COMISIÓN 4

Manejo y conservación de suelos y aguas. Riego y drenaje

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

C4P1. BALANCE DE NUTRIENTES EN LA PRODUCCIÓN HORTÍCOLA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES
Abbona, Esteban; Presutti, Miriam y Sarandón, Santiago.

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

C4P3. EVALUACION DE TIERRA APOYADA EN EL SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA DE SANTIAGO DEL ESTERO.
Angueira, Cristina; Prieto, Daniel; López, Juana; Barraza, Gabriela; Cruzate, Gustavo; Zader, Pablo; Arias, Mariangel; Ponce, Patricia; Galván, Lucrecia; Infante, Claudia; Roldan, José; Rufail, Juan; Angriman, Guillermo; Ledesma, Jorge; Juárez, Mario; Zamora, Eduardo; Jacobssen, Mónica; Sacundo, Viviana; Torres, Leticia; Castillejo González, Isabel; Olmedo, Guillermo; Sanchez de la Orden, Manuel; Sayago, José Manuel; Vargas Gil, José R.; Martín, Raúl; Basán Nickisch, Mario y Andriessen, Methol.

C4P4. HIDROLOGÍA Y EROSIÓN HÍDRICA EN ZONAS ÁRIDAS EVALUADAS PARA UN PAISAJE DE PATAGONIA NORTE.
Aramayo, Valeria; Cremona, Victoria y Nosetto, Marcelo.

C4P5. USO DE UN DISPOSITIVO SENCILLO PARA RECOLECTAR MUESTRAS DE SEDIMENTOS INTEGRADAS EN EL TIEMPO.
Ares, María G.; Mozo, Joaquín; González Castelain José; Chagas, Celio y Varni, Marcelo.

C4P6. ESTRUCTURA SUPERFICIAL EN UN HAPLUSTOL BAJO SIEMBRA DIRECTA Y ROTACIÓN DE CULTIVOS.
Aoki, Antonio M.; Alvarez, Carolina; Giubergia, Juan P.; Ateca, María R. y Apezteguía, Hernán P.

C4P7. VARIACIÓN EN EL CONTENIDO DE C Y N POR INTRODUCCIÓN DE LEUCAENA LEUCOCEPHALA EN SISTEMAS PASTORILES.
Banegas, Natalia; Viruel, Emilce; Corbella, Roberto; Plasencia, Adriana; y Radrizzani, Alejandro.

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

C4P9. PROPIEDADES EDÁFICAS Y RENDIMIENTO EN UNA PASTURA LUEGO DE DIEZ AÑOS DE AGRICULTURA CONTINUA.
Barrios, Mónica. B.; Ana, C. Sokolowski; María, C. Gagey; Hernán, A. Rodríguez; Javier, De Grazia; Silvina, P. Debelis; Ángel D. Blasón; Luciano, Benavides; María, S. Gilardino; José, E. Wolski; Ileana, R. Paladino y Alfonso Buján.

C4P10. CONSERVACIÓN DE TIERRAS EN ENTRE RÍOS: PERCEPCIÓN SOBRE LIMITANTES Y PROPUESTAS DE ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS.
Beghetto Stella M.; Wilson, Marcelo G.; Benetti, Pablo L.; Seehaus, Mariela S.; Van Opstal, Natalia V.; Gabioud, Emmanuel A.; Rubio, Fernanda; Cadudal, Marie; Galizzi, Flavio y Sasal, María Carolina.

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

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

C4P13. MODELIZACIÓN DE LA TASA DE CICLADO DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL PERFIL DEL SUELO.
Berhongaray, Gonzalo y Alvarez, Roberto.

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

C4P15. SENSIBILIDAD DEL NITRÓGENO ANAERÓBICO EN DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA.
Borisov, Julián A.; Ron, María de las M.; Martínez, Juan M.; Manso, Marina L. y Forján, Horacio J.

C4P16. TRIGO CONTINUO EN UN AMBIENTE SEMIARIDO: EFECTO DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABRANZA.
Bouza, Mariana.E; De Lucia, Martín.P; Alzorriz, Alejandro; Cirolini, Enrique; Echeverría, Nora.E y Silenzi, Juan C.

C4P17. MATERIA ORGÁNICA, POTASIO Y FÓSFORO EN LA PLANICIE MEDANOSA DEL SUR DE CÓRDOBA.
Bozzer, Catalina; Cisneros, José M. y Giayetto, Oscar.

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

C4P19. DRENAJE SUBSUPERFICIAL EN UN ARGIUDOL ÁCUICO DE LA REGIÓN CENTRAL DE SANTA FE.
Camussi, Germán.F.; Marano, Roberto.P. y Ghiberto, Pablo.

C4P20. MODIFICACIONES EN EL PAISAJE RIBEREÑO DE LOS RIOS SAN FRANCISCO Y EL ABRA EN EL PERIODO 2016-2017.
Carreras Baldrés, Javier I.; Fandos, Carmina; Soria, Federico y Scandaliaris, Pablo.

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

C4P22. EFECTO DEL USO DE LAS TIERRAS SOBRE LA CRIPTOFAUNA EN LA DESCOMPOSICIÓN DE RASTROJOS.
Cassani, M. Tomás; Sabatte, M. Leticia; Perez, Silvia P.; Irigoin, Julieta; Sfeir, Alberto J. y Massobrio, Marcelo J.

C4P23. ESTIMACIÓN DE LA EXTRACCIÓN POTENCIAL PARA EL USO SOSTENIBLE DEL RASTROJO DE LA CAÑA DE AZÚCAR.
Chalco Vera, Jorge E.; Portocarrero, Rocio 1 ; Fernandez de Ullivarri, Enrique y Acreche, Martín M.

C4P24. MODELACIÓN 2D DE INUNDACIONES EN AREAS BAJAS CON MDT DERIVADOS DE DRONES Y ASISTIDA POR IMÁGENES SENTINEL-1.
Chavarro Rincón, Diana; Parodi, Gabriel; Damiano, Francisco y Castellano Santiago.

C4P25. ESTABLECIMIENTO DE SISTEMAS AGROSILVOPASTORILES SOSTENIBLES A PARTIR DE SUELOS DEGRADADOS EN EL CARIBE SECO COLOMBIANO.
Chavez, Luis Fernado; Mendoza, Kenica; Daryuby Ospina, Sonia; Rosa Caballero, Adelina; Lombo, Darwin Fabian.

C4P26. APORTE Y DESCOMPOSICIÓN DE BIOMASA DE UN CULTIVO DE COBERTURA EN UN HAPLUDOL TÍPICO DE CÓRDOBA.
Cholaky, Carmen; Bongiovanni, Marcos; Cabrera, Soledad; Mattalia, Laura; Celli, Lucrecia, Marzari, Rosana; Gorjon, Juan; Parra Baltazar, Ganum, María J. y Corigliano José.

C4P27. ANEGAMIENTO EN EL ESTE DE CORDOBA. ANALISIS HISTORICO, MODELACION EMPÍRICA Y PERSPECTIVAS DE CORTO PLAZO.
Cisneros, José Manuel, Degioanni, Américo José y Cantero Gutiérrez, Alberto.

C4P28. COMPONENTES AGROPECUARIO E HIDRULICO DEL PLAN BASICO CONSORCIO DE CONSERVACION DE SUELOS GENERAL DEHEZA (CORDOBA).
Cisneros José M.; Gonzalez Jorge; Corigliano José; Cholaky Carmen G y Cabrera Soledad.

C4P29. CONTROL DE LA EROSIÓN EÓLICA POR CULTIVOS DE COBERTURA LUEGO DE MANÍ EN EL SUDOESTE DE CÓRDOBA.
Colazo, Juan C.; Genero, Marcela I. ; Montesano, Alberto ; Álvarez, Cristián ; Vicondo, Manuel ; Haro, Ricardo ; Veliz, Luciano ; Cisneros, José y Basla, Wescelao.

C4P30. CALIDAD DE SUELO EN UN ROLADO RESPECTO AL BOSQUE NATIVO EN EL CHACO ÁRIDO SANLUISEÑO.
Colazo, Juan C.; de Dios Herrero, Juan M. ; Murray, Francisco ; Celdrán Diego y Dupuy Javier.

C4P31. ESTUDIO DE LA DENSIFICACIÓN EDAFICA EN LOTES CON CAÑA DE AZÚCAR.
Corbella , Roberto D ., Tonatto, M. Javier, Courel, Gerónimo F., Plasencia, Adriana M., Hernández, Emiliano, Apud, Matías y García, José R.

C4P32. EFICIENCIA DE DESCOMPACTADORES EN SUELOS CAÑEROS Y SU INFLUENCIA EN EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO.
Corbella, Roberto D ., Tonatto , M. Javier, Courel , Gerónimo F., Plasencia , Adriana M., Apud, Matías, Hernández , Emiliano y García, José R.

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

C4P34. MANEJO CULTURAL EN CAÑA DE AZUCAR, SU EFECTO EN DENSIDAD APARENTE Y RENDIMIENTO.
Courel, Gerónimo F.; Corbella Roberto D.; Banegas, Natalia; y Plascencia Adriana.

C4P35. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES EN EL SUDESTE BONAERENSE. I: ACUMULACIÓN DE AGUA PARA MAÍZ.
Crespo, Cecilia; Dominguez, Germán F.; Studdert, Guillermo A. y Diez, Santiago N.

C4P36. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES. II: EFECTOS EN LA DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO Y SOBRE EL RENDIMIENTO DE MAÍZ.
Crespo, Cecilia; Dominguez, Germán F.; Studdert, Guillermo A. y Diez, Santiago N.

C4P37. ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELOS BAJO DIFERENTES MANEJOS.
Dalurzo, Humberto C., Paredes, Federico A., Simón, Carlos, y Guzowski, Micaela I.

C4P38. ENRIQUECIMIENTO DE NITRÓGENO, FÓSFORO Y CARBONO EN LOS SEDIMENTOS GENERADOS EN UNA CUENCA DE LA PAMPA ONDULADA.
Darder, M. Liliana; Castiglioni, Mario G.; Sasal, M. Carolina y Andriulo, Adrián E.

C4P39. PRODUCCION DE VERDEOS ESTIVALES EN AMBIENTES CONTRASTANTES DEL SUDOESTE BONAERENSE.
De Lucia, Martín P; Bouza, Mariana E; Silenzi Juan C y Echeverría Nora E.

C4P40. DISTRIBUCIÓN DEL FACTOR LS MEDIANTE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA EN EL PEDEMONTE TUCUMANO.
Delgado, Jorge A.; Caldez, Luciana B. y Ceballos, Ricardo B.

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

C4P42. EVALUACIÓN DE CARBONILLA PARA REUTILIZACIÓN COMO SUSTRATO.
Dorneles, Mónica E.; Heyde, Walter; Ferrari Usandizaga, Silvana C. y Fernández López, Carolina.

C4P43. RELACIÓN ENTRE LA PRECIPITACIÓN Y VARIABLES EDÁFICAS Y BIOLÓGICAS DE HUMEDALES DE LA PATAGONIA ÁRIDA Y SEMIÁRIDA.
Enriquez, Andrea Soledad y Cremona, María Victoria.

C4P44. EFECTOS DE CLAUSURAS ESTIVALES SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO EN CAMPOS COMUNALES DEL CHACO SANTIAGUEÑO.
Facio, Facundo. ; Fernandez, Patricia.L.; Brasiolo, Miguel. M. ; Cotroneo, Santiago. M. y Jacobo, Elizabeth.J.

C4P45. REINSERCIÓN DE CULTIVOS SOBRE SUELOS CON DRENAJE DEFICIENTE DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO LUJÁN.
Faita, Elida C.; Bianchi, Daniel A.; Boyadjian, Alberto; Ros, Miguel A. y Reche, Marcos.

C4P46. LA URBANIZACION DE LAS TIERRAS CITRICO LAS EN EL DEPARTAMENTO TAFI VIEJO DE LA PROVINCIA DE TUCUMAN.
Fandos, Carmina; Soria, Federico J.; Scandaliaris, Pablo y Carreras Baldrés, Javier I.

C4P47. ESTUDIOS PRELIMINARES DE DIFERENTES FORMAS DE CARBONO EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR EN TUCUMAN.
Fernandez de Ullivarri, Juan; Corbella, Roberto D; Plasencia, Adriana; Medina, Mercedes; Criado, Atina y Digonzelli, Patricia A.

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

C4P49. CANTIDAD Y DISTRIBUCION DE RAICES EN PASTURAS PERENNES.
Fernández Romina, Frasier Ileana, Scherger Eric, Uhaldegaray Mauricio , Oderiz Juan, Gómez Florencia y Quiroga Alberto.

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

C4P51. BALANCE DE CARBONO DEL SUELO EN UNA SECUENCIAS DE CULTIVOS TRIGO/SOJA 2 da Y COLZA/SOJA 2 da.
Ferro Daniel, A; Pellegrini, Andrea E.; Chamorro, Adriana M.; Bezus, Rodolfo y Golik, Silvina I.

C4P52. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN Y CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE PROPIEDADES BIOLÓGICAS DEL SUELO.
Fontana, Marianela B.; Novelli, Leonardo E.; Sterren, María A.; Uhrich, Walter G.; Benintende, Silvia M. y Barbagelata, Pedro A.

C4P53. CULTIVOS DE COBERTURA: UNA MIRADA HACIA LOS POLICULTIVOS.
Frasier, Ileana; Gómez, María F.; Álvarez, Cristian; Barraco, Mirian ; Raspo, Sandro M. ; Aria, María T.; Scherger, Eric; Adema Bernal, María I.; Rampo Mauro; Elke Noellemeyer y Quiroga, Alberto.

C4P54. CRITERIOS PARA ESTIMAR LA PROFUNDIDAD DE NAPA EN SUELOS HÍDRICOS UN ESTUDIO DE CASO EN NORPATAGONIA, ARGENTINA.
Frugoni, María Cristina y Falbo, Gabriel.

C4P55. REGENERACIÓN DE LA ESTRUCTURA EDÁFICA POR EFECTO DEL AGREGADO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS E INORGÁNICAS.
Gabioud, Emmanuel Adrián.; Sasal, María Carolina.; Wilson, Marcelo Germán.; Seehaus, Mariela. y Raggi, Sebastián.

C4P56. EFECTO DE APLICACIONES DE CAMA DE POLLO Y YESO SOBRE LA INFILTRACIÓN EN ARGIUDOLES BAJO SIEMBRA DIRECTA.
Gabioud, Emmanuel A.; Wilson, Marcelo G.; Sasal, María Carolina; Chagas, Celio I.; Van Opstal, Natalia V. y Barón, Hernán J.

C4P57. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS COMO INDICADOR DE LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS.
García, Gisela.V.; Studdert, Guillermo.A.; San Martino, Silvina.; Wyngaard, Nicolás. ; Reussi Calvo, Nahuel I. y Covacevich, Fernanda.

C4P58. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN MACROAGREGADOS COMO INDICADOR DE SALUD EDÁFICA.
García, Gisela.V.; Studdert, Guillermo.A.; San Martino, Silvina.; Wyngaard, Nicolás. ; Reussi Calvo, Nahuel I. y Covacevich, Fernanda.

C4P59. TRATAMIENTO DE AGUA BICARBONATADA SODICA UTILIZADA PARA RIEGO SOBRE UN SUELO DEL SUDOESTE BONAERENSE.
García, Ramiro. J; Suñer, Liliana.; Goñi, Leandro; Sarti, Martin y Laurent, Gabriela.

C4P60. LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE SERVICIO PARA USO FORRAJERO ¿AFECTA EL CARBONO DE SUELO?
Girard, Rodrigo; Eclesia, Roxana P.; Ojeda, Jonathan J.; Piñeiro, Gervasio y Caviglia, Octavio.

C4P61 VARIACIONES DE SUPERFICIE Y TIEMPO DE PASTOREO SOBRE LA ALTURA DEL PASTO, HUMEDAD Y COMPACTACIÓN DEL SUELO.
González Cáceres, Eugenio.; Rasche Álvarez, Jimmy W.; Duarte Monzón, Alder D.; Quiñonez Vera, Laura R.; Bonnin Acosta, Juan J.; Alonzo Griffith, Luis A. y Enciso Santacruz, Derlis.

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

C4P63. OBSERVACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HÍDRICO DE UN SUELO DESCOMPACTADO MEDIANTE TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA.
Grosso, Javier A.; Weinzettel, Pablo; Ressia, Juan M.; Bongiorno, Carlos V. y Dietrich, Sebastián.

C4P64. DINÁMICA HÍDRICA EN UN SUELO BAJO DESCOMPACTACIÓN MECÁNICA. RESPUESTA EN RENDIMIENTO Y CALIDAD DEL CULTIVO DE TRIGO.
Grosso, Javier A.; Ressia, Juan M.; Bongiorno, Carlos V.; Weinzettel, Pablo; Mendivil, Gustavo; Lázaro, Laura y de Pablo, Cristina.

C4P65. VARIACIÓN CRONOLÓGICA DE LA SOSTENIBILIDAD EDÁFICA EN SISTEMA SOJA-MAÍZ-TRIGO EN SIEMBRA DIRECTA. TUCUMÁN, ARGENTINA.
Guillén, Silvia C.; Corbella, Roberto D.; Vidal, Pedro J.; Grancelli, Stella M.; Canelada Lozzia, María.I.; Juri, Susana y Arraiza, María P.

C4P66. APROXIMACIÓN AL USO DE LA HERRAMIENTA: SOIL–LANDSCAPE ESTIMATION AND EVALUATION PROGRAM.
Havrylenko, Sofía; Espindola, Aime y Damiano, Francisco.

C4P67. ESTIMACIÓN DEL PUNTO DE MARCHITEZ PERMANETE EN SUELOS DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS.
Hernandez, Juan P.; Díaz, Eduardo L. y Cerana, Jorge.

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

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

C4P70. CALIDAD Y CANTIDAD DE SUSTANCIAS HUMICAS BAJO USOS CONTRASTANTES. RELACION CON CATIONES MULTIVALENTES.
Kloster, Nanci; Fernández, Romina, Puccia, Virginia y Avena, Marcelo.

C4P71. ESTUDIO A ESCALA DE SITIO SOBRE IMPACTO DE LA SIEMBRA DIRECTA EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO.
Koritko, Lucas; Suarez, Ariel; Anriquez, Analia; Silberman, Juan y Albanesi, Ada.

C4P72. PROFUNDIDAD EFECTIVA DEL SUELO Y RENDIMIENTOS DE TRIGO EN EL SUDOESTE BONAERENSE.
Krüger, Hugo R.; Frolla, Franco D y Zilio, Josefina P.

C4P73. VALORACIÓN ECONÓMICA DELA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN LAS VÍAS DE SACA DE COSECHA FORESTAL.
Larocca, Federico; Dalla Tea Fernando, Neifert, Miguel y Luna Ayrton.

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

C4P75. METODOLOGIA DE ANALISIS EXPEDITIVO DE LA EROSION HÍDRICA EN LOS VALLES Y BOLSONES DEL NORTE ARGENTINO.
Maggi, Alejandro E.; Introcaso, Rafael M.; Bargiela, Martha y Bosio, Matías.

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

C4P77. SUSCEPTIBILIDAD A LA EROSIÓN DE SISTEMAS SILVOPASTORILES DE CHACO.
Mansilla, Natalia P.; Rojas Julieta M.; Goytía, Silvia Y. y Quiróz, Norma.

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

C4P79. USO DE INDICADORES FUNCIONALES PARA EVALUAR SUELOS EN AMBIENTES URBANOS Y PERIURBANOS.
Marelli, Silvia E.; Lorenz, Guido; Izzo, Marta E. y Martín, María F.

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

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

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

C4P83. ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE RESIDUOS VEGETALES EN SISTEMAS AGROPECUARIOS DE LA LLANURA DEPRIMIDA SALINA DE TUCUMÁN.
Maza, Marianela; Viruel, Emilce y Banegas, Natalia R.

C4P84. CAMBIO DE USO DE SUELO: ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE INDICADORES BIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS.
Maza, Marianela; Viruel, Emilce y Banegas, Natalia R.

C4P85. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO MOLISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES.
Melgares, Emanuel; Wingeyer, Ana B.; Ozust, José D.; Eclesia, Roxana P.; Ocaranza Bianca.

C4P86. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO MOLISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA.
Melgares, Emanuel; Ocaranza, Bianca; Ozust, José D.; Wingeyer, Ana B. y Gabioud, E.

C4P87. LA DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS ACOPLA LOS CICLOS DE LOS ELEMENTOS MAYORES DEL SUELO.
Milesi Delaye, Luis Antonio; Andriulo, Adrián Enrique; Wilson, Marcelo Germán y Ferraro, Diego Omar.

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

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

C4P90. SIMULACIÓN CON AQUACROP DEL CONSUMO HÍDRICO DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS CON INFLUENCIA DE NAPA.
Morla, Federico D.; Giayetto, Oscar; Cerioni, Guillermo A. y Cisneros, José M.

C4P91. HACIA EL MANEJO ESPACIAL DE LA FERTILIDAD DE SUELOS EN LA REGIÓN PAMPEANA.
Navarro, Martín; Díaz, Eduardo y Díaz-Zorita, Martin.

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

C4P93. DIFERENTES ESTRATEGIAS DE BARBECHO EN CULTIVOS EXTENSIVOS: EFECTO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO.
Novillo, Bárbara V.; Voisin, Axel; Pellegrini, Andrea E.; Chamorro, Adriana M.; Bezus, Rodolfo; Machetti, Natalia y Golik, Silvina I.

C4P94. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO VERTISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES.
Ocaranza, Bianca V.; Wingeyer, Ana B.; Melgares, Emanuel Eclesia, Roxana P. y Osuzt, José D.

C4P95. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO VERTISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA.
Ocaranza, Bianca V.; Melgares, Emanuel; Wingeyer, Ana B.; Osuzt, José D.; Gabioud, Emmanuel.

C4P96. DESEMPEÑO ESTACIONAL DEL RIEGO GRAVITACIONAL A NIVEL PREDIAL. CHILECITO, LA RIOJA.
Ochova, Iván M.; Meleh, Juan J. y Figuerola, Patricia.

C4P97. COEFICIENTES DE ESCURRIMIENTO EN 10 CAMPAÑAS AGRICOLAS PARA DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA.
Oszust, José D.; Wilson, Marcelo G.; Gabioud, Emmanuel A. y Sasal, María Carolina.

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

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

C4P100. EFECTO DE CULTIVOS DE COBERTURA, FERTILIZACIÓN Y DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA.
Parra, Baltazar J.; Cholaky, Carmen; Bongiovanni, Marcos D.; Cabrera, Soledad; Mattalia, Laura; Celli, Lucrecia, Marzari, Rosana; Gorjon, Juan, Ganum Gorriz, María J. y Maseda Edgar.

C4P101. EMISION DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTABLE EN UN HAPLUSTOL ÉNTICO DEL SUR DE LA REGION SEMIARIDA.
Pasetti, Melisa S.; Bouza, Mariana E.; De Lucia, Martin P., Silenzi Juan C y Echeverría Nora E.

C4P102. EFECTO DEL MANEJO DE LA ESTEPA DE HALÓFITAS SOBRE NATRACUALFES.
Pellegrini Andrea E.; Bossio, María E.; Bolaños Víctor y Vecchio, María C.

C4P103. PRODUCTIVIDAD Y EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS AGRONÓMICOS: EXPERIMENTACIÓN DE LARGO PLAZO EN CAMPOS DE PRODUCTORES.
Peper, Alberto M.; Blanco, M. Eugenia; Biganzoli, Fernando; Davidovich, Mauricio y Poggio, Santiago L.

C4P104. CONTRIBUCIÓN DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA AL BIODRENAJE EN EL OESTE BUENOS AIRES.
Pereyro, Alvaro; Quiroga, Alberto; Álvarez, Cristian; Ferro, Malena; Macchiavello, Alejandra y Varillas, Graciela.

C4P105. OBSERVATORIO DE SUELOS: UTILIDAD DEL MODELO DE SIMULACIÓN“FITOSIM”.
Pilatti, Miguel A.;Vergara, Juan M.; Quaino, Gabriel y Orellana, Jorge A. de .

C4P106. CULTIVOS DE SERVICIOS: ¿CÓMO AFECTAN LA DINÁMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO?.
Pinto, Priscila; Sawchik, Jorge; Terra, José; Ayala, Walter; Silva, Leonardo; Barrios, Ethel y Gervasio Piñeiro.

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

C4P108. MODIFICACIONES EN LA CALIDAD DEL SUELO EN PRODUCCIONES DE FRAMBUESA BAJO DIFERENTES MANEJOS.
Prack McCormick, Bárbara P.; Rodríguez, Hernán A.; El Mujtar, Verónica A.; Cardozo, Andrea; Gagey, María C. y Tittonell, Pablo A.

C4P109. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: I. BIOMASA, EVAPOTRANSPIRACIÓN Y EFICIENCIA DE USO DEL AGUA.
Prieto Angueira, Salvador; Berton, M. Clara y Ventura, Javier.

C4P110. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: II. DINÁMICA DEL AGUA Y COSTO HÍDRICO.
Prieto Angueira, Salvador; Berton, M. Clara y Ventura, Javier.

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

C4P112. REDISEÑO Y ADECUACIÓN DE CUENCAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.
Ramirez, Roxana G.; Wilson, Marcelo G.; Gabioud, Emmanuel A.; Oszust, José D.; Sasal, María Carolina; Cerana, Jorge A.; Marizza, Marta S. y Silvana M. Sione.

C4P113. EVALUACIÓN DE ESPECIES DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS POST ANEGAMIENTO.
Rampo, Mauro; Barraco, Mirian; Girón, Paula; Miranda, Walter y Lobos, Martín.

C4P114. FERTILIZACION NITROGENADA EN EL CENTENO (Secale cereale) UTILIZADO COMO CULTIVO DE COBERTURA.
Raposo Juan, Fernandez Romina y Quiroga Alberto.

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

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

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

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

C4P119. CARBONO EXTRAÍBLE EN AGUA CALIENTE ¿UN MEJOR INDICADOR DE RUTINA PARA EVALUAR LA SALUD EDÁFICA?.
Rodriguez, Silvia; Studdert, Guillermo A.; Baeza, María C.; Domínguez, Germán, F. y García, Gisela V.

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

C4P121. RELACIÓN ENTRE EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO DE MAÍZ Y LA DISMINUCIÓN DEL HORIZONTE A.
Rougier, Marco; Gvozdenovich, Jorge y Saluzzio, Mariano.

C4P122. USO EFICIENTE DEL AGUA MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS MIXTOS DEL SUDOESTE BONAERENSE.
Sá Pereira Eduardo de; Kleine, Cristian; Rodríguez , Carlos; Fernández , Belén y Flolla , F.

C4P123. CAMBIOS EN PROPIEDADES FÍSICO-HÍDRICA DE SUELOS PERTENECIENTES A UNA MICROCUENCA AGRICOLA DE LA REGION SUDOESTE BONAERENSE.
Sá Pereira Eduardo de; Arroquy Gonzalo; Quiroga Alberto; Álvarez Cristian , Fernández Romina; Galantini Juan y Gentili Jorge.

C4P124. INFILTRACIÓN CON Y SIN COBERTURA EN UN ARGIUDOL TÍPICO BAJO SIEMBRA DIRECTA.
Sainz, Daiana; Eiza, Maximiliano; Carfagno, Patricia; Behrends Kraemer, Filipe y Chagas, Celio.

C4P125. CONSUMO Y EFICIENCIA EN EL USO DEL AGUA EN SECUENCIAS AGRÍCOLAS CON DISTINTO GRADO DE INTENSIFICACIÓN.
Sanmarti Nicolás; Bacigaluppo Silvina y Salvagiotti Fernando.

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

C4P127. SECUENCIAS DE CULTIVOS EN UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO: SU EFECTO SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS.
Savino, Patricio; Azpiroz Toubes, Francisco J.; Azar, Emilio A.; Gomez, Nestor A. y Castiglioni, Mario G.

C4P128. EL DESAFÍO DE ENCONTRAR INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS (ICS) PARA AGRICULTURA FAMILIAR.
Schahovskoy, Nara C., Rojas, Julieta M. y Toledo, Diana M.

C4P129. MODELADO DE LA DINÁMICA DEL AGUA EN PASTIZALES Y PASTURAS EN SUELOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA.
Sirimarco, Ximena; Laterra, Pedro; Villarino, Sebastián H. y Puricelli, Marino.

C4P130. RELACIÓN ENTRE PROPIEDADES DEL SUELO, CALIDAD Y PRODUCTIVIDAD DE "Triticum aestivum" BAJO DOS SISTEMAS DE LABRANZA.
Sokolowski Ana C., Paladino Ilena R., Barrios Mónica B., Wolski José E., Gagey María C., De Grazia Javier, Rodríguez Hernán A., Debelis Silvina, Rodríguez Frers Eric P. y Buján Alfonso.

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

C4P132. RIEGO DE EUCALYPTUS GRANDIS CON AGUAS RESIDUALES URBANASEN ENTRE RIOS: MODIFICACIONES FISICOQUÍMICAS EN EL SUELO.
Tesón; Natalia; Larocca, Federico; Donna, Franco; Dalla Tea, Fernando; Merani, Victor ; Larrieu, Luciano; Ferro, Daniel y Millán, Guillermo.

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

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

C4P135. RELEVAMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO COMPLEMENTARIO EN LA REGIÓN PAMPEANA.
Torres Duggan, Martín; Rimski Korsakov, Helena; Álvarez, Carina R. y Lamelas, José A.

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

C4P137. ROTACIONES CON PASTURAS Y SIEMBRA DIRECTA PARA MEJORAR LA ESTABILIDAD Y EL CARBONO DE MACROAGREGADOS.
Tourn, Santiago N.; Studdert, Guillermo A.; Videla, Cecilia. C y Domínguez, Germán F.

C4P138. ¿RESPONDEN EL pH, CLORUROS Y POTASIO DE MOSTOS Y VINOS A LA SALINIDAD EDÁFICA?
Vallone, Rosana; Martínez, Laura; Olmedo Federico y Sari, Santiago.

C4P139. EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL TALA: EFECTO SOBRE LA EROSIÓN HÍDRICA Y CONTAMINACIÓN.
Vangeli, Sebastián; Castiglioni, Mario G.; Kraemer, Filipe B. y Chagas, Celio I.

C4P140. EVALUACIÓN DE LA INTENSIFICACIÓN DE CULTIVOS MEDIANTE ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELO.
Vargas Lorena; Diez Norberto; Bulos Laura y Costa María Cristina.

C4P141. EL CARBONO ACTIVO COMO INDICADOR DE CAMBIOS EN LA DINAMICA DEL CARBONO ORGANICO DEL SUELO.
Vázquez, Juan Manuel, Merani, Victor; Larrieu, Luciano; Ferro, Daniel; Millán,Guillermo; Muñoz, Matías y Melani, Esteban.

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

C4P143. RELACIONES FUNCIONALES ENTRE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ASOCIADOS AL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA-GANADERA.
Villarino, Sebastián H.; Studdert, Guillermo A. y Laterra, Pedro.

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

C4P145. EVALUACIÓN DE DISTINTAS ALTERNATIVAS DE BARBECHOS SOBRE LA BIOMASA Y RENDIMIENTO DE MAÍZ Y SOJA.
Voisin, Axel; Novillo, Bárbara; Chamorro, Adriana M.; Bezus, Rodolfo; Pellegrini, Andrea E.; Gelati Pablo R. y Golik, Silvina I.

C4P146. OBSERVATORIO DE DEGRADACIÓN DE TIERRAS "CUENCA ARROYO ESTACAS (LA PAZ, ENTRE RÍOS)".
Wilson, Marcelo G.; Sasal, María Carolina; Sione, Silvana M.; Gabioud, Emmanuel A.; Wingeyer Ana B.; Van Opstal, Natalia V.; Oszust, José D.; Ledesma, Silvia G.; Saluzzio, Mariano; Seehaus, Mariela; Beghetto Stella M.; Benetti, Pablo; Wouterlood, Natalia y Therburg, Almut.

C4P147. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE SUELO Y ESTADO DE EROSION EN SISTEMAS GANADEROS DE MONTE.
Wingeyer, Ana B.; Wilson, Marcelo G.; Boffa, Susana; Lezana, Lucrecia; Burns, Jorge; Fonseca, Juan; Gregorutti, Viviana C.; Eclesia Roxana, P. y Kemerer Alejandra.

C4P148. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE FOSFORO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DEL SUDESTE BONAERENSE.
Wyngaard, Nicolas; Ferreyra, Alberto; Eyherabide, Mercedes; Calandroni, Mirta B. y Sainz Rozas, Hernán R.

