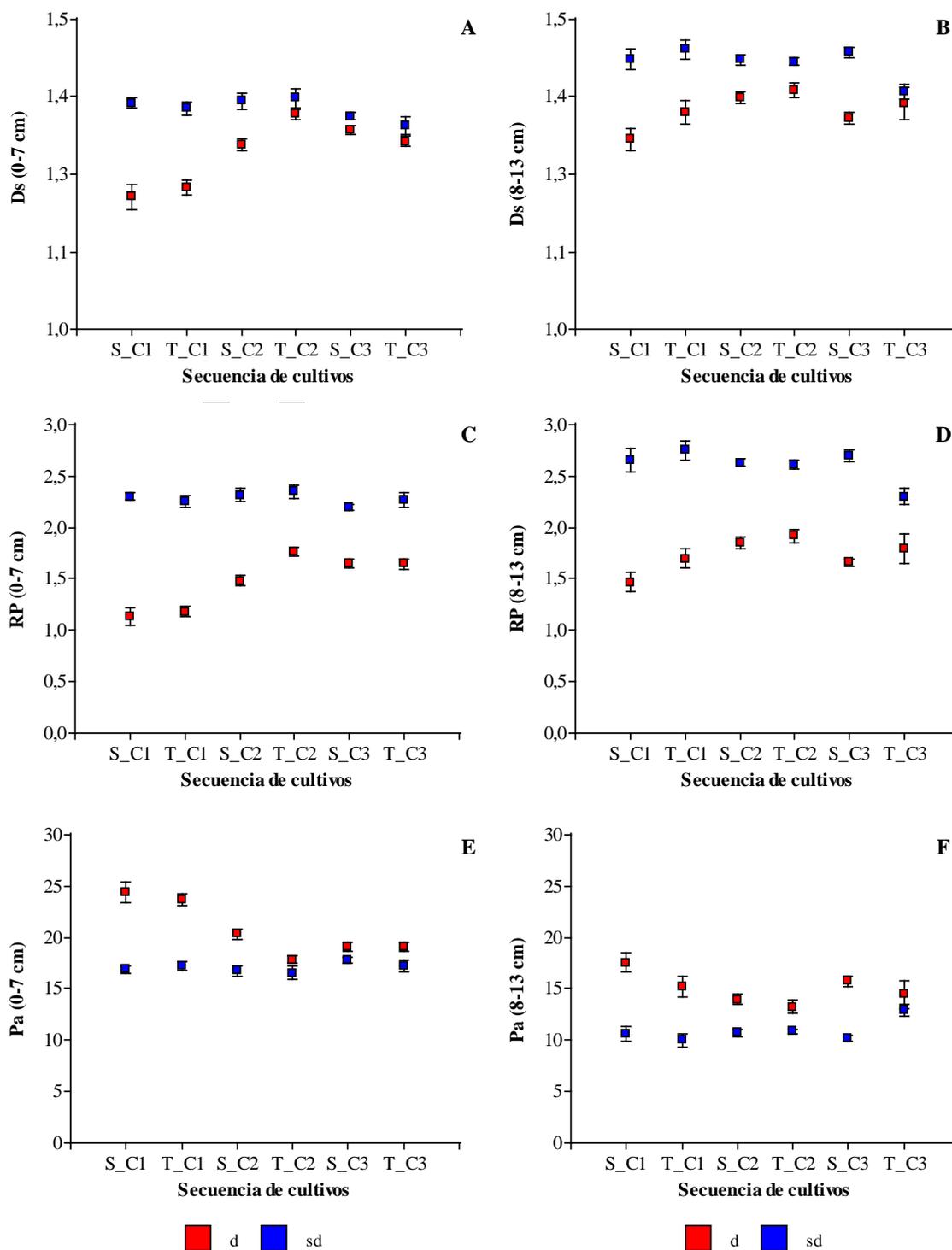


Figura 2: Evolución en el tiempo de la densidad del suelo (Ds –g cm⁻³, A y B), la resistencia a la penetración (RP –Mpa-, C y D) y la porosidad de aireación (Pa -%-, E y F) superficial (0-7 cm) y profunda (8-13 cm) según nivel de compactación del suelo (d= descompactado y sd= sin descompactar) en la secuencia de cultivos soja-trigo/soja-trigo/soja-trigo durante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2) y 2010/2011 (C3).

CONCLUSIONES

La descompactación fue efectiva y se observó el efecto residual a través de la variable de suelo RP, la cual mantuvo diferencias significativas al final del ensayo con respecto a los suelos sd. Dichos tratamientos -sd- mostraron una tendencia de mejora subsuperficial en los valores de Ds y RP, lo que podría deberse al efecto de las raíces del cultivo de trigo sobre el suelo en la secuencia trigo/soja. El rendimiento logrado por el cultivo se mejoró en las condiciones de



descompactación. El efecto ocasionado por las variaciones entre años (precipitaciones en cultivos de secano) influye directamente en el Rto final logrado.

BIBLIOGRAFÍA

- Azooz, R.H.; B. Loweru & T. Daniel. 1995. Tillage and residue management influence on corn growth. *Soil Till. Res.* 33: 215-227.
- Blake, G.R. & K.H. Hartge. 1986. Bulk density (pp.: 363-375). In: A. Klute (ed.). *Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods*. Ed. America Society of Agronomy. Madyson.
- Bonel, B. & S. Montico. 2007. Las posibilidades del escarificado en suelos del sur de Santa Fe. *Agromensajes*. 21 (4): 26-36.
- Bonel, B.; S. Montico; G. Sponda & N. Spurino. 2005. Descompactación del suelo mediante el uso de escarificadores en Argiudoles típicos del sur de Santa Fe (pp.: 1-11). En: D. Jorajuría (ed.). *Reología de suelos bajo tráfico*. Ed. EDULP. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Botta, G.F.; D. Jorajuría; R. Balbuena; M. Ressaia; C. Ferrero; H. Rosatto & M. Tourn. 2006. Deep tillage and traffic effects on subsoil compaction and sunflower (*Heliantus annuus L.*) yields. *Soil Till. Res.* 91: 164-172.
- Busscher, W. J. 1990. Adjustment of flat-tipped penetrometer resistance data to a common water content. *Transaction ASAE*. 33:519-524.
- Ferreras, L.A.; J.J. De Battista; A. Ausilio & C. Pecorari. 2001. Parámetros físicos del suelo en condiciones no perturbadas y bajo laboreo. *Pesq. Agrop. Bras.* 36 (1): 161-170.
- Gerster, G.; S. Bacigaluppo; M. Bodrero & F. Salvagiotti. 2010. Secuencia de cultivos, descompactación mecánica y rendimiento de soja en un suelo degradado de la región pampeana. *Para Mejorar la Producción*. 45: 55-59.
- Ghiberto, P.J.; M.A. Pilatti; S. Imhoff & J.A. Orellana. 2007. Hydraulic conductivity of molisolls irrigated with sodio-bicarbonated waters in Santa Fe (Argentine). *Agric. Water Manag.* 88: 192-200.
- Glinski, J. & J. Lipiec. 1990. *Soil Physical Conditions and Plant Roots*. CRC Press Inc. Boca Raton, Florida, USA. 250 p.
- Gupta, S.C. & R.R. Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. *Adv. Soil Sci.* 6: 65-100.
- Hakansson, I. & W.B. Voorhees. 1998. Soil compaction (pp.: 167-179). In: R. Lal et al. (eds.). *Methods for assessment of soil degradation*. Lewis Publishers. Boca Raton.
- Hamza, M.A. & W.K. Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82: 121-145.
- Imhoff, S.; P.J. Ghiberto; A. Grioni & J.P. Gay. 2010. Porosity characterization of Argiudolls under different management systems in the Argentine Flat Pampa. *Geoderma*. 158: 268-274.
- Jorajuría, D. & L. Draghi. 1997. The distribution of soil compaction with depth and the response of a perennial forage crop. *J. Agric. Eng. Res.* 66: 261-265.
- Kay, B.D.; M.A. Hajabbasi; J. Ying & M. Tollenaar. 2006. Optimum versus non-limiting water contents for root growth, biomass accumulation, gas exchange and the rate of development of maize (*Zea mays L.*). *Soil Till. Res.* 88: 42-54.
- Klute, A. 1986. Water retention: laboratory methods (pp.: 635-660). In: A. Klute (ed.). *Methods of Soil Analysis: physical and mineralogical methods*. Ed. Am. Soc. Agron. Madison. USA.
- Martino, D.L. 1998. Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. In: Ph.D. Thesis. *Alleviation of soil physical constraints in direct-seeding systems in Uruguay*. University of Manitoba, Manitoba, Canadá. 22 p.
- Pilatti, M.A.; S. Imhoff; P.J. Ghiberto & R.P. Marano. 2006. Changes in some physical properties of Molisoll induced by supplemental irrigation. *Geoderma*. 33: 431-443.
- Sasal, M.C. & A. Andriulo. 2005. Cambios en la porosidad edáfica bajo siembra directa por la introducción de *Raphanus sativus L.* (nabo forrajero). *R.Cient.Agrup.* 34: 131-150.
- Spoor, G. 2006. Alleviation of soil compaction: requirements, equipment and techniques. *Soil Use Manage.* 22: 113-122.
- Stirzaker, R.J.; J.B. Passioura & Y. Wilms. 1996. Soil structure and plant growth: Impact of bulk density and biopores. *Plant Soil*. 185: 151-162.
- Williams, S. & R. Weil. 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. *SoilSci. Soc. Am. J.* 68: 1403-1409.



C1P31. ESTABILIDAD DE AGREGADOS COMO INDICADOR DE CALIDAD EN SISTEMAS NATURALES Y CULTIVADOS DEL CHACO SECO

Irigoyen Urinovsky, Kevin.; Arzuaga, Silvia A; Contreras Leiva, Stella M. y Toledo, Diana M.

Cátedra de Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Nordeste. Sargento Cabral 2131, 3400 Corrientes.

E-mail: marcelatoleado94@hotmail.com

RESUMEN

El estudio de la estabilidad de los agregados (EA) es importante para entender el efecto de los factores externos sobre el suelo, en particular los de origen antrópico y para prever las modificaciones de su funcionamiento y el efecto resultante sobre la calidad física del suelo. La USDA considera que la EA es un indicador del contenido de materia orgánica, de la actividad biológica y del ciclado de nutrientes en el suelo, como así también que los agregados mayores ($> 2-5$ mm) son más sensibles a los efectos del manejo sobre la MO y al uso del suelo, siendo un mejor indicador. El porcentaje de agregados estables al agua indica la cantidad que resiste la perturbación por agua que fluye, donde mayores cantidades de agregados estables indican una mejor calidad física del suelo. El objetivo del trabajo fue evaluar la estabilidad de agregados como indicadora de calidad física en Molisoles del Chaco semiárido bajo sistemas naturales y agrícolas con labranza cero (SD). En Molisoles con un diseño de muestreo completamente al azar, se seleccionaron dos tratamientos: bosque nativo (BN) y cultivo anual bajo labranza cero y rotaciones frecuentes en la zona: soja-maíz, soja-algodón (SD). El área de estudio se encuentra en la Eco-región del Chaco Seco entre las isohietas de 800 a 900 mm. Se seleccionaron 9 lotes por tratamiento y se tomaron muestras de suelo a dos profundidades: 0-0,05 m y 0,05-0,10 m. Las variables analizadas fueron densidad aparente (D_a), estabilidad de agregados (EA), humedad equivalente (HE) así como también limo + arcilla y pH. Los datos obtenidos fueron analizados mediante ANOVA y una Prueba de LSD ($P < 0,05$) para la comparación de medias entre tratamientos. Los suelos resultaron neutros, de textura franco-arcillo-arenoso. El uso agrícola con labranza cero produjo una densificación del suelo en las dos profundidades estudiadas ($P < 0,0014$) y ($P < 0,0001$). Así mismo afectó la EA, la cual disminuyó un 24% respecto a la condición original (BN) para los primeros 0,05 m, y un 33 % para la siguiente profundidad de 0,05-0,10 m ($P < 0,0007$; $P < 0,0001$). La capacidad del suelo para retener agua también disminuyó aunque las diferencias significativas solo se presentaron para la primera profundidad ($P < 0,032$). El uso del suelo bajo SD provocó cambios desfavorables en las propiedades físicas como aumento de la densidad aparente, y disminución de la EA, manifestando degradación física por el uso del suelo. Esto revela la necesidad de adoptar manejos alternativos de suelo para evitar la pérdida de calidad edáfica y la capacidad productiva a largo plazo.

Palabras clave: Uso del suelo, Molisoles, estabilidad estructural



C1P32. DISTRIBUCIÓN DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS Y DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE

Landriscini, María R.¹; Galantini, Juan A.²; García, Ramiro³ y Forján, Horacio⁴

¹Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET, Bahía Blanca, Argentina; ²Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS) - Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Pcia. Bs.As.; ³Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS); ⁴Chacra Experimental Integrada Barrow-INTA.

San Andrés 800. 8000 Bahía Blanca. Argentina. mlandris@criba.edu.ar

RESUMEN

El uso continuado de los suelos con prolongación de los ciclos agrícolas, la utilización de labranzas y la inclusión de cultivos estivales, hace necesario determinar el grado de estabilidad del carbono orgánico (CO) acumulado y de las fracciones con diferente grado de labilidad. El ensayo de larga duración fue conducido en la Chacra Experimental Integrada Barrow, donde se evaluaron cinco secuencias de cultivos, alternando leguminosas, oleaginosas y gramíneas, con dosis de N y labranza convencional. Los objetivos fueron: i) determinar el efecto de la rotación de cultivos y de la fertilización sobre las fracciones orgánicas de C, ii) medir el Índice de Recalcitrancia (IR) de estas fracciones, iii) evaluar la labilidad del C a través de las relaciones entre las diferentes fracciones de C y iv) establecer la relación entre la fracción lábil de C y la capacidad de aportar N. Se usó la técnica de la hidrólisis ácida para separar las fracciones lábiles y recalcitrantes y medir el IR. Los distintos cultivos aportaron diferentes cantidades de residuos al suelo ocasionando que cada sistema se comporte diferente a la aplicación de N con niveles semejantes de CO. Las secuencias con leguminosas y gramíneas, maíz-trigo, presentaron los mayores porcentajes de la fracción más lábil de C (carbono orgánico particulado fino, COPf), con 20% de labilidad respecto a las fracciones no lábiles (más recalcitrantes). Los cultivos de verano en la rotación (soja-trigo), cuyos residuos presentaron menores relaciones C:N, y donde la mineralización del C no sería compensada con el mayor aporte de residuos, podría asociarse a una mayor susceptibilidad a la degradación química. El N potencialmente mineralizable incubado anaeróbicamente (NAN), se asoció a la porción de C lábil más abundante en el suelo. La fertilización nitrogenada, asociada al C lábil del suelo, aportaría N potencialmente mineralizable al sistema y disponible para el cultivo.

Palabras clave: Carbono orgánico, Nitrógeno mineralizable, secuencias de cultivos

INTRODUCCIÓN

El uso de la tierra resulta en un rápido descenso del carbono orgánico (CO) del suelo (Davidson & Ackerman, 1993) y estas pérdidas se han atribuido mayormente a la reducción de las entradas de materia orgánica (MO), al aumento de la descomposición de residuos de cosecha y a la disminución de la protección física con las labranzas (Jiang *et al.*, 2011). La capacidad de medir la cantidad de C acumulado en los suelos en sus diferentes fracciones es crucial para entender el ciclado de los ecosistemas terrestres (Ellert *et al.*, 2001).

En el CO del suelo se pueden encontrar fracciones con diferente grado de labilidad y una fracción estable o resistente. Las fracciones lábiles son fácilmente mineralizables, con rápido tiempo de renovación (Krull *et al.*, 2003), y la estable sería la persistente en el suelo en escala de decenas de años (Baisden & Amundson, 2003; Bruun *et al.*, 2007). Esta fracción resistente se puede definir como la que se pierde lentamente luego del cultivo del suelo y que aumenta proporcionalmente a medida que el CO total disminuye. Las fracciones orgánicas lábiles son más sensibles a los efectos del uso de la tierra, y pueden utilizarse como indicadores tempranos del efecto de la rotación de cultivos, de la fertilización o del sistema de labranza sobre la calidad del suelo (Haynes, 2000; Six *et al.*, 2002). La facilidad con que se descomponga (o labilidad) de cada uno de estos compartimentos dependerá de la composición química, de la relación C:N, del estado de humificación y de su posición dentro de la matriz del suelo (Goldchin *et al.*, 1995). La variación de las fracciones lábiles será muy difícil de detectar si se analiza el total de MO del suelo, ya que si bien representan la parte más activa sólo son una pequeña parte del total. La MO del suelo está estrechamente ligada a la capacidad del suelo de mineralizar N, debido a esto el N incubado anaeróbico (NAN) o N potencialmente mineralizable, se usa como una alternativa rápida y precisa para estimar la capacidad del suelo de mineralizar N y su relación con las fracciones particuladas (Studdert *et al.*, 2017).



Los métodos de fraccionamiento físico separan fracciones orgánicas con diferente labilidad: muy lábiles como el Carbono Orgánico Particulado (COP) y el más resistente, que es el Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral (COM) (Galantini & Suñer, 2008). Autores como Pandey *et al.* (2014) se refieren a la recalcitrancia química como la resistencia del suelo a las pérdidas bajo tratamientos químicos específicos. Uno de ellos, la hidrólisis ácida con HCl (Plante *et al.*, 2006), es un procedimiento común para obtener las fracciones lábiles y recalcitrantes del suelo. La fracción no hidrolizable representa la fracción recalcitrante y su tamaño respecto al C total del suelo se denomina “Índice de Recalcitrancia” (IR) (Rovira & Vallejo, 2002). Estos mismos autores argumentaron que el IR puede utilizarse como indicador global de la calidad y estabilidad del CO del suelo. También se han propuesto relaciones entre el CO humificado y no humificado, para evaluar la labilidad y la calidad del suelo (Blair *et al.*, 1995). Son indicadores tempranos de cambios en la calidad dados por el sistema de labranza.

Los cambios del CO asociado a la fracción mineral (COM) con el paso del tiempo no van a ser iguales que los ocurridos con la fracción recalcitrante (COR). En un suelo de la región pampeana, se plantearon como objetivos, i) determinar el efecto de la rotación de cultivos y de la fertilización con N sobre las fracciones orgánicas de C, ii) medir el IR de estas fracciones obtenido por hidrólisis ácida, iii) evaluar la labilidad del C a través de las relaciones entre las diferentes fracciones de C y iv) establecer la relación entre las fracciones de C y la capacidad de aportar N.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio experimental está ubicado en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38°20'S – 60°13'W) en el centro-sur bonaerense de Argentina. El ensayo “*agricultura permanente con labranza*” comenzó en 1994 con 5 secuencias de cultivos con diferentes proporciones de cultivos de fina/gruesa (Forjan *et al.*, 2012). Las muestras de suelo se obtuvieron en el año 2015, sobre un suelo Paleudol Petrocálcico a una profundidad de 20 cm, siguiendo un diseño experimental en 3 bloques completos. Se empleó labranza convencional con cultivador en la etapa final, obedeciendo a los cambios productivos ocurridos en la región. Las secuencias evaluadas fueron: 1-T/M; 2-T/G; 3-T/S; 4- T/T/G y 5- T/M/S. (T: Trigo – M: Maíz – G: Girasol – S: Soja). Para T y M se fertilizó a la siembra con la dosis promedió de 80 kg ha⁻¹ de fosfato diamónico (PDA) y para las oleaginosas 40 kg ha⁻¹ (G) y 70 kg ha⁻¹ (S) de PDA también a la siembra. En todos los casos se realizó un posterior aporte de 70 y 140 kg N ha⁻¹ en forma de urea. En la fecha de muestreo las secuencias 1, 2 y 3 tenían trigo y el resto se encontraba en barbecho.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por 2 mm. A partir de éstas se realizó el fraccionamiento por tamaño de partícula (Duval *et al.*, 2013). En cada fracción de suelo y en el suelo entero, se determinó el CO total (COT) por combustión seca a 1500°C, con analizador automático LECO C Analyser. Las fracciones obtenidas fueron las siguientes: COPg (tamaño de partícula entre 2000 y 105 µm), COPf (105-53 µm) y COM (< 53 µm). El suelo de la fracción fina (FF) se sometió a hidrólisis ácida de acuerdo al método descrito por Paul *et al.* (1997). Se asumió que esta fracción no hidrolizada contiene solamente la porción recalcitrante del suelo.

El grado de recalcitrancia se expresó como Índice de Recalcitrancia, IR (%) = C no hidrolizado (COR)/COT * 100.

La labilidad del C (LC) se calculó dividiendo el contenido de C lábil (COPg+COPf) con el COT (Duval, *et al.*, 2016) y se agregó la relación (COPg+COPf) con el COR

La determinación de NAN se realizó sobre las muestras de suelo con el método de la incubación corta a 40°C durante 7 días (Waring & Bremner, 1964). La determinación del N-NH₄ liberado durante la incubación se determinó siguiendo la técnica de Mulvaney (1996).

El efecto de las variables rotación, fertilización y su interacción, se evaluó mediante ANOVA. Cuando existieron diferencias entre tratamientos, se calculó la diferencia mínima significativa (DMS) con un nivel de probabilidad de p<0,05. Los análisis se realizaron utilizando el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono Orgánico y sus fracciones

Las cinco secuencias evaluadas presentaron niveles de COT similares (2,1- 2,4 %). La fertilización nitrogenada y la secuencia de cultivos mostraron interacción significativa, lo que indicaría que no hubo una tendencia clara de cada

sistema a la aplicación de N. Las distintas combinaciones de cultivos aportan diferentes cantidades de residuos al suelo. En el caso de la secuencia a base de gramíneas, M-T, la mayor frecuencia de cultivos con mayor volumen de rastrojo (datos no mostrados), condujo a mayores valores de CO del suelo y mayor eficiencia a la fertilización. En cambio la secuencia G-T, con menor volumen de rastrojos fue la de menor respuesta a la fertilización (Tabla 1 y Figura 1). En la rotación de leguminosa y gramínea (S-T), la menor acumulación de residuos con baja relación C:N (Tabla 2) y su rápida descomposición con la labranza convencional ocasionaron los menores niveles de CO del suelo, no mostrando diferencias con bajas dosis de N. El resto de las secuencias mostraron leves tendencias de aumento de los niveles de CO con 70 kg de N ha⁻¹.

Tabla 1: Carbono Orgánico total, carbono orgánico particulado grueso, fino y mineral en 5 secuencias de cultivos y tres niveles de fertilización con N.

Rotación	Dosis N, kg ha ⁻¹			x	Dosis N, kg ha ⁻¹			x
	0	70	140		0	70	140	
	COT, %				COPg, %			
M-T	2,30bA	2,32bAB	2,56aA	2,39	0,11	0,14	0,14	0,13A
G-T	2,44aA	2,47aA	2,35aAB	2,44	0,07	0,12	0,13	0,11B
S-T	2,19aA	2,09aB	2,15aB	2,15	0,10	0,09	0,08	0,09B
G-T-T	2,34aA	2,45aAB	2,35aAB	2,38	0,09	0,09	0,11	0,10B
M-S-T	2,40aA	2,44aAB	2,46aAB	2,43	0,08	0,09	0,10	0,09B
x	2,35	2,35	2,38		0,09b	0,11a	0,11a	
	COPf, %				COM, %			
M-T	0,32	0,25	0,30	0,32A	1,55	1,57	1,74	1,62A
G-T	0,30	0,31	0,29	0,30A	1,70	1,63	1,72	1,68A
S-T	0,27	0,25	0,24	0,25A	1,56	1,59	1,48	1,54A
G-T-T	0,33	0,36	0,29	0,33A	1,56	1,59	1,58	1,58A
M-S-T	0,28	0,32	0,30	0,30A	1,62	1,70	1,73	1,68A
x	0,30a	0,32a	0,28a		1,60a	1,62a	1,65a	

Letras mayúsculas diferencia estadística ($p < 0,05$) entre secuencias de cultivos; letras minúsculas diferencias estadísticas entre dosis de fertilizante.

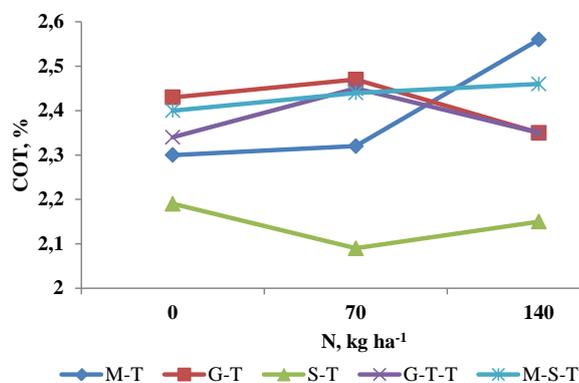


Figura 1: Carbono Orgánico total del suelo en cinco secuencias de cultivos.

En el caso del COPg, nuevamente la secuencia M-T mostró los mayores valores diferenciándose estadísticamente de las demás (Tabla 1). La fertilización nitrogenada aumentó significativamente el COPg en todas las secuencias, debido a la presencia de residuos de los cultivos de diferente cantidad y calidad.

El COPf y COM no mostraron cambios debidos a la fertilización ni a las diferentes secuencias de cultivos, siendo fracciones menos sensibles a los cambios de manejo en el corto o largo plazo.

La fracción más resistente del COM, el COR, no mostró cambios debido al manejo con fertilizantes ni con las diferentes secuencias de cultivos. Esto confirma que esta fracción estaría formada por moléculas orgánicas más resistentes a la degradación, las que resultan estables en el tiempo y pueden ser consideradas como la mínima cantidad de carbono que puede almacenar el suelo (Tabla 3). El IR se comportó de manera semejante, con valores superiores, aunque no



estadísticos, para la secuencia S-T. En este caso la presencia de cultivos de verano, cuyos residuos presentan menores relaciones C:N, y donde la mineralización del C no será compensada con el mayor aporte de residuos, podría asociarse a una mayor susceptibilidad a la degradación química.

Tabla 2: Relación C:N en un suelo entero y sus fracciones, con cinco secuencias de cultivos.

Secuencias	Relación C:N				
	Suelo Entero	Frac. Part. Gruesa	Frac. Part. Fina	Frac. Mineral	Frac. Recalcitr.
M-T	11,1	7,9	10,8	10,1	18,2
G-T	11,0	5,4	10,5	10,3	19,5
S-T	10,4	15,8	10,8	9,6	20,5
G-T-T	10,7	15,0	9,7	9,7	18,5
M-S-T	10,5	6,1	9,3	9,8	19,4

Tabla 3: Carbono Orgánico Recalcitrante e Índice de Recalcitrancia de C en cinco secuencias de cultivos y tres niveles de fertilización con N.

Rotación	Dosis N, kg ha ⁻¹				Dosis N, kg ha ⁻¹			
	0	70	140	x	0	70	140	x
	COR, %				IR, %			
M-T	1,29	1,28	1,38	1,32A	56,5	55,0	53,9	55,1A
G-T	1,52	1,36	1,45	1,44A	62,5	54,9	61,3	59,6A
S-T	1,39	1,32	1,35	1,35A	63,3	62,9	62,7	63,0A
G-T-T	1,32	1,39	1,27	1,33A	56,4	56,6	53,8	55,6A
M-S-T	1,36	1,43	1,53	1,44A	56,1	58,3	62,0	58,8A
x	1,37a	1,36a	1,40a		59,0a	57,5a	58,7a	

Letras mayúsculas diferencia estadística ($p < 0,05$) entre secuencias de cultivos; letras minúsculas diferencias estadísticas entre dosis de fertilizante.

En la Tabla 4 se presentan los valores de la labilidad del C para cada una de las secuencias de cultivos. Para la relación Carbono Lábil/COT, los valores oscilaron entre 18 y 22%, datos similares a los encontrados por Toledo *et al.*, (2013), en suelos de Misiones. Estos porcentajes indicarían que del total del carbono del suelo, alrededor del 20% correspondería a la fracción activa, la cual participa en el aporte de nutrientes a corto plazo. La rotación M-T mostró los valores más elevados y las dos secuencias con soja, los menores estadísticamente.

Cuando se usó el %COR (fracción no lábil) en el cálculo, los valores de LC fueron más elevados. Se detectaron diferencias estadísticas entre secuencias, indicando que en la secuencia M-T el carbono lábil fue un 35% del COR o fracción resistente no lábil. Como ya se informó, el %COR no fue sensible a las secuencias, por lo que las diferencias se asociarían a la fracción lábil del C. En este caso, los cultivos de gramíneas aportarían mayor cantidad de residuos que actuarían como protectores de la mineralización rápida del suelo. En contrapartida las dos secuencias con soja dieron los menores valores, entre 25 y 28%, indicando que los residuos de soja probablemente favorecieron la descomposición de residuos.

Carbono Orgánico y su relación con el NAN

En la Figura 2, las regresiones de segundo orden, mostraron que el NAN varió de manera directa con los niveles de COPf en los suelos fertilizados con N. En el caso de las parcelas con aplicación de 140 kg N ha⁻¹, se observó un mejor ajuste ($R^2 = 0,64$) que para el caso de las parcelas fertilizadas con 70 y 140 kg N ha⁻¹ ($R^2 = 0,50$), en ambos casos altamente significativos. El resto de las fracciones de C no mostraron ninguna tendencia definida. La fertilización con N y la consecuente acumulación de residuos, tendrán por ende un impacto positivo sobre la disponibilidad de N a las plantas. En este caso en particular, el N potencialmente mineralizable se asoció estrechamente a la porción de C lábil más abundante en el suelo.

Tabla 4: Labilidad del carbono (LC) en cinco secuencias de cultivos y tres niveles de fertilización con N.

Rotación	Dosis N, kg ha ⁻¹			x	Dosis N, kg ha ⁻¹			x
	0	70	140		0	70	140	
	COPg+f/COR, %				COPg+f/COT, %			
M-T	33,7	38,9	32,5	35,0A	21,6	24,0	20,4	22,0A
G-T	25,1	31,3	29,1	28,5BC	18,3	20,7	19,7	19,6BC
S-T	26,3	25,8	23,9	25,3C	19,0	17,6	17,9	18,1C
G-T-T	32,2	32,6	31,8	32,2AB	21,4	22,0	20,1	21,2AB
M-S-T	28,1	29,0	26,4	27,8C	18,6	19,5	18,9	19,0C
x	29,1a	31,5a	28,8a		19,8a	20,7a	19,4a	

Letras mayúsculas diferencia estadística ($p < 0,05$) entre secuencias de cultivos; letras minúsculas diferencias estadísticas entre dosis de fertilizante.

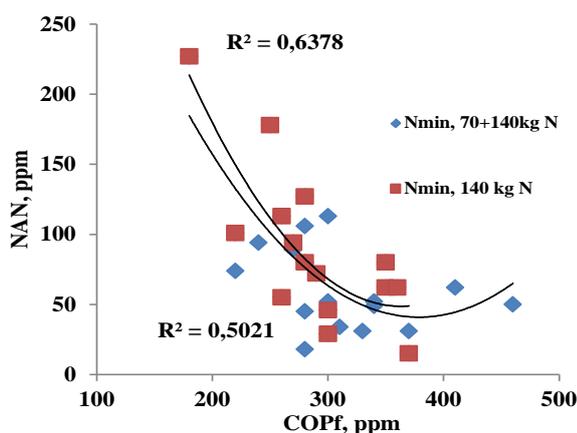


Figura 2: Relaciones entre el nitrógeno incubado anaeróbico (NAN) y el carbono orgánico particulado grueso (COPg) en cinco secuencias de cultivo con 70 y 140 kg N ha⁻¹

CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada y la secuencia de cultivos a base de gramíneas y leguminosas no modificaron los niveles del carbono orgánico del suelo. La inclusión de soja como cultivo de verano, cuyos residuos presentan menores relaciones C:N, y más rápida con mayor mineralización, podría asociarse a una mayor susceptibilidad a la degradación química. Contrariamente, la secuencia con gramíneas presentó mayor labilidad de C debido a que estos cultivos aportarían mayor cantidad de residuos con más alta relación C:N. El C lábil aportaría N potencialmente mineralizable para los cultivos, principalmente en los suelos fertilizados.

BIBLIOGRAFÍA

- Baisden, WT & R Amundson. 2003. An analytical approach to ecosystem biogeochemistry modeling. *Ecol. Applic.* 13: 649-663.
- Blair, GJ; RDB Lefroy & L Lisle. 1995. Soil carbon based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index, for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 1459-1466.
- Bruun, S; IK Thomsen; BT Christensen & LS Jensen. 2007. In search of stable soil organic carbon fractions: a comparison of methods applied to soils labeled with ¹⁴C for 40 days or 40 years. *Eur. J. Soil Sci.* 59: 247-256.
- Davidson, EA & L Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20: 161-193.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martínez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Tillage Res.* 131: 11-19.
- Duval, ME; JA Galantini; JM Martínez & JO Iglesias. 2016. Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. *Ci. Suelo* 34: 197-209.



- Ellert, BH; HH Janzen & BG McConkey. 2001. Measuring and comparing soil carbon storage. In: R Lal; J Kimble; R Follett & B Stewart (eds). *Assessment Methods for Soil Carbon*. Lewis. Publishers. Pp. 131-146.
- Forján, HJ; ML Mando & M Zamora. 2012. Evolución del contenido de materia orgánica en rotaciones agrícolas. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Galantini, JA & LG Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis de los suelos de Argentina. *Agriscientia* 25: 41-55.
- Golchin, A; P Clarke, JM Oades & JO Skjemstad. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic-matter and structural stability of soils. *Aust. J. Soil Res.* 33: 975 – 993.
- Haynes, RJ. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 211-219.
- Jiang, X; AL Wright; J Wang & Z Li. 2011. Long-term tillage effects on the distribution patterns of microbial biomass and activities within soil aggregates. *Catena* 87: 2762-80.
- Krull, ES; JA Baldock & JO Skjemstad. 2003. Importance of the analyses for modelling carbon turnover. *Funct. Plant Biol.* 30: 207-222.
- Mulvaney, RL, et al., 1996. Nitrogen-Inorganic forms. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part 3. Chemical Methods*. ASA and SSSA, Madison, Wi, pp. 1123-1184.
- Pandey, D; M Agrawal; JS Bohra; TK Adhya & P Bhattacharyya. 2014. Recalcitrant and labile carbon pools in a sub-humid tropical soil under different tillage combinations: A case study of rice–wheat system. *Soil Tillage Res* 143: 116-122.
- Paul, EA; RF Follett; SW Leavitt; A Halvorson; GA Peterson & DJ Lyon. 1997. Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1058-1067.
- Plante, AF; RT Conant; EA Paul; K Paustian & J Six. 2006. Acid hydrolysis of easily dispersed and microaggregate- derived silt- and clay-sized fractions to isolate resistant soil organic matter. *Eur. J. Soil Sci.* 57: 456-467.
- Rovira, P & VR Vallejo. 2002. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma* 107: 109-141.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241: 155–176.
- Studdert, GA; MN Domingo; GV García & MG Monterubbianesi. 2017. Carbono orgánico del suelo bajo sistemas de cultivo contrastantes y su relación con la capacidad de proveer nitrógeno. *Ci Suelo* 35: 285-299.
- Toledo, DM; JA Galantini; E Ferreccio; S Arzuaga; L Giménez & S Vázquez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ci Suelo* 31: 201-212.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. *Lond. Nature* 201, 951-952.



CIP33. FRACCIONES DE CARBONO EN UN SUELO DEL CALDENAL PAMPEANO CON ROLADO SELECTIVO Y QUEMA PRESCRIPTA

Larroulet, M. Sofía ⁽¹⁾; Hepper, Estela N. ⁽¹⁾ y Galantini, Juan A. ⁽¹⁾

(1): Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa. Ruta 35, km 334. Santa Rosa. La Pampa. Argentina. sofialarroulet@agro.unlpam.edu.ar

RESUMEN

El rolado genera aumentos de la biomasa herbácea y de la broza depositada sobre el suelo como consecuencia de un mayor ingreso de luz y agua al suelo. El fuego asociado al rolado genera, en zonas con material leñoso acumulado, temperaturas más elevadas por largos períodos de tiempo y se transfiere el calor a mayor profundidad, lo que podría generar pérdidas de carbono orgánico y nutrientes. El objetivo fue determinar el efecto del rolado y rolado seguido de quema sobre los contenidos de carbono orgánico total y sus fracciones de un suelo del caldenal pampeano con diferente vegetación. Sobre 200 ha se aplicó un rolado selectivo seguido de una quema controlada. El suelo fue clasificado como Haplustol Entico de textura franco-arenosa. Se utilizó un diseño factorial doble, con el factor manejo con tres niveles: testigo, rolado y rolado-quemado y el factor vegetación con dos niveles: arbustiva y gramíneo-herbácea. El día después de la quema (18 meses después del rolado) se tomaron seis muestras compuestas de suelo a 2,5 cm del perfil en cada tratamiento. Las determinaciones realizadas fueron: carbono orgánico total (COT) y fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula, obteniéndose el carbono orgánico particulado grueso (COPg); el carbono orgánico particulado fino (COPf) y el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM). Para las variables analizadas no se encontró efecto diferencial de los manejos en función del tipo de vegetación. El COT (media testigo \pm desvío estándar: $24,27 \pm 9,66$ g kg⁻¹; media rolado \pm desvío estándar: $31,25 \pm 9,51$ g kg⁻¹; media rolado-quemado \pm desvío estándar: $24,19 \pm 7,72$ g kg⁻¹) y el COPf (testigo: $2,04 \pm 1,00$ g kg⁻¹; rolado: $3,27 \pm 1,82$ g kg⁻¹; rolado-quemado: $2,55 \pm 0,97$ g kg⁻¹) aumentaron significativamente ($p < 0,05$) en el rolado respecto del testigo y en el rolado-quemado disminuyeron significativamente respecto del rolado llegando a los valores del testigo. El rolado incorpora materia orgánica en forma de restos de hojas, tallos y tejidos vegetales los que luego de 18 meses han sido transformados como lo indicaría el aumento de COPf. En estudios anteriores se encontró que la actividad microbiana aumentó luego del primer año de la aplicación del rolado, lo que podría explicarse por disminución de la relación C/N de los residuos semi-incorporados, modificaciones en su calidad por aumento de las fracciones más lábiles y por el ingreso de mayor radiación por eliminación de árboles y arbustos. La disminución de COT y COPf generada por la quema se debería a la volatilización de compuestos orgánicos. El COPg (testigo: $6,19 \pm 3,38$ g kg⁻¹; rolado: $7,78 \pm 3,26$ g kg⁻¹; rolado-quemado: $7,27 \pm 2,45$ g kg⁻¹) y el COM (testigo: $13,82 \pm 4,25$ g kg⁻¹; rolado: $17,52 \pm 6,31$ g kg⁻¹; rolado-quemado: $14,37 \pm 5,32$ g kg⁻¹) no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre tratamientos. El COM no presenta variaciones debido a que representa la forma más transformada y estable del material orgánico del suelo, que se encuentra químicamente protegida. Estos resultados muestran que la combinación de ambos manejos, rolado selectivo seguido de quema controlada, no modificarían el contenido de carbono orgánico total y su distribución en las diferentes fracciones.

Palabras claves: materia orgánica, fuego, manejos



CIP34. CARACTERIZACIÓN DE GRIETAS DEL SUELO A TRAVÉS DE IMAGENES DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA DE ALTA RESOLUCIÓN.

Losinno, Beatriz Norma y Lemeillet, Alberto Fabián

Universidad de Buenos Aires. Facultad. de Agronomía. Depto. de IA y UT, Catedra de Física
Av. San Martín 4453 - C1417DSE - Buenos Aires - Argentina

losinno@agro.uba.ar

RESUMEN

Las grietas formadas por procesos naturales en el suelo juegan un rol muy importante en el movimiento del agua y de los gases. Poder caracterizarlas es de sumo interés tanto desde el punto de vista agrícola, como ambiental; para conocer cómo influyen en el movimiento del agua de lluvia o de riego, como para describir el proceso de infiltración como posible vía de entrada de contaminantes, entre otros. Sin embargo, las grietas del suelo tienen patrones complejos que son difíciles de caracterizar, y la medición de dichos patrones se han limitado en gran medida a la medición de geometrías de grietas en la superficie del suelo. La metodología geoelectrica puede proporcionar información suficiente sobre la dinámica del agrietamiento, siendo no invasiva y con una certeza razonable. La misma se basa en los contrastes de la resistividad eléctrica (inversa de la conductividad eléctrica). En este trabajo se investiga la sensibilidad de dicha metodología para la caracterización del agrietamiento de suelos a escala de laboratorio. Para realizar el ensayo bajo condiciones controladas, se dispuso de una maceta de 90 cm de largo, con un suelo Argiudol típico (franco-limoso). Se la sometió a ciclos de humedecimiento y secado para generar grietas naturales. Se llevaron a cabo a lo largo de la maceta seis sondeos geoelectricos de alta resolución, paralelos entre sí, separados cada 2 cm, perpendiculares al desarrollo de las grietas; con un dispositivo multielectrónico a pequeña escala. Se utilizó un Resistivímetro SARIS (SCINTREX) de 36 electrodos, dispuestos con un espaciamiento de 2 centímetros, con configuración dipolo-dipolo. A través de un par de electrodos se inyecta corriente, y se mide la diferencia de potencial que generan, repitiéndose el proceso para distintas aperturas, obteniéndose la resistividad aparente. Para obtener una visualización cuantitativa (imágenes bidimensionales) se requiere de un proceso de inversión que convierta dichas resistividades aparentes en reales, asignándole a cada una de ellas la profundidad correcta. Los datos experimentales se procesaron a través del software de inversión DCIP2D (UBCGIF), el cual se basa en un ajuste por cuadrados mínimos. Posteriormente las grietas fueron rellenadas con látex; después del secado del material se extrajeron los moldes de estas. Se obtuvieron seis modelos bidimensionales de resistividad eléctrica, donde los contrastes de resistividad entre la matriz de suelo y las grietas se ponen en evidencia. De las tres grietas que se formaron se pudo determinar su ubicación, variaciones del ancho y de la profundidad. De los moldes de látex, que revelan la forma real de las grietas, se determine el volumen, el ancho y la altura de cada una de ellas. Se correlacionaron dichos parámetros con los extraídos de los modelos. Se elaboró con los datos experimentales una visualización tridimensional de la morfología de las grietas. El método geoelectrico resultó sensible a la presencia de grietas a escala de laboratorio; mostrando que la distribución de la resistividad del suelo fue afectada significativamente, dado que el espacio aéreo es altamente resistivo. El mismo permitirá el monitoreo de la dinámica del agrietamiento debajo de la superficie del suelo.

Palabras claves: Geoelectrica, Tomografía eléctrica, agrietamiento.



CIP35. VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS INDICADORES DE CALIDAD FÍSICA DEL SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL

Lozano, LuisAlberto^{1,2}; Soracco, C. Germán^{1,2,*}; Villarreal, Rafael^{1,2}; Trabocchi, Osvaldo¹; Larrieu, Luciano¹; Merani, Victor¹ y Melani, Esteban M³.

¹ Área de Física Aplicada. FCAyF. UNLP. 60 y 119, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.

² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA.

*german.soracco@gmail.com

RESUMEN

Los objetivos de este estudio fueron: i- evaluar el efecto de la siembra directa (SD) y la labranza convencional (LC) en la variabilidad temporal de indicadores estáticos (densidad aparente, DAP; macroporosidad, P_{mac}; capacidad de aire, AC; agua disponible para la planta, PAWC; capacidad de campo relativa, RFC; S de Dexter; e índice de estabilidad estructural, SSI) y dinámicos de calidad física del suelo (SPQ) (conductividad hidráulica saturada, K₀; macro y meso porosidad conductora de agua, ϵ_{ma} y ϵ_{me} ; e índice de conectividad de la porosidad total, macroporosidad y mesoporosidad, C_{wTP}, C_{wmac}, C_{wmes}); y ii- comparar la utilidad de diferentes indicadores de SPQ para predecir el rendimiento de maíz. Se realizaron muestreos de suelo y ensayos de infiltrometría a campo en cuatro momentos distintos de la temporada de crecimiento de un cultivo de maíz (BS: antes de la siembra, V6: maíz en sexta hoja, R5: madurez fisiológica, y AH: después de la cosecha). Los indicadores SPQ estáticos fueron derivados de la curva de retención hídrica. La mayoría de los indicadores SPQ fueron afectados por el momento, presentando valores y tendencias similares entre tratamientos, particularmente en AH. Los indicadores SPQ dinámicos variaron significativamente durante el periodo de crecimiento, dependiendo del sistema de labranza. Bajo SD la mayoría de los indicadores dinámicos presentaron un incremento entre BS y V6, con una posterior disminución hacia AH. El rendimiento del maíz bajo SD fue significativamente mayor (SD: 10939 kg ha⁻¹, LC: 8265 kgha⁻¹), lo cual puede atribuirse a los mayores valores de los indicadores SPQ dinámicos entre diciembre y marzo observados en este tratamiento. Probablemente esto permitió una mayor acumulación de agua en el perfil, especialmente cuando las precipitaciones fueron bajas. Estos resultados muestran la necesidad de incluir a los indicadores SPQ dinámicos, en conjunto con su variabilidad temporal cuando se intenta evaluar un sistema de labranza y su influencia en el rendimiento de los cultivos. Los indicadores SPQ estáticos no fueron capaces de distinguir diferencias entre tratamiento, mostrando una poca capacidad de predicción del rendimiento. Futuros estudios, siguiendo años con diferentes condiciones climáticas, serán útiles en la mejora del conocimiento sobre esta temática.

Palabras claves: conductividad hidráulica, curva de retención hídrica, índice de conectividad de poros.



C1P36. EVALUACIÓN DEL RENDIMIENTO DE SOJA Y PROPIEDADES EDÁFICAS EN DOS SUELOS ENCALADOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Machetti, Natalia E.; Pellegrini, Andrea E.; Gutiérrez, Nicolás; Giraud, Rafael; Tropeano, Francisco; Fernández, Federico; Cosentino, Diego y Vázquez, Mabel

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119 S/N. La Plata. Argentina.
natalia.machetti@agro.edu.ar

RESUMEN

La región pampeana argentina padece acidificación en algunos suelos por su historia productiva y tecnología aplicada en las últimas décadas, derivando en consecuencias sobre algunos cultivos de cosecha. Experiencias de encalado realizadas en Buenos Aires y Santa Fe mostraron efectos positivos y variados sobre el aumento de pH de suelo y la saturación de bases teniendo consecuencias sobre propiedades físicas y rendimiento. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la incidencia de diferentes dosis de enmiendas básicas sobre pH, materia orgánica, dinámica del agua, densidad aparente y rendimiento de soja. Los ensayos se realizaron en 2 suelos en el ámbito pampeano argentino (*Argiudol* y *Paleudol*), con diseño en bloques completamente al azar con 3 repeticiones. Los tratamientos fueron 0 (TY), 1.000(D1Y), y 4.000(D4Y) kg ha⁻¹ de dolomita todos con 200 kg ha⁻¹ de yeso. Luego de 3 meses se sembró soja. El pH previo a la incorporación de las enmiendas fue de 5,66 en el *Argiudol* y 5,44 en el *Paleudol*. Las variables, evaluadas 18 meses luego del encalado, fueron, pH, materia orgánica (MO), infiltración básica (Ib), densidad aparente (Dap) y rendimiento (R). El pH en D4Y presentó un incremento de 5,66 a 6,41 en el *Argiudol* y de 5,44 a 6,54 en el *Paleudol* respecto al inicio. La MO y la Dap no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos. La Ib presentó diferencias. En el *Paleudol* fue 0,24 cm h⁻¹ para TY y 0,7 cm h⁻¹ para D4Y, y en el *Argiudol* fue de 0,684 cm h⁻¹ en TY y 1,014 cm h⁻¹ en D4Y. El R en el *Paleudol* presentó diferencias entre TY (3,051 t ha⁻¹) y los tratamientos D1Y (4,144 t) y D4Y (4,421 t). El incremento entre TY y D4Y fue 45%. En el *Argiudol* hubo aumento de 280 kg ha⁻¹ en D4Y respecto a TY.

Palabras claves: acidez antrópica, dolomita, enmiendas

INTRODUCCIÓN

La región pampeana argentina tiene procesos de acidificación en algunos suelos por su larga historia productiva y la tecnología aplicada en las últimas décadas (Casas, 2000; Gelati y Vázquez, 2008; García y Vázquez, 2012). La intensificación de la agricultura, el empleo de germoplasma de alto potencial de rendimiento e incremento en el uso de fertilizantes nitrogenados son factores determinantes de la problemática a nivel regional (Vázquez y Pagani 2015). La transformación de planteos mixtos de sistemas productivos en agricultura permanente, con reemplazo de cultivos tradicionales como maíz (*Zea mays*, L) por otros de mayor atractivo económico como soja (*Glycine max*, L Merr), trae como consecuencia una menor incorporación de residuos post-cosecha y mayor exportación de bases del suelo.

Desde el punto de vista del desarrollo vegetal, la acidificación deriva en múltiples consecuencias directas, como las deficiencias de nutrientes secundarios básicos debido a una disminución de la reserva de Ca²⁺ y Mg²⁺ (Vázquez y Pagani, 2015), e indirectas, alterando la dinámica de otros nutrientes como N, P y Mo. Cultivos de cosecha de leguminosas como la soja, se ven seriamente afectados (González y Gambaudo, 2004; Vivas, 2004; Dorronsoro *et al.*, 2006; García *et al.*, 2009; Vázquez *et al.*, 2012; Oderiz *et al.*, 2012). Se ha señalado como valores de pH óptimo y crítico para esta especie, 6,4-5,8, respectivamente, reportándose valores de disminución de rendimiento del 20% para pH de 5,7 (Magra y Ausilio, 2004).

El proceso de acidificación tiene consecuencias sobre algunas propiedades físicas, tanto estacionarias como dinámicas (Albuquerque *et al.*, 2003; Vázquez *et al.*, 2009; Nicora *et al.*, 2012). Desde el punto de vista microbiológico, esta problemática afecta la composición de la flora y su actividad (Groffman *et al.*, 1996). Dicha actividad, responsable de procesos de interés agronómico, puede estar mermada, ya que el tamaño de la biomasa y la diversidad de la flora están reguladas por factores tales como cantidad y tipo de sustrato, disponibilidad de agua y su dinámica, disturbio del suelo y, particularmente, la oferta nutricional, entre la que cabe mencionar a elementos como Ca²⁺, Mg²⁺ y K¹⁺ (Groffman *et al.*, 1996; De Luca *et al.*, 2006).



La acidificación puede ser tratada mediante la práctica del encalado que consiste en el agregado de caliza, dolomita, cal, entre otros. En suelos con predominio de cargas permanentes de los coloides, como los de la región pampeana, el encalado puede mejorar la estabilidad de los agregados por la acción floculante que poseen el Ca^{2+} y en menor medida el Mg^{2+} , contenido en estos minerales. Sasal *et al.*, (2006) mostraron que el incremento de la estabilidad de agregados, ligado a la creación de bioporos verticales originados por raíces, lombrices y gusanos blancos, genera una mayor tasa de infiltración y mayor capacidad de retención de agua. Puede suponerse entonces que la modificación de la estabilidad estructural causada por el encalado, repercutiría sobre estas propiedades hídricas e hidráulicas y densidad aparente. Gambaudo, (2003); Meloni, (2012); Vázquez *et al.*, (2009) han mostrado en Buenos Aires y la región central de Santa Fe, efectos positivos y variados sobre el aumento de pH de suelo y la saturación de bases así como la respuesta en los rendimientos de los cultivos agrícolas. También se han comprobado, efectos secundarios de estos minerales sobre los parámetros físicos alterados que son variables de acuerdo a la dosis de aplicación y profundidad implicada del perfil del suelo (Vázquez *et al.* 2009). Terminiello *et al.* (2006) encontraron que dosis superiores a 1.500 kg ha^{-1} , si bien producen mejoras en las propiedades químicas, pueden disminuir la eficiencia de la enmienda, evaluada en producción de grano de soja o materia seca de alfalfa, a causa, probablemente, de aumentos en la resistencia mecánica del suelo, originada por recristalización de los carbonatos de la propia enmienda en el espacio poroso, según los autores.

En algunos suelos, el encalado podría propiciar mayor actividad microbiana y con ello la mineralización de la materia orgánica lábil, responsable de la unión de macroagregados (Roth y Pavan, 1991; Baldock *et al.*, 1994). Por otra parte, el encalado incrementa el rendimiento de los cultivos, aumentando la cantidad de residuos que retornan al suelo y consecuentemente el contenido de materia orgánica (Haynes y Naidu, 1998).

Debido a que el proceso de acidificación se está aseverando en la Región Pampeana, es necesario conocer los efectos de su remediación en las propiedades del suelo y en el rendimiento de especies vegetales sensibles a la problemática, ya sea por la incidencia directa del producto o por los cambios edáficos que puedan generarse.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la incidencia de diferentes dosis de enmiendas básicas sobre el pH, contenido de materia orgánica, la dinámica del agua, densidad aparente, y rendimiento de soja (*Glycine max L. Merr.*) en dos suelos agrícolas de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se llevaron a cabo en el ámbito pampeano argentino en 2 suelos con aptitud agrícola. El diseño fue en bloques completamente al azar con 3 repeticiones y arreglo factorial. Las parcelas fueron de $5 \times 10 \text{ m}$, separadas por calles de 2 m .

Los tratamientos consistieron en adición de 0 , 1.000 , y 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso (TY, D1Y y D4Y). La dolomita empleada posee una composición equivalente de $\text{CaO}_2/\text{MgO}_2$ 24% y 22% , respectivamente, con la siguiente granulometría $<75 \mu\text{m}$: 27% , $75-250 \mu\text{m}$: $40,5\%$, $>250 \mu\text{m}$: $32,5\%$. Las enmiendas se aplicaron el 9/2015, al voleo, de manera manual con incorporación mediante disco.

Los ensayos fueron realizados en:

1.- Estación Experimental Julio Hirschhorn localizada en Los Hornos (partido de La Plata), perteneciente a la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (FCAyF) de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), en un suelo *Argiudol típico*, perteneciente a la serie Bombeador (Lanfranco J.W. 1970).

2.- Establecimiento Don Joaquín: ubicado en el partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires, en un suelo *Paleudol típico* (Pt), familia fina, illítica, térmica perteneciente a la serie Etcheverry (GeoINTA, 2017).

El pH en el *Argiudol* antes de incorporar las enmiendas fue de $5,66$, el contenido de MO $3,93\%$ y la Dap $1,126 \text{ g/cm}^3$. En el *Paleudol* antes de la incorporación de las enmiendas el pH fue de $5,44$, el contenido de MO de $5,45\%$ y la Dap $0,973 \text{ g/cm}^3$.