C4P149. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE NITROGENO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DE LA REGION PAMPENA.
Wyngaard, Nicolas; Erdociain, Mariano; Carciochi, Walter; Eyherabide, Mercedes; Puricelli, Marino; Calandroni, Mirta B. y Sainz Rozas, Hernán R.

C4P150. CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y APORTES DE CARBONO EN EL DEPARTAMENTO CASTELLANOS (SANTA FE).
Zenklusen, María Celeste; Basanta, María y Sapino, Verónica.

C4P151. INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS CONTRASTANTES.
Zilio, Josefina P.; Morris, Darío G.; Krüger, Hugo R.; Frolla, Franco D. y Arroquy, Gonzalo.

C4P152. EVALUACIÓN DE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DE UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE CULTIVO.
Zubeldia, Tomás.; Agostini, María de los A.; Domínguez, Germán F.; Studdert, Guillermo A. y Tourn, Santiago N.

C4P1. BALANCE DE NUTRIENTES EN LA PRODUCCIÓN HORTÍCOLA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Abbona, Esteban[1]; Presutti, Miriam[1] y Sarandón, Santiago[1,2]

[1] Departamento de Ambiente y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP, [2] CIC, Provincia de Buenos Aires. eabbona@agro.unlp.edu.ar;.

RESUMEN

La producción hortícola de la provincia de Buenos Aires es una de las más importantes del país y, para garantizar su sostenibilidad, uno de los aspectos a conocer es cómo influye en la conservación de los nutrientes del suelo. Se realizó un balance de nutrientes (N, P, K y Ca) en cada partido de la provincia de Buenos Aires. Se consideraron 18 cultivos los cuales se agruparon en 5 categorías ("de hoja", "pesadas y raíz", "tallo, flor y fruto", "crucíferas" e "invernáculo"). Los balances de nutrientes promedio por unidad de superficie fueron positivos para N, P y Ca (48,9; 37,1 y 24,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente), y negativo para K (-54,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$). Este último se debió al cultivo de papa. El N fue el nutriente más excedentario a nivel provincial (1.614 t $año^{-1}$), seguido del P (1.232 t $año^{-1}$) y el Ca (788 t $año^{-1}$). El excedente de N se registró en las zonas que presentan una mayor superficie en cultivos bajo invernáculo (La Plata y alrededores) y/o de hojas (General Pueyrredón y alrededores). Esto señala un riesgo potencial de contaminación de los acuíferos en áreas cercanas a grandes centros urbanos. Por su parte, los partidos "paperos" (sudeste) mostraron la mayor pérdida de N de los suelos. Los partidos con producciones más extensivas y/o bajo invernáculo, presentaron los mayores excedentes de P, mientras que en el sudeste, se registró la mayor pérdida de K. Para Ca, los mayores excedentes se verificaron en las zonas con mayor superficie bajo invernáculo. Tanto los excedentes como los déficit de nutrientes estimados implican un riesgo para la sostenibilidad de la actividad.

Palabras claves: horticultura, sostenibilidad, suelo

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Buenos Aires aporta el 22,2% del área hortícola total implantada a nivel nacional, y contribuye con el 58,4 y 72,8% de la producción nacional de papa (*Solanum tuberosum* L.) y cebolla (*Allium cepa* L.), respectivamente (MAA, 2007). En el año 2005, la actividad contaba con 2.934 establecimientos, ocupaba 31.765 ha, siendo 30.540 ha a campo y 1.225 ha bajo cubierta (CHFBA, 2005).

Los estudios sobre la actividad hortícola se han focalizado en su aporte al desarrollo regional o nacional tanto en lo económico o como en lo social. Recién en los últimos 10 años, lo ha sido por la creciente preocupación por el impacto ambiental, asociado a la incorporación del cultivo bajo cubierta y al alto uso de agroquímicos (Blandi *et al*., 2015; Blandi, 2016; DPPBA, 2015; García, 2015). También se desarrollaron estudios acerca del riesgo de contaminación de los acuíferos y la preocupación por la salinización de los suelos a causa de la calidad del agua de riego (Auge et al., 2004; Auge, 2006; Alconada *et al*., 2011). Sin embargo, el análisis regional sobre el impacto de esta actividad sobre la conservación de los nutrientes del suelo ha sido escaso (Abbona *et al*., 2011). En general, esta preocupación ha estado más vinculada a los cultivos extensivos por la magnitud de superficie con riesgo al agotamiento de nutrientes. Las producciones hortícolas tienen un elevado uso de insumos, entre ellos los fertilizantes minerales y las enmiendas orgánicas. En este sentido, Fernández Lozano (2012) menciona que este consumo puede ser hasta 20 veces superior que el del resto del sector agropecuario.

Es necesario cuantificar los nutrientes relacionados a la actividad hortícola para conocer si los actuales niveles de fertilización permiten reponer las extracciones en las cosechas o si pueden generar externalidades que afecten otros recursos como el agua o el aire. El objetivo del presente trabajo es conocer el balance de nutrientes en la actividad hortícola de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un balance de nutrientes (nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca)) para cada partido de la provincia (134, Lezama se incluye en Chascomús). Se tomó como referencia anual el periodo relevado por el Censo Hortiflorícola de la provincia de Buenos Aires (CHFBA, 2005). Se consideraron los cultivos cuya producción se realizó

en una superficie superior a las 300 ha a nivel provincial, abarcando las modalidades a campo y bajo invernáculo (CHFBA, 2005). Siguiendo los criterios del CHFBA (2005) los cultivos se agruparon en 5 categorías: a) cultivos de hoja (H), b) pesadas y raíz (PyR), c) tallo, flor y fruto (TFyF), d) crucíferas (C) y e) invernáculo (In).

El balance de nutrientes se consideró como la diferencia entre las entradas y salidas de nutrientes. En las entradas se tuvo en cuenta la fertilización mineral y el estiércol como enmienda orgánica, tanto para la modalidad a campo como bajo invernáculo, empleando como referencia los datos de la FAO (2004). En base a consultas a expertos se definió tomar como referencia de fertilización que recibe el grupo TFyF, y, al resto de los grupos, se asignó un porcentaje de la misma (Abbona, 2017). Además, se definió una fertilización diferencial para papa y cebolla (Abbona, 2017). Las salidas de nutrientes se calcularon a partir del rendimiento de cada cultivo, en cada partido de la provincia (CHFBA, 2005) y del contenido de los mismos tomada de diferentes autores (Abbona, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los balances de nutrientes promedio (ponderados por la superficie) por unidad de superficie fueron positivos para N, P y Ca (48,9; 37,1 y 24,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente), y negativo para K (-54,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$). El grupo TFyF registró los balances más positivos (Tabla 1). Los grupos que presentaron balances de K negativos fueron PyR y H, contrarrestando el balance positivo del resto de los grupos, principalmente de In.

Tabla 1: Balance de nutrientes por unidad de superficie y total, para diferentes grupos de hortalizas en la provincia de Buenos Aires (año 2005).

Nutriente	H		PyR		TFyF		C		In	
	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)
N	77,7	574	25,9	539	179,2	437	65,5	54	4,6	9
P	45,2	334	31,0	645	71,8	175	45,5	38	21,4	40
K	-8,1	-60	-105,9	-2208	27,9	68	3,0	2	147,5	275
Ca	58,2	430	3,2	67	63,8	156	60,0	50	46,1	86

Referencias: H = de hojas, PyR= de pesadas y raíz, TFyF= de tallo, flor y fruto, C= de crucíferas, In= de invernáculo.

Los grupos PyR y H ejercieron mayor influencia sobre el balance total de nutrientes seguidos, en menor medida, por los grupos de TFyF, In y C (Tabla 1). El excedente de K que generaron los grupos In y TFyF no compensó el déficit del grupo PyR. Por eso, la horticultura de la provincia, registró un déficit de este nutriente cercano a las 2.000 t $año^{-1}$. La escasa reposición de K dentro del grupo PyR, se debió, principalmente, al cultivo de papa. Este cultivo presentó los mayores balances negativos tanto por unidad de superficie como total. Se trata de uno de los cultivos más extractivos de K (182 kg ha^{-1} $año^{-1}$) y en el que, además, la fertilización potásica es nula. Esta baja fertilización se debe a que se aplican criterios semejantes a los cultivos agrícolas extensivos, basados en la respuesta a la fertilización. La buena disponibilidad de K de los suelos (Berardo, 2004; García & González Sanjuán, 2010;) influye en la decisión de no fertilizar con este elemento, generando una disminución de su reservorio en el suelo.

El N fue el nutriente más excedentario a nivel provincial (1.614 t $año^{-1}$), seguido del P (1.232 t $año^{-1}$) y el Ca (788 t $año^{-1}$). Los grupos H, PyR y TFyF fueron los que aportaron en mayor medida al exceso de N y P, mientras que el exceso de Ca fue más relevante en el grupo de H.

La mayoría de los partidos de la provincia registraron balance total positivo de N (Figura 1a). Los mayores excedentes se encontraron en los partidos productores de cebolla (sudoeste), en los que presentan mayor superficie en cultivos bajo invernáculo (La Plata y alrededores) y/o de hojas (General Pueyrredón y alrededores). Por su parte, los partidos “paperos” (sudeste) mostraron la mayor pérdida de N de los suelos (Figura 1a). En el caso del P, los partidos con producciones más extensivas y/o bajo invernáculo, presentaron los mayores excedentes (Figura 1b). Los partidos del sudeste registraron la mayor pérdida de K (Figura 1c), mientras que, para Ca, los mayores excedentes se verificaron en los partidos con mayor superficie bajo invernáculo (Figura 1d).

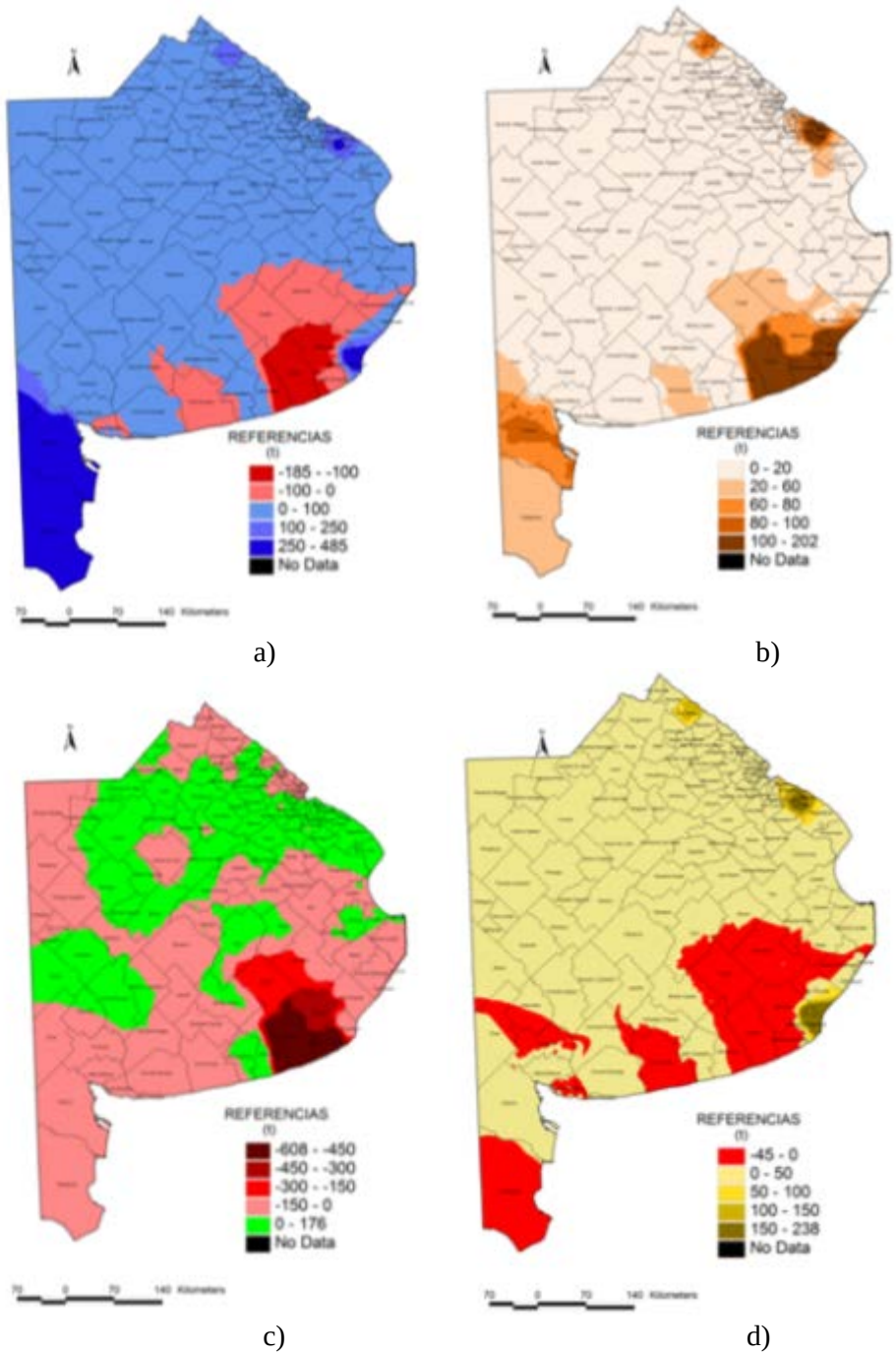


Figura 1. Balance total anual de nutrientes debido a cultivos hortícolas en la provincia de Buenos Aires: a) N, b) P, c) K y d) Ca (año 2005).

En todos los grupos hortícolas analizados se generaron excedentes tanto de N, P como de Ca (Tabla1). Los mayores excedentes se dieron en los grupos H, TFyF, C e In predominantes en los cinturones hortícolas y con un manejo más intensivo. Los excedentes en N coinciden con lo encontrado por Ribó Herrero (2004) en secuencias hortícolas en España. Si bien los excedentes pueden ser considerados favorables porque no se agotan los suelos, en el caso del N, dichos excedentes pueden generar problemas ambientales como la contaminación de acuíferos (Auge *et al*., 2004; Auge, 2006; Alconada *et al*., 2011). Esto adquiere mayor relevancia si se considera que las producciones de los cinturones verdes que circundan las ciudades son las que generan los mayores excedentes de N. Comparando entre las producciones a campo y aquéllas bajo invernáculo, el riesgo de lixiviación es mayor a campo ya que las precipitaciones o el riego por surco pueden contribuir a que el agua percole en profundidad, arrastrando el nitrato en solución excedente hasta los acuíferos. En los invernáculos, este riesgo disminuye debido a la menor percolación a causa de no existir el efecto de la lluvia y, en general, porque se emplea el riego por goteo con láminas que no superan la capacidad de retención hídrica del suelo. El

exceso de N en el grupo PyR afecta una gran extensión de superficie, mientras que en el resto de los cultivos la importancia se circunscribe a la cercanía a los centros urbanos.

En el caso de P y Ca, por tratarse de nutrientes de baja movilidad, el riesgo de lixiviación se minimiza y, por lo tanto, también el de contaminación de los acuíferos (Auge, 2006). En los invernáculos el excedente de K tampoco generaría problemas ambientales que influyeran en la salud humana. Sin embargo, será necesario monitorear y controlar posibles desbalances en el suelo que pudieran dificultar la absorción de otros nutrientes (Alconada *et al*., 2011).

En In, la realización de cultivos de hoja sin fertilizar luego de cultivos con alta fertilización favorece la disminución de los excesos de nutrientes, principalmente en N y K. Si bien los valores de aporte de N resultaron inferiores a los citados por Alconada *et al*. (2011) para producción bajo cubierta en el cinturón hortícola de La Plata (1.000 a 1.200 kg N ha^{-1} $año^{-1}$), los cálculos realizados en el presente estudio arrojaron, de igual manera, balances positivos. Esto indicaría que los excesos en estas producciones podrían ser aún mayores. El excedente de N aplicado puede acompañar una salinización de los suelos, lo que depende del tipo de fertilizante utilizado. Según Alconada et al. (2011) en los criterios de fertilización en los cultivos bajo cubierta, frecuentemente se considera al suelo como un medio inerte, lo que conduce a la sobrefertilización.

Un mayor ajuste de los balances en horticultura a nivel provincial requerirá incorporar los aportes de nutrientes a través del agua de riego, considerando las diferencias en su manejo entre la producción a campo y bajo invernáculo (Deluchi *et al*., 2015), lo cual puede incidir, principalmente, en el aporte de N y K. También deberá tenerse en cuenta la gran expansión que continúa registrándose en la superficie bajo invernáculo, principalmente en el cinturón hortícola de La Plata (Stavisky, 2010; García, 2011). Será necesario considerar posibles efectos en el suelo a partir de la fertilización excesiva, así como del impacto de la calidad del agua de riego en la disponibilidad de nutrientes, aspectos que deben ser considerados para evitar problemas futuros.

CONCLUSIONES

En la provincia de Buenos Aires el balance de los nutrientes del suelo en los cultivos bajo producciones intensivas señala que existe acumulación de nutrientes, lo que podría generar un riesgo ambiental debido a excedentes lixiviables a los acuíferos. Por otro lado, las producciones semi-extensivas presentan riesgos de agotamiento de K y Ca del suelo. Tanto los excedentes como los déficit de nutrientes implican un riesgo para la sostenibilidad de la actividad.

AGRADECIMIENTOS

Al CONICET porque esta investigación se desarrolló durante las becas doctorales otorgadas por esta institución al primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbona, EA. 2017. Flujos de nutrientes en la agricultura y la alimentación para un ecosistema alimentario sostenibleen la provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. La Plata.
- Abbona, EA; SJ Sarandón & M Vázquez. 2011. Balance de nutrientes como indicador del manejo sustentable del suelo y el agua en la producción hortícola a campo de la provincia de Buenos Aires, Argentina. VII Congresso Brasileiro de Agroecología. Cadernos de Agroecologia 6(2) 11707.
- Alconada, M; M Cuellas; P Poncetta; S Barragán; E Inda & A Mitidieri. 2011. Ferrtirrigación en cultivo de tomate protegido: I- Nutrición nitrogenada. Efectos en el suelo y en la producción. Horticultura Argentina 30(72):5-13.
- Argerich, C & L Troilo. (eds.). 2010. Manual de Buenas Prácticas Agrícolas en la cadena de tomateBuenos Aires: FAO, MAGyP, INTA. 258pp.
- Auge, M. 2006. Agua subterránea deterioro de calidad y reserva. 173pp. Disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/15908/Documento_completo.pdf?sequence=1. Último acceso: junio 2016.
- Auge, MP; R Hirata & F López Vera. 2004. Vulnerabilidad a la contaminación por nitratos del acuífero Puelche en La Plata, Argentina: Informe científico final. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. 195pp. Disponible en: http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/miguel/Nitratos.pdf. Último acceso: septiembre 2016.

- Berardo, A. 2004. Manejo de la fertilización en una agricultura sustentable. Informaciones Agronómicas 23:23-25.
- Blandi, ML. 2016. Tecnología del invernáculo en el Cinturón Hortícola Platense: análisis de la sustentabilidad y los factores que condicionan su adopción por parte de los productores. 303pp. Tesis doctoral. Disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/52015/Documento_completo__.pdf?sequence=1. Último acceso: junio 2016.
- Blandi, ML; SJ Sarandón; CC Flores & I Veiga. 2015. Evaluación de la sustentabilidad de la incorporación del cultivo bajo cubierta en la horticultura platense. Revista de la Facultad de Agronomía 114(2):251-264.
- CHFBA (Censo Hortiflorícola de la Provincia de Buenos Aires). 2005. Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Ministerio de Economía y Ministerio de Asuntos Agrarios. 115pp. Disponible en: http://www.maa.gba.gov.ar/agricultura_ganaderia/archivos/resultadofinal.pdf. Último acceso: septiembre 2016.
- Deluchi, SG; C Flores & SJ Sarandón. 2015. Análisis de la sustentabilidad del uso del recurso hídrico bajo tres estilos de producción hortícola en el Cinturón Hortícola Platense. Revista de la Facultad de Agronomía 114(2):287-294.
- DPPBA (Defensoría del pueblo de la provincia de Buenos Aires). 2015. Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencia sobre la salud. Defensor del pueblo de la provincia de Buenos Aires, Universidad Nacional de La Plata. 533pp. Disponible en: http://www.defensorba.org.ar/publicaciones/informe-agroquimicos/. Último acceso: octubre 2016.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2004. Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Roma. 49pp.
- Fernández Lozano, J. 2012. La producción de hortalizas en Argentina. Caracterización del sector y zonas de producción. Secretaría de Comercio Interior. Corporación del Mercado Central de Buenos Aires. 29pp.
- García, M. 2011. El cinturón hortícola platense: ahogándonos en un mar de plásticos. Un ensayo acerca de la tecnología, el ambiente y la política. Theomai 23:35-53.
- García, M. 2015. Horticultura de La Plata (Buenos Aires). Modelo productivo irracionalmente exitoso. Revista de la Facultad de Agronomía (Núm. Esp.1) Agricultura Familiar, Agroecología & Territorio 114:190-201.
- García, FO & MF González Sanjuán. 2010. Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? Informaciones Agronómicas 48:1-5.
- MAA (Ministerio de Asuntos Agrarios). 2007. Nuestra provincia nuestro campo. El sector agropecuario de la provincia de Buenos Aires. 147pp.
- Ribó Herrero, M. 2004. Balance de macronutrientes y materia orgánica en el suelo de agrosistemas hortícolas con manejo integrado ecológico. Universitat de Valencia. Servei de Publicacions .Tesis doctoral. 185pp.
- Sosa, O. 2005. Los estiércoles y su uso como enmiendas orgánicas. Facultad de Ciencias Agrarias de Rosario. Agromensajes de la Facultad 16:30-34.
- Stavisky, A. 2010. Situación actual de la plasticultura en Argentina. XXXIII Congreso Argentino de Horticultura. ASAHO. Rosario.

C4P2. NUEVAS ALTERNATIVAS DE CULTIVOS DE SERVICIOS. EXPERIENCIA EN SUELO ARENOSO FRANCO DEL SUDESTE DE CÓRDOBA

Andreoni[1], L.; Bassino[2], S.; Loser[2], S.; Nasser Marzo[1], C.y Videla Mensegue[3], H.

[1]CREA Zona Centro. ljandreoni@gmail.com.

[2]Asesor privado.

[3]EEA INTA Marcos Juárez. Castelli 16, Laboulaye, Córdoba. videla.horacio@inta.gob.ar.

RESUMEN

La producción agrícola actual del sudeste de Córdoba se caracteriza principalmente por la producción de los cultivos de soja y maíz, con un incremento paulatino de la participación del maní. Este esquema basado en especies primavero-estivales, (lo cual genera un bajo aporte de carbono) con predominio de especies de bajo aportes de carbono, sumado a largos períodos de barbecho, atentan contra la sostenibilidad de los sistemas. Un aumento en la diversidad de especies en rotación, permitiría tener sistemas más sustentables. En este contexto, los cultivos de servicios (CS) representan una alternativa para aumentar la diversidad de especies. Sin embargo, bajo un manejo inadecuado, pueden reducir la productividad de los suelos debido a su uso consuntivo de agua. Teniendo en cuenta estas consideraciones, el objetivo de este trabajo fue evaluar la productividad y el consumo de agua de especies no tradicionales utilizadas como cultivos de servicios en un sistema agrícola del sudeste de Córdoba. El ensayo se llevó a cabo en General Levalle, Córdoba, en el año 2017, en un lote de producción de suelo arenoso franco, con historia agrícola de al menos 9 años y rotación principalmente con soja-maíz. Los tratamientos fueron las especies utilizadas: T0: sin CC; T1: centeno; T2: multiespecies (avena sativa, avena estrigosa, trigo, centeno, arveja, vicia, garbanzo, coriandro, colza, acelga, trébol blanco de olor, poroto mung, tréboles subterráneos ciclo largo y ciclo corto, trébol persa); T3: melilotus; T4: trébol persa; T5: Trébol subterráneo ciclo largo; T6: Trébol rojo. Se midieron la biomasa aérea y radicular y el contenido de humedad de suelo por método gravimétrico a los 60 cm de profundidad y a la siembra y secado de los CC y siembra de CV. La producción de biomasa aérea y radicular (kg MS Ha^{-1}) fue: T1: 7.000 y 1.800; T2: 2.280 y 2.120; T3: 1.120 y 1.000; T4: 4.120 y 2.440; T5: 4.000 y 840; T6: 1.080 y 760, respectivamente. Los usos consuntivos (UC, mm) y eficiencia de uso de agua (EUA, kg MS.mm) fueron: T0: 283 y 0; T1: 281 y 31; T2: 283 y 16; T3: 269 y 8; T4: 304 y 22; T5: 268 y 19; T6: 288 y 6, respectivamente. Para las condiciones planteadas en este estudio, las especies más productivas y con mayor EUA fueron centeno, trébol persa y trébol subterráneo. Sin embargo, las que mayor desarrollo radicular tuvieron fueron trébol persa, multiespecies y centeno. El uso de CS permitió aumentar la EUA, en relación al T0. Además, el UC de T0 fue intermedio, poniendo de manifiesto la ineficiencia del barbecho para retener agua durante el invierno. Estos resultados demuestran que es posible incluir en planteos agronómicos CS de las especies evaluadas, sin que se produzcan mayores consumos de agua respecto a un suelo barbechado, siempre que se realice un manejo adecuado en relación a humedad edáfica y ambiental, a la vez que se realizan aportes de C y cobertura al suelo.

Palabras claves: agricultura, eficiencia de uso de agua, uso consuntivo.

C4P3. EVALUACION DE TIERRA APOYADA EN EL SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA DE SANTIAGO DEL ESTERO

Angueira, Cristina[1]; Prieto, Daniel [1]; López, Juana[1]; Barraza, Gabriela; Cruzate, Gustavo[2]; Zader, Pablo[3]; Arias, Mariangel[4]; Ponce, Patricia[1]; Galván, Lucrecia[5]; Infante, Claudia[5]; Roldan, José[1]; Rufail, Juan[1]; Angriman, Guillermo [6]; Ledesma, Jorge [6]; Juárez, Mario [6]; Zamora, Eduardo[7]; Jacobssen, Mónica [2]; Sacundo, Viviana [8]; Torres, Leticia[8]; Castillejo González, Isabel[9]; Olmedo, Guillermo[10]; Sanchez de la Orden, Manuel[9] ; Sayago, José Manuel[11]; Vargas Gil, José R.[12]; Martín, Raúl[5]; Basán Nickisch, Mario[1] y Andriessen, Methol [13]

[1] INTA EEA de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina. [2] INTA CIRN, Buenos Aires, [3] Universidad Nacional de Córdoba, [4]Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, [5] Universidad Nacional de Santiago del Estero, [6]Unidad Ejecutora de Riego, Santiago del Estero. [7]INTA EEA de Manfredi, Córdoba. [8]Universidad Católica de Santiago del Estero [9]Universidad de Córdoba, España. [10]INTA EEA de Mendoza. [11]Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán. [12]INTA, EEA Cerrillos, Salta. [13]Wageningen University, Holanda. *angueira.maria@inta.gob.ar; cristina.angueira@gmail.com

RESUMEN

La provincia de Santiago del Estero, Argentina, por su delicado equilibrio ambiental requiere una clasificación de las características físicas y antrópicas para definir estrategias sustentables para el desarrollo del territorio. Con este objetivo se implementó, desde los 90s un proceso continuo para promover la Evaluación de Tierra (ET) utilizando el esquema FAO, donde Tierra (T) es un concepto amplio que comprende el ambiente biofísico, así como los resultados de la actividad humana presente y pasada. La aptitud se evalúa para usos específicos, en forma sistémica, iterativa, multi, inter y transdisciplinaria, según el contexto físico, político, socio económico y cultural referido al uso sostenido, comparando dos o más usos alternativos. Cada asunto y disciplina considerada, a la escala espacial y temporal de análisis, utilizó sus propios métodos y fuentes de información. Al ser la ET compleja por el número de variables y disciplinas involucradas, se organizó el Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE) y se publicaron las versiones 1.0, 1.5, 2.0 en CD-Rom, ésta también en línea y se prepara 2.1. Se realizó la evaluación física para agricultura extensiva para la provincia y en áreas seleccionadas para cultivos: soja, maíz, poroto y algodón con los aspectos económicos en forma general, se definieron las clases de aptitud, los grados de las cualidades y requerimientos y se clasificó a las unidades cartográficas. La barrera para la integración y armonización en la ET fue la comprensión que cada disciplina es un componente y no viceversa, la necesidad de acuerdos intra e interinstitucionales, la falta de datos, extensión y complejidad del territorio, escaso presupuesto y personal entrenado. Por las características propias de la ET los resultados deben considerarse como ajustable a cada condición particular, al que se le pueden incorporar mejores aproximaciones sustentadas en la experiencia o nuevos conocimientos.

Palabras claves: Tierra, usos, aptitud

INTRODUCCION

La provincia de Santiago del Estero, Argentina, ubicada en el ecosistema Gran Chaco, reúne características típicas de delicado equilibrio ambiental por la fragilidad de los recursos naturales, los cambios en los modos de producción, enfoques culturales y organización socioeconómica. Todos estos factores colocan a esta región en una situación que requiere estrategias para mitigar los impactos que pueden presentarse irreversibles en el tiempo

El uso eficiente de la Tierra (T), donde T es un concepto que comprende el ambiente físico, así como los resultados de la actividad humana presente y pasada requiere los conocimiento de los factores físicos y antrópicos que muestren en forma ordenada y exhaustiva el potencial y limitaciones que presentan para los distintos usos y manejos a fin de encontrar un equilibrio en su funcionamiento sin poner en riesgo el futuro de la sociedad.

La FAO (1976) diseñó un Esquema para la Evaluación de Tierra (ET) donde se definen los principios, conceptos y procedimientos para la construcción de los sistemas de ET con propósitos rurales. Asimismo, para facilitar su aplicación desarrolló entre 1979 y 1991 guías de procedimientos para diversos ecosistemas y entre 1993 y 1999 para la planificación rural armonizando el desarrollo territorial.

Se considera que la producción no está determinada solamente por factores biofísicos sino por las normas y valores de los campesinos y de la comunidad rural y no rural del área (Beek, 1978) y (Driessen & Konijn, 1992). Se

deben considerar las limitantes socio económicas combinadas con las físicas en un análisis multidisciplinario (Rossiter, 1995) y que la disponibilidad de datos para la aplicación de modelos es un factor restrictivo (Bouma, 1988).

La ET es un proceso abierto, participativo, provee un espacio de consenso que favorecen el aprendizaje de procesos y es un elemento sustancial para productores, técnicos y planificadores que permite definir prioridades, así como detectar necesidades de experimentación, desarrollo de modelos de los procesos, considerando las variables y disciplinas involucradas. La utilidad de la relación entre la ET, SIG y sistemas expertos ha sido remarcada por varios autores (Burrough, 1988), (Rossiter & van Wambeke, 1991) y (Abd El-Kawy Ismael, Rod & Suliman, 2010).

En esta comunicación se presenta el desarrollo de la ET para toda la provincia de Santiago del Estero a escala de reconocimiento para la planificación rural y ordenamiento territorial y a escala de mayor detalle a nivel de finca en las siguientes zonas: el SO de la provincia, parte de los Deptos. Guasayán y Choya de Santiago del Estero y El Alto y Sta. Rosa de Catamarca aprox. 2.227 Km^2 y el Sistema de riego del Río Dulce, parte de Deptos. Banda, Capital, Sarmiento, San Martín, Robles, Silípica y Loreto, 4.800 Km^2.

El aumento y la complejidad de los datos disponibles, la demanda de enormes cantidades de datos de los recursos naturales, del ambiente y socioeconómicos hacen que la ET se haga más y más compleja, impulsando a implementar, en nuestro caso, el Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE) con una metodología dinámica, flexible e iterativa de proceso participativo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los programas aplicados fueron Arcinfo 3.4.0 Plus y 3.5.2, Arcview 3.0, Arcview 3.1, ArcGis 9.1 Fox, Imagine 8.3, ArcGis 9.3, Imagine 9.3.1, SAGA, ArcIMS 9.1, Qgis 2.18. Los equipos fueron PC y notebooks, mesas Digitalizadoras Altek 18x24´´ y Calcomp Drawing Board III modelo 34360 24x36´´, impresora Epson 1500, XP 2600.

Los materiales para digitalizar y procesar fueron Mapas de Regiones Naturales, Suelo, Geomorfología, Clima, Hidrología, Aptitud, Catastro, Caminos, Localidades, etc. a escala múltiple e imágenes Landsat (1972-2014) de toda la provincia. Para el SO, Mapa de suelos a escala 1:50.000. Para el sistema de riego del Río Dulce, Planos y mapas: 215 Catastro a escala 1:10.000, Canales de Riego y Drenaje 1:10.000, y Curvas a Nivel 1: 100.000. Imágenes Landsat (1972-76), (1984-2014), CBERS y SAC-C. Datos de los sistemas productivos a través de encuestas, entrevistas a los productores, de usuarios y administradores de riego.

El procedimiento para el desarrollo de ET se planteó en Dos Etapas: 1) Potencial físico para la provincia grandes usos y las áreas seleccionadas usos específicos y 2) evaluación económica en forma general Fig. 1.

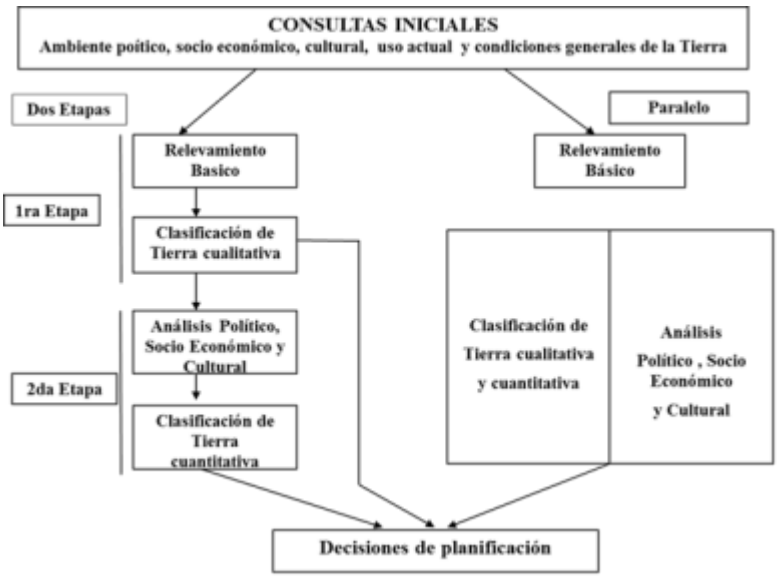


Figura 1. ET en Dos etapas y en Paralelo

En las áreas seleccionadas del SO y el sistema de riego del Río Dulce para usos específicos, se definición de los Tipos de Utilización de la Tierra (TUT), relevantes para las condiciones ecológicas y socioeconómicas, la definición de

los Requerimientos de los usos (R), determinación de las Cualidades de la tierra (Q) con base en los resultados del levantamiento de los recursos naturales, definición de las Clases de Aptitud, para cada tipo de uso y clasificación de las Unidades de Tierra (UT) por su grado de aptitud, actividades desarrolladas simultáneamente y en forma iterativa a medida que la información se generó. Se utilizaron tres categorías de decreciente generalización: órdenes, clases y subclases de aptitud: 1) Órdenes: indica el tipo de aptitud, 2) Clases: indica el grado de aptitud dentro del mismo Orden y 3) Subclases: indica el tipo de limitación, dentro de la misma Clase.

Se desarrolló el SigSE, un sistema que permitió el registro, elaboración y recuperación de gran cantidad de datos espaciales y atributos sobre soporte magnético a menor tiempo y costo, y compartirlos para la toma de decisiones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se prepararon las bases para la ET y se compilaron en el SigSE versiones 1.0, y 1.5 (Angueira y Prieto, 2003 y 2005), 2.0 (Angueira *et al*., 2007) en CD Rom y en línea http://sigse.inta.gov.ar. Actualmente se prepara la versión 2.1 en pendrive y la incorporación a la plataforma GeoINTA.

El SigSE se presentó para tres niveles de usuarios: a) Usuarios noveles: fácil y amigable, b) Usuarios avanzados: se crean proyectos según necesidades y c) Usuarios con experiencia en Sig: se generan nuevos mapas. La información, más de 256 mapas y textos, se organizó en seis temas: General, Suelos, Clima, Agua, Economía y Sociedad.

Para toda la provincia se realizó en la Etapa 1 la factibilidad de los factores físicos Clima y Suelo, para Agricultura extensiva: Maíz, Soja, Algodón y Trigo. La Etapa 2 se realizará en el futuro con la participación de actores locales, como parte de la planificación y ordenamiento territorial (Fig. 2).

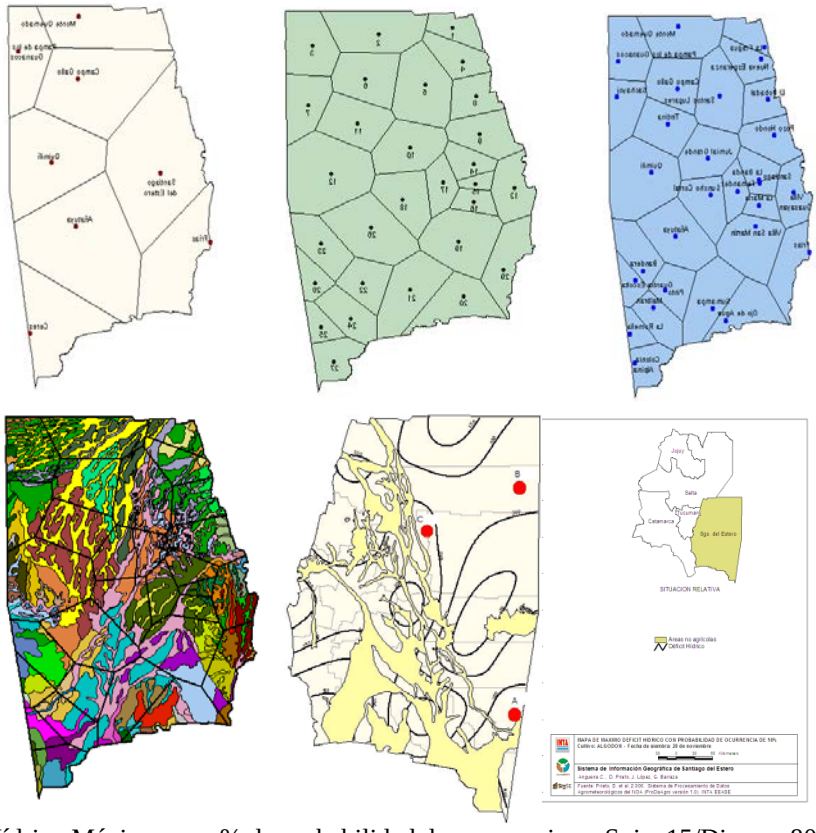


Figura 2. Déficit Hídrico Máximo con % de probabilidad de ocurrencia en Soja 15/Dic con 80% de Agua Útil almacenada, en tres zonas A, B y C.

En el sistema colectivo de riego del Río Dulce se desarrolló la base de la infraestructura de riego, el catastro de usuarios de riego, canales primarios, secundarios, terciarios y comuneros, las rutas y caminos vecinales, los pueblos y ciudades, las estaciones pluviométricas, los ríos y cursos de agua. En la ET se obtuvieron mapa y tablas de aptitud para los TUT para poroto, maíz y soja (Fig.3).

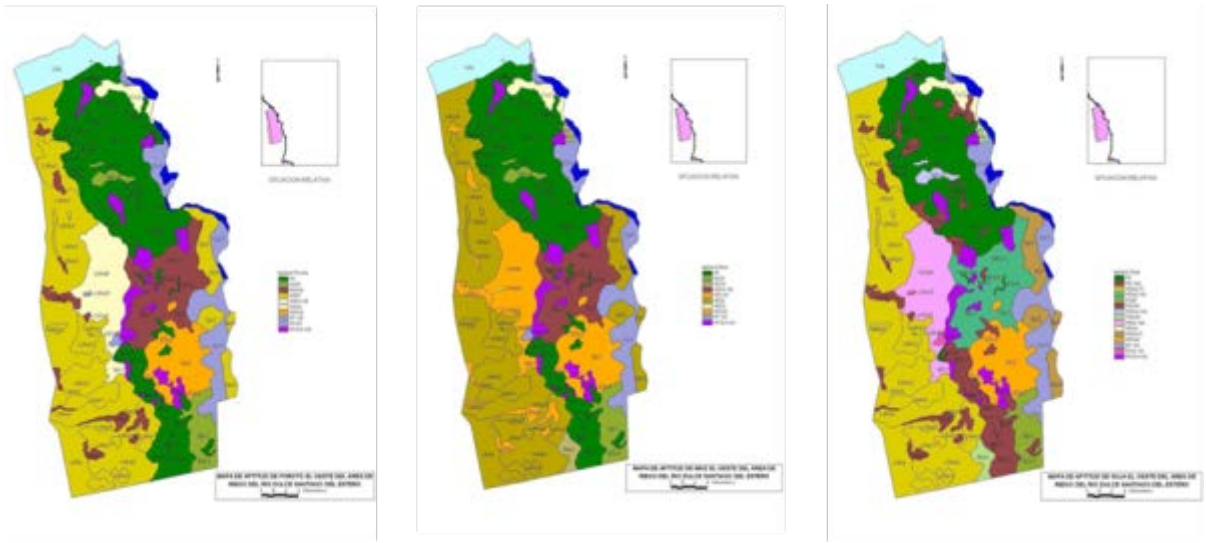


Figura 3. ET para cultivos poroto, maíz y soja en el O del sistema Río Dulce

CONCLUSIONES

La ET es un esquema indispensable para interpretar usos alternativos, integrar las distintas disciplinas, responder a las demandas, posibilitar acuerdos interinstitucionales y optimizar los recursos presupuestarios.

Con la disponibilidad de los datos de recursos naturales organizados en el SigSE y la utilización de modelos de simulación se predijo comportamientos de los cultivos y alternativas de uso con alta eficiencia.

Los resultados de la ET se muestran en el SigSE en forma gráfica y tabular, en salidas fijas o en archivos que pueden usar, ampliar o actualizar con nueva cartografía, imágenes satelitales y datos de campo, según las necesidades del estudio de los recursos naturales y socio económicos.

Para la ET es imprescindible la confluencia no sólo de las disciplinas sino también de los actores, organismo y organizaciones públicas y privadas que participan en la planificación y ordenamiento territorial.

Por las características propias de la ET los resultados deben considerarse como ajustable a cada condición particular, al que se le pueden incorporar mejores aproximaciones sustentadas en la experiencia o nuevos conocimientos.

BIBLIOGRAFIA

- Abd El-Kawy, H.A.Ismail, J.K. Rod & A.S. Suliman. 2010. A Developed GIS-based Land Evaluation Model for Agricultural Land Suitability Assessments in Arid and Semi Arid Regions. RJABS, 6(5): 589-599.
- Angueira, C. & D. Prieto. 2003. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero 1.0. INTA EEASE.
- Angueira, C. & D. Prieto. 2005. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero 1.5. INTA EEASE
- Angueira, C., D. Prieto, J. Lopez, & G. Barraza. 2007. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero 2.0. INTA EEA Santiago del Estero.
- Beek, K.J. 1978. Land evaluation for agricultural development. Publ. n§ 23. ILRI 23. Wageningen.
- Bouma J. 1989. Land Qualities in space and time. Proceedings of a symposium organized by the International Society of Soil Science (ISSS). Wageningen, The Netherlands. August 1988. Pudoc Wageningen, Holanda.
- Burrough, P. A., 1988. Modelling Land Qualities in space and time: The role of Geographical information systems. Documentatie: Institute for Geographical Research, University of Utrech, Holanda.
- Driessen y Konijn. 1992. Land use systems analysis. Wageningen Agricultural University, Soil Science & Geology.
- FAO. 1976. A framework for land evaluation. Soils Bulletin nº 32. Roma.
- Rossiter, D.G. & A.R. van Wambeke. 1991. Automated Land Evaluation System. ALES version 3 User's Manual. Cornell University, Department of Soil, Crop & Atmospheric Sciences. USA.
- Rossiter, D.G. 1995. Economic land evaluation: why and how. Soil Use & Manag, 11(3), 132–140. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00511.x

C4P4. HIDROLOGÍA Y EROSIÓN HÍDRICA EN ZONAS ÁRIDAS EVALUADAS PARA UN PAISAJE DE PATAGONIA NORTE

Aramayo, Valeria [1]; Cremona, Victoria [1] y Nosetto, Marcelo [2]

1 INTA EEA Bariloche, Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina; 2 CONICET GEA- IMASL; aramayo.valeria@inta.gob.ar

RESUMEN

El agua es una de las mayores fuerzas que definen atributos estructurales y funcionales de los paisajes. La erosión hídrica consiste en el desprendimiento, transporte y depósito de material generado por el movimiento del agua, y puede ser acelerada por actividades humanas. Estudios anteriores han concluido sobre la retroalimentación positiva entre la disminución de la cobertura vegetal y el aumento del escurrimiento superficial y arrastre de sedimentos a escala de sitio. El objetivo de este trabajo es estudiar los componentes del balance hídrico y el potencial erosivo de lluvias intensas a escala de paisaje, bajo distintas condiciones del pastizal (bueno vs. degradado) generadas por diferencias en el manejo ganadero histórico. Se observó que la lámina de agua en el suelo fue mayor para una ladera de pastizal degradado que para una con buena cobertura vegetal. Además pudo observarse una tendencia a que las partes más bajas del paisaje reciban más agua en las áreas degradadas que en las de buena cobertura. Se espera aportar al conocimiento de la hidrología y erosión hídrica en los pastizales de la Patagonia árida donde el agua, aun siendo un recurso escaso, puede ser un agente de degradación importante.

Palabras claves: Patagonia árida, escurrimiento, degradación.

INTRODUCCIÓN

El agua es una de las mayores fuerzas que definen atributos estructurales y funcionales de los paisajes. La erosión hídrica consiste en el desprendimiento, transporte y depósito de material generados por el movimiento del agua, y puede ser acelerada por actividades humanas (Cisneros *et al*., 2012; Thurow, 1991). En la Patagonia extra-andina (Godagnone y Bran, 2009), la erosión hídrica es considerada como de menor importancia respecto a la eólica. Sin embargo, para la región occidental, existen evidencias empíricas que los procesos de erosión hídrica cobran importancia cuando aumentamos el detalle en la escala temporal de análisis. En los últimos años se han incrementado las tormentas de fin de verano-otoño originando importantes flujos erosivos (Becker *et al*., 2012).

Los pastizales en la zona más alta de una cuenca, además de producir forraje con los recursos agua y suelo a nivel local, son fuente importante de recarga de agua en cauces superficiales y flujos subsuperficiales. La cantidad y calidad de agua derivada de pastizales bajo manejo ganadero, son determinantes del uso por parte de otros sectores agrícolas, industriales y urbanos ubicados aguas abajo (Thurow, 1991).

De acuerdo a varios autores, en Patagonia, la sobreutilización de los pastizales ha llevado, entre otras consecuencias, a la reducción de la cobertura vegetal y por lo tanto a una mayor exposición del suelo a los agentes climáticos (Bran *et al*., 2015). Chartier y Rostagno (2006) simulando lluvias intensas en el este de la Patagonia, concluyen que hay una retroalimentación positiva entre la pérdida de productividad y la aceleración del proceso erosivo cuando hay sobrepastoreo. Este aumento, aunque comienza en forma local, deriva en erosión de suelo e incisión del paisaje con un incremento en el transporte de agua y nutrientes entre sitios. El efecto de estos flujos es el aumento de la heterogeneidad de la distribución espacial de humedad y nutrientes a una escala mayor, formando islas de fertilidad en contraste con la aridez regional (Rodriguez-Iturbe, 2000). Como consecuencia una mayor proporción de recursos son exportados fuera del paisaje, con lo cual se reduce la calidad del suelo y el sistema se vuelve más susceptible a la degradación (Gaitán *et al*., 2009).

En zonas áridas como ésta, aunque el escurrimiento superficial es una proporción menor en el balance hídrico puede generar un importante flujo de redistribución espacial (Wilcox *et al*., 2003) (Figura 1). Es relevante entender los procesos de redistribución de agua en los pastizales donde la producción ganadera depende de una asignación eficiente de las lluvias a la transpiración por plantas forrajeras, y en algunos casos, captura y almacenamiento de escorrentía para bebida de los animales (Magliano *et al*., 2015(a); Magliano *et al*., 2015(b)).

Con el objetivo de estudiar los componentes del balance hídrico, en especial el escurrimiento superficial, y el potencial erosivo de lluvias intensas en un paisaje de ladera, se propuso monitorear la partición de los componentes del balance hídrico relacionado al estado de la cobertura vegetal según el grado de deterioro por pastoreo. En la posición alta de la ladera, el balance hídrico se conforma por los componentes: Precipitación = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren Prof. Se espera mayor lámina de escurrimiento desde la posición alta de una ladera con menor cobertura que desde una ladera de mayor cobertura. En la posición más baja, los ingresos están definidos no sólo por precipitación sino también por el escurrimiento que proviene de aguas arriba: Precipitación + EscurrimientoINGRESO = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren. Prof. De acuerdo a lo anterior, el escurrimiento se puede estudiar en forma indirecta evaluando la cantidad de agua que ingresa y se almacena aguas abajo.

Se pondrá a prueba la hipótesis que la cobertura vegetal reduce el escurrimiento superficial en laderas semejantes. Así, en la ladera de pastizal degradado, con menor cobertura vegetal, se predice mayor diferencia entre el agua almacenada en el suelo en la posición baja respecto del agua almacenada en el suelo en la posición más alta que al comparar el contenido de agua en el suelo para las dos posiciones en otra ladera con cobertura de pastizal en buen estado.

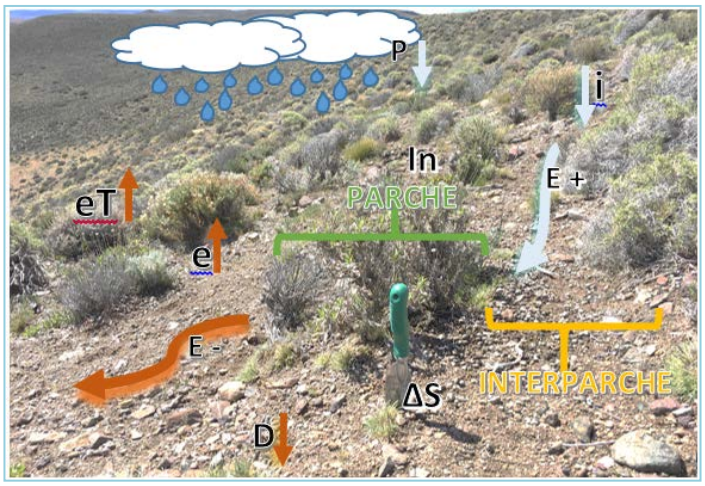


Figura 1: diagrama simplificado ilustrando eventos hidrológicos y ecológicos ocurriendo hacia abajo en la pendiente. Eventos de precipitación (P) pueden ser interceptados por la vegetación (In) o disparar escurrimiento (E-) desde pequeños o grandes interparches, los cuales pueden ser capturados como escurrimiento (E+) por parches de vegetación y acumulados en el suelo (ΔS) a tasas que dependen de la infiltración del suelo y conductividad hidráulica. El agua del suelo se pierde por drenaje profundo (D), evaporación de la superficie (e) y evapotranspiración (eT). Adaptado de Ludwig *et al*. 2005.

Con el objetivo de estudiar los componentes del balance hídrico, en especial el escurrimiento superficial, y el potencial erosivo de lluvias intensas en un paisaje de ladera, se propuso monitorear la partición de los componentes del balance hídrico relacionado al estado de la cobertura vegetal según el grado de deterioro por pastoreo. En la posición alta de la ladera, el balance hídrico se conforma por los componentes: Precipitación = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren Prof. Se espera mayor lámina de escurrimiento desde la posición alta de una ladera con menor cobertura que desde una ladera de mayor cobertura. En la posición más baja, los ingresos están definidos no sólo por precipitación sino también por el escurrimiento que proviene de aguas arriba: Precipitación + EscurrimientoINGRESO = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren. Prof. De acuerdo a lo anterior, el escurrimiento se puede estudiar en forma indirecta evaluando la cantidad de agua que ingresa y se almacena aguas abajo.

Se pondrá a prueba la hipótesis que la cobertura vegetal reduce el escurrimiento superficial en laderas semejantes. Así, en la ladera de pastizal degradado, con menor cobertura vegetal, se predice mayor diferencia entre el agua almacenada en el suelo en la posición baja respecto del agua almacenada en el suelo en la posición más alta que al comparar el contenido de agua en el suelo para las dos posiciones en otra ladera con cobertura de pastizal en buen estado.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en un establecimiento agropecuario cercano a la localidad de Comallo (Prov. Río Negro, 41.25 S, 70.33 O) dedicado a la ganadería extensiva principalmente ovina. La precipitación media anual es de 200-250mm y presenta una cobertura vegetal de estepa correspondiente al Distrito Occidental descripto por León et. al. (1998)

Para analizar el movimiento de agua en el paisaje ante eventos de precipitación de distinta intensidad, los muestreos a campo se realizaron en lluvias que se esperaba fueran de gran intensidad. Ante la expectativa de eventos de magnitud superior a 10 mm, se muestreó la humedad antecedente del suelo y en horas posteriores al evento la lámina infiltrada. Los datos de precipitación se registraron en una estación meteorológica automática, para registrar la intensidad de la precipitación en ese paisaje y se verificaron en un pluviómetro de lectura directa.

Sitios de muestreo

Se seleccionaron dos sitios de muestreo en una misma unidad geomorfológica: ladera con exposición suroeste y pendiente promedio 16%. El primer sitio es una estepa arbustivo-graminosa dentro de cuadros con al menos un período de pastoreo en cada ciclo productivo desde hace 3 años, en los que se observaron características de vegetación y suelo propias de un pastizal en buena condición, en adelante Pastizal Bueno. El segundo, en adelante Pastizal Degradado, es una estepa arbustiva con baja cobertura de gramíneas, que ha sido parte de un potrero cercano al casco, con sobreuso histórico (Tabla 1: Características de sitios de muestreo, Ilustraciones 1,2,3 y 4).

Tabla 1: Características de sitios de muestreo:

LADERA	Pastizal BUENO	Pastizal DEGRADADO
CLASE DE COBERTURA		
SUELO DESNUDO	16%	23%
MANTILLO	10%	34%
TOTAL VEGETACIÓN	75%	42%
PASTOS	24%	6%
ARBUSTOS	51%	36%

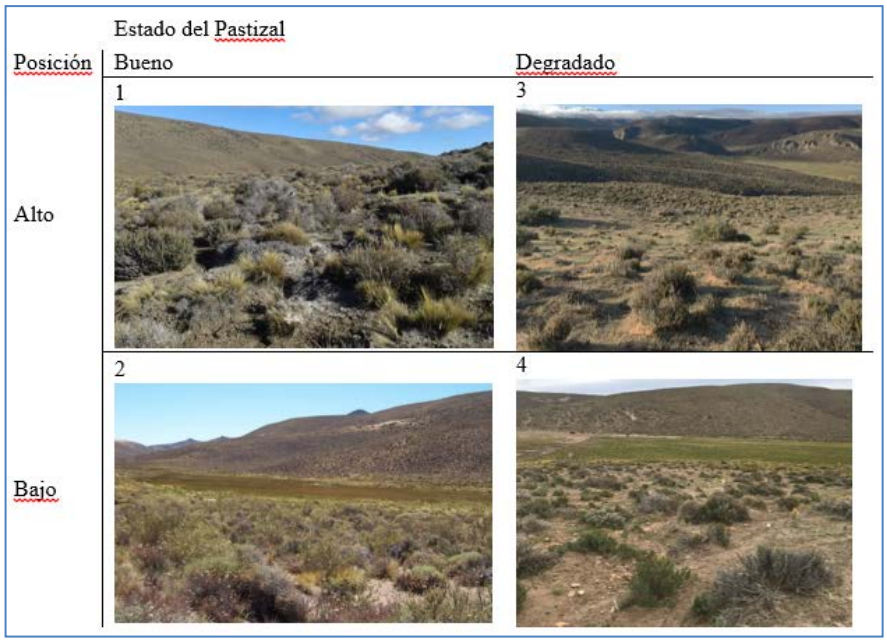


Ilustración 1: Pastizal bueno, ladera alta en "Cuadro 1". **Ilustración 2:** Pastizal bueno, ladera baja en "Cuadro 1". **Ilustración 3:** Pastizal degradado, ladera alta en "Potrero grande". **Ilustración 4:** Pastizal degradado, ladera baja en "Potrero grande". Comallo, 2017.

Muestreo de humedad de suelo

En cada uno de los sitios, de pastizal Bueno y Degradado, se identificaron las divisorias de agua en el paisaje de ladera y dentro de los límites de esas cuencas se ubicaron al azar transectas fijas: 4 en una posición alta de la ladera (sector "Alto") y 4 aguas abajo de las primeras, en la ladera baja (sector "Bajo"), en total 16 transectas. En ellas se tomaron muestras de los primeros 10 cm de suelo, de volumen similar, en el interparche. Cuando fue posible, se registró la profundidad del frente de mojado y se verificó que fue menor a 10cm. La recolección se hizo en abril, septiembre, octubre y noviembre de 2017, previo a los eventos de precipitación e inmediatamente después de los mismos. En estos meses, en los que el contenido de humedad en el suelo es bajo, se esperaba discriminar con mayor precisión la partición del agua de cada lluvia en los diferentes componentes del balance.

Para cada muestra se determinó el contenido de humedad por el método gravimétrico y luego se obtuvo el valor de lámina de agua en suelo considerando su densidad aparente (Dap). Las muestras de Dap se recolectaron con el método del cilindro y se secaron en estufa a 105°C por 48 hs. El valor de Dap se calculó como el cociente entre el peso seco de la muestra y el volumen del cilindro.

Para el análisis se calculó el valor de ΔS (variación de agua almacenada en suelo) de la forma: lámina de agua en suelo posterior al evento – lámina de agua antecedente.

Análisis estadístico

Los efectos de la posición en el paisaje (Alto / Bajo) y del estado de degradación del pastizal (Bueno /Degradado) sobre la lámina de agua post-lluvias y el ΔS, se analizaron en un modelo factorial de estructura cruzada 2*2. Las pruebas estadísticas se realizaron con nivel de significación del 5%, en InfoStat (Di Rienzo, et. al. 2015).

RESULTADOS PRELIMINARES Y DISCUSIÓN

Se registraron 4 eventos de lluvia, fuera de la estación de húmeda (abril-agosto), mayores a 9 mm e intensidad <3 mm/h. Dos de ellos, de láminas de 17 mm y 11 mm, ocurrieron luego de períodos secos. Las lluvias de 9,5 mm y 11,3 mm sucedieron luego de precipitaciones menores los días previos (Gráfico 1).

Según los datos recopilados luego de estas lluvias, se observó que el promedio de lámina de agua en el suelo de la ladera degradada, tanto en la parte baja como alta, fue mayor que en el pastizal con buena cobertura ($p \leq 0.0522$).

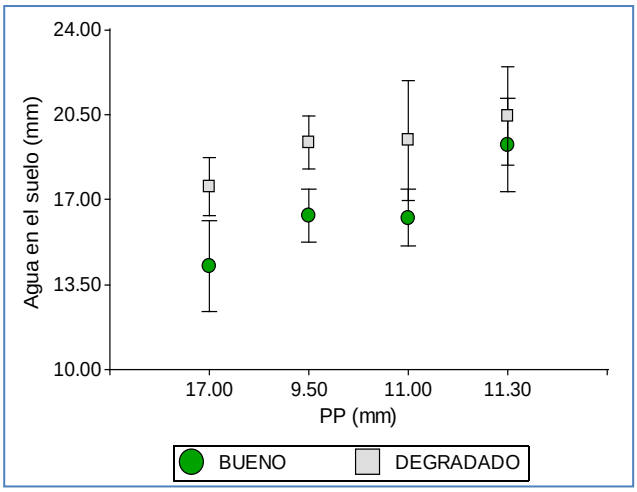


Gráfico 1: lámina de agua promedio de bajo y alto en los primeros 10cm de suelo luego de 4 eventos de lluvia en otoño y primavera de 2017 para los pastizales observados: bueno y degradado.

Esta relación del agua en suelo con el estado de degradación, podría explicarse por mayor intercepción de la vegetación de estas lluvias de baja intensidad en el pastizal en buen estado, aun cuando las mediciones se realizaron en interparches (Gráfico 1).

Como resultado de la comparación de los ΔS promedio entre estados de cobertura y posiciones en la ladera, en estos 4 eventos poco intensos, no se observaron diferencias estadísticamente significativas. A pesar de ello, se vio una tendencia de mayores promedios de ΔS en el sector Bajo del pastizal Degradado para valores bajos de humedad antecedente, de acuerdo a lo esperado (Gráfico 2).

En el paisaje degradado los suelos mostraron mayor lámina de agua, lo que hace suponer que colmatarían más rápidamente su capacidad de retención en precipitaciones más intensas o durante las lluvias invernales. De esta manera, se puede esperar que la época de lluvias genere más agua en superficie capaz de producir escurrimiento y transporte de material en la ladera de menor cobertura vegetal.

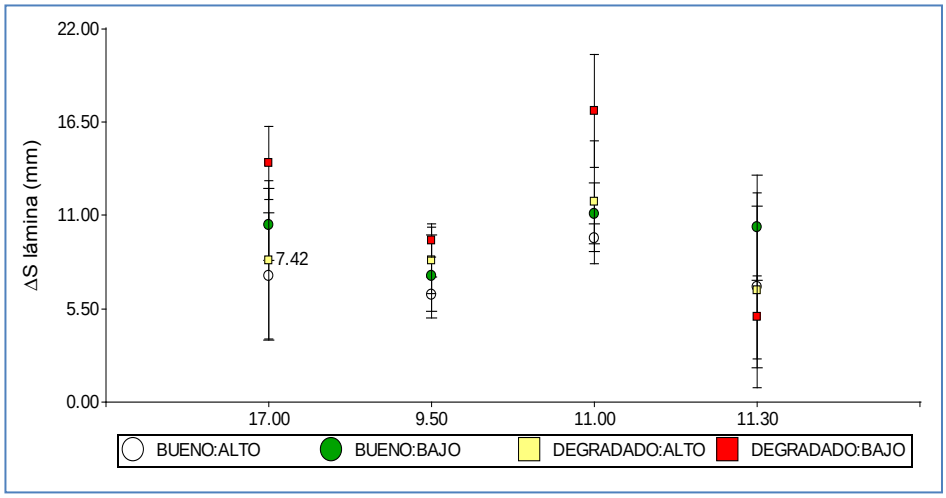


Gráfico 2: promedio de la variación de almacenamiento de agua en el suelo (lámina post-evento – lámina antecedente) luego de 4 eventos de lluvia en otoño y primavera de 2017 para los sitios observados: estado bueno y estado degradado, en combinación con la posición en el paisaje: alto y bajo

En la mayoría de los eventos estudiados no se observaron evidencias marcadas de escurrimiento superficial. Sin embargo, incluso en algunos eventos de baja intensidad y magnitud, pudo observarse una tendencia a que las partes más bajas del paisaje reciban más agua en las áreas degradadas que en las de buena cobertura. Esto sugiere que existen escurrimientos desde las partes más altas y que son de mayor magnitud en las áreas con menos cobertura. Según Wilcox *et al.*(2003), al aumentar la escala espacial de análisis se perdería participación del escurrimiento en el balance hídrico total. Sin embargo, atendiendo a las tendencias observadas, podríamos aspirar a lograr una estimación de los flujos superficiales para los eventos más intensos y comparar el rendimiento hídrico de distintos estados de degradación del pastizal.

Así, parece posible cuantificar movimientos de agua superficiales a escala de paisaje y también estimar su potencial erosivo. Este trabajo aporta un indicio de los factores que disparan el transporte de agua y materiales en los pastizales, que hasta el momento no habían sido abordados a esta escala en la región. Profundizar los estudios aquí

presentados es de gran interés para la evaluación de prácticas de manejo extensivo de pastizales naturales, en vistas de escenarios futuros con aumento en la intensidad de las precipitaciones. Sobre todo en la Patagonia árida donde el agua, aun siendo un recurso escaso, puede ser un agente de degradación importante.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Establecimiento Cerro Blanco del Comallo por abrirnos las puertas para el desarrollo de este trabajo. El estudio se financia gracias a la beca de formación INTA Res1132/016.