Las variables edáficas evaluadas se determinaron 18 meses a luego del encalado. Se analizó: pH actual: por vía potenciométrica, relación suelo:agua de $1:2,5$ (p:v); materia orgánica (MO): a partir de aplicar factor $1,73$ al carbono orgánico fácilmente oxidable por vía húmeda, micrométodo según Walkley y Black modificado; (SAMPLA, SAGPyA 2004); infiltración básica (Ib): infiltrómetro de disco (Perroux y White 1988) y densidad aparente (Dap): método del cilindro, se evaluó de $0-10 \text{ cm}$ de profundidad (Blake y Hartge 1986, en SAMPLA-SAGPyA 2004);

Se determinó el rendimiento (R) de soja (*Glycine max L. Merr.*) (3/2016) que se obtuvo a partir de la cosecha manual de 6 m lineales por parcela.

Todos los resultados fueron evaluados estadísticamente mediante ANOVA, previo análisis de supuestos básicos. Se realizaron comparaciones múltiples de medias mediante prueba de Tukey (STATISTICA, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de pH mostraron diferencias estadísticamente significativas para las distintas dosis en ambos campos (Figura 1). Los tratamientos en el *Paleudol* produjeron mayores incrementos de pH que en el *Argiudol*. En los 2 sitios, D4Y generó un incremento de aproximadamente 1 punto en el pH respecto a la situación a la cual se encontraban antes de realizar el ensayo, aumentando de 5,66 a 6,41 en el *Argiudol* y de 5,44 a 6,54 en el *Paleudol*. Heredia *et al.*, (1997) estudiaron la evolución del pH y el comportamiento de propiedades físico-químicas del suelo, aplicando a la siembra de alfalfa 2.500 kg ha⁻¹ de dolomita sobre un *Argiudol típico* la evolución del aumento que encontraron fue de 1 unidad entre el testigo y la dosis al cabo de un año. Torella *et al.*, (2007) tomaron muestras de suelo de un *Argiudol típico*, adicionaron 2.000 y 4.000 kg ha⁻¹ de caliza, las incubaron en una estufa de cultivo a 25°C, a humedad gravimétrica equivalente a capacidad de campo (30%) por 30 días encontraron variación en el pH, el testigo de 5,74; se elevó a 6,75 y 7,73 para los 2.000 y 4.000 kg ha⁻¹, respectivamente.

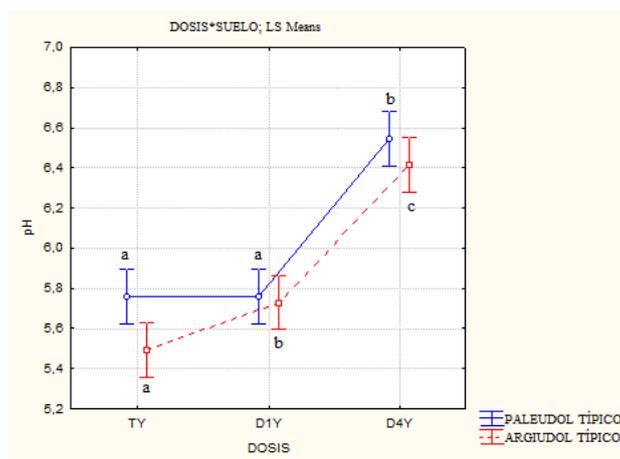


Figura 1. Valores de pH actual (1:2,5 suelo/H₂O) según tratamiento aplicado: TY=0 kg ha⁻¹, D1Y= 1.000 kg ha⁻¹ D4Y= 4.000 kg ha⁻¹ de dolomita con 200 kg ha⁻¹ de yeso en los 3 casos), para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

El contenido de MO en el *Paleudol* y el *Argiudol*, no presentó diferencias significativas entre los tratamientos en ningún sitio experimental (Figura 2). El encalado favorece la actividad microbiana y acelera la descomposición de la materia orgánica. Debido a este efecto, el encalado induce un descenso en el contenido de materia orgánica del suelo (Thompson, 1988). En este ensayo el lapso de evaluación del contenido de MO desde la aplicación de los correctores en los ensayos (18 meses) fue muy corto para ver modificaciones significativas, pero se visualiza una tendencia a la disminución con mayores dosis de dolomita.

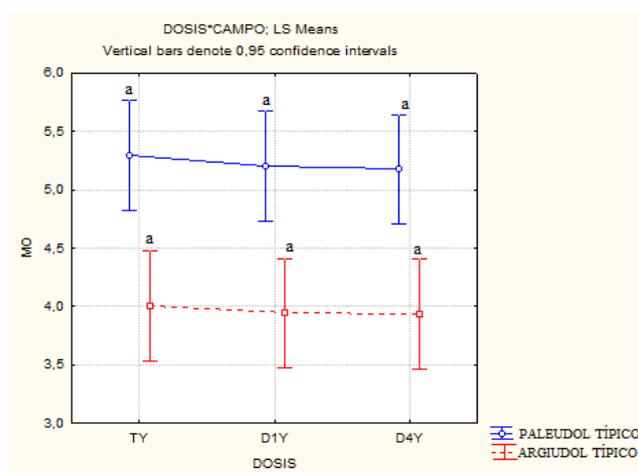


Figura 2. Contenido de materia orgánica (%) según tratamiento: TY=0 kg ha⁻¹, D1Y= 1.000 kg ha⁻¹ D4Y= 4.000 kg ha⁻¹ de dolomita con 200 kg ha⁻¹ de yeso en los 3 casos), para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

La infiltración básica presentó diferencias significativas en los dos sitios entre TY y D4Y. En el *Paleudol* la I_b fue $0,24 \text{ cm h}^{-1}$ para TY y $0,7 \text{ cm h}^{-1}$ para D4Y, y en el *Argiudol* la I_b aumentó de $0,684 \text{ cm h}^{-1}$ en TY a $1,014 \text{ cm h}^{-1}$ en D4Y. En este último suelo además se observaron diferencias estadísticamente significativas entre TY, D1Y y D4Y, siendo por lo tanto, esta variable más sensible que en el *Paleudol* (Figura 3). Vázquez *et al.*, (2009) evaluaron la incidencia del agregado de 1.000 kg ha^{-1} y 2.000 kg ha^{-1} de dolomita, sobre la infiltración medida con simulador de lluvia y la densidad aparente de un suelo *Argiudol* típico de la pradera pampeana. Los autores encontraron que la dosis de 1.000 kg ha^{-1} aumentó la infiltración, aunque en ningún caso se modificó la densidad aparente. Al igual que los resultados de estos autores, la D_{ap} no mostró diferencia estadísticamente significativa en ninguno de los 2 suelos en estudio, pero presentó una tendencia a disminuir con el aumento de la dosis (Figura 4).

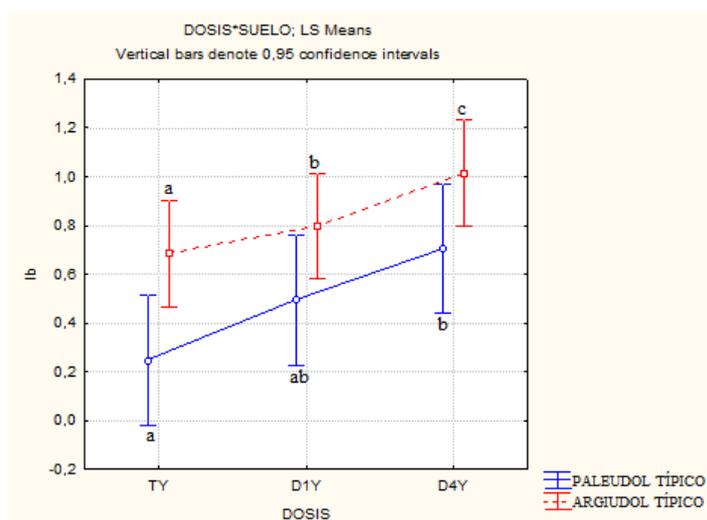


Figura 3. Infiltración básica (cm h^{-1}) según tratamiento: TY= 0 kg ha^{-1} , D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos, para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

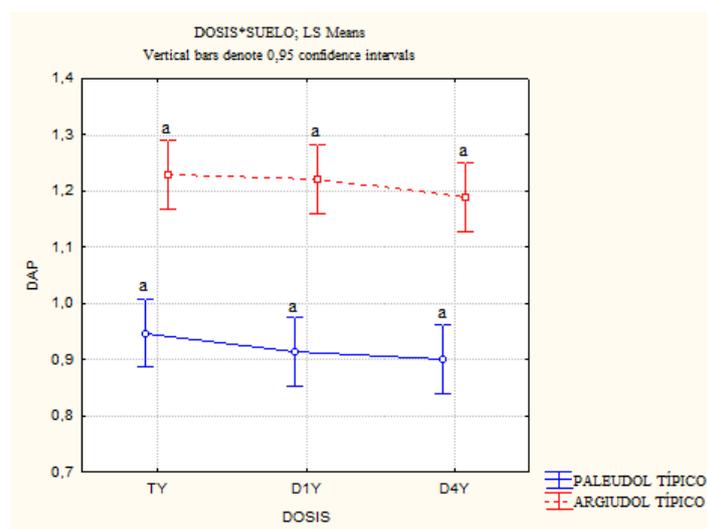


Figura 4. Densidad aparente (g cm^{-3}) según tratamiento: TY= 0 kg ha^{-1} , D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos, para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

Respecto a R (t ha^{-1}) hay interacción entre los factores dosis y tipo de suelo, en el *Paleudol* los incrementos de rendimiento fueron mayores que en el *Argiudol*. En el *Paleudol* se presentaron diferencias significativas entre TY ($3,051 \text{ t}$) y los tratamientos D1Y ($4,144 \text{ t}$) y D4Y ($4,421 \text{ t}$), siendo el incremento de rendimiento entre TY y D4Y del 45% ($1,37 \text{ t ha}^{-1}$). En el *Argiudol* no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos, aunque de todas formas este ensayo siguió la tendencia del *Paleudol* presentando un incremento de 280 kg ha^{-1} entre TY y D4Y (Figura 5). Ensayos realizados por otros autores obtuvieron también incrementos de rendimiento con aplicación de enmiendas. Estos incrementos fueron variables según dosis y tipo de enmienda, especie vegetal y características edafo-climáticas del sitio de ensayo. Vivas y Fontanetto, (2003) verificaron en el centro de la Pcia. de Santa Fe, Dto. de San Justo, incrementos de rendimiento de soja

del orden de 300 kg ha^{-1} , con el agregado de 100 kg ha^{-1} de calcita micronizada y aperdigonada ($\text{Ca} = 37\%$). Vivas *et al.*, (2001) utilizaron un fertilizante granulado con 51% de CaCO_3 y 37% de MgCO_3 , aplicado en dosis de hasta 600 kg ha^{-1} en maíz en suelos del centro de Santa Fe de pH 5,4 y 5,9 y bajos contenidos de Ca. Los resultados mostraron incrementos del rendimiento cercanos a los 1000 kg ha^{-1} , con dosis de entre $400\text{-}600 \text{ kg ha}^{-1}$, aproximadamente. González *et al.*, (2001) probaron el agregado de 100 kg ha^{-1} de un granulado calcáreo dolomítico con 22% de Ca y 13% de Mg, y 50 kg ha^{-1} de granulado de yeso con 22% de Ca y 18% de azufre (S), sobre un cultivo de trigo en San Nicolás, Pcia. Buenos Aires, produciendo ligeros incrementos del rendimiento.

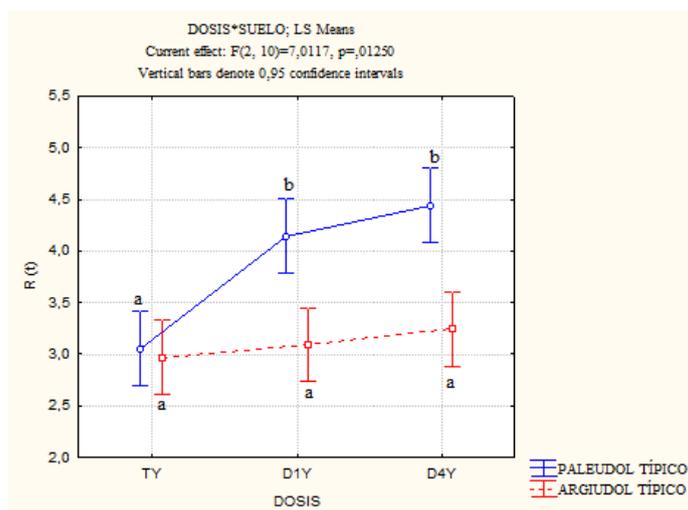


Figura 5. Rendimiento (t ha^{-1}) según : TY=0 kg ha^{-1} , D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos), para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

CONCLUSIONES

La adición de las enmiendas produjo aumento de pH e infiltración básica en el *Paleudol* y en el *Argiudol*, aunque no modificó los contenidos de materia orgánica ni los valores de densidad aparente. Por otra parte, dicha adición, produjo efectos variables sobre el rendimiento según el sitio de ensayo, presentando respuesta positiva al agregado de enmiendas en el *Paleudol*

BIBLIOGRAFÍA

- Albuquerque, JA; C Bayer; PR Ernani; AL Mafra & EC Fontana. 2003. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. Rev. Brs. Ciênc. Solo 27(5): 799-806.
- Baldock, JA; M Aoyama; JM Oades; J Susanto & CD Grant. 1994. Structural amelioration of South Australian Red-Brown earth using calcium and organic amendments. Aust. J. Soil Res. 32: 571-594.
- Blake GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph N° 9. Second edition, p. 363-376.
- Casas R. 2000. La conservación de los Suelos y la Sustentabilidad de los Sistemas Agrícolas. Disertación en el acto de entrega del premio Antonio Prego. www.insuelos.org.ar. Consultado 28/11/2017.
- De Luca L; M García & M Vázquez. 2006. Presencia de micorrizas como índice de remediación en suelos ácidos encañados. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 18-22/9. Salta, Argentina. Acta: versión electrónica.
- Dorronzoro A; JP Hernández; A Casciani & M Vázquez. 2006. Efecto de agregado de P y correctores básicos sobre el rendimiento de soja y sus componentes. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 18-22/9. Salta, Argentina. Acta (trabajo completo): versión electrónica. Acta (resumen): 267.
- García M; A Termiello; G Ardanaz.; A Casciani.; J Garcia. & M Vázquez. 2009. Evolución del efecto de enmiendas básicas sobre pastura de alfalfa en el S de Córdoba. Simposio Fertilidad. 12-13/5/2009. Rosario, Santa Fe. Actas: 234-239.
- García MG & M Vázquez. 2012. Valoración económico-ecológica de la pérdida de nutrientes básicos de los suelos santafesinos. Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica (Revibec) 19: 29-41.
- Gelati P & M Vázquez. 2008. Extracción agrícola de bases en el N de la provincia de Buenos Aires: costo de su remediación e implicancias económicas. Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica (Revibec) 7: 117-129.



- GeoINTA. geointa.inta.gov.ar/visor/. Consultado 16/10/2017.
- González B; S Gambaudo; D Bersano.; Tenorio; J Neifert & D Osenda. 2001. Enmiendas en trigo. *Revista Fertilizar* 6 (23):18-19.
- González B & S Gambaudo. 2004. Encalado en Soja. Experiencias en restitución de Calcio magnesio y azufre. Proyecto Fertilizar. INTA. www.fertilizar.org.ar. Consultado 23/11/2017.
- Groffman PM; G Howard; AJ Gold & WM Nelson. 1996. Microbially nitrated processing in shallow groundwater in a riparian forest. *J. Environ. Qual.* 25: 1309-1316.
- Haynes RJ & R Naidu. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nut. Cycl. Agroecosyst.* 51: 123-137
- Heredia OS; NM Arrigo & R Romano Cavanagh. 1997. Encalado: su efecto sobre las propiedades físicoquímicas de un argiudol. *Rev. Facultad de Agronomía (UBA)* 17 (3): 263 - 268.
- Lanfranco J.W. 1970. Carta de suelos de la Estación Experimental Julio Hirschhorn. Inédito.
- Magra G & A Ausilio. 2004. Facultad de Ciencias Agrarias. UNR. 8/2014. *Rev. Agromensajes.* 5 p.
- Nicora Z; F Guilino; A Terminiello; G Millán & M Vázquez. 2012. Efecto del encalado sobre la resistencia mecánica de un Hapludol éntico bonaerense. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino Ciencia del Suelo. 16-20/4/12. Mar del Plata, Argentina. Acta: versión digital.
- Oderiz A; V Merani; G Millán; E Baridón; A Pellegrini & M Vázquez. 2012. Encalado de alfalfa en un Hapludol éntico de Trenque Lauquen. XIX Congreso Latinoamericano Ciencia del Suelo. 16-20/4/12. Mar del Plata. Acta: versión digital.
- Perroux KM & I White. 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1205-121.
- Roth CH & MA Pavan. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a brazilian Oxisols. Ed. Elsevier. *Geoderma* 48: 351-361.
- SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina). Dirección de Producción Agrícola. 2004. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos (SAMLA). CD-room.
- Sasal, M.C., Andriulo, A.E., Taboada, M.A. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil Till. Res.* 87: 9-18.
- STATISTICA, 2011
- Thompson LM & R Troeh. 1988. Los suelos y su fertilidad. Ed. Reverte 661 páginas
- Torella JL; R Garuzzo & EC Fanta. 2007. Efecto del encalado sobre las propiedades químicas del suelo y la germinación del trébol rojo (*Trifolium pratense*). Argentina. *Informaciones Agronómicas* n°36. Pág. 14. 12/2007.
- Vázquez M. 2007. Calcio y Magnesio del suelo. Encalado y enyesado. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Eds. Echeverría H. y García F. Ed. INTA, 1° Edición, Reimpresión. 8: 161-185. 525 p.
- Vázquez M. 2009. Capacitación para la recuperación de suelos degradados de establecimientos pequeños bonaerenses de Chascomús. Edición papel y CD-rom.
- Vázquez M; A Terminiello; A Casciani; G Millán; D Cánova; P Gelati; F Guilino; A Dorrnoro; Z Nicora; L Lamarche & M García. 2012. Respuesta de la soja (*Glycine max* L. Merr) a enmiendas básicas en algunos suelos de las provincias de Buenos Aires y Santa Fe. *Rev. Ciencia del Suelo* 30(1): 43-56.
- Vázquez M & A Pagani. 2015. Calcio y magnesio. Manejo de fertilización y enmiendas en: fertilidad de suelos y fertilización de cultivos 2° edición. Editores Echeverría E. y García F. Ed. INTA Argentina, p. 317-350. 904 p.
- Vivas HS. 2004. Fertilización con fósforo y azufre para la producción de Alfalfa en el centro de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 22-25/6/2004. Entre Ríos, Paraná
- Vivas HS; H Fontanetto; R Albrecht; MA Vega & JL Hotián. 2001. Fertilización con P y S en el doble cultivo trigo/soja. Residualidad en soja. Respuesta física y económica. Campaña 2001. INTA EEA Rafaela. Publicación Miscelánea N° 95
- Vivas HS & H Fontanetto. 2003. Fósforo, azufre y calcio en la producción de soja en el Dpto San Justo 2002/2003. INTA, Rafaela. Información Técnica de cultivos de verano. Campaña 2003. Publicación Miscelánea N° 100



C1P37. EFECTOS DEL ENCALADO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS Y RENDIMIENTO EN UN HAPLUDOL DEL PARTIDO 25 DE MAYO

Machetti, Natalia E.; Pellegrini, Andrea E.; Bruballa, Germán; Ribadulla, Santiago; Gelati, Pablo R.; Nicora, Zacarias; Ferro Daniel A.; García, Mirta G.; Vázquez Mabel E. y Cosentino Diego.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119 S/N. La Plata. Argentina. natalia.machetti@agro.edu.ar

RESUMEN

La acidificación de los suelos responde a causas naturales y antrópicas. Para la corrección se recurre al encalado, que eleva el pH produciendo un aumento de las cargas eléctricas negativas y aumenta la capacidad de intercambio catiónica (CIC). También propicia mayor actividad microbiana y con ello mineralización de la materia orgánica lábil. La acidez de los suelos limita el crecimiento de las leguminosas por reducción en la nodulación y deficiencias de Ca y Mg. El objetivo de este trabajo fue evaluar a los 9 y 21 meses el comportamiento de la CIC, pH, carbono orgánico total y particulado, y nitrógeno total, ante la aplicación de diferente dosis de dolomita y el impacto sobre el rendimiento de la alfalfa. Se realizó un ensayo a campo en un *Hapludol* en el Partido de 25 de Mayo, Buenos Aires, con diseño en bloques al azar con 3 repeticiones. Se adicionaron 0, 1.000, 2.000 y 3.000 kg ha⁻¹ de dolomita (T, D1000, D2000 y D3000 respectivamente) y se sembró alfalfa (*Medicago sativa* L.). El muestreo se realizó a los 9 meses (Muestra 1) y 21 (Muestra 2) meses posteriores al encalado. Las variables analizadas fueron: pH, CIC, carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), Nitrógeno total (Nt) y rendimiento (7 cortes: 3 correspondientes a los primeros 9 meses (MS1) y 4 cortes posteriores (MS2)). El pH se incremento conforme a las dosis en los dos momentos de muestreo. La CIC, el CO y el COP no mostraron diferencias significativas entre las distintas dosis, si entre diferentes momentos (p-valor<0,05). El N a los 21 meses presentó diferencias significativas entre D1000 y D2000. El rendimiento de alfalfa en MS1, D2000 presentó incrementos significativos respecto al testigo y en MS2 D2000 y D3000 se diferenciaron estadísticamente del testigo y de D1000. MS2 fue significativamente inferior a MS1(p<0,05).

Palabras claves: acidez, alfalfa, pH del suelo

INTRODUCCIÓN

La acidificación de los suelos responde a variadas causas naturales y antrópicas, entre las más relevantes se mencionan el lavado de bases y su exportación por la producción agrícola y pecuaria (Vázquez, 2005). Este fenómeno puede derivar en la disminución de la reserva de los nutrientes básicos y su desbalance, además de afectar las propiedades físicas estacionarias y dinámicas, entre otras consecuencias.

Tradicionalmente para la corrección de acidez se han usado productos correctores o enmiendas, tales como calcita, dolomita, cal viva o apagada, entre otros. Estos productos contienen Ca y/o Mg en diferentes proporciones y han dado origen a la práctica denominada encalado. La aplicación de estos materiales básicos produce dos efectos en el suelo, uno nutricional que es el suministro de Ca y/o Mg, y por otra parte, produce un incremento en el pH del suelo, neutralizando los H⁺. Si bien el pH del suelo podría elevarse a través del agregado de otros compuestos, generalmente se emplean los cálcico/magnésicos con el objetivo de reponer estos elementos con funciones nutricionales para los cultivos y microflora edáfica, aprovechando sus características de estructurantes edáficos (Vázquez, 2013). Estos productos pueden aplicarse en cualquier época del año. En general se anticipan algunos meses a la siembra de los cultivos incorporándolos al suelo para favorecer su solubilidad.

La periodicidad de la aplicación de los correctores va desde frecuencias anuales, en situaciones de elevada acidez y cultivos sensibles, a encalados cada 2-4 años, en situaciones menos limitantes, dependiendo de la residualidad en cada sistema suelo-planta (Vázquez, 2013).

En el proceso de encalado, al elevar el pH, se produce un aumento de la carga eléctrica negativa. El valor de la capacidad de intercambio catiónica (CIC) de un suelo depende de la cantidad y tipo de arcilla, humus y pH del medio. La



dependencia de la CIC con la acidez se explica porque a medida que aumenta el pH del suelo se generan nuevas cargas eléctricas negativas en el complejo de cambio. En consecuencia, la CIC no es un valor único, sino que aumenta con el pH y, por lo tanto, con la dosis de enmienda aplicada (Miner, 1995).

El encalado propicia mayor actividad microbiana y con ello la mineralización de la materia orgánica lábil, responsable de la unión de macroagregados (Baldock *et al.*, 1994; Roth & Pavan 1991). Efectos negativos y positivos pueden acontecer incluso en un mismo suelo en escalas de tiempo distintas, como resultantes de cambios en la materia orgánica, por un lado, y el poder estructurante de los cationes divalentes agregados, por el otro (Chan & Heenan, 1998)

El carbono orgánico total (CO) ha mostrado ser menos sensible a cambios de corto plazo producidos por distintas prácticas de manejo, a diferencia de los fraccionamientos de la materia orgánica que si lo son (Galantini & Suñer, 2008). La separación por tamaño del CO se basa en que la fracción del tamaño de las arenas (>53 μm), que recibe el nombre de carbono orgánico particulado (COP), es por lo general más lábil que la fracción de carbono orgánico asociada a las partículas de limo y arcilla. El COP está compuesto por una mezcla de residuos de plantas y animales en diferentes etapas de su transformación, que incluye microorganismos, esporas, polen, semillas, fitolitos y residuos carbonizados (Spycher *et al.*, 1983; Baisden *et al.*, 2002). Esta mezcla tan heterogénea hace que su composición sea muy variable, con características intermedias entre la materia orgánica del suelo y la de los residuos de cultivos (Galantini & Suñer, 2008).

La acidez de los suelos limita el crecimiento de las plantas debido a una combinación de factores, en el caso particular de las leguminosas, tiene efecto negativo sobre la simbiosis leguminosa-rizobio causado principalmente por la reducción en el proceso de nodulación (Campillo & Sadzawka). La corrección de la acidez pone en disponibilidad otros nutrientes como el P, promueve la fijación biológica del N, por poner en disponibilidad al Mo, indispensable para la simbiosis (Terron, 2010). La implantación, producción y persistencia de los alfalfares se ven afectados, por sus altos requerimientos de Ca y Mg. Esta especie puede disminuir su rendimiento hasta un 42% si es cultivada a un pH 5,7 (Romero, 2003). El objetivo de este trabajo fue evaluar a los 9 y 21 meses el comportamiento de la CIC, pH, CO, COP y N, ante la aplicación de diferente dosis de dolomita y el impacto sobre el rendimiento de la alfalfa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo a campo con diseño en bloques al azar con 3 repeticiones. El suelo sobre el que se realizó el ensayo fue un *Hapludol* perteneciente a la Serie Ortiz de Rosas con pH de 5,5; CIC 11,63 y 2,98% de MO ubicado en el Partido de 25 de Mayo, Pcia. de Buenos Aires. Los tratamientos consistieron en adición de 0, 1.000, 2.000 y 3.000 kg ha^{-1} de dolomita (T, D1000, D2000 y D3000 respectivamente). La dolomita empleada posee una composición equivalente de $\text{CaO}_2/\text{MgO}_2$ 24% y 22%, con la siguiente granulometría <75 μm : 27 %, 75-250 μm : 40,5 %, >250 μm : 32,5 %. La enmienda se aplicaron el 5/2014, al voleo, de manera manual con incorporación mediante disco. Se fertilizó a la siembra con MAP (100 kg ha^{-1}) y se sembró alfalfa (*Medicago sativa L.*) variedad WL 1058, a razón de 18 kg ha^{-1} .

El muestreo de suelo se realizó a los 9 meses (Muestra 1) y 21 meses (Muestra 2) posteriores al encalado extrayendo una muestra compuesta de 5 submuestras/parcela en la capa de 0-20 cm. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm. Se realizaron las siguientes determinaciones químicas mediante metodología SAGPyA (2004): pH actual (suelo: agua 1:2,5), capacidad de intercambio catiónica (CIC) a pH 7 con acetato de amonio 1 N, el carbono orgánico total (COT) se analizó por el micrométodo de Walkley-Black modificado y Nt por el método micro-Kjeldahl. El carbono particulado (COP) se evaluó por fraccionamiento granulométrico con tamices de 105 y 53 μm , según método de Duval *et al.* (2013).

La evaluación del rendimiento de alfalfa se realizó a partir de cortes de 0,5 m^2 por parcela en 7 momentos diferentes del cultivo. Los cortes en los meses de noviembre y diciembre 2014 y enero 2015, previos al primer muestreo se agruparon en MS1 y los cortes de los meses de abril, mayo, septiembre y diciembre 2015, posteriores al primer muestreo y previos al segundo se agruparon en MS2. El material fue secado a 60°C y posteriormente se determinó su peso.

Los resultados fueron evaluados mediante (ANOVA), comparación (LSD, Tukey), correlación de variables, análisis de correlación (Statistica, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH se incremento conforme a las dosis en los dos momentos de muestreo. A los 9 meses se diferenció D2000 y D3000 de T, y D3000 de D1000. A los 21 meses las diferencias significativas fueron entre T y D2000/D3000 ($p < 0,05$). No hubo diferencia entre los dos momentos de muestreo (Figura 1). Esto coincide con lo hallado por Vázquez *et al.* (2012) en un suelo *Argiudol típico bonaerense*, donde a posteriori de la aplicación de los productos observaron que el agregado de las diferentes dosis de correctores elevó el pH de la capa de 0-20 cm, manteniéndose estos incrementos después de dos años de efectuada la aplicación.

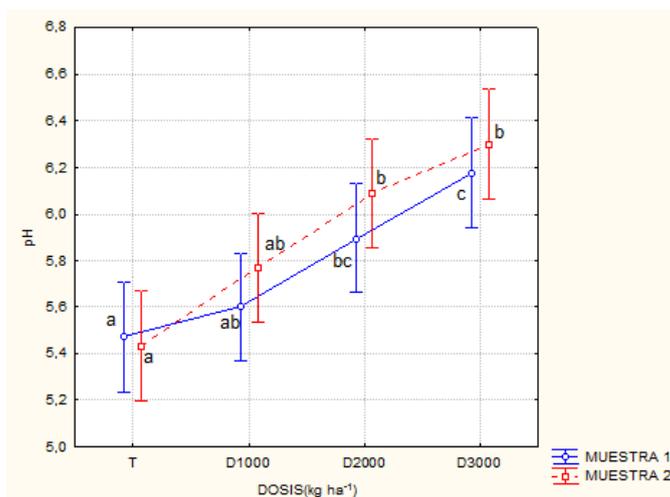


Figura 1: Valores de pH actual (1:2,5 suelo/H₂O) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha⁻¹, D1= 1.000 kg ha⁻¹ D2= 2.000 kg ha⁻¹ D3= 3.000 kg ha⁻¹ de dolomita, para 9 meses (muestra 1) y 21 meses (muestra 2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

Si bien la CIC no mostró diferencias significativas entre las distintas dosis, si lo hizo entre los diferentes momentos (p < 0,05) de muestreo, presentando una misma tendencia, incrementándose en D1000 y D3000, respecto a T y D2000 (Figura 2). Estos resultados se deberían a que la capacidad de intercambio se encuentra predominantemente en sitios dependientes del pH tanto en superficies de mineral de arcilla como en superficies orgánicas, teniendo la aplicación superficial de la cal y el movimiento resultante de un flujo neutralizante compuesto por aniones alcalinos (OH⁻, HCO₃⁻, CO₃²⁻ (Cregan *et al.*, 1989)) a través del suelo, una influencia considerable en la capacidad de intercambio (Blake *et al.*, 1999).

El contenido de COT, presentó diferencia significativa entre los dos momentos de muestreo (p < 0,05) y en ambos momentos una tendencia al incremento solo en D1000. El COT en D2000 y D3000 presentó valores similares o inferiores al testigo (Figura 3).

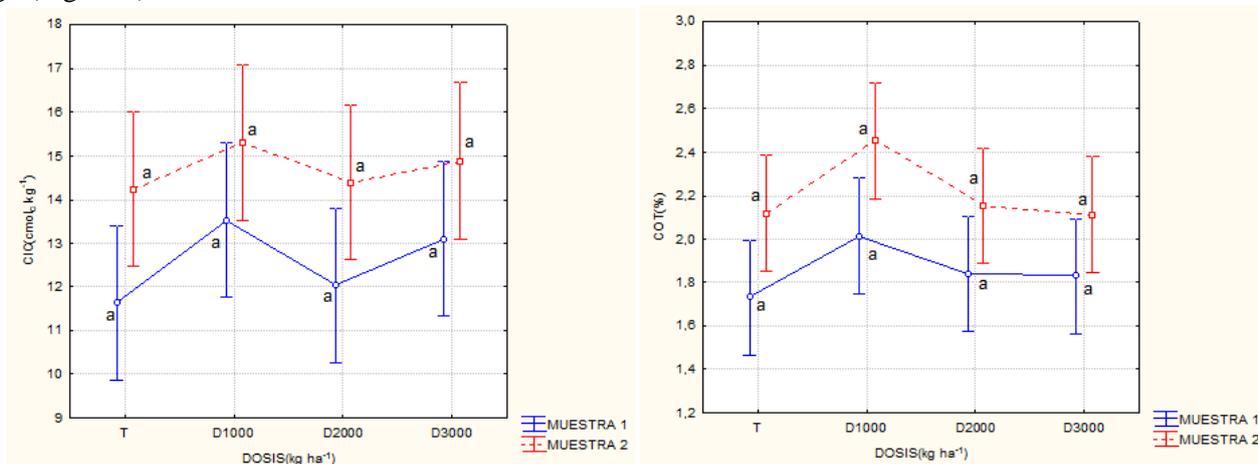


Figura 2 y 3: Valores de CIC ($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$) y CO (gC kg suelo^{-1}) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1} , D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-1} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, para 9 meses (muestra 1) y 21 meses (muestra 2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

El COP y sus fracciones no mostraron diferencias significativas en ninguno de los dos periodos analizados entre los distintos tratamientos. A los 21 meses de la aplicación del corrector, D2000 tendió a presentar menores contenidos de COP y de sus fracciones que el resto de las dosis. Por otra parte en el segundo muestreo los valores de COP y sus fracciones fueron mayores que en el primero en todos los tratamientos, por lo que no se podría atribuir al factor dosis analizado (Figura 4a y 4b). Se observa un comportamiento similares entre en CO y COP a los 21 meses de comenzado los ensayos. Posiblemente si se evaluaran esta variables en plazos mayores de tiempo podrían hallarse diferencias significativas entre las distintas dosis.

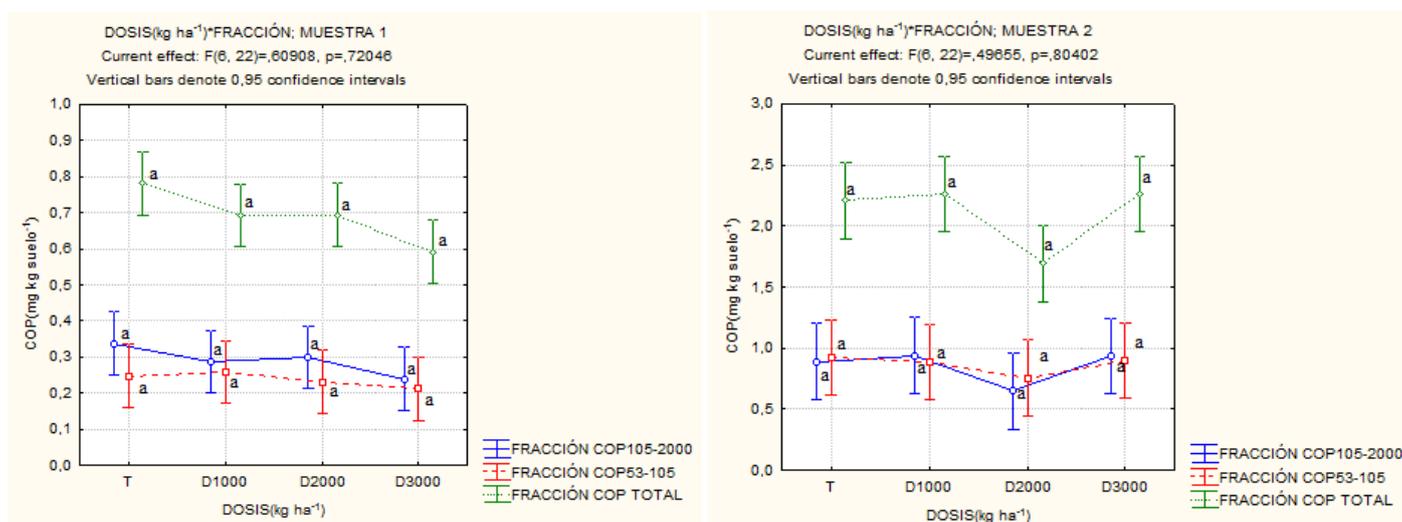


Figura 4a y 4b: Valores de COP Total, COP 105-2000 μm y COP 53-105 μm según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1} , D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-1} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, para 9 meses (muestra 1) 4a y 21 meses (muestra 2) 4b. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para una misma fracción.

El contenido de Nt medido a los 9 meses no mostró diferencia significativa entre los tratamientos, aunque se observó un menor contenido en D2000. Dicha disminución se asentó a los 21 meses (0,19%) respecto a D1000 (0,24 %) diferenciándose significativamente. El mayor contenido en D1000 en ambos periodos analizados, coincide con los mayores valores de CO, CIC y COP (Figura 5).

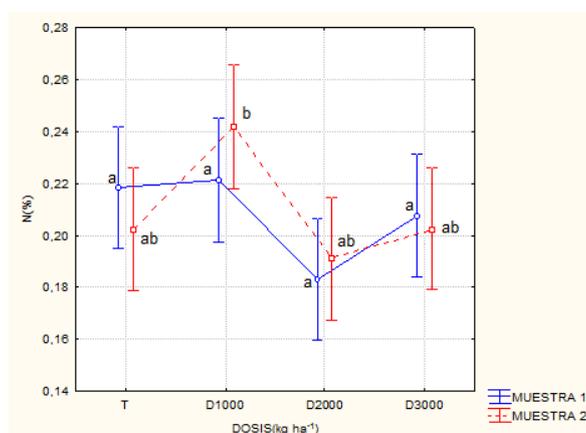


Figura 5: Valores de N (%) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1} , D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-1} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, para 9 meses (muestra 1) y 21 meses (muestra 2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

Respecto a la primera determinación de rendimiento de alfalfa, MS1, D2000 presentó incrementos significativos respecto al testigo. Los tratamientos D1000 y D3000 presentaron solo una tendencia a dicho incremento respecto al testigo. En que lo que respecta a MS2 D2000 y D3000 se diferenciaron estadísticamente del testigo y de D1000. MS2 fue significativamente inferior ($p < 0,05$) a MS1 debido a que corresponde a los meses de menor productividad forrajera. El alcance del máximo rendimiento se alcanzó con D2000 en ambos casos (Figura 6) no diferenciándose de D3000.

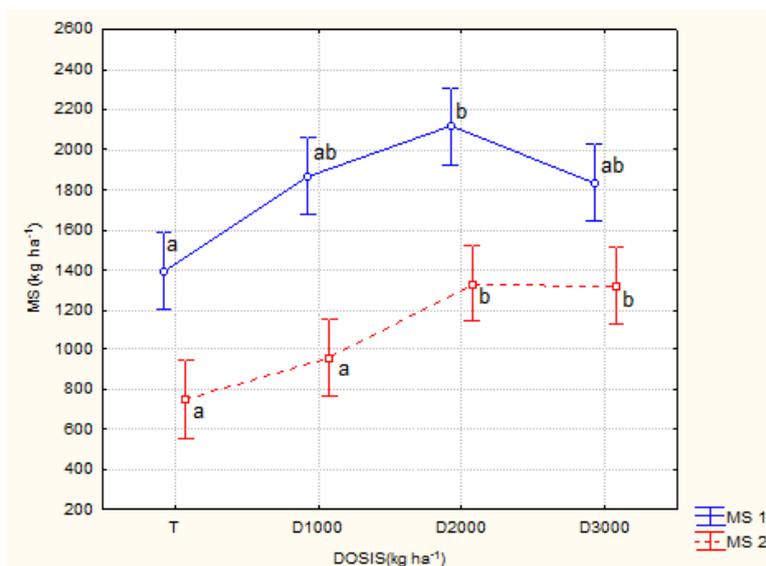


Figura 6: Valores de materia seca (kg ha^{-1}) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1} , D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-1} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, 3 cortes iniciales (MS1) y 4 cortes posteriores (MS2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

Los resultados donde D2000, si bien en algunos casos no presenta diferencia significativa con el resto de los tratamientos, arroja los menores valores en la CIC, contenido CO, COP y N, y por otra parte presenta el mayor rendimiento de alfalfa, podrían deberse a que los microorganismos responsables de la dinámica degradativa de la materia orgánica y por lo tanto del ciclaje del N, P y S orgánico incrementan su nivel de actividad a pH cercanos a la neutralidad (Magra & Ausilio, 2004), con lo cual disminuiría el contenido de materia orgánica (CO, COP, N) incidiendo directamente sobre la CIC. El incremento de la mineralización aumentaría la oferta de nutrientes disponibles para la alfalfa, lo que explicaría el mayor rendimiento en D2000.

No se encontró comportamiento progresivo positivo en D3000 respecto a D2000, ya que dosis elevadas de estas enmiendas podrían promover la acción cementante ejercida por sales poco solubles (CaCO_3 y MgCO_3) (Vázquez *et al.*, 2010), asociado a procesos de disolución y recristalización de carbonato de calcio (Imbellone, 1996). Jacks & Sharma (1995) verificaron fenómenos comparables para dolomita, tanto en sentido vertical como horizontal a lo largo del paisaje, movilizadas inicialmente por disolución y arrastre de CaCO_3 y MgCO_3 . Condiciones de sobresaturación producidas por D3000 podrían tener consecuencias mecánicas negativas para el crecimiento vegetal, y para el desarrollo de microorganismos por la afectación de la circulación de aire y agua.

CONCLUSIONES

La adición de enmiendas produjo aumentos de pH medidos a partir de los 9 y hasta los 21 meses de incorporada la misma. La capacidad de intercambio catiónica, el carbono orgánico total y el carbono orgánico particulado no mostraron sensibilidad a los tratamientos en los plazos estudiados, pero si una tendencia a disminuir con 2000 kg ha^{-1} de dolomita respecto a las dosis restantes. El nitrógeno a los 21 meses también marcó una disminución con 2000 kg ha^{-1} de dolomita diferenciándose de la dosis de 1000 kg ha^{-1} . El rendimiento de alfalfa se vio favorecido con la dosis de 2000 kg ha^{-1} y con 3000 kg ha^{-1} no presentó un incremento progresivo positivo respecto a 2000 kg ha^{-1} en ninguna de las dos muestras.



BIBLIOGRAFÍA

- Baisden, W.T.; R. Amundson; D.L. Brenner; A.C. Cook; C Kendall & J.W. Harden. 2002. A multi-isotope C and N modeling analysis of soil organic matter turnover and transport as a function of soil depth in a California annual grassland soil chronosequence. *Global Biogeochem. Cycles*, 16: 1135.
- Blake, L.; K.W. Goulding; C.J.B. Mott & A.E. Johnston. 1999. Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodlandgrass at Rothamsted Experimental Station, UK. *Eur. J. Soil Sci.* 50: 401-412.
- Baldock, J.A.; M. Aoyama; J.M. Oades; Susanto & C.D. Grant. 1994. Structural amelioration of South Australian Red-Brown earth using calcium and organic amendments. *Aust. J. Soil Res.* 32: 571-594.
- Cregan, P.D.; J.R. Hirth & M.K. Conyers. 1989. Amelioration of soil acidity by liming and other amendments. In: *Soil Acidity and Plant Growth* (ed. A.D. Robson), pp. 205±264. Academic Press, Sydney.
- Campillo R., R.; Sadzawka R., A. s.f. La Acidificación de los Suelos. Origen y Mecanismos Involucrados. INIA. 17 p.
- Chan, K.Y. & D.P. Heenan. 1998. Effect of lime (CaCO₃) application on soil structural stability of a red earth. *Aus. J. Soil Res.* 36: 73-86.
- Duval, M.E.; J.A. Galantini; J.O. Iglesias; S. Canelo; J.M. Martinez & L.Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11-19.
- Galantini, J.A. & Suñer, L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina). Facultad de Ciencias Agropecuarias. 15 pp.
- Imbellone, P.1996. Redistribución de carbonato de calcio de sucesiones cuaternarias de la llanura costera bonaerense. *Asociación Argentina de Sedimentología.* 3:63-76.
- Jacks G. & Sharma, V.P. 1995. Geochemistry of calcic horizons in relation to hillslope processes, southern India. *Geoderma* 67:203-214.
- Magra, G. & Ausilio A. 2004. Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario. 8/2014. *Rev. Agromensajes.* 5 p.
- Miner, J. A. 1995. *Revista Sustrai.* Edición N°36. 5pp.
- Romero, N. 2003. Alfalfa: limitantes productivas en la región pampeana. *Producción bovina de carne.* www.produccion-animal.com.ar (última consulta dic. 2017)
- Roth, C.H. & M.A. Pavan. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a brazilian Oxisols. *Geoderma* 48: 351-361.
- SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina). Dirección de Producción Agrícola. 2004. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos (SAML). Versión Electrónica. ISBN 987-9184-40-8.
- Spycher, G.; P. Sollins & S. Rose.1983. Carbon and nitrogen in the light fraction of a forest soil: Vertical distribution and seasonal patterns. *Soil Sci.* 135, 79-87.
- STATISTICA, 2011.
- Terron, P. U. 2010. *Tratado de fitotecnia general.* 2da edicion. Mundi prensa. Madrid. PP 895.
- Vázquez M. 2005. Calcio y Magnesio del suelo. Encalado y enyesado. Cap. 8: 161-185. En *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos.* Echeverría H., García F. (Eds). INTA, Buenos Aires, Argentina. 525 p.
- Vázquez, M.; A. Terminiello & G. Millán. 2008. Lixiviación de iones en un suelo tratado con enmiendas carbonáticas y yeso. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16/5/08, Potrero de Funes, San Luis. ACTAS: 342. Trabajo completo versión electrónica.
- Vázquez M.; A. Terminiello; A. Casciani; G. Millán; P. Gelati; F. Guilino; J. García; J. Kostiria & M. García. 2010. Evaluación del efecto de enmiendas básicas sobre la producción de alfalfa (*Medicago sativa* L.) y propiedades edáficas en ámbitos templados argentinos. *Ciencia del Suelo* 28(2): 131-140.
- Vázquez, M.; Pagani A. 2013. Calcio y Magnesio. Manejo de Fertilización y Enmiendas.



C1P38. INFILTRACIÓN BÁSICA Y COMPACTACIÓN DEL SUELO EN RESPUESTA A LA INTENSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN CON GRAMÍNEAS.

Malmantile, Alberto; Gerster, Guillermo, R.; Salvagiotti, Fernando y Bacigaluppo, Silvina.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Oliveros. Ruta 11, km 353. Oliveros. Argentina. malmantile.alberto@inta.gob.ar

RESUMEN

En la región centro-sur de Santa Fe, en los últimos años, se observó un claro predominio del monocultivo de soja, la escasa presencia de gramíneas en la rotación y el tránsito de la maquinaria sobre suelo húmedo, favorecieron la formación de bloques densificados. La compactación antrópica, especialmente en estos suelos con alto contenido de limo en los horizontes superiores, se ha identificado como una de las principales causas de su degradación que afecta la productividad y acelera la pérdida de calidad de las tierras agrícolas. En suelos ya afectados por compactación, la actividad radical es un factor primordial para la regeneración de su estructura. Las gramíneas, en especial el trigo, tienen una gran capacidad de exploración en zonas densificadas. La soja en cambio, presenta un sistema de raíces de escasa capacidad de exploración. En un ensayo de larga duración en siembra directa, implantado sobre un suelo Argiudol típico con severa degradación física (36 % de bloques masivos), se evaluó el efecto de la intensificación agrícola con gramíneas, sobre la infiltración básica, la presencia de bloques compactos ($M\Delta$) y la producción del cultivo de soja. Las secuencias evaluadas fueron 1) Soja-Soja; 2) Soja-cultivo de cobertura-Soja; 3) Soja-Trigo/Soja-Maíz, 4) Soja-Trigo/Soja-Maíz-cultivo de cobertura y 5) Maíz-Trigo/Soja, utilizando trigo como cultivo de cobertura. Luego de 9 años, se observaron en promedio disminuciones del 50% de $M\Delta$ en los perfiles de suelo de las secuencias con gramíneas respecto a la situación inicial, aumentos en la infiltración básica del 170%, comparando el monocultivo de soja con las demás secuencias evaluadas. La soja de primera, de los tratamientos 2, 3 y 4, rindió en promedio, un 3,5% más que la del tratamiento 1. Estos resultados indicarían una mejora en la macroporosidad del suelo en la medida que se intensifica el uso de gramíneas en la rotación.

Palabras clave: bloques compactos; actividad radical; macroporosidad.

INTRODUCCIÓN

En la región centro-sur de Santa Fe, con predominio de suelos Argiudoles, se observó en los últimos años, una escasa presencia de gramíneas en la rotación de cultivos, donde el suelo es ocupado en un 70% por soja de primera y sólo un 15% por trigo/soja y otro 15% por maíz (EEA INTA Oliveros, 2016).

En esta región, donde las labores de siembra y cosecha se concentran en períodos lluviosos, el tránsito de maquinaria se produce habitualmente con contenidos de humedad de suelo elevados y cercanos al punto de máxima susceptibilidad a la compactación. La compactación antrópica, especialmente en estos suelos con alto contenido de limo en los horizontes superiores, se ha identificado como una de las principales causas de su degradación que afecta la productividad y acelera la pérdida de calidad de las tierras agrícolas por limitación del desarrollo radical de los cultivos (Plá Sentis & Nacci, 1990; Gerster & Bacigaluppo, 2004; Silva Rossi, 2005).

En Argiudoles típicos, Gerster & Bacigaluppo (2004), observaron sobre huellas generadas por el paso de tolvas auto-descargables sobre suelo húmedo un incremento en la densidad aparente, asociada a una pérdida de la macroporosidad que generó una reducción de la infiltración básica del 30%. Esto produjo una reducción en la exploración de raíces, sin embargo, la capacidad de exploración radical en sectores de suelo densificados fue diferente según se tratase de soja, maíz o trigo. El cultivo que presenta mayor dificultad de explorar zonas compactas es la soja, el maíz si bien logra superar los sectores densos presenta una distribución de raíces desuniforme, mientras que el trigo muestra una exploración radical en los sectores compactos similar a zonas sin transitar.

Por otro lado, Gerster *et.al.*, (2010), observaron menor resistencia mecánica a la penetración y mayor producción del cultivo de soja, por efecto de la inclusión de gramíneas en una rotación agrícola. Estas evidencias sugieren que en la medida que se incremente la participación de las gramíneas en la rotación, la mayor exploración de las raíces mejorará indicadores de la fertilidad física en el largo plazo. Un ensayo de larga duración es el marco experimental ideal para poner a prueba esta hipótesis.

El objetivo de este trabajo fue evaluar al cabo de 9 años, los efectos de la intensificación agrícola con gramíneas sobre la infiltración básica, la presencia de bloques compactos (Masivos Δ) en el perfil edáfico y la producción del cultivo de soja de primera en un suelo Argiudol típico con severa degradación física.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo de larga duración (ELD) conducido en la Estación Experimental INTA Oliveros (32° 32' S; 60° 51' O), cuyo objetivo general es estudiar los efectos a largo plazo de la intensificación agrícola basada en la inclusión de gramíneas, en lotes con degradación físico-química. Este ELD se inició en el año 2006 en un lote con más de 50 años de agricultura continua sobre un suelo Argiudol típico serie Maciel, manejado los últimos 8 años en siembra directa. Al momento del establecimiento del ensayo el lote presentaba problemas de compactación subsuperficial, con la presencia de un 36% de masivos delta ($M\Delta$) (bloques de suelo sin porosidad estructural), medidos a través del perfil cultural (De Battista *et al.*, 1993). El experimento se realizó con un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones evaluando 5 secuencias de cultivo en las que progresivamente se incrementa la participación de gramíneas: 1) Soja-Soja (S-S); 2) Soja- cultivo de cobertura-Soja (S-cc-S); 3) Soja-Trigo/soja-Maíz (S-T/S-M); 4) Soja-Trigo/soja-Maíz-cultivo de cobertura (S-T/S- M-cc) y 5) Trigo/soja-Maíz (T/S- M). En todos los casos se implantó trigo como cultivo de cobertura invernal. De esta manera, se obtuvieron diferentes índices de participación de gramíneas en las secuencias (tiempo ocupado por gramíneas en relación al total de cultivos en cada rotación): 0, 31, 29, 38 y 44% de participación en las secuencias 1, 2, 3, 4 y 5 respectivamente.

Cada unidad experimental fue de 13 m \times 50 m. Al finalizar el tercer ciclo de rotaciones del experimento (9no. año), se evaluó la infiltración básica (Ib) con permeámetros de disco, en las 3 repeticiones tomando 5 mediciones por unidad experimental. Se realizó una trinchera (2m x 1m, hasta superar el horizonte Bt en profundidad) y se cuantificó la presencia de $M\Delta$ en los horizontes A+B1 mediante perfil cultural en dos repeticiones de los tratamientos 1, 2, 3 y 5. En los tratamientos 1, 2, 3 y 4, donde participa la soja como cultivo de primera, se cuantificó el rendimiento en grano con cosecha mecánica y se expresó al 13.5% de humedad. Los resultados de rendimiento de soja y la Ib, fueron analizados a través de un ANOVA utilizando el software estadístico InfoGen/P (2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de 9 años, se observó un aumento promedio en la infiltración básica del 170%, comparando el monocultivo de soja respecto a las secuencias rotadas con gramíneas, con valores registrados de 9.5 mm/h hasta 29.5 mm/h (Figura1). En todos los tratamientos evaluados, esta variable aumentó significativamente respecto al tratamiento 1, aunque sólo en los dos más intensificados, tratamientos 4 y 5, se observó una velocidad de infiltración superior a 24 mm/h, valor de referencia tomado como probable para que por encima del mismo, el lote exprese una mejor calidad de suelo (Bacigaluppo *et al.*, 2017).

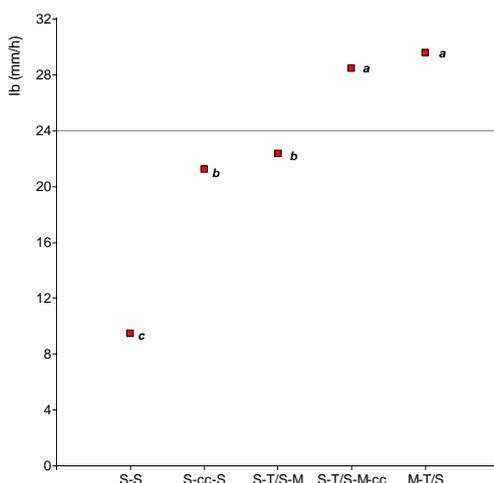


Figura 1: Infiltración básica en secuencias agrícolas con distinto grado de participación de gramíneas. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$). La línea horizontal representa el umbral por debajo del cual la infiltración afecta la calidad del suelo (Bacigaluppo *et al.*, 2017).