BIBLIOGRAFÍA

- Becker, G., D. Bran, M. Cremona, & C. Acevedo, 2012. Impacto de las lluvias torrenciales en Comallo. Revista Presencia. INTA Bariloche 59: 47-49
- Bran, D., R. Lopez, J. Ayesa, J. Gaitán, F. Umaña, & S. Quiroga. 2015. Erosión y Degradación de suelos en la provincia de Río Negro. En R. R. Casas y G.F. Albarracín (ed) El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. FECIC, Buenos Aires. 608 p.
- Chartier, M. P., & C. M. Rostagno. 2006. Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian rangelands. Rangeland Ecology & Management, 59(6): 616-624.
- Cisneros, J., C. Cholaky, G.A. Cantero, J. González, M. Reynero, A. Diez & L. Bergesio. 2012. Erosión hídrica: principios y técnicas de manejo. E-book. UNRC.
- Di Rienzo J .A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada & C.W. Robledo. 2015. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Gaitán, J. J., C. R. López, C.R., & D. Bran. 2009. Grazing effects on soil and vegetation in the Patagonian Steppe. Ciencia del suelo, 27(2): 261-270.
- Godagnone, R. E. & D. Bran. 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la Provincia de Río Negro: geología, hidrogeología, geomorfología, suelos, clima, vegetación y fauna. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. 392 p.
- León, R., D. Bran, M. Collantes, J. Paruelo, & A. Soriano. 1998. Grandes Unidades de Vegetación de la Patagonia. Ecología Austral 8(2): 125-144.
- Ludwig, J. A., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, D.J. Tongway, & A. C. Imeson. 2005. Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. Ecology, 86(2): 288-297.
- Magliano, P.N., D. D. Breshears, R. J. Fernández, y E. G. Jobbágy. 2015(a). Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. Ecological Applications 25: 2094-2100.
- Magliano, P.N., F. Murray, G. Baldi, S. Aurand, R. A. Páez, W. Harder & E. G. Jobbágy. 2015(b). Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. Journal of Arid Environments 123, 93-102.
- Rodríguez-Iturbe, I. 2000. Ecohydrology: a hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. Water Resources Research 36: 3-9.
- Thurow, T. L. 1991. Hydrology and erosion. En: R. K. Heitschmidt y J. W. Stuth (ed.) Grazing Management: An Ecological Perspective. Timber Press, Portland, Oregon. 264p.
- Wilcox, B. P., D.D. Breshears, M.S. Seyfried, & S. W. Trimble. 2003. Rangelands, water balance on. Encyclopedia of water science, 791-794.

C4P5. USO DE UN DISPOSITIVO SENCILLO PARA RECOLECTAR MUESTRAS DE SEDIMENTOS INTEGRADAS EN EL TIEMPO

Ares, María G.[1,2,3]*; Mozo, Joaquín[2,4]; González Castelain José[2]; Chagas, Celio[5] y Varni, Marcelo[2]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [2]Instituto de Hidrología de Llanuras; [3]Facultad de Ingeniería UNCPBA; [4]Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica; [5]Universidad de Buenos Aires- FAUBA; *Autor de contacto: República de Italia 780, Azul, Pcia de Bs. As. gares@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El alto costo del instrumental para el análisis de la erosión hídrica a escala de cuenca es una de las limitantes para generalizar su estudio. Investigadores desarrollaron un dispositivo sencillo y de bajo costo de construcción que permite recolectar de manera integrada en el tiempo, los sedimentos transportados en cauces, y que da medidas relativas del material que se moviliza vinculado al proceso erosivo en los periodos estudiados. Este trabajo tiene por objetivo analizar las relaciones entre el sedimento recolectado mediante un dispositivo del tipo antes mencionado y las variables hidrometeorológicas registradas a lo largo de nueve períodos comprendidos entre febrero de 2016 y septiembre de 2017, en una microcuenca del centro de la Pcia de Bs As. Se estudiaron los sólidos totales recolectados (ST), la precipitación total (P), la pluviometría de las lluvias erosivas (Pe), la intensidad máxima en 30 minutos (I30p), la energía de las lluvias (Ep), el producto entre la energía e I30 de las precipitaciones (EI30p), el volumen total escurrido, el volumen total escurrido durante las lluvias erosivas y el volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas. Las correlaciones de Spearman entre ST y P, Pe, E y EI30 fueron estadísticamente significativas ($p<0,05$). Tales relaciones indicarían la relevancia de las lluvias en el proceso de pérdida de suelo en la cuenca y el predominio de erosión laminar durante el período. Esto coincide con resultados de trabajos previos llevados a cabo con datos de un recolector automático y con los signos de erosión relevados a campo. Así, las relaciones entre los ST y las variables mencionadas reflejarían las condiciones del proceso erosivo predominante. Se considera que estos resultados son alentadores para continuar o implementar el uso de este dispositivo en esta y en otras cuencas de características similares de nuestro país.

Palabras clave: erosión hídrica, cuenca

INTRODUCCIÓN

En Argentina, estadísticas recientes indican que 64,6 millones de hectáreas se encuentran afectadas por erosión hídrica, y que tal proceso está en avance (Casas, 2015). Por ello, esta problemática requiere ser estudiada de manera que se reconozca la importancia relativa que tienen los factores involucrados en el proceso (Giménez *et al*., 2012) y las áreas fuentes de erosión en las cuales implementar prácticas de control efectivas que eviten la pérdida del suelo (Porto et al., 2016), que pueden ser analizadas mediante el estudio de la calidad del material que se pierde.

En nuestro país se han realizado estudios de erosión a escala de parcela con simulador de lluvia (Chagas, 1995), y a escala de cuenca mediante técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica (Gaspari & Bruno, 2003; Beherends Kraemer *et al*., 2013). Sin embargo, los estudios in situ a escala de pequeña cuenca agropecuaria aún no son frecuentes. Dentro de las causas principales se encuentra el alto costo del instrumental para realizar los monitoreos, lo que es igualmente reconocido a nivel mundial (Smith & Owens, 2014). Considerando esta limitación, Phillips *et al*. (2000) desarrollaron un recolector de muestras integradas en el tiempo de construcción sencilla y de bajo costo para obtener material en cantidad que permita detectar sitios fuente de erosión. Además, este dispositivo, que se instala en cursos de agua que drenan cuencas de superficies pequeñas, no requiere de una fuente de energía y no tiene costo de mantenimiento (Russell *et al*., 2000). Schindler Wildhaber *et al*. (2012) y Perks *et al*. (2013) señalan que este muestreador da medidas relativas del transporte de sedimentos. Así, se puede abordar una caracterización comparativa de la dinámica temporal de la producción de sedimentos y de sus relaciones con los factores involucrados en tal producción. Esto puede contribuir a interpretar los procesos erosivos que ocurren en una cuenca (Ares *et al*., 2014). Por lo tanto, el uso de dicho dispositivo posibilitaría el estudio del proceso erosivo de manera económica y sencilla, lo que es de importancia para incrementar los monitoreos en nuestro país.

Este trabajo tiene por objetivo analizar las relaciones entre el sedimento recolectado por este dispositivo y las variables hidrometeorológicas registradas a lo largo de diferentes períodos comprendidos entre febrero de 2016 y septiembre de 2017, en una microcuenca del centro de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a una microcuenca perteneciente a la subcuenca del arroyo Videla, tributario del arroyo del Azul, en la zona central de la provincia de Buenos Aires. Su superficie es de 566 ha y su pendiente media de 3 %, con sectores que pueden superar el 10 % de pendiente y otros en los que puede ser menor que 1 %. De acuerdo con la cartografía de suelos existente (INTA, 1992), predominan los Argiudoles típicos (67,9 %) y Hapludoles y Argiudoles líticos (27,6 %), mientras que el 4,5 % de la superficie corresponde a los suelos con capacidad de drenaje reducida, cercanos al cauce principal de la microcuenca. En la microcuenca tienen lugar actividades agrícolas, que se realizan bajo siembra directa. El área se encuentra bajo monitoreo para el estudio del proceso de erosión hídrica desde el año 2011 (Ares *et al*., 2016).

Descripción del recolector Phillips *et al*. (2000) modificado y procesamiento de las muestras obtenidas

Este dispositivo recolecta, de manera integrada en el tiempo, muestras de sedimentos transportados en suspensión por el cauce que drena la microcuenca. Está compuesto por un tubo de PVC de 9,8 cm de diámetro y 100 cm de longitud (Figuras 1a y 1b). En uno de sus extremos posee un embudo de polietileno (para reducir las perturbaciones al flujo natural del cauce), en el que se ubica en su porción más fina, un tubo de aluminio de menor diámetro (0,6 cm) y de 15 cm de longitud, por el cual ingresa el agua con sedimentos. En el extremo opuesto posee una tapa con un orificio en el que se encuentra un tubo de iguales características por el que sale el agua. En este caso, se sujeta por medio de dos abrazaderas unidas a varillas con rosca, que a su vez se sostienen a dos hierros estructurales que atraviesan el cauce y se apoyan entre las márgenes, de manera que queda colgado de dicha estructura y sumergido en la dirección del flujo. La diferencia entre las secciones internas del tubo de PVC (77,43 cm^2) y del tubo de aluminio de ingreso del agua con el sólido suspendido (0,28 cm^2) induce la sedimentación por la reducción en la velocidad del flujo (Phillips *et al*., 2000).

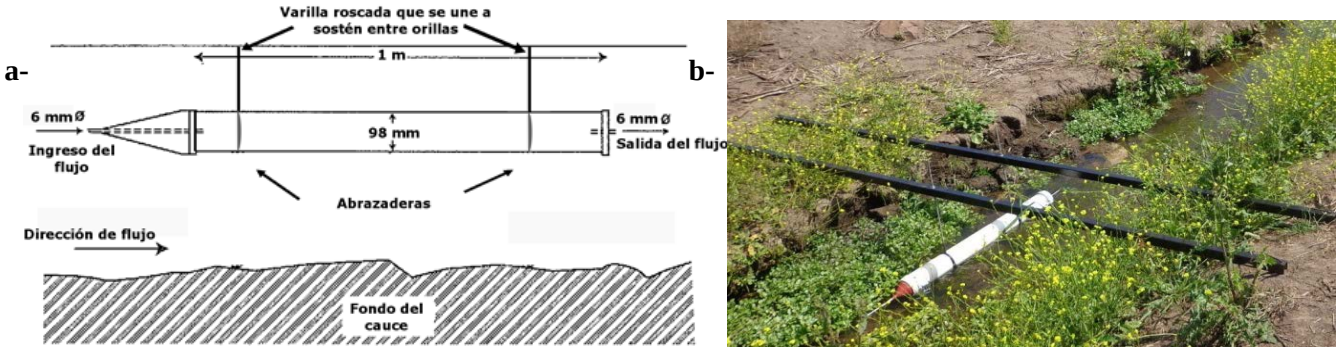


Figura 1. a- Diagrama de recolector Phillips *et al*. (2000) modificado, adaptado de Russell *et al*. (2000). b- Recolector preparado para su instalación en la microcuenca bajo estudio.

Se consideraron los datos de los muestreos mensuales realizados entre febrero y noviembre de 2016 (Muestreos 1: 22/02/2016 - 29/03/2016; 2: 29/03/2016 - 22/04/2016; 3: 22/04/2016 - 10/06/2016; 4: 10/06/2016 - 11/07/2016; 5: 18/08/2016 - 30/09/2016; 6: 30/09/2016 - 21/10/2016; 7: 21/10/2016 - 21/11/2016) . Dado que durante el otoño-invierno de ese año la cantidad de material recolectado a lo largo de un mes fue escasa, se prolongó el tiempo de muestreo durante la misma época del año 2017 (Muestreos 8 y 9 entre 27/03/2017 y 07/06/2017 y entre 07/06/2017 y 06/09/2017, respectivamente.).

Las muestras recolectadas en el campo fueron llevadas al laboratorio donde se dejaron sedimentar. El material sólido se separó del líquido mediante las técnicas recomendadas en ASTM (2007): filtrado del sobrenadante con filtro de fibra de vidrio de malla 0,45 µm y evaporación del líquido remanente en los sólidos a una temperatura de 60°C hasta peso constante. Se consideró la masa de los sólidos totales recolectadas en cada muestra (ST, g).

Registros de precipitación y cálculo de las variables asociadas

Se emplearon los datos de las lluvias registradas cada 10 minutos por la estación meteorológica “Cerro del Águila”. Dicha estación se encuentra a 5 km del punto de cierre de la microcuenca y registra la lluvia con una precisión de 0,20 mm a través de un sistema de cangilones.

Se calcularon la precipitación total (P, mm) y la correspondiente a las lluvias erosivas (Pe, mm), que son aquellas que superan los 12,7 mm (Wischmeier & Smith 1978), caídas durante cada período de muestreo, la intensidad máxima en 30 minutos registrada durante dicho período (I30p, mm h^{-1}), y la sumatoria de la energía y del producto entre la energía e I30 de las lluvias de dicho período (Ep y EI30p, respectivamente).

Se determinó la intensidad correspondiente a cada lectura de lluvia de 10 minutos, y con estos datos se estimó la energía cinética de cada intervalo, según la relación matemática establecida por Wischmeier y Smith (1978)

$$e = 0{,}119 + 0{,}0873 \log_{10}(i) \qquad (1)$$

donde *e*= energía cinética del intervalo, en MJ ha-1 mm-1, e *i*= intensidad de la lluvia, en mm h-1.

La energía cinética total de la precipitación (E) se obtuvo a partir de la sumatoria de las energías individuales de los intervalos. Por otra parte, la intensidad máxima en 30 minutos se estimó mediante la máxima precipitación caída en intervalos variables de 30 minutos. Con estos datos se calculó finalmente el producto EI30 de las tormentas, expresado en MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$.

Registros de escurrimiento y cálculo de las variables asociadas

Para este estudio se calculó: (a) el volumen total escurrido en el período de muestreo (que incluye escurrimiento superficial más flujo base, VT), (b) el volumen total escurrido durante las lluvias erosivas (VTe), y (c) el volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas (VSe). Estas variables se obtuvieron a partir de los datos de escurrimiento registrados con un limnígrafo con sensor de presión ubicado en la estación de monitoreo instalada a la salida de la microcuenca. El nivel de agua se midió cada 30 minutos y se transformó en caudal empleando la curva altura-caudal de la sección obtenida a través de aforos realizados con molinete hidrométrico y medidor de caudal.

Análisis de datos

Se calcularon los valores máximos, mínimos y las medianas de las variables estudiadas, y se analizaron las correlaciones no paramétricas entre ST y P, Pe, I30, Ep, EI30, VT, VTe y VSe, con un intervalo de confianza del 95%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La precipitación total del año 2016 fue de 724,2 mm, mientras que la acumulada entre enero y el 06/09/2017 de 764,4 mm. Si bien este último dato no corresponde a un valor anual, la pluviometría del período bajo estudio es menor que el promedio anual 1969-2015, de 905,44 mm, correspondiente a la estación Monasterio Trapense que es la más cercana al área de estudio que cuenta con registros completos confiables.

En tanto, la erosividad de las lluvias de 2016 fue de 2693.2 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$, y la asociada al período 01/01-06/09/2017, fue de 2.972,4 MJ mm ha^{-1} h^{-1}. Este último valor coincide con la mediana de esta variable entre 2011 y el 06/09/2017, mientras que los percentiles 25 y 75 fueron de 2.498,6 y 4.630,4 MJ mm ha-1 h-1 año-1, respectivamente en este ciclo. Así, las precipitaciones registradas durante los muestreos en análisis pueden ser consideradas de condiciones medias a poco erosivas.

La Figura 2 muestra que los sólidos totales recolectados presentaron valores entre 1 y 16,4 g, el 75% de la muestras correspondieron a valores menores que 7,7 g y sólo dos superaron esa cantidad, durante los períodos 1 y 9. El índice EI30 mostró el rango intercuartil más amplio, lo que indica su variabilidad a lo largo del lapso considerado. En tanto, en orden de importancia de dicho rango siguieron VT, P, Pe y VTe. Con respecto al VSe, sólo durante los períodos 8 y 9 se registraron los valores superiores al percentil 75.

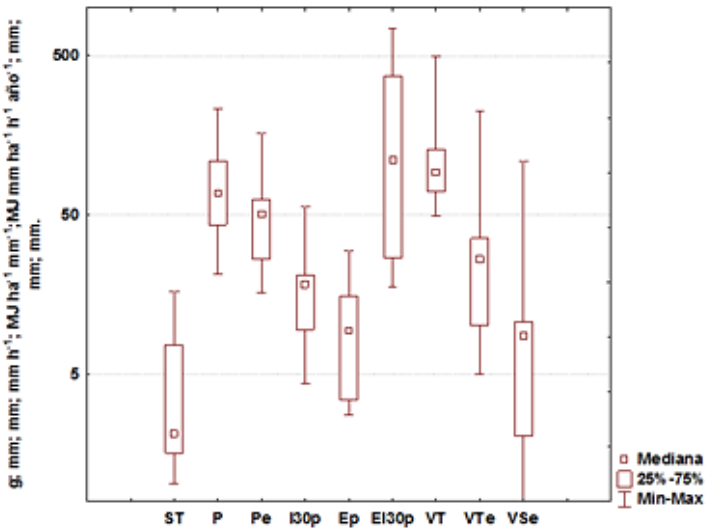


Figura 2. Diagrama de cajas de las variables consideradas durante los 9 períodos de muestreo analizados en la microcuenca bajo estudio. ST: sedimentos totales; P: Precipitación total; Pe: pluviometría de las lluvias erosivas; I30p: intensidad máxima en 30 minutos; Ep: energía de las lluvias; EI30: producto entre la energía e I30 de las precipitaciones; VT: volumen total escurrido; VTe: volumen total escurrido durante lluvias erosivas; VSe: volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas. Los valores de las variables P, Pe, Ep, EI30p, VT, VTe, VSe corresponden al total para cada período.

La cantidad de material recolectado presentó correlaciones estadísticamente significativas ($p<0,05$) con P, Pe, Ep y EI30. Por su parte, no se registraron tales correlaciones con ninguna de las variables asociadas al escurrimiento ni con I30 (Tabla 1).

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Spearman entre los sedimentos totales (ST) obtenidos durante los muestreos y las variables hidrometeorológicas calculadas para cada período considerado (Precipitación total (P); pluviometría de las lluvias erosivas (Pe); la intensidad máxima en 30 minutos (I30p); energía de las lluvias (Ep); producto entre la energía e I30 de las precipitaciones (EI30p); el volumen total escurrido (VT); volumen total escurrido durante las lluvias erosivas (VTe); volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas (VSe). Los coeficientes en negrita y cursiva indican correlaciones significativas a nivel $p<0,05$.

Variables	P	Pe	I30p	Ep	EI30p	VT	VTe	VSe
ST	***0,68***	***0,82***	0,58	***0,72***	***0,75***	0,28	0,53	0,62

Según los aspectos antes señalados en relación a las precipitaciones y los correspondientes a análisis previos realizados en el área de estudio con muestras provenientes de crecidas de un recolector automático (Ares, 2014; Ares *et al*., 2014), las relaciones significativas reflejarían las condiciones de salida de material y del mecanismo erosivo predominante. Así, tales relaciones indicarían la relevancia de las lluvias en el proceso de pérdida de suelo en la cuenca. En este sentido, los ST obtenidos durante los períodos analizados durante 2016, el año de menor pluviometría, totalizaron 26,6 g, durante 9 meses de muestreo. Por su parte, los ST correspondientes a 2017, fueron de 24,3 g, equivalentes al 91,3% de los ST de 2016, en 6 meses de monitoreo y en un periodo de precipitaciones más elevadas.

La energía de las lluvias es de importancia en el desprendimiento y transporte de suelo por la salpicadura de las gotas (van Dijk *et al*., 2002). Sin embargo, dicho transporte requiere de la velocidad del flujo para hacer efectiva la salida de los sedimentos, en la que la I30 tendría un rol clave (Duvert *et al*., 2012). De este modo, la correlación significativa entre ST y Ep sugiere la ocurrencia de erosión laminar. En tanto, la falta de correlación entre ST y las variables del escurrimiento e I30 indicarían que la erosión en surcos no habría sido el proceso dominante en la cuenca. Esto coincide con las observaciones realizadas en el campo, en las que además de signos de salpicadura y erosión laminar, sólo se evidenció la presencia de pequeños surcos de relevancia local y no conectados, que no constituyeron vías de circulación preferenciales de agua y sedimentos.

CONCLUSIONES

En este trabajo se analizaron los primeros resultados de monitoreos de salida de sedimentos de una cuenca agrícola pequeña obtenidos por medio de un dispositivo muestreador de construcción sencilla y de bajo costo. Los

resultados indican que las relaciones entre el material recolectado y las variables hidrometorológicas reflejarían las condiciones del proceso erosivo predominante en la cuenca durante el período analizado. Si bien el funcionamiento de este dispositivo debe seguir siendo evaluado, se considera que estos resultados son alentadores para continuar o implementar su uso en esta y en otras cuencas de características similares de nuestro país.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado parcialmente por los proyectos UBACYT 20020130100709BA, por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Se agradece a Lic. F. Altolaguirre y Téc. N. De Líbano por su colaboración en el procesamiento de las muestras de agua y sedimentos. Se agradece a Ing. Georgina Cazenave y a Téc. Matías Silicani por su colaboración en las tareas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ares, MG. 2014. Lluvia, escurrimiento y producción de sedimentos en una microcuenca agrícola del Sistema de Tandilia. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina. 117 pp
- Ares, MG.; M Varni & C Chagas. 2014. Erosión hídrica en una microcuenca agrícola bajo siembra directa del centro de la provincia de Buenos Aires. Ci. Suelo 32: 259-270.
- Ares, MG.; M Varni & C Chagas. 2016. Suspended sediment concentration controlling factors: an analysis for the Argentine Pampas region. Hydrolog. Sci. J. 61(12): 2237-2248
- ASTM D3977-97. 2007. Standard test methods for determining sediment concentration in water samples. ASTM International, USA.
- Behrends Kraemer, F; C Chagas; G Marré; EA Palacín & OJ Santanatoglia. 2013. Desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca de La Pampa ondulada: Efectos sobre el escurrimiento superficial y erosión hídrica. Ci.Suelo 31(1): 83-92.
- Casas, R. 2015. La erosión del suelo en la Argentina. En: Casas, R. y Albarracín, F.A. (Compiladores). El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. Tomo 2. 1ra edn. Pp 433-452. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro para la promoción de la conservación del suelo y el agua (PROSA). Argentina.
- Chagas, CI. 1995. Efectos de la rugosidad superficial, el tamaño de agregados y la estabilidad estructural sobre la erosión entre surcos en un Argiudol. Ci. Suelo 13(2): 85-90.
- Duvert, C; G Nord; N Gratiot; O Navratil; E Nadal-Romero; N Mathys; J Némery; D Regüés; JM García Ruiz; F Gallart & M Esteves. 2012. Towards prediction of suspended sediment yield from peak discharge in small erodible mountainuos catchments (0.45-22 km2) of France, Mexico and Spain. J. Hydrol. 454-455: 42-55.
- Gaspari, F & JE Bruno. 2003. Diagnóstico de degradación ambiental por erosión hídrica en la cuenca del arroyo Napostá Grande. Ecol. Austral 13:109-120
- Giménez, R; J Casalí; I Grande; J Díez; MA Campo; J Álvarez-Mozos & M Goñi. 2012. Factors controlling sediment export in a small agricultural watershed in Navarre (Spain). Agr. Water Manage. 110: 1-8.
- INTA. 1992. Carta de Suelos de la Provincia de Buenos Aires. Hoja 3760-22, Chillar. Buenos Aires, Argentina
- Perks, MT; J Warburton & L Bracken. 2014. Critical assessment and validation of a time-integrating fluvial suspended sediment sampler. Hydrol. Process. 28(17): 4795-4807.
- Phillips, JM; MA Russell & DE Walling. 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. Hydrol. Process. 14(14): 2589-2602.
- Porto, P; DE Walling; C La Spada & G Callegari. 2016. Validating the use of 137Cs measurements to derive the slope component of the sediment budget of a small rangeland catchment in southern Italy. Land Degrad. Dev. 27(3): 798-810.
- Russell, MA; DE Walling & RA Hodgkinson. 2000. Appraisal of a simple sampling device for collecting time-integrated fluvial suspended sediment samples. IAHS Publication 263: 119-127.
- Schindler Wildhaber, Y; C Michel; P Burkhardt-Holm; D Bänninger & C Alewell. 2012. Measurement of spatial and temporal fine sediment dynamics in a small river. Hydrol. Earth Syst. Sc. 16: 1501-1515.
- Smith, TB & PN Owens. 2014. Flume-and field-based evaluation of a time-integrated suspended sediment sampler for the analysis of sediment properties. Earth Surf. Proc. Land. 39(9): 1197-1207.
- van Dijk AI; LA Bruijnzeel & CJ. Rosewell. 2002. Rainfall intensity-kinetic energy relationships: a critical literature appraisal. J. Hydrol. 261: 1-23.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. Handbook 537, USDA-ARS.

C4P6. ESTRUCTURA SUPERFICIAL EN UN HAPLUSTOL BAJO SIEMBRA DIRECTA Y ROTACIÓN DE CULTIVOS

Aoki, Antonio M.; Alvarez, Carolina; Giubergia, Juan P.; Ateca, María R. y Apezteguía, Hernán P.

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ing. Agr. Aldo Félix Marrone 746. Ciudad Universitaria. Córdoba Capital. CP 5000. Argentina. aaoki@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

En los sistemas de producción de la región central de Córdoba han ocurrido procesos de agriculturización que se caracterizaron por un creciente predominio de la soja en monocultivo en reemplazo de otros cultivos como sorgo, maíz, trigo, girasol y maní; inicialmente ocurrió en sistemas convencionales de labranzas y sin rotación de cultivos, posteriormente, los sistema de labranza fueron evolucionando hacia los llamados “conservacionistas” dentro de los cuales el sistema de siembra directa es el de mayor adopción en la región. El objetivo de este trabajo es comparar el efecto combinado de secuencias y de manejo de cultivos sobre condición estructural superficial de un suelo Haplustol de la región central de Córdoba. Las determinaciones se efectuaron en parcelas de 35 x 110 m correspondientes a un ensayo iniciado en 1995 en la EEA INTA Manfredi (Lat. 31,5º S, Long. 63,5º O). El diseño experimental es bifactorial: un factor secuencia de cultivos con dos niveles (monocultivo de soja -SS- y rotación soja-maíz -SM) y otro factor manejo de cultivos con tres niveles (siembra directa -SD-, siembra directa con cultivo de cobertura -SDcc- y labranza convencional -LC-). El suelo es un Haplustoléntico (Serie Oncativo) profundo, bien drenado, de textura franco limosa. Se extrajeron 3 muestras sin disturbar por parcela (45 muestras) de 0-10 cm, se las llevó a laboratorio y se determinó estabilidad estructural -EE- por tamizado en húmedo, cambio en el diámetro medio ponderado de los agregados -CDMP- por el método de tamizado en seco y en húmedo, y glomalina fácilmente extraíble con la metodología de Bradford. La glomalina es una glicoproteína producida por hongos micorrízicoarbusculares que se relaciona con la estabilidad de los agregados del suelo. Se efectuaron correlaciones y comparaciones con el test Pearson (α= 0,05). La glomalina correlacionó positivamente con EE (R^2=0,55) y negativamente con CDMP (R^2= -0,61). Se observó una elevada correlación negativa entre EE y CDMP (R^2= -0,89), lo que indicaría que ambos métodos son buenos estimadores de la condición estructural del suelo y denotaría la posibilidad de utilizar, con igual confianza, el método que esté disponible o el que sea de mas económico y expeditivo. En cuanto al contenido de glomalina SS con LC resultó estadísticamente inferior a los restantes tratamientos, no encontrándose diferencias entre ellos. Analizando el factor secuencia de cultivos se encontró SM > SS. Con relación a EE el test de Pearson mostró la secuencia estadística: SM SD = SM SDcc> SS SD = SS SDcc> SS LC = SM LC. En el CDMP de los agregados las diferencias estadísticas fueron las siguientes: SS LR > SM LR > SS SD = SS SDcc> SM SD = SM SDcc. Esto muestra la importancia de no mover el suelo para mantener la estructura y de incluir en rotación cultivos con mucho volumen de rastrojo.

Palabras claves: Glomalina, estabilidad estructural, CDMP.

C4P7. VARIACIÓN EN EL CONTENIDO DE C Y N POR INTRODUCCIÓN DE *LEUCAENA LEUCOCEPHALA* EN SISTEMAS PASTORILES

Banegas, Natalia[1,2]; Viruel, Emilce[2]; Corbella, Roberto[1], Plasencia, Adriana[1], y Radrizzani, Alejandro[2] .

[1]Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina. [2] INTA-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP-INTA) Leales (CP 4113) Tucumán - Argentina.

RESUMEN

La potencialidad para almacenar C en suelo bajo pasturas puede limitarse por la baja disponibilidad de N. Es por ello que, existe consenso en relación a los beneficios potenciales de la introducción de leguminosas para incorporar N en pasturas megatérmicas, como una alternativa sustentable para la producción pecuaria, especialmente en zonas subtropicales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la introducción de *Leucaena leucocephala* (Leucaena) sobre propiedades químicas del suelo en un sistema pastoril con base pasturas megatérmicas del Chaco Semiárido. El estudio se realizó en el Instituto de Investigación Animal del Chaco semiárido (IIACS), en un lote con *Brachiaria Brizantha* cv. Marandú (Brachiaria). En el año 2009, el lote fue dividido sembrándose en parte del mismo *Leucaena*. La misma se intersembró, a través de la técnica de siembra directa, en doble línea (a 1m) separada de otra doble línea a 5m. Posteriormente, en diciembre de 2011, toda la superficie cubierta con Brachiaria fue resembrada con *Chloris gayana* cv. Finecut. Quedaron establecidos, entonces, dos tratamientos: Pasturas megatérmicas (Brachiaria y Chloris) asociadas a Leucaena (PL), y pasturas megatérmicas (Brachiaria y Chloris) sin Leucaena (PP). Ambos tratamientos fueron pastoreados por bovinos desde mediados de primavera hasta fines del otoño, previó a los eventos de heladas. Las muestras de suelo fueron extraídas en marzo de 2013 y 2014, a tres profundidades: 0-20, 20-50 y 50-100 en PP y PL. El muestreo fue en zig-zag, extrayendo tres muestras compuestas por profundidad. Las muestras fueron llevadas a laboratorio, secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm. Sobre las mismas se determinó carbono orgánico (CO) por Walkey Black y Nitrógeno total (Nt) por Kjedhal. El contenido de CO y Nt en ambos tratamientos para los años 2013 y 2014 presentó los mayores valores en el estrato 0-20 cm, con respecto a las restantes profundidades evaluadas. Entre tratamientos, se observaron diferencias significativas en el contenido de CO, registrándose un incremento en los valores del mismo en el año 2014 en PL. En el 2013, se obtuvieron valores de 28,3±1,22 y 29,8±0,96 $Mg.ha^{-1}$ para PL y PP respectivamente, mientras que en 2014 los valores fueron 30,0±1,13 y 31,7±1,05 $Mg.ha^{-1}$ para PL y PP respectivamente, lo que significó una tasa de ganancia para PL de 1,71 Mg $C.ha^{-1}.año^{-1}$, y para PP de 1,95 Mg $C.ha^{-1}.año^{-1}$. La asociación leguminosa-pastura (PL) presentó los mayores contenidos de Nt con diferencias significativas en la profundidad 0-20 cm (0,130±0,0038 % y 0,137±0,0039 % para PL, año 2013 y 2014, respectivamente; 0,125±0,0032 % y 0,131±0,0035 % para PP, año 2013 y 2014, respectivamente). A mayores profundidades, no se registraron diferencias significativas entre tratamientos. La introducción de una leguminosa se traduzco en valores de N de 3,17±0,078 y 3,34±0,092 $Mg.ha^{-1}$ para PL en año 2013 y 2014, respectivamente, mientras que en PP se registraron valores de 3,05±0,076 y 3,20±0,088 $Mg.ha^{-1}$ en 2013 y 2014, respectivamente. La tasa de ganancia en mencionada profundidad fue de 0,17 y 0,15 Mg $N.ha^{-1}.año^{-1}$ para PL y PP, respectivamente.

Palabras clave: leguminosas, gramíneas, pasturas

C4P8. EFECTOS TEMPRANOS DE DOS SISTEMAS PRODUCTIVOS SOBRE LA CALIDAD DE UN HAPLUDOL EN FORMOSA

Baridón, Juan E.; Novella, Cristian J. y Rigonatto, Gabriela M.