La Ib indica la velocidad de infiltración en un suelo saturado, donde el agua se mueve principalmente a través de los macroporos. Estos resultados muestran indirectamente la mejora lograda en el sistema de macroporos del suelo en estudio con el incremento de la proporción de gramíneas en las secuencias agrícolas.



En relación a la presencia de bloques MA en los perfiles de suelo, el monocultivo de soja presentó valores similares a la situación de inicio del ELD, observando un piso continuo con bloques masivos del 39 % del área. En cambio, en la medida que las gramíneas incrementaron su participación en la secuencia, se observó una reducción promedio del 50% en la presencia de bloques MA, respecto a la situación inicial. En la secuencia soja-cultivo de cobertura-soja, los bloques compactos disminuyeron a un 22%, mientras que en las secuencias donde participaron el maíz y el trigo como cultivos de grano, i.e. Soja-Trigo/soja-Maíz y Trigo/soja-Maíz, la presencia de estados masivos se redujo a 18% y 14%, respectivamente. En consecuencia, la inclusión de las gramíneas redujo en todos los casos la presencia de MA por debajo de 25%, valor de referencia tomado como probable para que por debajo del mismo, el lote exprese una mejor calidad de suelo (Bacigaluppo et al, 2017).

El cultivo de soja de primera, implantado sobre secuencias que incluyeron gramíneas ya sea como cultivo de cobertura o como cultivo de grano, rindió en promedio, un 3,5% por encima del rendimiento de soja en monocultivo. La secuencia S-T/S-M obtuvo el mayor rinde con 4643 kg/ha (Tabla 1).

Tabla1 Rendimiento de soja de primera 2014/15, luego del tercer ciclo de rotaciones en secuencias de cultivo con diferente participación de gramíneas.

Secuencia	Rendimiento (kg/ha al 13,5% H ^o)	
S-T/S-M	4643	a
S-T/S-M-cc	4590	ab
S-cc-S	4433	bc
S-S	4393	c

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p \leq 0,05$)

CONCLUSIONES

Luego de 9 años de secuencias con mayor participación de gramíneas, la infiltración básica y la presencia de bloques masivos mostraron cambios promedio del 170% y 50% respectivamente, siendo sensibles para mostrar las diferencias entre los tratamientos. Estos resultados indicarían una mejora en la macroporosidad del suelo en la medida que se intensifica el uso de gramíneas en la rotación.

BIBLIOGRAFÍA

- Bacigaluppo, S; G Gerster & F Salvagiotti. 2017. Ecorregión Pampeana, centro-sur de Santa Fe. Sistema productivo: agrícola continuo. En: Ediciones INTA. Manual de indicadores de calidad del suelo para las Ecorregiones de Argentina. Pp 259-266.
- De Battista, JJ; A Andriulo & C Pecorari. 1993. El Perfil Cultural: un método para la evaluación de sistemas de cultivo. Ciencia del Suelo Vol. 10-11: 89-93.
- EEA INTA Oliveros. 2016. Uso de la tecnología disponible en sistemas agrícolas del sur de Santa Fe. <https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-uso-tecnologia-sistemas-agricolas-sur-santa-fe>
- Gerster, G & S Bacigaluppo. 2004. Consecuencia de la densificación por tránsito en Argiudoles del sur de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: 303
- Gerster, G; S Bacigaluppo; M Bodrero & F Salvagiotti. 2010. Secuencia de cultivos, descompactación mecánica y rendimiento de soja en un suelo degradado de la región pampeana. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario. Argentina.
- InfoGen/P, 2007. www.info-gen.com.ar Estadística y Biometría U.N.C.
- Plá Sentis, I & S Nacci. 1990. Técnicas y equipos simplificados para evaluar propiedades físicas importantes para el manejo de suelos en los trópicos. XI Congreso Latinoamericano y II Congreso Cubano de la Ciencia del Suelo: 199-217.
- Silva Rossi, M. 2005. Impacto de la compactación sobre la calidad de los suelos en el sur de Santa Fe. PMP EEA INTA Oliveros N°30: 94-98.



C1P39. NIVELES ALTOS DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DEL IMPENETRABLE CHAQUEÑO

Mansilla, Natalia P.¹; Rojas Julieta M.²; Goytía, Silvia Y.²; Quiróz, Norma¹

1 Ministerio de Producción, Provincia de Chaco, Coronel Falcón 149, Resistencia, Chaco Argentina. natalia.mansilla@hotmail.com

2 Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña. Ruta 95 Km 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña. Argentina.

RESUMEN

El trabajo se desarrolló sobre dos sitios con Sistemas Silvopastoriles (SSP) actuales, comparando las características del suelo del SSP y el bosque nativo (BN) adyacente sometido a cambio en el uso del suelo (CUS), sobre diferentes tipos de suelos como parte de la medición de indicadores de calidad de suelo (ICS) en el marco de una tesis de maestría. Los SSP incluyen la generación simultánea de productos ganaderos, forestales y servicios ambientales en distintas combinaciones. Se determinó el contenido de carbono orgánico total (CO) por medio de la técnica de Walkey y Black, como uno de los indicadores propuestos para evaluar estos sistemas. Los contenidos resultaron variables, inferiores y superiores a los valores promedios de la escala propuesta por Rojas et al. (2016) para suelos de Chaco. Pero se hallaron valores inusualmente altos en el horizonte E de un Natracualf Típico, para ambas situaciones (SSP y BN), el horizonte A bajo SSP de un Natracualf Mólico y el horizonte A bajo SSP, de un Durustalf. Dados los valores extremadamente altos obtenidos (31,7 SSP, 37,3 monte del Natracualf T.; 33,2 Natracualf mólico y 33,2 Durustalf), se realizaron determinaciones interlaboratorio (Laboratorios FAZ Tucumán, Instituto Agrotécnico FCA, Chaco y Dirección de suelos, Chaco), obteniéndose los mismos resultados. Asumiendo la existencia de alguna interferencia, se realizaron lavados de carbonatos, obteniéndose los mismos resultados y en algunos casos mayores aún. Aunque se ha encontrado valores elevados de CO en suelos del Impenetrable chaqueño y en suelos de Ingeniero Juárez (Formosa), no se explica la causa de tan altos valores dadas las características visuales y el paisaje donde el suelo se halla incluido. Se concluye que si bien, se presentaron en algunas situaciones altos coeficientes de variación (62 % y 4,8 %) del contenido de CO de las situaciones analizadas, los valores obtenidos abren un gran interrogante sobre el origen de este carbono por encima de los valores de referencia y en horizontes que usualmente tienen menos carbono.

Palabras claves: sistemas silvopastoriles-materia orgánica- Chaco.



C1P40. IHO: EFECTO DE LA DISTRIBUCIÓN LATERAL DE LA COMPACTACIÓN POR TRÁNSITO DE LA MAQUINARIA AGRÍCOLA

Masola, María. J.¹; Alesso, Carlos. A.²; Ferreyra, Matías.²; Carrizo, María. E.¹ e Imhoff, Silvia.¹

¹Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Conicet. Kreder 2805. Esperanza. Argentina.

²Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805. Esperanza. Argentina. josefinamasola@gmail.com.

RESUMEN

Los suelos agrícolas de la región pampeana Argentina presentan sus propiedades químicas y físicas degradadas. Esto se debe a que se ha intensificado su uso y por ello se utilizan máquinas de gran tamaño y peso. El uso del sistema de siembra directa y el tránsito aleatorio de las maquinarias en condiciones de inadecuada humedad provocaron que aproximadamente el 90% de la superficie agrícola se presente compactada. La adopción del sistema de tránsito controlado (TC) surge como una alternativa mundialmente reconocida para reducir la superficie compactada al 10-15%. El objetivo de este trabajo fue evaluar la distribución de la compactación generada por el TC en las sendas de tránsito permanente hacia zonas aledañas en un suelo agrícola de la región pampeana. Para ello, se llevó a cabo un experimento a campo, con un DBCA y 3 tratamientos: T0: sin compactación al inicio del experimento, T1 y T2: con 2 y 4 MPa en las sendas de tránsito permanente. Posteriormente todos los tratamientos recibieron el mismo manejo, respetando las sendas de tránsito en las operaciones de siembra y cosecha. Se extrajeron muestras de suelo no perturbadas en 4 posiciones en el horizonte superficial en una línea transversal a la senda de tránsito permanente y se construyó el Intervalo Hídrico Óptimo (IHO) para cada tratamiento y posición. Se observó que el IHO disminuye desde el centro de la senda hacia los costados. No se observaron diferencias en la amplitud del IHO entre sendas de tránsito, sin compactación.

Palabras clave: suelos degradados; tránsito controlado; propiedades físicas.

INTRODUCCIÓN

La seguridad alimentaria mundial constituye un desafío para la agricultura moderna ya que debe aumentar un 60% la producción de alimentos hasta el año 2050 para satisfacer las necesidades de la población (Bruinsma, 2009). Los suelos de la región pampeana argentina presentan sus propiedades físicas y químicas degradadas (Carrizo *et al.*, 2011). Una alternativa propuesta para la recuperación de estos suelos fue la adopción del sistema de siembra directa. Este consiste en la no remoción del suelo y en mantener los residuos de los cultivos distribuidos uniformemente sobre la superficie del suelo, lo que genera numerosos beneficios ampliamente conocidos. Sin embargo, su adopción ha contribuido a la expansión de la frontera agrícola y a la intensificación de los sistemas debido a que permite incrementar la capacidad de labor de productores y contratistas. La necesidad de los agricultores de sembrar en fechas óptimas ha contribuido al desarrollo de maquinarias de gran tamaño y peso (Botta *et al.*, 2006). El incremento en tamaño de la maquinaria acompañado por el uso del sistema de tránsito al azar dentro de los lotes agrícolas provocó que el 90% de su superficie presente compactación. Ésta se define como el proceso por el cual las partículas del suelo se reorganizan aumentando la densidad aparente debido a una reducción del volumen de poros (SSSA, 2008). Las alteraciones en la estructura del suelo debidas a este proceso tienen consecuencias negativas en la producción de los cultivos debido a que afecta el crecimiento de raíces y vástagos. Sin embargo, diversos autores han determinado que la respuesta de los cultivos a la compactación es variable (Li *et al.*, 2009; Imhoff *et al.*, 2010) debido a que la reducción del espacio poroso total y la alteración de la distribución del tamaño de poros y de su continuidad también es variable (Danfors, 1994; Imhoff *et al.*, 2010). Como consecuencia, el balance de agua, aire y nutrientes del suelo se altera y su resistencia mecánica aumenta.

Diversas alternativas fueron propuestas para reducir y/o evitar la compactación de los suelos agrícolas. Una de ellas es la adopción del sistema de tránsito controlado de la maquinaria (TC) que consiste en establecer zonas de cultivo libres de compactación y sendas de tránsito permanente donde circula la maquinaria (Antille *et al.*, 2015). Como resultado, la superficie compactada del lote es menor (10-20%). A pesar de las ventajas mencionadas por autores internacionales aún existe escasa información relacionada a la compactación inducida por el TC de la maquinaria agrícola en la región pampeana argentina. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar cómo se distribuye lateralmente la compactación generada por el TC en las sendas de tránsito permanente y en zonas aledañas y cómo esto afecta diversas propiedades físicas del suelo (i.e. resistencia mecánica a la penetración de raíces (RP), densidad aparente del suelo (Da), intervalo hídrico óptimo (IHO)) para desarrollar conocimientos que avalen la implementación de técnicas complementarias a las actuales que permitan mejorar la calidad de los suelos para optimizar la producción de los cultivos.



MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del sitio experimental

El estudio se realizó en un establecimiento agrícola en departamento Castellanos, provincia de Santa Fe (Argentina). El clima de la región es subhúmedo-húmedo con precipitaciones anuales que varían entre 920 a 1700 mm y régimen mesotérmico con una temperatura media anual de 19°C. El suelo estudiado fue un Argiudol típico, serie Rafaela de textura franco limosa (25,5% de arcilla, 72% de limo y 25% de arena).

Diseño experimental y tratamientos

Inicialmente, en el área experimental se realizó una labranza vertical para eliminar la compactación existente en el horizonte superficial y someter a toda el área a la misma condición inicial. Luego, se delimitaron 9 parcelas de 10x50m en un diseño en bloques completamente aleatorizados. En dichas parcelas se definieron sendas permanentes de tránsito de la maquinaria y se establecieron 3 intensidades de tránsito al inicio del experimento (tratamientos). Para ello, se realizaron diferentes números de pasadas de una máquina cosechadora hasta alcanzar los niveles deseados de compactación. Esta operación se llevó a cabo con un contenido de humedad del suelo cercano a capacidad de campo ($0,26 \text{ cm}^{-3} \text{ cm}^{-3}$). Cada tratamiento se repitió tres veces.

El tratamiento control (T0) no recibió compactación adicional en la senda de tránsito permanente al inicio del experimento quedando definida sólo por la operación de siembra del primer cultivo de la rotación del productor (maíz). En los tratamientos T1 y T2 se efectuaron pasadas con la máquina cosechadora hasta alcanzar 2 y 4 MPa respectivamente en la senda de tránsito. Posteriormente, al igual que el T0, en los tratamientos T1 y T2 se realizó la siembra del cultivo de maíz. Luego, todos los tratamientos recibieron el mismo manejo.

Determinaciones

Se recolectaron muestras de suelo con estructura no perturbada (cilindros de 5x5cm; n=36) en el horizonte superficial (0-10 cm) en cuatro posiciones diferentes siguiendo una línea transversal a las sendas permanentes de TC para cubrir áreas de suelo compactadas y no compactadas. Las posiciones de muestreo fueron: a) centro de la senda de TC, b) borde de la senda de TC, a 15 cm del centro de la senda de TC, c) a 10cm del borde de la senda de TC, d) entre sendas, a 70 cm del borde de la senda de TC, aproximadamente.

El IHO se realizó a partir de las curvas de retención hídrica (CRH) y de resistencia a la penetración (CRP) según la metodología propuesta por Silva *et al.* (1994) para cada valor de densidad aparente (D_a) medido. Para ello, las muestras no perturbadas de suelo se saturaron gradualmente con agua y se pesaron para obtener el contenido de agua en saturación. Luego se equilibraron a diferentes potenciales mátricos (ψ): -0,001, -0,003, -0,006, -0,008 y -0,01 MPa en mesa de tensión y -0,03, -0,1, -0,4 y -1,5 MPa en ollas de baja y alta presión (Klute & Dirksen 1986). Cuando llegaron al equilibrio, se pesaron y se midió en cada muestra la resistencia a la penetración (RP) con un penetrómetro electrónico de laboratorio. Inmediatamente las muestras se secaron a 105°C para cuantificar el contenido gravimétrico de agua y la densidad aparente del suelo (D_a) (Blake & Hartge 1986). Luego se calculó el contenido volumétrico de agua para elaborar la CRH para cada tratamiento ($CRH, \theta = f \psi$).

Los datos de la CRH se ajustaron según el modelo propuesto por Van Genuchten (1980) (Ecuación 1):

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) / [1 + (\alpha\psi)^n]^m \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde: θ = contenido de agua ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); θ_s = contenido hídrico de la muestra saturada ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); θ_r = contenido hídrico residual de la muestra ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) y α , n y m son parámetros de ajuste.

La relación funcional entre RP, θ y D_a se obtuvo ajustando los datos al modelo no lineal sugerido por Busscher (1990) (Ecuación 2):

$$RP = a * \theta^b * D_a^c \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde: a , b y c son parámetros de ajuste.

Los contenidos de agua correspondiente a capacidad de campo (θ_{CC}) y a punto de marchitez (θ_{PMP}) se obtuvieron a partir de la ecuación 1 para $\psi = -0,03 \text{ MPa}$ y $\psi = -1,5 \text{ MPa}$, respectivamente. La ecuación 2 se utilizó para

determinar el contenido de agua del suelo (θ_{RP}) en el que $RP = 2$ MPa, valor considerado como restrictivo para el crecimiento normal de las raíces de los cultivos. El contenido de agua del suelo que deja un volumen con aire del 10 %, denominada porosidad de aireación (θ_{PA}), se determinó mediante la ecuación 3:

$$\theta_{PA} = [(1 - D_a/D_p)^{-0,10}] \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde: D_p = densidad de partículas del suelo ($Mg\ m^{-3}$).

El valor de D_p considerado fue de $2,6\ Mg\ m^{-3}$. Los coeficientes de los modelos de CRH y CRP se estimaron mediante regresión no lineal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El IHO ha sido definido como el rango de contenido de agua del suelo, dentro del cual las limitaciones para el crecimiento de las plantas asociadas al potencial hídrico, la aireación y la resistencia mecánica a la penetración de las raíces son mínimas (Silva *et al.*, 1994). En la Figura 1 se presentan las amplitudes de dicho intervalo ($cm^3\ cm^{-3}$) en función del rango de D_a encontradas en los distintos tratamientos y posiciones.

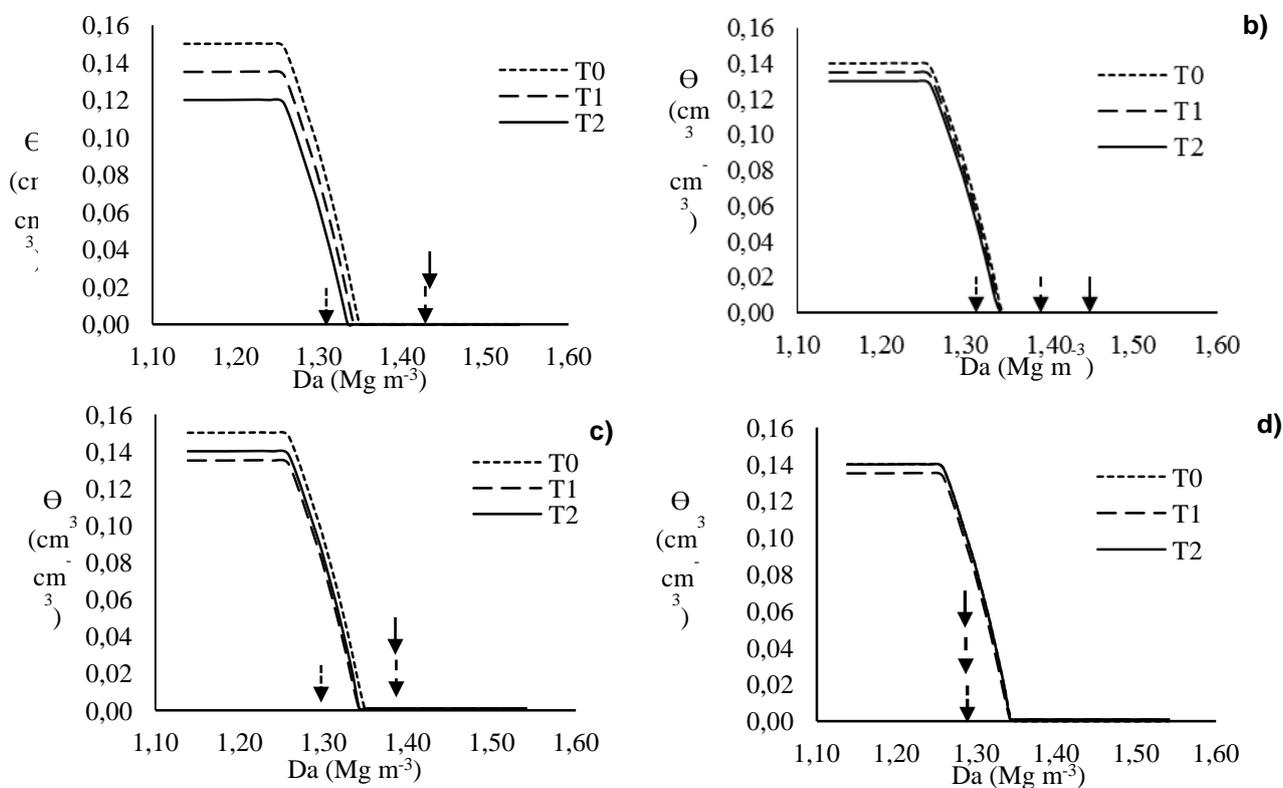


Figura 1. Amplitud del IHO (Θ , $cm^3\ cm^{-3}$) en función de la densidad aparente del suelo (D_a , $Mg\ m^{-3}$) a) centro de la senda de TC, b) borde de la senda de TC, c) a 15 cm del centro de la senda de TC, d) a 10 cm del borde de la senda de TC, e) entre sendas, a 70 cm del borde de la senda de TC, aproximadamente. T0: tratamiento control, sin compactación inicial en la senda de tránsito, T1 y T2: 2 y 4 MPa respectivamente en la senda de tránsito permanente al inicio del experimento. Las flechas indican la D_a ($Mg\ m^{-3}$) promedio de cada tratamiento y posición.

En las posiciones a y b, que representan las zonas de mayor compactación, se observa que la amplitud del IHO es $T_0 > T_1 > T_2$, es decir que disminuye a medida que la compactación aumenta. Esta reducción se debe a que el contenido hídrico a capacidad de campo disminuye en el mismo orden (T_0 : 0,27; T_1 : 0,26 y T_2 : 0,24 $cm^3\ cm^{-3}$) debido, probablemente, a que durante el proceso de compactación se alteró la estructura y el espacio poroso del suelo. Es ampliamente conocido que la compactación reduce primeramente macro y mesoporos, reduciendo el agua disponible entre capacidad de campo y el punto de marchitamiento permanente. Además, en la Figura 1 (posición a) se observa que el promedio de D_a difiere ampliamente entre tratamientos (1,31; 1,43 y 1,44 $Mg\ m^{-3}$ en T_0 , T_1 y T_2 respectivamente) por lo que el crecimiento de las plantas no se verá restringido por el estrecho IHO sólo en el T_0 , mientras que en los demás tratamientos el suelo presentará condiciones altamente restrictivas para el crecimiento de las plantas, principalmente



debido a valores elevados de RP ($> 2\text{MPa}$), inclusive con elevados contenidos hídricos. Esas restricciones se mantienen en los mismos tratamientos en la posición b, donde se observan valores de D_a de 1,33; 1,39 y 1,45 Mg m^{-3} en T0, T1 y T2 respectivamente.

En las posición c (Figura 1) se observa que las diferencias entre las amplitudes de los IHO de los distintos tratamientos son menores entre T1 y T2 debido a que sus contenidos hídricos a capacidad de campo no difieren entre dichos tratamientos ($0,26 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) aunque si distan del T0 ($0,27 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$). Además, al igual que en las posiciones a y b, el promedio de las D_a de los tratamientos (T1 y T2) difieren de T0. Por lo tanto, el estrecho IHO limitará el crecimiento de las plantas en la mayoría de las situaciones que se presenten (con elevados contenidos hídricos la limitante será la escasa aireación y con bajos contenidos hídricos la limitante será la elevada RP). Esto indica que la compactación generada por el TC de maquinaria se distribuye lateralmente hacia zonas no transitadas en este tipo de suelo.

En la posición d (Figura 1) no se observan diferencias entre la amplitud del IHO entre tratamientos, presentan similares promedios de D_a y contenidos hídricos a capacidad de campo, indicando que las alteraciones del IHO se deben exclusivamente al tránsito de la maquinaria. Todos los tratamientos y posiciones presentaron similares contenidos hídricos en el punto de marchitez permanente ($0,12 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) ya que éste depende principalmente de la porosidad textural del suelo.

CONCLUSIONES

El TC de la maquinaria agrícola resulta una alternativa para mejorar diversas propiedades físicas del suelo y disminuir la superficie compactada de los lotes agrícolas de Santa Fe, sin embargo resulta necesario adaptar el ancho de trabajo de la maquinaria para facilitar la adopción de esta práctica. Posteriores estudios serán necesarios para evaluar el impacto de la distribución lateral de la compactación en el rendimiento de cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por Proyecto PIP 677 CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Antille, DL; S Imhoff; CA Alesso; WCT Chamen & JN Tullberg. 2015. Potential to Increase Productivity and Sustainability in Argentinean Agriculture with CTF: A Short Discussion. *Acta Tec Agric* 3: 83-87.
- Blake, G & K Hartge. 1986. Bulk density. En: Klute, A (ed). *Methods of soil analysis: Part 1-Physical and mineralogical methods*. Vol 1. 2da edn. Pp. 363-375. Am Soc Agr.
- Botta, GF; D Jorajuria; H Rosatto & C Ferrero. 2006. Light tractor traffic frequency on soil compaction in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil & Till Res.* 86: 9-14.
- Bruinsma, J. 2009. The resource outlook to 2050: by how much do land, water, and crop yields need to increase by 2050? Expert meeting on how to feed the world in 2050, June 2009. FAO of the United Nations, Rome.
- Busscher, WJ. 1990. Adjustment of flat-tipped penetrometer resistance data to a common water content. *Tran of ASAE* 33: 519-524.
- Carrizo, ME; M Pilatti; CA Alesso & S Imhoff. 2011. Atributos químicos de suelos argiudoles cultivados y no cultivados del departamento Las Colonias (Santa Fe). *Ci. suelo.* 29: 173-179.
- Danfors, B. 1994. Changes in subsoil porosity caused by heavy vehicles. *Soil & Till Res.* 29: 135-144.
- Imhoff, S; BD Kay; AP Da Silva & MA Hajabbasi. 2010. Evaluating responses of maize (*Zea mays* L.) to soil physical conditions using a boundary line approach. *Soil & Till Res.* 106: 303-310.
- Klute, A & C Dirksen. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. En: Klute, A (ed.). *Methods of soil analysis: Part 1- Physical and mineralogical methods*. Vol 1. 2da edn. Pp. 687-734. Am Soc Agr.
- Li, YX; JNTullberg & DMFreebairn. 2007. Wheel traffic and tillage effects on runoff and crop yield. *Soil & Till Res.* 97: 282-292.
- Silva, AP; B Kay & E Perfect. 1994. Characterization of the Least Limiting Water Range of Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1775-1781.
- Soil Science Society of America. 2008. *Glossary of Soil Science Terms: 2008*.
- Van Genuchten, MT. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci Am J.* 44: 892-898.



C1P41. EL TIPO DE SUELO COMO FACTOR CLAVE PARA DIFERENCIAR VINOS MALBEC DE VIÑEDOS DE ALTURA

Mezzatesta, Daniela. S.^{1,2}; Berli, Federico. J.¹; Fontana, Ariel. R.¹; Urvieta, Roy A.^{1,2}; Ortega, Pablo M.²; Mastrantonio, Leandro. E.³; Buscema, Fernando. G.² y Piccoli, Patricia, N.¹

¹Instituto Biología Agrícola Mendoza, UNCUYO-CONICET, Alte. Brown 500, M5528AHB, Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.

²Catena Institute of Wine. Cobos s/n, Agrelo, Mendoza, Argentina.

³Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agrarias, UNCUYO, Alte. Brown 500, M5528AHB, Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.

dmezzatesta@catenainstitute.com

RESUMEN

A nivel mundial, la calidad de uvas y vinos está asociada con el concepto de terroir, entendido como la interacción de diversos factores: material vegetal, características ambientales y manejo cultural de un sitio específico. En este contexto, el suelo cumple un rol principal, por tanto surge la necesidad de estudiar su impacto en la producción de uvas para vinos de alta calidad de la variedad más importante a nivel nacional y en las condiciones de la provincia de Mendoza, que concentra un 86% de su superficie cultivada. El experimento se llevó a cabo durante dos temporadas de cultivo (2016 y 2017) en un viñedo a 1450 m s.n.m. que presenta suelos aluvionales heterogéneos, manteniendo iguales condiciones de manejo e irrigación. La selección de las parcelas experimentales se realizó comparando mapas de conductividad eléctrica del suelo, profundidad de suelo (con 70 puntos de observación por hectárea) e índice de vegetación normalizada (NDVI). Se identificaron dos sectores contrastantes, uno con suelo superficial (SS) y otro con suelo profundo (SP). Dentro de cada sector, se distribuyeron 12 unidades experimentales (n=12) con 72 plantas cada una (seleccionadas en base a su homogeneidad de vigor). Los sectores se caracterizaron física y químicamente, tomando muestras de suelo y rizósfera a dos profundidades. Se midieron variables de expresión vegetativa y reproductiva de las vides de cada sector, incluyendo la bioquímica de las bayas para cada caso. Los vinos fueron elaborados bajo condiciones estandarizadas de vinificación (n=4) y analizados en cuanto a su composición química y características sensoriales. Los suelos tienen textura arena franca, donde SS presenta una profundidad menor a 45 cm, con tosca de espesor variable, un 77% de cantos rodados y un 4,3% de arcilla. SP tiene una profundidad mayor a 1,20 m, sin cantos rodados y un 2,6 % de arcilla. Asimismo, los suelos se diferenciaron en pH, contenido de materia orgánica y nitrógeno total, siendo mayores en SS. La expresión vegetativa, el rendimiento de plantas y la bioquímica de bayas y vinos se diferenciaron, independientemente de las variaciones climáticas de los dos años de estudio. La temporada 2017 fue más cálida y seca en primavera y verano (registros en base a estación meteorológica de la propiedad). Las plantas en SS presentaron menor expresión vegetativa (60,9% en brotes por planta, 61,5% en área foliar, 99,5% en largo de brote, 20% en diámetro de brotes; y menor rendimiento (291,7%), dado principalmente por un menor número de racimos por planta (46%) y bayas por racimo (43,4%) considerando ambas temporadas; adelantando la maduración en 9 y 14 días (2016 y 2017, respectivamente). SS presentó un incremento en la capacidad antioxidante de bayas (122,4%) y vinos (7,4%), valores que se correspondieron con una mayor proporción de compuestos fenólicos de alta capacidad antioxidante: flavonoles (230,5%), dihidroxiflavonoles (78,8%) y antocianos dihidroxilados (147%). Los vinos de ambos suelos se diferenciaron sensorialmente en una prueba triangular (p=0,01), y mediante panelistas entrenados se propusieron descriptores sensoriales únicos para caracterizarlos.

Palabras claves: *Vitis vinifera*, terroir, viticultura.



CIP42. CALIDAD ESTRUCTURAL Y COMPOSICIÓN CARBONADA EN SUELOS DE PRODUCCIÓN AGROECOLÓGICA EN EL CHACO HÚMEDO SANTAFESINO

Mieres, Luciano N.; Roulet, Maria S.; Pognante, Federico; Vitti, Daniela; Szwarc, Diego A.; Almada Melina A. y Menichelli, Marcela.

Estación Experimental Agropecuaria INTA Reconquista. Ruta 11 km 773, Reconquista, Santa Fe. Argentina.
mieres.luciano@inta.gob.ar.

RESUMEN

Las prácticas de manejo determinan en el tiempo la composición orgánica de los suelos y su calidad estructural. El objetivo fue estudiar el carbono orgánico de suelos bajo manejos agroecológicos y su relación con la estabilidad del suelo ante factores ambientales. Se realizaron evaluaciones en julio del 2017 en la unidad experimental de producción agroecológica de INTA Reconquista, Santa Fe. Se tomaron muestras de suelo en dos profundidades (0 a 10 y 10 a 20 cm) en 5 situaciones, ganadería intensiva en pastizal, tres tipos de agricultura conservacionista y una de refugios vegetados espontáneos e implantados. Sobre ellas se determinó el carbono orgánico total (COT) y particulado (COP), el nitrógeno total y la estabilidad de agregados (EA). Las mayores diferencias entre manejos se dieron en COT, COP y EA en la profundidad 0 a 10 cm de suelo. El COT superficial fue 51% mayor en ganadería intensiva con respecto a la mejor de las situaciones agrícolas evaluadas, mientras que de 10 a 20 cm la diferencia fue solo 14% mayor en ganadería. El COP también fue mayor en pastizales pastoreados. La labilidad del carbono en agricultura es mayor que en pastizal, indicando por mayor relación COP/COT. La EA fue 41% superior en el pastizal respecto a agricultura, donde ante humectación rápida inducida, los agregados disminuyeron fuertemente su tamaño por estallido. Se estableció relación lineal positiva ajustada ($R^2=0,90$) entre el EA y COT. También entre EA y COP ($R^2=0,72$). El pastizal y los refugios vegetados presentaron mayor calidad fisicoquímica de suelo. El uso de cultivos de cobertura, en franjas y enmiendas orgánicas en agricultura, no bastó para generar diferencias en la composición carbonada del suelo, aunque sí en la EA. Es pertinente continuar con evaluaciones tendientes a concretar prácticas de manejo en agroecología extensiva que recupere la calidad de los suelos.

Palabras claves: agregación, carbono de suelo, sustentabilidad

INTRODUCCIÓN

Los sistemas agropecuarios presentan en sus suelos variaciones en su calidad estructural en relación al ambiente, al manejo y al tiempo de realización de los mismos. La agroecología promueve diversos tipos de manejos tendientes a mejorar la calidad de los suelos como: realizar ganadería sobre pastos naturales e implantados, el uso de pastoreo rotativo intensivo donde las heces vuelven al suelo de forma directa, el pastaje intensivo de residuos de cosecha agrícola o de verdes, agricultura pura con uso de prácticas conservacionistas como las rotaciones de cultivos, la aplicación de enmienda orgánica, la realización de abonos verdes, cultivos de cobertura y cultivos en franja entre otros, utilizándola menor cantidad posible de insumos. Al no utilizar agroquímicos, la agricultura agroecológica requiere realizar laboreos frecuentes para el control de malezas. La labranza frecuente tiende a concentrar menor cantidad de carbono orgánico particulado de forma superficial, con menor estabilidad de los agregados respecto de lotes sin labranza (Mieres & Lorenzini, 2014), lo que lo hace más vulnerable a la erosión. Gran parte de la pérdida de calidad de los suelos del chaco húmedo santafesino se debe al laboreo agrícola (Vivas *et al.*, 1992). La adopción de manejos conservacionistas es importantes en el norte de Santa Fe ya que los suelos presentan estados de degradación y erosión hídrica muy importantes que limitan la producción agropecuaria (Bonel *et al.*, 2015). Las prácticas individuales que impactan positivamente sobre la estructura del suelo suelen presentar aumentos en las fracciones carbonadas más lábiles del sistema, como el carbono orgánico particulado (Cambardela & Elliot, 1992). Por ello, evaluar los efectos positivos sobre la estabilidad de la estructura es importante, ya que esto indicaría que el manejo preserva el suelo (Le Bissonais *et al.*, 1996). Por ello, el objetivo de esta experiencia fue estudiar la composición de carbono orgánico de suelos franco limosos bajo distintos manejos agroecológicos combinados, considerando la relación de las prácticas de manejo con la estabilidad que presentan los agregados ante su estrés por agentes ambientales como el de lluvia y el esfuerzo mecánico.



MATERIALES Y MÉTODOS

Suelos y ambiente productivo

La evaluación fue realizada en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Reconquista (29°15'33"S; 59°43'47"O) provincia de Santa Fe, Argentina, en invierno de 2017, sobre el módulo productivo "Unidad Experimental de Producción Agroecológica" (UEPA), que cuenta con una superficie total de 44 ha, distribuidas en tres lotes agrícolas, y uno ganadero, que se encuentran de refugios rodeados de áreas de vegetación espontánea y árboles implantados como parte del diseño de paisaje diverso. La capacidad de uso del sitio es agrícola-ganadera (3ws Ip-54), con suelo Argiudol acuertico como principal componente de la unidad cartográfica RTA04, según Mapa de Suelos de la Provincia de Santa Fe (Giorgi et al., 2009). El clima del sitio de estudio es de transición entre templado y subtropical subhúmedo seco. La temperatura media anual es 20°C, con máxima media anual de 25.5°C. La precipitación media anual es 1272 mm para la localidad de Reconquista y presenta una distribución que concentra el 70% desde octubre a marzo. Las situaciones relevadas como tratamientos se corresponden con 5 condiciones de manejos de suelo (Tabla 1).

Tabla 1. Manejos evaluados como tratamientos

Manejo	Descripción	Años	Cultivos-especies más importantes
A1	Agrícola con cultivo cobertura y enmiendas orgánicas	8	Rotación con trigo, soja, sorgo, algodón, maíz, girasol, avena negra, vicia, melilotus, trébol rojo.
A2	Agrícola con cultivo cobertura y en franjas	8	
A3	Agrícola con cultivo de cobertura	8	
G4	Ganadería de pastoreo rotativo Voisin sobre Pastizal natural e implantado	>15	Pastizal de aja amarilla, pasto macho, desmodium, pasto miel, pasto horqueta
RV5	Refugios perimetrales de vegetación espontánea y arboles	8	Algarrobo, fresno, paraíso, setaria, pasto horqueta, pasto miel, cola de zorro, trébol

Variables y técnicas analíticas

Se consideró información precedente de densidad aparente del suelo a nivel superficial para definir la profundidad de muestreo. Como esta fue similar entre los tratamientos propuestos se tomó muestras de suelo con pala, a igual profundidad de 0 a 10 y 10 a 20 cm, con tres repeticiones al azar por manejo. El suelo fue tamizado en húmedo con malla de 8 mm de diámetro y secado a temperatura ambiente (20 °C). Posteriormente se realizó un cuarteo del suelo y se tamizó en seco con malla de 2 mm. Sobre una submuestra se determinó el carbono orgánico total (COT) con la técnica de combustión húmeda (Walkley & Black, 1934) y el nitrógeno total (NT) por método Kjeldahl (Jackson, 1958). También se determinó carbono orgánico particulado (COP) mediante la técnica propuesta por Cambardella & Elliot (1992), tomando 20 gramos de suelo seco tamizado a 2 mm que fueron dispersados en tubos con 30 ml de agua destilada y 5 ml de hexametáfosfato de sodio al 5 % en un equipo tipo vaivén a 180 golpes por minuto durante 3 horas. Luego, con tamiz de 50 µm, se separó el material más grueso de la dispersión húmeda lograda y se secó a 60°C durante 24 horas. Se registró el peso y se combusió las alícuotas durante tres horas a 360 °C en mufla y se registró el peso (Eyherabide *et al.*, 2014). El COP se calculó como la diferencia de peso de la muestra, antes y luego de la combustión seca [grs y %]. De las muestras de suelo secas se separaron agregados de 5 a 3 mm de espesor con tamices y se determinó la estabilidad de agregados (EA) según el método de Le Bissonais *et al.*, (1996), para lo cual muestras de 5 gramos fueron sometidas al tamizado húmedo en etanol, siendo estas previamente expuestas a los pretratamientos humectación rápida por inmersión en agua (h-rápida), humectación lenta por capilaridad (h-lenta) y humectación con alcohol con agitado en agua para generar la desagregación mecánica (d-mecánica). Las partículas retenidas en el tamizado húmedo de cada pre-tratamiento fueron secadas por 24 hs, separadas por su tamaño en una columna de tamices (2000, 1000, 500, 200, 100 y 50 µm) y pesadas de forma individual por tamaño. Con esa información y para cada pretratamiento, se calculó el diámetro medio ponderado (DMP) de los agregados mayores a 50 µm, como el producto de los pesos individuales de agregados retenidos en cada malla por el tamaño nominal de cada malla y su suma posterior. Para el análisis de la información se realizó análisis de la varianza y se realizó comparación de medias con test LSD Fisher ($\alpha=0,05$) para las variables estudiadas utilizando Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2015). Para establecer relación entre variables se realizó análisis de regresión lineal.



RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos analizados presentaron diferencias significativas en dos profundidades analizadas (0 a 10 y 10 a 20 cm) para los contenidos de carbono orgánico total del suelo (COT; $p=0,007$) y carbono orgánico particulado (COP; $p=0,02$). La estabilidad de agregados (EA; $p=0,009$) y el nitrógeno total (NT; $p=0,01$) presentaron diferencias entre tratamientos solo de 0 a 10 cm de profundidad.

Los mayores contenidos de COT se dieron en suelos con manejo ganadero (G4) en ambas profundidades, mientras que la situación de refugios de vegetación espontánea (RV5) presentó contenidos menores a G4 pero mayores a las situaciones agrícolas A1, A2 y A3 (Tabla 2). Entre los manejos agrícolas no se presentaron diferencias de medias para esta variable. El COT fue 52% mayor en G4 respecto de A1 (mejor situación agrícola) en la profundidad 0 a 10 cm, mientras que dicha diferencia fue de 14% de 10 a 20 cm. También el contenido de NT presentó mayor contenido en G4 respecto de las demás situaciones, aunque sucedió solo de 0 a 10 cm de profundidad. Al analizar la relación COT/NT, se presentaron diferencias significativas en la profundidad 0 a 10 cm, donde G4 y RV5 presentaron mayor relación respecto de lotes agrícolas. (Tabla 2)

El COP del suelo manifestó mayor contenido en el tratamiento G4 respecto de los demás tratamientos, para la profundidad 0 a 10 cm. En la profundidad 10 a 20 cm se presentaron mayores contenidos de COP en G4, A1 y A2. La relación entre COP/COT también presentó diferencias significativas ($p=0,03$) entre tratamientos del estrato superior, donde fue menor en G4 y RV5 respecto de lotes agrícolas (Tabla 2). Esto indica que la labilidad del carbono presente en los lotes para producción de grano es mayor.

La estabilidad de agregados (EA) evaluada fue mayor en G4 y RV5 respecto de situaciones con agricultura (Tabla 2). El diámetro medio ponderado de los agregados de G4 fue 41% mayor que mejor situación agrícola A1. En la profundidad 10 a 20 cm, la EA no presentó diferencias significativas entre tratamientos, pero sí fue distinta a la EA media de los tratamientos en la profundidad 0 a 10 cm ($p=0,001$) donde fue 23% mayor. Al analizar por separado los efectos disgregantes inducidos, la humectación rápida (h-rápida) fue quien que generó más ruptura de los agregados. El estallido dado como consecuencia fue mayor en las situaciones agrícolas A1, A2 y A3 donde se registró menor diámetro ponderado medio (Tabla 2). Este se mantuvo 90% de mayor diámetro en la situación G4 respecto de la mejor situación agrícola en la profundidad 0 a 10 cm. La situación RV5 presentó mayor EA que los lotes agrícolas pero menor a G4. Otro efecto de disgregación inducido fue la degradación mecánica (d-mecánica), donde también la respuesta fue diferencial entre los tratamientos G4 y agrícolas. En este caso el diámetro medio ponderado fue 17% mayor en G4. Por otra parte la EA del tratamiento VE5 se diferenció en la profundidad 0 a 10 cm, de los tratamientos A2 y A3, donde fue al menos 23% mayor, mientras que no presentó diferencias con A1. Esto último y el COT evaluado en VE5 indican que la agricultura realizada tiene a mantener menor calidad de suelo ya que en un inicio (8 años) RV5 fue parte de los mismos lotes agrícolas evaluados.

Tabla 2: Contenidos de carbono orgánico total de suelo (COT), nitrógeno total (NT), relación entre estas (COT/NT), carbono orgánico particulado (COP), relación carbono COP/COT, estabilidad de agregados media (EA), estabilidad de agregados ante pretratamientos humectación rápida (h-rápida), humectación en etanol con disgregación mecánica (d-mecánica) y humectación lenta (h-lenta) en dos profundidades de suelo (0 a 10 cm y 10 a 20 cm) en cinco situaciones de manejo agroecológicas.

Prof. cm	Manejo	COT %	NT %	COT/NT Rel 1:1	COP %	COP/COT Rel 1:1	EA mm	h-rápida mm	d-mecánica mm	h-lenta mm
0 a 10	A1	1,05 a	0,12 a	8,8 a	0,58 ab	0,55 b	1,21 ab	0,37 a	1,96 a	1,32 b
	A2	1,05 a	0,11 a	9,6 a	0,47 a	0,44 ab	1,02 a	0,35 a	1,81 a	0,90 a
	A3	0,94 a	0,11 a	8,6 a	0,50 a	0,53 b	1,08 a	0,40 a	1,89 a	0,94 a
	G4	1,60 c	0,15 b	10,7 b	0,68 b	0,42 a	1,53 b	0,77 c	2,57 c	1,26 b
	VE5	1,22 b	0,12 a	10,1 ab	0,49 a	0,40 a	1,33 b	0,59 b	2,06 b	1,33 b
10 a 20	A1	0,80 a	0,09 a	8,9 a	0,34 b	0,43 b	0,99 a	0,29 A	1,61 a	1,06 b
	A2	0,86 a	0,10 a	8,6 a	0,38 b	0,44 b	0,94 a	0,40 B	1,73 a	0,70 a
	A3	0,83 a	0,09 a	9,2 a	0,23 a	0,27 a	0,98 a	0,31 A	1,70 a	0,93 b
	G4	0,97 b	0,11 a	8,8 a	0,40 b	0,41 b	1,04 a	0,38 B	2,00 b	0,74 a
	VE5	0,88 ab	0,09 a	9,8 a	0,25 c	0,28 a	0,89 a	0,36 B	1,71 a	0,60 a

Letras distintas indican diferencias significativas entre medias para cada profundidad (LSD, $\alpha=0,05$)

Las variables analizadas (Tabla 2), indican que los lotes agrícolas presentan menor calidad estructural de suelos respecto de situaciones de manejo ganadero y los sectores vegetados de forma espontánea. El análisis de regresión de variables confirmó que las variaciones en la estabilidad de agregados de los suelos estudiados se asocian con el contenido de COT (Figura 1) de forma lineal positiva ($R^2=0,90$; $p=0,0001$), como ha sido indicado por Mieres & Lorenzini (2014). En las situaciones de manejo evaluadas la EA también presentó una asociación lineal con el COP, sin embargo el ajuste fue menor ($R^2=0,72$; $p=0,004$). Otros estudios realizados sobre suelos agriculturizados del norte de Santa Fe, luego de un periodo de 6 años de realizar SD y labranzas, indican valores de EA 1,56 y 1,1 mm respectivamente en la profundidad 0 a 10 cm de suelo (Mieres y Lorenzini, 2014). Esto permite inferir que la menor estabilidad en A1, A2 y A3 pudiera deberse al laboreo utilizado.

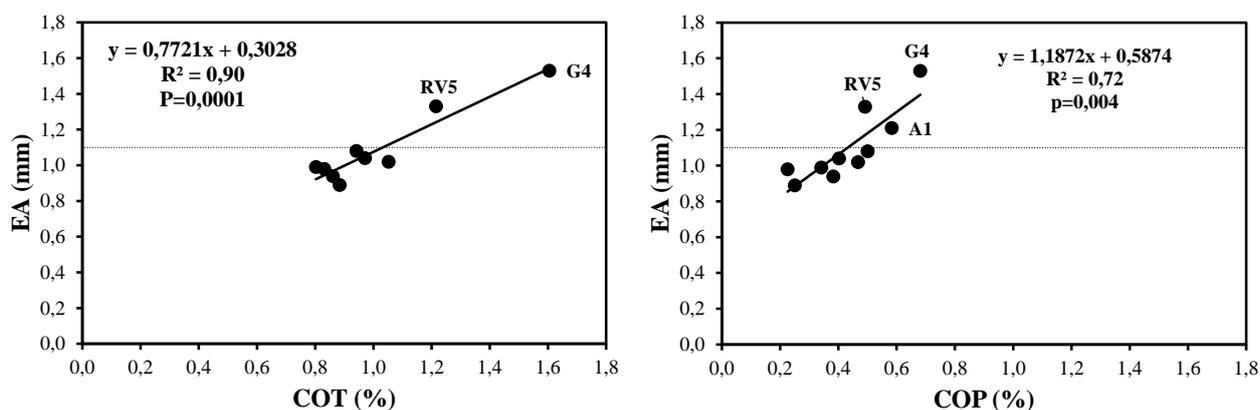


Figura 1: Relación de la estabilidad de agregados (EA) con el carbono orgánico total (COT) y el carbono orgánico particulado (COP) en suelos bajo producción agroecológica en el norte de Santa Fe.

CONCLUSIONES

Los contenidos de carbono orgánico de suelo fueron superiores en situación ganadera con pastizal natural y en situación de uso mixto. Estas situaciones presentaron a su vez los mayores contenidos de carbono orgánico particulado y la mayor estabilidad de agregados ante efectos de degradación producida por la humectación repentina y el esfuerzo mecánico. La realización de manejos diferenciales en agricultura, como la utilización de enmiendas y de cultivos franja no determinó que los suelos evaluados evidencie diferencias significativas entre manejos, en su composición carbonada, aunque si en su estabilidad estructural. Es importante continuar con evaluaciones tendientes a determinar el efecto de los manejos de suelos realizados en agroecología, tendientes a mantener y mejorar las condiciones fisicoquímicas de los suelos evaluados, sobre todo en agricultura agroecológica,

BIBLIOGRAFÍA

- Bonel B., J. Denoia, N. Di Leo y S. Montico. 2015. Provincia de Santa Fe. 2:275-285. En Casas R. y G. Albarracín (eds.). El deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. Tomo 2. 1a ed. FECIC. Editorial Dunken. Buenos Aires. 550 pp
- Cambardella, C.A., y E.T. Elliot. 1992. Organic changes across a grassland cultivation sequence. Soil. Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Eyherabide, M; Sainz Rozas, H; Barbieri, P. y Echeverría, H.E. Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. Cienc. suelo [online]. 2014, vol.32, n.1
- Giorgi, R., R. Tosolini, V. Sapino, C. Leon y A. Chiavassa. 2009. Capacidad productiva de los suelos de la provincia de Santa Fe. INTA - CR Santa fe, EEA Rafaela.
- Jackson M.L., 1958 - Soil Chemical Analysis. Prentice Hall, Inc. Engelwood Cliffs, N.J.
- Le Bissonnais, Y., O. Duval y H. Gaillard. 2002. Mesure de la stabilité de sols pour l'évaluation de la sensibilité à la battance et à l'érosion. Fiche de protocole. INRA Orléans, Unité de Science du Sol.



- Mieres L. y E. Lorenzini. 2014. “Efecto del sistema de labranza sobre fracciones carbonadas de un suelo del Chaco Húmedo Santafesino”. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Bahía Blanca, del 5 al 9 de mayo de 2014. En CD
- Vivas, H. S., V. E. Esperanza, A. F. Wuthrich, G. A. Lacelli y M. A. Sosa. 1992. Proyecto de agricultura conservacionista para el noreste de Santa Fe. Características edáficas, climáticas y productivas. INTA Reconquista. Public. Miscelanea N° 10, pp. 20
- Walkley, A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.



CIP43. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE TAMBO EN UN CULTIVO DE MAÍZ

Minoldo, Gabriela¹; García Ramiro J¹; Risone Nicolás¹; Laurent Gabriela¹; Iglesias Julio¹ y Miglierina Ana M¹.

¹Universidad Nacional del Sur. San Andres 800. Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina. minoldogabriela@gmail.com

RESUMEN

El manejo de los residuos en sistemas de producción animal intensivo constituye un aspecto fundamental para la preservación del ambiente. En los sistemas de tambo el término "efluente" abarca las aguas servidas con desechos sólidos y líquidos. El compostaje de este tipo de residuos genera un producto estabilizado que puede adicionarse al suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de residuos sólidos de tambo sobre un *Calciustol Petrocálcico* y el rendimiento de maíz (*Zea Mays*. L.). Se realizó un ensayo de dosis combinadas de enmienda y fertilización nitrogenada. Se utilizaron tres dosis de enmienda (T, D1 y D2). En las parcelas testigo (T) y una dosis (D1) se aplicaron al azar y al voleo 0, 50, 100, 150 y 200 kg de N ha⁻¹ como urea, en V8. Se determinó la concentración de N disponible (Nd) y el pH de 0-20 y 20-40 cm del suelo al inicio y luego de 68 días de aplicado el estiércol. Se registró la producción de materia seca total aérea (MSta) y grano del maíz. Se realizaron ANAVA y test de Diferencias Mínimas Significativas de Fisher. El aporte de la enmienda produjo una caída significativa del pH en ambas profundidades (D2=D1≤T). Luego de 68 días de la aplicación de la enmienda, se observó un cambio significativo positivo en los primeros 20 cm de suelo a partir de la dosis doble, sin diferencias entre dosis (T≤D1≤D2) que en promedio alcanzó los 17 µg g⁻¹. A mayor profundidad (20-40 cm) la tendencia fue T<D1=D2. Se observó una caída de 20,8 µg g⁻¹ de N disponible en T. La producción de MSta no se vio influenciada por la aplicación de enmienda (T=D1=D2), tanto en granos como en paja, sin embargo, el rendimiento de granos varió al aumentar el aporte de urea, dependiendo de la aplicación o no de estiércol. La proteína bruta en granos se encontró dentro o por encima del 7-10% con una tendencia de aumento a medida que se incrementó la dosis de N inorgánico y sin diferencias debido a la aplicación de estiércol. El uso de efluentes generados en el tambo como enmienda de suelos agrícolas, constituye una alternativa para la disminución de riesgos de contaminación ambiental y junto con ello, la mejora de las condiciones de sustentabilidad del sistema.

Palabras claves: efluentes tambo, enmienda, productividad maíz

INTRODUCCIÓN

El manejo de los residuos en sistemas de producción animal intensivo constituye un aspecto fundamental para la preservación del ambiente (FAO-INTA, 2012). Las características físico-químicas y biológicas de cada tipo de residuo definen sus posibles alternativas de manejo. En los sistemas de tambo el término "efluente" abarca las aguas servidas con desechos sólidos (materia fecal, restos de alimentos y barro) y líquidos (agua, orina, restos de leche y soluciones de limpieza de equipos de ordeño y tanques de refrigeración) emitidos como consecuencia de la actividad de ordeño. La cantidad de efluentes generados en cada establecimiento es variable y depende de factores como el número de vacas en ordeño (VO), el tipo de alimentación y las prácticas de manejo, tomándose 50 L VO⁻¹ día⁻¹ como valor de referencia. Una incorrecta disposición final de los residuos generados por esta actividad hace muy factible la contaminación de cursos de agua superficial y subterránea y del medio circundante (García, 2015).

En la Argentina existen algunas reglamentaciones referentes a las condiciones generales de los tambos. El Código Alimentario Argentino, en sus artículos 43 y 59, establece que de no existir un estercolero correctamente construido y con cierre hermético aprobado para su utilización por una autoridad competente, será obligatoria la extracción diaria del estiércol y demás residuos, trasladándolos a una distancia mayor de 50 m de la sala de ordeño, además de tomar recaudos para evitar la propagación de moscas (CAA, 2010). No obstante, en nuestro país es frecuente el vertido de efluentes de tambo a cursos de agua en forma directa o indirecta, según un relevamiento realizado en 65 tambos de la provincia de Buenos Aires (Nosetti *et al.*, 2002).

Una alternativa de tratamiento es el compostaje de este tipo de residuos a fin de obtener un producto final estabilizado que pueda adicionarse al suelo. El compostaje incrementa la concentración y disponibilidad de nutrientes y consigue la remoción de patógenos evitando la contaminación de aguas superficiales y subterráneas disminuyendo los riesgos de deterioro del ambiente (Charlón *et al.*, 2008). El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de residuos sólidos de tambo sobre algunas características del suelo y el rendimiento y calidad de un cultivo de posterior.



MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

El estudio se realizó en la región del SO bonaerense, establecimiento “El Quebrado” partido de Adolfo Alsina, provincia de Buenos Aires (37° 09'38" S; 63° 20'28" O). El clima es subhúmedo seco y templado con una gran variabilidad (Glave, 2006). La precipitación anual media alcanza los 580 mm y la temperatura media anual es de 15°C (entre 7,3°C – 23,3°C). La mayor frecuencia de heladas ocurre en julio y agosto y los vientos predominantes provienen del N-NO. El suelo clasifica como *Calciustol Petrocálcico*, franco grueso, inclinado, con limitaciones por escasa profundidad y en la base una potente costra calcárea (INTA, 1989).

En el establecimiento (350 ha), 100 ha se destinan a la producción bovina de leche. La base de dieta diaria varía según la estación del año; avena + triticale en otoño/invierno y sorgo o alfalfa en primavera/verano. Como complemento se utiliza alimento balanceado durante el día y al momento del ordeño. Además, en otoño/invierno y primavera se realizan encierres nocturnos y suministra silaje de triticale, sorgo o maíz. El ordeño automático, dos veces al día, genera aproximadamente 5.500 L efluente día⁻¹.

Manejo de los efluentes

El tratamiento de los efluentes se realiza en un sistema compuesto por un tamiz estático para la separación y recuperación de sólidos, 3 lagunas de estabilización en serie; la primera anaeróbica y las otras dos facultativas, y un filtro de arena y piedras (García, 2015). Una vez generado, el efluente se bombea hasta el tamiz. El líquido filtrado se evacúa hacia la segunda etapa del sistema, constituida por lagunas de estabilización (tratamiento secundario o biológico). Los sólidos acumulados sobre la malla se depositan ubican en un playón mediante una pala frontal, hasta obtener una pila de unos 3-4 m de largo y 1,5 m de alto. Cada pila, se forma al cabo de 35-40 días. Ubicada en su sitio final se procede a su desecamiento natural con ayuda de volteos (aireación) con pala frontal cada 5 o 15 días.

Diseño y manejo del ensayo

En 2014-2015 se realizó un ensayo de dosis combinadas de enmienda (pre-siembra) y fertilización sobre un cultivo de maíz (*Zea mays*) en una parcela (50 m x 50 m). El diseño experimental consistió de parcelas divididas en bloques completos aleatorizados (3). Como Factor Principal se consideró la dosis de enmienda (estiércol tratado) en parcelas de 750 m² (15 m x 50 m). Como Factor Secundario se consideró las dosis de fertilización nitrogenada en subparcelas de 45 m² (3 m x 15 m).

Para la caracterización del estado edáfico inicial, el 11/10/2014 se realizó un muestreo de suelo en cada bloque, a las profundidades 0-20 y 20-40 cm.

El 20/10/2014 se realizó la aplicación de la enmienda con una fertilizadora orgánica Fertec-Fértil 6500 (6.000 L de capacidad de tolva y 8 m ancho efectivo de labor). Para el cálculo de la cantidad promedio de dosis ha⁻¹ de enmienda aplicada, se colocaron al azar 10 bolsas de superficie conocida en el ancho de labor y se pesó el material recolectado sobre ellas luego de una pasada. La Tabla 1 muestra la caracterización del efluente sólido tratado y cantidad aplicada al suelo.

Las dosis de enmienda utilizadas fueron:

- Testigo (T), sin estiércol,
- Dosis1 (D1), 9.184 kg ha⁻¹ de residuo sólido del tambo tratado,
- Dosis 2 (D2), 19.295 kg ha⁻¹ del mismo residuo.

El 10/11/2014 se realizó la siembra directa de maíz híbrido tolerante glifosato BZ Maxisilo GLR Plus (50.000 plantas ha⁻¹). El 27/12/2014 se muestreó suelo de 0-20 y 20-40 cm de profundidad, en cada bloque y parcela del factor principal. Además, en las parcelas T y D1 se aplicaron al azar y al voleo 0, 50, 100, 150 y 200 kg de N ha⁻¹ en forma de urea, en estado vegetativo del cultivo entre V8 y V10. El 13/04/2015, en madurez fisiológica, se cosechó.

Determinaciones analíticas en el suelo y en el material vegetal

El suelo se secó al aire, se homogeneizó y tamizó por 2 mm y se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: Nitrógeno disponible (Nd): N de nitratos (N-NO₃⁺) y N de amonio (N-NH₄⁺), Mulvaney (1996), pH, método



potenciométrico, suelo: agua (1:2,5). Las plantas cosechadas en madurez fisiológica, se secaron en estufa de aire forzado a 60°C hasta peso constante. Se registró la producción de materia seca total aérea (MSta) y el rendimiento en grano del maíz. Se determinó el número de espigas; luego las mismas se trillaron separando el grano del resto de la MS aérea. Posteriormente se molió el grano con molino ciclónico y la paja con molino Wiley (tamiz de 40 mesh). Determinaciones analíticas: Nitrógeno total en grano y paja (Bremner, 1996).

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del residuo sólido tratado y cantidad de nutrientes aplicados al suelo.

	Pila inverno-primaveral	D1	D2
		kg ha ⁻¹	
H° (%)	44	-	-
pH	6,4	-	-
C.E. (dS m ⁻¹)	1,4	-	-
C (%)	28	1440	3026
Nt (%)	2,1	108	227
C:N	13,3	-	-
P (%)	0,18	9,3	19,4
K (%)	0,40	20,6	43,2
Ca (%)	0,61	31,4	66,0
Mg (%)	0,17	15,6	18,4
Na (%)	0,19	9,8	20,5
Fe (%)	0,35	18,0	37,8
Mn (%)	0,05	2,6	5,4
Cu (ppm)	100	0,5	1,1
Zn (ppm)	300	1,5	3,2

H°: humedad; C.E.: conductividad eléctrica; C: carbono; Nt: nitrógeno total; P: fósforo; K: potasio; Ca: calcio; Mg: magnesio; Na: sodio; Fe: hierro; Mn: manganeso; Cu: cobre; Zn: zinc.

Evaluación estadística de los resultados

Los datos se analizaron estadísticamente mediante el programa INFOSTAT (Di Rienzo, 2016). Se realizaron ANAVA y test de Diferencias Mínimas Significativas de Fisher (DMS) para la comparación de valores medios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante período en el que se realizó la experiencia (09/2014 y 04/2015), el clima de la región se vio afectado por el fenómeno meteorológico “el niño”, de invierno más cálido y primavera más lluviosa. Figura 1. Las precipitaciones en la localidad de Rivera superaron ampliamente el promedio anual histórico, 917 mm en 2014 y 1.130 mm en 2015. Esto influyó notoriamente los resultados esperados en esta experiencia tanto a nivel edáfico como productivo.

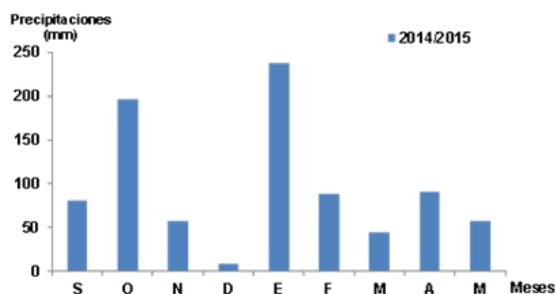
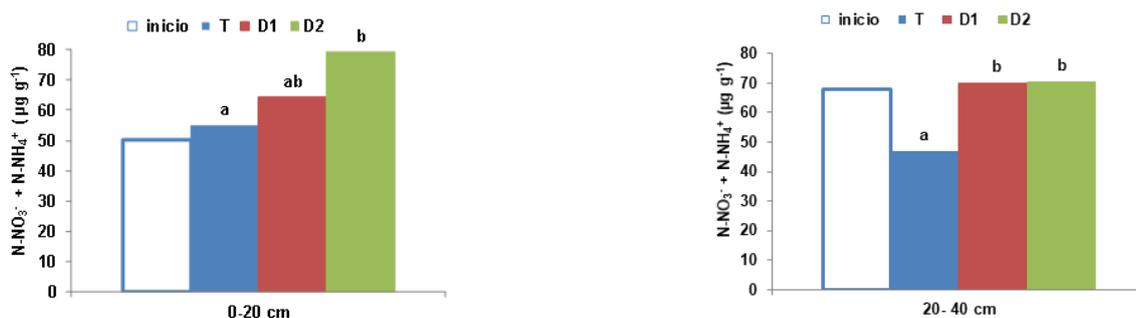


Figura 1: Distribución de las precipitaciones durante el período 2014-2015.

Efecto de la aplicación de la enmienda sobre algunas propiedades edáficas

Al inicio del ensayo los valores de N disponible en el suelo ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$) alcanzaban los $50 \mu g g^{-1}$ de 0-20 cm y $68 \mu g g^{-1}$ de 20-40 cm de profundidad. Figuras 2 y 3. Luego de 68 días de la aplicación de la enmienda, se observó un cambio significativo positivo en los primeros 20 cm de suelo a partir de la dosis doble, sin diferencias entre dosis ($T \leq D1 \leq D2$) ($p=0,0890$) que en promedio alcanzó los $17 \mu g g^{-1}$ (Figura 2). A mayor profundidad (20-40 cm) la tendencia fue similar ($p=0,0870$) sin diferencias entre dosis ($T < D1 = D2$) (Figura 3). En este caso, sin embargo se observó una caída importante ($20,8 \mu g g^{-1}$) de N disponible en el suelo testigo, lo que se atribuyó al lavado de nutrientes debido a las lluvias ocurridas, 254 mm entre octubre y noviembre. Figura 1. El suelo enmendado, en cambio, mantuvo los valores similares al nivel inicial, lo que podría indicar el aporte de N desde la superficie.



Figuras 2 y 3: N disponible ($NO_3^- + NH_4^+$, $\mu g g^{-1}$) en los 0-20 y 20-40 cm de suelo enmendado con diferentes dosis de estiércol vacuno. T (testigo), D1 y D2 (dosis 1 y dosis 2 de enmienda). Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas entre dosis ($p \leq 0,10$).

El pH del suelo al inicio fue 6,6 de 0-20 cm y 7,0 de 20-40 cm. Figura 4. El aporte de la enmienda produjo una caída significativa respecto del suelo testigo en ambas profundidades sin diferencias entre dosis ($D2 = D1 \leq T$), ($p=0,0051$). Estos resultados coinciden con los publicados por Alvarez (2017), quien encontró la disminución de media unidad de Ph(0-40 cm) del suelo en el partido de Puan, luego de la aplicación de estiércol vacuno semicompostado previa un cultivo de cebada.

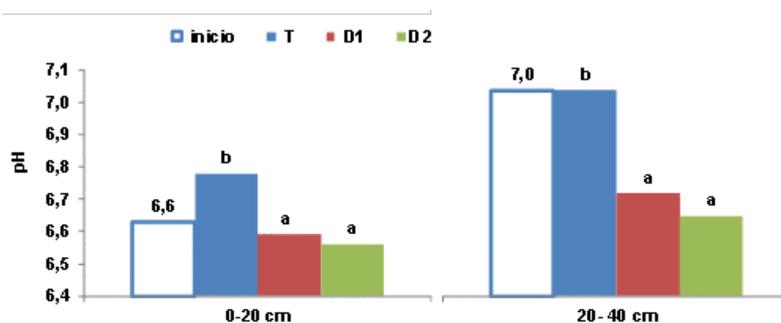


Figura 4: pH de 0-20 y 20-40 cm de profundidad en suelo testigo y enmendado con estiércol vacuno. T (testigo), D1 y D2 (dosis 1 y dosis 2 enmienda). Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas entre dosis ($p \leq 0,05$).

Efectos sobre la productividad del cultivo

La producción de MSta no se vio influenciada por la aplicación de enmienda ($T = D1 = D2$), Figura 5. Esto se observó tanto a nivel de la producción de granos ($p=0,5123$; $DMS=955$) como de paja ($p=0,6110$; $DMS=1212$). Los índices de cosecha (IC) fueron casi del 50 %, superiores aun a los encontrados por Sinclair *et al.* (1990), en un estudio de maíz sometido a diversas condiciones de déficit hídrico, en el que se observaron IC alrededor de 47,5% bajo estrés hídrico moderado. En el este estudio, los valores se atribuyeron al efecto negativo sobre el estado del cultivo de una fuerte tormenta ocurrida el 5/01/2015. donde precipitaron más de 200 mm, además de granizo en un lapso de tres horas, con

ráfagas de viento superiores a 100 km ha^{-1} . Este fenómeno afectó gravemente el cultivo, produciendo que un gran porcentaje sufra la quebradura de tallos y pérdida de follaje. Figuras 5. Las plantas sobrevivientes sufrieron la incidencia del hongo *Ustilago maydis*, que a través de las heridas en el follaje colonizó el tejido y provocó espigas con androginia y formación de las típicas agallas. Figuras 6. Esto explicaría en gran parte los bajos rendimientos encontrados.

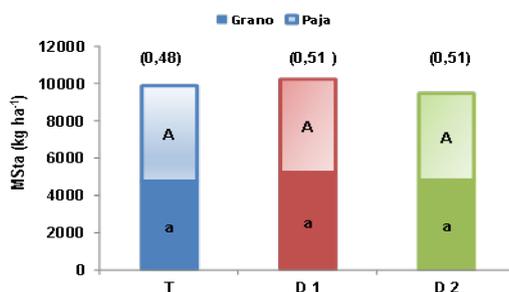


Figura 5: Efecto de la aplicación residuos sólidos de tambo sobre la producción de materia seca total aérea de maíz (MSta, kg ha^{-1} en grano y paja). T (testigo), D1 y D2 (dosis 1 y dosis 2 de enmienda). Entre paréntesis: índice de cosecha. Letras diferentes mayúsculas o minúsculas entre sí, indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

La producción de granos varió al aumentar el aporte de urea, dependiendo de la aplicación o no de estiércol ($p=0,0354$). Figura 6. Con dosis crecientes de N en T se produjeron incrementos de rendimiento ($p=0,0540$; $\text{DMS}=1015$). La curva de respuesta se ajustó a una función cuadrática con un máximo a la dosis $90,4 \text{ kg de N}$ (5153 kg ha^{-1}). En este punto, sin embargo, los rendimientos apenas alcanzaron los obtenidos en D1 sin aplicación de urea (5234 kg ha^{-1}). La combinación de estiércol y distintas dosis de fertilizante nitrogenado, en cambio, no produjo efectos significativos sobre la producción de granos ($p=0,4949$; $\text{DMS}=990$).

Los porcentajes de proteína bruta (PB) de los granos de maíz en general varían entre 7-10 %, siendo los menores de todos los granos (Fernández Mayer, 2016). La PB determinada se encontró dentro o por encima de ese rango, con una tendencia general de aumento en la medida que se incrementó la dosis de N inorgánico ($p=0,0581$), sin diferencias debido a la aplicación de estiércol ($p=0,2656$). Los valores extremos se encontraron en los granos con 0 y $50 \text{ kg de N ha}^{-1}$ (8,5 %) coincidiendo con los mayores rendimientos y para la dosis de 200 kg N ha^{-1} (11,3 %).

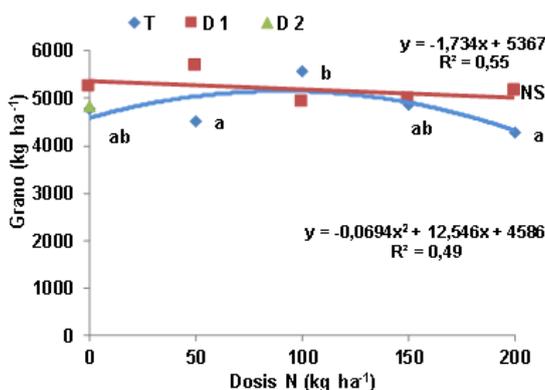


Figura 6: Producción de maíz (kg ha^{-1}) bajo distintas dosis de residuos sólidos de tambo y fertilización inorgánica. T: testigo, D1 y D2: dosis 1 y dosis 2 de enmienda. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre dosis de N inorgánico en D1 y D2. NS (diferencias no significativas).

CONCLUSIONES

El uso de efluentes generados en el tambo como enmienda de suelos agrícolas, constituye una alternativa para la disminución de riesgos de contaminación ambiental y junto con ello, la mejora de las condiciones de sustentabilidad del sistema. Al mismo tiempo, constituye una herramienta de manejo de gran utilidad ya que modifica favorablemente el estado edáfico y el ciclado de nutrientes, e indirectamente, los potenciales productivos.



AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la dirección de la Escuela Agropecuaria “Dr. Bernardo de Irigoyen” de la localidad de Rivera, por facilitar la realización de este trabajo, como así también a la Universidad Nacional del Sur por el financiamiento del mismo (PGI 24 A /203).

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez WR. 2017. Efecto de la aplicación de estiércol vacuno sobre algunas propiedades físicas y químicas De un suelo de la región semiárida bonaerense. Tesina de grado. Depto. Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. Pp 53.
- CAA Código Alimentario Argentino. 2007. Capítulo II Condiciones generales de las fábricas y comercios de alimentos. “Tambos”. Art: 43-59. (Actualización octubre de 2010).
http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp
- Charlón V & P Serrano. 2008. Efluentes en las instalaciones de ordeño. EEA INTA Rafaela. Pp 1-30.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, URL <http://www.infostat.com.ar>.
- FAO – INTA 2012. Buenas Prácticas Pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar ISBN 978-92-5-306794-7. Higiene y manejo integrado de plagas. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina (11). Pp 221-236.
- Fernández Mayer A. 2016. ¿El grano de maíz es el mejor de todos? Similitudes y diferencias entre los granos de cereal. <https://www.engormix.com/ganaderia-carne/articulos/grano-maiz-mejor-todos-t33122.htm>
- García KE. 2015. Manejo de efluentes en instalaciones tamberas. Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. Santa Fe, Argentina. Trabajo presentado en la 6ª Jornada Nacional de Forrajes conservados en EE INTA Manfredi. Tecnología Láctea Latinoamericana N° 88. Pp 56-60.
- Glave A. 2006. Influencia climática en el sudoeste bonaerense y sudeste de La Pampa. Acaecer, 31(360):18-23.
www.produccion-animal.com.ar
- INTA 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. SAGyP-INTA, Buenos Aires. Proyecto PNUD ARG. 85/019. Moscatelli, G., Salazar Lea Plaza J.D. (Ed). Pp 525.
- Nosetti L; MA Herrero; M Pol; V Maldonado & MS Iramain. 2002. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros; I. Demanda de agua y manejo de fluentes. Rev. In.Vet. 4(1): 37-43.



C1P44. IMPACTO DE LA INVASIÓN DE *HIERACIUM PILOSELLA* SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN PASTIZALES FUEGUINOS

Moretto, Alicia S.^{1,2}; Pancotto, Verónica^{1,2}; Escobar, Julio²; Mansilla, Romina^{2,1} y Cipriotti, Pablo A.^{3,4}

¹Instituto de Ciencias Polares, Recursos Naturales y Ambiente (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF), FuegoBasket 251, Ushuaia, Tierra del Fuego.

²Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC)- CONICET, Bernardo Houssay 200, Ushuaia, Tierra del Fuego

³Universidad de Buenos Aires (UBA), Facultad de Agronomía, Dpto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

⁴Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas vinculadas a la Agricultura (IFEVA), Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

amoretto@untdf.edu.ar

RESUMEN

Hieracium pilosella L. es una hierba perenne originaria de Eurasia que ha invadido pastizales sub-húmedos alrededor del mundo, principalmente en zonas templadas-frías. A escala local *H. pilosella* se propaga rápidamente mediante la formación de parches mono-específicos a través de estolones provocando un reemplazo florístico por la sustitución de especies nativas y palatables (mayormente graminoides) y la consecuente disminución de la biomasa forrajera de los pastizales originales. Las invasiones por plantas exóticas pueden a su vez provocar cambios complejos en la fertilidad edáfica y los ciclos de nutrientes, que favorecen más a las especies exóticas que a las nativas, y por tanto facilitan la invasión y dificultan la recuperación del ecosistema nativo. En Tierra del Fuego (Argentina), la invasión de *H. pilosella* se encuentra muy extendida en la región de la estepa (norte de la isla), donde comúnmente reemplaza a las especies nativas del inter-coironal o los inter-espacios entre arbustos. El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios físicos y químicos que presenta el suelo en los parches de suelo donde crece *H. pilosella* y compararlos con el suelo de los interparches. En la primavera del 2016, se tomaron 5 muestras compuestas de 4 puntos cada una, de los 10 primeros cm del suelo, en parches e interparches, para un total de 6 sitios ubicados en la zona norte de Tierra del Fuego. Las variables analizadas fueron: densidad aparente, pH, humedad, materia orgánica, Ntotal, N disponible, P disponible, CIC, y los contenidos específicos de Ca, Mg, Mn, Cu, Na, Zn y K. El suelo bajo parches dominados por *H. pilosella* presentó una disminución significativa ($p < 0.05$) del 46.8% en la densidad aparente, el 3.4% en el pH, el 8.6% en el N total y el 18% en el P disponible. Además hubo diferencias marginales ($0.05 < p < 0.1$) en Na y Cu, mientras que no se detectaron diferencias para el resto de las variables analizadas. A partir de estos resultados podemos evidenciar que los suelos impactados por la invasora presentaron cambios en algunas características químicas importantes para el funcionamiento del suelo que conllevaría a cambios en la microbiota edáfica, principalmente en los microorganismos implicados en la descomposición de hojarasca y en el ciclo del nitrógeno, alterando procesos claves de los ecosistemas.

Palabras clave: cationes, especies invasoras, nutrientes.



C1P45. EFECTOS ACUMULADOS EN 7 AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE MATERIA ORGÁNICA Y PROPIEDADES FÍSICAS

Oderiz, Juan A.^{1*}; Uhaldegaray, Mauricio G.¹; Frasier, Ileana¹; Fernández, Romina¹; Amiotti, Nilda² y Quiroga, Alberto¹

¹EEA INTA Anguil, Ruta 5 km 580, CP 6326, CC 11. Anguil, La Pampa.

²Departamento de Agronomía – UNS. 8000 Bahía Blanca, Buenos Aires, oderiz.juan@inta.gob.ar

RESUMEN

La materia orgánica (MO) tiene efectos sobre la mayoría de los procesos físicos, químicos y biológicos que se producen en el suelo. También de ella depende el mantenimiento del sistema poroso y/o la recuperación de suelos que han perdido los poros de mayor tamaño. En tal sentido, la intensificación que ha ocurrido en los sistemas de producción actuales requiere de la aplicación de prácticas de manejo que permitan mantener adecuados niveles de MO, como por ejemplo la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en las rotaciones. El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos acumulados (7 años) de la inclusión de cultivos de cobertura (gramíneas y leguminosas) sobre propiedades físico-hídricas de un *Paleustol petrocálcico* con manto calcáreo a 100 cm de profundidad. Los tratamientos evaluados fueron barbecho químico sin cobertura invernal (T), centeno (*Secale cereale*) (C) y vicia villosa (*Vicia villosa*) (V). Se evaluó infiltración por el método de doble anillo, y en dos profundidades (0-10 y 10-20 cm) se determinó el contenido de MO, la densidad aparente (DAp) y densidad aparente máxima (DAmáx) utilizando el test Proctor. Los contenidos de MO en el estrato de 0-10 cm fueron 2,37; 2,63 y 2,75% para T, C, y VC, respectivamente. Sin embargo, en la profundidad de 10-20 cm no se observaron diferencias de este indicador. De forma similar, los valores de DAp mostraron diferencias solamente en el estrato superficial (1,31; 1,28 y 1,25 g cm⁻³ para T, C y VC, respectivamente). Por otro lado, no se vieron cambios en la DAmáx, siendo en promedio 1,45 gcm⁻³ en el estrato superficial y 1,52 gcm⁻³ en la profundidad de 10-20 cm. Respecto a la infiltración de agua en el suelo, solamente se encontraron diferencias entre T (25 mmh⁻¹) y los dos CC que arrojaron un valor promedio de 40 mmh⁻¹. Estos resultados preliminares muestran tendencias en algunos indicadores físico hídricos luego de 7 años de efectos acumulados (solo significativos en el estrato superior del perfil) y la posible contribución de los CC para mitigar pérdidas en la calidad de los suelos.

Palabras clave: infiltración, densidad aparente, *Paleustol petrocálcico*



C1P46. ¿LA FÍSICA Y EL AGUA DEL SUELO INFLUYEN SOBRE LOS RENDIMIENTOS?: ANÁLISIS BAJO TRES SISTEMAS DE MANEJO

Osinaga, Natalia; *Aciar, Martín; Osinaga, Ramón; Mamaní, Cristian; Navas, Joaquín; Gutierrez, Diego; Delgado, Rodrigo; Ducci, Antonella; Herrera, Julieta; Lorenzo, Javier y Riva, Luis.

*Escuela de Agronomía. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. Av. Bolivia 5150. Salta. Argentina.
martin.aciar@yahoo.com.ar

RESUMEN

La aparición de sistemas exclusivamente agrícolas bajo labranza convencional (LC) con arado y otros implementos de labranza intensiva produjeron pérdidas de la calidad de los suelos, a raíz de esto se adoptaron sistemas de labranza conservacionistas, que reducen la agresión de la propia maquinaria sobre los mismos pudiendo incrementar la producción agrícola. El objetivo fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de manejo (SM): siembra directa (SD), labranza mínima vertical (LMV) y LC sobre las propiedades físicas del suelo, su contenido de agua y su influencia en el rendimiento del cultivo de poroto en parcelas de largo plazo con un suelo Ustocrepte Udico. Los rendimientos siguieron el siguiente orden: SD 2244 kg ha⁻¹ > LMV 2023 kg ha⁻¹ > LC 1550 kg ha⁻¹. El sistema convencional tiene rendimientos muy bajos muy influenciados por el endurecimiento que se presenta en todo el perfil (>2MPa), por sus bajo contenido hídrico gravimétrico (CHG=7.8 g kg⁻¹) y su baja agua útil total (AUT=13mm) hasta el 1.5 m de profundidad. Los sistemas conservacionistas (SD y LMV) logran retener mayor AUT (LMV=106mm, SD=64mm), tienen elevado CHG (12.8 g kg⁻¹) y presentan un menor nivel de endurecimiento. La variable que mejor correlacionó con el rendimiento fue el CHG (r²=0.62). Los SM influyen sobre las propiedades físicas y estos a su vez sobre el contenido de agua de un suelo ya que afecta la macroporosidad. El rendimiento, al estar altamente condicionado por el agua útil presente en el suelo, se ve afectado por la calidad física del mismo, sobre todo por los procesos de compactación.

Palabras claveS: densidad aparente, resistencia a la penetración, humedad

INTRODUCCIÓN

La aparición de sistemas exclusivamente agrícolas bajo labranza convencional (LC) con arado y otros implementos de labranza intensiva produjeron pérdidas de la calidad de los suelos, principalmente por erosión, disminución en el contenido de materia orgánica, así como una constante pérdida de la fertilidad, a causa de los laboreos frecuentes (Restelli *et al.*, 1998; Díaz-Zorita *et al.*, 2004). A raíz de esto se adoptaron sistemas de labranza mínima o cero (labranzas conservacionistas), que reducen la agresión de la propia maquinaria sobre el suelo (Chagas *et al.*, 1994; Studdert, 1996). Estos tienden a controlar la erosión, restituir la fertilidad y las condiciones estructurales, aunque algunos pueden producir efectos adversos en los horizontes superficiales (Hammel, 1989).

A principios de la década de 1990 comienza la difusión de la siembra directa (SD). Esta técnica se adoptó en el país por los bajos costos de producción, por la posibilidad de incorporar áreas menos productivas (Satorre, 2005; Derpsch *et al.*, 2010), por el ahorro de tiempo operativo y por la nula remoción del suelo que permite reducir la erosión, recuperar la estabilidad de los agregados, conservar el agua y aumentar el secuestro de carbono (Carter, 1988; Panigatti *et al.*, 2001; Díaz Zorita *et al.*, 2002; Viglizzo *et al.*, en Viglizzo y Jabbagy, 2010). Pese a tener muchas ventajas, la SD puede impactar negativamente sobre algunas propiedades físicas del suelo superficial, ya que se reduce la formación mecánica de macroporos y se tiende a la formación de estructuras de tipo laminar y masiva (Sasal *et al.*, 2006; Strudley *et al.* 2008; Álvarez *et al.*, 2009; 2012). Todo esto es acentuado por el tránsito de las maquinarias pesadas que producen compactación excesiva, sobre todo cuando el suelo se encuentra húmedo (Botta *et al.*, 2004).

Estos efectos sobre las propiedades físicas del suelo afectan a otras relacionadas con el uso eficiente del agua de lluvia. Para conservar y manejar el agua del suelo, es necesario conocer el impacto de los sistemas de manejo (SM) sobre estas propiedades, sobre todo en regiones donde las precipitaciones son limitadas, como ocurre en el Valle de Lerma de la Provincia de Salta. Existen numerosos trabajos a nivel mundial que evalúan el efecto de los sistemas de labranza sobre el contenido de agua del suelo (Yoo *et al.*, 1994; Lyona *et al.*, 1998; Uribe *et al.*, 2002; Mc Vay *et al.*, 2006; Aciar *et al.*, 2008; Jemai *et al.*, 2013; Blanco-Canqui *et al.*, 2004, 2017; Xiobin *et al.*, 2011; Stone & Schlegel, 2015; Kinoshita *et al.*, 2017), algunos afirman que los sistemas convencionales incrementan la infiltración del agua, aflojando las capas compactadas y por lo tanto aumentan el agua útil total disponible para la planta. Otros concluyen que la labranza reduce la infiltración, la estabilidad estructural y la macroporosidad aumentando la formación de costras en superficie y causando la



consolidación del suelo después de la labranza en ausencia de residuos en superficie, lo que reduce el AUT. Y finalmente algunos autores dicen que el AUT no se ve afectada por el sistema de manejo en experimentos de largo plazo.

En el año 1990 se inició en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Salta de INTA, experiencias en macroparcelas, donde se comparan SM conservacionistas y convencional. El objetivo es seleccionar uno o más SM que permitan revertir el proceso de degradación del suelo y contribuir al aumento de la productividad del cultivo (Arzeno & Corvalán, 2001). En el seguimiento de estas experiencias se evaluaron propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, las que en los últimos años fueron utilizadas en especial para el desarrollo, ajuste y calibración de distintos indicadores de calidad del suelo (Aciar *et al.*, 2008).

El propósito de este trabajo fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de labranza sobre las propiedades físicas del suelo, su contenido de agua y su influencia en el rendimiento del cultivo de poroto (*Phaseolus vulgaris*) sobre un Ustocrepte Udico

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de muestreo y tratamientos

El presente trabajo se desarrolló en las PLP en la campaña 2016/2017, ubicadas en EEA Salta (INTA), localidad de Cerrillos a 1250 m.s.n.m (24°53'26" S – 65°28'26" O). Comprenden una superficie de unas 8 ha, subdivididas en subparcelas de aproximadamente 2 ha (100 x 200 m) cada una. El suelo es de textura franca (Ustocrepte údico – serie Cerrillos). En las mismas se realizan desde el año 1990, cuatro sistemas de manejo: SD, labranza mínima con disco (LMD - una rastra con control de profundidad y siembra), labranza mínima vertical (LMV - con escarificador chato “tipo paratill” con las púas a un metro de separación y siembra) y LC (dos cinceles cruzados, dos rastras y siembra).

Determinaciones

Las subparcelas se dividieron en 3 bloques y en cada una de ellos se determinaron en los estadios V2 y R7 del cultivo de poroto (*Phaseolus vulgaris*) lo siguiente: 1) Densidad Aparente (DA): se determinó por el método del cilindro, tomando muestras de 0 a 10 cm de profundidad, con 4 submuestras tomadas a lo largo de una transecta. Esto se realizó con un cilindro de 255 cm³. 2) Resistencia a la penetración (RP): Se tomaron datos cada 5 cm hasta los 30 cm de profundidad con un penetrómetro de golpe tipo INTA Villegas, con punta cónica de 60° (Burke *et al.*, 1986), realizándose 3 determinaciones por bloque. 3) Rendimiento: en cada bloque se seleccionaron al azar 3 sitios, en cada uno de ellos se marcó un metro lineal, se recolectaron las plantas y se determinó el rendimiento.

En las etapas fenológicas de V2, R7 y Cosecha, se extrajeron dos submuestras hasta el 1,5 m de profundidad (0-20 cm, 20-50 cm, 50-100 cm y 100-150 cm) y en laboratorio se determinó el contenido hídrico gravimétrico (CHG). Para calcular la lámina de agua disponible (LAD) se usó la siguiente fórmula: $LAD (mm) = \frac{(CHG - PMP) * DA * Prof}{100}$. Donde CHG es el contenido hídrico gravimétrico actual (en caso que sea menor al valor de capacidad de campo (CC)); PMP (punto de marchitez permanente) es la humedad gravimétrica del suelo tras ser sometido a una tensión de -15 bares (los valores de CC y PMP fueron extraídos de Israelsel & Hansen (1965) teniendo en cuenta la descripción de la Serie Cerrillos de Nadir & Chafatinos (1990)); DA es la densidad aparente en g cm⁻³ y Prof es la profundidad de la capa expresada en mm.

Para calcular el agua útil total (AUT) en mm se sumaron las LAD de todas las capas de suelo. Con el dato de rendimiento y la precipitación total del ciclo del cultivo se calculó la eficiencia en el uso del agua (EUA) como: $EUA \text{ kg/mm} = \frac{Rdto \left(\frac{kg}{ha}\right)}{EVT (mm)}$. Donde Rdto es el rendimiento del cultivo y EVT es la evapotranspiración calculada como el AUT al final del ciclo del cultivo menos el AUT al inicio más la precipitación total en mm

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2015). Mediante el Test de Shapiro Wilks se comprobó el supuesto de normalidad de cada parámetro. Se aplicó el análisis de la varianza (ANOVA) y se utilizó la Prueba LSD ($p \leq 0,05$) para la comparación de medias. También se utilizaron herramientas de regresión lineal y de análisis multivariado, identificando componentes principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente

La DA nos presenta diferencias significativas comparando los 3 SM, el promedio es de $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ en cualquier momento del ciclo del cultivo. En trabajos anteriores realizados en las PLP (Díaz, 2008; Osinaga *et al.*, 2014) se observan mayores densidades en la LC promediando $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ y menores en la LMV ($1,38 \text{ g cm}^{-3}$). Estos valores no superan el valor crítico de $1,5 \text{ Mg m}^{-3}$ propuesto por Reynolds *et al.* (2002).

Resistencia a la penetración

Si se observa la Figura 1 en los primeros 5 cm la RP no presenta diferencias significativas entre los SM. En V2 la LC supera el valor crítico de 2 MPa establecido como límite para el normal desarrollo de las raíces. Este sistema posee un suelo endurecido en todo el perfil alcanzando valores de 7.5 MPa. La SD presenta una capa compactada con RP mayores de 3 MPa a 4 MPa desde los 5 hasta los 20 cm de profundidad en V2 y R7; disminuyendo luego hasta los 30 cm. La LMV en ninguno de los dos estadios llega a valores de resistencia crítica y la RP es homogénea en todo el perfil promediando 1 MPa. La RP en LC supera a la LMV en 442% y a la SD en 170% promediando todo el perfil.

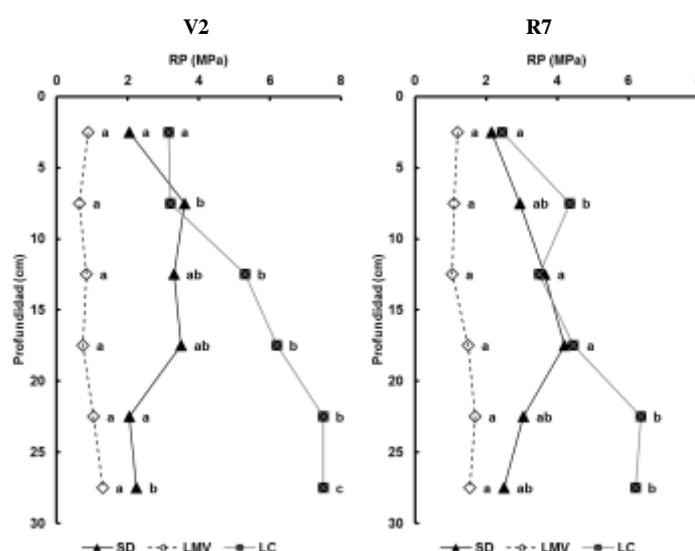


Figura 1: Resistencia a la penetración (RP) hasta los 30 cm de profundidad en dos estadios fenológicos de poroto (V2 y R7) para tres sistemas de manejo: Siembra directa (SD), labranza mínima vertical (LMV) y labranza convencional (LC). Letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas ($p < 0.05$)

La condición mecánica del suelo resulta diferente para los distintos SM. La SD es propensa a un endurecimiento en superficie por el nulo movimiento del suelo y el tránsito de la maquinaria (Venialgo, 2004). A partir de los 20 cm se pone de manifiesto el piso de arado de la LC que empeora las condiciones para el crecimiento radical. Rangeon (2007) en su trabajo no logró detectar la compactación producida por la SD, Las resistencias encontradas por Rangeon alcanzan valores por arriba de los 4 MPa en casi todos los tratamientos y en todas las profundidades. Osinaga *et al.* (2014) obtiene las mismas tendencias en las PLP pero los valores de RP son un 50% menores en SD y LC.

El efecto de las labranzas sobre la dureza del suelo ha sido ampliamente estudiado en diferentes regiones del país y todos concluyen que los sistemas donde se hace uso de cincel o para-till poseen RP muy bajas, que la SD por la nula remoción endurece las capas subsuperficiales y que la LC forma el llamado “piso de arado” (Elisondo *et al.*, 2000; Vidal & Costa, 2000; Ferreras *et al.*, 2000; Aparicio *et al.*, 2002; Draghi *et al.*, 2005).

Contenido de agua

La SD y la LMV promediaron durante el ciclo de cultivo $12,8 \text{ g kg}^{-1}$ de CHG. La LC promedio $7,8 \text{ g kg}^{-1}$, un 39% menos que los sistemas conservacionistas. El CHG disminuye en profundidad en SD durante todo el ciclo, en la capa superficial al inicio posee 20 g kg^{-1} y de 100 a 150 cm 13 g kg^{-1} . En la cosecha se observan bajo CHG en todo el perfil (9 g kg^{-1} de 0-20 cm y 5 g kg^{-1} de 100 a 150 cm). En V2 de LMV ocurre lo mismo que en SD, en R7 la distribución es homogénea en todo el perfil alcanzando valores de 13 g kg^{-1} y en la cosecha se observa un aumento con la profundidad,

en superficie posee valores de 13 g kg^{-1} y en profundidad de 17 g kg^{-1} . Bajo LC se observa una distribución homogénea en los tres estadios alcanzando valores no mayores a 9 g kg^{-1} (Figura 2)

El AUT hasta el metro y medio de profundidad es mayor en la LMV (106 mm) y menor en la LC (13 mm). La SD se encuentra en el medio de ambos sistemas (64 mm). La distribución de la lámina agua disponible en profundidad sigue una tendencia parecida a la de CHG (Figura 2).

Los rendimientos siguieron el siguiente orden: $SD 2244 \text{ kg ha}^{-1} > LMV 2023 \text{ kg ha}^{-1} > LC 1550 \text{ kg ha}^{-1}$. La EUA es mayor bajo SD, alcanzando un valor de 17.2 kg de poroto por mm de agua evapotranspirada. En cambio la LMV y la LC poseen 8.3 kg mm^{-1} .

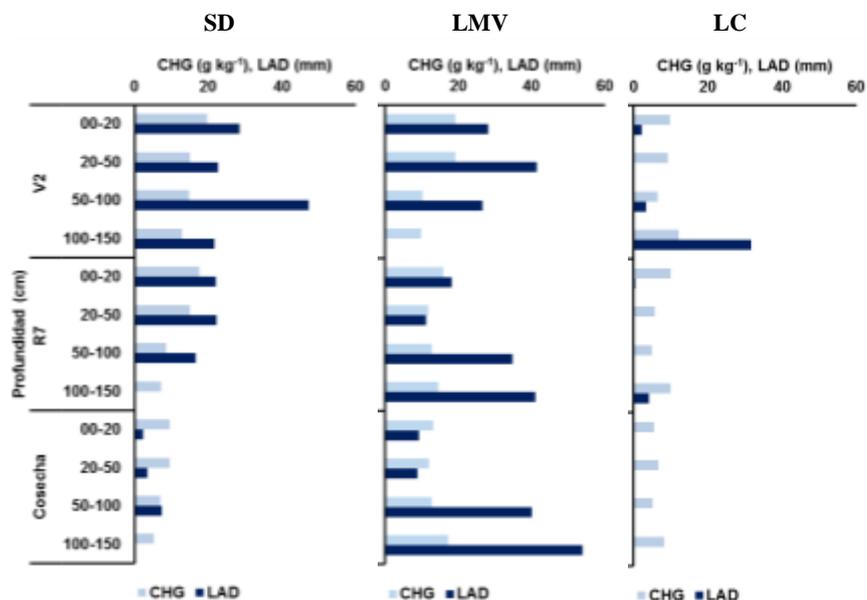


Figura 2: Variación del contenido hídrico gravimétrico (CHG) y de la lámina de agua disponible (LAD) hasta el metro y medio de profundidad en tres etapas del ciclo del cultivo de poroto (V2, R7 y Cosecha) y bajo tres sistemas de manejo: Siembra directa (SD), labranza mínima vertical (LMV) y labranza convencional (LC)

El AUT se ve afectado por el sistema de manejo, la LMV posee mayor cantidad de agua disponible para la planta durante todo el ciclo del cultivo de poroto. Lo contrario sucede con la LC, que posee muy poca AUT hasta el metro y medio de profundidad. Esto se puede explicar por los mayores contenidos de C orgánico que poseen los sistemas conservacionistas (Ferrary *et al.*, 2014) que influye positivamente sobre la porosidad del suelo, la conductividad hidráulica y la capacidad de retención del agua. Esto coincide con Jemai *et al.* (2013), no coincide con Blanco Canqui *et al.* (2004, 2017) y MacVay *et al.* (2006) que afirma que los sistemas de manejo no afectan el AUT en los primeros centímetros del perfil (de 10 a 30 cm) o con Kinoshita *et al.* (2017) el cual concluye lo mismo hasta los 60 cm de profundidad.

EL CHG gravimétrico es mayor en los sistemas conservacionistas y menor en la LC. Esto coincide con los datos obtenidos por Yoo *et al.*, (1994), Lyona *et al.* (1998), Uribe *et al.* (2002) y Stone & Schlegel (2015) a nivel mundial y con Aciar *et al.* (2008) en las PLP.

A pesar de que LMV posee mayor CHG y AUT la SD se presenta como el sistema con mayor EUA, lo mismo concluye Xiaobin *et al.* (2011) para el cultivo de maíz.

Influencia de las propiedades físicas sobre los rendimientos

El rendimiento de poroto fue significativamente mayor en SD (2244 kg ha^{-1}) y menor en LC (1549 kg ha^{-1}). La LMV se encuentra en una situación intermedia (2023 kg ha^{-1}). En la Figura 3 a través un análisis de componentes principales, donde el 61% de la variación entre las situaciones se explica con el primer componente principal, se puede observar dos grupos definidos, a la derecha los sistemas conservacionistas (SD y LMV) y a la izquierda la LC. Los primeros poseen altos rendimientos lo que está muy relacionado con los altos contenidos de agua en el perfil (elevado CHG y AUT), el CHG es el factor que mejor explica las variaciones de rendimiento ($r^2=0.62$). El sistema convencional tiene rendimientos muy bajos muy influenciados por el endurecimiento que se presenta en todo el perfil (elevado RP).

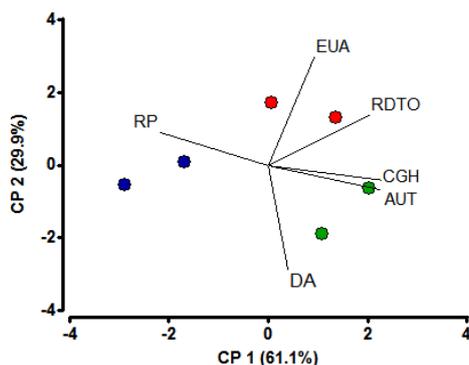


Figura 3: Gráfico de componentes principales. Los vectores indican el peso relativo de cada variable en cada eje. Resistencia a la penetración (RP), densidad aparente (DA), eficiencia en el uso del agua (EUA), rendimiento (RDTO), contenido hídrico gravimétrico (CHG) y agua útil total (AUT). Rojo: Siembra directa. Verde: Labranza mínima vertical. Azul: Labranza convencional.

CONCLUSIONES

Los sistemas conservacionistas (SD y LMV) logran retener mayor agua en el perfil disponible para la planta y presentan un menor nivel de endurecimiento. La LC muestra bajo contenido hídrico durante todo el ciclo del cultivo y una alta compactación por debajo de los 15 cm, lo que se ve reflejado en los bajos rendimientos de poroto. Por lo tanto, los SM influyen sobre las propiedades físicas y estos a su vez sobre el contenido de agua de un suelo ya que afecta la macroporosidad. El rendimiento, al estar altamente condicionado por el agua útil presente en el suelo, se ve afectado por la calidad física del mismo, sobre todo por los procesos de compactación.

BIBLIOGRAFÍA

- Aciar LM, JL Arzeno & R Osinaga. 2008. Integración cuantitativa de resultados utilizando indicadores de calidad de suelo y de productividad en distintos sistemas de labranzas. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de Funes, San Luis.
- Álvarez CR, MA Taboada, FH Gutiérrez Boem, A Bono, PL Fernández & P Prystupa. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. *Soil Science Society of America Journal* 73: 1242-1250.
- Álvarez CR, PL Fernández & MA Taboada. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos de la región pampeana. *Ciencia del Suelo* 30: 173-178.
- Aparicio V, JL Costa, H Echeverría & O Caviglia. 2002. Evaluación de propiedades físicas y crecimiento del maíz bajo diferentes sistemas de labranza en cuatro sitios del sudoeste bonaerense. *RIA* 31(3):55-71
- Arzeno J & ER Corvalan. 2001. Experiencia de largo plazo (1990-2000) con cuatro sistemas de labranza en Salta. Cuaderno de actualizaciones Monsanto. INTA 14pp.
- Blanco-Canqui H, CJ Gantzer, SH Anderson & EE Alberts. 2004. Tillage and crop influences on soil properties for an Epiqualf. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68 (2004), pp. 567-576
- Blanco-Canqui H; BJ Wienhold, VL Jin, MR Schmer & LC Kibet. 2017. Long-term tillage impact on soil hydraulic properties. *Soil Tillage Res.*, 170 (2017), pp. 38-42.
- Botta GF, D Joraujuria, R Balbuena & H Rossato. 2004. Mechanical and cropping behavior of direct drilled soil under different traffic intensities: effect of soybean (*Glycine max L.*) yields. *Soil Till. Res.* 78: 53-58.
- Burke W, D Gabriels & J Bouma (Eds). 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema. Rotterdam, Netherlands. 92 pp.
- Carter, M. 1988. Penetration resistance to characterize the depth and persistence of soil loosening tillage studies. *Canadian Journal of Soil Science*. Ottawa, v.68, n.4, p.657-668.
- Chagas CI, HJ Marelli & OJ Santanotoglia. 1994. Propiedades físicas y contenido hídrico de un argiudol típico bajo tres sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo*. Vol. 12; p. 11-16.
- Derpsch R, T Friedrich, A Kassam & H Li, 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 3, 1.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz CG, R Osinaga, & J Arzeno J. 2010. Resistencia a la penetración, humedad del suelo y densidad aparente como indicadores de calidad de suelos en parcelas de largo plazo. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Argentina.
- Díaz-Zorita M, G Duarte & J Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research* 65: 1-18.



- Díaz-Zorita M, M Barraco & C Alvarez. 2004. Efectos de doce años de labranzas en un haplustol del noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia del Suelo* 22: 11-18.
- Draghi, M, GF Botta, R Balbuena, JÁ Claverie & H Rosatto. 2005. Diferencias de las condiciones mecánicas de un suelo arcilloso sometido a diferentes sistemas de labranza. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* [online]. 2005, vol.9, n.1, pp. 120-124. ISSN 1807-1929.
- Elissondo E, JL Costa, E Suero, KP Fabrizzi & F García. 200. Evaluación de algunas propiedades físicas de suelos en sistemas de labranza reducida y siembra directa. *Ciencia del Suelo* 19:11-19.
- Ferrary Laguzzi F, R Osinaga, JL Arzeno, AR Becker & T Rodríguez. 2014. Fraccionamiento y mineralización de la materia orgánica en distintos sistemas de labranza en un inceptisol de Salta. *Ciencia del suelo*, 32(1), 63-72.
- Ferreras LA, JL Costa, FO García & C Pecorari. 2000. Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern "Pampa" of Argentina. *Soil Tillage Res.*, 54:31-39
- Hammel JE. 1989. Long-term tillage and crop rotation effects on bulk density and soil impedance in northern Idaho. *Soil Sci. Soc. Am J.* 53:1515-1519
- Israelsen OW & VE Hansen. 1965. Principios y aplicaciones del riego. Ed Reverté. Barcelona.
- Jemai I, N Ben Aissa, S Ben Guirat, M Ben Hammouda & T Gallali. 2013. Impact of three and seven years of no-tillage on the soil water storage, in the plant root zone, under a dry subhumid Tunisian climate. *Soil Tillage Res.*, 126 (2013) pp. 26-33.
- Kinoshita R, R Robert & HM van Es. 2017. Quantitative soil profile-scale assessment of the sustainability of long-term maize residue and tillage management. *Soil Till. Res.* 174 (2017) pp. 34-44
- Lyona, DJ; WW Stroupb & RE Brownc. 2017. Crop production and soil water storage in long-term winter wheat-fallow tillage experiments. *Soil Tillage Res.*, 49 (1998), pp. 19-27.
- McVay KA, JA Budde, K Fabrizzi, MM Mikha, CW Rice, AJ Schlegel, DE Peterson, DW Sweeney & C Thompson. 2006. Management effects on soil physical properties in long-term tillage studies in Kansas. *Soil Sc. Soci. of Am. Journal.* 70 (2006), pp. 434-438.
- Nadir A & T Chafatinos. 1990. Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy). Salta-Argentina.
- Osinaga N, R Osinaga, JL Arzeno, & A Chávez. 2014. ¿Cómo varían las condiciones mecánicas del suelo según el sistema de labranza? XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas.
- Panigatti JL, H Marelli & D Buschiazzo (Eds.). 2001. Siembra Directa II. INTA. Buenos Aires. Argentina. 377 pp.
- Rangeon N. 2007 Análisis de la Resistencia a la Penetración y Humedad del Suelo como Indicadores de Calidad en Distintos Sistemas de Labranza. FCN UNSa.
- Restelli RM, N Gutierrez & C Venialgo. 1998. Propiedades edáficas relacionadas al sistema secuencial maíz-soja en labranza cero en la región chaqueña semiárida. *Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. UNNE. T.III:* 12-14.
- Reynolds WD, BT Bowman, CF Drury, CS Tan & X Lu. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma* 110:131-146.
- Sasal MC, A Andriulo & MA Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil and Tillage Research* 87: 9-18.
- Stone LR & A Schlegel. 2010. Tillage and Crop Rotation Phase Effects on Soil Physical Properties in the West-Central Great Plains. *Agronomy Journal - AGRON J.* 102. . 10.2134/agronj2009.0123.
- Satorre, E. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy* 15-87: 24-31.
- Strudley MW, TR Green & JC Ascough II. 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: state of the science. *Soil and Tillage Research* 99: 4-48.
- Studdert GA. 1996. Manejo de rastrojo en superficie. *Actas 14º Jornada de Actualización Profesional de Cosecha Gruesa. Mar del Plata, Buenos Aires.* pp: 1-7.
- Uribe C, M Hamil, & Rouanet & L Juan. 2002. Efecto de tres sistemas de labranza sobre el nivel de humedad en el perfil del suelo. *Agricultura Técnica*, 62(4), 555-564
- Veniaglo, Crispin A. 2004. Índice de Cono, humedad presente y densidad aparente en diferentes labranzas y rotaciones. Universidad Nacional del Noroeste. *Comunicaciones científicas y tecnológicas. Corrientes. Argentina.*
- Vidal CM & JL Costa. 2000. Evaluación de algunas propiedades físicas de suelos en sistemas de labranza reducida y siembra directa. *RIA* 29:61-68
- Viglizzo EF & E Jobaggy. 2010 (Eds). Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. 102pp. INTA.
- Xiaobin W, K Dai, D Zhang, X Zhang, Y Wang, Q Zhao, D Cai, WB Hoogmed & O Oenema. 2011. Dryland maize yields and water use efficiency in response to tillage/crop stubble and nutrient management practices in China, *Soil Till. Res* 120 (2011) pp. 47-57.
- Yoo, KH, JH Dane, and BC Missildine. 1994. Conservation tillage improves soil moisture. *Agricultural Experiment Station of Auburn University, Auburn, Alabama, USA. Highlights Agric. Res.* 41(2):6



CIP47. CAPTACION, USO Y CONVERSION DE AGUA POR EL CULTIVO DE SOJA EN ARGIUDOLES COMPACTADOS Y DESCOMPACTADOS

Peralta, Guillermo E.^{1*}; Taboada, Miguel A.^{1,2} y Rubio, Gerardo³

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) Godoy Cruz 2290, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina.

²Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) – Instituto de Suelos (INTA); Nicolás Repetto y de los Reseros s/n; 1686 Hurlingham, Bs.As., Argentina.

³Universidad de Buenos Aires, Fac. Agronomía, Cát. Fertilidad y Fertilizantes, INBA-UBA-CONICET. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina.