Laboratorio de Suelos, Aguas y Forrajes. Centro de Validación de Tecnologías Agropecuarias Ibarreta. CEDEVA. Gobierno de Formosa. Ruta Nac. 81 Km 1376. Ibarreta (CP 3624), Formosa, Argentina. estebanbaridon@gmail.com

RESUMEN

En el noreste argentino se suceden desde hace años cambios de uso del suelo con un marcado avance de cultivos anuales en competencia con los usos tradicionales de la tierra, proceso denominado agriculturización por algunos autores. La provincia de Formosa debido a mejoras en su infraestructura, es actualmente un polo de este proceso. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar, a 5 años del desmonte, los efectos de dos sistemas de manejo sobre un Hapludol de la región central de Formosa. Se analizaron tres usos del suelo: Monte nativo degradado (M), considerado situación testigo; Agricultura continúa en siembra directa (A) y Ganadería (G) en pastura implantada. Se utilizaron seis posibles indicadores de calidad para el horizonte superficial: pH, Carbono orgánico oxidable (COo), Carbono particulado (COp), estabilidad estructural (EE), Nitrógeno total (Nt) y densidad aparente (DA); de 10 a 20 cm se evaluó pH y DA. El suelo, en el uso Ganadería, mantuvo niveles de COo y EE similares al monte nativo. Este último presentó pH superficial ligeramente ácido, mientras que los otros usos produjeron su incremento. La densidad aparente aumentó en Ganadería y Agricultura con respecto al testigo. El COp resultó el indicador más afectado en A y G. Se concluye que los sistemas agrícolas y ganaderos aplicados en forma continua produjeron modificaciones en la calidad del Hapludol estudiado. Las variables pH, COo, COp, EE y Da resultaron indicadores tempranos de la pérdida de calidad del suelo. La agricultura continua en siembra directa produjo el mayor deterioro del sistema edáfico. Contrariamente a lo esperado 5 años de pastura implantada sólo atenuaron el deterioro del suelo, sin producir mejoras sobre la calidad del mismo respecto a Monte nativo degradado.

Palabras clave: indicadores, carbono particulado, agriculturización.

INTRODUCCIÓN

Para el año 2050 se estima un crecimiento de 38 % en la población mundial, que pasará de 6.987 a 9.587 millones de personas (*Population Reference Bureau*, 2013). Ante este escenario demográfico, acompañado por el incremento en la demanda de alimentos, la respuesta obligada consistirá en el aumento de la producción, en particular en países como Argentina, con condiciones edafoclimáticas favorables y potencialidad productiva aun no utilizada.

El avance de cultivos anuales sobre diferentes ambientes, en competencia con los usos tradicionales de la tierra, ha sido definido por algunos autores como “agriculturización” (Baridón y Casas, 2014). La provincia de Formosa, debido a mejoras en su infraestructura, es actualmente un polo de este proceso, lo cual requiere del análisis y monitoreo de la calidad de sus suelos. En tal sentido, es complejo determinar si un sistema productivo es sostenible, y en particular si el suelo a mediano y largo plazo no pierde calidad. Existen numerosas definiciones de calidad del suelo, la mayoría de ellas se basan en su capacidad de cumplir con ciertas funciones: productividad biológica sostenible (producir sin perder sus propiedades físicas, químicas y biológicas); atenuar contaminantes ambientales y patógenos; ciclado de nutrientes, movimiento hídrico, soporte estructural; resistencia-resiliencia y hábitat- biodiversidad, entre otras (Doran y Parkin, 1994; Karlen *et al*., 1997; Andrews *et al.*, 2004). Si bien no existe un método universal para evaluar los cambios en la calidad del suelo, es frecuente hacerlo mediante la utilización de indicadores. Los indicadores de calidad son variables edáficas sensibles al manejo y a las condiciones edafoclimáticas, capaces de sintetizar información; miden, cuantifican y comunican esa información (Cantú *et al*., 2007; García *et al.*, 2012). Así, para cada región es necesario la determinación de un conjunto mínimo de indicadores y la asignación de valores umbrales para los mismos (Wilson y Sione, 2017).

La pérdida de calidad del suelo, en Formosa ha sido reportada en distintas situaciones. Baridón *et al.* (2012), registraron la disminución del COo, Carbono liviano y Nt en un Hapludalf de la región centro oeste (Laguna Yema), luego del desmonte y 10 años de agricultura continua con labranza convencional. Trabajando en Hapludoles y Argiudoles del área noreste, con mayores contenidos de humedad edáfica, Baridón y Casas, (2014) informaron marcadas alteraciones en la calidad de los mismos luego de 20 a 25 años de uso continuo con distintos sistemas productivos, y definieron indicadores de calidad.

La región de estudio, centro de la provincia de Formosa, posee una elevada potencialidad ganadera-agrícola, con complejos de suelos que incluyen a Hapludoles entre sus componentes de mejor aptitud. En la misma aún existe una

amplia zona con montes nativos, degradados por entresacas de madera y pastoreo, con una tendencia hacia el cambio de uso a una agricultura continua y ganadería intensiva.

El objetivo del presente trabajo fue cuantificar, a 5 años del desmonte, los efectos de dos sistemas de manejo sobre un Hapludol de esta región de Formosa.

MATERIALES Y METODOS

1- Características generales del área de trabajo:

Se trabajó en un establecimiento representativo de la zona centro de Formosa ubicado en cercanías de la localidad de Subteniente Perín, Departamento Bermejo (Figura 1).

Según INTA (SAGyP-INTA 1990) los suelos característicos conforman una asociación de Haplustol, Natracualf y Albacualf. No obstante los registros climáticos de la zona permiten definir al régimen de humedad edáfica como údico. Así, el suelo de mejor aptitud agrícola ganadera se clasifica como Hapludol y se presenta en relieves normales y posición de lomas altas. La vegetación natural predominante está integrada por bosques altos, abiertos o cerrados. La región se caracteriza por presentar un equilibrio entre precipitación y evapotranspiración anual, próxima a los 1000 mm, con lluvias concentradas en la época estival. La temperatura media anual es de 22 ºC, con temperaturas máximas que superan los 45 ºC. Las temperaturas mínimas absolutas de mayor riesgo se registran entre junio, julio y agosto con probabilidad de ocurrencia de heladas. La frecuencia de estas es de 0-8. (Portal Oficial de Formosa, 2005).

2- Sistemas Productivos:

Se identificaron tres sistemas productivos (SP) representativos de los distintos usos del suelo: Monte nativo degradado (M), Agricultura continua (A), Ganadería (G). Las características de cada sistema son las siguientes:

- Monte nativo degradado (M): Constituye un monte de especies nativas, degradado por pastoreo, apertura de picadas y entresacas de madera. Los árboles dominantes son: Quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*), Quebracho blanco (*Aspidosperma sp*), Palo santo (*Bulnesia sarmientoii*), Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) y Algarrobo blanco (*Prosopis alba*).
- Agricultura continua (Ac): Comprende un área con agricultura continua en siembra directa, desmontada hace 5 años. El desmonte fue mecánico con topadora, seguido de acordonado y quema. Posteriormente se realizó despalado manual, dos pasadas con rastra de discos pesada y dos de rabasto. Una vez iniciado el ciclo agrícola se continuó con barbechos cortos y control químico de malezas. La historia agrícola del lote fue la siguiente: 2011 desmonte; 2012/2013 Girasol, 2013/2014 Maíz para grano, 2014/2015 Sorgo para silo, 2015/2016 Maíz para silo.
- Ganadería (G): Representada por un área desmontada hace 5 años con pastura de Gatton panic (*Panicum maximun*) y Grama rhodes (*Chloris gayana*).

Figura 1. Ubicación esquemática del área de trabajo

3- Diseño del muestreo.

El muestreo se realizó sobre un Hapludol en los tres SP antes mencionados según un diseño aleatorio estratificado. Los estratos se correspondieron con las situaciones de uso, Monte nativo (M), considerado como testigo; Agricultura continua (A) y Ganadería (G). En cada estrato, se distribuyeron al azar 5 sitios del muestreo. En cada sitio, se extrajo una muestra compuesta superficial de hasta 10 cm de profundidad y otra subsuperficial de 10 a 20 cm. Se analizaron un total de 30 muestras de suelo

4- Indicadores de calidad de suelos.

Se midieron variables ya utilizadas como indicadores en otras regiones de la provincia de Formosa (Baridón *et al*., 2012; Baridón y Casas, 2014). Sobre las muestras superficiales (0-10 cm) se determinó: pH 1:2,5, método potenciométrico; carbono orgánico oxidable (COo), método de Walkley Black; carbono orgánico particulado (COp) (Galantini, 2005); Nitrógeno total (Nt), método Kjeldahl; estabilidad estructural (EE) (Le Bissonnais, 1996) y densidad aparente (Da), método del cilindro (Forsythe, 1975). En las muestras subsuperficiales (10-20 cm) se evaluó pH (pHs) y densidad aparente (Das).

5-Análisis estadísticos

A efectos de caracterizar el comportamiento de las variables se aplicaron técnicas de estadística descriptiva, incluyendo análisis de la varianza. La comparación de medias se realizó mediante el test de diferencias mínimas significativas de Fisher.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores medios de las variables propuestas como indicadores de calidad en los distintos usos del suelo, sus desvíos estándar y la existencia de diferencias estadísticas significativas, se presentan en la Tabla 1. En la misma se observa que los valores medios de pH, COo, COp, EE, Da de las muestras superficiales y la densidad aparente subsuperficial (Das), presentaron diferencias significativas entre los distintos usos. Contrariamente Nt del horizonte Ap y pH subsuperficial (pHs), no evidenciaron diferencias estadísticas.

Tabla 1. Valores de las variables analizadas en cada sistema productivo.

			Variables analizadas								
			pH	**COo [g.kg^{-1}]**	**Cop [g.kg^{-1}]**	**Nt [g.kg^{-1}]**	**C/N**	**EE-dmp [mm]**	**Da [g.cm^{-3}]**	**pHs**	**Das [g.cm^{-3}]**
Sistema Productivo	**A**	Media	7,46$_b$	12,96$_a$	4,83$_a$	1,07$_a$	12,1	0,58$_a$	1,42$_b$	7,44$_a$	1,46$_b$
		D. est.	0,37	3,87	1,92	0,28	---	0,12	0,07	0,31	0,08
	G	Media	7,2$_b$	19,95$_b$	4,79$_a$	1,35$_a$	14,8	1,09$_b$	1,42$_b$	7,94$_a$	1,47$_b$
		D. est.	0,37	4,28	1,38	0,50	---	0,22	0,13	0,59	0,10
	M	Media	6,64$_a$	26,04$_c$	13,01$_b$	1,69$_a$	15,4	1,39$_b$	1,26$_a$	7,64$_a$	1,29$_a$
		D. est.	0,25	4,54	5,82	0,53	----	0,29	0,05	0,55	0,09

A, agricultura; G, Ganadería; M, monte nativo. D. est.: desvío estándar. dmp: diámetro medio ponderado; abc: Letras distintas señalan diferencias significativas. ($p<0,05$)

Los valores medios del pH superficial señalan diferencias significativas de los sistemas agrícola y ganadero con respecto a monte nativo; no así entre ellos (Tabla 1). En M el pH resultó ligeramente ácido mientras que en A y G ligeramente alcalino. La causa podría fundarse en la quema de rastrojos forestales, posterior al desmonte, que produce el aumento del pH superficial del suelo. Esta reacción es más marcada en los primeros 5 cm de profundidad, debido a cationes fácilmente disponibles provenientes de las cenizas (Mils, 2006).

La Tabla 1 permite observar diferencias estadísticas significativas entre los valores medios del COo en el horizonte Ap. Luego de 5 años desde el cambio de uso, el contenido de COo del Monte, 26,04 g.Kg^{-1}, disminuyó 23,39% con uso ganadero, y 50,23% con agricultura continua en siembra directa. Estos cambios son concordantes con los reportes de otros autores ante cambios de uso del suelo. Albanesi *et al*., (2003) trabajando sobre un Haplustol éntico y un Argiustol típico del centro-este de la provincia de Santiago del Estero concluyeron que la menor cobertura vegetal no alcanza a proteger al suelo del excesivo calentamiento, estimulando la mineralización del C y la formación de compuestos de mayor labilidad y más susceptibles a la degradación microbiana. Detectaron 14 % de pérdida de COt en un horizonte Ap de 16 cm de espesor, con 7 años de agricultura continua. Heredia *et al.* (2006) encontraron importantes disminuciones en el contenido de C en suelos dedicados a la agricultura y estas diferencias fueron más marcadas en los primeros años de agricultura convencional. Baridón y Casas, (2014), en Hapludoles similares a los de este estudio, pero en una zona más húmeda de Formosa, reportaron la disminución de 30,75 % del COt en sistemas de agricultura continua y el aumento de 24,72 % en sistemas pastoriles, 25 años después del desmonte. Es factible que este último resultado aún no se manifieste, en las condiciones del actual trabajo, debido a que 5 años pastura implantada no han sido suficientes para revertir los efectos iniciales del desmonte.

El indicador COp presentó diferencias estadísticas entre Monte nativo (13,01 g.Kg^{-1}), Agricultura (4,77 g.Kg^{-1}) y Ganadería (4,83 g.Kg^{-1}), Tabla 1; estos últimos sin diferencias entre sí. Si bien se señaló anteriormente una pérdida de COo de 23,39% en G y 50,23% en A, la perdida de COp fue muy superior en ambos usos con respecto al monte testigo, próxima a 63 %. Según Caldwell *et al*., (2002) esto podría explicarse a partir de los procesos de combustión y violenta mineralización en la quema de los residuos del desmonte.

La sensibilidad de la estabilidad estructural, frente a distintos usos y manejos en diferentes suelos, ha sido verificada (Cerdà, 2000; Ferreras *et al.*, 2007; Álvarez *et al.*, 2008; Baridón y Casas, 2014). La misma, evaluada a través del diámetro medio ponderado de los agregados luego de ser sometidos a la acción del agua se presenta en la Tabla 1, y permite observar que la agricultura continua produjo una disminución significativa de la EE, mientras que el uso Ganadero presentó agregados de diámetros medios similares a Monte nativo.

Si bien se registró una tendencia a la disminución del Nt de monte nativo (M) a agricultura continua (A), la misma no resultó de valor estadístico y no sigue el mismo comportamiento que el COo. Esto se sustenta en la distinta naturaleza y composición de la materia orgánica aportada al suelo por cada sistema productivo, lo cual se manifiesta en la relación C/N, Tabla 1. Torres *et al.* (1996) hacen referencia a la elevada relación C/N en el monte chaqueño, producida por los restos lignificados y el alto contenido de C en la broza.

Los valores de la densidad aparente superficial y subsuperficial presentaron variaciones significativas entre los distintos sistemas productivos (Tabla 1). En los primeros centímetros del suelo, se incrementó de 1,26 gm.cm^{-3} en M, a

1,42 gm.cm^{-3} en A y G. Este incremento, al igual que el aumento en la DA subsuperficial es coincidente con lo reportado por Rojas *et al.* (2016) en el noroeste de Chaco. Contrariamente Albanesi *et al.*, (2003) informaron que sitios de pastizal sometidos a desmonte selectivo manual y manejo silvopastoril, no mostraron diferencias significativas de la DA con respecto al monte natural.

El pH subsuperficial (10-20 cm) no registró variaciones que permitan utilizarlo como indicador de calidad del suelo en las condiciones de este estudio.

Seis de las variables evaluadas han presentado diferencias estadísticas en sus valores medios. El uso ganadero determinó que el suelo mantuviese su calidad en cuanto al contenido de COo y EE. Si bien se esperaba que en el sistema ganadería algunos indicadores manifestaran una mejora en la salud del suelo, con respecto al monte nativo degradado, esto no ocurrió. Una posible explicación se funda en el fuerte impacto inicial del proceso de agriculturización, cuando el mismo parte del monte nativo formoseño. El movimiento de tierra, tránsito de maquinaria, quema del residuo y exposición del suelo desnudo a condiciones de alta radiación y temperatura, constituyen un evento que superaría su capacidad de resiliencia a corto y mediano plazo. Con prácticas de manejo adecuadas el sistema ganadería podría mejorar, a largo plazo, la degradación del suelo. En el sistema de Agricultura continua se ha profundizado la pérdida de la fertilidad química y física del suelo; procesos que podrían atenuarse e incluso revertirse con buenas prácticas de manejo que incluyan por ejemplo rotación de cultivos y cultivos de cobertura, entre otras.

CONCLUSIONES

Sistemas agrícolas y ganaderos aplicados en forma continua durante 5 años en un Hapludol de la región, produjeron la disminución en la calidad del mismo.

COo, COp, EE, Da y pH superficial resultaron indicadores tempranos de la pérdida de calidad del suelo.

La agricultura continua en siembra directa produjo el mayor deterioro del sistema edáfico.

Contrariamente a lo esperado 5 años de pastura implantada sólo atenuaron el deterioro del suelo, sin producir mejoras con relación al sistema de monte degradado.

BIBLIOGRAFÍA

- Albanesi, A.; A. Anriquez & A. Polo Sánchez. 2003. Efectos de la agricultura convencional en algunas formas del C en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. Agriscientia 20:1-9.
- Álvarez, M.F.; M. Osterrieth; V. Laborde & L. Montti. 2008. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de calidad física en suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Ci. Suelo (Argentina), 26(2): 115-129.
- Andrews, S.S.; D.L. Karlen & C.A. Cambardella. 2004. The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. SoilSci. Soc. Am. J., 68: 1945-1962.
- Baridón, E.; A. Pellegrini; J. Lanfranco & V.Cattani, 2012. Variación de la fracción orgánica por agriculturización en Alfisoles subtropicales de Argentina. CienciAgro., 2 (3):371-378.
- Baridón J. E. & R. Casas. 2014. Quality indicators in subtropical soils of Formosa, Argentina: Changes for agriculturization. International Soil and Water Conservation Research 2 (4): 13-24.
- Caldwell, T.; D. Johnson; W. Miller & R. Qualls. 2002. Forest floor carbon and nitrogen losses due to prescription fire. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 262-267.
- Cantú, M.P.; A. Becker & J.C. Bedano. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. CI. Suelo (Argentina), 25 (2): 173-178.
- Cerdà A. 2000. Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. Soil & Tillage Research 57 (2000): 159-166
- Doran, W.J. & B. Parkin. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. In: Doran, J.W.; D.C. Coleman; Bezdicek, D.F.; and Stewart, Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA. Special Publication Number 35. Madison, Wisconsin, pp 3-21
- Ferreras, L.; G. Magra; P. Besson; E. Kovalevski & F. García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de Argentina bajo siembra directa. CI. Suelo (Argentina), 25(2): 159-172.
- Forsythe W. 1975. Manual de laboratorio: Física de suelos. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 212 pp
- Galantini, J. A. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: L. Marbán y S. E. Ratto. (Eds.)Tecnologías en análisis de suelos. Pp 95-106. AACS. Buenos Aires. 215pp
- García, Y.; W. Ramírez & S. Sánchez. 2012. Indicadores de calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. Pastos y Forrajes, 35 (2): 125-138.

- Heredia O.S.; L. Giuffré; F.J. Gorleri & M.E. Conti. 2006. Calidad de los suelos del norte de Santa Fe. Efecto de la geomorfología y el uso de la tierra. Ci Suelo (Argentina) 24(2):109-114.
- SAGyP-INTA, Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Provincia de Formosa, escala 1:500.000.
- Karlen, D.L.; M.J. Mausbach; J.W. Doran; R.G. Cline; R.F. Harris & G.E. Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. Soil Science Society of America J., 61: 4-10.
- Le Bissonnais, Y.L. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. European Journal of soil science, 47(4), 425-437.
- Mils, G H. 2006. Impacto de la quema controlada sobre los principales parámetros químicos del suelo.Revista Marca Liquida Agropecuaria. : http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/uso_del_fuego/01-quema_impacto_sobre_suelo. pdf (Consultada el 26/02/2018)
- Population Reference Bureau 2013. Informe anual de evolución de la población mundial. Disponible en: http://www.prb.org/pdf14/2013-population-data-sheet_spanish.pdf (Consultada el 26/02/2018)
- Portal Oficial de Formosa. 2005. Clima y Temperatura. Disponible en: http://www.formosa.gob.ar/miprovincia/aspectosgenerales/climaytemperaturas (Consultada el 20/02/2018)
- Rojas, J.M.; J. Prause; G. Sanzano; O. Ernesto; A. Arce & M. C. Sánchez. 2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. Soil & Tillage Research, 155: 250-262
- Torres, P. & A. Abril, 1996. Dinámica microbiana del suelo en un desmonte selectivo del Chaco árido Argentino. Ciencia del Suelo, 14: 30-36.
- Wilson M.G. & S. Sione. 2017. Selección de indicadores de calidad de suelo. Obtención del conjunto mínimo de indicadores. Criterios para la definición de valores umbrales y obtención de índices. En: Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. INTA Ediciones 151 pp. Libro digital

C4P9. PROPIEDADES EDÁFICAS Y RENDIMIENTO EN UNA PASTURA LUEGO DE DIEZ AÑOS DE AGRICULTURA CONTINUA

Barrios, Mónica. B.[1.4]; Ana, C. Sokolowski[1]; María, C. Gagey; Hernán, A. Rodríguez[1]; Javier, De Grazia[1]: Silvina, P. Debelis[1]; Ángel. D. Blasón[1]; Luciano, Benavides [2]; María, S. Gilardino[1], José, E. Wolski[1]; Ileana, R. Paladino[3] y Alfonso Buján[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora. monicabarrios4@yahoo.com.ar. [2]Comisión Nacional de Energía Atómica. [3]Instituto de Suelos INTA Castelar. [4]Instituto de Investigación en Producción Agropecuaria Ambiente y Salud IPAAS. CIC

RESUMEN

Los cambios en la calidad del suelo producidos por los sistemas agrícolas, pueden evaluarse directamente en base al efecto sobre la conservación del recurso suelo. La siembra directa y las rotaciones como sistema de producción sustentable son herramientas importantes y válidas para mejorar su funcionamiento. Las prácticas de manejo, como la labranza, tienen efectos en el corto y largo plazo, modificando propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Hace10 años se instaló un ensayo bajo dos sistemas de labranza: labranza convencional y siembra directa, donde se realizó una rotación de cultivos (soja, trigo y maíz). En 2015, sobre esa rotación se implantó una pastura polífitica. Las determinaciones físicas y químicas de suelo se realizaron previo a la siembra de la pastura (2015) y dos años después de instalada (2017). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de 10 años de agricultura continua y 2 años de una pastura sobre algunas propiedades edáficas y sobre el rendimiento de la pastura, bajo dos sistemas de labranza, en Pampa Ondulada. La implementación de la siembra directa combinada con una rotación de cultivos de más de 10 años, donde se fueron intercalando gramíneas con leguminosas y finalizando con una pastura polifítica, generó un aumento del contenido de carbono orgánico total debido al poco movimiento de los agregados y al mayor aporte de carbono por parte de la pastura. Asimismo, estas prácticas promovieron la formación y estabilización de los agregados. Los resultados de las prácticas aplicadas debieran tenerse en cuenta a la hora de planificar planteos productivos sustentables. Conocer las variaciones de la materia orgánica y sus fracciones resultó ser una herramienta de gran valor para poder entender muchos procesos edáficos.

Palabras claves: siembra directa, estabilidad estructural, carbono orgánico particulado.

INTRODUCCIÓN

El sistema de laboreo y la rotación de cultivos son prácticas de manejo con reconocida capacidad de modificar la calidad del suelo. La implementación de sistemas de producción, donde los cultivos anuales rotan con pasturas perennes y no se laborean, mejoran los indicadores de calidad del suelo y reducen la erosión (García-Préchac *et al.*, 2004). Los beneficios de las rotaciones se asocian con aumentos en la materia orgánica del suelo, mejoras en las propiedades físicas y con la interrupción del ciclo de muchos patógenos del suelo y ciclos de malezas, los cuales pueden ser responsables de la depresión del rendimiento con monocultivo continuo. Es importante no sólo la rotación, sino también la secuencia de cultivos, en especial cuando se combinan cultivos de raíces que pueden explorar y recuperar N de zonas muy profundas del perfil (Karlen *et al*., 2006). La secuencia de cultivos dentro de una rotación, puede ser esencial dado que algunos de ellos aumentan su productividad dependiendo de los cultivos precedentes, repercutiendo de manera directa sobre la sustentabilidad del sistema (Forján y Manso, 2016 y Wyngaard, 2010). Cultivos como maíz, girasol, trigo y soja presentan los mejores rendimientos cuando son sembrados en lotes que provienen de pastura, comparativamente con otros antecesores (Forján, 2002). La labranza acelera la descomposición de la materia orgánica y destruye los agregados estables (Dexter, 1991). La estabilidad de los agregados puede ser uno de los indicadores que permita evaluar la sostenibilidad (Pilatti *et al.*, 1998, Novelli, 2007). Los diferentes sistemas de labranza afectan las propiedades físicas del suelo, entre ellas la estabilidad estructural (Steinbach & Álvarez, 2007). La estabilidad de los agregados del suelo, es la habilidad del mismo para mantener la arquitectura de su fase sólida y del espacio poroso cuando es sometido a un estrés (Novelli, 2007). Algunos procesos potencialmente destructivos son la manipulación mecánica en el laboreo o el impacto durante la caída de las gotas de agua en el suelo. Le Bissonnais, (1996) propone una metodología para medir la estabilidad estructural, con la utilización de tres pre-tratamientos y luego mediante una fórmula matemática obtiene el diámetro medio ponderado (DMP), el cual resume el estado de la estabilidad de agregados de los suelos.

La materia orgánica también es un indicador temprano que posee una influencia sobre la calidad y productividad del suelo (Corbella *et al.*, 2006). Los sistemas tradicionales de agricultura continua han provocado una disminución del

contenido de materia orgánica en toda la región pampeana (Galantini *et al*., 2008). En la Provincia de Buenos Aires existen estudios que demuestran que los niveles bajaron progresivamente con el uso agrícola sometidos a más de 20 años (Álvarez *et al*., 2005). Asimismo, la labranza tiene un efecto sobre la acumulación y distribución de materia orgánica en el perfil. Diversos autores han reportado aumento superficial de la misma bajo siembra directa sin diferencias en profundidad (Eiza *et al*., 2005; Gutiérrez Boem *et al*., 2008; Wyngaard, 2010; Cisneros *et al*., 2012). Los componentes lábiles de la materia orgánica son más sensibles a los cambios en las propiedades del suelo debido al manejo, que la materia orgánica total (Fabrizzi *et al*., 2003; Galantini *et al*., 2007., Ferrari Laguzzi, 2014). Los compartimientos de la materia orgánica se pueden definir y cuantificar mediante distintos métodos de fraccionamiento. Cambardella y Elliott (1992) propusieron un método de fraccionamiento físico que consistía en tamizar el suelo original y llamar fracción lábil al obtenido luego de la separación, a aquél cuyo tamaño de partícula estuviera comprendido entre 50 y 2000 µm. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de 10 años de agricultura continua y el de 2 años de una pastura sobre las propiedades edáficas (estabilidad de agregados, densidad aparente, impedancia, infiltración básica, nitrógeno total, carbono orgánico total, carbono orgánico asociado a la fracción mineral y carbono orgánico particulado y sobre el rendimiento de la pastura, bajo dos sistemas de labranza, en Pampa Ondulada.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en un ensayo de rotaciones de cultivos y pasturas bajo diferentes sistemas de labranza, instalado en 2005. Considerado como un ensayo de larga duración (doce años). En el campo experimental de la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA), ubicado en el Partido de Ezeiza, 34° 49’ 00” S, 58° 34’ 17” O, Buenos Aires, en la subregión de Pampa Ondulada. El clima es templado húmedo, la precipitación media anual es de 1050,4 mm, (fuente: Estación Meteorológica de Ezeiza serie: 1959-2009). Una ETP anual de 826 mm, sin presentar déficit hídrico en ningún momento del año. La estación con mayor precipitación es la primavera. La temperatura media anual es de 16,7 ºC, la temperatura media de verano es de 22,3 ºC y la de invierno de 10,7 ºC. El ensayo está situado en un paisaje con relieve normal y una pendiente media de 1%, el suelo es un Argiacuol vértico (Soil Survey Staff, 2006), con la siguiente secuencia del perfil: Ap, A2, BA, Bt1, Bt2, BC. Posee un contenido moderado de fósforo y nitrógeno y está imperfectamente drenado. La reacción en todo el perfil es neutra a ligeramente ácida y el contenido de materia orgánica es aproximadamente 4.31% (con un rango entre 2,99 a 5,78%). Presenta rasgos de hidromorfismo (moteados de Fe y Mn) a partir del horizonte BA. El ciclo agrícola presentó la siguiente rotación: soja1° (2005/06); trigo/soja2º (2006/07); maíz (2007/08); soja1º (2008/09); trigo (2009); maíz (2010/11); soja1º (2011/2012); soja1º (2012/13); maíz (2013/14); trigo (2014) y pastura (2015). Las muestras de suelo fueron tomadas de 0 a 10 cm de profundidad, en cada unidad experimental, previo a la implantación de la pastura (otoño 2015) y dos años después de instalada la misma (otoño 2017).

Las determinaciones Físicas del suelo fueron*:* La Densidad aparente (Dap) se determinó por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986). La determinación de la infiltración básica o conductividad hidráulica (Kh) se realizó con un infiltrómetro o permeámetro con mediciones parciales de lámina infiltrada durante 60 minutos hasta velocidad constante, tomándose esta última como infiltración básica. La resistencia a la penetración o impedancia (Imp) se midió con un penetrómetro de impacto de punta cónica cada 5 cm hasta los 10 cm de profundidad. La Estabilidad Estructural de los agregados (EE) se realizó por el método de Le Bissonnais (1996), a partir de muestras sin disturbar, transportadas en cajas rígidas al laboratorio. Posteriormente, se secaron al aire, hasta capacidad de campo y se tamizaron para obtener agregados de 3–5 mm, dejando secar en estufa a 40 ºC durante 24 hs para homogenizar el contenido de humedad. El método consiste en someter 10 g de los agregados homogeneizados a tres pretratamientos de laboratorio para el cálculo del Diámetro Medio Ponderado (DMP) de agregados estables. Los pretratamientos son: 1- *Humectación rápida por inmersión en el agua* (HRap); 2- *Humectación lenta por capilaridad* (HLen) y 3- *Disgregación mecánica por agitación después de prehumectación en etanol* (HEta). Luego, se realizó un tamizado en húmedo (etanol) y en seco utilizando una columna de tamices con diferente apertura de malla. Se pesó cada fracción, se calculó el DMP de cada pretratamiento. Con el DMP de cada pretratamiento se determinó el PromE que sintetizó la información obtenida de los pretratamientos evaluados. Los resultados se compararon con la escala de “Clases de estabilidad” propuesta por Le Bissonnais (Tabla 1).

Las determinaciones químicas de suelo se realizaron sobre una muestra representativa de cada parcela. El Carbono Orgánico Total (COT) se determinó por el método de Walkey-Black (Jackson, 1982). El fraccionamiento físico de los componentes de la materia orgánica para establecer el contenido particulado se realizó por la técnica descripta por Cambardella y Elliot (1992), y sobre cada fracción se determinó el carbono orgánico siguiendo la metodología descripta anteriormente para COT. Se obtuvieron dos fracciones: Carbono Orgánico asociado a la fracción mineral, menor a 53 µ

(COM) y el Carbono Orgánico Particulado, mayor a 53 µ (COP). El Nitrógeno Total (NT) se determinó por Kjedhal según el micrométodo descripto en SAMLA (2004).

Tabla 1: Clases de estabilidad de agregados en base a valores de DMP luego de la desagregación (Le Bissonnais, 1996).

DMP (mm)	Estabilidad Estructural
<0,4 mm	Muy inestable
0,4-0,8 mm	Inestable
0,8-1,3 mm	Moderadamente estable
1,3-2,0 mm	Estable
>2,0 mm	Muy estable

DMP: Diámetro Medio Ponderado.

La pastura, una mezcla polifítica de ***Bromus unioloides*** (Cebadilla criolla), ***Trifolium pratense*** (Trébol rojo) y ***Festuca arundinacea*** (Festuca) se instaló en el otoño del año 2015. El rendimiento en materia seca de la pastura (MS) se determinó en Mg ha^{-1} año, utilizando un cuadrado de corte, en tres momentos del año durante dos años (2016 y 2017).