* Autor de contacto: guillermoeperalta@gmail.com

RESUMEN

Los planteos agrícolas continuos en siembra directa (SD) con escasa rotación de cultivos pueden generar deterioros en la calidad de la estructura del suelo. Con el objetivo de estudiar el impacto de estos deterioros sobre la captación, utilización y conversión de agua del cultivo de soja y analizar estrategias de manejo mejoradoras, se llevaron a cabo ensayos de campo sobre Argiudoles típicos (serie A. Dulce) en dos temporadas de crecimiento, en lotes contiguos con historias contrastantes en los últimos ocho años: rotados (ROT; Maíz-Soja-Trigo/Soja) y monocultura de soja (SJ). En cada escenario y año se compararon dos tratamientos en un DBCA: control (T0) vs descompactación mecánica con para-till (PTILL). El PTILL mejoró las propiedades físicas superficiales, evidenciados por disminuciones significativas en la resistencia a la penetración (-38/51% en ROT y SJ), en la densidad aparente DAP (- 4/18% en ROT y SJ) y en la proporción de bloques masivos (ΔM), y aumentos en los máximos niveles observables de infiltración. Por otro lado, PTILL redujo los niveles de cobertura de rastrojo entre un 12 y 22% (ROT y SJ). En un primer año con escasas precipitaciones iniciales, la mayor compactación de los T0 retrasó el crecimiento de raíces con respecto a PTILL ($p < 0,05$). En SJ el retraso en la profundización de raíces se mantuvo a lo largo de la estación de crecimiento, explorando hasta 40 cm menos que en PTILL al inicio del período crítico ($p < 0,0001$). En ROT el retraso inicial se compensó con mayores tasas de profundización posteriores. La compactación redujo la extracción de agua en etapas tempranas, y también la efectividad de las lluvias posteriores en el ciclo ($p < 0,05$), especialmente en SJ. A pesar de las ventajas de crecimiento inicial y una mayor captación de agua, la transpiración estimada en el ciclo no se vio alterada, y las eficiencias de utilización y conversión de agua resultaron similares entre T0 y PTILL, tanto en SJ como en ROT. En el año 2, más lluvioso, la compactación también redujo la efectividad de lluvias en T0, pero el mejor estado hídrico enmascaró posibles diferencias en profundización o consumo de agua entre T0 y PTILL en ambos escenarios. Los rendimientos, eficiencias de uso y conversión de agua resultaron también similares entre tratamientos de descompactación. La eficiencia total en el uso del agua resultó en cambio entre un 10 y 36% superior en los escenarios rotados que en los de monocultura. Puede concluirse que la compactación observada usualmente en condiciones de SD de larga duración y monocultura causó disminuciones en la infiltración de agua, el crecimiento inicial de raíces y el consumo inicial de agua, pero sus efectos finales sobre el rendimiento dependieron en gran medida de las condiciones de oferta y demanda de agua durante el ciclo del cultivo. La descompactación resultó efectiva para mejorar la estructura de suelo en el corto plazo, pero los efectos sobre los rendimientos y eficiencia de uso del agua no fueron comparables a los de una adecuada rotación de cultivos.

Palabras clave: rotaciones, estructura, siembra directa



C1P48. DESARROLLO DE UNA METODOLOGIA PARA EVALUAR A CAMPO LA CALIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Peralta, Guillermo E.¹; Mortola, Natalia A.²; Bressan, Emiliano M.²; Romaniuk, Romina I.² y Laghi, Joana D.²

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) Godoy Cruz 2290, Ciudad Autónoma de Bs. As., Argentina. guillermoeperalta@gmail.com

²INTA, Instituto de Suelos. Nicolás Repetto y de Los Reseros s/n (1686), Hurlingham, Buenos Aires. Argentina.

RESUMEN

Alrededor del 90% de la superficie cultivada en Argentina se maneja bajo Siembra Directa (SD). Si bien la SD es una práctica importante para reducir la degradación del suelo, bajo determinados planteos puede conducir a incrementos en la resistencia mecánica a la penetración, densificaciones y otras alteraciones en la estructura del horizonte superficial del suelo, como el desarrollo de estructuras laminares y masivas. En este contexto, la estructura del suelo es un componente clave de la fertilidad integral, por su influencia sobre el comportamiento físico, químico y biológico del suelo y por ende, sobre su capacidad de sustentar la productividad agrícola manteniendo la calidad ambiental. Se ha avanzado en diferentes métodos de evaluación visual de la estructura a campo con diferentes variantes para su cuantificación. Sin embargo, las guías de evaluación visual generadas hasta el momento han sido desarrolladas en ambientes edafo-climáticos diferentes a los de nuestras condiciones productivas, no están orientadas a suelos manejados bajo SD, y suelen presentar un alto grado de subjetividad. El objetivo del trabajo consistió en desarrollar y validar una metodología de evaluación cuantitativa de la calidad estructural de suelos bajo siembra directa. Para esto se seleccionaron a priori 20 lotes de producción de la Pampa Ondulada, clasificados como Argiudoles típicos de textura franco-limosa en superficie. Se buscó abarcar la mayor diversidad de escenarios posibles en base a su historia agrícola: pasturas (<5 años), rotaciones de alta intensidad, rotaciones de baja intensidad, monocultura de soja, y condiciones cuasi-prístinas de referencia. En cada lote se dispusieron 3-5 estaciones de muestreo, donde se evaluó la calidad estructural a través de dos determinaciones de campo: la proporción en peso de los bloques de más de 10 cm de diámetro luego de la fragmentación por “drop-test”, y el espesor ponderado de estructuras laminares (frecuencia de aparición x espesor promediado de las láminas). Se analizó la distribución de frecuencias y percentiles (P) de estos indicadores, y se establecieron puntajes (0-10) y categorías de acuerdo a estas distribuciones. Así, en cuanto a la distribución de bloques densificados, en los casos que mostraron una “degradación severa” los bloques representaron más de 25% del peso (P75; Puntaje ≤ 2.5), y en los casos de condición estructural “adecuada” representaron menos del 5% en peso (P25; Puntaje ≥ 7.5). En condiciones de degradación moderada representaron entre 5-25% del peso. En cuanto al espesor ponderado de estructuras laminares, para los casos que mostraron una “degradación severa” el espesor fue mayor a 5cm (P75; Puntaje ≤ 2.5), y los casos de condición estructural “adecuada” menos de 2 cm (P25; Puntaje ≥ 7.5). Condiciones intermedias presentaron un espesor ponderado 2-5 cm. El promedio de los puntajes de ambas evaluaciones permitió diagnosticar cuantitativamente el grado de deterioro estructural, coincidiendo con el historial de manejo: monocultura soja > rotaciones menos intensas > rotaciones más intensas > pasturas > condiciones cuasi-prístinas. Este diagnóstico resulta práctico y rápido para conocer el grado de degradación de la estructura del suelo, y en base a esto desarrollar las estrategias de manejo adecuadas.

Palabras clave: diagnóstico físico, estructuras masivas, estructuras laminares



C1P49. CRECIMIENTO Y FUNCIONALIDAD DE RAÍCES DE SOJA EN PERFILES DE SUELO CON DISTINTA CALIDAD ESTRUCTURAL

Peralta, Guillermo E.¹ *; Taboada, Miguel A.²; Kantolic, Adriana G.³ y Rubio, Gerardo ⁴.

¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) Godoy Cruz 2290, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina. * Autor de contacto: guillermoeperalta@gmail.com

² Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) – Instituto de Suelos (INTA); Nicolás Repetto y de los Reseros s/n; 1686 Hurlingham, Bs.As., Argentina.

³ Universidad de Buenos Aires, Fac. Agronomía, Cát. Fertilidad y Fertilizantes, INBA-UBA-CONICET. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina.

RESUMEN

La agricultura con escasa diversificación e intensificación de las rotaciones puede conducir a cambios en la calidad estructural del suelo. Con el objetivo evaluar el efecto del estado físico superficial sobre la profundización y distribución de raíces, extracción de agua, y conversión a biomasa del cultivo de soja, se llevó a cabo en un experimento en condiciones controladas. Se extrajeron monolitos de 25 cm sin disturbar de lotes con historia de monocultura de soja (SJ), o rotados con pasturas (PA); y se colocaron sobre un subsuelo franco-arenoso (FRA) o arcilloso (ARC) hasta 2 m. La historia agrícola afectó las propiedades físicas superficiales, observándose mayores niveles de resistencia mecánica, densidad aparente, y mayor frecuencia y espesor de estructuras laminares en SJ respecto de PA. Se encontraron efectos significativos ($P < 0,05$) de la historia agrícola, del tipo de subsuelo y su interacción sobre la longitud y biomasa total de raíces. En los subsuelos FRA, los tratamientos de SJ redujeron ($P < 0,05$) la densidad de raíces en los estratos superficiales, pero también en estratos más profundos. Los subsuelos ARC limitaron significativamente ($P < 0,0001$) el crecimiento de raíces tanto en SJ como en PA, sin importantes diferencias entre estos tratamientos en los estratos subsuperficiales. Los rendimientos de PA resultaron así mayores que los de SJ tanto en subsuelos FRA como ARC (+12%), aunque las diferencias asociadas a la historia agrícola resultaron mayores en subsuelos FRA (+16%) que en ARC (+9%).

Palabras claves: compactación, densificaciones, siembra directa

INTRODUCCIÓN

La agricultura continua en siembra directa (SD) de baja intensidad y diversidad de rotaciones puede incrementar la proporción de estructuras laminares y masivas de los horizontes superficiales, densificaciones e incrementos de la resistencia a la penetración superficial (Taboada *et al.*, 1998; Sasal, 2012; Álvarez *et al.*, 2014). La calidad de la estructura superficial de los suelos podría estar explicando gran parte de la variabilidad de rendimientos del cultivo de soja observada a campo (Bacigaluppo *et al.*, 2011). No obstante, no se conocen aún los mecanismos por los cuales diferencias en el estado físico del suelo pueden estar afectando los rendimientos de soja, y esto resulta clave para el diseño de estrategias de adaptación o corrección ante posibles limitantes edáficas.

Distintos estudios indican que la compactación disminuye la tasa de elongación, la biomasa y densidad de raíces (Bengough *et al.*, 2011; Nosalewicz & Lipiec, 2014), y generan cambios morfológicos en las raíces directamente afectadas (Ramos *et al.*, 2010). Algunos autores han estudiado los efectos a distancia o “remotos” sobre estratos inferiores no compactados, en lo que se conoce comúnmente como “efecto sombreado” (Tardieu, 1994). Sin embargo, la capacidad compensatoria a nivel radical observados en algunos cultivos (Pfeiffer *et al.*, 2014; Nosalewicz & Lipiec *et al.*, 2013), sumados a la importante plasticidad observada en soja en la parte aérea (Andrade & Abbate, 2005), sugieren que podrían existir mecanismos compensatorios en el caso de las raíces de soja. Estas respuestas podrían estar además mediadas por la naturaleza del subsuelo más allá de las capas compactadas, como por ejemplo la presencia de horizontes arcillosos.

El presente trabajo se condujo con los objetivos de: (a) evaluar el efecto de la calidad de la estructura superficial y del subsuelo sobre la distribución, y biomasa de raíces; (b) analizar posibles mecanismos compensatorios a nivel del sistema radical de acuerdo a las características del subsuelo; y (c) analizar el efecto de estas alteraciones sobre la producción de biomasa aérea y de grano del cultivo de soja.



MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 5 pares de lotes de producción contiguos en Argiudoles Típicos de la serie Rojas, cercanos a las localidades de Salto (34.29° S, 60.24° W). Cada par consistió en un lote con monocultura de soja de 1ª (SJ) en los últimos 10 años, y otro lote en rotación con pasturas y agricultura en los últimos 10 años (PA), con estados estructurales superficiales contrastantes. Dentro de cada lote seleccionado, se extrajeron monolitos del horizonte superficial (20 cm) del suelo sin disturbar, tallando el contorno de cilindros de PVC de 16 cm de diámetro y 25 cm de alto (Martins *et al.*, 2013). En cada punto de extracción se determinaron los niveles de carbono orgánico total (0-20 cm, Walkley & Black, en Nelson & Sommers, 1996), textura (0-20 cm, método Bouyoucus, 1962), resistencia mecánica (RM, 0-10 cm y 10-20 cm) en capacidad de campo con penetrómetro manual (Modelo H4200, Humboldt Mfg. Co., Schiller Park, Illinois, USA), Infiltración básica con permeámetro de disco (Perroux & White, 1988), densidad aparente (0-10 cm y 10-20 cm; Blake & Hartge, en Klute, 1986), macroporosidad (0-10 cm y 10-20 cm) con mesas de tensión (considerando macroporos a aquellos > 30 µm de diámetro; Moncada *et al.*, 2014); índices de estructura por “drop test” (VSA, Shepherd *et al.*, 2008; Murphy *et al.*, 2013; estimando la proporción en peso de los bloques < 5 cm luego de su fragmentación mecánica); y la frecuencia y espesor de estructuras laminares (Álvarez *et al.*, 2014). Se estimó a su vez un espesor ponderado de estructuras laminares (cm) multiplicando la frecuencia de aparición (0-1) y el espesor (cm) de cada muestra.

Los cilindros se trasladaron a un invernáculo en el Instituto de Suelos del INTA, Bs. As. (34.60° S, 58.67° W). En cada monolito se sembraron 5 semillas de soja variedad DM 4212 STS, el 25-11-15, y se ralearon hasta dejar dos plantas al estado V1. Las semillas se inocularon con *Bradyrhizobium*. Se realizaron aplicaciones pre-siembra y durante el ciclo de fertilizante líquido (7.5 ml. 200 ml⁻¹; N 5%; P 5%, K 10%, S 3%; trazas de Ca, Mn, Mg, B, Fe, Co, Zn y Cu), de modo de asegurar condiciones de fertilidad química no limitantes y homogéneas entre tratamientos. Luego de la extrusión de las raíces, se colocaron los monolitos sobre contenedores de PVC de 2 m de alto, del tipo “mesocosmos” (Zhan *et al.*, 2015), y se dispusieron en un DBCA con 5 repeticiones. Los tratamientos quedaron definidos por la combinación de dos factores con sus niveles: la historia agrícola reciente (SJ ó PA) de los sitios de extracción de muestras, y el tipo de subsuelo entre los 20-200 cm (franco-arenoso: FRA y arcilloso: ARC). Para esto se rellenaron los contenedores subsuperficiales con un sustrato franco-arenoso (58% arena, 30% limo, 12% arcilla) o con un sustrato arcilloso del horizonte Bt2 de un suelo Argiudol vértico de la serie Hurlingham (33.5% arena, 22.5% limo, 44% arcilla). Los primeros 20 cm de suelo, se manejaron bajo una única condición de humedad en el ciclo (40-60% de Agua útil). Los niveles de humedad del subsuelo se manejaron de forma homogénea, llevando los contenidos hídricos a Capacidad de Campo según cada textura, a la siembra, en R3 y en R5.

Se realizaron determinaciones secuenciales de contenido hídrico edáfico con sonda (tipo TDR, Campbell Scientific, Logan, UT, USA) cada 20 cm, cada 3-5 días. En R7, se extrajo la totalidad del material de los contenedores y se separaron las raíces del suelo, cada 20 cm de suelo por elutriación (Smucker *et al.*, 1982) con tamices sucesivos de 566, 336 y 250 µm. Las raíces se escanearon y analizaron utilizando el software WinRHIZO Pro (Regent Instruments, Quebec, Canadá). Se determinó la densidad de longitud (DLR) de cada estrato hasta los 2 m de profundidad. Las muestras de raíces se llevaron posteriormente a estufa a 65°C por 72 horas y pesaron. A su vez, se estableció y cosechó una repetición adicional para cada tratamiento de los sustratos FRA, de acuerdo al protocolo propuesto por Zhan *et al.* (2015). Se cosechó la biomasa aérea de todos los tratamientos a R7, luego se llevó el material a estufa por 72 horas, se registró el peso seco vegetativo y de granos. Se analizaron los efectos de los distintos factores a través de análisis de varianza (ANOVA) y pruebas LSD de Fisher, y las correlaciones entre variables utilizando el programa Infostat (Di Rienzo, 2011). Se utilizó el software GraphPad Prism (versión 6.01) para el ajuste de curvas y análisis de diferencias entre modelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sitios seleccionados presentaron niveles similares ($P > 0,1$) de carbono orgánico total (15.2 g kg⁻¹ en promedio), y valores semejantes de textura (231 g.kg⁻¹ arcilla y 556 g.kg⁻¹ de limo; $P > 0,1$) en el horizonte superficial. Se observaron diferencias entre SJ y PA en el estado estructural, expresadas a través de parámetros como la densidad aparente superficial, la resistencia mecánica, la presencia de estructuras laminares y el índice de estructura por “drop test” (Tabla 1). Ambos tratamientos difirieron en el estado de compactación y en la forma, tipo y grado de estructura: prevaleció estructura granular y en bloques subangulares medios y finos débiles en la PA, mientras SJ presentó prevalencia de estructura laminar en la capa superficial y de estructura masiva en la capa subsuperficial. Distintos estudios han demostrado que sistemas con mayor proporción de gramíneas, cultivos de cobertura o rotados con pasturas promueven una mayor y más continua actividad de raíces y microorganismos respecto de sistemas con mayor inclusión de



barbechos (Acosta-Martínez *et al.*, 2007; O’Dea *et al.*, 2015). Estos efectos, sumados a los mayores aportes de carbono, permiten disminuir los niveles de densificación y tipos estructurales desfavorables, y mejorar las propiedades físicas de los suelos, al aumentar la macroporosidad, aumentar la estabilidad de los agregados, e incrementar la conductividad hidráulica (Canolego & Rosolem, 2010; Novelli *et al.*, 2013). Sin embargo, a pesar de las tendencias observadas, en nuestros estudios la variabilidad intra-tratamientos impidió detectar diferencias en otros indicadores como la porosidad de aireación o la infiltración. Otros estudios en lotes de producción manejados con agricultura continua o rotaciones con pasturas en siembra directa (Fernández *et al.*, 2011), también han observado diferencias en la compactación relativa, pero no así en el carbono orgánico y otros indicadores.

Tabla 1. Resistencia mecánica (RM), densidad aparente (DAP), infiltración básica (INF), macroporosidad (PA), espesor ponderado de estructuras laminares (EL) e índice de estructura (“drop test”-VSA), para el estrato superficial (S) o subsuperficial inmediato (SS), según historia agrícola (PA=rotado con pasturas; SJ = monocultura de soja). Las letras indican diferencias significativas ($P < 0,05$) dentro de la misma profundidad.

Historia	RM (MPa)		DAP (Mg.m ⁻³)		INF (mm.h ⁻¹)		PA (cm ³ .cm ⁻³)		EL (cm)	Estructura VSA (%)
	S	SS	S	SS	S	SS	S	SS	S-SS	S-SS
PA	0,47 a	1,19 a	1,26 a	1,35 a	45,1 a	21,9 a	0,15 a	0,11 a	0,63 a	59,8 a
SJ	0,58 b	1,58 b	1,32 b	1,37 a	36,56 a	18,5 a	0,14 a	0,07 a	8,03 b	40,3 b

Se observaron efectos significativos de la condición superficial ($P < 0,01$) sobre la tasa de crecimiento inicial de raíces: en promedio los tratamientos de PA tardaron 7 días menos que los tratamientos de SJ en atravesar los primeros 20 cm. Las raíces atravesaron exitosamente los primeros 20 cm de suelo en todos los tratamientos, aún con valores de resistencia mecánica cercanos a niveles considerados seriamente limitantes para la tasa de elongación radical (~1,5 Mpa; Bengough *et al.*, 2011), y valores de macroporosidad total subsuperficial considerados restrictivos ($< 0,1 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$; Taboada *et al.*, 1998). Una posible explicación es que al momento de la extracción de muestras a campo todos los tratamientos presentaron poros visibles de gran tamaño ($> 0,5 \text{ cm}$ de diámetro) generados por raíces de cultivos antecesores y actividad de lombrices y artrópodos. Aún sin modificar la proporción total de macroporos, la presencia de estos canales característicos de la SD (Shipitalo & Protz, 1989) pudo haber facilitado este crecimiento y permitir el acceso a los recursos de horizontes inferiores, como se ha observado en otros estudios (Williams & Weill, 2004). Los valores umbrales de RM o PA generalmente han sido obtenidos a partir de muestras compactadas artificialmente (e.g. Veen & Boone, 1990), previsiblemente sin presencia de bioporos, por lo que no necesariamente son aplicables a condiciones de campo o muestras sin disturbar.

La cantidad total y distribución de raíces resultaron afectadas tanto por el estado físico superficial como por el subsuelo. La DLR total mostró efectos significativos asociados a la historia agrícola ($P < 0,0001$), y a las características del subsuelo ($P < 0,0001$), con efectos de interacción entre ambos ($P < 0,05$). Las mayores diferencias estuvieron asociadas a las características del subsuelo. Los altos contenido de arcilla del suelo ARC restringieron notablemente el crecimiento de raíces en SJ y en PA, y en promedio se observó una DLR 2.5 veces superior sobre subsuelos FRA. A su vez, las plantas creciendo en PA presentaron una DLR 53% mayor a las de SJ. Las diferencias en la longitud de raíces entre SJ y PA resultaron más pronunciadas en subsuelos FRA que en ARC.



Tabla 2. Densidad total de longitud de raíz por planta (DLR) y biomasa de raíz por planta (BR) según tipo de subsuelo (FRA = Franco-arenoso; ARC = arcilloso), e historia agrícola (PA=rotado con pasturas; SJ = monocultura de soja). Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$). Se indican los resultados del ANOVA de los efectos de cada factor.

Subsuelo (S)	Historia (H)	DLR planta (cm. cm ⁻³)	BR planta (g. pl ⁻¹)
FRA	PA	0,28 a	6,99 a
	SJ	0,19 b	5,36 b
ARC	PA	0,12 c	3,90 c
	SJ	0,07 d	3,79 c

(H): $P < 0,0001$; (S): $P < 0,0001$; H x S = 0,02 (H): $P = 0,04$; (S): $P < 0,0001$; H x S = 0,07

Las diferencias asociadas al estado estructural de la superficie del suelo se generaron principalmente en los primeros 20cm (Fig. 1 A y B), donde la DLR de los tratamientos de PA dobló en promedio a la de SJ ($P < 0,01$). En subsuelos FRA (Fig. 1 A), se observaron también diferencias significativas ($P < 0,05$) entre SJ y PA más allá del estrato superficial: entre los 60 y 100 cm, y especialmente en los estratos más profundos entre 160 y 200 cm, PA presentó en promedio una DLR de entre 3 a 5 veces superior a la de SJ. El subsuelo ARC restringió notablemente el crecimiento de raíces prácticamente en todas las profundidades (Fig. 1B), y no se observaron diferencias entre SJ y PA más allá del estrato superficial. Este efecto del estrato superficial sobre el perfil total de raíces puede verse también al analizar las imágenes digitales en R2 o R7 (Fig. 2 A y B): SJ restringió el crecimiento de raíces en el estrato superficial, pero también en los estratos más profundos.

La presencia de capas densificadas disminuye la tasa de elongación de raíces de distintas especies en los horizontes afectados (Bengough *et al.*, 2011). Algunos autores han observado una capacidad de crecimiento compensatoria de las raíces en capas no afectadas, en cultivos como cebada (Pfeifer *et al.*, 2014). A diferencia de estos autores, nuestro experimento muestra que en soja, las raíces del subsuelo de los tratamientos densificados (SJ) no alcanzaron a compensar los efectos superficiales a través de un mayor crecimiento, ni en FRA ni en ARC. Más aún, se observó un menor crecimiento de raíces en estratos profundos en SJ con respecto a PA. El retraso en el crecimiento de raíces pudo ocasionar que no se haya generado una suficiente biomasa y densidad de raíces a mayor profundidad para cuando la biomasa reproductiva comenzó a ser un destino prioritario de asimilados (entre R4 y R5), y no necesariamente un efecto de “sombreo” (Tardieu *et al.*, 1994). Los subsuelos ARC restringieron marcadamente el crecimiento de raíces tanto para PA como para SJ, y las diferencias asociadas a la densificación superficial fueron menos marcadas.

Profundidad (cm)

Figura 1. Densidad de longitud de raíz en profundidades de 20 cm hasta 2m, para tratamientos de monocultura de soja (SJ) o pastura (PA), creciendo en subsuelos franco arenosos (FRA, A) o arcillosos (ARC, B). Las barras representan el error estándar de los tratamientos para cada profundidad. Los asteriscos indican en qué profundidades se observaron diferencias entre tratamientos de PA y SJ superiores a la DMS ($p < 0,05$).

La producción de biomasa aérea total (Tabla 3) resultó afectada por la historia agrícola ($P < 0,001$), pero no por el subsuelo, y no se observaron efectos de interacción entre estos factores. La producción de grano fue en cambio afectada tanto por la historia agrícola ($P < 0,01$), como por el subsuelo ($P < 0,05$), sin efectos de interacción. Los tratamientos sobre PA rindieron en promedio un 12% más que los de SJ, y estas diferencias resultaron más pronunciadas (16%) en subsuelos FRA que en ARC. Otros estudios con compactaciones generadas artificialmente por paso de maquinaria han mostrado disminuciones en el rendimiento de soja de hasta 20-28% (Botta *et al.*, 2010). Nuestros estudios mostraron reducciones menos marcadas en los rendimientos, asociadas a la densificación superficial. Los rendimientos observados en nuestro experimento estuvieron además relacionados positiva y significativamente ($P < 0,0001$) con la DLR por planta ($r = 0,7$) y las tasas de absorción de agua ($r = 0,66$, datos no mostrados). Los efectos de la densificación superficial sobre el cultivo de soja parecen entonces estar mediados por reducciones en la capacidad de exploración del perfil total de suelo por las raíces, y reducciones en la capacidad de absorción de agua durante los periodos reproductivos. Sin embargo, en condiciones de campo, los efectos finales de estas restricciones sobre los rendimientos del estarán regulados por las condiciones de demanda y oferta hídrica durante el ciclo, entre otros factores. Se requieren por lo tanto mayores estudios de campo y análisis a través de modelos de simulación agronómica que permitan cuantificar los efectos interanuales de la estructura superficial del suelo sobre el cultivo de soja.

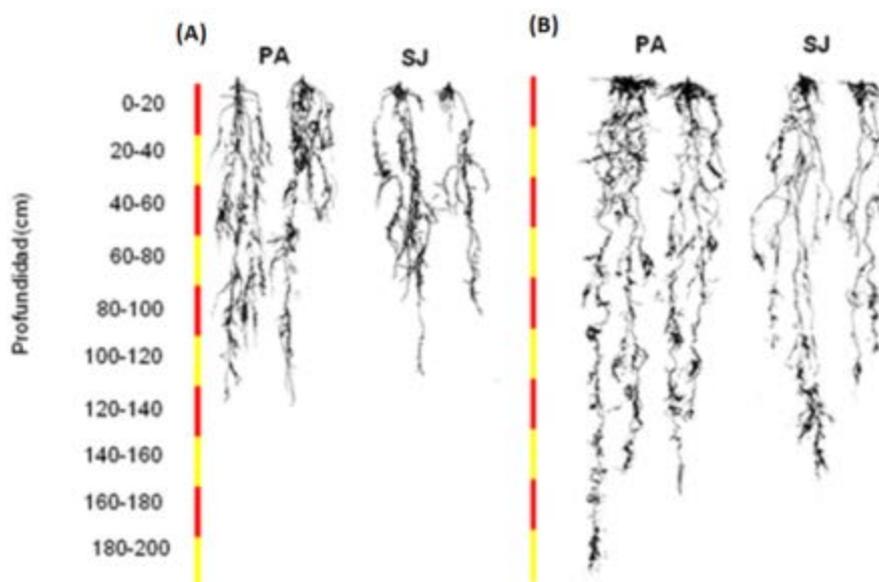


Figura 2. Imágenes digitales del sistema de raíces de soja en cosechas sin disturbar: cosechas en R2 (A) ó R7 (B) del 2 en tratamientos sobre rotación con pastura (PA) o monocultura de soja (SJ) sobre subsuelos franco-arenosos.

Tabla 3. Biomasa aérea y rendimiento según tipo de subsuelo (FRA = Franco-arenoso; ARC = arcilloso), e historia agrícola (PA=rotado con pasturas; SJ = monocultura de soja). Letras distintas indican diferencias significativas ($P < 0,05$). Se indican los resultados del ANOVA de los efectos de cada factor.

Subsuelo (S)	Historia (H)	Biomasa aérea Total (g MS. pl ⁻¹)	Grano (g. pl ⁻¹)
FRA	PA	55,9 a	25,1 a
	SJ	48,2 b	21,6 b
ARC	PA	57,3 a	22,7 b
	SJ	55,9 b	20,8 b
		(H): $P < 0,001$; (S): $P = 0,192$; H x S = 0,623	(H): $P = 0,0019$; (S): $P = 0,0399$; H x S = 0,273



CONCLUSIONES

La densificación superficial del suelo asociada a la historia agrícola afectó la cantidad y longitud de raíces, no sólo de las capas afectadas, sino también de los estratos subsuperficiales. La absorción de agua se vio así limitada y esto se tradujo en una reducción en la producción de biomasa aérea o grano en las condiciones de mayor densificación. Los subsuelos con altos contenidos de arcilla restringieron el crecimiento de raíces y rendimientos en todos los casos, y limitaron la expresión de diferencias asociadas al estado físico superficial del suelo. Hasta donde podemos conocer, no existían hasta ahora estudios integrales sobre el impacto del estado de la estructura superficial en SD sobre la arquitectura y funcionamiento del sistema de raíces completo en el cultivo de soja. Este tipo de estudios contribuirán a conocer en mayor detalle los mecanismos por los cuales la degradación física de los suelos puede estar limitando los rendimientos del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Martínez, V; MM Mikha & MF Vigil. 2007. Microbial communities and enzyme activities in soils under alternative crop rotations compared to wheat–fallow for the Central Great Plains. *Appl Soil Ecol.* 37(1): 41-52.
- Alvarez, CR; MA Taboada; S Perelman & HJM Morras. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampa, Argentina. *Soil Res.* 52(6): 533-542.
- Andrade, FH & PE Abbate. 2005. Response of maize and soybean to variability in stand uniformity. *Agron J.* 97(4): 1263-1269.
- Bacigaluppo, S; ML Bodrero; M Balzarini; GR Gerster; JM Andriani; JM Enrico & JL Dardanelli. 2011. "Main edaphic and climatic variables explaining soybean yield in Argudolls under no-tilled systems", *Eur. J. Agron.* 35 (4): 247-254.
- Bengough, AG; BM McKenzie; PD Hallett & TA Valentine. 2011. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *J Exp Bot.* 62(1): 59-68.
- Botta, GF; A Tolon-Becerra; X Lastra-Bravo & M Tourn. 2010. Tillage and traffic effects (planters and tractors) on soil compaction and soybean (*Glycine max L.*) yields in Argentinean pampas. *Soil Tillage Res.* 110: 167-174.
- Bouyoucos, G. 1962. Hydrometer method for making particle size analysis de soils. *Agron J.* 54: 464-465
- Calonego, JC, & CA Rosolem. 2010. Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and no-till. *Eur Jour Agron.* 33(3): 242-249.
- Di Rienzo, JA; F Casanove; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Fernández, PL; CR Alvarez & MA Taboada. 2011. Assessment of topsoil properties in integrated crop–livestock and continuous cropping systems under zero tillage. *Soil Res.* 49(2): 143-151.
- Klute, A. 1986. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Vol. 1. 2a ed. Madison: Soil Sci Soc Am J. 1986. 18, 1188 pp.
- Martins, JM; S Majdalani; E Vitorge; A Desauay; A Navel; V Guiné & JP Gaudet. 2013. Role of macropore flow in the transport of *Escherichia coli* cells in undisturbed cores of a brown leached soil. *J Environ Sci.* 15(2): 347-356.
- Moncada, MP; LH Penning; LC Timm; D Gabriels & WM Cornelis. 2014. Visual examinations and soil physical and hydraulic properties for assessing soil structural quality of soils with contrasting textures and land uses. *Soil Tillage Res.* 140: 20-28.
- Murphy, BW; MH Crawford; DA Duncan; DC McKenzie & TB Koen. 2013. The use of visual soil assessment schemes to evaluate surface structure in a soil monitoring program. *Soil Tillage Res.* 127: 3-12.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis part 3—chemical methods*, 1: 961-1010.
- Nosalewicz, A & J Lipiec. 2014. The effect of compacted soil layers on vertical root distribution and water uptake by wheat. *Plant Soil.* 375: 229-240.
- Novelli, LE; OP Caviglia; MG Wilson & MC Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma.* 195-196: 260-267.
- O’Dea, JK; CA Jones; CA Zabinski; PR Miller & IN Keren. 2015. Legume, cropping intensity, and N-fertilization effects on soil attributes and processes from an eight-year-old semiarid wheat system. *Nut Cycl Agroecosys.* 1-16.
- Perroux, K & I White. 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Sci Soc Am J Journal.* 52: 1205–1215.



- Pfeifer, J; M Faget; A Walter; S Blossfeld; F Fiorani; U Schurr & KA Nagel. 2014. Spring barley shows dynamic compensatory root and shoot growth responses when exposed to localized soil compaction and fertilization, *Funct Plant Biol.* 41:581-597.
- Ramos, JC; SC Imhoff; MA Pilatti & AC Vegetti. 2010. Morphological characteristics of soybean root apexes as indicators of soil compaction. *Sci. Agric.* 67: 707-712.
- Sasal, MC. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. 126 pp.
- Shipitalo, MJ & R Protz. 1987. Comparison of morphology and porosity of a soil under conventional and zero tillage. *Can J Soil Sci.* 67(3): 445-456.
- Smucker, AJ; M McBurney; & AK Srivastava. 1982. Quantitative separation of roots from compacted soil profiles by the hydropneumatic elutriation system. *Agron J.* 74(3): 500-503
- Taboada, MA; FG Micucci; DJ Cosentino & RS Lavado. 1998. Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil Tillage Res.* 49: 57 - 63.
- Tardieu, F. 1994. Growth and functioning of roots and of root systems subjected to soil compaction. Towards a system with multiple signalling?. *Soil Tillage Res.* 30(2): 217-243.
- Veen, BW & FR Boone. 1990. The influence of mechanical resistance and soil water on the growth of seminal roots of maize. *Soil Tillage Res.* 16(1-2): 219-226.
- Williams, SM & RR Weil. 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. *Soil Sci Soc Am J.* 68(4): 1403-1409.
- Zhan, A; H Schneider & JP Lynch. 2015. Reduced lateral root branching density improves drought tolerance in maize. *Plant phys.* 45:1-7.



CIP50. APLICACIÓN DE EFLUENTES DE TAMBO COMO ALTERNATIVA DE FERTILIZACIÓN. FLUJO DE AGUA Y LIXIVIACIÓN DE NITRATOS

Peretti, Rocío. M.^a; Forni, Miguel ^a; Nicollier, Juan ^a; Zuber, Selene ^a; Imhoff, Silvia^{a,b}; Marano, Roberto P. ^a y Ghiberto, Pablo .J. ^a

^aDep. Ciencias del Ambiente, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral (FCA/UNL). Esperanza, Santa Fe, Argentina. ^bConsejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - CONICET, rocioperetti@gmail.com

RESUMEN

Los efluentes líquidos de tambo (ELT) poseen valor agronómico como reemplazo de fertilizantes inorgánicos pero un uso incorrecto puede generar problemas ambientales como contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Se pretende estudiar la producción de biomasa de sorgo forrajero, el flujo de agua en el perfil y el transporte de nitratos en profundidad, luego de aplicar ELT. El experimento se realizó El Trébol, Santa Fe, Argentina, sobre un Argiudol típico serie los Cardos, con un diseño al azar de tres bloques con cuatro tratamientos: T0: 0, T1: 40, T2: 60 y T3: 80 m³ ha⁻¹ de ELT aplicados cuarenta días antes de la siembra de sorgo forrajero. El monitoreo se realizó en un ciclo de sorgo seguido por un período de barbecho totalizando 330 días. En T0 y T3 se realizó el balance de agua en el suelo. Semanalmente, se midió contenido de agua en el suelo hasta 0,9 m usando sonda de capacitancia y se calculó la variación de almacenaje. El drenaje interno/ascenso capilar se determinó con ecuación de Darcy-Buckingham utilizando tensiómetros a 0,8 m, 0,9 m y 1 m de profundidad. Se extrajo periódicamente solución del suelo a 0,9 m con extractores con cápsula porosa y se cuantificó la concentración de N-NO₃⁻. La biomasa producida fue 26.437 kg ha⁻¹ en T3 significativamente mayor que la de T0 de 21.326 kg ha⁻¹. En T3, con 360 kg ha⁻¹ de N, se detectaron lixiviados con concentraciones máximas de 39 mg L⁻¹, que luego disminuyeron. El drenaje predominó sobre el ascenso capilar originando la lixiviación de 3 y 12 kg/ha de N-NO₃⁻ en T0 y T3 respectivamente. En las condiciones experimentales, en un ciclo de sorgo forrajero y posterior barbecho, con elevada demanda de nutrientes del cultivo, en un suelo con baja capacidad de conducir agua y la presencia de eventos de precipitaciones atípicos, no se registraron pérdidas elevadas de N-NO₃⁻ por lixiviación.

Palabras clave: fertilidad, contaminación, sustentabilidad

INTRODUCCIÓN

La demanda de alimentos a nivel mundial conduce directamente a intensificar los sistemas productivos. Iniciada durante la década del 50, la intensificación, implica en esencia la concentración de animales por unidad de superficie y el aumento de insumos (Upton, 1997). En Argentina, la producción lechera, desde 1990, muestra una tendencia de reducción de número de tambos, aumento de tamaño de rodeo y producción por vaca (Taverna *et al.*, 2004).

En los tambos y corrales se generan distintos tipos de residuos (excreta, orina, restos de alimentos) a los que deben agregarse los líquidos generados como resultado de la higiene diaria de las instalaciones, estas sustancias constituyen los efluentes del tambo (Herrero *et al.*, 2001). El aumento de producción por vaca trae consigo no solo el aumento de consumo diario de alimentos sino también de los residuos generados por los animales, que junto con el agua de lavado aumentan el volumen final de los efluentes de tambo.

En sistemas intensivos, que crecieron sin una organización de infraestructura previa, o que hoy en día carecen de ella o no es la adecuada, la capacidad de almacenamiento de efluentes de la o las piletas de tratamiento es una limitante física del sistema que se traduce en una problemática medioambiental. Los desechos diarios y efluentes contienen nutrientes esenciales para las plantas, cómo el nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y azufre (S), que cuando son aplicados a la tierra, mejoran la fertilidad del suelo y generalmente con la reutilización de los mismos, incrementan la eficiencia de los sistemas productivos (Goss *et al.*, 2013; Maillard & Angers, 2014). Es por eso, que se tiene en cuenta como alternativa de solución aplicar los efluentes a lotes agrícolas o pastura, devolviendo nutrientes al suelo y aumentando la productividad de los cultivos.

En contrapartida, es necesario tener conocimiento y criterio para el uso de los efluentes con el fin de lograr una sustentabilidad en el sistema productivo sin provocar contaminación ambiental. Las aplicaciones excesivas, dosis elevada, acumulación por aplicaciones sucesivas y tipo de tratamiento previo a la aplicación se vinculan directamente con los procesos de contaminación del suelo (Jarvis, 1993; Hatfield & Stewart, 1998; Maillard & Angers, 2014). Las pérdidas de nitrógeno han llevado a la eutrofización de las aguas superficiales, contaminación de aguas subterráneas, degradación de

la calidad del aire y han contribuido al calentamiento global a través de la formación de gases de efecto invernadero (Jing *et al.*, 2017).

Las pérdidas de lixiviación de nitratos del suelo hacia el agua, no sólo reduce la fertilidad del suelo sino también causa amenazas al medio ambiente y la salud humana (Cameron *et al.*, 2013). La exposición a una mayor concentración de nitratos o nitritos se ha asociado con una mayor incidencia de tumores cerebrales, leucemia y tumores nasofaríngeos (nariz y garganta) en niños (EPA, 2007). También, el efecto más importante para los niños es el “síndrome del bebé azul” (metahemoglobinemia), visto más frecuentemente en infantes expuestos a nitratos en agua para consumo (EPA, 2007). Según la organización mundial de la salud el límite establecido de concentración de NO_3^- en agua es de 50 mg l^{-1} o 11.3 mg l^{-1} de N-NO_3^- (The Council of the European Union, 1998) mientras que Argentina establece un límite de 45 mg l^{-1} de NO_3^- (Urrutia *et al.*, 2003).

Considerando tanto efectos perjudiciales como benéficos, (Olson *et al.*, 2009) en un experimento de 8 años de duración, midieron la acumulación de N en profundidad con dosis de estiércol aplicando entre 20 y $120 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y encontraron que $20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ proveían suficiente N para el cereal para silo evaluado y minimizaban las pérdidas de nitratos por lavado en un suelo de textura media (Wang *et al.*, 2004) establecen entre 150 y 200 kg ha^{-1} de N como límite crítico de aplicación. (Morari *et al.*, 2011) aplicó en distintas zonas vulnerables a la concentración de nitratos, diferentes dosis de efluentes, 36 y 240 kg ha^{-1} de N, y en ninguno de los dos casos encontró concentraciones por arriba del límite de agua potable igual a $11,33 \text{ mg l}^{-1}$ de N-NO_3^- . Este trabajo pretende estudiar la dinámica del agua en el perfil del suelo luego de aplicaciones de efluentes con dosis elevadas y la influencia que tiene el movimiento del agua en el transporte de solutos en profundidad como los nitratos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en la ciudad El Trébol provincia de Santa Fe, Argentina ($32^\circ 11' 50.30'' \text{S}$, $61^\circ 42' 37.56'' \text{O}$), sobre un Argiudol típico serie los Cardos, de textura franco limosa en el horizonte A y franco arcillo limosa en el B_t. Se utilizó un diseño al azar de tres bloques con cuatro tratamientos en parcelas de $20 \text{ m} \times 4 \text{ m}$. Los tratamientos se correspondieron con 4 dosis: T0: 0, T1: 40, T2: 60 y T3: $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de efluente que equivalen a 0,180, 270, y 360 kgN ha^{-1} aplicados cuarenta días antes de la siembra por medio de un sistema de inyección a 15 cm de profundidad. El sorgo se sembró el 03/11/2016 a 38 cm entre surcos. En los tratamientos: T0 y T3 se realizó el balance de agua en el suelo. Para tal, durante el ciclo del cultivo, se registraron las precipitaciones diarias (Pr), de las cuales teniendo en cuenta la textura del suelo de la zona del ensayo, pendiente, entre otras variables edáficas, con ecuaciones se estimó la precipitación efectiva (Pe) (Pilatti *et al.*, 2016). Semanalmente, se midió contenido de agua en el suelo (H) hasta $0,9 \text{ m}$ usando sonda de capacitancia y se calculó la variación de almacenaje (ΔH) (Figura 1). El drenaje interno/ascenso capilar (D/AC) se determinó con ecuación de Darcy-Buckingham utilizando tensiómetros a $0,8 \text{ m}$, $0,9 \text{ m}$ y 1 m de profundidad.

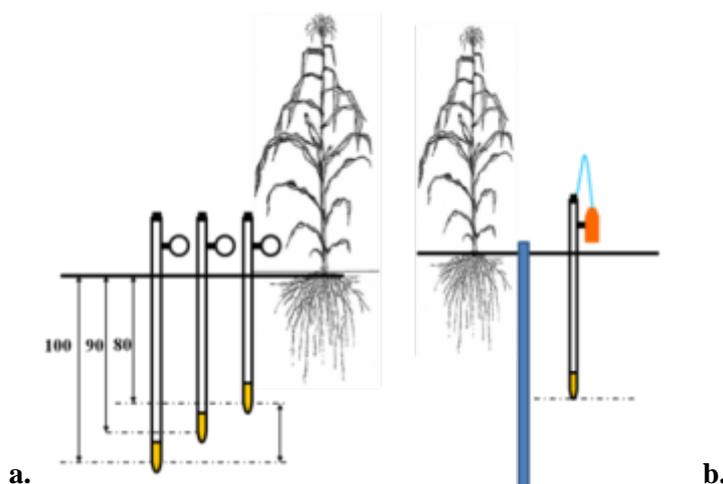


Figura 1: diagrama representativo de: a) tensiómetros a 0,8m, 0,9m y 1m de profundidad y b) extractor de solución a 0,9m y tubo para medición de almacenaje de agua en el suelo.

Con esa información se estimó la evapotranspiración del cultivo como: $ET = Pr - D + AC \pm \Delta H$ y la ET diaria. Se tomaron muestras de la solución del suelo, a $0,9 \text{ m}$ de profundidad. Para extraer la solución se generó vacío en tubos con

cápsulas porosas (Figura 1b) en contacto con el suelo, provocando un gradiente de potencial entre el suelo y la cápsula porosa que permitió que ingresara la solución del suelo al extractor. La cuantificación de la concentración de N-NO_3^- se determinó usando el método de reducción de hidracina (Eaton *et al.*, 2005). Para obtener la pérdida total de nitrógeno por hectárea en dicho periodo, se afectaron las concentraciones obtenidas de los lixiviados en las distintas fechas por el flujo de agua en esa misma fecha, a través de la ecuación de Darcy-Buckingham, obteniendo como resultado final los kg ha^{-1} de N-NO_3^- .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las evaluaciones realizadas abarcaron un periodo de 70 días con cultivo de sorgo, desde noviembre de 2016 a enero 2017, seguido por 260 días de barbecho hasta noviembre 2017. En dicho periodo las precipitaciones acumuladas fueron de 1271 mm comparados con la media histórica 1029 mm, el cual representa un año húmedo. Figura 2.

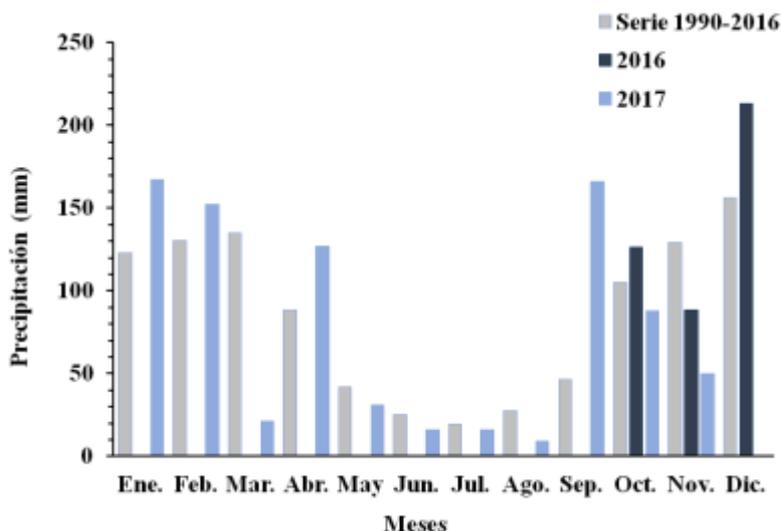


Figura 2. Precipitaciones mensuales durante los años 2016, 2017 y serie histórica 1990-2016.

El almacenaje de agua en el suelo resultó, en el final del periodo, de 37mm para los T0, quienes no recibieron dosis de efluentes y 25 mm para los T3 ($360 \text{ kg ha}^{-1}\text{N}$). En T0 la producción de biomasa fue de $21.326 \text{ kg ha}^{-1}$ de materia seca, inferior a los tratamientos que recibieron efluentes, que produjeron en media, $26.437 \text{ kg ha}^{-1}$ (LSD Fisher, α : 0,10). Es posible pensar que el T3 al generar mayor biomasa y extraer mas cantidad de agua que el T0, indique un almacenaje menor al final del periodo. El flujo de agua en el suelo indicó un drenaje final de 101 mm en los T0 y 120 mm en los T3. La ET del periodo comprendido por el barbecho y la implantacion del sorgo fue de -612mm para los T0 y -607mm para los T3. Mientras que diferenciando la ET del cultivo a la del barbecho, se observa que durante el periodo de implantación los T3 evapotraspiraron más que los T0, siendo de -290 y -267 respectivamente, por tal motivo puede atribuirse la menor evapotranspiración en el periodo de barbecho a que el rastrojo en superficie de los T3 tiene mayor contenido de biomasa, que podría evitar mayor evaporación por parte del suelo. Otros autores, encontraron menor ET en lotes donde el rastrojo del cultivo de soja había permanecido durante un tiempo prolongado (Morari *et al.*, 2011). Mientras que durante la implantación el fenómeno es a la inversa, demostrando que la mayor dosis de efluentes, proporciona mayor cantidad de nutrientes generando mas biomasa, lo cual se traduce en una mayor evapotraspiración por parte del cultivo (Tabla 1).

Tabla 1. Componentes del balance hídrico y cantidad de nitrógeno lixiviado en T0 y T3 .

Componente	T0	T3
Pe (mm)	775	775
Δh (mm)	37	25
D/AC (mm)	-101	-120
ET (mm)	-612	-607
Sorgo	-267	-290
Barbecho	-345	-317
N-NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)	-3	-12

Teniendo en cuenta el movimiento del flujo de agua, el drenaje predominó por sobre el ascenso capilar, generando lixiviados con distintas concentraciones de N-NO₃⁻. Durante el primer año se observa que tanto T0 como T3 presentan picos de N-NO₃⁻, durante los meses de verano, de noviembre a enero. Período de máximo crecimiento del cultivo pero también de mayor mineralización del nitrógeno orgánico en el suelo dejando disponible el nitrógeno como nitratos. A pesar de esto, la dosis del T3 de 360 kg ha⁻¹ de N, superó por momentos, a la concentración límite para el consumo de agua, por arriba de 11,3mg L⁻¹, llegando en sus picos máximos hasta los 39 mg L⁻¹. En los meses de otoño-invierno logra estabilizarse en concentraciones menores a la establecida como límite en ambos tratamientos. Ya en la primavera, las concentraciones tienden a ser más elevadas, con la diferencia que el T0 se mantiene siempre por debajo del límite y el T3 tiende a estar proximo al limite crítico (Figura 3). El comportamiento de los nitratos en la solución del suelo, copia el patrón de la temperatura media de los meses primavera-verano manifestado en el lugar del ensayo, donde a partir de septiembre la temperatura media crece mensualmente hasta enero, al igual que los nitratos. En un experimento con lisímetros aplicaron sobre un suelo rojo estiercol de cerdo durante 8 años, encontraron que con la dosis más alta de aplicación (600 kg ha⁻¹ N) las concentraciones de nitratos en los lixiviados incrementaba exponencialmente los primeros cuatro años y después se estabilizaba en 13mg L⁻¹ por causa de variaciones en el nitrógeno orgánico y pH del suelo. También observaron que con dosis mínimas de 150 kg ha⁻¹ N las concentraciones de nitratos a lo largo del experimento se mantenían bajas. Las pérdidas de nitrógeno según las dosis 0kg ha⁻¹ N, 150 kg ha⁻¹ N, y 600kg ha⁻¹ N, fueron de 32 kg ha⁻¹ N, 82 kg ha⁻¹ N y 77kg ha⁻¹ N (Long & Sun, 2011).

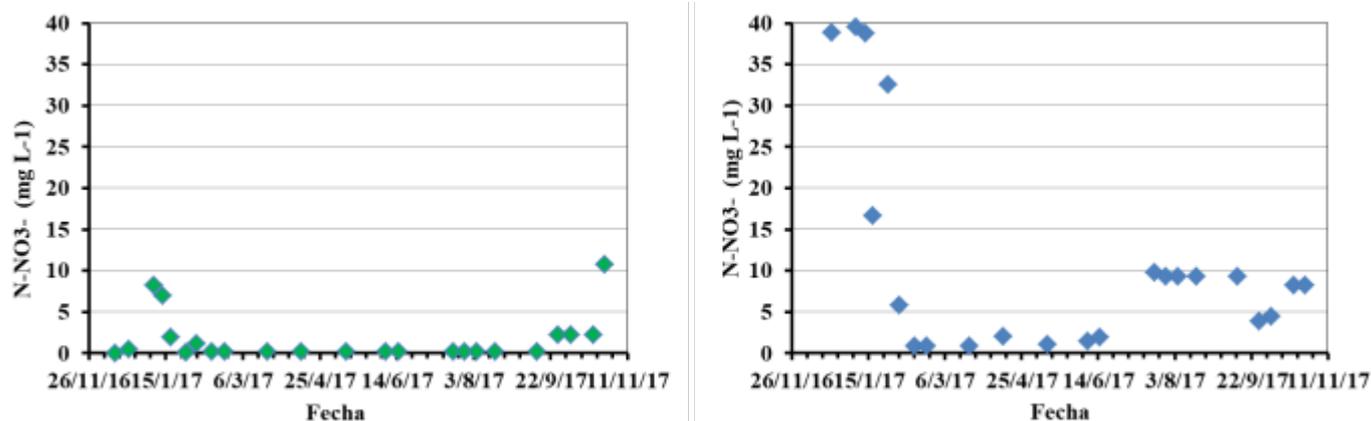


Figura 3. Evolución del contenido de N-NO₃⁻ presentes en los lixiviados durante el periodo de implantación de sorgo y barbecho.

En cuanto a las pérdidas de nitrógeno por hectárea durante el periodo estudiado, los T0 perdieron 3,1kg ha⁻¹ y los T3 12 kg ha⁻¹. Otros autores encontraron pérdidas de nitrógeno de nitratos anuales por debajo de los 0,9 mde profundidad en un rango de 9,49kg ha⁻¹ de N y 24,86kg ha⁻¹ de N, con aplicaciones de estiercol bovino y estiercol líquido bovino, respectivamente, indicando así que en términos de lixiviación de N-NO₃⁻ el estiércol es más conservador que el fertilizante químico, donde éste último no reduce la concentración de los nitratos (Demurtas *et al.*, 2016).



CONCLUSIONES

En las condiciones experimentales, en un ciclo de sorgo forrajero y posterior barbecho, con elevada demanda de nutrientes del cultivo, en un suelo con baja capacidad de conducir agua y la presencia de eventos de precipitaciones atípicos, no se registraron pérdidas elevadas de N-NO_3^- por lixiviación.

BIBLIOGRAFIA

- Cameron, K.C., Di, H.J. & Moir, J.L. 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Annals of Applied Biology*, **162**, 145–173.
- Demurtas, C.E., Seddaiu, G., Ledda, L., Cappai, C., Doro, L., Carletti, A. & Roggero, P.P. 2016. Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **219**, 83–92.
- Eaton, A.D., Franson, M.A.H. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association., American Water Works Association. & Water Environment Federation, Washington DC.
- Goss, M.J., Tubeileh, A. & Goorahoo, D. 2013. A Review of the Use of Organic Amendments and the Risk to Human Health. *Advances in Agronomy*, **120**, 275–379.
- Hathfield, J.L. & Stewart, B.A. 1998. *Animal Waste Utilization: Effective Use of Manure as a Soil Resource*. Ann Arbor Press. 319.
- Herrero, M. A.; Iramain, M.S.; Korol, S.; Buffoni, H.; Flores, M.; Pol, M.; Maldonado May, V., Sardi, G., & Fortunato, M.S. 2001. Calidad de agua y contaminación en tambos de la cuenca de Abasto sur. *Revista Argentina*. Buenos Aires, Argentina.
- Jarvis, S.C. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management*, **9**, 99–104.
- Jing, H., Ying-Hua, D., Ming-Gang, X., Li-Mei, Z., Zhang, X.-B., Bo-Ren, W., Yang-Zhu, Z., Su-Duan, G. & Nan, S. 2017. ScienceDirect Nitrogen mobility, ammonia volatilization, and estimated leaching loss from long-term manure incorporation in red soil. *Journal of Integrative Agriculture*. **16**, 2082–2092.
- Long, G.-Q. & Sun, B. 2011. Nitrogen leaching under corn cultivation stabilized after four years application of pig manure to red soil in subtropical China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **146**, 73–80.
- Maillard, É. & Angers, D.A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Change Biology*, **20**, 666–679.
- Morari, F., Lugato, E., Polese, R., Berti, A. & Giardini, L. 2011. Nitrate concentrations in groundwater under contrasting agricultural management practices in the low plains of Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **147**, 47–56.
- Olson, B.M., Bennett, D.R., McKenzie, R.H., Ormann, T.D. & Atkins, R.P. 2009. Nitrate Leaching in Two Irrigated Soils with Different Rates of Cattle Manure. *Journal of Environment Quality*. **38**, 2218.
- Taverna, M.; Charlón, V.; Panigatti, C.; Castillo, A.; Serrano, P. & Giordano, J. 2004. Manual sobre el manejo de los residuos originados en las instalaciones de ordeño. Una contribución al logro de ambientes locales sanos. Ed. INTA ISBN 987-521-121-4, 75.
- The Council of the European Union. 1998. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*. **L330**, 32–54.
- Upton, M. 1997. Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden WAR/RMZ. N° 88. FAO. Roma, Italia.
- Urrutia Pérez, R.; O Parra Barrientos & A Acuña Carmona. 2003. Los recursos hídricos; una perspectiva global e integral. INET-GTZ. Buenos Aires, Argentina.
- USEPA (Environmental Protection Agency), 2007. Nitrates and Nitrites TEACH Chemical Summary.
- Wang, H.; Magesan, G.N., & Bolan, N.S. 2004. An overview of the environmental effects of land application of farm effluents. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, **47**, 389-403.



C1P51. COMPARACION DE MÉTODOS PARA DETERMINAR LA DISPONIBILIDAD DE FOSFORO EN SUELOS DEL VALLE CENTRAL DE CATAMARCA

Pernasetti O.B.¹; Bustos E.S.²; Salas M.D.³; Córdoba A.F.⁴; Alurralde A.L.¹ y Campos V.⁴.

¹Cátedra de Edafología; ²Cátedra de Biometría y Tec. Exp.; ³Cátedra de Química General e Inorgánica; ⁴Alumnos- FCA-UNCA.
olgapernasetti@hotmail.com

RESUMEN

La estimación de fósforo en el suelo por medio de métodos químicos es uno de los temas que ha recibido mayor atención por parte de los investigadores en fertilidad de suelos. Existen antecedentes que el fósforo extraído del suelo con distintas soluciones no se correlaciona adecuadamente con el fósforo absorbido por las plantas. Bray y Kurtz proponen un método rápido para estimar las formas de fósforo disponible el cual utiliza como extractante una solución mezcla de NH_4F 0,03N y HCl 0,025N. Por otro lado el método de Olsen utiliza como extractante una disolución de NaHCO_3 0.5M moderadamente alcalina ($\text{pH} = 8,5$) ideada para controlar la actividad de los iones calcio, a través del producto de solubilidad del CaCO_3 durante la extracción de fósforo en suelos calcáreos. En los suelos del Valle de Catamarca, se realizan sistemáticamente análisis de fósforo asimilables especialmente con el método de Olsen, debido a que los pH se encuentran generalmente por encima de 7. En casos puntuales se realiza el método de Bray y Kurtz I, sobre todo en las pocas zonas húmedas de la provincia en donde se observa pH inferiores a 7. El objetivo de este trabajo es analizar y comparar los resultados obtenidos por ambos métodos -Bray y Kurtz I y Olsen- respecto de los valores de fósforo en el suelo (ppm P) en un ensayo con aplicación de fertilizante fosfatado. Fertilizante utilizado, ácido fosfórico $\text{P}=27\%$. Para el mismo, se incubaron macetas con 1 kg de suelo regadas con agua corriente, manteniendo la humedad del suelo entre capacidad de campo y punto de marchitez. Las dosis ensayadas fueron: 0 (testigo), 16, 32, 64, 128 y 256 kg de P por hectárea, 5 tratamientos, 1 testigo, y 3 repeticiones. Se tomaron muestras en 4 tiempos a lo largo de un año, 45, 90, 180 y 360 días del inicio de incubación. Se realizaron los análisis de fósforo con metodología de Olsen y Bray y Kurtz I. Los datos obtenidos fueron analizados con el software estadístico InfoStat versión 2016. Se determinó que siguiendo el método de Bray los valores observados de fósforo presentan una mayor variabilidad y una fuerte disminución en el fósforo disponible a partir del 3° tiempo de muestreo, mientras que a través del método de Olsen la variabilidad del contenido del nutriente es menor, teniendo en cuenta que se trata de un suelo sin pérdidas por escurrimiento ni por absorción ya que no tienen cultivo. El método de Olsen evaluó mejor una disponibilidad de fosforó con correlaciones más altas ($r = 0.75$) que el método de Bray y Kurtz I ($r = 0,45$, siendo mejor el ajuste para los tipos de suelos estudiados el método de Olsen).

Palabras clave: niveles, disponibilidad, variabilidad



CIP52. COMPORTAMIENTO DEL ÁCIDO 2,4-DICLORO-FENOXIACÉTICO EN SUELOS DE ARROCERAS DE LA PROVINCIA DE CORRIENTES

Pila, A.N.¹; Dalurzo, H.C.² y Jorge, N. L.¹

¹ Laboratorio de Investigaciones en Tecnología Ambiental, IQUIBA-CONICET Facultad de Ciencias Exactas y Nat. y Agr. –UNNE-Corrientes, Argentina. ² Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias-UNNE; Corrientes andreanatalia_87@hotmail.com.ar

RESUMEN

El herbicida ácido 2,4-dicloro fenoxiacético (2,4-D) es muy utilizado en los cultivos de arroz de las diferentes zonas de la provincia de Corrientes. Determinar la cinética de adsorción, nos permitirá abordar los efectos de transporte del mismo y su persistencia en el medio edáfico. El objetivo de este trabajo fue evaluar la cinética de adsorción del 2,4-D sobre un suelo de cultivo de arroz, en función del tiempo, y determinar la influencia de la temperatura. El muestreo se recogió en el Departamento de Mercedes (Corrientes). Se trabajó con muestras de 0-10 cm de profundidad, en una zona afectada por el trabajo del suelo. El suelo utilizado presentó una textura franco limosa de color partdo amarillento (10 YR 5,5/4) con características hidromórficas. El adsorbato utilizado es el 2,4-D; se trabajó a tres temperaturas 25°C 35°C y 45°C. Los estudios cinéticos se realizaron siguiendo la técnica de equilibrio en batch con tiempos que van de 1 a 24 horas. Se puso en contacto una muestra de 1g suelo con 30 mL de una solución de 2,4-D 1 mg L⁻¹ en CaCl₂ y se realizó un seguimiento en intervalos de 1 hora durante 24 h. La capacidad de adsorción (q_e) del 2,4-D se determinó mediante la correlación: q_e=V (C_i-C_e) /m, donde C_i es la concentración inicial de 2,4-D (mg L⁻¹), C_e es la concentración en el equilibrio (mg L⁻¹), V es el volumen de solución en litros, m es la masa de adsorbente expresada en gramos y q_e es la capacidad de adsorción (mg g⁻¹). Las concentraciones de 2,4-D remanente fueron determinadas por HPLC. Se observó que los datos cinéticos experimentales tienen mayor correlación con el modelo de pseudo segundo orden. Se estudió también de difusión intrapartícula encontrándose que este no es el paso limitante de la velocidad en el procedimiento de sorción.

Palabras clave: Degradación, sorción, difusión.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas aplicados a los cultivos ingresan al suelo por las pérdidas directas, dispersión del producto, la escorrentía o la incorporación de residuos de cultivos contaminados. Una vez presente en el suelo, los pesticidas migran de un compartimento a otro y actúan como una fuente de contaminación al aire, los cuerpos de agua, etc., la magnitud del peligro depende de su tiempo de residencia en el suelo (El Bakouri *et. al.*, 2009a; El Bakouri *et. al.*, 2009b; El Bakouri *et. al.*, 2010). Sin embargo el uso de plaguicidas presenta varios inconvenientes ya que alteran el balance de la naturaleza desequilibrando los sistemas ecológicos (Primo Yufera & Carrasco Dorrien, 1997). Los residuos de estos compuestos pueden llegar a zonas más lejanas del área de aplicación arrastrados por el viento, cursos de aguas continentales, corrientes marinas y a través de las cadenas biológicas (Badii & Landeros, 2015).

La adsorción es el mecanismo más importante por influir directa o indirectamente en la magnitud y efecto de los otros mecanismos y es un fenómeno de atracción entre una superficie sólida y un líquido o un vapor, las moléculas de plaguicida pueden ser adsorbidas o retenidas por los coloides presentes en el suelo, arcilla y materia orgánica, durante el proceso de lixiviación (Beltrán *et. al.*, 1995)

En el marco de esta investigación, es de interés la influencia de la temperatura sobre las cinéticas de adsorción de los plaguicidas, la obtención de los parámetros cinéticos y su ajuste a modelos matemáticos. La metodología y los resultados aquí obtenidos pueden ser utilizados para predecir el comportamiento de procesos de adsorción bajo diferentes condiciones de operación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo

Las muestras de suelo utilizado en el estudio pertenecen al Departamento de Mercedes de la provincia de Corrientes. La muestra corresponde a la capa superficial (0-10 cm) de un suelo dedicado a cultivo de arroz. La textura de



la capa arable fue franco limosa arcillosa de color pardo amarillo en seco (10 YR 5.5/4) con los siguientes tamaños de partículas 22% de arcilla, 46% limo y 32% arena, con contenido medios de materia orgánica 2,58%; pH 5,8; CIC 12,5 cmol kg^{-1} , Ca^{2+} 7,7 cmol kg^{-1} . Sus características se determinaron por metodología citada Uzunova *et al.* (2013). Las muestras fueron secadas, molidas y tamizadas por una malla de 2 mm y almacenadas a 4 ° C hasta su posterior análisis.

Análisis del herbicida

El 2,4-D fue cuantificado en 1 mL de la fracción extraída de la solución en equilibrio con el suelo por extracción en fase sólida (SPE), mediante cromatografía líquida de alta performance (HPLC). Se utilizó un cromatógrafo Agilent 1120 compact LC. La separación se llevó a cabo en una columna ODS Eclipse plus (14 x 4 mm d.i., 5 μm de tamaño de partícula) con una fase móvil formada por 35:65 acetonitrilo: metanol/agua con 0,1% de ácido ortofósforico. El flujo de fase móvil de 1,2 mL min^{-1} y un volumen de inyección de 20 μL . Bajo estas condiciones el tiempo de retención del 2,4-D fue de 2,9 min.

Cinéticas de adsorción

La cinética de adsorción del 2,4-D en el suelo, se llevó a cabo a los 25, 35 y 45 °C. Se preparó una solución de 1 mg L^{-1} de 2,4-D en CaCl_2 .

Los experimentos cinéticos se han realizado siguiendo la técnica "batch" propuesta por la guía n° 106 para el control de químicos, de la Organización por el Desarrollo Económico (Guideline & Guideline, 2001). En cada experimento, se tomaron 30 mL de solución de pesticidas, se pusieron en contacto con 1 g de suelo y se agitaron en un agitador rotatorio y a temperatura constante. Tras la agitación, la solución se ha centrifugado a 5000 g durante 10 minutos y se ha recuperado el sobrenadante, que se somete a la extracción del 2,4-D mediante SPE y se analiza por HPLC. Se han determinado las concentraciones del 2,4-D en solución a diferentes intervalos de tiempo tras 1 hora de agitación y contacto, y cada hora hasta llegar a 24 horas. Todos los experimentos se han realizado por triplicado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto del tiempo de contacto

El efecto del tiempo de agitación ó contacto entre las fases sólido-líquido en un proceso de adsorción, es un factor importante que influye en las características de estos procesos, ya que determinan la distribución de equilibrio del adsorbato y adsorbente, estableciendo el tiempo de equilibrio y describiendo su cinética. Existe una gran cantidad de modelos cinéticos reportados en la literatura especializada, sin embargo los modelos cinéticos más probados en estos sistemas son los de pseudo primer orden, pseudo segundo orden, Elovich y difusión intrapartícula. En general, la capacidad de adsorción del 2,4-D en suelo se puede calcular basada en el principio de transferencia de masa de acuerdo a la ecuación (1).

$$q_t = ((C_0 - C_t) V) / m \quad (1)$$

Donde q_t es la cantidad de 2,4-D adsorbida en el equilibrio (mg g^{-1}), C_0 y C_t (mg L^{-1}) son las concentraciones, iniciales y en un tiempo t , en fase líquida del 2,4-D, V es el volumen de solución (L) y m es la masa de adsorbente (g).

Modelado de la Cinética de Adsorción

Según Weber & Smith (1987) la transferencia de un compuesto desde una fase líquida hacia un sitio de adsorción se efectúa en cuatro etapas: la transferencia del compuesto desde el líquido hacia la película cerca al adsorbente sólido (etapa rápida), la transferencia del compuesto a través de la película de líquido cercana de la superficie externa del adsorbente (transferencia de masa externa), la difusión del compuesto al interior de la partícula del adsorbente (difusión intrapartícula), y la adsorción propiamente dicha, que es una etapa rápida. La cinética de adsorción está determinada por la etapa más lenta, es decir, la transferencia de masa externa (K_f) y la difusión intragranular superficial (D_s) y/o porosa (D_p). Sin embargo, para la mayor parte de los autores, el efecto de la difusión superficial es mayor al ser comparada con la difusión porosa. Komiyama & Smith (1974) estiman que el efecto de la difusión superficial es veinte veces más importante que el efecto de la difusión porosa. Por tanto, en este trabajo no se considerará la difusión porosa.

Modelo de pseudo primer orden

El modelo cinético de pseudo primer orden (PPOR) se basa principalmente en la capacidad de adsorción del adsorbente y la determinación de la velocidad del proceso de adsorción. Esto es comúnmente utilizado para sistemas homogéneos que proponen un proceso de adsorción física, descrito por la ecuación de Lagergren, la forma lineal de este modelo se presenta en la ecuación (2), donde q_e y q_t son la cantidad de 2,4-D adsorbido en el adsorbente en equilibrio (mg g^{-1}), en el tiempo t y k_1 es la constante de velocidad de pseudo primer orden (Figura 1)

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (2)$$

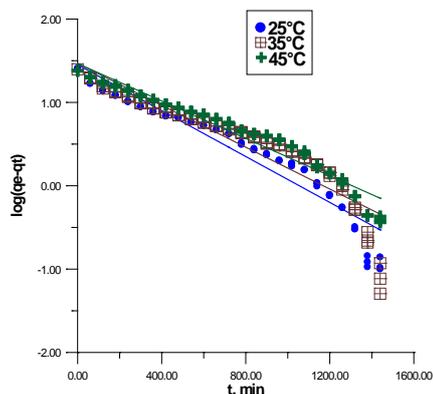


Figura 1. Modelo de ecuación de pseudo primer orden

Donde q_e y q_t son la capacidad de adsorción en el equilibrio y en un cierto tiempo t , ambas en (mg g^{-1}), k_1 es la razón constante de la adsorción de pseudo primer orden en (min^{-1}). En este modelo, la variación en la tasa de adsorción debería ser proporcional a la primera potencia de la concentración para una adsorción estrictamente superficial. Si no existe linealidad en este modelo, es aducido a la limitante de la difusión entre poros, a partir de la pendiente y el intercepto, se pueden deducir los valores de k_1 y corroborar los valores de q_e experimentales contra los teóricos; si hay gran discrepancia entre estos valores, la cinética de pseudo primer orden no describe este sistema.

Modelo de pseudo segundo orden

El modelo de pseudo segundo orden (PSOR) asume un proceso de adsorción química, atribuido a la distribución de las fuerzas de valencia o intercambio de electrones entre adsorbato y adsorbente, por lo tanto, asignando una efectiva capacidad de adsorción, la cual es proporcional al número de sitios activos ocupados en el adsorbente (Ho & McKay, 1999). Su ecuación lineal (ecuación. 3) se muestra a continuación:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3)$$

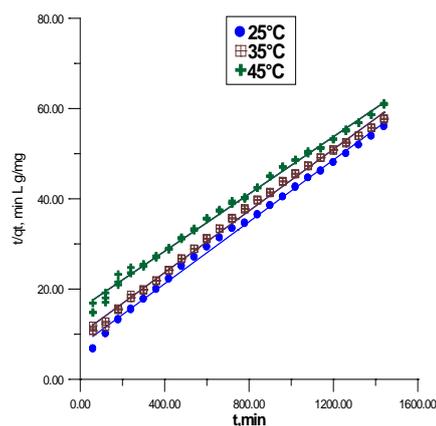


Figura 2. Modelo de ecuación de pseudo segundo orden

Donde q_t es la cantidad de 2,4-D adsorbido en un tiempo específico t en (mg g^{-1}), t es el tiempo (min), q_e , capacidad de adsorción en equilibrio (mg g^{-1}), k_2 es la constante de la ecuación ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$); por lo tanto, para lograr deducir las constantes de la cinética de segundo orden, es necesario realizar una gráfica de (t/q_t) vs. (t) , de la cual se debería obtener una línea recta y a partir de su pendiente e intercepto, se puede obtener la concentración de equilibrio teórica y la constante de la ecuación, respectivamente; el valor de q_e teórico es comparado con el experimental de la medición, si los valores son muy cercanos, el modelo obedece al modelo de pseudo segundo orden. Se puede observar que la cinética de la adsorción de 2,4-D en el Argiudol sigue este modelo con coeficientes de correlación superiores a 0,99. Estos resultados implican que el mecanismo de quimisorción juega un papel importante para la adsorción del 2,4-D.

Modelo de Elovich

El modelo cinético de Elovich (ME) se aplica a los sistemas de adsorción heterogéneos sólido-líquido, este modelo es adecuado para aplicaciones generales que tienen una cinética de quimisorción y cubre una amplia gama de adsorciones lentas su ecuación lineal (ecuación 4) se describe a continuación (Cheung *et. al.*, 2001)

$$q_t = \beta \ln \alpha \beta + \beta \ln t \quad (4)$$

Donde q_t es la cantidad de 2,4-D adsorbido en el adsorbente en el tiempo t ($\text{mg L}^{-1} \text{g}^{-1}$), β es la constante de equilibrio de adsorción ($\text{mg L}^{-1} \text{g}^{-1} \text{min}^{-1}$) y α está relacionada con la extensión de superficie cubierta y la energía de activación de quimisorción (L g mg^{-1}) (Figura 3)

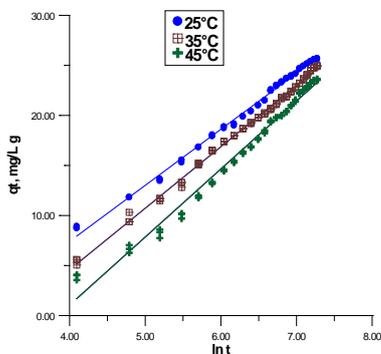


Figura 3. Modelo de ecuación de Elovich

Los datos cinéticos que se observan en la Figura 3 y los parámetros de enunciados en la Tabla 1. A partir de la Tabla 1 se observa una buena correlación entre los puntos experimentales y las líneas teóricas. Esto implica que el modelo de Elovich describe bien los datos cinéticos durante un corto período de tiempo. Cuando la correlación entre la capacidad de sorción y la constante β es negativa, se acepta que el adsorbente no retiene el adsorbato. El valor positivo de las constantes da evidencia de que se produce adsorción. El valor de R^2 fueron 0,9953, 0,9971 y 0,9856, y están en un acuerdo con los resultados del modelo de Pseudo-segundo-orden. La aplicabilidad de la ecuación de Elovich simple para los datos cinéticos actuales indica que la ecuación de Elovich fue capaz de describir adecuadamente la cinética inicial de la sorción de 2,4-D en la superficie del Argiudol.

Modelo de Difusión intrapartícula

El método de difusión intrapartícula (MIP) es un proceso de múltiples etapas que implica el transporte de moléculas de soluto de la fase acuosa a la superficie de las partículas sólidas y posteriormente la difusión de las moléculas de soluto en el interior de los poros, lo cual es probable que sea un proceso lento basado en la teoría de la velocidad propuesta por Webber y Morris (1963) y su ecuación lineal se muestra a continuación (ecuación (5)):

$$q_t = k_p t^{1/2} + C_i \quad (5)$$

Donde q_t es la cantidad de 2,4-D adsorbidos a un tiempo t ($\text{mgL}^{-1} \text{g}^{-1}$), y k_p es el parámetro de velocidad de la etapa i ($\text{mgL}^{-1} \text{g}^{-1} \text{min}^{-1/2}$), calculada a partir de la pendiente de la línea recta de q_t vs $t^{1/2}$. C_i es el coeficiente de difusión de interpartícula ($\text{mg L}^{-1} \text{g}^{-1}$). Figura 4

La estructura del suelo y su interacción con la difusión de la sustancia influye con la velocidad de transporte. Un valor alto de k_p ilustra mejoradas uniones entre adsorbato y partícula de adsorbente, puede ser simplemente propio de la mayor concentración de adsorbato que induce a mayores fuerzas de difusión de las moléculas de adsorbato en los poros.

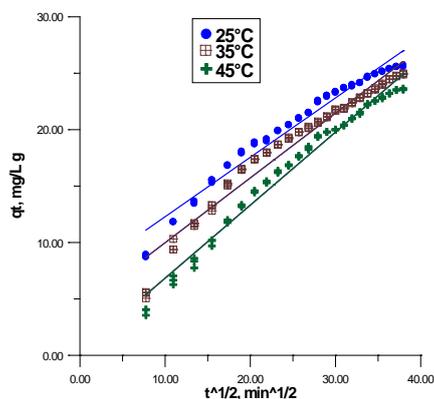


Figura 4. Modelo de ecuación de difusión intrapartícula

Los coeficientes de correlación (R^2) para el modelo de difusión intrapartícula fueron 0,9686, 0,9594 y 0,9829 para 25, 35 y 45°C, respectivamente (Tabla 1). Estos valores relativamente bajos de R^2 comparados a PSOR y ME sugieren que la difusión intrapartícula puede no ser el único paso limitante de la velocidad en el procedimiento. El mecanismo de adsorción supone la difusión intrapartícula si se cumplen las siguientes condiciones: (a) altos valores de R^2 para determinar la aplicabilidad; (b) línea recta que pasa por el origen para el área de trazado q_t frente a $t^{1/2}$. (c) Intercepción $C_i < 0$. Una prueba de validez que se desvíe de (b) y (c) anterior muestra que el modo de transporte se ve afectado por más de un proceso, que significa que se producen dos o más etapas. Es evidente que las líneas rectas no pasaron a través del origen, es decir, $C_i > 0$ para todos los casos, indicando además que la difusión intrapartícula no es la única etapa de control de la velocidad.



Tabla 1. Parámetros que describen los modelos cinéticos

Modelos	ME			MIP		
Temperatura °C	q_e (mg L^{-1} g^{-1})	$k_1 10^3$ (min^{-1})	R^2	q_e (mg L^{-1} g^{-1})	$k_2 10^4$ (g L mg^{-1} min^{-1})	R^2
25	4,27	1,4	0,9145	29,15	1,57	0,9957
35	4,34	1,3	0,8516	29,32	1,16	0,9962
45	4,33	1,1	0,9461	31,54	0,64	0,9960

Modelos	ME			MIP		
Temperatura °C	α (g mg^{-1})	β (mg g^{-1} min^{-1})	R^2	k_p (g g^{-1} $\text{min}^{-1/2}$)	C_i (g g^{-1})	R^2
25	0,012	5,59	0,9953	0,53	7,02	0,9686
35	0,006	6,14	0,9971	0,57	4,24	0,9594
45	0,003	6,80	0,9856	0,65	0,37	0,9829

Conclusiones

Los valores del modelo isotérmico cinético y de equilibrio sugieren que el 2,4-D está fuertemente adsorbido en el suelo. El suelo mostró una sorción rápida del 2,4-D y una capacidad de sorción teórica de aproximadamente 1,3 g de 2,4-D g^{-1} de sorbente. Una comparación de los resultados de los coeficientes de regresión R^2 de la Tabla 1 muestra que el proceso de adsorción es principalmente monocapa y la forma de adsorción es por quimisorción. Los relativamente bajos valores R^2 del modelo MIP también sugirieron que la difusividad intrapartícula podría no haber sido el único paso limitante de la velocidad en el procedimiento de sorción. Los resultados mostraron que la sorción de 2,4-D por el suelo es factible, lo que sugiere que no contamina a las aguas subterráneas.

BIBLIOGRAFÍA

- Badii, M. H. & J. Landeros. 2015. Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad. *Cultura Científica y Tecnológica*, 4(9) 21-34.
- Beltrán, J.; I. Morell & F. Hernández. 1995. Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias en columnas. *Avances en la investigación en Zona No Saturada*. Ed. Gonzalo y Antigüedad. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco, 269-279.
- Cheung, C. W.; J. F. Porter & G. McKay. 2001. Sorption kinetic analysis for the removal of cadmium ions from effluents using bone char. *WaterResearch*, 35(3), 605-612.
- El Bakouri H.; J. Morillo; Usero J. & A. Ouassini. 2009a. Natural attenuation of pesticide water contamination by using ecological adsorbents: application for chlorinated pesticides included in European Water Framework Directive. *Journal of Hydrology*. 364 (1-2) 175–181.



- El Bakouri H.; J. Usero; Morillo J.; Rojas R. & A. Ouassini. 2009b. Drin pesticides removal from aqueous solutions using acid-treated date stones. *Bioresour. Technol.* 100 (10) 2676-2684.
- El Bakouri H.; J. Morillo; Usero J.; Vanderlinden E. & H. Vidal. 2010. Effectiveness of acid-treated agricultural stones used in biopurification systems to avoid pesticide contamination of water resources caused by direct losses: Part I. Equilibrium experiments and kinetics. *Bioresour. Technol.* 101 (14) 5084-5091.
- Ho, Y. S. & G. McKay. 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process biochemistry*, 34(5), 451-465.
- Komiyama, H. & J. M. Smith. 1974. Surface diffusion in liquid filled pores. *AIChE Journal*, 20(6), 1110-1117.
- Lagergren, S. K. 1898. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. *Sven. Vetenskapsakad. Handlingar*, 24, 1-39.
- Guideline, T. T. & O. Guideline, 2001. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Sorption/desorption using a batch equilibrium method OECD Test Guideline, 106. OECD Publications, Paris.
- Primo Yufera E. & J. M. Carrasco Dorrien. 1997. *Química Agrícola II Plaguicidas y Fitorreguladores*. Editorial Alambra. Buenos Aires,
- Uzunova, S.; I. Uzunov, & D. Angelova. 2013. Liquid-phase sorption of oil by carbonized rice husks: impact of grain size distribution on the sorption kinetics. *Journal of Chemical Technology & Metallurgy*, 48(5), 505-512.
- Weber, W. J. & J. C. Morris. 1963. Kinetics of adsorption on carbon from solution. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 89(2), 31-60.
- Weber W. & E. Smith. 1987. Simulation and design models for adsorption process. *Environ. Sci. Tech.* 21: 1040-1050



C1P53. IMPACTO DE APLICAR VINAZAS EN SUELOS PRODUCTIVOS DE CAÑA DE AZÚCAR

Portocarrero, Rocio; Correa, María A.; Vallejo, Juan y Fernández de Ullivarri, Enrique.

Estación Experimental Agropecuaria Famaillá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta provincial 301, km 32. 4132. Padilla, Famaillá. Argentina. portocarrero.rocio@inta.gob.ar

RESUMEN

La producción de bioetanol de caña de azúcar genera vinaza, un efluente que se caracteriza por tener altos contenidos de materia orgánica (DBO_5 promedio 70000 mg l^{-1}) y sales (CE promedio $31,15 \text{ dS m}^{-1}$), principalmente de potasio. La aplicación de vinazas en suelos en producción de caña de azúcar se plantea como oportunidad de recuperación de nutrientes y aporte de materia orgánica al suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la aplicación de vinazas sobre parámetros fisicoquímicos de calidad del suelo. Se instaló un ensayo en un lote de textura franca, en producción de caña de azúcar (*Saccharum spp.* var LCP 85-384) de la llanura deprimida no salina de Tucumán. Se evaluaron dos tratamientos: T1) manejo convencional, con aplicación de urea como fuente nitrogenada; T2) Aplicación de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de vinaza proveniente de ingenios cercanos, considerando que con esta dosis se suple el requerimiento anual de N por el cultivo. Cada tratamiento tiene cuatro repeticiones y cada parcela es de 6 surcos por 10 m de largo. La aplicación de las vinazas se realizó durante cuatro años consecutivos en etapa de macollaje o inicio de gran crecimiento del cultivo, desde la edad de caña planta hasta soca 3. El muestreo de suelo se realizó posterior a la cosecha de soca 3 en dos puntos de los surcos centrales de cada parcela, a las profundidades de 0-10 cm y 10-30 cm. En las 16 muestras de suelo se evaluaron los parámetros: pH, CE, CO, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y cationes intercambiables (CI). Los datos se analizaron estadísticamente mediante ANAVA para contraste de tratamientos de cada profundidad y test DGC para diferencias de medias ($p < 0,05$). Los resultados muestran que T2 presenta mayor pH ($\text{pH}_{\bar{x}} = 6,28$), CE ($\text{CE}_{\bar{x}} = 635 \mu\text{S m}^{-1}$), CO ($\text{CO}_{\bar{x}} = 1,6\%$), K_{int} ($K_{\text{int}\bar{x}} = 3,7 \text{ cmol kg}^{-1}$) y Mg_{int} ($\text{Mg}_{\text{int}\bar{x}} = 3,95 \text{ cmol kg}^{-1}$) que T1 ($\text{pH}_{\bar{x}} = 5,63$; $\text{CE}_{\bar{x}} = 243 \mu\text{S m}^{-1}$; $\text{CO}_{\bar{x}} = 1,3\%$; $K_{\text{int}\bar{x}} = 1,3 \text{ cmol kg}^{-1}$; $\text{Mg}_{\text{int}\bar{x}} = 3 \text{ cmol kg}^{-1}$) en los primeros 10 cm de suelo. En la profundidad de 10-30 cm la CE y K_{int} son mayores en T2 ($\text{CE}_{\bar{x}} = 444 \mu\text{S m}^{-1}$; $K_{\text{int}\bar{x}} = 2,13 \text{ cmol kg}^{-1}$) que T1 ($\text{CE}_{\bar{x}} = 195 \mu\text{S m}^{-1}$; $K_{\text{int}\bar{x}} = 0,8 \text{ cmol kg}^{-1}$). El porcentaje de saturación potásica promedio del CIC en T2 es 22% y 13% a los 0-10 cm y 10-30 cm, respectivamente. En el T1 la saturación potásica máxima es 6%. Asociado al incremento en la saturación potásica en T2, se observa desplazamiento del Ca_{int} . Con los resultados de este trabajo se demuestra la complejidad de la aplicación de vinazas en campo productivos: como positivo el aporte de nutrientes e incremento de materia orgánica del suelo, un parámetro de fertilidad física y química muy importante en suelos naturalmente pobres, con muchos años bajo monocultivo y alta intensidad de laboreo, como negativo el incremento de sales y modificación del equilibrio de bases intercambiables; parámetros que deberán monitorearse anualmente ya que inciden en la calidad del suelo y del cultivo.

Palabras clave: bioetanol, salinidad, carbono orgánico



C1P54. DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS CON DIFERENTES TEXTURAS Y APLICACIÓN DE CARBONATO DE CALCIO

Rasche Alvarez, Jimmy W.; Rolón Paredes, Gustavo A.; Lares Cuevas, Derlis H.; Rojas Cáceres, Ariel; González Blanco, Alicia N. y Rheinhermer dos Santos, Danilo.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, Km 11, Campus Universitario. Central. Paraguay. jwrasche@yahoo.com.ar

RESUMEN

La aplicación de cal agrícola puede aumentar la eficiencia de la fertilización fosfatada. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de diferentes dosis de carbonato de calcio (encalado) sobre las formas lábiles, poco lábil y no lábil de fósforo en dos suelos con diferentes texturas. El experimento se realizó en la Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay. Se utilizó un diseño completo al azar con arreglo bifactorial, con tres repeticiones. Los factores correspondieron a dos texturas de suelo (arcillosa y franco arenosa) y diez dosis de carbonato de calcio (CaCO_3) (0, 500, 1000, 2000, 4000, 6000, 8000, 10000, 12.000 y 14.000 kg ha^{-1} , respectivamente). Para el suelo arcilloso no hubo influencia de la aplicación de la carbonato de calcio sobre la disponibilidad de la fracción lábil de P sin embargo, en el suelo franco arcilloso aumentó la disponibilidad de la fracción de P lábil con el aumento del pH del suelo. En relación al P poco lábil y no lábil no existe alteración en su disponibilización. El aumento del pH del suelo permite aumentar la disponibilidad la fracción lábil en suelos franco arcillosos pero no en suelos arcillosos. Las otras fracciones no son afectadas por el pH a corto plazo.

Palabras claves: encalado, fraccionamiento de fósforo, fósforo lábil.

INTRODUCCIÓN

El fósforo es uno de los nutrientes más limitantes en suelos de climas subtropicales (Cordell *et al.*, 2009). La baja disponibilidad de fósforo ocurre debido a la alta capacidad de adsorción del fósforo a los arcillominerales como la caolinita y a los oxi-hidróxidos de hierro y aluminio, estos últimos con cargas variables dependientes del pH del suelo, minerales que son predominantes en los suelos clasificados como ultisoles y oxisoles (Pavinato *et al.*, 2009). En estos suelos el fósforo puede estar precipitado en la superficie de los minerales de manera lábil a los cultivos o de manera no lábil, cuando se encuentra adsorbido fuertemente por los arcillominerales del suelo.

En suelos ácidos, se recomienda inicialmente aumentar el pH del suelo, mediante el encalado, para evitar la adsorción del fósforo, aumentando la disponibilidad del fósforo para los cultivos, siendo mayor este incremento mientras menor sea el nivel de arcilla del suelo (Souza *et al.*, 2007). El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de diferentes dosis de carbonato de calcio (encalado) sobre las formas lábil, poco lábil y no lábil de fósforo en dos suelos con diferentes texturas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en el laboratorio del Área de Suelo y Ordenamiento Territorial, de la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA), Universidad Nacional de Asunción (UNA), Campus Universitario de San Lorenzo, Paraguay, ubicado a 25° 21' de LS, 37° 27' de LO. Se utilizó un diseño completo al azar con arreglo bifactorial, con tres repeticiones. Los factores correspondieron a dos texturas de suelo (arcillosa y franco arenosa) y diez dosis de carbonato de calcio (CaCO_3) (0, 500, 1000, 2000, 4000, 6000, 8000, 10000, 12.000 y 14.000 kg ha^{-1} , respectivamente) considerando la camada de 0-0,20 m.

Se colectaron suelos de la capa superficial de dos localidades: un suelo de textura arcillosa (56% de arcilla) clasificado como Oxisol de Hernandarias (Departamento de Alto Paraná) con vegetación correspondiente a una pastura natural y un suelo franco arenoso (17% de arcilla), clasificado como Ultisol de Santa Rosa Misiones (Departamento de Misiones), con vegetación correspondiente a un barbecho.

Inicialmente fue colectado un metro cuadrado de suelo en la profundidad de 0 a 0,20 m de profundidad, colocado en bolsa de arpillera y transportada a la FCA-UNA. Posteriormente el suelo fue extendido sobre lona plástica y secado a sombra de tal manera a tener una homogeneidad, luego se procedió al tamizado con una malla de tamiz de 2 mm, donde



fueron separados las impurezas y restos de la vegetación. En el momento de la colecta de suelo también se realizó el muestro de suelo con anillos de 100 mL de volumen, para determinar la densidad aparente del suelo, posteriormente con estos datos se procedió a calcular el peso de una hectárea para cada tipo de suelo. Con la misma se procedió a calcular la cantidad de carbonato de calcio, para dos kilos de suelo, de acuerdo a los tratamientos utilizados en el trabajo, los que se detallan seguidamente.

Continuadamente se procedió a cargar dos kilos de suelo de cada localidad en macetas de polietileno, así mismo se aplicó el carbonato de calcio correspondiente a los tratamientos mencionados en la tabla 1, con tres repeticiones. Una vez aplicados los tratamientos se procedió a incubar por espacio de 60 días en invernadero, durante el mismo se mantuvo las muestras a 70% de la capacidad de campo y se dejó una apertura que permita el intercambio gaseoso y también se mezclaba el suelo manualmente una vez a la semana, de manera a facilitar la reacción de carbonato de calcio en el suelo.

A los 60 días de la aplicación de la carbonato de calcio se procedió a extraer 50 g de las muestras de suelo de cada tratamiento, de las cuales se realizaron la determinación del pH_{agua} (relación 1:1) y $\text{Al}^{+3} + \text{H}^{+}$ por titulación.

A las muestras previamente incubadas con carbonato de calcio se le aplicó una dosis única de $43,7 \text{ kg ha}^{-1}$ de P (100 kg ha^{-1} de P_2O_5). Se volvió a incubar la misma por 30 días, bajo las mismas condiciones que la incubación con cal. Después de la incubación, las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas en tamiz de 2 mm, luego fueron sometidas al fraccionamiento de P descrito por Hedley *et al.* (1982) con las modificaciones propuestas por Rheinheimer (2000).

Todos los extractores permanecieron en contacto con las muestras (1 g de sedimento) durante 16 horas en agitador tipo “end over” (33 rpm) con posterior centrifugación a 2510 g por 20 minutos. En los extractos alcalinos de la solución de NaHCO_3 e NaOH fue determinada el P disponible por el método de Dick & Tabatabai (1977), modificado por He & Honeycutt (2005) y fue determinada el P total de cada fracción, realizando la extracción por digestión con persulfato de amonio y H_2SO_4 en autoclave a 121°C y posteriormente determinado por Murphy & Riley (1962). Después el residuo fue secado, molido y fue extraído el P residual (P_{res}) por el método de $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$ (Olsen & Sommers, 1982). Las determinaciones de fósforo extraídas fueron estimadas por el método de Murphy & Riley (1962).

Posteriormente fueron agrupadas las extracciones por el fraccionamiento de Hedley en P lábil compuesta por el P extraído con $\text{P}_{\text{MIA}} + \text{P}_{\text{NaHCO}_3}$ que se encuentran ligadas a la superficie de los coloides del suelo de manera intercambiable; como moderadamente lábil correspondientes a las formas inorgánicas ligadas a Fe y Al (Pi-NaOH) y las inorgánicas asociadas a los compuestos húmicos (Po-NaOH), fueron extraídas con NaOH (0,1 e $0,5 \text{ mol L}^{-1}$); PHCl como poco lábil y Pres como no lábil. $\text{P}_{\text{NaOH}01} + \text{P}_{\text{NaOH}05}$. El fósforo total de la muestra fue estimado por la sumatoria de todas las extracciones.

Una vez obtenido los resultados relacionados a la disponibilidad de fósforo se realizaron los análisis estadísticos (ANOVA) para determinar si hubo diferencias significativas entre los tratamientos, así mismo se realizó la comparación de medias por el test de Tukey al 5% y curva de regresión en el caso de dosis de carbonato de calcio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como esperado, la aplicación de carbonato de calcio aumentó el nivel de pH en el suelo (Figura 1a), sin embargo, la dosis de carbonato de calcio aplicada para eliminar el aluminio intercambiable fue distinta entre los dos suelos, siendo que en el suelo de textura arcillosa se eliminó el aluminio con la dosis de cal de 4.000 kg ha^{-1} , sin embargo, en el suelo de textura franco arenosa, con la dosis de 1000 kg ha^{-1} se logró eliminar el Al intercambiable. Eso era de esperarse ya que los suelos poseían niveles iniciales de Al intercambiable diferente (Figura 1b).

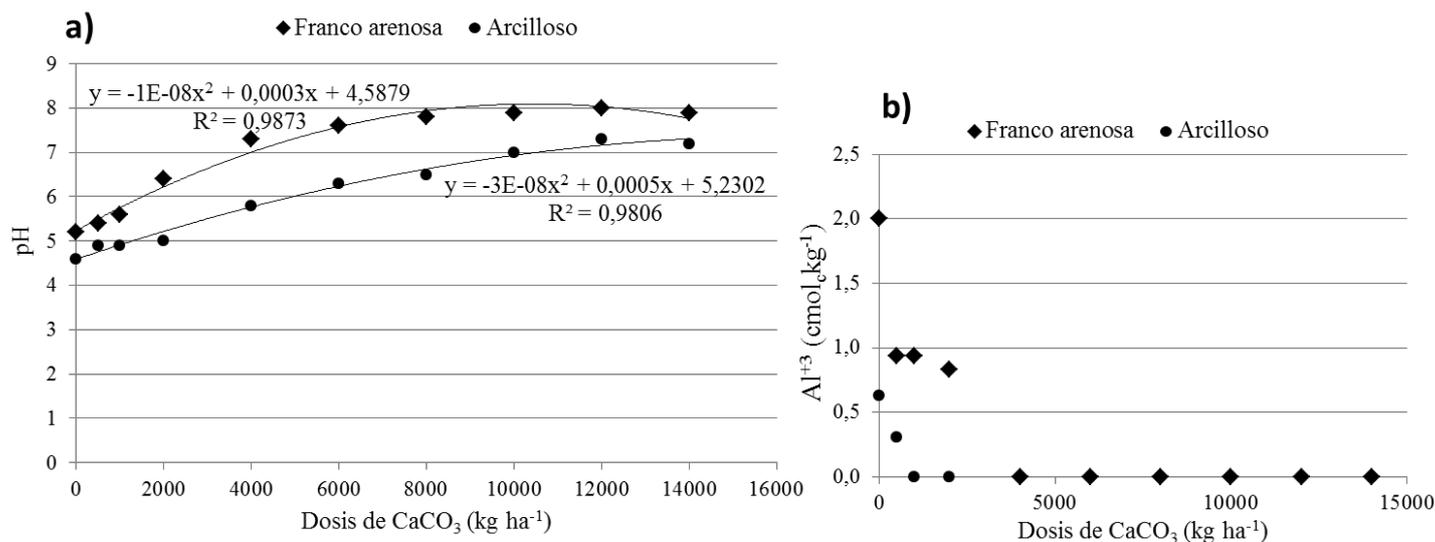


Figura 1. Valores de pH y aluminio intercambiable en suelos de textura arcillosa y franco arenosa, por efecto de la aplicación de dosis crecientes de carbonato de calcio. 2017.

También se puede observar que la fórmula para estimar la dosis de carbonato de calcio a aplicarse para eliminar el aluminio intercambiable ($\text{Necesidad de cal en Mg ha}^{-1} = \text{Al}^{+3} \times 2$) en estos dos suelos son efectivos, pues en el suelo arcilloso que poseía inicialmente $2 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de Al^{+3} se necesitó 4.000 kg ha^{-1} de cal y el pH se elevó a 5,82 y el suelo franco arenoso con $0,63 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de Al^{+3} necesitó 1000 kg ha^{-1} de cal para que el aluminio sea neutralizado, alcanzando $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 5,63$.

El fósforo total del suelo arcilloso original de Hernandarias obtenido por sumatoria de las fracciones fue de $274,1 \text{ mg de P kg}^{-1}$ y en el suelo franco arenoso de Santa Rosa Misiones fue de $68,7 \text{ mg de P kg}^{-1}$ de suelo, lo que demuestra que en los suelos de Alto Paraná hay prácticamente cuatro veces más fósforo que en los suelos franco arenosos de Misiones.

Cuando se considera el efecto del encalado sobre la disponibilidad de fósforo se observa que hubo interacción significativa entre la textura del suelo y las dosis de carbonato de calcio para la fracción lábil. Para el suelo arcilloso no hubo influencia del pH del suelo, o de la aplicación del carbonato de calcio sobre la disponibilidad de la fracción lábil de P ($\text{P}_{\text{MIA}} + \text{P}_{\text{NaHCO}_3}$), inclusive habiendo tendencia de disminución del P disponible con la aplicación de carbonato de calcio, hasta la dosis de $10.000 \text{ kg ha}^{-1}$ de carbonato de calcio (pH 7,0), posteriormente incrementándose los niveles de P, pero siempre los valores fueron menores al testigo, mismo en la máxima dosis de carbonato de calcio probada ($14.000 \text{ kg ha}^{-1}$) (Figura 2).

Al contrario de lo que cita la literatura, que sostiene que la aplicación de carbonato de calcio impide la fijación de P a los coloides del suelo disponibilizando el mismo, parece no ocurrir esto en oxisoles, (con abundante arcilla y óxidos), posiblemente debido a que la dosis de P aplicada ($44 \text{ kg de P ha}^{-1}$) es muy baja cuando comparada con la capacidad de adsorción de P que poseen estos suelos, por lo que sería interesante probar la disponibilidad de P cuando aplicado dosis mayores del mismo en suelos arcillosos con diferentes pH.

Ya en el suelo de textura franco arenosa, con el aumento del pH del suelo por efecto de la aplicación de carbonato de calcio, hubo aumento de la disponibilidad de P hasta la dosis de 1000 kg ha^{-1} (pH = 5,6) cuando esto fue aplicado en dosis única. A dosis mayores de carbonato de calcio, el P se mantuvo en valores constantes hasta la dosis de 8000 kg ha^{-1} (pH = 7,8). A partir de la dosis de $10.000 \text{ kg ha}^{-1}$ (pH = 7,9) hubo disminución del P-lábil, ajustándose a una ecuación de segundo grado ($Y = -2e-07x^2 + 0,0017x + 25,05$; $R^2 = 0,49$) (Figura 2), posiblemente por la formación de compuestos como el fosfato de calcio o alguna otra forma de complejo del P que lo deja indisponible para los extractores más débiles como son la MIA y el NaHCO_3 .

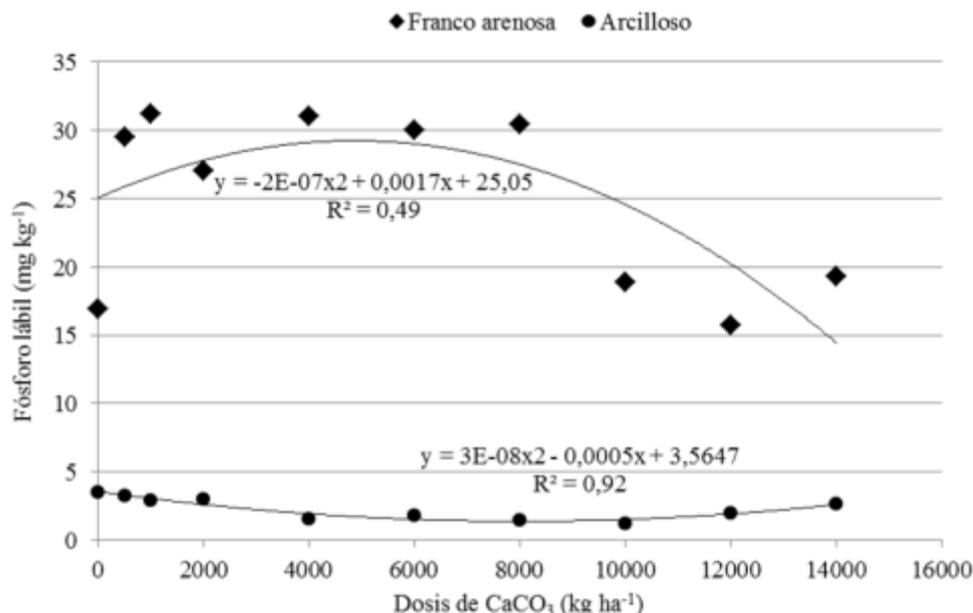


Figura 2: Niveles de fósforo lábil en suelos de textura arcillosa y franco arenosa, por efecto de la aplicación de dosis única de fósforo en suelos con dosis crecientes de carbonato de calcio. 2017.

En relación al P poco lábil, existe mayor nivel en el suelo de textura arcillosa que en el de textura franca, sin embargo, cuando se analiza el efecto del carbonato de calcio, ambos suelos poseen comportamientos similares, donde no existe alteración en la disponibilidad de la fracción de P poco lábil con el aumento de la dosis de carbonato de calcio o aumento del pH. Tabla 1. Era de esperarse que al aumentar el pH del suelo hubiera menor fijación de del P a los óxidos de Fe y Al debido a la deprotonación de estos grupos funcionales, la falta de respuesta pudo haberse dado por la baja dosis de P aplicado en el suelo (44 kg ha⁻¹ de P).

Tabla 1: Niveles de fósforo poco lábil y de fósforo no lábil en suelos de textura arcillosa y franco arenosa, por efecto de la aplicación de dosis única de fósforo en suelos con dosis crecientes de carbonato de calcio. 2017.

Dosis de carbonato de calciokg ha ⁻¹	Fósforo poco lábil	Fósforo no lábil
mg kg ⁻¹	
Textura del suelo		
Arcillosa	19,1 b*	90,8 b
Franco arenosa	34,4 a	290,9 a
DMS	2,7	14,1
Dosis de CaCO₃ (Kg ha⁻¹)		
0	30,4 a	190,6 a
500	26,1 a	191,1 a
1000	25,5 a	199,3 a
2000	26,2 a	196,3 a
4000	22,3 a	195,0 a
6000	27,9 a	190,7 a
8000	25,1 a	185,1 a
10000	25,2 a	181,2 a
12000	29,1 a	191,0 a
14000	29,8 a	188,4 a
DMS	10,0	52,1

*Los tratamientos con letras diferentes en la columna presentan significación para p < 0,05 por el test de Tukey.
ns: No significativo para p < 0,05. DMS: Diferencia media significativa.



En lo que se refiere al P no lábil, de manera similar al P poco lábil, se observa mayor nivel en el suelo de textura arcillosa, siendo 3,2 veces superior la cantidad de P no lábil en el suelo arcilloso que en el suelo de textura franco arcillosa. La aplicación de carbonato de calcio no interfirió en la fracción de fósforo no lábil (Tabla 1).

CONCLUSIONES

El fósforo lábil aumenta al aumentar el pH en suelos con bajos niveles de arcilla, sin embargo en suelos arcillosos la aplicación de cal agrícola no posee efecto sobre la disponibilidad de P lábil. El P moderadamente lábil y no lábil no es afectado por la aplicación previa de cal agrícola a corto plazo.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la financiación del Proyecto PINV15-317 “Dinámica del fósforo en suelos ácidos cuando encalados y fertilizados con fósforo”.

BIBLIOGRAFÍA

- Cordell, D.; JO Drangert & S White. 2009. The story of phosphorus: global food security n and food for thought. *Glob. Environ. Chang* 19:292–305. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>. Consultado en 12 de diciembre de 2017.
- Dick, WA & MA Tabatabai. 1977. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. *Journal of Environmental Quality* 6:82-85.
- He, Z & CW Honeycutt. 2005. A modified molybdenum blue method for orthophosphate determination suitable for investigating enzymatic hydrolysis of organic phosphates. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36:1373–1383.
- Hedley, MJ; JWB Stewart & BS Chauhan. 1982. Changes in the inorganic and organic phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubation. *Soil Sci Soc Am J* 46:970-976.
- Murphy, J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27:31-36.
- Olsen, SR; LE Sommers. 1982. Phosphorus. In: PAGE, AL.; Miller, RH.; Keeney, Q R. (Eds.) *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. 2. ed. SSSA. Madison, p. 403-430.
- Pavinato, PS; A Merlin & CA Rosolem. 2009. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. *Soil Tillage Res.* 105, 149–155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2009.07.001>. Consultado en 12 de diciembre de 2017.
- Rheinheimer, DS. 2000. Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos. Tesis doctoral. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, BR, 210 p.
- Souza, RF de; V Faquin; AT de Andrade & PRF Torres. 2007. Formas de fósforo em solos sob influência da calagem e adubação orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 31(6), 1535-1544. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000600030>. Consultado en 12 de diciembre de 2017.



CIP55. LA FORESTACIÓN Y FRACCIONES ORGÁNICAS EN SUELOS ARENOSOS DEL CENTRO OESTE DE CORRIENTES ARGENTINA

Rey Montoya, Tania Soledad¹, Grancic, Carla Eliana², Fernández, López Carolina³, Fabrizio de Iorio, Alicia⁴ y Gallardo Lancho, Juan Fernando⁵

¹Becaria de Formación INTA Corrientes. Correo electrónico: montoya.tania@inta.gob.ar.

²Profesional externo INTA Corrientes

³Investigadora INTA Corrientes

^{1,2 y 3} Ruta 12, km 1008. 3416. El Sombrero (Corrientes, Argentina)

⁴Docente investigadora FAUBA. Av. San Martín 4453, C1417DSE, Buenos Aires (Argentina)

⁵Prf. Investigador IRNASa, CSIC. C/ Cordel de Merinas, 40. 37008. Salamanca (Salamanca. España)

RESUMEN

El fraccionamiento físico de la materia orgánica (MO) del suelo se basa en la estabilización y el ciclado de la misma, permite conocer la dinámica de ésta y, a través de sus fracciones lábiles y recalcitrantes se puede establecer la calidad de la MO. La fracción de MO menos transformada o lábil, que debido a su sensibilidad nos permite conocer los efectos de los cambios de uso del suelo, es el motivo por el cual puede utilizarse como indicadora temprana de tales efectos. El objetivo del estudio fue evaluar las fracciones de la materia orgánica del suelo tras el reemplazo de pastizales naturales a implantación de coníferas introducidas en suelos arenosos en dos estaciones climáticas. Los muestreos edáficos se llevaron a cabo en los departamentos de San Miguel (SM) y Concepción (CN) (Corrientes - Argentina) durante el otoño y la primavera sobre un suelo clasificado como *Psamacuente típico*. Se empleó un diseño en parcelas divididas donde los tratamientos fueron: **TPN**: Pastizal natural (testigo); **PMP**: Plantación de pino, medio plazo (5 años de edad de *P. taeda*). Los sitios de cada tratamiento se ubicaron cercanos unos a otros para disminuir las posibles variaciones de las condiciones ambientales. En cada localidad (parcelas) se establecieron 2 tratamientos (subparcelas), donde se tomaron muestras compuestas de suelo a una profundidad (0–10cm), con 4 repeticiones por cada tratamiento. En laboratorio, las muestras se secaron al aire, se molieron y se tamizaron por tamiz de 2 mm para su posterior análisis. Se procedió al fraccionamiento granulométrico; separación según tamaño de partícula con tamiz N° 35 y 270, y a la determinación del Carbono lábil (**COP**) y fracciones recalcitrantes de Carbono (**COM**) por combustión seca utilizando para ello un autoanizador LECO. Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente para determinar diferencias de las variables de suelo entre tratamientos y para cada estación climática mediante el análisis de la varianza. Las comparaciones de las medias de tratamientos se realizaron por la Prueba rangos múltiples de Duncan ($P < 0,05$) para ello se empleó el software InfoStat, hallándose con una $p < 0,05$ que las fracciones variaron según la estación del año; en otoño el COM se halló significancia entre los tratamientos independientemente del lugar, donde $TPN(0,17\%) > PMP(0,13\%)$ a la inversa que el COP: $PMP(0,09\%) > TPN(0,07\%)$ lo que podría deberse al aporte por parte de los árboles en esta época y en primavera, el COM resultó no significativo; y el COP resultó significativo para la variable localidad donde SM (0,21%) ($TPN > PMP$) > CN (0,05%) ($TPN > PMP$) para lo cual se requieren nuevas apreciaciones para constatar las tendencias observadas, teniendo en cuenta particularmente las variables climáticas (temperatura media de otoño 17°C y de primavera 21°C) zonales y la formación del nuevo mantillo forestal.