El diseño experimental consistió en bloques completos al azar (DCA) con dos tratamientos: Siembra Directa (SD) y Labranza Convencional (LC) y cuatro repeticiones. El tamaño de cada parcela es de 250 m^2, cada una fue sometida al mismo tratamiento desde que el ensayo fue instalado en 2005. En las parcelas bajo SD no se realizaron trabajos de labranza, sólo se trataron con 3 L ha^{-1} de glifosato presiembra. Las parcelas con LC consistieron en una pasada de arado de reja y vertedera y dos pasadas de rastra de disco. Los efectos del sistema de labranza sobre los parámetros físicos, químicos y rendimiento se evaluaron estadísticamente con un análisis de varianza utilizando el paquete Infostat 2013 (Di Rienzo, *et al.*, 2012). Las medias significativamente diferentes se observaron usando test de Tukey ($p<0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se presentan los valores de las propiedades físicas del suelo en el año 2015, luego de 10 años de agricultura continua con rotación de cultivos, previo a la implantación de la pastura polifítica. La Dap, Imp mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) entre tratamientos a favor SD, coincidiendo con trabajos anteriores en este ensayo (Barrios, 2011) y con otros autores como López *et al.*, (2015) y Manso y Forján (2015). Después de dos años posteriores de haber instalado la pastura (Tabla 3) ninguna de las variables físicas mostró diferencias significativas ($p<0,05$). La ausencia de diferencias significativas entre manejos durante 2017 podría estar relacionada a una mejora en el sistema poroso debido a la implantación de la pastura, lo cual contrarresta el efecto de mayor compactación que se encontró en 2015 bajo SD. Cabe mencionar que las diferencias entre Imp y Kh detectadas en 2015, no se evidenciaron de manera significativa entre tratamientos durante 2017. Los mayores contenidos de materiales orgánicos en los suelos bajo rotación con pasturas, favorecen la actividad biológica e inducen a la formación de bioporos, incrementándose la macroporosidad y consecuentemente disminuyendo la Imp (Díaz-Zorita y Duarte, 2001).

Tabla 2. Propiedades físicas del año 2015

	Dap ($g\ cm^{-3}$)	Hg (%)	Hv (%)	Imp (MPa)	Kh ($cm\ h^{-1}$)
LC	1,19 b	17,5 a	20,9 a	1,24 b	2,07 b
SD	1,25 a	17,3 a	21,6 a	2,47 a	5,07 a

LC= Labranza Convencional, SD= Siembra Directa. Dap; Densidad aparente, Hg: contenido gravimétrico de humedad, Hv: contenido volumétrico de humedad; Imp: resistencia a la penetración; Kh: Infiltración básica. Letras distintas muestran significancia ($p<0,05$) por columna.

Tabla 3. Propiedades físicas del año 2017

	Dap ($g\ cm^{-3}$)	Hg (%)	Hv (%)	Imp (MPa)	Kh ($cm\ h^{-1}$)
LC	1,17 a	27,87 a	32,49 a	0,73 a	2,45 a
SD	1,14 a	26,26 a	29,85 a	0,65 a	2,25 a

LC= Labranza Convencional, SD=Siembra Directa. Dap; Densidad aparente, Hg: contenido gravimétrico de humedad, Hv: contenido volumétrico de humedad; Imp: resistencia a la penetración; Kh: Infiltración básica. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) por columna.

En los dos años analizados, la EE mostró diferencias estadísticamente significativas (p<0,05) entre tratamiento a favor de SD respecto de LC (Figura 1). Cabe destacar, que el DMP según Le Bissonnais (1996) se encuentra dentro de valores de estabilidad estable. Gilardino *et al*, (2016) en este ensayo ya habían registrado similares valores donde la EE fue afectada por los sistemas de labranza. La SD produjo menor desagregación respecto de LC, debido a que tiende a favorecer la estabilidad del suelo. En estudios realizados por Cerana *et al.* (2004) en diferentes regiones agrícolas del país y utilizando diferentes métodos de determinación, destacaron a la EE como variable afectada por la agricultura practicada, el número de años y tipo de suelo. Las labranzas destruyen los macroagregados y provocan pérdidas de su estabilidad debido a la reducción del COP por existir una exposición del carbono que ha estado por un tiempo en su interior (Tisdall & Oades, 1972). Sin embargo, cabe destacar que durante el 2017 las diferencias entre sistemas de labranza, si bien persisten, no son tan marcadas lo que puede atribuirse al efecto benéfico de la pastura sobre la EE. El empleo de las rotaciones y pasturas bajo SD promueve la formación y estabilización de agregados (Agostini *et al*., 2015).

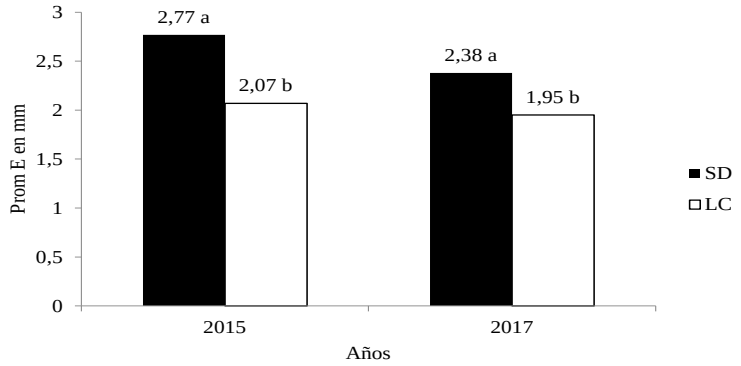


Figura 1. Estabilidad estructural

LC= Labranza Convencional, SD= Siembra Directa. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos.

Al estudiar las propiedades químicas del suelo, en el año 2015, el COT y sus fracciones, presentaron diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05) entre tratamientos. COT resultó un 36 % superior bajo SD respecto de LC (Tabla 4). El COT es un parámetro que tiene un fuerte influencia sobre la calidad del suelo y su interacción con propiedades físicas, químicas y biológicas, que determina la sustentabilidad en los agroecosistemas (Sa & Lal, 2009, Cantú *et al*., 2007). El COM y COP resultaron significativamente superiores a favor de SD respecto de LC. El COP, fue la fracción donde se observaron las mayores diferencias debido al sistema de labranza, incrementándose en SD un 128 %. Coincidiendo con Cambardella & Elliott, (1992) y con López *et al*., (2015), en el presente trabajo, el efecto de la SD por la no remoción y la acumulación en superficie de residuos, produjo mayor contenido de COT, COP y COM, en relación con la LC. En el año 2017, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05) entre los sistemas de labranza, para el COT y sus fracciones, lo cual podría relacionarse con un mayor aporte de carbono por parte de la pastura que contrarresta en parte el efecto negativo de la LC sobre la oxidación de la materia orgánica. Los efectos benéficos de las pasturas sobre el suelo crecen al aumentar la edad de las mismas, fundamentalmente a partir del tercer año desde la siembra (Díaz-Zorita *et al.*, 1997; Díaz-Zorita y Davies, 1995). Las ventajas de las pasturas se relacionan a una mayor densidad de raíces en los primeros centímetros del suelo y un gran aporte de restos de la biomasa aérea, lo que favorece la acumulación de materia orgánica (Puget y Lal, 2005). Respecto al NT no se observaron variaciones para los dos años y los dos sistemas de labranza.

Tabla 4. Variables químicas

	Año 2015				Año 2017			
	COT (%)	**COM (%)**	**COP (%)**	**NT (%)**	**COT (%)**	**COM (%)**	**COP (%)**	**NT (%)**
LC	1,94 b	1,55 b	0,39 b	0,20 a	2,00 a	1,68 a	0,33 a	0,20 a
SD	2,64 a	1,76 a	0,89 a	0,24 a	2,21 a	1,83 a	0,39 a	0,22 a

LC= Labranza Convencional, SD=Siembra Directa. COT: Carbono Orgánico Total; COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción mineral (menor a 53 µ). COP: Carbono Orgánico Particulado (mayor a 53 µ); NT: Nitrógeno Total. Letras distinta muestran significancia (p<0,05) por columna.

La materia seca total para los dos años de la pastura fue significativamente diferente (p<0,05), para el 2016 (Figura 2) con 14803 Kg ha^{-1} a favor de la LC, un 7 % más que SD que registró 13846 Kg ha^{-1}. Coincidiendo con Sanabria *et al*., 2006, quienes encontraron que en pasturas con tratamientos donde existía mayor roturación del suelo

mostraron mayor biomasa aérea y lo relacionaron a un mayor contenido de raíces. El segundo año la diferencia fue aún mayor; 12 % a favor de la LC con 14453 Kg ha^{-1} y 12901 Kg ha^{-1} para SD.

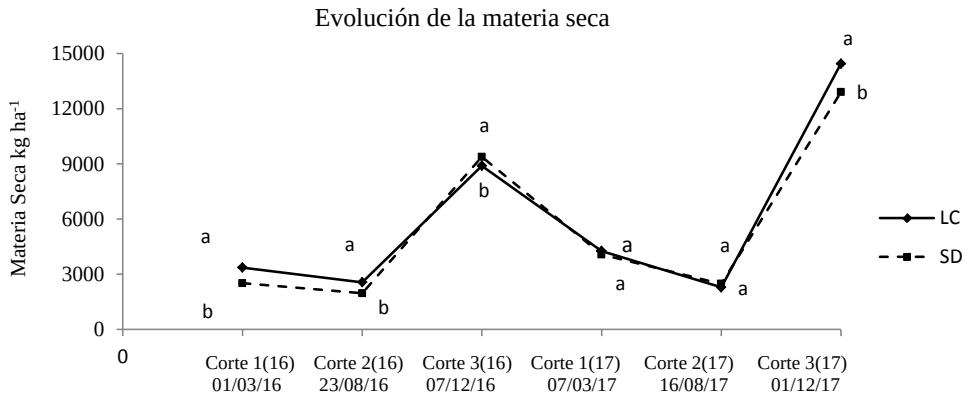


Figura 2. Materia seca para el año 2016 y 2017
LC= Labranza Convencional, SD= Siembra Directa. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos.

CONCLUSIONES

La implementación de prácticas de manejo de bajo disturbio como la SD, combinado con una rotación de cultivos de más de 10 años donde se fue intercalando gramíneas con leguminosas, finalizando con una pastura polifítica, redundó en un aumento del contenido de materia orgánica debido al poco movimiento de los agregados y al mayor aporte de carbono por parte de la pastura. Asimismo, estas prácticas promovieron la formación y estabilización de los agregados. Conocer las variaciones de la materia orgánica y sus fracciones resultó ser una herramienta de gran valor para poder entender muchos procesos edáficos.

BIBLIOGRAFÍA

Agostini, M de los A, GA Studdert & GFE Domínguez. 2015. Cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. Editores de Sá Pereira Gabriela Minoldo Juan Alberto Galantini. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. ISBN 978-987-521-624-2. Pag 12-16.

Álvarez, C; M Barraco & M Díaz Zorita. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuo, balance de agua y contenido de nitratos. Boletín de divulgación técnica N°87 Aspectos de manejo de los suelo en sistemas mixtos de las regiones semiáridas y subhúmeda Pampeana. Ediciones INTA. P31.

Barrios, MB. 2011. Efecto del laboreo sobre el desarrollo de raíces y productividad. Editorial Académica Española. ISBN: 978-3-8443-4125-6. España.

Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density in: klute Methods of soil analysis. 2º ed. Madison: American Society of Agronomy (ASA) 9: 363-375.

Cambardella, C. & ET Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J., 56:777-783.

Cantú, M; A Becker; J Bedano & H Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. Ciencia del Suelo 25(2):173-178.

Cerana, JA; M Wilson;JJ De Battista; J Noir, J & C Quintero. 2004. Estabilidad estructural de los vertisoles de Entre Ríos en un sistema arrocero regado con agua subterránea, C. Editora. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. RIA, 35 (1): 87-106 ISSN edición impresa 0325-8718 Abril 2006 ISSN edición en línea 1669-2314 INTA, Argentina.

Cisneros, JM; CG Cholaky; A Cantero Gutiérrez & J González. 2012. Erosión Hídrica UniRio Cuarto.

Corbella, RD; JR García; GA Sanzano; AM Plasencia & J Fernández de Ulivarri. 2006. Diferentes fracciones de carbono orgánico como indicadores de calidad de suelos del este Tucumano. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina. 5 pp.

Dexter, AR. 1991. Amelioration of soil by natural processes. Soil Till. Res. 20: 87-100.

Díaz-Zorita, M. 1997. Propiedades edáficas y sostenibilidad de los sistemas de producción de la región noroeste bonaerense. Publicación Técnica Nº 21. EEA INTA Gral. Villegas, Buenos Aires, Argentina.

Díaz-Zorita M & P Davies. 1995. Cobertura vegetal y propiedades edáficas de pasturas perennes en la región noroeste bonaerense. Revista Argentina de Producción Animal 15: 213-215.

Díaz-Zorita M & GA Duarte. 2001. La siembra directa en los sistemas mixtos del oeste bonaerense. En Panigatti, J. L., D. Buschiazzo y H. Marelli, Eds. Siembra Directa II. Buenos Aires, INTA

Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. 2012. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Eiza, JM; N Fioriti; G Studert & H Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efectos de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Cienc. Suelo 23 (1):59-67.

Fabrizzi, P; A Moron & F Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non- degraded Mollisols in Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 1831-1841.

Ferrari 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. Cienc. Suelo 32(1) Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Forján, IH. 2002. Ventajas de la rotación de cultivos. La secuencia de cultivos y sus efectos. Factores que generan variabilidad en los rendimientos. Antecesor, secuencia, sistema de labranza. La importancia de la pastura. Cultivos de cobertura. El doble cultivo. Capítulo 3- La secuencia de cultivos Sitio Argentino de Producción Animal.

Forján, IH & L Manso. 2016. Rotaciones y secuencias de cultivos en la Región Mixta Cerealera del centro-sur bonaerense Convenio INTA-Ministerio de Asuntos Agrarios y Producción, Pcia. Bs. As. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Chacra Experimental Integrada Barrow. Archivo Digital: descarga y online ISBN 978-987-521-699-0.

Galantini, JA; J Iglesias; M LandriscinI; L Suñer & G Minoldo. 2008. En Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Editor Galantini J. A. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina, pp 71-92.

Galantini, JA; M Landriscini & C Hevia. 2007. Contenido y calidad de la materia orgánica particulada del suelo. Revista técnica especial en SD: Sistemas Productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense. pp. 36-40.

García-Préchac, F; O Ernst; G Siri-Prieto & JA Terra. 2004. Integrating no-till into croppasture Rotations in Uruguay. Soil and Tillage Research 77:1-13.

Gilardino, MS; HA Rodríguez; J De Grazia; IR Paladino; MB Barrios; SP Debelis; AC Sokolowski & A Buján. 2016. Método de Le Bissonnais para Estabilidad de Agregados en labranzas contrastantes sobre un Argiacuol Vértico. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Pag 79. ISBN 978-987-688-172-2

Gutiérrez Boom, FH.; CR Álvarez; MJ Cabello; PL Fernández; A Bono; P Prystupa & MA Taboada. 2008. Phosphorus retention on soil surface of tilled and no-tilled soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 72:1158-1162.

Jackson. 1982. Análisis químicos de suelo. Ediciones OMEGA, S.A. Barcelona. 3er edición

Karlen, DL; EG Hurley, SS Andrews; CA Cambardella, DW Meek; MD Duffy & AP Mallarino. 2006. Crop rotation effects on soil quality at three northern Corn/Soybean Belt locations. Agron. J. 98:484-495.

Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil and crustability anderodibility; I: Theory and methodology. Eur. J. Soil Sci. 47:425-437.

López, FM; M Duval; JA Galantini & JM Martínez. 2015. Comparación del contenido de carbono en un hapludol ústico con diferentes manejos Editores Eduardo de Sá Pereira, Gabriela Minoldo, Juan Alberto Galantini El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. E-Book ISN 978-987-521-624-2.

Manso, ML & HJ Forján. 2015. Materia orgánica en distintas rotaciones luego de 12 años bajo siembra directa. Editores Eduardo de Sá Pereira, Gabriela Minoldo, Juan Alberto Galantini. El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. E-Book ISN 978-987-521-624-2.

Novelli, L. 2007. Intensificación de la secuencia de cultivos en un Molisol y un Vertisol: cambios en la estabilidad estructural y en almacenaje de C en agregados. Tesis presentada para optar al título de Doctor de la UBA, área de Ciencias Agropecuarias.

Pilatti, MA; JA de Orellana; LJ Priano; O Felli & D Grenón. 1998. Incidencia de manejos tradicionales y conservacionistas sobre propiedades físicas, químicas y biológicas de un Argiudol en el Sur de Santa Fe. Ciencia del Suelo 6 (1):19-28.

Puget, P & R Lal. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. Soil and Tillage Research. 80: 201-213.

Sá, JC de M. & R Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicador of carbon sequestration in a tillage cronosequence on a Brazilian Oxisol. Soil Till. Res. 103: 46-56.

SAMLA. 2004. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina. Dirección de Producción Agrícola. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos Agua, Vegetales y Enmiendas Orgánicas. Buenos Aires, Argentina. 120 pp.

Sanabria, D; R. Silva-Acuña; M. Marcano; R. Barrios. 2006. Editor Rivas e Iraida Rodríguez. Evaluación de tres sistemas de labranza en la recuperación de una pastura degradada de Brachiaria humidicola. Zootecnia Trop., 24(4): 417-433.

Soil Service Staff. 2006. Claves para la taxonomía de suelos. 10º edición. USDA NRCS. Washington D.C.

Steinbach, H & R Álvarez. 2007. ¿Afecta el sistema de labranza las propiedades físicas de los suelos de la Región Pampeana? Ed. INPOFOS. Informaciones Agronómicas 33:7–12.

Tisdall, JM & JM Oades. 1982. Organic matter-stable aggregates in soils. J. Soil Sci., 33:141-163.Wyngaard, N. 2010. Efecto a largo plazo de la fertilización y los sistemas de labranza sobre las propiedades de un argiudol y el rendimiento de maíz. Tesis de Maestría. FCA-UNMP, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. 75 pp.

C4P10. CONSERVACIÓN DE TIERRAS EN ENTRE RÍOS: PERCEPCIÓN SOBRE LIMITANTES Y PROPUESTAS DE ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS

Beghetto Stella M.[1]; Wilson, Marcelo G.[2]; Benetti, Pablo L.[3]; Seehaus, Mariela S.[2]; Van Opstal, Natalia V.[2]; Gabioud, Emmanuel A.[2]; Rubio, Fernanda[4]; Cadudal, Marie[5]; Galizzi, Flavio[6] y Sasal, María Carolina[2]

[1]Cambio Rural II. [2]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [3]Sub Secretaría Agricultura Familiar.[4]Consultora Proyecto FAO-MST. [5]ENSAT-Toulouse, Francia. [6]Bolsa de Cereales de Entre Ríos. smbeghetto@hotmail.com

RESUMEN

La Cuenca del Arroyo Estacas, situada al norte de Entre Ríos, es un área representativa de los cambios en el uso de la tierra de los últimos años, caracterizado por la incorporación de la agricultura a partir del desmonte. El uso agrícola es considerando con riesgos de erosión hídrica y limitaciones para uso continuado. En el área de influencia, se lleva adelante el Proyecto FAO "Manejo Sostenible de Tierras" que plantea la necesidad de implementar prácticas de manejo que permitan prevenir, mitigar y/o rehabilitar tierras. En ese marco se plantearon como objetivos a nivel local: a) elaborar un mapa de actores b) relevar la precepción acerca de la problemática del MST, c) relevar las barreras para la adopción de las prácticas planteadas y d) relevar las propuestas para su adopción, según las necesidades y características del área. En reuniones, jornadas y talleres se plantearon metodologías participativas y encuestas específicas a productores, técnicos asesores y profesionales especializados en conservación de suelos, para recabar información sobre barreras de adopción de las prácticas de manejo sostenible y propuestas para lograr su implementación. Los resultados obtenidos nos permitieron observar las diversas percepciones acerca de la problemática. Respecto a la relevancia de los aspectos legislativos para la conservación y la incidencia de los costos de implementación de prácticas de manejo, un 75% de los profesionales especializados expresaron la necesidad de rever aspectos legislativos para lograr su implementación. A su vez, un 53% de los mismos, se refirieron a las trabas económicas como la principal barrera a corto plazo para la implementación de MST. Otro resultado relevante, fue la coincidencia en difundir las prácticas de conservación y capacitaciones locales, tanto por técnicos como productores. El trabajo de análisis realizado, permite delinear acciones concretas para la implementación de MST al relevar las necesidades de los sectores involucrados.

Palabras claves: prácticas conservacionistas, erosión hídrica, investigación acción participativa

INTRODUCCIÓN

La Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) lanzó el Proyecto "Soporte de Decisiones para la Ampliación e Integración del Manejo Sustentable de Tierras (MST)", en el cual participan 15 países, uno de ellos es Argentina. El proyecto tiene, a escala global, dos metas principales: por un lado, contribuir a la lucha contra la desertificación, la degradación de tierras y la sequía (DDTS) al ampliar e implementar prácticas de MST, a través de la toma de decisión local. Por otro parte, se busca también aumentar el suministro de bienes y servicios de los ecosistemas, y mejorar la seguridad alimentaria en los países y regiones afectados por la DDTS.

Argentina cuenta con dos Sitios Piloto para implementar los objetivos FAO planteados a nivel local, uno en Salta y la Cuenca del Arroyo Estacas, en Entre Ríos. El Arroyo Estacas (afluente del Arroyo Feliciano) está situado en el norte del Departamento La Paz y posee una superficie total de 770 km^2. La Cuenca es un área representativa de los cambios en el uso de la tierra que se han dado en los últimos años, caracterizado por la incorporación de tierras a la agricultura a partir del desmonte. La mayor superficie presenta aptitud ganadera, considerando al uso agrícola con riesgos de erosión hídrica y serias limitaciones para su uso continuado. Así, la combinación de suelos de alta erodabilidad en producción agrícola, con pendientes pronunciadas y falta de rotaciones adecuadas, representan el área de mayor riesgo de erosión. En la Fig. 1 se observan las áreas de la Cuenca con mayores riesgos, que indican la necesidad de implementar diferentes prácticas de manejo que permitan prevenir, mitigar o rehabilitar tierras, según cada caso.

Teniendo presente la problemática planteada, el proyecto de MST en el Sitio Piloto Cuenca Arroyo Estacas plantea acciones de ampliación e integración de cuatro prácticas:1) Utilización de terrazas y canales colectores de evacuación hídrica para prevenir la erosión hídrica, 2) Sistematización de tierras a nivel de microcuencas con elementos lineales como corredores de biodiversidad para la conservación integral de los servicios ecosistémicos[1], 3) Aplicación de

[1] Esta propuesta sigue la línea desarrollada desde el proyecto GEF PSE Sitio Piloto Aldea Santa María, Entre Ríos.

sistemas agrícolas basados en los pilares de la agricultura conservacionista y 4) Prácticas que hacen a un manejo racional del pastoreo, tanto en lotes con y sin monte nativo.

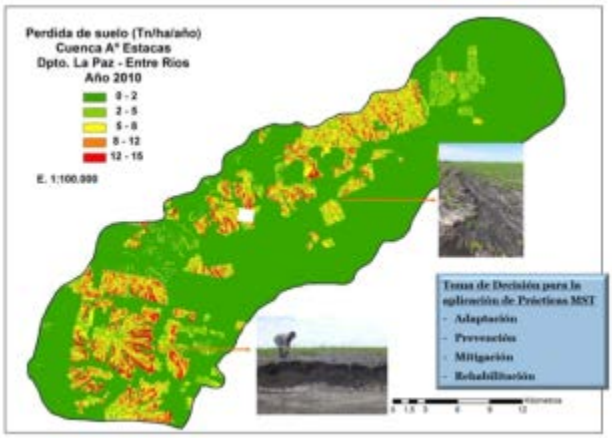


Figura 1. Mapa de integración de los factores que inciden en la pérdida de suelo por erosión hídrica donde se destacan diferentes áreas de intervención en el SP Cuenca Arroyo Estacas (Entre Ríos)

Llevar adelante dichas acciones requiere de un gran trabajo con los diversos actores locales y provinciales. En tal sentido, se plantearon los siguientes objetivos: a) elaborar un mapa de actores de la Cuenca Arroyo Estacas b) relevar la precepción acerca de la problemática del MST en la zona, c) relevar las barreras para la adopción de las prácticas planteadas y d) relevar las propuestas para su adopción, según las necesidades y características del Sitio Piloto.

MATERIALES Y MÉTODOS

El proceso de relevamiento de percepciones sobre la problemática del MST, identificación de barreras y propuestas para la adopción de las prácticas de manejo sostenible, se realizó a través de encuestas específicas y trabajo en taller. Se realizaron durante el año 2017 una "Jornada Regional de Manejo de Monte y Pastizal Natural" y un Taller sobre "Conservación y sistematización de tierras. Estrategias para la adopción de las prácticas", en la ciudad de La Paz (Entre Ríos). Ambas instancias permitieron realizar actividades tendientes a relevar información a técnicos y productores de la zona (Fig. 2).

En la Jornada de Manejo de Monte y Pastizal Natural se realizaron encuestas diferenciadas a productores y técnicos asesores con la finalidad de recabar la percepción de cada grupo sobre la identificación de problemas y adopción de prácticas locales de MST.

Figura 2. Programas de Convocatorias a los Talleres de MST y participantes a las convocatorias.

Las encuestas se estructuraron en bloques temáticos diferentes según el destinatario: para los técnicos se incluían las siguientes temáticas: 1) Grado actual de adopción de las prácticas de MST; 2) Identificación de los factores limitantes para la adopción de las prácticas; 3) Capacitación, formación y demandas. Por otra parte, la encuesta a los productores indagaba acerca de: 1) Características del productor y de su establecimiento; 2) Conocimiento y grado de adopción de las prácticas de MST; 3) Identificación de las dificultades para la adopción de las prácticas. También hubo preguntas comunes en ambas encuestas, que permitieron determinar las similitudes y divergencias de percepciones.

La información surgida a partir del procesamiento de las encuestas permitió plantear una actividad complementaria durante el Taller de Conservación y sistematización de tierras, dirigido específicamente a profesionales

especializados en temáticas de conservación de suelos, referentes institucionales del sector y actores del ámbito político tomadores de decisión. De esta manera, luego de una serie de disertaciones con referentes sobre la temática se llevó adelante una encuesta abierta para detectar las barreras de adopción de las prácticas de sistematización y las posibles propuestas para su superación. Las preguntas disparadoras fueron las siguientes: 1) ¿Cuáles son las limitantes a la adopción de las prácticas conservacionistas (barreras)?; 2) ¿Qué propuestas plantea para lograr la adopción generalizada? Ambas preguntas debían contestarse utilizando como criterio temporal el corto, mediano y largo plazo para ser cumplidas. Las respuestas obtenidas fueron sistematizas y agrupadas en categorías según similitud en las respuestas para realizar el posterior análisis de contenido (Delgado, 1995).

Finalmente, se realizó un Taller para la construcción de un Mapa de Actores y Sociograma donde participaron representantes de instituciones integrantes del proyecto. Mediante la utilización de éstas metodologías hemos logrado llevar a cabo la identificación de los actores vinculados al proyecto y a partir de allí, la construcción de un sociograma (Fig. 3).

Figura 3. Reunión para la Elaboración del Mapa de Actores y Sociograma en la Cooperativa Agropecuaria La Paz, Ltda.

Esta metodología trabaja mediante una construcción participativa entre los participantes de una experiencia para descubrir redes entre los actores (instituciones, organismos de gobierno, grupos de productores, personas, empresas, sector privado, comercios, instituciones religiosas) presentes en el sitio, descubriendo qué rol cumple cada uno y dónde está ubicado respecto del trabajo que se realiza: se trata de llevar a cabo una especie de “mapeo” acerca de los actores y sus acciones y relaciones (Gallar Hernández, 2013). Las dos dimensiones que se trabajan en el sociograma, en función de las cuales se ubican los actores en el tablero, son: poder y afinidad. La primera se refiere al poder de los actores presentes con el territorio, quienes influirán positiva o negativa en el desarrollo y consecución de los objetivos planteados en función de la segunda variable, la afinidad. Ésta ubica a los actores según el grado de cercanía y calidad del vínculo con el equipo de trabajo y la temática llevada adelante por el proyecto.

Éstas actividades se ubican dentro de plan de Mainstreaming del Proyecto SD MST, cuyo objetivo es elaborar una estrategia de posicionamiento y difusión del MST, con el objetivo de que éste se inserte en los canales de toma de decisión como una herramienta fundamental (de enfoque transversal) dentro de los planes de desarrollo local y nacional.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Relevamiento de percepciones sobre la problemática del MST

Se completaron un total de 83 encuestas, 45 de productores y 38 de técnicos. La información recabada nos permitió comenzar un proceso de indagación más preciso y profundo acerca de las limitaciones presentes a nivel local para la implementación de las prácticas de MST. Estas herramientas de recolección de datos más las metodologías participativas (sociograma), facilitan los procesos de autoanálisis por parte de las comunidades y se orientan a generar conocimientos útiles para la transformación de sus condiciones de vida. En la Tabla 1 se presentan las limitantes para implementar las prácticas de manejo, planteadas por los técnicos.

Algunos de resultados obtenidos se vinculan al grado actual de adopción de las prácticas de MST. Se presentan ordenados según mayor / menor presencia en el SP:

- Siembra Directa
- Pastoreo rotativo en pasturas
- Rotación de cultivos
- Manejo integrado (de ganado) en bosque nativo
- Fertilización según análisis de suelo

Por otra parte, al ser consultados los productores acerca de la oferta de capacitación (cursos, posgrados, seminarios, charlas, etc.) sobre prácticas de MST dirigida a técnicos, el 80% la consideró baja o inexistente. A su vez,

respecto a la cantidad de pedidos de asesoramiento técnico solicitado en los últimos 5 años respecto al problema de degradación de tierras o sobre prácticas de manejo, el 40% de los técnicos respondió no haber recibido nunca solicitudes de asesoramiento o consultas de este tipo.

Tabla 1. Motivos que limitan la implementación de las prácticas de manejo sustentable de tierras.

Motivos / Prácticas	Económico [1]	Arrendamiento de la tierra	Ausencia de heredero del establecimiento	Falta de legislación [2]	Falta de capacitación e información [3]	Otro (especificar)
Sistematización de tierras para prevención y mitigación de la erosión hídrica y del encharcamiento – ***terrazas de evacuación***	Sí: 42,1 % No: 50% N/c: 7,9 %	Sí: 63,1% No: 28,9 % N/c: 7,9 %	Sí: 0 % No: 92,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 23,7 % No: 68,4 % N/c: 7,9 %	Sí: 36,8 % No: 55,2 % N/c: 7,9 %	- Falta planificar a largo plazo
Sistematización de tierras para la conservación integral de los servicios ecosistémicos – ***terrazas reservorios y nivel de micro- cuencas***	Sí: 31,6 % No: 60,5 % N/c: 7,9 %	Sí: 28,9 % No: 63,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 2,6 % No: 89,4 % N/c: 7,9 %	Sí: 28,9 % No: 63,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 68,4 % No: 23,.7 % N/c: 7,9 %	-Falta conciencia
Manejo racional del pastoreo en lotes con y sin bosque nativo	Sí: 23,7 % No: 68,4 % N/c: 7,9 %	Sí: 13,1 % No: 78,9 % N/c: 7,9 %	Sí: 0 % No: 92,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 18,4 % No: 73,7 % N/c: 7,9 %	Sí: 71 % No: 21 % N/c: 7,9 %	-Falta control leyes -Cultural -Dificultades operativas
Sistemas agrícolas basados en los pilares de la ***agricultura Conservacionista***	Sí: 31,6 % No: 60,5 % N/c: 7,9%	Sí: 47,3 % No: 44,7 % N/c: 7,9 %	Sí: 0 % No: 92,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 28,9 % No: 63,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 65,7 % No: 26,3 % N/c: 7,9 %	-Falta asesoramiento

1: Implementación, costos, disminución de la producción, etc. 2: Incentivos, exención impositiva, regulaciones, etc. 3: Los productores no saben que la práctica existe, o cómo implementarla, etc.

Resultados de encuestas a Productores

Al ser consultados sobre la propiedad de la tierra, más del 60% de los productores respondió ser propietario del 100% de las tierras que produce. Por otra parte, el 90% de los productores aseguró haber recibido educación formal en alguno de sus niveles, y de ellos más de la mitad lo hizo en los niveles técnico, terciario y universitario. Esto da cuenta de la formación educativa de los productores de la zona.

Otro dato interesante que surge, es la baja o inexistente oferta de capacitaciones dirigidas a éste sector sobre prácticas de manejo sostenible de tierras: más del 50% de los productores respondió que la oferta era baja o nula.

Para finalizar, hubo un ítem en la encuesta referido a las dificultades para la adopción de las prácticas de MST que arroja luz sobre cuáles deben ser los caminos a transitar y allanar para su adopción definitiva. Más del 90% de los productores refirieron las limitaciones de adopción a 1) desconocimiento de la práctica (19,9%); 2) dificultades operativas (21,9%); costo elevado (27,7%) y falta de capacitación e información (21,9%). Solo un 7,3% se refirió a los aspectos legislativos como una limitante en los procesos de adopción de prácticas de MST.

Limitantes y propuestas para la adopción de prácticas para control de erosión

En las encuestas realizadas en esta instancia, donde participaron técnicos y actores de distintas instituciones que se encuentran trabajando en el tema, se lograron relevar las siguientes barreras de adopción de las prácticas y posibles propuestas para su superación a corto, mediano y largo plazo (Fig. 4):

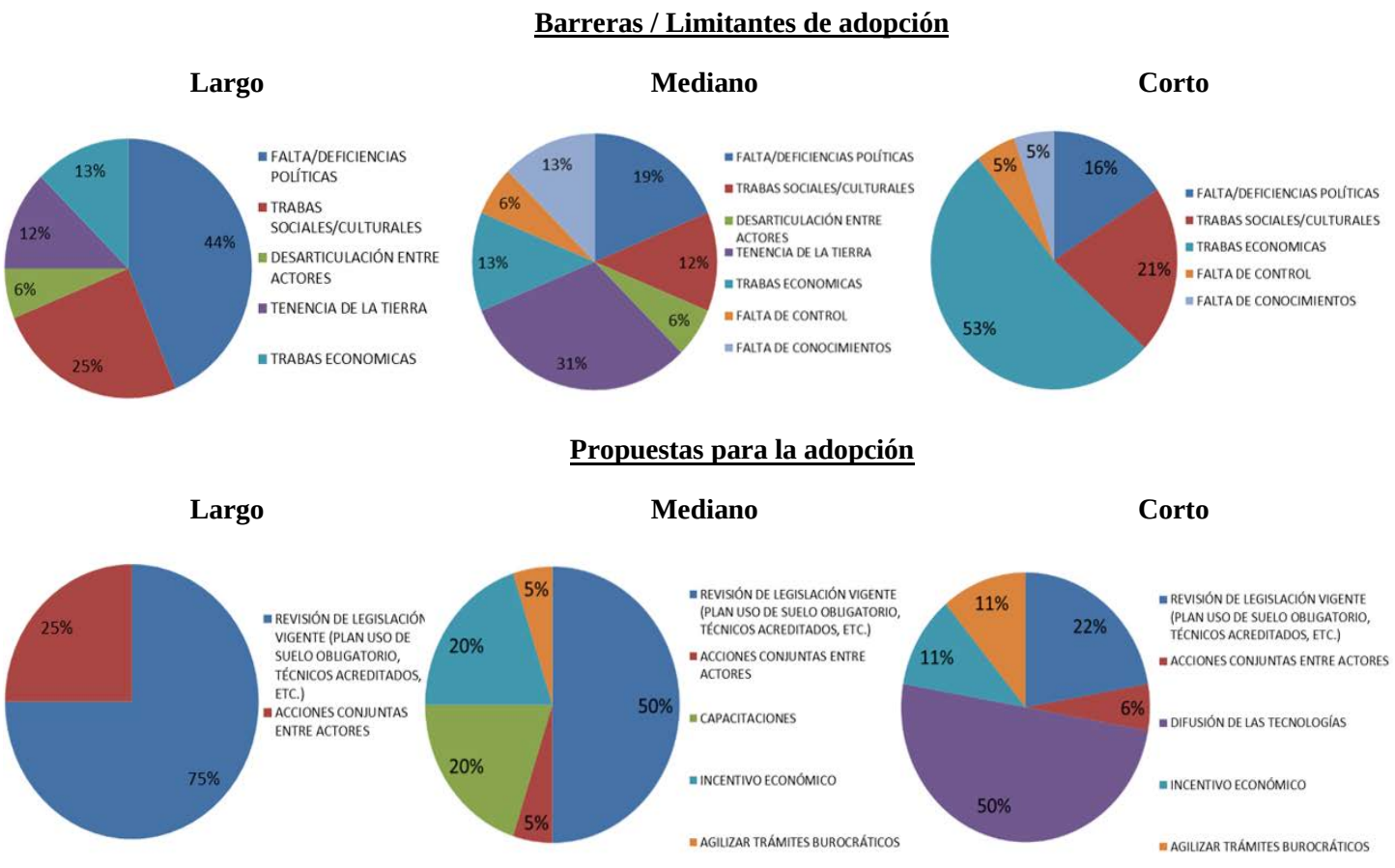


Figura 4. Resultados de encuestas sobre barreras y propuestas de adopción de prácticas de MST a diferentes horizontes temporales.

Como resultado del análisis, las barreras para la adopción de las prácticas de MST que mayor peso tuvieron a largo plazo fueron aquellas categorías referidas a la “Falta / Deficiencias Políticas” y las “Trabas Sociales / Culturales”, acumulando entre ambas el 69% de las respuestas. A mediano plazo, esas dos categorías siguen presentes en números

significativos pero con una representatividad menor, pasando a tener mayor peso la categoría de “Tenencia de la tierra”, acumulando el 31% de las respuestas, seguida de “Falta/deficiencias políticas” con un 19%. Por otro parte, en esta instancia aparece con un 13% la categoría “Falta de conocimientos”, así como “Trabas económicas” y “Trabas sociales/culturales”, con un 13 y 12% respectivamente. A corto plazo, la categoría con más del 50% de las respuestas es la referida a las “Trabas Económicas” con un 53%, seguida por las “Trabas Sociales / Culturales” con un 21% y la “Falta / Deficiencias Políticas” con un 16%.

En el caso de las propuestas para la adopción de prácticas de MST, a largo plazo dos categorías componen el 100% de las respuestas: “Revisión de legislación vigente (plan uso de suelo obligatorio, técnicos acreditados, etc.)” con un 75% y “Acciones conjuntas entre los actores” con un 25%. A mediano plazo, la “Revisión de la legislación…” se reduce al 50% pasando a cobrar importancia las categorías “Capacitaciones” e “Incentivo Económico”, ambas con un 20% cada una. Al llegar al corto plazo, continúa estando presente con un 22% “Revisión de la legislación…”, pero aparece fuertemente “Difusión de las tecnologías”, con un 50%; mientras que “Incentivo Económico” pierde 9 puntos, quedándose con un 11% de las respuestas.

Por último, la información obtenida gracias a la realización del sociograma fue muy enriquecedora. Nos permitió elaborar un mapa de red con todos los actores del SP, permitiéndonos detectar actores con los cuales es necesario profundizar o comenzar a construir vínculos. Son actores con los que se podría trabajar y poseen poder como para influir en las toma de decisiones para la implementación de las prácticas, como por ejemplo CORUFA (Consejo Regulador del Uso de Fuentes de Agua, Entre Ríos), Validad Provincial, Sociedad Rural La Paz, Grupos CREA, CEPAL (Cooperativa Entrerriana de Productores Agrarios de La Paz), asesores privados y empresas privadas del sector agropecuario. Por otra parte, se logró identificar claramente quienes son los actores que actualmente no son afines a los objetivos del proyecto y poseen mucho o moderado poder para limitar la implementación de las prácticas de MST, ellos son ATER (Agencia Tributaria Entre Ríos) y las empresas de desmonte. El sociograma nos permite comenzar a elaborar estrategias de acercamiento con aquellos actores positivos para el proyecto, o bien estar precavidos sobre las acciones negativas que pueden llegar a generar aquellos actores opuestos a los objetivos del proyecto. Esto nos ayuda a reconocer las fortalezas y debilidades del proyecto, y a partir de ello sumar herramientas de análisis y reflexión para la elaboración de futuras acciones en la Cuenca del Arroyo Estacas, entendiendo así la complejidad del contexto de trabajo.

Este tipo de estudios descriptivos y exploratorios, como encuestas, talleres, sociogramas permiten detectar falencias para abordar futuras líneas de acción e investigación, permitiendo trabajar las problemáticas referidas al MST según la urgencia y necesidad de los actores involucrados (Cea D’Ancona, M. A., 2001)

CONCLUSIONES

Desde el comienzo, entendimos que la tarea de posicionar la temática del MST debía comprometer a la mayor cantidad de actores involucrados en su proceso, ya sean partícipes primarios como los profesionales del sector y los productores, tomadores de decisión como los referentes políticos o representantes de instituciones del ámbito agropecuario. Es un ejercicio permanente y conjunto. Por lo que entendemos que cada actividad debe ser trabajada y organizada en forma participativa, para comprometer en el desarrollo y los resultados a todos los participantes.

La información relevada a partir de las instancias de taller y encuestas, abordadas y llevadas adelante a partir de metodologías participativas han permitido detectar las escasas o nulas instancias de capacitación en MST, lo que implica un gran desafío para los organismos e instituciones científicas, educativas, de gobierno y productivas para promover y desarrollar espacios de formación en éstas temáticas. Por otra parte, la realización del mapeo de actores y sociograma ha permitido elaborar y delinear estrategias de trabajo colaborativo en el territorio, construyendo nuevas alianzas, profundizando las existentes y detectando posibles obstáculos para el desarrollo del manejo sostenible de tierras.

Las respuestas brindadas por los técnicos acerca de las barreras y propuestas para la adopción de las prácticas de MST, se destaca en el corto plazo que las barreras para la adopción de las prácticas se vinculan a trabas de índole económico, mientras que a largo plazo la problemática se complejiza, pasando a ser la cuestión legislativa el principal obstáculo para la adopción de prácticas de MST. En el caso de las propuestas, los técnicos apuntan fuertemente en todos los plazos de tiempo a la modificación de la legislación vigente, proponiendo la inclusión de un Plan de Uso del Suelo de adopción obligatoria. Por otra parte, en el corto plazo toma un peso altamente relevante las estrategias de difusión y comunicación de las prácticas. Finalmente, se destaca la diferente percepción respecto a la cuestión legislativa que tienen los productores, de los cuales sólo un 7,3% lo marcó como barrera para la adopción de las prácticas de MST.

Finalmente, se destaca el profundo compromiso de los participantes e instituciones de continuar apoyando la difusión de la conservación en todos los espacios técnicos, académicos, políticos e institucionales, tendiendo a promover la adopción de las prácticas conservacionistas. Los participantes del proyecto resaltaron el valor de la generación de espacios de intercambio de saberes y asumieron la tarea de participar activamente, promoverlos y replicarlos en el futuro.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se realizó en el marco del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación, liderado por el Ministerio de Ambiente de la Nación, CONICET, INTA y FAUBA; y del Proyecto FAO Proyecto "Soporte de Decisiones para la Ampliación e Integración del Manejo Sustentable de Tierras (MST)", en el Sitio Piloto de la provincia de Entre Ríos, participan las siguientes instituciones: INTA Centro Regional Entre Ríos, INTA EEA Paraná, INTA AER La Paz, Municipio de La Paz, Municipio de San Gustavo, Min. de Producción y Secretaria Ambiente del Gobierno de Entre Ríos, Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER, Sub-Secretaria de Agricultura Familiar, Sociedad Rural de La Paz, Colegio de Profesionales de la Agronomía de Entre Ríos, Bolsa de Cereales de Entre Ríos y Cooperativa Agropecuaria La Paz Ltda. Trabajo enmarcado en los Proyectos INTA PNSUELO 1134021 y 1134023, PNNAT 1128041 y 1128035.

BIBLIOGRAFÍA

- Cea D'Ancona, M. A. 2001. Metodología cuantitativa: Estrategias y técnicas de investigación social. Editorial: Síntesis S. A. Madrid.
- Delgado, José Manuel et al. 1995. Métodos y técnicas cualitativas de investigación en ciencias sociales Editores: Síntesis. España.
- Gallar Hernández, David. 2013. Curso de especialización en soberanía alimentaria y agroecología emergente. Icaria Editorial, Barcelona, España.

C4P11. EFECTO DEL USO DE AZOSPIRILLUM Y DOS SISTEMAS DE LABRANZA EN EL RENDIMIENTO DEL MAÍZ DULCE

Benavides, L., Sproviero, C., Larrandart, A., García Alba, M., Ibarra, C., Bozzo, M., Solís, A. y Malter Terrada, M.

División Aplicaciones Agronómicas, CAE, Comisión Nacional de Energía Atómica.

sproviero@cae.cnea.gov.ar

RESUMEN

La producción agrícola debe ser sostenible con el objetivo de preservar los recursos y disminuir el impacto sobre el ambiente. Los manejos conservacionistas persiguen disminuir la degradación del suelo, pero deben mantener rendimientos aceptables, siendo necesario el empleo de la fertilización nitrogenada, sin ser tan evidentes sus efectos bajo estos manejos.

Este trabajo evaluó el aprovechamiento del nitrógeno y el agua en un cultivo de maíz dulce, bajo prácticas de manejo sostenible, con el fin de mejorar los rendimientos en producciones intensivas y de autoconsumo. El ensayo se realizó a campo, empleándose 2 sistemas de labranza (SL): convencional (LC) y mínima (LM). Los tratamientos fueron: Testigo sin fertilización ni inoculación (T), Inoculación (Nitragin Maíz) (I), Fertilización con 75 Kg $N.ha^{-1}$ + Inoculación (F1), Fertilización con 150 Kg $N.ha^{-1}$ (F2). Se fertilizó en el estadio de 6 hojas, con urea enriquecida en ^{15}N. Se estimó la Eficiencia del uso del agua en el ciclo del cultivo (EUA). A cosecha se determinó Biomasa Aérea Total (BAT), Eficiencia de Uso del Nitrógeno (EUN), Rendimiento de Espigas (RE) y producción de Biomasa Aérea (BA). La BAT ($t.ha^{-1}$) no presentó diferencias significativas entre SL. Se encontraron diferencias entre T y los tratamientos fertilizados, pero no entre F1 y F2. El I presentó valores intermedios entre T, F1 y F2. La EUN fue mayor en F1 respecto a F2. La BA no presentó diferencias significativas entre SL y tratamientos. El RE ($t.ha^{-1}$) y la EUA tuvieron la misma respuesta que la BAT con respecto a los SL y los tratamientos.

Bajo las condiciones de este ensayo, el tratamiento F1LM, sería una alternativa a utilizar debido que se obtiene el mismo rendimiento y aporta similares cantidades de residuos de cosecha respecto a F2, lográndose un manejo sostenible.

Palabras claves: Inoculación, conservación

INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico ha llevado a un aumento de la demanda de alimentos, lo cual trae aparejado un incremento en la producción agrícola. Las producciones a escala de autoconsumo han tomado gran relevancia en áreas periurbanas y rurales, caracterizándose por emplear laboreos intensivos, y elevado uso de los recursos suelo, agua y fertilizantes. Un manejo inadecuado del sistema productivo tiende a favorecer la degradación del suelo, la disminución de la fertilidad, un uso ineficiente del agua, la contaminación de las napas freáticas por el uso inapropiado de fertilizantes y agroquímicos, resultando a largo plazo en una merma de los rendimientos. En los últimos años, se ha hecho hincapié en que la producción agrícola debe ser sostenible en el tiempo con el objetivo de preservar los recursos naturales y disminuir el impacto antrópico sobre el ambiente. Los manejos conservacionistas tienen como objetivos principales disminuir la degradación física, química y biológica del suelo, además de favorecer la acumulación de agua en el perfil. Esto puede lograrse manteniendo la estructura del suelo, mediante aumentos en el contenido de carbono orgánico. Un ejemplo es la labranza mínima, la cual produce una mínima remoción del suelo y deja al menos un 30 % de rastrojo sobre la superficie (Satorre *et al*., 2011). Por el contrario, la labranza convencional provoca la ruptura de los agregados, generando pérdida de la estructura, y a largo plazo la fertilidad del suelo tiende a disminuir. Otra práctica conservacionista incluye la inoculación con bacterias promotoras del crecimiento vegetal, como *Azospirillum* sp. Esta es una bacteria de vida libre que produce fitohormonas que promueven el crecimiento temprano de la raíz (Díaz Zorita *et al*., 2008; Díaz Zorita, 2014) lo cual le permitiría a la planta explorar un mayor volumen de suelo, facilitando la toma de agua y nutrientes por la planta (Puente *et al*., 2009; Doornbos *et al*., 2012; Villa Castro *et al*., 2014), lo que permitiría reducir la cantidad de fertilizantes aplicados.

El cultivo de maíz dulce (*Zea mays* var. Sacharata Bailey) es un cultivo de verano, con un ciclo de cultivo de 90 días en promedio, que se emplea como producto fresco (choclo) o como enlatado. Si bien posee altos requerimientos nutricionales, principalmente de nitrógeno (N) (Marini *et al*., 2015) respecto a otros cultivos, y requiere de una adecuada disponibilidad de agua, principalmente alrededor de la floración (Orosz *et al*., 2009, Ertek & Kara, 2013), deja gran cantidad de material vegetal de alta relación Carbono–Nitrógeno (C:N) luego de su cosecha. Los fertilizantes nitrogenados, orgánicos e inorgánicos, son uno de los insumos esenciales para mantener o aumentar los rendimientos en los sistemas agrícolas. No obstante, la disponibilidad del N aportado se ve influenciada por el tipo de suelo y las distintas prácticas de manejo, no siendo tan evidentes sus efectos. Es importante recordar que para realizar una buena práctica de fertilización, el fertilizante se debe aplicar al cultivo y no al suelo (IAEA, 2001).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del uso de *Azospirillum brasilense* en el aprovechamiento del Nitrógeno (N) en un cultivo de maíz dulce, bajo dos sistemas de labranza, haciendo hincapié en desarrollar alternativas sostenibles de producción a productores de bajos recursos tecnológicos, con el fin de asegurar la seguridad alimentaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo fue realizado durante los meses de noviembre de 2016 a febrero de 2017, en un campo experimental ubicado en el Centro Atómico Ezeiza, 34° 49’ 00” S, 58° 34’ 17” O, Buenos Aires, subregión de Pampa Ondulada. El clima es templado húmedo, la precipitación media anual es de 1050,4 mm, con una ETP anual de 826 mm, sin presentar déficit hídrico en ningún momento del año. La estación con mayor precipitación es la primavera. La temperatura media anual es de 16,7 ºC, la temperatura media de verano es de 22,3 ºC y la de invierno de 10,7 ºC.

El suelo es un Argiacuol vértico (Soil Survey Staff, 2006), con la siguiente secuencia del perfil: Ap, A2, BA, Bt1, Bt2, BC. Posee un contenido moderado de fósforo y nitrógeno, relieve normal y una pendiente media de 1%, está moderadamente bien drenado. La reacción en todo el perfil es neutra a ligeramente ácida y el contenido de materia orgánica es aproximadamente 4.31% (con un rango entre 2,99 a 5,78%). Presenta rasgos de hidromorfismo (moteados de Fe y Mn) a partir del horizonte BA.

El diseño experimental fue de bloques completamente aleatorizados (DCBA), con 4 repeticiones, constando de 8 parcelas de 120 m^2 cada una dividida en 4 sub parcelas de 30 m^2. Se emplearon dos sistemas de labranzas realizadas 1 mes antes de la siembra: Labranza Convencional (LC), que consistió en el empleo de arado de reja y vertedera, seguida de 4 pasadas de rastra de discos y Labranza Mínima (LM) que insumió 9 pasadas de rastra de discos para lograr una adecuada cama de siembra. Previo a la siembra el control de malezas se realizó aplicando glifosato en ambos SL. Se utilizó el híbrido de maíz super dulce “BATTER TR F1”. El inoculante utilizado fue la formulación comercial Nitragin Maíz, que contiene la cepa AZ 39 de *Azospirillum brasilense*. Los tratamientos consistieron en un Testigo sin fertilización ni inoculación (T), Inoculación con Nitragin Maíz (I), Fertilización con 75 Kg $N.ha^{-1}$ + Inoculación (F1), Fertilización con 150 Kg $N.ha^{-1}$ (F2). El ensayo fue llevado a cabo bajo condiciones de secano. El cultivo antecesor fue maíz dulce. Los análisis de resultados se realizaron mediante ANOVAS, ($P<0,05$), empleando el programa INFOSTAT.

La siembra se realizó a finales de noviembre, en forma manual, sembrando 2 semillas por golpe y luego en el estadio de dos hojas se raleó para lograr una densidad de 57000 $plantas.ha^{-1}$. El inoculante líquido fue adicionado a la semilla al momento de la siembra (12 $ml.Kg^{-1}$ de semilla). Las malezas se controlaron de manera mecánica, hasta el momento que el maíz cubrió el entresurco, en la LC por medio de remoción del suelo con azada, mientras que en LM las malezas se eliminaron cortándolas con azada pero con una mínima remoción de suelo.

La fertilización se realizó en el estadío de 6 hojas (Andrade *et al*, 1996), depositando urea al costado de la planta e incorporándola en ambos sistemas de labranza. Para determinar el % de Recuperación del N proveniente del Fertilizante (%RNF), que relaciona los Kg de N derivados del fertilizante respecto a la dosis de fertilizante aplicada, se empleó una técnica isotópica que utiliza el ^{15}N como trazador (IAEA, 2001). Luego se determinó la Eficiencia de Uso del Nitrógeno (EUN) por la planta, como la cantidad de biomasa producida en función de la dosis aplicada.

Por último, se estimó la eficiencia del uso del agua (EUA), que se expresa como la biomasa producida por unidad de agua consumida durante el ciclo del cultivo:

$$\mathbf{EUA = B.ET^{-1}}$$

Donde:

EUA: eficiencia del uso del agua ($Kg.ha^{-1}.mm^{-1}$); **B:** biomasa total producida ($Kg.ha^{-1}$), como materia seca; **ET:** evapotranspiración del cultivo (mm). (Andrade et al, 1996).

La evapotranspiración del cultivo (mm de agua), se estimó según la siguiente ecuación:

$$\mathbf{ET = P \pm \Delta S}$$

Donde:

ET: evapotranspiración del cultivo; **P:** precipitación; **ΔS:** es la variación del agua almacenada en el suelo entre dos fechas sucesivas. (Tolk & Evett, 2009).

Los datos de precipitación fueron obtenidos a partir de la estación meteorológica que se encuentra en el Centro Atómico Ezeiza. Las variaciones de agua en el perfil del suelo fueron medidas utilizando una sonda de neutrones de profundidad. Esto se llevó a cabo en el periodo comprendido desde V3 (3 hojas) a cosecha.

Al momento de la cosecha se determinaron las siguientes variables: Biomasa Aérea Total (BAT) que incluye tallos, hojas, panojas y espigas, %RNF, EUN, Rendimiento de Espigas (RE), Producción de Biomasa Aérea (BA), compuesta por tallos, hojas y panojas y EUA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la BAT ($t.ha^{-1}$) producida no se encontraron diferencias significativas con respecto a los sistemas de labranza. Sin embargo, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. El Testigo produjo una menor producción de BAT respecto a los tratamientos fertilizados, evidenciándose una respuesta positiva a la fertilización nitrogenada. Esto podría explicarse debido a que la alta relación C:N de los residuos de cosecha provenientes del cultivo antecesor (maíz dulce) favorecería los procesos de inmovilización del N por acción microbiana reduciendo la cantidad de N disponible en el suelo para la planta (Sánchez et al., 1998).

El tratamiento inoculado mostró valores intermedios a los del testigo y los tratamientos fertilizados. Entre F1 y F2 no se encontraron diferencias significativas (Figura 1).

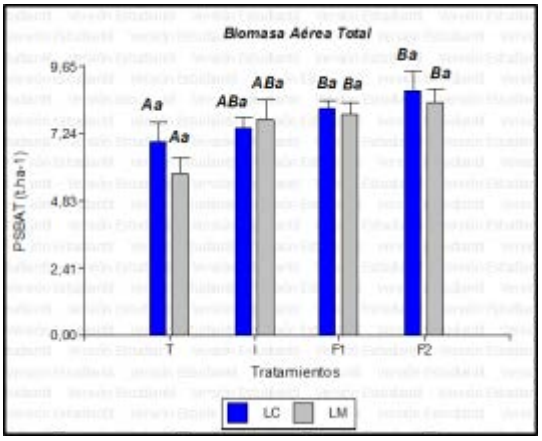


Figura 1. Biomasa Aérea Total (t.ha^{-1}) bajo 2 SL (media +/- desvío estándar) Letras mayúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre Tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

Los tratamientos fertilizados no presentaron diferencias significativas entre sí para la producción de BAT. Esto podría ser explicado a través de las variables %RNF y EUN. Con respecto al % RNF, no se encontraron diferencias entre SL, pero sí entre tratamientos, donde F1 mostró una mayor recuperación del N respecto de F2, lo cual podría atribuirse a la presencia del inóculo (Figura 2). Esto coincide con lo mencionado por Díaz Zorita et al. (2008, 2014), donde el inóculo favorecería el mayor crecimiento radical y le permitiría a la planta captar el N proveniente del fertilizante debido a que explora un mayor volumen de suelo, a diferencia del tratamiento F2, donde parte del N aplicado podría no ser absorbido por la planta inmediatamente quedando inmovilizado temporalmente en la materia orgánica del suelo por acción de los microorganismos (Stewart 2007).

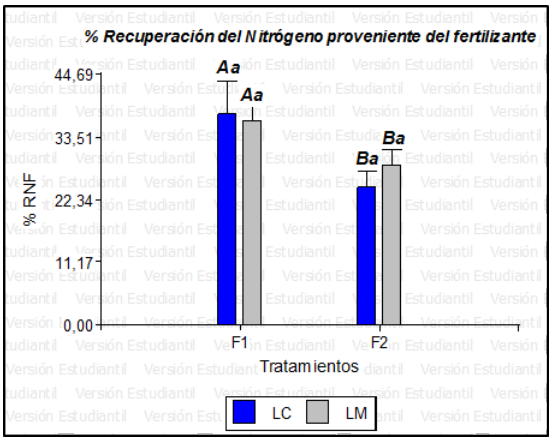


Figura 2. % de Recuperación del Nitrógeno proveniente del Fertilizante para BAT, bajo 2 SL (media +/- desvío estándar). Letras mayúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre Tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

Respecto a la EUN, LM (80,79) no se diferenció de LC (83,56); no obstante el tratamiento F1 (107,2) fue más eficiente que F2 (57,1). Estos resultados coinciden con lo encontrado por Caviglia et al. (2007) que menciona que el incremento en la disponibilidad de nitrógeno disminuye la EUN debido a que la absorción de nitrógeno supera a la necesaria para lograr la máxima tasa de crecimiento, especialmente en el cultivo de maíz que tiene un bajo umbral de nitrógeno foliar para alcanzar la máxima fotosíntesis.

Para el rendimiento de espigas comercializables (t.ha^{-1}) (RE), expresado como peso fresco, se encontraron diferencias entre el T (14,18), respecto a los tratamientos F1 (18,36) y F2 (19,57), no encontrándose diferencias entre estos últimos. El I (16,76), se comportó de manera intermedia entre el T y los tratamientos fertilizados. En cuanto a los SL, no se encontraron diferencias, siendo LC: 17,68 y LM: 16,75.

El RE, expresado como t.ha^{-1}en peso seco, reflejó el mismo comportamiento que el RE (peso fresco) y la BAT al comparar entre tratamientos y SL (Figura 3).

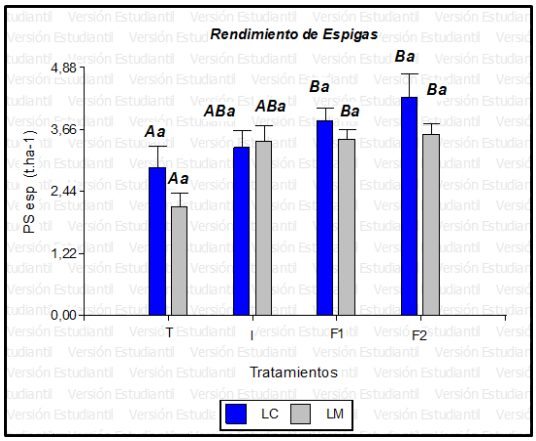


Figura 3. Rendimiento de Espigas, expresado en t.ha^{-1}, bajo 2 SL (media +/- desvío estándar). Letras mayúsculas distintan indican diferencias (P<0,05) entre tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

Al evaluar la producción de Biomasa Aérea, se observó que no existieron diferencias significativas entre Tratamientos: T (3,87), I (4,24), F1 (4,39) y F2 (4,64), esto evidencia una posible retraslocación de fotoasimilados hacia los destinos reproductivos (espigas). De igual forma, los SL tampoco difirieron entre sí: LM (4,33) y LC (4,25).

En referencia a la EUA del cultivo, no se observaron diferencias entre SL, posiblemente debido a que las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo no generaron condiciones de estrés hídrico marcado, no evidenciándose así el efecto del sistema de labranza sobre la acumulación del agua en el perfil del suelo.

Por otro lado, las diferencias encontradas entre el T y los tratamientos fertilizados responden al efecto positivo de la fertilización. El tratamiento inoculado, se comportó de manera intermedia entre T y los tratamientos fertilizados (Figura 4).

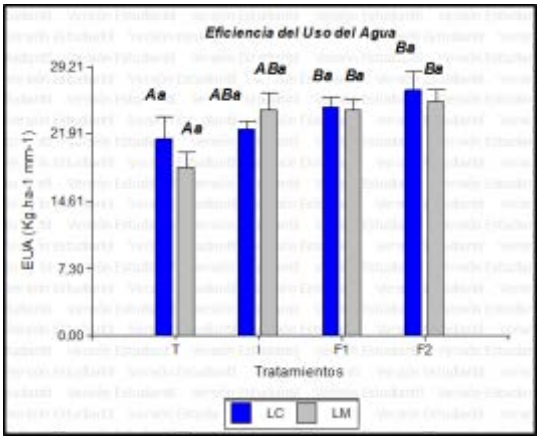


Figura 4. Eficiencia de Uso del Agua, expresada en Kg.ha^{-1}.mm^{-1}, bajo 2 SL (media +/- desvío estándar). Letras mayúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

El hecho de no haber encontrado diferencias significativas entre los sistemas de labranza para las variables analizadas, indicaría que no hubo un efecto marcado en la acumulación de agua en el perfil, y que la cantidad de N disponible para la planta entre ambos SL fue similar desde la fertilización a la cosecha. Esto podría explicarse en base a los procesos de inmovilización y liberación del N, por acción de los microorganismos, en función de la relación C:N del

residuo de cosecha y el tiempo. Teniendo en cuenta que la cantidad de rastrojo proveniente del cultivo antecesor, expresado en $t.ha^{-1}$, fue mayor bajo LC (2,03) respecto de la LM (1,43) y que, previo a la siembra, se incorporó el rastrojo al suelo en LC mientras que en la LM se produjo una semi incorporación del mismo, se esperaría que la incorporación favoreciera una mayor inmovilización del N en el suelo en la LC respecto a la LM. Esto se evidenció al evaluar la concentración de N de nitratos y amonios, como suma, expresado en partes por millón (ppm) previo a la fertilización, donde LM (12,74) mostro mayores valores respecto a LC (7,99). En este punto cabe aclarar que la concentración de N disponible fue baja, y por lo tanto limitante en ambos SL. Esto podría coincidir con lo encontrado por Álvarez (2007) donde menciona que los valores de nitrógeno disponible medidos en 0-30 cm en suelos de la Pampa Ondulada son limitantes por debajo de las 26 ppm. Durante el crecimiento del cultivo, previo a la fertilización, bajo LC, los microorganismos del suelo consumirían el carbono orgánico y N proveniente del rastrojo y parte del N disponible en el suelo, aumentando su biomasa. Luego, una vez que se consume el sustrato presente en el suelo, se produciría la muerte de los microorganismos, liberándose el N y C al suelo. Bajo LM la inmovilización ocurre más lentamente porque el rastrojo se encuentra semi incorporado al suelo. Esto coincide con lo descripto por autores como Civalero *et al*. (2014) y Ernst *et al* (2002). Este último, menciona que los rastrojos enterrados tienen dos fases de descomposición. Durante la fase I desaparecen las fracciones solubles en agua y una variedad de compuestos nitrogenados que están rápidamente disponibles para los microorganismos. En la Fase II, la tasa de descomposición se reduce. Cuando los rastrojos se descomponen sobre la superficie del suelo, la fase I es menos marcada y más dependiente de la constitución química del rastrojo. Esto determina una descomposición más lineal en el tiempo y similar a la de la Fase II de los rastrojos enterrados.