Palabras claves: Carbono orgánico particulado, *Pinus taeda*, carbono orgánico recalcitrante.



CIP56. INFLUENCIA DE SUELOS CONTRASTANTES EN EL VIGOR DE CVS. DE *VITIS VINÍFERA* L.

Roig, Federico^{1,3,*}; Berli, Federico¹; Mastrantonio, Leandro²; Casamitjana, Nadia³ y Piccoli, Patricia¹

¹IBAM, CONICET-UNCuyo, Facultad de Ciencias Agrarias, Almirante Brown 500 M5507 Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.

²Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Almirante Brown 500 M5507 Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.

³Bodega Zuccardi Valle de Uco, Calle Costa Canal Uco s/n, La Consulta, Mendoza, Argentina.

*Corresponding autor: F. Roig (farroig@mendoza-conicet.gob.ar)

RESUMEN

La Indicación Geográfica Paraje Altamira se encuentra dentro del cono aluvial del río Tunuyán. Constituye una importante zona vitícola del Valle de Uco. Sus suelos se caracterizan por una gran heterogeneidad en cuanto a su profundidad hasta la roca, creando situaciones edáficas muy cambiantes para la vid. La falta de uniformidad afecta el vigor y el desarrollo de las plantas en pocos metros de distancia, incluso dentro de una misma parcela, llevando a diferencias en el rendimiento y calidad de fruta. Debido al potencial vitícola de la zona es fundamental conocer cómo el suelo influye en la planta para desarrollar estrategias de manejo adecuadas para cada situación. Los efectos del ambiente determinan a su vez el fenotipo del material vegetal. En la finca de la bodega Zuccardi Valle de Uco se estudió a campo, en plantas de *Vitis vinífera* L., la fisiología y plasticidad fenotípica de tres cvs. (malbec, bonarda y tempranillo) en respuesta a dos situaciones de suelo contrastantes, un suelo corto (SC) de 0,3 m de profundidad con volumen de piedra superior a 85% y un suelo profundo (SP) de 2 m de profundidad franco-arenoso. Las plantas están conducidas en sistema Guyot, a pie franco, pertenecen a una selección masal y están bajo el mismo sistema de manejo y riqueza de poda. Con ayuda de mapas de conductividad electromagnética de suelo se delimitaron sectores homogéneos correspondientes a SC y SP. En cada situación de suelo se consideró un n=6 (128 plantas cada una). En cada unidad experimental se realizó una calicata para muestreo y análisis del perfil. En laboratorio se realizó un análisis fisicoquímico del suelo. En plantas, durante el invierno se evaluaron los indicadores de vigor peso de poda y calibre de brote. Durante el ciclo de cultivo 2017-2018, se midió contenido relativo de clorofila (CRC), área foliar (AF) y potencial hídrico de tallo (ψ_t). Se aplicó análisis estadístico descriptivo e inferencial. Se aplicó análisis de varianza, o Kruskal-Wallis. Se encontraron diferencias significativas respecto al tipo de suelo en las variables conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEes), arcilla, limo, arena y capacidad de intercambio catiónico (CIC). SC presentó los valores de CEes y arena más altos, mientras que en SP se observaron mayores valores de arcilla, limo y CIC. No se encontraron diferencias significativas en materia orgánica y pH. En plantas se observaron respuestas diferencialmente significativas en el peso de poda y diámetro de brote, presentándose los mayores valores en SP en todas las cvs. Además, se observó una respuesta diferencial en el CRC, AF y ψ_t considerando el factor suelo. SP presentó los valores más altos de CRC y AF. Por otro lado SC presentó los valores más negativos de ψ_t en malbec. La interacción “variedad x suelo” resultó no significativa para las variables analizadas.

Palabras clave: abanico aluvial, heterogeneidad de suelo, fisiología.



C1P57. IMPLEMENTACION DE MUESTRAS PATRONES INTERNAS EN EL LABORATORIO DE SUELOS DE LA EEAOC TUCUMAN

Rojas Quinteros, H.; Morandini M.; Madrid F.; Navarro Dimarco J. y Arroyo E.

Estacion Experimental Agroindustrial Obispo Colombres William Cross 3150. Las Talitas. Tucuman. Argentina.
hrojasquinteros@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El aseguramiento de la calidad de los ensayos se realiza efectuando controles en todos los aspectos de realización de los mismos: acondicionamiento de muestras, personal, materiales, insumos; así también como todos los equipos del laboratorio considerados "críticos", los cuales deben cumplir con ciertos requisitos establecidos, consistentes en operaciones de calibración, verificación de funcionamiento, mantenimiento y limpieza, las que son programadas y ejecutadas de acuerdo a una planificación, por lo menos en forma anual, de acuerdo a cada tipo de equipo. El presente trabajo tiene como objetivo testear la calidad de los datos analíticos obtenidos en las determinaciones de materia orgánica oxidable y fósforo disponible en el Laboratorio de Suelos de la EEAOC, mediante la implementación de muestras patrones internas, siguiendo el criterio de Repetibilidad (iguales condiciones de análisis, un mismo día, un mismo analista, etc.).

Palabras clave: Dato, control, repetibilidad

INTRODUCCIÓN

Los laboratorios de análisis de suelos no están exentos a las exigencias de calidad en sus servicios, principalmente porque sus resultados de análisis, aportan información útil y necesaria para la toma de decisiones productivas, comerciales y económicas.

Existen normas nacionales e internacionales que brindan una guía para la implementación de un sistema interno de gestión de calidad; y en el caso de los laboratorios, la norma ISO 9001-2015, "establece los requisitos generales que debe cumplir un laboratorio, si desea demostrar que posee un sistema de calidad, para ser reconocido como competente en la ejecución de calibraciones o ensayos y de generar resultados técnicamente válidos".

La implementación de estas normas es un proceso muy importante que requiere el compromiso de todo el personal del laboratorio, insume un considerable esfuerzo humano, tiempo e inversión de capital, lo cual es difícil de estimar ya que depende del punto de partida y hasta dónde se pretende llegar. Es por ello que se puede comenzar de a poco hasta llegar a un Sistema de Gestión de Calidad totalmente implementado.

A partir de este criterio, y fijando sus objetivos en mejorar la calidad de su servicio, estableció una metodología que permite evaluar y/o asegurar la calidad de los ensayos que se realizan en el Laboratorio.

El aseguramiento de la calidad de los ensayos se realiza efectuando controles en todos los aspectos de realización de los mismos: acondicionamiento de muestras, personal, materiales, insumos; así también como todos los equipos del laboratorio considerados "críticos", los cuales deben cumplir con ciertos requisitos establecidos, consistentes en operaciones de calibración, verificación de funcionamiento, mantenimiento y limpieza, las que son programadas y ejecutadas de acuerdo a una planificación, por lo menos en forma anual, de acuerdo a cada tipo de equipo. (Rojas Quinteros *et.al.*, 2008)

Si bien el concepto de calidad es amplio, cuando hacemos alusión a la calidad específica de los resultados analíticos de un laboratorio, en particular de suelos, la misma puede ser propiciada a través de controles internos y externos: (Vázquez, 2005).

El presente trabajo tiene como objetivo testear la calidad de los datos analíticos obtenidos en las determinaciones de materia orgánica oxidable y fósforo disponible en el Laboratorio de Suelos de la EEAOC, mediante la implementación de muestras patrones internas, siguiendo el criterio de Repetibilidad (iguales condiciones de análisis, un mismo día, un mismo analista, etc.) (Control Interno).

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación de las muestras

Se seleccionaron dos muestras superficiales (0 – 30 cm), MP 1-2017 y MP 2-2017, localizadas en la región de Llanura Deprimida Subregión No Salina de Tucumán. Esta región tiene la particularidad de tener una napa freática que oscila durante el año, llegando en la época de mayor ascenso (Marzo-Abril) a pocos centímetros de la superficie. La mayoría de estos suelos se caracterizan por la presencia de un horizonte A oscuro, rico en materia orgánica y profundo que constituye un epipedón mólico (Zuccardi & Fadda, 1985). Dentro de los suelos descriptos por Zuccardi & Fadda (1985), para esta zona se mencionan a los hapludoles fluventicos y cumulicos donde las texturas superficiales son de moderadamente gruesas (franco arenoso, MP 2-2017) a moderadamente finas (franco arcilloso, MP 2-2017).

Cada lote fue acondicionado según lo prescripto por la norma IRAM/SAGPyA N° 29578-2009, teniendo en cuenta las condiciones de mezclado para su homogeneización, secado, molienda y tamizado por malla N° 10 (2.0 mm)

Análisis de las muestras

Se analizaron en ambas muestras los parámetros de Materia Orgánica Oxidable (IRAM – SAGyP 29571-2-2007) y Fósforo disponible (IRAM – SAGyP 29570-1-2006). Se realizó una serie de repeticiones (16 a 20) para cada muestra.

Análisis de Datos

De manera tal de obtener el valor medio o media (X), el desvío estándar (S) de referencia, el coeficiente de variación ($CV\%$) y el límite superior e inferior ($X \pm 2S$) para cada determinación y cada muestra. Esto se hizo con el objeto de estimar un rango de desviación aceptable para cada uno de estos parámetros y tomar como “criterio de calidad interna” un coeficiente de variación ($CV\%$) lo más bajo posible, para poder definir el valor asignado de cada parámetro y de cada muestra.

Los resultados de estas evaluaciones se consignaron en gráficas llamadas cartas de control. Las cuales muestran la distribución de los datos alrededor de la media, y el rango de desviación aceptable ($X \pm 2S$) de las dos muestras patrones (MP 1-2017 y MP 2-2017), para las determinaciones de MO (Walkley-Black) y Pd (Bray I).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis de MO (Walkley-Black) en la MP 1-2017, se observan en la Figura 1 y en la Tabla 1.

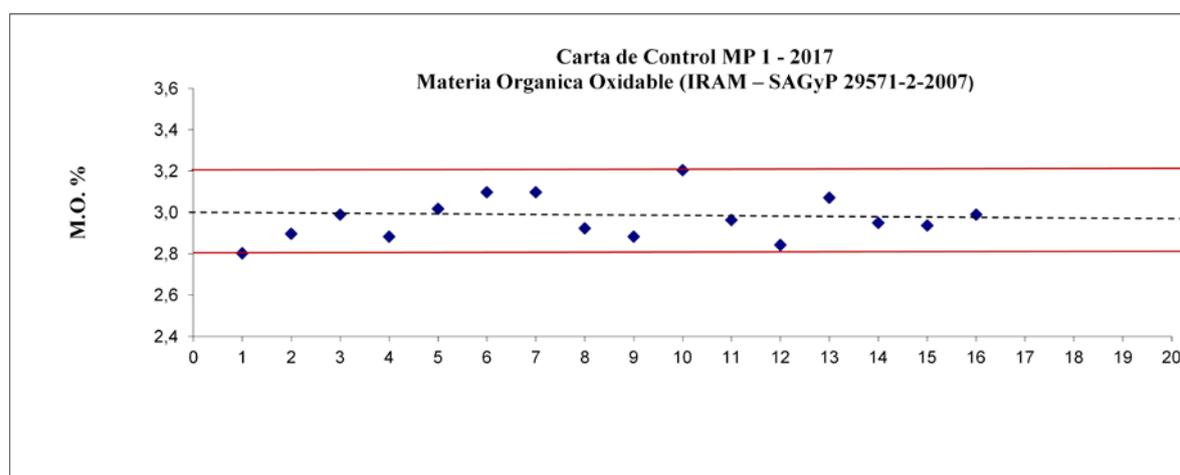


Figura 1: Distribución de los datos alrededor de la media para Materia Orgánica oxidable en MP 1-2017.

Tabla 1: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, coeficiente de variación (CV%) para Materia Orgánica oxidable en MP 1-2017

Media (X)	3.0
Desviación estándar (S)	0.11
Coeficiente de variación (CV%)	3.6

Los resultados de los análisis de MO (Walkley-Black) en la MP 2-2017, se observan en la Figura 2 y en la Tabla 2.

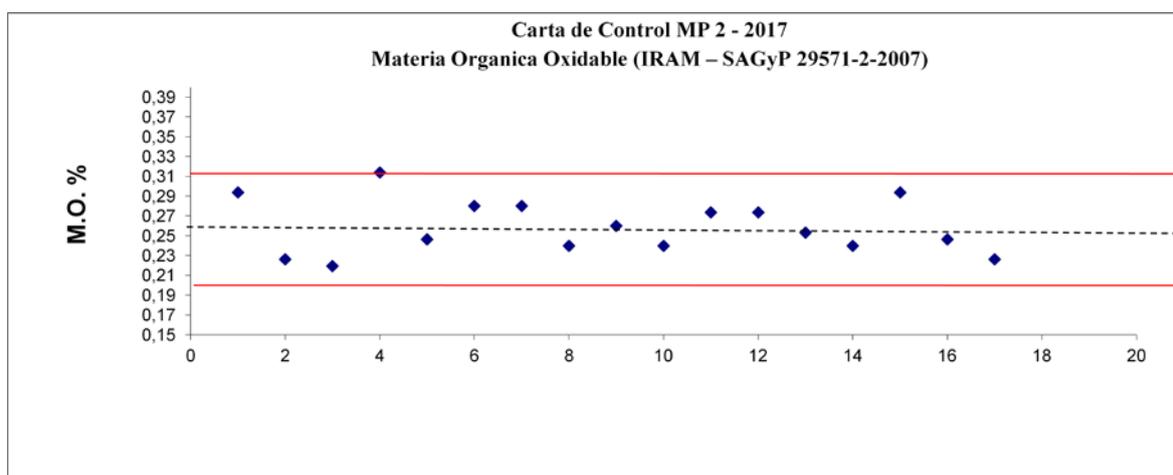


Figura 2: Distribución de los datos alrededor de la media para Materia Orgánica oxidable en MP 2-2017.

Tabla 2: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, y coeficiente de variación (CV%) para Materia Orgánica oxidable en MP 2-2017

Media (X)	0.26
Desviación estándar (S)	0.03
Coeficiente de variación (CV%)	11.5

Los resultados de los análisis de Pd (Bray I) en la MP 1-2017, se observan en la Figura 3 y en la Tabla 3.

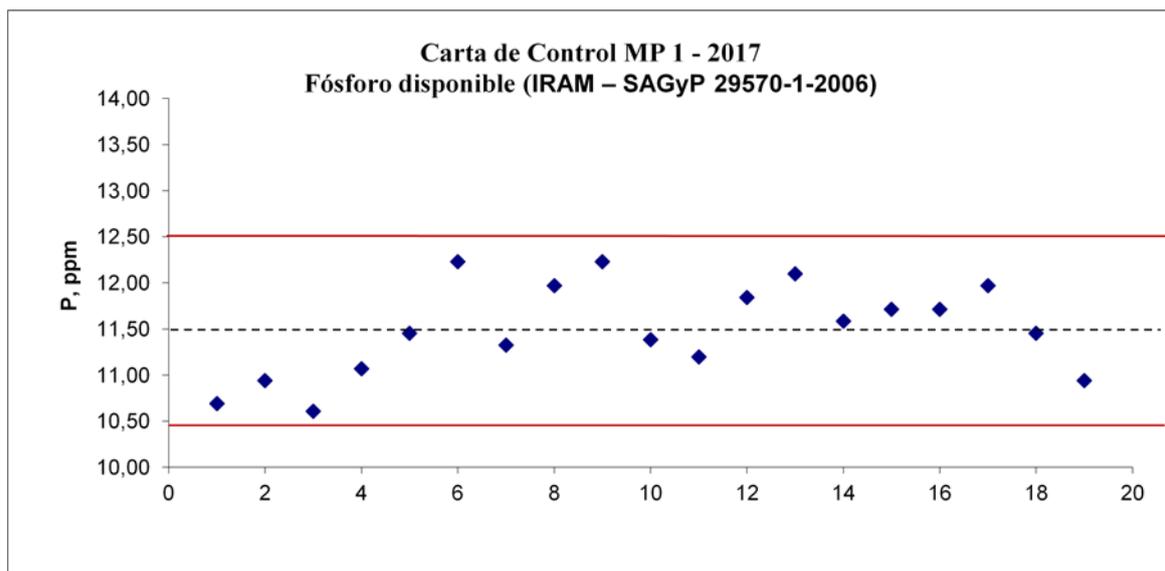


Figura 3: Distribución de los datos alrededor de la media para Fósforo disponible en MP 1-2017.

Tabla 3: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, y coeficiente de variación (CV%) para Fósforo disponible en MP 1-2017

Media (X)	11.5
Desviación estándar (S)	0.50
Coeficiente de variación (CV%)	4.3

Los resultados de los análisis de Pd (Bray I) en la MP 2-2017, se observan en la Figura 4 y en la Tabla 4.

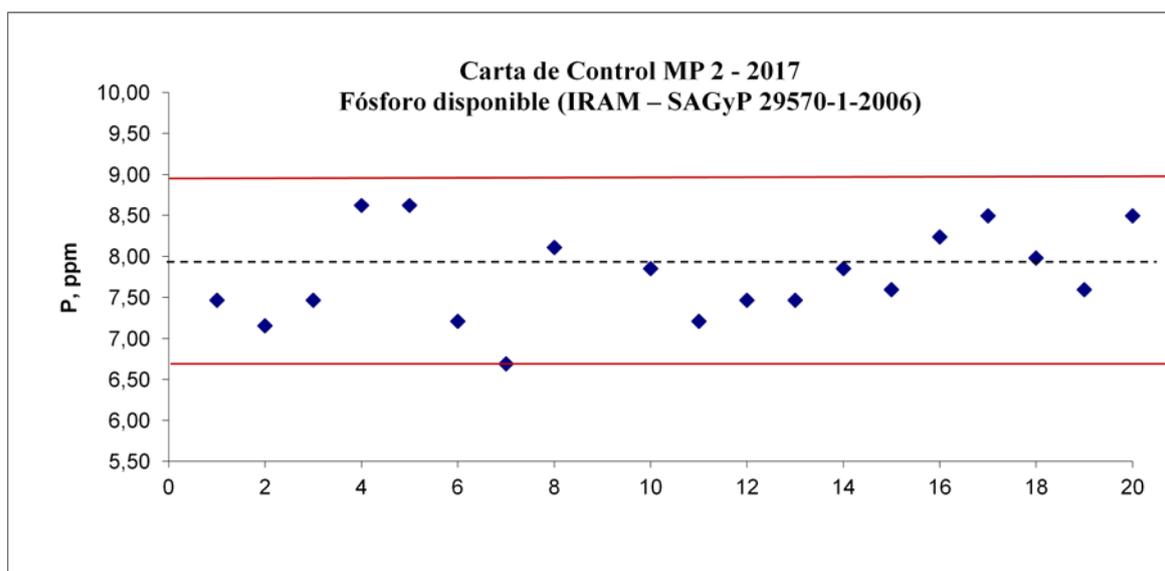


Figura 4: Distribución de los datos alrededor de la media para Fósforo disponible en MP 2-2017.



Tabla 4: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, y coeficiente de variación (CV%) para Fósforo disponible en MP 2-2017.

Media (X)	7.8
Desviación estándar (S)	0.55
Coeficiente de variación (CV%)	7.1

CONCLUSIONES

La obtención del rango de desviación aceptable para cada uno de estos parámetros (Materia orgánica oxidable (MO), Walkley-Black y Fósforo disponible (Pd) Bray I en suelos) permite, al incluir las muestras patrón en cada tanda de análisis, “garantizar” la calidad y reproducibilidad de las determinaciones analíticas de esa tanda, si el resultado de éstas cae dentro del rango de desviación calculado.

Las evaluaciones de la evolución del trabajo del Laboratorio, se realizan comprobando estadísticamente los resultados y tomando como criterio de calidad un coeficiente de variación (CV%) estable y lo más bajo posible. El hecho de haber trabajado con dos muestras patrón de distintas texturas y por lo consiguiente distintas concentraciones de MO (%) y Pd (ppm), nos permite testear las tandas de análisis en un rango más amplio de concentración para los parámetros evaluados.

Al considerar el criterio de Repetibilidad y tomando como valor asignado y aceptable el valor $X + 2S$ determinado, nos permitirá considerar también el criterio de Reproducibilidad, al estudiar estadísticamente los valores determinados de cada muestra patrón que se incluyan en las tandas de análisis de rutina de nuestro Laboratorio. En cuanto a criterios de Reproducibilidad donde cambian las condiciones de análisis como ser distintos días y/o analistas, será materia para otro trabajo posterior.

BIBLIOGRAFÍA

- Rojas Quinteros, H.C., M. Morandini, A. Sanzano, C. Hernández & F. Madrid, 2008. Control de calidad de datos analíticos de muestras de Suelos. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de Los Funes, San Luis.
- Vázquez M., L. Marbán & S.E. Ratto (Ed), 2005. Controles internos y externo de calidad. En Tecnologías en análisis de Suelos “Alcances a Laboratorios Agropecuarios”. AACS. Pp37 -48.
- Zuccardi, R.B. & G. Fadda. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Misc. 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia. UNT. Tucumán. Argentina



C1P58. RELACIONES ENTRE VARIABLES EDÁFICAS EN SUELOS DE UN MONTE NATIVO Y AGRÍCOLAS AFECTADOS POR INCENDIOS

Rubenacker, Andrea¹; Dionisi, Carla¹; Vettorello, Cecilia² y Ceppi, Silvia¹

¹Laboratorio de Coloides, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.

²Cátedra Manejo de suelos, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.

arubenac@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

Para promover la conservación del suelo y del agua, y así, el buen funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos, es necesario conocer los procesos de degradación y los factores que los condicionan. El fuego puede afectar a las propiedades edáficas según distintos factores como severidad, intensidad, humedad edáfica, vegetación existente tipo de suelo, entre otros. La respuesta de la estabilidad estructural (EA) a los incendios es compleja, ya que depende de cómo el fuego ha afectado a las propiedades relacionadas como contenido y calidad de materia orgánica (MO) superficial, repelencia al agua y mineralogía del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar las relaciones entre la EA, fracciones de carbono (carbono de ácidos fúlvicos y de sustancias húmicas), lípidos, fracción liviana e hidrofobicidad, en suelos afectados por incendios con distintos restos vegetales superficiales. Se trabajó con suelos de la provincia de Córdoba: A) monte nativo quemado (monte-Q) y su testigo sin quemar (monte-T); B) dos suelos agrícolas, b1) con barbecho de maíz quemado (Cexp-Q) y su testigo (Cexp-T) y b2) con barbecho de soja quemado (soja-Q) y su testigo (soja-T). Las variables edáficas evaluadas fueron estabilidad estructural (EA), hidrofobicidad (W), fracciones de carbono (CAF: contenido de carbono ácidos fúlvicos, CSH: contenido de carbono de sustancias húmicas), lípidos y fracción liviana (FI). En monte-Q se presentó una correlación positiva EA y FI (0,98), EA- lípidos (0,98) y EA-W (0,97). Las fracciones de carbono presentaron correlación negativa (-0,98) con la estabilidad EA, lo que podría relacionarse con la temperatura alcanzada debido a la calidad y cantidad de MO (combustible) y el tiempo de residencia del evento. En Cexp-Q se observó un aumento en EA respecto a su T y una correlación de -0,97 con el contenido de lípidos; entretanto la correlación entre EA y CAF fue de 0,97, sugiriendo que los cambios térmicos produjeron modificaciones estructurales de compuestos orgánicos que favorecieron la EA. La disminución del contenido de lípidos, probablemente, colaboró en no desarrollar hidrofobicidad. En Soja-Q la EA fue similar a la de su T. En general los incendios con bajo contenido de residuos en superficie, como en este lote, no producen cambios notables en dicho parámetro, lo que puede deberse a la baja severidad del evento. De forma similar a Cexp-Q, se observó la disminución del contenido de lípidos y el no desarrollo de hidrofobicidad. En los tres casos estudiados se observó correlación negativa entre CAF y lípidos (-0,98), indicando que la calidad del carbono orgánico remanente después del evento está influenciada, entre otros factores, por la intensidad del fuego. Los incendios de alta intensidad provocan cambios importantes. La calidad y cantidad de residuos vegetales determinaron cambios edáficos producidos por los incendios en cada sitio y expuso tendencias disimiles. Cuando suceden incendios de elevada intensidad, se presentan cambios como en el caso de monte con EA-lípidos, entretanto a bajas intensidades en los suelos agrícolas los cambios son poco manifiestos o nulos.

Palabras claves: propiedades físico-químicos; fuego



C1P59. EFECTO DEL TIPO DE ESTRUCTURA EDÁFICA SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA EN UN ARGIUJOL TÍPICO

Sainz, Daiana^{1,2}; Behrends Kraemer, Filipe^{2,4}; Fernández, Patricia^{3,4}; Carfagno, Patricia¹; Eiza, Maximiliano¹ y Chagas, Celio².

¹ Instituto de Suelos, CIRN INTA Castelar. De los Reseros y Nicolás Reppetto S/N. Hurlingham (1686). Argentina.

² Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos. Facultad de Agronomía. UBA.

³ Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía. UBA.

⁴ CONICET.

Sainz.daiana@inta.gob.ar

RESUMEN

En los últimos años, dada la trascendencia de los problemas relacionados con la degradación de las tierras y la contaminación por herbicidas, se han desarrollado estudios sobre la dinámica del glifosato a diferentes escalas y suelos bajo siembra directa (SD). Datos propios confirman la alta variabilidad espacial del glifosato/AMPA (ácido aminometilfosfónico) en el suelo y en el escurrimiento a escala de lote. La degradación del glifosato en el suelo depende del acceso de los microorganismos a dicha molécula como así también a diferentes sustratos orgánicos, agua, oxígeno y nutrientes. Por su parte, la aparición de estructuras laminares (EL), un rasgo común en suelos de la Pampa Ondulada bajo SD con alta participación de soja y sin rotaciones, en las cuales la preponderancia de poros horizontales dificultan la circulación vertical del agua y el aire. La frecuencia de aparición y continuidad de estas estructuras con escasos macroporos orientados verticalmente es altamente variable a escala de lote. Por lo anterior, se hipotetiza que diferentes morfologías estructurales en situaciones donde predomina el monocultivo de soja en SD, afectan la actividad microbiológica del suelo pudiendo tener incidencia en la degradación del glifosato y en su movimiento. En un Argiudol típico del norte de la provincia de Buenos Aires, se evaluó el efecto de diferentes morfologías estructurales: EL, estructuras no laminares (ENL) y estructuras laminares débiles (ELD) en la actividad microbiana. Las muestras se incubaron a 50 °C durante 55 días. Para evaluar el efecto de la estructura independientemente de las características edáficas (carbono orgánico, pH, textura, etc.) se trabajó mediante muestras apareadas -disturbadas y no disturbadas-. Para evaluar el efecto de la humedad del suelo en cada tipo estructural, se establecieron dos condiciones hídricas (30 y 330 cca). La tasa final de respiración (TRF) presentó diferencias significativas entre los tipos de estructura, estado de agregación y contenido de humedad ($p < 0,001$). ELD presentó la mayor TRF ($25,3 \text{ mgCO}_2 \text{ mg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) respecto a EL (16,3) y ENL (16,6) ($p < 0,01$). Las muestras disturbadas ($25,2 \text{ mg CO}_2 \text{ mg}^{-1} \text{ día}^{-1}$) presentaron mayor TRF con respecto a las muestras inalteradas (13,6) mientras que las muestras con mayor contenido hídrico presentaron también los mayores valores de TRF. Las ELD presentaron un mayor contenido de agua útil respecto de las demás estructuras. Conforme a los resultados encontrados se concluyó que en las ELD la actividad microbiana era mayor y esto posiblemente haya estado favorecido por el mayor rango de agua útil que estas estructuras presentaban. El tipo de estructura y el contenido de humedad edáfica condicionaron la actividad de los microorganismos del suelo y por ende cabría esperar un efecto equivalente sobre la dinámica de la degradación de glifosato y de otras moléculas orgánicas entre los diferentes compartimentos ambientales, lo cual será tema de estudio en futuras investigaciones.

Palabras clave: estructuras laminares, glifosato, degradación.



CIP60. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA Y CONECTIVIDAD DE POROS EN CAMPO Y EN LABORATORIO EN TRES SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Soracco, C. Germán^{1,2}, Villarreal, Rafael^{1,2*}; Oderiz, Agustín³; Lozano, Luis^{1,2}; Salazar, María P.¹; Irizar, Alicia³ y Melani, Esteban M³

¹Área de Física Aplicada. FCAyF. UNLP. 60 y 119, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA.

*rafaevillarreal@gmail.com

RESUMEN

La conductividad hidráulica del suelo es una propiedad que describe la facilidad con la que se mueve el agua en un sistema poroso y su determinación es crucial debido a que controla una gran cantidad de procesos hidrológicos. Los objetivos de este trabajo fueron: i- evaluar el efecto de distintas labranzas en la función de la conductividad hidráulica y en la configuración del sistema poroso en tres suelos de distinta textura; y ii- evaluar la precisión de un micro-infiltrómetro de laboratorio para obtener la conductividad hidráulica a distintas tensiones, comparando los valores obtenidos con los determinados a campo con un infiltrómetro de disco a tensión (TI). Se realizaron ensayos de infiltrometría en campo con TI y en laboratorio con el micro-infiltrómetro (MI) propuesto en muestras indisturbadas de tres sitios de distinta textura de la Región Pampeana argentina (Chascomús, franco; Pergamino, franco limoso; Dorila, franco arenoso) en ensayos de larga duración de Siembra Directa (SD) versus labranza convencional (LC). La conductividad hidráulica (K) a distintas tensiones de entrega de agua (h) (0, -3 y -6 cm) y conectividad de poros (Cw) fueron determinadas. No se encontraron diferencias significativas entre la K (h) y Cw obtenidos con el TI y el MI propuesto, con valores entre 2,36-0,47 cm h⁻¹ y 1,77-0,52 cm h⁻¹, respectivamente. Los resultados mostraron que las prácticas de SD reducen la K, afectando la conectividad del sistema poroso, especialmente en suelos de textura fina. Los suelos bajo LC mostraron mayor conectividad total de poros. El MI de laboratorio propuesto permitió determinar la función de conductividad hidráulica y la conectividad de distintas familias de poros de una manera simple, rápida y precisa.

Palabras claves: infiltración, porosidad del suelo, estructura laminar.



CIP61. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE VINAZA CRUDA EN PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS DEL SUELO

Sotomayor, C.; Morandini, M.; Sanzano, G.A. y Rojas Quinteros, H.
Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres (EEAOC)
csotomayor@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La vinaza es un residuo líquido proveniente de la producción de bioetanol, a partir de melaza de caña de azúcar, de alto poder contaminante que si es volcado a los cursos de agua consume el oxígeno disuelto y provoca elevada mortandad de la flora y fauna acuática. Por cada litro de alcohol producido, a partir de melaza, se generan en promedio 13 litros de vinaza, la cual presenta pH bajo, elevada demanda biológica de oxígeno y alta concentración de sales solubles donde predominan las de potasio. En Tucumán se aplica este efluente en suelos, cañeros y no productivos, siguiendo las normas regidas por los protocolos de aplicación desarrollados por la EEAOC. Con el objetivo de evaluar el efecto de la aplicación de distintas dosis de vinaza cruda en propiedades físico químicas de un suelo cañero se llevó a cabo una experiencia en columnas de suelo. Se trabajó con columnas de suelo inalteradas, de 60 cm de longitud, provenientes del Departamento Leales, Localidad Los Zelaya, en un diseño completamente aleatorizado con cinco tratamientos y tres repeticiones de cada uno (**T**: sin vinaza, **V10**: equivalente a 10 m³/ha de vinaza, **V50**: equivalente a 50 m³/ha de vinaza, **V100**: equivalente a 100 m³/ha de vinaza y **V150**: equivalente a 150 m³/ha de vinaza). Se realizaron tres aplicaciones procurando simular el efecto de tres años de uso del efluente en el suelo. Una vez finalizada la experiencia se analizaron las siguientes propiedades cada 10 cm de profundidad: pH, salinidad, materia orgánica, potasio intercambiable, densidad aparente y conductividad hidráulica. **pH**: hubo incrementos significativos con el aumento de las dosis de vinaza, desde neutro a moderadamente alcalino en los primeros 30 cm de profundidad y de ligeramente alcalino a moderadamente alcalino en las restantes. **Salinidad**: hubo incrementos de la concentración de sales con el aumento de las dosis de vinaza aplicada, siendo significativos en los primeros 30 cm. **Materia orgánica**: parámetro analizado solo en los primeros 30 cm. No se evidenciaron incrementos significativos. **K+ intercambiable**: hubo incrementos significativos a medida que aumentó la dosis de vinaza aplicada, en todas las profundidades. **Densidad aparente y conductividad hidráulica**: no presentaron variaciones. La simulación de tres años de aplicación de vinaza cruda, no provocó variaciones en las propiedades físicas. El aumento en la concentración de sales solubles llegó a valores que puedan considerarse de riesgo si el cultivo a implantar presenta sensibilidad a las mismas, tal es el caso de la caña de azúcar. Es necesario determinar el efecto que pudiera tener la vinaza a mayor escala, a mediano y largo plazo, en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los distintos tipos de suelo de nuestra provincia.

Palabras clave: melaza, bioetanol, potasio



C1P62. ¿INFLUYE LA SALINIDAD EN LOS PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO?

Tarditti, Andrés J y Heredia, Olga S.

Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Cátedra de Edafología.
andrestarditti@gmail.com , heredia@agro.uba.ar

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la salinización sobre algunas propiedades físicas de Molisoles del Sudeste cordobés. El muestreo fue realizado en un establecimiento agrícola de la Localidad de Pascanas Pcia. de Córdoba. Se tomaron muestras en perfil de suelos en tres posiciones topográficas Loma (L), Media Loma (ML) y Bajo (B). Estas fueron compuestas de 3 submuestras sacadas cada 5cm hasta los 20cm y cada 20cm hasta la profundidad de la napa freática. Se les determino Conductividad Eléctrica (CE) en la pasta de saturación (relación 1:1), pH en agua (1:2,5) y en la pasta de saturación (relación 1:1), Carbono fácilmente oxidable (Cox) (Walkley & Black), densidad aparente (Dap), densidad de partícula (Dp), porcentaje de porosidad (P), arena, limo y arcilla, textura (Bouyoucos). Se realizaron análisis de correlación y regresión entre las variables analizadas con el paquete INFOSTAT. La salinidad del suelo, evaluada a través de la CE, afectó la P, aumentando ésta a medida que las sales también lo hacen, lo mismo ocurre con el Cox y el pH. A medida que aumentan las sales disminuye la Dap. La Dp en estos suelos fue menor a la que habitualmente se utiliza para los cálculos de Dap, P, etc. en la región pampeana, estando correlacionada con el contenido de arena. La salinidad si afecta significativamente algunos parámetros físicos de suelos de una transecta de L al B del sudeste cordobés.

Palabras claves: Molisoles, Perfil de Salinidad.

INTRODUCCIÓN

Por suelos halomórficos entendemos a aquellos que tienen un contenido de sales más solubles que el yeso ($>2 \text{ g L}^{-1}$), tal que afecte sus características físico-químicas como productivas. En ocasiones en su composición domina el sodio (Na^+) por lo que este puede ser adsorbido en cantidades excesivas por el complejo de cambio produciendo la dispersión de los coloides y dando como resultado la pérdida de estructura del suelo haciéndolo impermeable, proceso conocido como Sodificación. El exceso de Na^+ de cambio puede desencadenar otro proceso denominado Alcalinización. Las arcillas saturadas de Na^+ en presencia de agua de lluvia y de CO_2 disuelto, hidrolizan la arcilla liberando Na^+ y OH^- a la solución del suelo incrementado su pH a valores superiores a 8 (Taleisnik *et al*; 2007).

Los aniones predominantes son sulfatos (SO_4), cloruros (Cl^-), carbonatos (CO_3) y bicarbonatos (CO_3H). Estos provienen de la meteorización de los minerales y rocas que constituyen la corteza terrestre pero rara vez este proceso por si solo ha ocasionado que se acumulen grandes cantidades de sal en un lugar. Lo normal es que una vez formadas sean transportadas por el agua (Pizarro, 1978).

En la región pampeana el ingreso de las sales al perfil puede ser superficial, causado por desbordes de ríos, arroyos o lagunas con aguas salinas, siendo esto un fenómeno de alcance local. La elevación de las sales desde el agua subterránea a través del ascenso capilar es la principal vía de entrada de las mismas al perfil del suelo (Heredia, 2006).

El impacto sobre el suelo de las sales va a depender del anión acompañante, cuando son Cl^- o SO_4 el suelo tiende a mantenerse floculado. Aquí, el principal problema resulta en el exceso de sales que causa falta de agua y toxicidad en plantas (suelos Salinos). En cambio, cuando el acompañante es CO_3 y el CO_3H la solución posee reacción alcalina (pH elevados, superior a 7). Estas condiciones de alcalinidad y, además por las características propias del Na^+ , conduce a la inestabilidad de los agregados, movilización de materia orgánica y partículas (Taleisnik & Lavado, 2017).

Como mencionamos anteriormente, el exceso de sales provoca problemas productivos, los cuales conllevan a efectos sobre los cultivos. Por un lado el exceso de sales aumenta la presión osmótica disminuyendo la disponibilidad de agua y también dificulta la germinación. También se manifiestan síntomas de toxicidad derivada de la absorción directa de ciertos iones como cloro, sodio y boro, manifestando síntomas principalmente en hojas comenzando desde el ápice (Sanchez *et al*; 2015).

En la actualidad extensas áreas de la región pampeana han sufrido el aumento de los niveles piezométricos afectando la calidad de suelos Clase I (Casas, 2017) convirtiéndose de esta manera en un problema grave de degradación de suelos altamente productivos.

Es conocido el efecto de la salinización y/o alcalinización en suelos de textura fina, no tanto en los arenosos o franco arenosos. Por lo que el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la salinización sobre algunas propiedades físicas de Molisoles del sureste cordobés.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del sitio de estudio.

El muestreo fue realizado en un establecimiento agrícola de la Localidad de Pascanas al sudeste de la provincia de Córdoba el cual se encuentra en la región natural Pampa Loessica Plana (Figura 1). Esta constituye la parte central de la llanura cordobesa. El relieve es marcadamente plano, con pendientes regionales hacia el Este, que no superan el 0,5% de gradiente. Dentro de estas planicies se destacan los derrames del río Suquía, Xanaes y Ctalamuchita. El clima es templado con estación seca en invierno. El periodo lluvioso se extiende de octubre a marzo (580mm) el cual representa el 80% de las precipitaciones anuales. La evapotranspiración potencial supera los 850mm, causando la existencia de periodos de deficiencia de agua edáfica, pero en general, y considerando el gradiente de precipitaciones que aumenta de Oeste a Este en la provincia, los déficits hídricos pueden ser menores.

Todos los suelos se han desarrollado a partir de sedimentos eólicos muy ricos en limos y de gran uniformidad. Los suelos predominantes son Haplustoles típicos pero hacia el Este de la región y en áreas más planas que han permitido una mayor penetración del agua, aparecen Argiustoles údicos y Haplustoles údicos. En las zonas bajas encontramos Fragiacualfes y Natracualfes, ambos evolucionados en condiciones reductoras de intenso hidromorfismo, lavado y de empobrecimiento de horizontes superiores.

Muestreo y análisis

Se tomaron muestras de perfil de suelos en tres posiciones topográficas Loma (L), Media Loma (ML) y Bajo (B). Los suelos son clasificados como Haplustoles údicos y Natracuoles. Las muestras fueron compuestas de 3 submuestras, sacadas cada 5cm hasta los 20cm y luego cada 20cm hasta la profundidad de la napa freática. La ubicación y puntos de muestreo se observan en la Figura 2.

Se les determinó CE en la pasta de saturación (relación 1:1), pH en agua (1:2,5) y en la pasta de saturación (relación 1:1), Carbono fácilmente oxidable (Walkley & Black) (Spark 1996), densidad aparente (Dap) a través del método del cilindro, densidad de partícula (Dp) por el método del picnómetro, porcentaje de porosidad (cálculo), textura (Bouyoucos) (Klute, 1986). Se realizaron análisis de correlación y regresión entre las variables analizadas con el paquete INFOSTAT (2010).

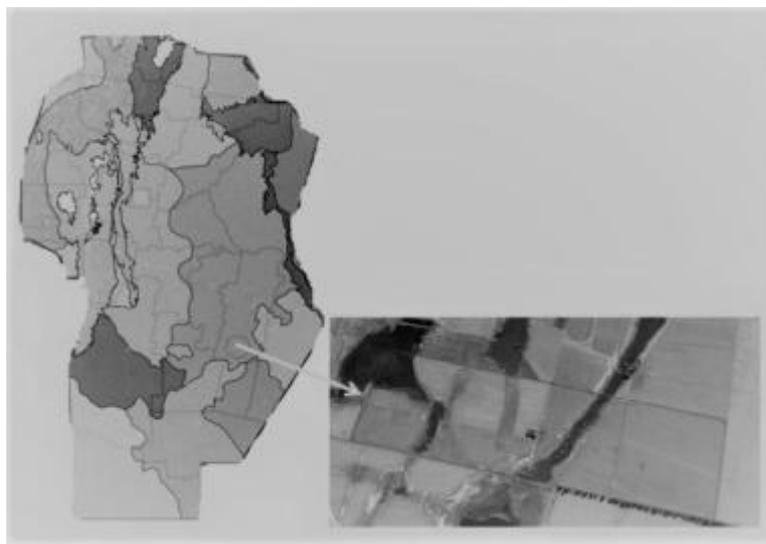


Figura 1: Regiones naturales de Córdoba y mapa del establecimiento.



Figura 2: Puntos de Muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos son de textura de franco arenosa a franca. En la figura 3, pueden verse la variación en profundidad del pH 1:2,5, CE ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$) y Dap ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$). Las muestras fueron tomadas hasta la profundidad estable de la napa freática de allí que las profundidades entre situaciones difieran. En el caso de la Dap las muestras solo se tomaron hasta el metro de profundidad.

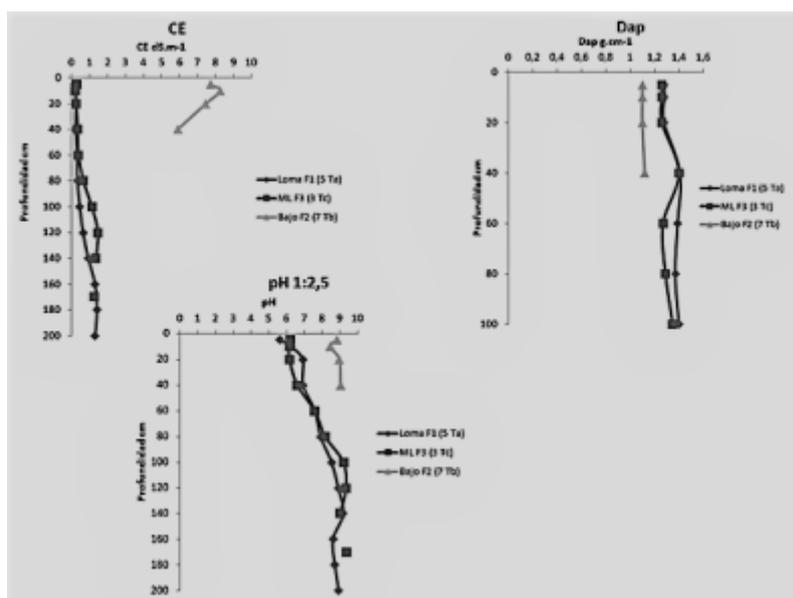


Figura 3: Variación en perfil de CE, Dap y pH 1:2,5

Puede verse que los suelos de L y ML no son salinos y fueron ligeramente ácidos en superficie alcalinizándose en profundidad, posiblemente sódicos a partir de los 100 cm de profundidad, no afectando esto último la producción agrícola que se realiza en el lugar. Un comportamiento diametralmente opuesto se encuentra en el B con valores menores de Dap que los agrícolas, siendo salinos y fuertemente alcalinos.

En valor de Dp es en promedio menor al valor normalmente utilizado como referencia que es $2,65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, en este caso los valores fueron menores siendo en promedio de $2,33 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$, aunque el bajo presento aun valores menores cuyo promedio es de $2,21 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (Tabla 1).

Esto determina valores de porosidad de estos suelos que variaron de 40 a 52%. Los valores de Porosidad (P) disminuyen con la profundidad en los suelos.

Tabla 1: Valores en perfil de Dap, Dp y Porosidad (P)

Muestra	Profundidad	Dap (g.cm ⁻²)	Dp (g.cm ⁻²)	Porosidad (%)
Loma	5	1,28	2,28	43,94
Loma	10	1,28	2,41	46,82
Loma	20	1,28	2,41	46,82
Loma	40	1,41	2,39	40,93
Loma	60	1,39	2,43	42,71
Loma	80	1,37	2,35	41,79
Loma	100	1,4	2,43	42,33
Promedio			2,38	43,62
Media Loma	5	1,26	2,32	45,64
Media Loma	10	1,26	2,37	46,95
Media Loma	20	1,26	2,31	45,34
Media Loma	40	1,4	2,34	40,08
Media Loma	60	1,27	2,27	44,06
Media Loma	80	1,29	2,39	46,06
Media Loma	100	1,35	2,46	45,16
Promedio			2,35	44,76
Bajo	5	1,1	2,24	50,9
Bajo	10	1,1	2,17	49,3
Bajo	20	1,1	2,10	47,5
Bajo	40	1,12	2,34	52,2
Promedio			2,21	50,0

Datos Estadísticos

Del análisis de correlaciones se encontró que la CE se correlaciona de manera positiva con la P, el Cox ($p < 0,01$) y el pH 1:2,5 ($p < 0,05$) y negativa con la Dap ($r = -0,60$ $p < 0,01$) y la arena ($r = -0,51$ $p < 0,01$) y la Dp ($r = -0,73$ $p < 0,001$). Esto coincide con Chaudari *et al.* (2014) quienes encontraron una correlación inversa entre la CE y la Dap, y otras propiedades físicas del suelo.

La Dap se encuentra correlacionada de manera negativa y altamente significativa con el Cox ($r = -0,78$ $p < 0,001$) y con el limo ($r = -0,52$ $p < 0,01$) y positiva con la arena ($p < 0,01$). La porosidad está correlacionada de manera positiva y altamente significativa con la Dap ($r = 0,80$ $p < 0,0001$) y en el caso del pH este se correlaciona al 5% con el Cox de manera negativa, esto puede deberse a la escasa cobertura vegetal cuando aumentan el pH.

Hossain *et al.* (2015) encontraron que un simple análisis de regresión que existió un efecto significativo de la salinidad sobre el pH del suelo, temperatura, MOS, NT, Pt e intercambiable P y K en suelos de Bangladesh.

En nuestro caso el modelo que representa la relación entre Dap y CE es la siguiente (Figura 4):

$$Dap \text{ (g.cm}^{-3}\text{)} = 1,36 - 0,04 \text{ CE (dS.m}^{-1}\text{)} \quad R^2_{aj} = 0,69 \text{ } p < 0,001$$

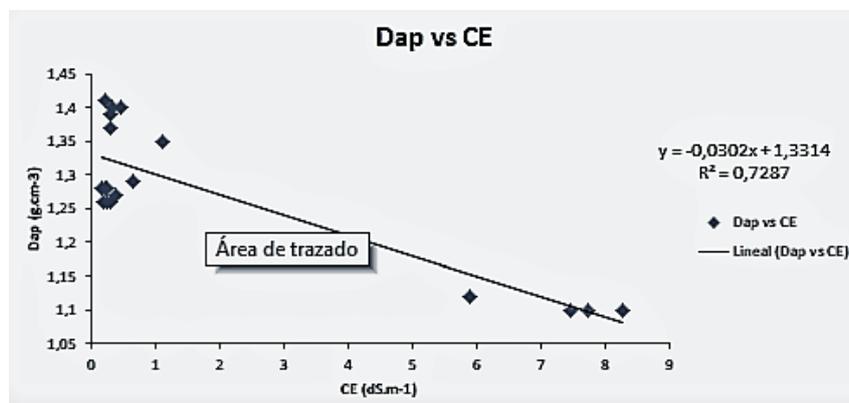


Figura 4: Representación gráfica del modelo de Dap en función de la CE.

En el caso de la relación entre la Dap y el contenido de Cox el modelo que las relaciona es:

$$\text{Dap (g.cm}^{-3}\text{)} = 1.49 - 0.13 \text{ Cox (\%)} \quad R^2_{aj} = 0.49 \quad p < 0.01$$

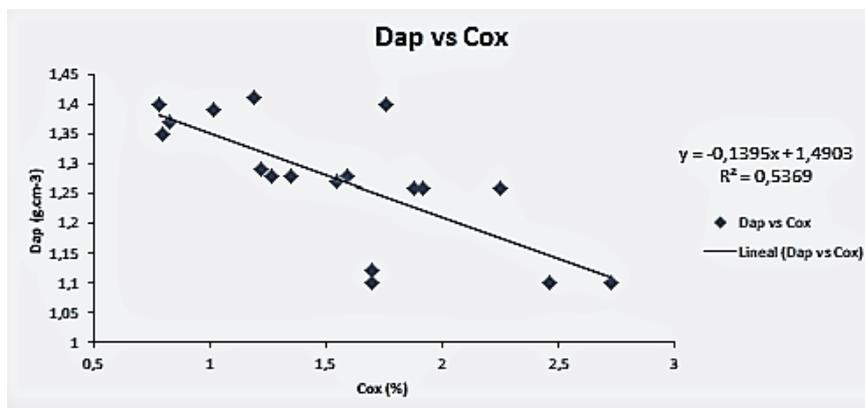


Figura 5: Representación gráfica de la relación entre Dap y Cox.

La relación entre la P y la Dap, está representada por el siguiente modelo:

$$P (\%) = 79.74 - 26.77 \text{ Dap (g.cm}^{-3}\text{)} \quad R^2_{aj}: 0.80 \quad p < 0.001$$

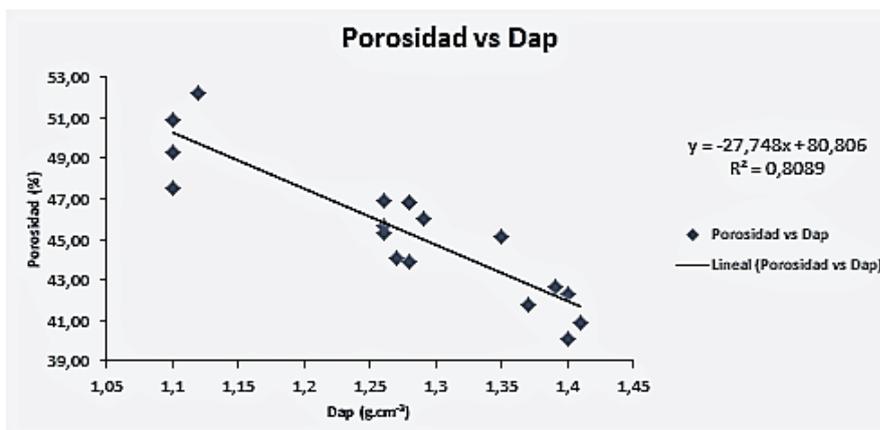


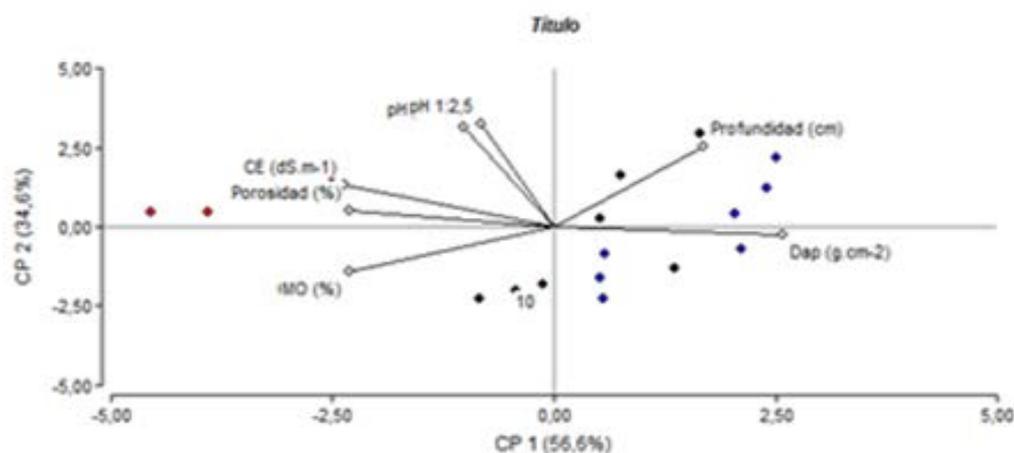
Figura 6: Representación gráfica de Porosidad en relación a la Dap

Si bien existió correlación negativa entre la Dap y el limo y la arena, no se encontró un modelo que represente esta relación.

La Dp en estos suelos fue menor a la que habitualmente se utiliza para los cálculos de Dap, porosidad, etc. en la región pampeana, estando correlacionada con el contenido de arena

Análisis Multivariado

En la figura 7, se observa el análisis multivariado. Del mismo surge por un lado que los suelos del bajo se separan de los de L y ML. La Dap está relacionada con la profundidad encontrándose en el polo opuesto (según el CP1) a la CE y la porosidad. A menor profundidad es mayor el contenido de materia orgánica (MO). Los suelos de L tienen mayor Dap, posiblemente por la actividad agrícola más intensa que la ML. Con respecto a la MO tienen mayores valores en el B y en la ML, la concentración de sales es mayor en el B que en las otras muestras, con mayor porosidad y menor Dap



Leyenda: Puntos en azul corresponden a L, negro ML y rojo al B

Figura 6: Análisis multivariado de las variables analizadas en los 3 suelos.

CONCLUSIONES

La salinidad del suelo, evaluada a través de la CE afectó la porosidad, aumentando a medida que las sales aumentan. Lo mismo sucedió con el Cox y el pH. A medida que aumentan las sales disminuye la Dap, posiblemente por una mejora en el sistema estructural del suelo, ya que las sales floculan los coloides, mejorando su estructura y porosidad. La salinidad sí afecta significativamente algunos parámetros físicos de suelos del sureste de Córdoba, en una transecta desde la loma al bajo.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto UBACyT 20020130100471BA

BIBLIOGRAFIA

- Casas R. 2017. "Suelos Afectados por Sales. Evaluación, Manejo y Recuperación" dictado por el Dr. I. Plá Sentis, FECIC, 6 septiembre 2017.Bs. As.
- Chaudhari R. C; V. A Dodha; C Manab & M Saroj. 2014.Electrical Conductivity as a Tool for Determining the Physical Properties of Indian Soils. IJSRP, Vol 4, No 4. 1-4
- Heredia OS, 2006. Calidad de agua para riego. En Sainato, Galindo, Heredia: Agua subterránea, EFA115pp.
- Hossain N; M Muhammad; MD Kazi; A Barkat & HM Morshed . 2015. "Relationship between Soil Salinity and Physico-chemical Properties of Paddy Field Soils of Jhilwanja Union, Cox's Bazar, Bangladesh". Journal of Agricultural Science; Vol. 7, No. 10. 166-180.
- INFOSTAT. 2010. Infostat Software estadístico. Versión 2010.
- Klute, A. (Ed.). 1986. Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA-SSA, Madison, WI, pp. 635-653.
- Sparks D.L. 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3; Chemical Methods. No. 5. Soil Sci. Soc. Amer, Inc. Madison, Wisconsin, USA. pp. 517-550
- Taleisnik E. & R Lavado. 2017. "Ambientes Salinos y Alcalinos de la Argentina, Recursos y aprovechamientos". Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina. 20-26
- Sanchez R.M.; L Dunel Guerra & M Scherger. 2015. "Evaluación de las áreas bajo riego afectadas por la salinidad y/o sodicidad en Argentina". INTA, Programa Nacional de Agua. Argentina. 8-13.
- Pizarro P. 1978. "Drenaje Agrícola y Recuperación de Suelos Salinos". Editorial Agrícola, S.A. España. 69-106.
- Taleisnik E; K Grunberg & G Santa Maria. 2007. "La Salinización de Suelos en la Argentina, su impacto en la producción agropecuaria". Editorial Universidad Católica Córdoba. Córdoba, Argentina. 17-39.



C1P63. EL USO DEL TEST DE PROCTOR PARA LA REDUCCIÓN DE LA COMPACTACIÓN DEL SUELO

Vázquez, Juan Manuel^{1,2*}, Reposo, Gisela¹; Rojo, Veronica¹; Martínez, Maximiliano¹; Matilde Mur² y Guecaimburú, Juan Martín¹

¹ Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján.

² Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.

*Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján, Ruta 5 y Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina (CP 6700). juanmvaz@hotmail.com

RESUMEN

El test de Proctor permite determinar la máxima densidad aparente a la que se compacta un suelo y a que contenido de humedad se alcanza. Ese nivel de compactación corresponde a una energía específica aplicada mediante una serie de impactos de un pistón de 2,5 kg. La máxima densidad aparente y la humedad crítica varían si se modifica la intensidad de compactación del test de Proctor, pudiendo coincidir con la compactación producida a campo por diferentes intensidades de tráfico agrícola. El objetivo de este trabajo fue evaluar la posibilidad de predecir el nivel de compactación que producen diferentes condiciones de tráfico agrícola, variando el número de impactos del test de Proctor. Se tomaron muestras de suelo de las huellas de tres tractores de diferentes pesos a cuatro contenidos diferentes de humedad del suelo. En el mismo sitio se realizó el test de Proctor con 15, 25 y 35 golpes de pistón, con cinco contenidos de agua. Se trazaron las diferentes curvas de compactación del suelo, despejando los valores de máxima densidad aparente y contenido de humedad crítico para cada curva. Los resultados muestran que variando la energía de compactación Proctor con el número de golpes, los valores de densidad aparente máxima se encontraban muy por encima de los valores de densidad aparente medidos a campo bajo tráfico agrícola, por lo que la modificación del número de golpes del test de Proctor no permite predecir la compactación generada por el tráfico agrícola. Por otra parte la humedad crítica Proctor se encontró en torno al 60% de la humedad crítica de las curvas de compactación a campo. Por tal motivo las operaciones de la maquinaria agrícola podrían realizarse con contenidos de humedad superiores a la humedad crítica Proctor.

Palabras claves: humedad crítica, máxima densidad aparente, saturación del suelo.

INTRODUCCIÓN

La compactación del suelo se produce por el incremento de la densidad aparente al aplicar una fuerza mecánica al suelo (Soil Science Society of America, 2008). Cuando se produce por el tráfico agrícola, depende de una serie de factores edáficos como el contenido de humedad, la materia orgánica, la textura y también de factores relacionados al tráfico como el peso del tractor, la presión en el área de contacto rueda del suelo y el número de pasadas del tractor (Alakuku 1997). Entre los factores edáficos, el contenido de humedad del suelo es el factor más importante que influye en los procesos de compactación del suelo (Soane & Van Ouwerkerk 1994) y es el único que se puede manejar en el corto plazo para reducir la compactación del suelo. El conocimiento de la relación entre la humedad del suelo y la compactación es crucial para los agricultores porque les ayuda a programar operaciones mecanizadas de acuerdo al contenido de humedad adecuado (Ohu *et al.*, 1989). Esta relación se define mediante el test Proctor que es un procedimiento ampliamente aceptado para estudiar la susceptibilidad a la compactación de los suelos, bajo una carga dinámica estandarizada en un rango de contenidos de humedad del suelo (Aragón *et al.*, 2000). Esta prueba que originalmente fue desarrollada en ingeniería civil (Proctor, 1933), ha sido ampliamente adoptada en la agricultura. En el test de Proctor, se obtiene una curva de densidad aparente a la que se compacta un suelo en función del contenido de agua del suelo, de la que se despeja la máxima densidad aparente de la curva y el contenido de humedad del suelo al que se obtiene. Este último se conoce como contenido de humedad óptimo de compactación, aunque en las ciencias agrarias se lo suele denominar "contenido de humedad crítico", porque la compactación del suelo no es deseable (Etana *et al.*, 1997, Mapfumo & Chanasyk, 1998).

La máxima densidad aparente de compactación es útil para caracterizar la relación entre el rendimiento de los cultivos y la compactación del suelo. En tal sentido se ha definido el parámetro "densidad aparente relativa" que expresa la densidad aparente medida a campo como un porcentaje de la máxima densidad aparente del mismo suelo (Hakansson



& Lipiec, 2000). Carter (1990) encontró que los rendimientos máximos de los cultivos se obtuvieron en un rango de 80 a 90% de densidad aparente relativa.

La humedad crítica de compactación delimita dos rangos de humedad: el primero a contenidos inferiores a esta humedad, la cohesión y fricción entre partículas limitan la compactación del suelo a valores de densidad aparente inferiores a la densidad máxima. La densidad aparente será menor cuanto más seco se encuentre el suelo. En el segundo rango cuando el contenido de humedad supera la humedad crítica de compactación, la reducción de la resistencia interna del suelo (cohesión y fricción entre partículas), permite que el colapso de los poros que contienen aire, llevando el suelo casi a saturación durante el proceso de compactación (no llega al 100% de saturación porque queda aire atrapado). Cuanto mayor sea el contenido de humedad, menor será el espacio poroso con aire que colapsa y por lo tanto menor será la densidad aparente alcanzada durante la compactación (Vázquez, 2011). Si bien varios autores recomiendan evitar traficar el suelo a la humedad crítica para evitar alcanzar la máxima densidad aparente (Mapfumo & Chanasyk 1998, Botta *et al.*, 2004), el tráfico debería limitarse a contenidos de humedad inferiores a esta última, ya que cuando el suelo se compacta con una humedad mayor a la crítica, se eliminan agregados, se eliminan grandes espacios vacíos entre estos, y se genera una reorientación preferencial de las partículas de arcilla, resultando todo esto en una reducción de la permeabilidad (Benson & Trast, 1995).

De todos modos la humedad crítica a partir de la cual se debería evitar el tráfico agrícola, debería ser determinada para cada condición de tránsito. Si la fuerza de compactación aplicada por el pasaje de un tractor fuera inferior a la del test de Proctor, la curva de compactación en función de la humedad se desplaza hacia abajo y hacia la derecha, con una "densidad máxima" más baja, alcanzable a valores superiores de "humedad crítica" (Hillel, 1998). Esto difiere en parte con Raghavan *et al.* (1977), que encontraron diferentes curvas de densidad aparente en función del contenido de humedad del suelo, para diferentes presiones de contacto del tractor del suelo y aunque en todas esas curvas los valores de densidad aparente aumentaban con la presión de compactación, el contenido de humedad crítico permanecía relativamente invariable.

Con el objeto de determinar la curva de compactación para cada condición de tráfico, varios autores vincularon los valores de densidad aparente medidos a campo bajo tráfico agrícola, con los hallados en laboratorio mediante el test de Proctor. Raghavan & Ohu (1985), citados por (Adekalu *et al.*, 2007), realizaron el test de Proctor variando el número de golpes: 5, 15 y 25. Establecieron que la densidad lograda luego de 5 golpes corresponde a "la condición normal del suelo", 15 golpes corresponden a la compactación generada por el paso de un tractor de "tamaño medio" y 25 golpes corresponden al paso de un tractor "pesado". Froehlich *et al.*, (1980) citados por Johnson *et al.* (2007), sostienen que el test de Proctor genera demasiada energía de compactación, en comparación con los tractores (en este caso tractores forestales), por lo que propusieron una modificación del test de Proctor (10 golpes de una masa de 0,5 kg que cae desde 30,5 cm), que genere un grado de compactación similar al que provocan los tractores mencionados. Hamza *et al.* 2011, encontraron que la densidad aparente del suelo bajo la carga de un tractor, aumentó con el contenido de agua (de 2 a 22%) y con el aumento de la carga externa, pero no encontraron un contenido crítico de agua en el que la densidad comienza a disminuir con mayores contenidos de agua.

El objetivo de este estudio fue determinar la relación entre la compactación producida por el tráfico agrícola y la generada por el test de Proctor. La hipótesis de este estudio fue que la compactación del suelo producida por diferentes condiciones de tráfico agrícola podría predecirse variando la energía de compactación del test de Proctor.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio del ensayo

Las mediciones de campo y los muestreos se realizaron en el partido de San Andrés de Giles, en el norte de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, a 34°26' S 59°28' O; altitud 52 m sobre el nivel del mar. El suelo era un Argiudol Típico arcilloso, ilícito, térmico, fino (Servicio de Conservación de Suelos, 1994), manejado en siembra directa.

Curvas de compactación en laboratorio

Para la obtención de la curva del test de Proctor estándar (ASTM, 1992), se tomaron 45 muestras de suelo del sitio del ensayo, de aproximadamente 2,5 kg. Estas fueron secadas al aire para luego humedecerlas pulverizándolas con agua en bolsas de plástico con el fin de alcanzar cinco contenidos de agua diferentes. Las muestras permanecieron en bolsas durante 24 hs para homogeneizar el contenido de humedad. Cada muestra se compactó en tres capas superpuestas

en una cámara de compactación $0,911 \times 10^{-3} \text{ m}^3$. Cada capa recibió 25 golpes de un pistón de 2,5 kg cayendo desde 0,305 m de altura. La energía de compactación fue de $593,7 \text{ kJm}^{-3}$. Se determinó el peso húmedo del suelo compactado en la cámara. Luego, las muestras se secaron en un horno a 105°C hasta peso constante para estimar el contenido de humedad y la densidad aparente seca. El mismo procedimiento se repitió para 15 y 35 golpes de pistón por capa para obtener dos curvas de compactación por encima y por debajo de la del test de Proctor.

Curvas de compactación a campo

Se generaron tres intensidades de compactación con cuatro contenidos de humedad para obtener tres curvas de densidad aparente en función de la humedad del suelo a campo.

Para las intensidades de compactación se usaron tractores de diferentes pesos para compactar un suelo a cuatro diferentes contenidos de agua del suelo. El suelo se compactó con el pasaje de una rueda de cada tractor, evitando mezclar el efecto de las ruedas tractoras delanteras y traseras de diferente tamaño y diferente peso. Para las cargas más pesadas y medianas, los tractores fueron Deutz Agco Allis 6175 (171 CV) y FIAT 700 (70 CV) respectivamente y en ambos casos el tratamiento de compactación se realizó con el eje trasero. Para el Deutz Agco Allis 6175, la carga era de 3010 kg / rueda y el neumático era un 24.5-32. En el caso del FIAT 700, la carga era de 1565 kg / rueda y el neumático era de 18.4-30. Debido a la falta de un tractor más ligero, se utilizó el eje delantero de un Deutz Fahr Ax 4145 (145 CV) para aplicar el tratamiento de compactación ligera. En ese caso, la carga del eje delantero era 1210 kg / rueda y el neumático usado era 12.4-28.

Para crear los diferentes contenidos de humedad del suelo, se montaron cuatro parcelas de 3 x 2 metros con un borde alrededor que permitió llenarlos con agua hasta que la capa superior del suelo estuviera saturada. Luego, cada parcela se compactó en días diferentes a medida que disminuyó el contenido de humedad del suelo. Cada parcela recibió los tres tratamientos de compactación.

Parámetros relevados

Se recogieron 15 muestras de suelo no alteradas con cilindros 6.9 cm de diámetro por 6.0 cm de longitud. Las muestras se tomaron a una profundidad de 0-10 cm debajo del centro de las huellas de las ruedas. Se secaron en estufa a 105°C hasta peso constante para determinar el contenido de humedad del suelo y las masas secas con una precisión de 0,01 g. La densidad aparente seca se calculó usando masa de suelo seco muestreada en el campo y volumen de las muestras.

El área de contacto con el suelo del neumático se midió arrojando talco alrededor del neumático sobre el suelo. Después de mover el tractor, se tomó una imagen del área dentro del borde del talco con una escala y el área se calculó en una computadora (figura 1).



Figura 1: área de contacto rueda suelo marcada con talco.

Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental fue un diseño de bloques completamente aleatorizados. Con los resultados se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) y el test de comparaciones múltiples de Duncan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diferente número de golpes en la prueba de Proctor generó diferentes curvas de compactación que se desplazaron hacia arriba y hacia la izquierda en la medida que aumentaba la energía de compactación, alcanzando mayores valores de densidad aparente a menores contenido de humedad en coincidencia con lo planteado por Hillel (1998) y contrastando con Raghavan *et al.*, (1977) que encontraron el mismo contenido de humedad crítico para diferentes energías de compactación (Tabla 1). En la figura 2 se observa que con contenidos de humedad superiores a la humedad crítica de cada curva, la densidad aparente coincide con un grado de saturación en torno del 80%, sin llegar a la completa saturación durante el proceso de compactación lo que indica la permanencia de aire entrampado dentro del suelo.

Tabla 1: Parámetros del test de Proctor (*Test de Proctor estandar).

Golpes por capa	Densidad aparente máxima (gr/cm ³)	Contenido de humedad crítica (%)
15	1,53	18
25*	1,57	17
35	1,64	15

La Tabla 2 muestra que cuando el suelo fue compactado por las ruedas del tractor, las cargas medias y pesadas fueron 48% y 98% más altas que la carga ligera. También hubo una gran diferencia en el área de contacto del suelo de la llanta, pero los valores de la presión en el área de contacto rueda suelo fueron valores relativamente similares (14% de variación). El hecho de que la densidad aparente obtenida bajo el tráfico agrícola casi no presentó diferencias significativas entre los tratamientos de compactación (tabla 3), refuerza el hecho de que la compactación superficial depende de la presión en el área de contacto rueda suelo. La única excepción fue para el contenido de agua del suelo más bajo, en el cual el tratamiento de compactación con la presión más baja fue diferente de los demás.

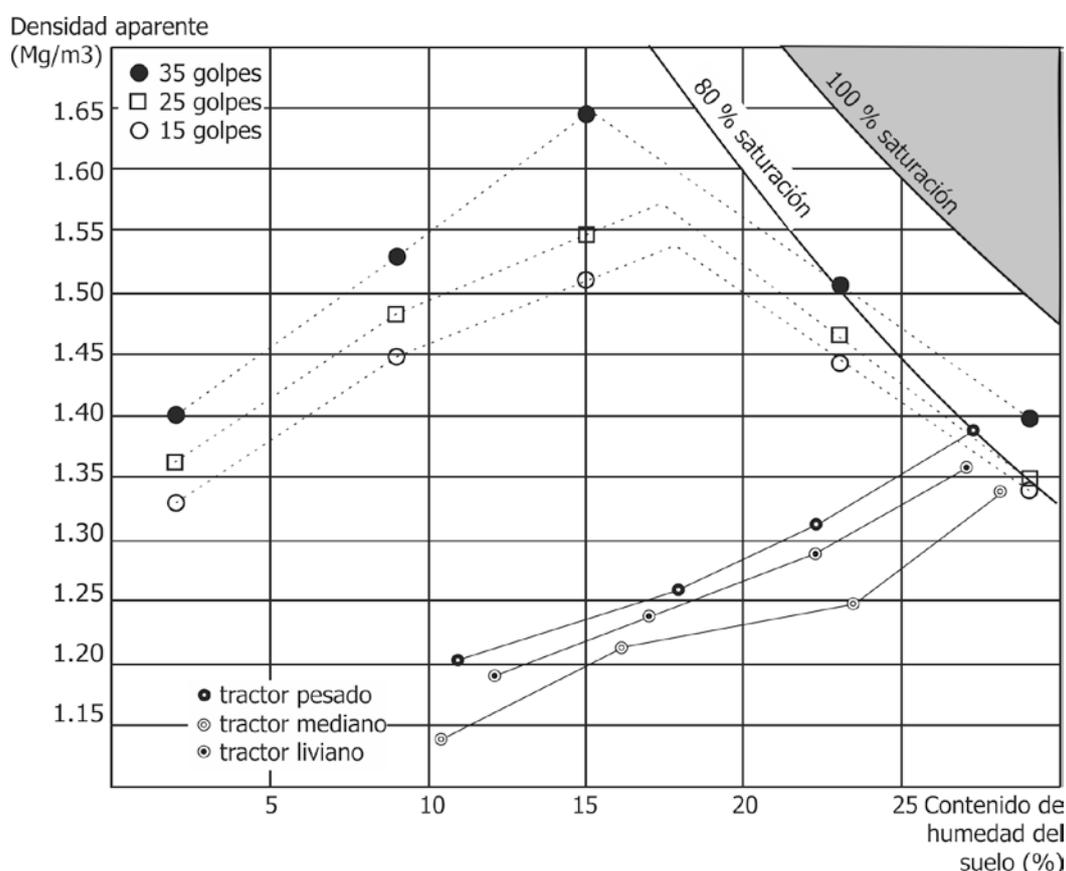


Figura 2: Diferentes curvas de densidad aparente de compactación, obtenidas con el test de Proctor y en el campo bajo tráfico agrícola.



Tabla 2: Parámetros vinculados al tractor que condicionan la compactación.

Peso/rueda (Kg)	Área de contacto rueda suelo (cm ²)	Presión en el área rueda suelo (Kg/cm ²)
1210	900	1,34
1565	1300	1,20
3010	2200	1,37

Tabla 3: Valores de densidad aparente para tres tratamientos de compactación a cuatro contenidos de humedad del suelo.

	Humedad 1	Humedad 2	Humedad 3	Humedad 4
Tractor pesado	1,20 a	1,26 a	1,31 a	1,38 a
Tractor mediano	1,14 b	1,21 a	1,25 a	1,33 a
Tractor liviano	1,19 a	1,23 a	1,28 a	1,35 a

Letras diferentes en sentido vertical muestran diferencias significativas ($P < 0.05$ Duncan).

Mientras que para el suelo del ensayo la máxima densidad aparente Proctor fue de 1,57 g/cm³, el suelo bajo el tráfico agrícola no alcanzó al 90% de ese valor (1,33-1,38 g cm⁻³ es la máxima densidad aparente a campo, obtenida entre 27 a 28% del contenido de humedad del suelo). Si se considera que Carter (1990) encontraba los máximos rendimientos de cereales de invierno en un rango de 80-90% de compactación relativa, se puede observar en la figura 2 que ese porcentaje de compactación se sitúa entre las humedades críticas de las curvas del test de Proctor (17%) y las curvas de campo (28%). Por lo tanto no sería adecuado tomar la humedad crítica Proctor como valor de referencia de a partir de que humedad limitar el tráfico agrícola y sería recomendable para tal fin determinar la humedad crítica campo para cada situación de tráfico agrícola. Se debe descartar la posibilidad de utilizar una variante del test de Proctor que relacione la cantidad de golpes del ensayo con la presión en el área de contacto rueda suelo durante la compactación, porque la reducción del 40% de la energía de compactación de la prueba Proctor, al reducir de 25 a 15 golpes, solo permitió que el contenido de humedad crítico Proctor se acercara a la humedad crítica de campo en un 10% (figura 2), contradiciendo a Adekalu *et al.*, (2007) que sostiene que reduciendo a 15 golpes la energía de compactación del test de Proctor se iguala la compactación de un tractor mediano. Queda por lo tanto evaluar la modificación del test de Proctor reduciendo la masa del pistón de compactación de acuerdo a la propuesta de Froehlich *et al.*, (1980). La posibilidad de determinar en laboratorio a qué humedad se comienza a saturar el suelo para cada situación de tránsito, permitiría gestionar el tráfico agrícola por debajo de este umbral de conservando la estructura del suelo sin provocar una reducción de la permeabilidad como sostienen Benson & Trast, (1995).

CONCLUSIONES

Dentro de los límites de las condiciones del ensayo se puede concluir que los tractores de ruedas tienen presentadas curvas de densidad aparente en función del contenido de humedad del suelo inferiores a las del test de Proctor, con un mayor contenido de humedad crítico. Por lo tanto los tractores agrícolas podrán transitar sobre el suelo a contenidos de humedad superiores a la humedad crítica de Proctor sin llevarlo a saturación. Para determinar hasta qué valor de humedad del suelo se extiende esta condición para cada tipo de tractor, sería necesario desarrollar una variante del test de Proctor de menor energía de compactación, ya que reduciendo la cantidad de golpes de compactación del test, el grado de compactación alcanzado continúa siendo más elevado que el que genera el tráfico de los tractores a campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Adekalu, K.O.; DA Okunade & JA Osunbitan. 2007. Estimating trafficability of three Nigerian agricultural soils from shear strength-density-moisture relations. *Int. Agrophysics*, 21, 1-5.
- Alakukku L. 1997. Long Term soil compaction due to high axle load traffic. Ed. Agricultural Research Centre of Finland. Jokioinen, Finland, 55p.
- Aragón, A.; MG García; RR Filgueira & A Pachepsky. 2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test. The relationship with organic carbon and water content. *Soil Till. Res.* 56, 197-204.
- ASTM, 1992. Annual Book of ASTM Standards. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.
- Botta, G.F.; JM Vazquez; A Tolón Becerra; R Balbuena & S Stadler. 2012. Soil compaction distribution under land clearing in calden (Prosopis Caldenia Burkart) forest in Argentinean pampas. *Soil Till. Res.* 119, 70-75.



- Carter, M.R. 1990. Relative measures of soil bulk density to characterize compaction in tillage studies on fine sandy loams. *Can. J. Soil Sci.* 70, 425-433.
- Etana, A.; RA Comia & I Hakansson. 1997. Effects of uniaxial stress on the physical properties of four Swedish soils. *Soil Till. Res.* 44, 13-21.
- Hakansson, I. & L Lipiec. 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil Till. Res.* 53, 71-85.
- Hamza, M.A.; SS Al Adawi & SS Al Hinai. 2011. Effect of combined soil water and external load on soil compaction. *Soil Research*, 2011, 49, 135-142.
- Froehlich, H.A.; J Azevedo; P Cafferata & D Lysne. 1980. Predicting soil compaction on forest land. Forest Engineering Department. Oregon State University.
- Hillel, D., 1998. *Environmental soil physics*. Academic Press, San Diego, CA.
- Mapfumo, E. & DS Chanasyk. 1998. Guidelines for safe trafficking and cultivation, and resistance-density-water relations of three disturbed soils from Alberta. *Soil Till. Res.* 46, 193-202.
- Ohu JO; OA Folorunso; FA Aeiniji & GSV Raghavan GSV. 1989. Critical moisture content as an index of compactibility of agricultural soils in Borno State of Nigeria. *Soil Tech* 2, 211-219.
- Proctor, R. R. 1933. Fundamental principles of soil compaction. *Engineering News Record*, 111(9), 245-248.
- Raghavan, GSV; E McKyes & B Beaulieu. 1977. Prediction of clay soil compaction, *J. Terramechs.* 4, 31-38.
- Raghavan, GSV & JO Ohu. 1985. Prediction of static equivalent pressure of Proctor compaction blows. *Trans. ASAE*, 28, 1398-1400.
- Soane BD & CVan Ouwerkerk (Eds) (1994) 'Soil compaction in crop production. Developments in Agricultural Engineering Series, Vol. 11.' (Elsevier Science: Amsterdam, The Netherlands)
- Soil Conservation Service, 1994. *Keys to Soil Taxonomy*, 6th ed. Soil Survey Staff, USDA, Washington, DC, USA.
- Vázquez, J.M. 2011. Compactación del suelo durante el desmonte de Caldén (*Prosopis Caldenia* L.). MSc. Tesis, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.



C1P64. DINÁMICA TEMPORAL DE GLIFOSATO EN UN SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL

Villarreal, Rafael^{1,2}; Soracco, C. Germán^{1,2}; Lozano, Luis Alberto^{1,2,*}; Vittori, Santiago³; Salazar, María P.¹; Melani, Esteban M.⁴ y Marino, Damián^{2,3}

¹Área de Física Aplicada. FCAYF. UNLP. 60 y 119, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

³Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata

⁴ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, AER INTA Chascomús.

*luislozanoarg@gmail.com

RESUMEN

El Glifosato (N-fosfonometilglicina, $C_3H_8NO_5P$) es el herbicida más utilizado en la actualidad. Varios estudios reportaron su presencia en horizontes subsuperficiales, implicando un importante riesgo ambiental. Los objetivos de este trabajo fueron determinar la influencia de distintas propiedades físicas en la concentración de glifosato a distintas profundidades en dos sistemas de labranza (Siembra Directa (SD) y Labranza Convencional (LC)) en distintos momentos durante un cultivo de soja. El suelo estudiado fue un Argiudol abruptico, ubicado en la localidad de Chascomús. Se realizaron extracción de muestras y ensayos de infiltrometría a campo en 5 momentos distintos durante el ciclo de cultivo. En cada momento, se determinó la distribución de tamaño de poros (DTPo) en mesa de tensión y la conductividad hidráulica saturada (K_0). A su vez se extrajeron muestras para la determinación de materia orgánica, pH y capacidad de intercambio catiónico. En las mismas fechas de muestreo, se realizaron extracciones de muestras de suelo hasta 40 cm de profundidad a intervalos de 10 cm para determinación de glifosato y AMPA (metabolito de degradación) a través de cromatografía líquida de alta precisión. Se detectaron ambas moléculas estudiadas en todas las fechas de muestreo en ambos tratamientos (los contenidos de glifosato y AMPA detectados estuvieron entre 5,7 y 98,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$; y 6,6 y 1686 $\mu\text{g.kg}^{-1}$, respectivamente). El glifosato fue retenido fuertemente en los primeros centímetros del suelo (más del 80 % fue encontrado entre 0 y 20 cm). El tratamiento LC mostró mayor variación temporal en el contenido de glifosato, favorecido por mayores valores de K_0 , macroporosidad total y efectiva (ϵ_{ma}), especialmente cuando se registraron precipitaciones fuertes cercanas al momento de la aplicación. El transporte vertical de glifosato bajo SD pareció estar limitado por valores bajos de K_0 , macroporosidad, $y\epsilon_{ma}$. La variación temporal del transporte vertical de glifosato estuvo relacionado con la variación temporal de las distintas propiedades físicas e hidráulicas estudiadas. Se observó una acumulación del glifosato extractable total, con un incremento entre la última y primera fecha de muestreo del 54 % y del 82 % para SD y LC, respectivamente.

Palabras claves: Conductividad hidráulica, transporte de pesticidas, porosidad del suelo



C1P65. FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS EDÁFICAS Y SU RELACIÓN CON LAS FORMAS DE FÓSFORO BAJO DIFERENTES ROTACIONES DE CULTIVOS

Vilmar García, A.¹; Suñer, L.²; Galantini, J.² y Forján, H.³

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Brasil

² Comisión Investigaciones Científicas (CIC); 2CERZOS (CONICET) - Dpto. Agronomía, UNS. San Andrés 800, Bahía Blanca / 8000, Buenos Aires, Argentina

³ Chacra Experimental Integrada Barrow. MAA- INTA. Tres Arroyos (7500), Buenos Aires. Argentina
jgalanti@criba.edu.ar.

RESUMEN

La agricultura produce un impacto significativo en la disponibilidad de P, modificando el equilibrio entre sus diferentes formas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación entre las fracciones s y las formas de P en suelos bajo siembra directa y uso agrícola variable. Las muestras de suelo (Paleudol petrocálcico) se tomaron en un ensayo iniciado en 1998, ubicado en Tres Arroyos (BA, Ar, Argentina). Las secuencias de cultivo fueron tres exclusivamente agrícolas y dos mixtas. El diseño fue de bloques aleatorizados. Se consideró un control sin cultivo. En cada parcela, se tomaron tres muestras de suelo, todas a cuatro profundidades. Se realizó un fraccionamiento físico por tamaño de partícula (Andriulo *et al.*, 1990) y por otro lado, un fraccionamiento secuencial de P de acuerdo con Hedley *et al.* (1982). Se determinó el disponible (P Bray-Kurtz, 1945) y el pH. En todas las profundidades, todos los tratamientos produjeron una disminución del pH, en relación con el suelo de referencia, principalmente la secuencia agrícola intensa. En general, todas las formas de P tienen una disminución dependiendo de la profundidad de muestreo. La secuencia con pasturas produjo una disminución en las formas de P disponible ($27,2 \text{ mg kg}^{-1}$) y formas lábiles orgánicas e inorgánicas ($14,1 \text{ mg kg}^{-1}$). La fracción de P orgánico moderadamente lábil (extraíble con NaOH) fue la fracción predominante en todos los tratamientos y profundidades. Sin embargo, la secuencia con pasturas produjo el mayor aumento significativo de esta forma de P (650 mg kg^{-1}), posiblemente favorecida por la mayor actividad biológica en el pasto cultivado. Coincidentemente, esta secuencia presentó una mayor correlación entre este P_o y la fracción gruesa del suelo ($R^2 = 0.78$). Se observó que durante el período de pastoreo el P disponible disminuyó a favor de la acumulación de formas orgánicas de la fracción gruesa. Esto posiblemente esté asociado con el aumento de materia orgánica durante el período de ganado. En conclusión, las diferentes formas P tienen un papel diferencial en la disponibilidad de P para cultivos que está directamente relacionado entre la forma P y la fracción de tamaño de partícula en la que está contenida. La inclusión de pastos en una rotación mantiene bajos los niveles de fósforo extraíble o disponible para las plantas. Sin embargo, esta es la secuencia que mantiene los niveles más altos de P moderadamente lábiles, lo que sería posible estar disponible durante el ciclo del cultivo. En coincidencia, este P está relacionado positivamente con el P de la fracción gruesa del suelo.

Palabras clave: fósforo orgánico, fertilidad, siembra directa



C1P66. PÉRDIDA DE SUELOS EN SISTEMAS INTENSIVOS CON RIEGO DE LOS VALLES TEMPLADOS DE JUJUY

Vilte, Cesar E.; Diez Yarade, Laura y Torres, Carlos

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

RESUMEN

En los sistemas intensivos de los Valles Templados de Jujuy, se realiza riego por gravedad con caudales erosivos. Esto provocó un efecto directo en las propiedades físicas y químicas de los suelos. Al efecto erosivo del riego inadecuado, se le suma el producido por las precipitaciones intensas. El objetivo de este trabajo fue analizar las características de los sedimentos en distintos sectores de surcos regados y establecer relaciones entre caudales y erosión. La granulometría es una de las características fundamentales del suelo, su variación en los primeros centímetros es muy importante en aquellos suelos que están sometidos a riegos con pendientes. Los cambios en los porcentajes de partículas primarias, brindan información relevante en la determinación de la dinámica textural y como se pueden modificar las propiedades físicas de infiltración y porosidad. En la presente investigación, se evaluó la variación porcentual del material fino en los tres puntos de observación establecidos en los surcos: cabecera, medio y pie. Los tratamientos consistieron en caudales de aplicación de 0,5 y 1 litros por segundo, se realizaron cuatro riegos. Del análisis estadístico de la interacción riego-caudal-concentración de sedimentos, se pudo afirmar que existe pérdida y deposición de arcilla y limo a lo largo del surco y, que al ser este tipo de riego el más usado en la zona, el proceso erosivo es generalizado en los sistemas productivos. De acuerdo con los resultados obtenidos, se concluye que es imperativo realizar prácticas para mantener/recuperar la capacidad de infiltración natural de dichos suelos, e implementar prácticas de riego adecuadas con control de los escurrimientos erosivos.

Palabras clave: Caudal, granulometría, dinámica.

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Jujuy tiene una superficie total de 52400 km², de los cuales más del 60 % está ocupado por montañas, zonas áridas y semiáridas. La actividad agrícola con riego es de aproximadamente 120712 ha (en base a datos del INDEC periodo 2012), de estas, casi el 90 % se riega por gravedad. Se distribuyen: Puna 400 ha, Quebrada 3000 ha, Valles Templados 35000 ha y unas 80000 ha en Ledesma, San Pedro, Palma Sola, Santa Clara y Yuto.

En los Valles Templados y Ramal, se hace relevante la erosión hídrica asociada directamente al riego por gravedad que se utiliza en los cultivos de caña de azúcar (80000 ha), tabaco (22000 ha), producciones hortícolas (2000 ha) y citricultura.

Esta adquiere más relevancia a mayor pendiente del terreno, con suelos sueltos y laboreados y altos caudales de riego, esto coincide con los resultados obtenidos por Maasset *et al.* (1988), quienes determinaron que las mayores pérdidas de suelo, ocurren al iniciarse los ciclos de los cultivos (con suelos trabajados) y disminuyen hacia el final, y que la cantidad de nutrientes que se pierden, guardan relación con la concentración de estos en el suelo y la cantidad de suelo erosionado. En este sentido, Carter *et al.* (1985), cuantificaron la pérdida de suelos por escurrimiento del agua de riego y establecieron que los rendimientos disminuían considerablemente en las partes altas de los campos donde el suelo se erosionaba e incrementaban en las partes bajas, donde aumentaba el espesor de la capa superficial por la deposición de los sedimentos. La erosión es un proceso que actúa de manera selectiva, arrastrando las partículas más finas y reactivas del suelo (arcilla y materia orgánica), dejando las más gruesas, pesadas y menos reactivas (arena y limo). La erosión por riego es un proceso complejo y debido a que la mayoría de los surcos son lo suficientemente largos para crear las tres fases de erosión (desprendimiento, transporte y deposición). Es así que los efectos de la erosión no son uniformes a lo largo de los surcos, ya que el material que se irá depositando a lo largo de estos, dependerá del tamaño del material y de la capacidad de transporte de la corriente, es decir de su caudal. De esta manera los suelos se deterioran progresivamente alterando sus propiedades físicas, químicas y biológicas, Braun Wilkeet al.(2001) afectando así el potencial la productividad y sostenibilidad agrícola a lo largo del tiempo. El impacto del inadecuado manejo del riego, no es tan solo productivo fundamentado en la disminución de los rendimientos, sino que también se tiene como consecuencia una merma de los ingresos generados en los sistemas productivos Fernández et al (2012).



Objetivo General

Cuantificar el cambio granulométrico de las partículas primarias del suelo (arena, limo y arcilla) de manera porcentual, interrelacionando factores y deposición de partículas durante el ensayo de investigación.

Objetivos Particulares

- Determinar la distribución del material fino a lo largo del surco a través de los puntos de muestreo.
- Determinar a lo largo del ensayo, que riego causo más traslado y deposición de partículas de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Campo Experimental “Navea” de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNJu, en Severino, El Carmen, Jujuy. El suelo del estudio corresponde a la Serie Loma Atravesada (CFI, 1980 vol.III), presenta un relieve predominante suavemente ondulado y con pendientes entre 1% y 3%, drenaje Moderado. La característica principal de esta serie es la presencia de horizonte Argílico B fuertemente estructurado, promediando un espesor entre 35 y 50cm, con textura arcillosa a arcillo limosa lo que continua así en profundidad. El contenido de arcilla en el horizonte B_t oscila entre 50 y 60% y aún más. Puede presentar concreciones ferromangánicas y calcáreas, en el subsuelo, así como grietas de ancho y profundidad variable cuando los suelos dejan de estar húmedos. En general estos suelos son destinados a la agricultura bajo riego y secano, empleando secuencias de cultivos que incluyen tabaco, caña, etc.

Diseño experimental

En el lote de estudio se delimitaron dos parcelas de riego con un total de superficie de 1.250 m² (12,5 m x 100 m). Por medio de nivel, a lo largo de los surcos se midieron las pendientes, las cuales fueron 1, 2% N-S y 1, 57% O-E. De esa manera se obtuvo el perfil longitudinal y altimétrico de los surcos de riego.

La técnica que se aplicó al diseño del ensayo, es una técnica experimental (multifactorial) teniendo 2¹x3¹x3¹x4¹ = 72 tratamiento con combinaciones posibles, multiplicado x 5 réplicas, que hacen un total de 360 observaciones experimentales, el arreglo consiste en realizar todas las combinaciones, se tiene el factor caudal con dos niveles (Q1 y Q2), combinado con el factor textura (arcilla, limo y arena) con tres niveles x punto de observación (Cabecera, Medio y Pie) con tres niveles y el factor riego (1,2,3,4) con cuatro niveles. En los sectores definidos se tomaron muestras de suelo, para determinar la granulometría, mediante la técnica de (Bouyoucos).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación significativa para los factores tratamientos

Para encontrar las diferencias se realizaron estadísticamente todas las combinaciones posibles mediante un análisis de varianza y test de Tukey para aquellas combinaciones que mostraron un (p<0,05) mediante el programa Infostat.

Tabla1: Tabla de ANOVA (4- Factorial 2x3x3x4)

Análisis de la varianza

Variable N R² R² Aj CV
% Textural 360 0,95 0,94 6,37

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	23878,89	71	336,32	74,49	<0,0001
Textura	22269,96	2	11134,98	2466,07	<0,0001
Loc	0,01	2	2,8E-03	6,2E-04	0,9994
caudal	0,04	1	0,04	0,01	0,9210
riego	0,44	3	0,15	0,03	0,9920
Textura*Loc	640,18	4	160,04	35,45	<0,0001
Textura*caudal	54,29	2	27,14	6,01	0,0028
Textura*riego	658,36	6	109,73	24,30	<0,0001
Loc*caudal	0,01	2	2,8E-03	6,2E-04	0,9994
Loc*riego	0,57	6	0,10	0,02	>0,9999
caudal*riego	0,09	3	0,03	0,01	0,9993
Textura*Loc*caudal	18,71	4	4,68	1,04	0,3889
Textura*Loc*riego	90,98	12	7,58	1,68	0,0708
Textura*caudal*riego	13,84	6	2,31	0,51	0,7999
Loc*caudal*riego	1,46	6	0,24	0,05	0,9994
Textura*Loc*caudal*riego	129,96	12	10,83	2,40	0,0057
Error	1300,40	288	4,52		
Total	25179,29	359			



En el cuadro de análisis (Tabla N°1) aparecen causas de variaciones correspondientes a: Efecto principal que es el efecto de un solo factor: la Textura $<0,0001$, Se encontraron diferencias significativas debido a que la media porcentual tanto de arcilla, limo y arena difieren una contra otra, esta diferencia forma la clase textural del suelo de ensayo Fa, FaL. En las combinaciones entre factores (dobles) se encontraron diferencias para Textura*Loc ($<0,0001$) la distribución de las partículas, tiene que ver con las características de su peso y relacionada con la capacidad de transporte del agua. La arcilla se distribuye de manera creciente desde cabecera a pie de surco, el limo presenta una proporción parecida en cabecera y en el medio, mientras en el pie hay un aumento, con respecto a la arena se distribuye de manera decreciente desde cabecera a pie de surco; para la combinación Textura*caudal (0,0028) la diferencia significativa está en la arcilla y Textura*riego ($<0,0001$) la diferencia se debe a los diferentes riegos para arcilla y arena, en tanto que limo no presenta diferenciación y por último para combinación de todos los factores Textura*Loc*caudal*riego (0,0057) hay diferencias significativas a continuación se estudia e interpreta cada uno de las diferencias encontradas para esta combinación (cuádruple).

Tabla 2: Prueba de diferencias significativas test de Tukey entre los factores tratamientos para las combinación Textura*Loc*caudal*riego. Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p>0,05$).

Combinaciones	Textura	Riego	Posición	Repeticiones	Q1(1L/seg)	Q2(0,5L/seg)
1	a	1	C	5	33,00 A	34,40 A
2	a	1	M	5	34,40 A	34,80 A
3	a	1	p	5	37,40 A	37,60 A
4	a	2	C	5	33,20 A	34,40 A
5	a	2	M	5	34,20 A	36,40 B
6	a	2	P	5	37,80 A	37,80 A
7	a	3	C	5	29,00 A	30,80 A
8	a	3	M	5	32,20 A	33,20 A
9	a	3	P	5	36,00 B	33,60 A
10	a	4	C	5	35,00 A	35,00 A
11	a	4	M	5	35,00 A	37,20 A
12	a	4	p	5	38,20 A	41,00 A
13	L	1	C	5	44,40 A	43,80 A
14	L	1	M	5	42,60 A	43,60 A
15	L	1	P	5	40,60 A	40,60 A
16	L	2	C	5	41,40 A	41,80 A
17	L	2	M	5	43,40 A	40,60 A
18	L	2	P	5	39,4 A	41,00 A
19	L	3	C	5	43,40 A	42,00 A
20	L	3	M	5	42,00 A	44,00 A
21	L	3	P	5	40,60 A	41,00 A
22	L	4	C	5	41,60 A	41,60 A
23	L	4	M	5	44,20 A	42,60 A
24	L	4	P	5	40,20 A	41,40 A
25	are	1	C	5	22,40 A	21,80 A
26	are	1	M	5	23,00 A	21,80 A
27	are	1	P	5	22,20 A	21,40 A
28	are	2	C	5	25,80 A	23,80 A
29	are	2	M	5	22,40 A	23,00 A
30	are	2	P	5	23,00 A	21,60 A
31	are	3	C	5	27,80 A	27,60 A
32	are	3	M	5	26,00 B	22,60 A
33	are	3	P	5	23,60 A	25,00 A
34	are	4	C	5	23,40 A	23,00 A
35	are	4	M	5	20,80 A	20,00 A
36	are	4	P	5	21,20 A	18,00 A



En un análisis estadístico posterior para encontrar que combinaciones de factores Textura*Loc*caudal*riego (0,0057) causa esa diferencia significativa hallada en el análisis de varianza (Tabla1) se realizó un enfrentamiento entre el Q1 y Q2 analizados través del programa Infostat/L en él se compararon las diferencias de % textural para las 36 combinaciones posibles, con 5 repeticiones cada una (Tabla2). Los caudales que generaron diferencias estadísticamente significativas son, primero para la combinación arcilla x Posición Media x2Riego se encontró diferencias significativas en favor del tratamiento Q2 de (2,2%). Esto podría explicarse que las partículas más finas, al tener un caudal menor 0,5 L/seg, el materia fino se fue depositando en mayor medida en la parte media de los surcos, el movimiento de estar partículas son a través de suspensión, su cantidad y distancia está en función directa con el caudal en un riego por pendiente. En la segunda relación arcilla x 3Riegox pie de surco hay diferencias significativas estadística, pero son a favor del caudal Q1 de (2,4%) esto demuestra que, el material fino es trasportado progresivamente al final de los surcos y que estos son proporcionales al caudal utilizado y los riegos realizados. En tanto que para la combinación arena x3Riego x parte Media del surcose encontró diferencias significativas en favor del tratamiento Q1de (3,4%) a favor del mismo. Esto podría explicarse ya las partículas más gruesas, van quedando en la parte superior y van aumentando su proporción relativa, con un caudal mayor de un 1L/seg, se irá perdiendo mayor proporción arcilla y limo quedando depositado en mayor medida en la parte alta y medias las partículas de mayor peso específico como es la arena.Como lo que afirma Conti (2005) cuando asevera que en el caso de presentarse erosión hídrica, las primeras partículas en ser transportadas son las de arcilla, lo que ocasiona una disminución relativa de la arcilla en el suelo, con el consecuente aumento de las fracciones arena y limo (esta partícula es la segunda en ser transportada).

De esta manera aunque no se encontró más diferencias estadísticas, en las demás combinaciones que demuestren la relación directa que existe entre los caudales de los tratamientos utilizados (Q1 Y Q2) y la pérdida de material, si se puede relacionar, a través de los resultados su movimiento progresivo, con su capacidad de trasporte tanto por suspensión de mayor distancia como ocurre en arcilla y de arrastre o acumulación relativa de la arena en menor medida. Tanto la cantidad y distancia de los mismos guardan una relación directa con los caudales manteniendo constante los demás factores como tiempo de riego, pendiente, tipo y forma de surco.

Tabla 3 Y 4: Valores promedio de % de textural para arcilla, limo y arena para los cuatros riego, para diferentes sectores de muestreo (C: cabecera, parte alta; M: parte media, surco corto y P: Pie, parte baja) en los surcos de ensayo. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas para la combinaciones de los factores y sus niveles (p<0,05).

Tratamiento	Puntos de Observación	1Riego (1L/seg)	2 Riego (1L/seg)	3 Riego (1L/seg)	4 Riego (1L/seg)
Q1					
Arcilla	Cabecera	33,00 A	33,20 A	29,00 A	35,00 A
	Medio	34,40 A	34,20 A	32,20 B	35,00 A
	Pie	37,40 B	37,80 B	36,00 C	38,20 B
Limo	Cabecera	44,4 B	41,40 A	43,40 A	41,60 A
	Medio	42,60 AB	43,40 A	42,00 A	44,20 A
	pie	40,60 A	39,40 A	40,60 A	40,20 A
	Cabecera	22,40 A	25,80 A	27,80 A	23,40 A
Q2					
Arcilla	C	34,40 A	34,40A	30,80 A	35,00 A
	M	34,80 AB	36,40B	33,20 AB	37,20 AB
	P	37,60 B	37,80B	33,60 B	41,00 B
Limo	C	43,80 B	41,80A	42,00 AB	41,60 A
	M	43,60 B	40,60A	44,20 B	42,60 A
	P	40,60 A	41,00A	41,00 A	41,40 A
Arena	C	21,80 A	23,80A	27,60 B	23,00 B
	M	21,80 A	23,00A	22,60 A	20,00 AB
	P	21,40 A	21,60A	25,00 AB	18,00 A

Fuente: Elaboración propia en base a resultados obtenidos atreves de Infostat[Versión: 02/03/2018



Evaluación de la dinámica de las partículas dentro de cada parcela

Para Evaluar la dinámica del movimiento de partículas dentro de cada parcela se construyeron dos tablas donde se comparan por separado el factor caudal Q1(1 L/seg) y Q2(0,5 L/seg) con la interacción de los factores tipo de textura x N° de riego a lo largo del surco, en base a datos obtenidos por el programa infostat /L (Tabla 3 y 4). En primer lugar se pudo determinar una sectorización en el terreno, en cabecera hay una pérdida progresiva de arcilla y una acumulación de materiales más gruesos como es la arena, el limo también acompaña a la arcilla en la pérdida pero su movimiento a lo largo del surco se resume en una pérdida en cabezal y una acumulación en mayor medida en la parte media y baja sus diferencias significativas se muestran en la (Tabla 3 y 4). En los tres puntos de observación después de cada riego, sí hubo una diferencia significativa para la arcilla ($p < 0,05$) % demostrando su mayor dinámica (producto del transporte y deposición), y al contrario la arena presenta una distribución homogénea sin diferencias significativas ($p < 0,05$), mientras que el limo solo presenta diferencias significativas a lo largo del surco en los primeros riegos.

En resumen los puntos a lo largo del surco se observó que existen variaciones bien marcadas y cuantificadas, encontrándose 3 ramas principales, la cabecera de surco de arrastre mayoritariamente de arcilla y limo, la parte media de surco de deposición y pérdida de material y la tercera de deposición mostrando una relación directa entre la velocidad de flujo que ocasiona el uso de caudales erosivos acompañado con la pendiente del terreno. Esto responde a que las descargas de partículas a lo largo del surco durante el riego se van incrementando tanto en cantidad y distancia, a mayor tiempo de riego, contrario a lo dinámica de erosión producida por lluvia que mientras más transcurre el tiempo, menor es su impacto. Se debe destacar que la única variable diferente es el caudal, mientras que tanto el largo, profundidad y el ancho del surco son las mismas durante todo el ensayo, además de una pendiente constante que no superar el 2% en todo el trazado del mismo (Figura 1). Esto es coincidente con diversos autores que relacionan la pérdida de material fino en las partes altas de riego y deposición en las partes bajas Trout (1996), quien dice que las mayores tasas de erosión se producen en las cabeceras de los surcos y que parte de los sedimentos transportados se depositan en sectores cercanos al final de estos, en este caso es evidente el arrastre de partículas finas de suelo.

CONCLUSIONES

- El objetivo primario de este trabajo es tener o generar mediante el ensayo de riego por gravedad, un indicador clave en la distinción potencial erosivo en base a los caudales utilizados. Los caudales utilizados Q1 Y Q2, mostraron capacidad erosiva, diferente la cual se expresa a través de la diferencia significativa para el material más lábil que es arcilla para el porcentaje textural (%), pudo discriminarse que combinación de los diferentes factores estuvieron presentes. Estos caudales 1 L/seg y 0,5 L/seg utilizados durante el ensayo, pueden corresponderse a los utilizados en riegos que se practican en la zona de los valles, donde el terreno, la pendiente y el tiempo de riego no difieren significativamente.
- El objetivo secundario fue conocer la dinámica textural tanto cualitativa y cuantitativa en la capa más superficial expuesta al riego y generada por estos caudales, lo que se expresó de manera significativa a través de una sectorización lo que respecta al material transportado por suspensión los sectores a pie de surcos recibieron más arcilla, mientras que el material más pesado limo y arena se encontraron en la parte alta de los mismo, su concentración dependió mayoritariamente al movimiento de arrastre y su concentración relativa. Producto de este movimiento y deposición de material, la clase textural en los 5 cm de profundidad en el terreno se divide en dos partes franco arcillosa en la parte alta y media y franco arcillo-limosa a arcillo-limosa en la parte baja, mostrando una relación directa entre el caudal y su capacidad de transportar el materia fino y como su dinámica puede cambiar en poco tiempo propiedades físicas importantes con el cambio en el porcentaje relativo de arcilla, limo y arena.
- Podremos entonces puntualizar que la dinámica del horizonte más superficial esta sectorizado en un sistema de producción en el cual se realiza riego por gravedad. El arrastre del material es selectivo, y en cantidades, tales que podría expresarse en base a su caudal como factor principal. La capa superior que se lleva el agua, no tan solo contamina, y modifica las propiedades directamente relacionados con la infiltración, absorción y retención, además no debemos olvidar que en la misma está incluida en la pérdida de Mo, la cual está unida al material más fino y reactivo que es la arcilla, es decir no solo estamos perdiendo su capacidad o modificándola, si no estamos perdiendo la mo, principal segmentante de la estabilidad estructural del suelo y fuente de nutrientes.
- En la actualidad la importancia de la erosión hídrica en la zona de los valles templados según estudios realizados en la provincia, es de clasificación (leve), pero su extensión sumada, a un intenso laboreo y riego por gravedad, en los cultivos de tabaco, hortalizas, seguido por la caña de azúcar es la que más capa superficial del suelo moviliza y se pierde al año, degradando progresivamente su fertilidad y estructura producto de este cambio.



BIBLIOGRAFÍA

- Arzeno, J.L. 2008. Ecorregión Norandina: Descripción, subregiones, agroecosistemas, sistemas productivos y cartografía regional. Editores: Bianchi, Alberto y Gonzalo Bravo. Ed. INTA. Salta.
- Braun Wilke, R. H., Santos, E. E., Picchetti, L. P. E., Larrán M. T., Guzmán, G. F. Colarich C. R. & C. A. Casoli. 2001. Carta de Aptitud Ambiental de la Provincia de Jujuy. Escala 1:250.000. Departamento de Suelos y Ecología. Facultad de Ciencias Agrarias. UNJu. Jujuy.
- Braun Wilke, R.H.2000. Carta de Amplitud ambiental de la provincia de Jujuy. Colección: Arte y Ciencia. Red de Editoriales Universitarias Nacionales. Jujuy Argentina 120p
- Buitrago, G.L.2002. El clima de la provincia de Jujuy. Ed. Unju. Jujuy. Argentina 87p.
- Carter, D.L.; Berg, R.D. & D.J. Sanders. 1985. The effect of furrow irrigation erosion on crop productivity. Soil Science Society of America Journal. Volume 49, Págs: 207-211. Estados Unidos.
- Consejo Federal de Inversiones-Provincia de Jujuy 1980.Relevamiento semidetallado, de suelos con fines de riego, área de influencia del dique Las Maderas y el Rio Grande Vol.III
- Conti, M. 2005. Principios de Edafología con énfasis en suelos argentinos. Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires.
- Fernández, G., Diez Yarade L., Torres, C. & Graciela Zankar. 2012. Eficiencia de riego por surco en sistemas florihortícolas de los Valles Templados de Jujuy. XXIII Congreso Argentino y XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Organizado por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, del 16 al 20 de abril de 2012, en Mar del Plata – Buenos Aires.
- Maass, J. M., Jordan, C. F. & J. Sarukan. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. Journal of Applied Ecology, Volumen 25, N° 2, págs 595-607.
- Nadir A. - Chafatinos T., 1990" Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy)
- Panigatti, J.L. 2016. Aspectos de la erosión de los suelos en Argentina II. Ed. AACS. Buenos Aires. 108 pp
- Quinteros, Hugo Osvaldo 1997 Diseño Experimental 1Edicion
- <http://www.fao.org/>
- <http://www.suelos.org.ar/sitio/>
- <http://www.iuss.org/>
- <http://slcs.org.mx/index.php/es/>

<http://www.dipec.jujuy.gov.ar/>