Esta tendencia en la velocidad y magnitud de la descomposición del rastrojo se mantuvo en el tiempo, observándose que la inmovilización del nitrógeno, hasta que el cultivo alcanzó 6 hojas, fue mayor bajo LC, mientras que bajo LM dicho proceso fue menos marcado. Al momento de la fertilización se aplicó la misma dosis de urea en ambos SL, y parte de ese nitrógeno pudo haber sido asimilado por la biomasa microbiana presente en el suelo y parte tomado por la planta. Esto se vio reflejado al momento de floración, evaluando el %RNF estimado sobre la biomasa aérea, donde se observó que no existieron diferencias significativas entre ambos sistemas de labranza (LM: 37,76 y LC: 31,21). Es decir que ambos SL recuperaron la misma proporción del N proveniente del fertilizante en BA. Esta tendencia se mantuvo hasta el momento de la cosecha, donde no hubo diferencias significativas entre SL (LM: 17,42 y LC: 11,44).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permitirían concluir que, bajo las condiciones de este ensayo, el tratamiento fertilizado con 75 $KgN.ha^{-1}$ más inoculación y bajo un sistema de labranza mínima, sería una alternativa viable a utilizar debido a que el uso de una dosis menor de fertilización química y el agregado de un bioinoculante reduciría los costos ambientales y de fertilización, ya que disminuiría la contaminación provocada por un exceso de fertilizante agregado al sistema. Además, con la mitad de la dosis de fertilizante, se obtienen similares rendimientos y aportes de carbono orgánico (como residuo de cosecha) respecto a los 150 $KgN.ha^{-1}$. Finalmente, debido a que no se encontraron diferencias significativas entre los sistemas de labranza para las variables rendimiento de espiga, producción de biomasa aérea, y EUA, la labranza mínima permitiría mantener la estructura del suelo, la fertilidad a largo plazo y favorecería la acumulación de agua en el perfil, siendo esto último de gran relevancia durante los períodos de sequía, pudiéndose realizar este cultivo bajo condiciones de secano.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. 2007. Fertilización de Maíz. Álvarez Roberto (Ed). Fertilización de cultivos de granos y pasturas: diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana. Vol. 2da edn. Pp 131-156. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. 223 páginas.
- Andrade, F.; A. Cirilo; S. Uhart & y M. Otegui (Eds). 1996. Ecofisiología del Cultivo de Maíz. Editorial La Barrosa. Calle 28 nº 977. Balcarce, Buenos Aires. 292 páginas.
- Caviglia, O.P.; R.J.M Melchiori; A. Kemerer; N.V. Van Opstal & V.C. Gregorutti. 2007. Relaciones entre la eficiencia en el uso del nitrógeno y de la radiación en maíz. Actualización Técnica. Maíz, Girasol y Sorgo. Serie Extensión nº 44.

- Civalero, A.; R. Kolman; R. Fernández, & E. Noellemeyer. 2014. Efecto del sistema de labranza y la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de maíz (*Zea mays L.)* en un Haplustol Éntico de la Región Semiárida Pampeana. Semiárida Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam Vol 24: 43-52. ISSN 2362-4337.
- Díaz-Zorita, M.; F. G. Micucci; R. M. Baliña & M. V. Fernández Canigia. 2008. Productividad de cultivos de maíz con tratamientos de semillas con *Azospirillum brasilense*. Merck Crop Bioscience. Argentina. 4p.
- Díaz-Zorita, M. 2014. Agronomic contribution of PGPR in Argentina: evolution and perspectives. II Latin American PGRP Workshop. Libro de Resúmenes, pág 55.
- Doornbos, R.F.; L.C. Van Loon & P.A.H.M. Bakker. 2012. Impact of root exudates and plant defense signaling on bacterial communities in the rhizosphere. A review. Agron. Sustain. Dev. 32, 227–243.
- Ernst, O.; O. Bentancur, & R. Borges. 2002. Descomposición de rastrojo de cultivos en siembra, sin laboreo: trigo, maíz, soja y trigo después de maíz o de soja. Agrociencia Vol. VI Nº1 pág. 20 -26.
- Ertek, A. and B Kara. 2013. Yield and quality of sweet corn under deficit irrigation. Agricultural water management, 129: 138-144.
- International Atomic Energy Agency 2001. Applications of nuclear techniques in soil fertility and plant nutrition studies. Use of isotope and radiation methods in soil and water management and crop nutrition. P*ág 21-103*. IAEA-TCS-14, Vienna, Austria. 247 páginas.
- Marini, D.; V. F. Guimaraes; J. Dartora; M. Lana and A. S. Pinto Junior. 2015. Growth and yield of corn hybrids in response to association with *Azospirillum brasilense* and nitrogen fertilization. Rev. Ceres, Vicosa, v.62, n.1, p. 117-123.
- Orosz, F.; S. Jakab; T. Losak; & K. Slezak. 2009. Effects of fertilizer application to sweet corn (*Zea mays*) grown on sandy soil. Journal of Environmental Biology 30(6) 933-938.
- Puente, M.; J. García & A. Perticari. 2009. Effect of the bacterial concentration of *Azospirillum brasilense* in the Inoculum and its plant growth regulator compounds on crop yield of corn (*Zea mays L.)* in the field. World Journal Agricultural Sciences 5 (5): 604-608.
- Sanchez, S.R.; G.A. Studdert & H.E. Echeverria. 1998. Dinámica de la mineralización del nitrógeno de residuos de cosecha en descomposición en un Argiudol Típico. *Ciencias del Suelo 16 1-6.*
- Satorre, E.H.; M.A. Taboada; G.A. Maddonni; P. Dodds, E. Gonzalez & P. Vilariño. 2011. Labranza y Rotaciones. Cátedra de Cereales y cultivos industriales. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 26 Páginas.
- Soil Service Staff. 2006. Claves para la taxonomía de suelos. 10º edición. USDA NRCS. Washington D.C.
- Stewart, W.A (2007). Consideraciones en el uso eficiente de nutrientes. Informaciones Agronómicas, Planicies Centrales de los Estados Unidos del International Plant Nutrition Institute (IPNI).
- Villa-Castro, L.; N. Mayek-Pérez; J. G. García-Olivares & J. L. Hernández-Mendoza. 2014. Efecto de la inoculación en maíz con cepas nativas de Azospirillum spp. Avances en investigación agropecuaria 18(1): 33-38.
- Tolk, J.A & S.R. Evett. 2009. Lysimetry versus neutron moisture meter for evapotranspiration determination in four soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 73 1693-1698.

C4P12. INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELOS

Benito Amaro, Ignacio

Instituto de Economía, CICPES, I.N.T.A.; Rivadavia 1250, CABA; amaro.ignacio@inta.gob.ar

RESUMEN

En el siguiente trabajo se analiza de manera formal si existen diferentes incentivos a proteger la productividad de la tierra de acuerdo a quien es el que produce en esta, si es el propietario o un arrendador; si es este último, cual es la influencia en los incentivos que tiene los diferentes tipos de contratos, los cuales pueden ser resumidos en dos, contrato por un monto fijo o por un porcentaje de la producción. Este tema resulta relevante para la discusión sobre de la intervención pública en los contratos agropecuarios y en la regulación de la rotación de los cultivos bajo distintos argumentos referidos a la conservación del recurso suelo. La pregunta que resulta interesante de contestar es si realmente propietarios y arrendatarios tienen incentivos contrapuestos, donde uno tiene incentivos a conservar la productividad del recurso, y el otro los tiene a sobreexplotarlo. El trabajo trata de formalizar un problema práctico para tratar de comprender los determinantes e incentivos de los actores. Se plantea un modelo simple de teoría de juegos para intentar comprender los mecanismos que operan en la toma de decisiones, para luego plantear un modelo de optimización dinámica a fin de determinar teóricamente cual sería el stock de nutrientes del suelo en estado estacionario para los distintos tipos de contratos. Luego de desarrollar este trabajo se está en condiciones de poder afirmar que no necesariamente ocurre que propietarios y arrendatarios tengan incentivos contrapuestos. En el trabajo se encuentra que la alineación de incentivos depende de un conjunto de factores diferentes avalando lo encontrado en la literatura al respecto donde no se encuentran comportamientos distintos entre productores que explotan campos propios con el comportamiento de los que lo hacen en campo arrendado.

Palabras claves: Economía, conservación, optimización dinámica

INTRODUCCIÓN

Este trabajo analiza de manera formal si existen diferentes incentivos a proteger la productividad de la tierra de acuerdo a quien es el que produce en esta, si es el propietario o un arrendador; si es este último, cual es la influencia en los incentivos que tiene los diferentes tipos de contratos, los cuales pueden ser resumidos en dos, contrato por un monto fijo o por un porcentaje de la producción.

Este tema resulta relevante para la discusión sobre de la intervención pública en los contratos agropecuarios y en la regulación de la rotación de los cultivos bajo distintos argumentos referidos a la conservación del recurso suelo. Existen quienes enfatizan que el propietario de la tierra tiene incentivos a cuidar el recurso ya sea que lo explote el o ceda este a un tercero para la actividad productiva, mientras que el productor que trabaja sobre tierras de terceros los tiene enfocados a sobreexplotar el recurso. De aquí se desprende la pregunta que resulta interesante de contestar, ¿realmente propietarios y arrendatarios tienen incentivos contrapuestos?

En la literatura el tema sobre los incentivos existentes a conservar el recurso suelo ha sido abordado desde distintos puntos. Trabajos empíricos para Estados Unidos como Lee (1980) y Lee & Stewart (1983), y para Argentina como Gallacher (2004) y Brescia & Lema (2004,2006) hallaron que no existe evidencia de comportamientos distintos entre aquel que explota su propio suelo y aquel que lo hace en suelo arrendado. Por su parte Arora et al (2015) concluyen que el término de arrendamiento proporciona una dimensión temporal de la relación del inquilino con el terreno que no refleja la relación real existente, implicando que no solo los inquilinos no están siendo racionales en su enfoque de la tierra, sino que los propietarios de esta también deberían considerar las implicaciones de la falta de coincidencia entre el término de arrendamiento y el plazo para las consecuencias de las acciones del inquilino, dado que esto afecta su capacidad de continuar alquilando la tierra como una fuente de ingresos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Un Modelo de Juego entre Propietario y Arrendatario

Arora et al (2015) plantean un juego secuencial de 2 jugadores, en donde cada jugador juega un solo turno y el arrendatario en el período inicial “desconoce” que él mismo será el inquilino en el segundo periodo. Se considera este

supuesto de información incompleta no adecuado para explicar el comportamiento en el mercado de tierras. Si el arrendatario es racional y aún con información incompleta, debería conocer o tener una estimación de la distribución de probabilidades de que le renueven el alquiler (el % de probabilidades de mantenerse explotando la propiedad) y la forma en que jugaría sería diferente.

El modelo que se sugiere, es un juego secuencial repetido infinitamente dado que existe incertidumbre sobre cuando el juego finalizara. El juego consiste, en que durante varias etapas los jugadores (arrendador y arrendatario, los mismos en cada etapa) completan un determinado juego, siempre el mismo, llamado juego de etapa, haciéndose públicos los resultados y recibiendo cada jugador sus pagos tras cada etapa.

Por simplicidad se supone que los beneficios obtenidos son los mismos en cada momento del tiempo. Es un juego con información incompleta ya que desconocemos la función de pagos del arrendador por lo que desconocemos en que momento va a optar por no arrendar, pero lo que si se conoce es que existe una distribución de probabilidad donde hay un 85% de probabilidad que se renueve el arrendamiento y un 15% que no le renueven siendo esta la acción que da por finalizado el juego.

El arrendatario por su parte puede realizar dos acciones, sobrexplotar el recurso que le da un beneficio π_s o realizar una explotación acorde a las buenas prácticas esperadas por el propietario de la tierra π_c. Además por una cuestión de modelización suponemos que una vez que comienza a sobreexplotar el recurso no puede detenerse hasta acabarlo, por lo que una vez que decide sobreexplotar no puede cambiar a una práctica conservacionista.

Este juego cuando lo proyectamos al infinito nos da que solo dos estrategias son posibles, comportarse sobreexplotando siempre hasta agotar el recurso o comportarse siempre realizando buenas practicas lo que llamaremos "conservacionista" (esto dado que supusimos que solo existen dos pagos y son constantes en el tiempo) ya que comenzar a sobreexplotar luego de comportarse conservacionista va a ser un perfil estratégico dominado por cualquiera de los otros dos perfiles estratégicos cuando cada uno sea el dominante. El caso de comenzar a comportarse conservacionista luego de sobreexplotar no es posible dado que suponemos que una vez que comienza a sobre explotar el recurso no puede detenerse hasta agotarlo.

El valor actual de sobreexplotar la tierra es $\pi_s * \frac{\lambda*(1+r)^n-\lambda^{n+1}}{(1+r-\lambda)*(1+r)^n}$. Donde, la probabilidad de que renueven el contrato de arrendamiento es λ, la tasa de interés real es r, la cantidad de periodos que se mantiene productiva la tierra antes de volverse improductiva permitiendo un nivel de sobreexplotación que genere todos los periodos π_s es n. El valor actual de realizar una explotación conservacionista es $\pi_c * \frac{\lambda}{(1+r-\lambda)}$. Por lo que para que la estrategia dominante sea sobreexplotar, la condición que se tiene que dar es $\frac{\pi_s}{\pi_c} \geq \frac{1}{1-(\frac{\lambda}{(1+r)})^n}$

De esta ecuación se puede observar que mientras más alta es la tasa de interés y mientras mayor es el periodo que puedo sobreexplotar el recurso hasta agotarlo, menor es la diferencia entre beneficios de sobreexplotar y de conservación que requiero para incentivar a la primera de estos comportamientos. Como es de esperar, a medida que aumenta la probabilidad de que se renueve el contrato, aumenta la brecha necesaria entre los beneficios para que sea conveniente sobreexplotar. Considerando este juego veamos qué ocurre si los contratos son por un plazo más largo, y lo que nos encontramos es que el juego sigue siendo el mismo, un juego secuencial repetido infinitamente.

Los beneficios del juego tanto para sobreexplotar como para conservar se vuelven la sumatoria de los beneficios anuales menos el aumento de costos que implicaría un contrato a más largo plazo[2]por la duración del contrato[3], donde los beneficios de todo el periodo van a corresponder a una de estas dos acciones sobreexplotar o conservar dado que un cambio seria irracional, ya que como este problema se resuelve por inducción hacia atrás, lo que el prevea que va a realizar en el último periodo del contrato antes de jugar si se renueva o no, es lo que va a hacer en los periodos anteriores.

[2]considera aumento o reducción en el alquiler fijado, costos de transacción, etc. pudiendo esta variable tomar valor negativo o positivo según corresponda

[3]suponemos que la duración del contrato va a ser un numero divisor de la cantidad de años que dura el recurso, esto a fin de simplificar el tratamiento en el modelo

Por lo que entonces los pagos del juego los podemos definir como: Los beneficios de sobreexplotar durante todo el contrato ${\pi_s}^{Clp} = (\pi_s - C) * \frac{(1+r)^i - 1}{r*(1+r)^i}$. Los beneficios de ser conservacionista durante todo el contrato ${\pi_c}^{Clp} = (\pi_c - C) * \frac{(1+r)^i - 1}{r*(1+r)^i}$. Donde i es la duración del contrato y C es el aumento (si C mayor a cero) o la disminución (si C menor a cero) de los costos de alquiler anual debido al contrato de largo plazo.

Por lo que el juego secuencial repetido infinitamente se lo puede reescribir para contemplar los contratos de mayor duración de la siguiente forma: El valor actual de sobreexplotar la tierra es ${\pi_s}^{Clp} * \frac{\delta*(1+k)^j - \delta^{j+1}}{(1+k-\delta)*(1+k)^j}$. Donde la probabilidad de que renueven el contrato de arrendamiento es δ, la cantidad de contratos de i años en arrendamiento que se mantiene productiva la tierra antes de volverse improductiva generando por cada contrato ${\pi_s}^{Clp}$ es $j = \frac{n}{i}$, la tasa de descuento utilizada para la evaluación de los contratos $k = (1+r)^i - 1$. El valor actual de realizar una explotación conservacionista es ${\pi_c}^{Clp} * \frac{\delta}{(1+k-\delta)}$.

Por lo que para que la estrategia dominante sea sobreexplotar, la condición que se tiene que dar es $\frac{{\pi_s}^{Clp}}{{\pi_c}^{Clp}} \geq \frac{1}{1-(\frac{\delta}{(1+k)})^j}$. Por lo que puedo calcular cual tiene que ser el diferencial entre las probabilidades de renovación para que convenga un contrato de largo plazo por sobre uno de corto: $\delta \geq \left(\frac{1}{\frac{C}{(1+r)^n} + \frac{1-C}{\lambda^n}}\right)^{\frac{1}{j}}$.De esta ecuación, se puede concluir a simple vista que mientras mayor sea la duración de los contratos, menor será la probabilidad de renovación requerida para que el contrato por ese tiempo sea mejor al contrato por un año con fines conservacionistas del recurso. Puede observarse como un aumento en los costos asociados a un contrato de largo plazo (en este caso 5 años) mientras mayores sean, implican que debe existir una mayor probabilidad de renovación con respecto a si no existieran dichos costos.

Modelo de trayectoria optima

Ahora analizaremos que ocurre para el caso particular de los incentivos a utilizar fertilizantes. Para esto supondremos: 1 solo cultivo, 2 insumos $\{f_t, q_t\}$, 1 stock de nutrientes en el suelo ${f^T}_t$, una función de producción: $\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)$, una función de costos: $c_q * q_t + c_f * f_t + A_t$ (A_t es el alquiler pagado al propietario de la tierra), la función de transición del stock de nutrientes en la tierra: ${\dot{f^T}}_t = f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)]$ (γ Representa el balance neto de nutrientes que se obtiene del cultivo).

El problema del productor es:

$$\max_{ft,qt} \int_0^{\infty} e^{-\rho_i * t}(\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t) - c_q * q_t - c_f * f_t - A_t)$$

Sujeto a: ${\dot{f^T}}_t = f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)]$

$$\rho_i = \ln(1+r) - \ln\psi$$

$$0 < \rho_i < 1$$

Donde ψ es la probabilidad de renovación del contrato de arrendamiento y r es la tasa de interés real anual. ρ_i es la tasa de descuento para el tipo de tenencia i, ya que en este trabajo vamos a comparar 3 posibilidades: es un inquilino el cual explota la tierra mediante un alquiler por un monto fijo; es un inquilino el cual explota la tierra mediante un contrato por monto variable (consiste en un porcentaje del cultivo cosechado); y el propietario de la tierra es quien lleve adelante la producción.

Primero lo planteo para el inquilino que alquila por un monto fijo:

$$H = \phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t) - c_q * q_t - c_f * f_t - A_t + \lambda_t * [f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)]]$$

λ_t es el precio sombra de la unidad del stock de nutrientes que hay en la tierra

Las Condiciones necesarias de primer orden (CPO) son:

$$\frac{dH}{dq_t} = {\phi_q}/{q_t} - c_q - \lambda_t * \gamma * {\phi_q}/{q_t} = 0$$

$$\frac{dH}{df_t} = {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)} - c_f + \lambda_t * \left[1 - \gamma * {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)}\right] = 0$$
$$\frac{dH}{d\lambda} = f_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln(f^T{}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)\right] = \dot{f^T}{}_t$$
$$\frac{dH}{df^T{}_{t_t}} = {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)} - \lambda_t * \gamma * {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)} = \lambda_t * \rho_i - \dot{\lambda_t}$$

Como puede observarse, para un contrato de alquiler por un monto fijo, no está presente la variable A_t en las CPO por lo que la resolución del problema para el inquilino con alquiler por monto fijo y para el caso donde el propietario es quien desempeña la actividad productiva son prácticamente iguales en lo único que difieren es en el valor que toma ρ_i dado que en el caso del propietario-productor $\psi = 1$ y en el caso del arrendatario $\psi < 1$.
De las CPO obtengo el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales:
$$\dot{\lambda_t} = \lambda_t * (1 + \rho_I) - c_f$$
$$\dot{f^T}{}_t = \frac{\phi_f * (1 - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)} - f^T{}_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * (1 - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * (1 - \lambda_t * \gamma)}{c_q}\right)\right]$$
Calculo los Estados estacionarios:
$$\lambda_t{}^{EE} = {c_f}/{(1 + \rho_I)}$$
$$f^T{}_t{}^{EE} = \frac{\phi_f * \left(1 - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)} - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * \left(1 - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * \left(1 - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{c_q}\right)\right]$$
Ahora planteo el problema para el caso donde el alquiler es un porcentaje de lo obtenido por el cultivo, donde α es la proporción del rinde que se lleva el propietario de la tierra por ceder su uso:
$$H = (1 - \alpha) * \phi_0 + (1 - \alpha) * \phi_f * \ln(f^T{}_t + f_t) + (1 - \alpha) * \phi_q * \ln(q_t) - c_q * q_t - c_f * f_t - A_t + \lambda_t * [f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln(f^T{}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)]]$$
Las Condiciones necesarias de primer orden (CPO) son:
$$\frac{dH}{dq_t} = (1 - \alpha) * {\phi_q}/{q_t} - c_q - \lambda_t * \gamma * {\phi_q}/{q_t} = 0$$

$$\frac{dH}{df_t} = (1 - \alpha) * {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)} - c_f + \lambda_t * \left[1 - \gamma * {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)}\right] = 0$$
$$\frac{dH}{d\lambda} = f_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln(f^T{}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)\right] = \dot{f^T}{}_t$$
$$\frac{dH}{df^T{}_{t_t}} = (1 - \alpha) * {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)} - \lambda_t * \gamma * {\phi_f}/{(f^T{}_t + f_t)} = \lambda_t * \rho_i - \dot{\lambda_t}$$

De las CPO obtengo el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales:
$$\dot{\lambda_t} = \lambda_t * (1 + \rho_I) - c_f$$
$$\dot{f^T}{}_t = \frac{\phi_f * (1 - \alpha - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)} - f^T{}_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * (1 - \alpha - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * (1 - \alpha - \lambda_t * \gamma)}{c_q}\right)\right]$$
Calculo los Estados estacionarios:
$$\lambda_t{}^{EE} = {c_f}/{(1 + \rho_I)}$$
$$f^T{}_t{}^{EE} = \frac{\phi_f * \left(1 - \alpha - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)} - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * \left(1 - \alpha - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * \left(1 - \alpha - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{c_q}\right)\right]$$
Puede notarse que el Estado Estacionario $f^T{}_t{}^{EE}$ es diferente entre ambos modelos para iguales tasas de probabilidad de renovación[4], y la diferencia es enteramente atribución de usar un contrato de alquiler porcentual, ya que este te reduce los ingresos marginales que se obtienen por aumentar los insumos. El estado estacionario con un contrato por un porcentaje de la cosecha entonces, va a ser menor cuando se cumpla la siguiente condición:

[4] Se supone la probabilidad de renovación exógena por simplicidad para hacer más simple la comparación; en el caso de contratos a porcentaje, se podría pensar esta como endógena al rendimiento del cultivo

$$0 > \frac{\phi_q}{\phi_f} + \frac{\alpha - 1}{\left(\frac{c_f * \rho_I * \gamma}{\rho_I + 1}\right)} + \frac{(\rho_I + 1)}{\rho_I}$$

Ahora pasamos a querer clasificar el sistema de ecuaciones diferenciales de primer orden en el entorno del Estado Estacionario, dado que los modelos son prácticamente iguales, tomamos el caso del contrato porcentual ya que si queremos ver el sistema para contratos por monto fijo o para el propietario-productor basta con volver $\alpha = 0$.
Para poder clasificarlo, primero se va a tener que linealizar el sistema en torno al Estado Estacionario quedando el sistema de la siguiente forma:

$$\begin{pmatrix} \dot{\lambda}_t \\ \dot{f^T}_t \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} (1+\rho_I) & 0 \\ \frac{-\phi_f * (1 - \alpha - \gamma * {}^{c_f}/_{(1+\rho_I)})}{(c_f * {}^{\rho_I}/_{(1+\rho_I)})^2} + \gamma^2 * \frac{(\phi_f - \phi_q)}{(1 - \alpha - {}^{c_f}/_{(1+\rho_I)} * \gamma)} & -1 \end{pmatrix} * \begin{pmatrix} \lambda_t \\ f^T{}_t \end{pmatrix}$$

La Traza es $\rho_I > 0$; El determinante es $-1 - \rho_I < 0$; El discriminante es ${\rho_I}^2 + 4 * (1 + \rho_I) > 0$. Dado que el determinante es menor a cero, puedo concluir que el sistema se trata de un punto de ensilladura. Donde ocurre algo relevante, es en $\dot{f^T}_t = 0$ cuando $\lambda_t \to c_f$ se observa que $f^T{}_t \to \infty$. En lo que respecta a la variación del estado Estacionario con respecto a la tasa de descuento (dato importante ya que contiene la probabilidad de renovación de los contratos implícitos en ella), podemos decir que a mayor tasa de descuento, menor será el precio sombra en el Estado Estacionario y menor será el stock de nutrientes de Estado estacionario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del juego muestran que para tasas de interés reales de un 1% o 5%, si el recurso permite una sobreexplotación de 5 años, opción de renovación de 85%, se requiere que los beneficios de sobreexplotar sean un 73% y un 53% superiores a los beneficios de conservación respectivo a cada tasa de descuento. Por otra parte, si el recurso se puede sobreexplotar durante 10 años se requiere que cada año tenga beneficios superiores en un 21% y un 13% con respecto a los de conservación para que sea conveniente no preservar el recurso desde el punto de vista del arrendatario.

Además, el modelo permite analizar que probabilidad de renovación debe existir para que un contrato de largo plazo sea mejor o igual, en términos de conservación del recurso suelo, que un contrato de corto plazo. Comparando, por ejemplo, lo que ocurre para un contrato de 5 años, donde el recurso puede ser sobreexplotado durante 10 años, con un contrato de 1 año con opción de renovación de 85%, para tasas de interés real del 1% y 5%, notamos que el factor importante a la hora de definir la probabilidad de renovación es la variación de costos producto del contrato de largo plazo. Si el costo cae en un 20%, la probabilidad de renovación del contrato de largo plazo debe ser de aproximadamente un 41% para ambas tasas de interés, mientras que si los costos por ejemplo suben en un 50%, se observa que la probabilidad de renovación requerida pasaría a ser de un 57% para una tasa de descuento de un 1% y un 59% para una tasa de descuento de un 5%.

Esto sugiere que no necesariamente un contrato de largo plazo es superior a un contrato de corto plazo, dado que depende de los costos asociados al aumento en la duración de los contratos y a la probabilidad de renovación de estos contratos de largo plazo. Un resultado básico de este tipo de modelos es que si el contrato tuviera probabilidad cero de renovación, llevaría a que el inquilino sobreexplote la propiedad. La maximización de beneficios induce a sobreexplotar la tierra para llegar al momento final con la tierra improductiva al momento de abandonarla.

En cuanto a las implicancias empíricas, los resultados teóricos presentados en este trabajo cuestionan que el recurso suelo pueda sobreexplotarse sistemáticamente por la forma de tenencia de la tierra. En un reciente trabajo realizado en la pradera pampeana de Argentina Alvares et al. (2015) encuentran un deterioro generalizado de los suelos debido a la agricultura permanente realizada a lo largo del Siglo XX, pero también que en su mayoría los cambios de las propiedades de los suelos no alcanzan valores críticos o preocupantes. En este trabajo comparan los contenidos de carbono de los suelos entre 1960 y 1980 con la actualidad, y no detectan cambios importantes a nivel regional, que sugiere que el total de materia orgánica de los suelos pampeanos no ha variado significativamente en las últimas décadas.

Si encuentran evidencia de que los balances de nitrógeno y fósforo, que resultan de la diferencia entre entradas y salidas de nutrientes, son negativos en la actualidad tal como lo han sido históricamente en la región. Sin embargo, esto no se relaciona explícitamente con la forma de tenencia de la tierra ni a la duración de los contratos de arrendamiento. Si

se analizan utilizando el modelo de optimización dinámica planteado anteriormente los balances de nitrógeno y fósforo que son negativos en la actualidad, pueden pensarse como que aún no se llegó a los valores de estado estacionario.

CONCLUSIONES

El modelo planteado sugiere que los resultados en términos de conservación del recurso para distintos contratos entre propietarios y arrendatarios dependerán de:

i. La tasa de interés: más incentivos a sobreexplotar el recurso a mayores tasas de interés

ii. Periodos que se puede sobreexplotar el recurso hasta agotarlo: cuanto mayor sea el número de periodos que puede sobreexplotarse el recurso, más incentivos existen a realizar este comportamiento de no preservación del recurso.

iii. Probabilidad de renovación del contrato: mientras más baja sea la probabilidad de renovación de los contratos mayores serán los incentivos a sobreexplotar el recurso.

iv. Diferencia entre los beneficios de sobreexplotar con respecto a los de realizar prácticas conservacionistas.

En cuanto a los incentivos a proteger el stock de nutrientes del suelo, el modelo dinámico planteado muestra que puede existir diferencias entre los tipos de tenencias. Las condiciones de Estado Estacionario para los distintos tipos de contratos pueden diferir debido al comportamiento de 2 variables:

- La tasa de descuento: depende de la tasa de interés que percibe el agente (propietarios y arrendatarios) y de la probabilidad de renovación del contrato en el caso de los arrendatarios
- Del porcentaje de la cosecha que percibe el propietario de la tierra en el caso de alquiler a porcentaje (parámetro que es cero si es un contrato por monto fijo o si la tierra la explota el propietario de la tierra).

Por lo que respecta a la pregunta que resulta interesante contestar, ¿realmente propietarios y arrendatarios tienen incentivos contrapuestos? Por lo que luego de desarrollar este trabajo se puede afirmar que no necesariamente esto ocurre. En el trabajo se encuentra que la alineación de incentivos depende de un conjunto de factores como puede apreciarse en los modelos planteados, y que como puede observarse en la mayoría de los trabajos citados no existe evidencia empírica de que tengan incentivos contrapuestos sino más bien generalmente se encuentra que utilizan prácticas similares entre quienes explotan su propio suelo y quienes operan suelo de otro terrateniente, lo que apoyaría la hipótesis de que los incentivos son similares.

BIBLIOGRAFÍA

- Brescia, Víctor & Lema, Daniel. 2004. “Tenencia de la Tierra, Contratos y Uso de Recursos en la Producción Agrícola Pampeana: Teoría y Evidencia Empírica”. Trabajo de Investigación presentado en la XXXV Reunión Anual de la AAEA, Mar del Plata, Noviembre 2004.
- Brescia, Víctor & Lema, Daniel. 2006 “Separación entre propiedad y control de la tierra: evidencia a partir del análisis de microdatos censales”. Trabajo de Investigación presentado en la XXXVII Reunión Anual de la AAEA, villa Giardino, cordoba, Septiembre 2006
- Marcos Gallacher. 2004. “Estructura de Empresa y Adopción de Tecnología: Conservación de Suelos”. Documento de trabajo Universidad del CEMA
- Arora, Poonam; Bert, Federico; Podesta, Guillermo; Krantz, David H.. 2015. “Ownership effect in the wild: Influence of land ownership on agribusiness goals and decisions in the Argentine Pampas”. Journal of Behavioral and Experimental Economics 58 (162–170)
- Álvarez, Roberto; Berhongaray, Gonzalo; De Paepe, Josefina; Mendoza, María Rosa; Steinbach, Haydée; Caride, Constanza; Cantet, Rodolfo; Álvarez, Carina. 2015. “Sojización y productividad de los suelos pampeanos”, revista Ciencia Hoy Volumen 24 número 142 (35-41)
- Linda K. Lee. 1980. “The Impact of Landownership Factors on Soil Conservation”. American Journal of Agricultural Economics Vol. 62, No. 5 (Dec., 1980), pp. 1070-1076
- Linda K. Lee & William H. Stewart. 1983. “Landownership and the Adoption of Minimum Tillage“,*American Journal of Agricultural Economics* Vol. 65, No. 2 (May, 1983), pp. 256-264

C4P13. MODELIZACIÓN DE LA TASA DE CICLADO DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL PERFIL DEL SUELO

Berhongaray, Gonzalo [1,2] y Alvarez, Roberto [1,3].

[1] CONICET, [2] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral, Kreder 8503, Esperanza, Argentina, [3]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av San Martin 4453, Buenos Aires, Argentina. bgonzalo@agro.uba.ar.

RESUMEN

Se generaron modelos empíricos explicativos-predictivos de la tasa de ciclado del carbono orgánico de suelos pampeanos bajo arboledas y praderas para diferentes estratos de profundidad. Los modelos incluyeron variables climáticas y la profundidad del suelo como variables explicativas, siendo en general más sensibles a las variables ambientales que a la profundidad. Un modelo basado en redes neuronales artificiales fue el de mejor comportamiento con moderado ajuste y buena capacidad de generalización. En este modelo la velocidad de ciclado del carbono está regulada por la profundidad del suelo, la temperatura y la precipitación anual media, y puede ser utilizado para estimar la tasa de ciclado del carbono a nivel de sito y por tipo de uso de suelo en la Región Pampeana.

Palabras claves: regresión lineal múltiple, regresión no lineal, redes neuronales artificiales

INTRODUCCIÓN

La capacidad de secuestro de carbono de los suelos depende de las entradas de carbono y del tiempo de permanencia de ese carbono en el suelo (tasa de ciclado). Las entradas de carbono dependen del tipo de vegetación y de la asignación que realizan a la parte aérea y las raíces, determinando finalmente la distribución vertical del carbono en el perfil del suelo (Jobbágy & Jackson 2000; Yang *et al*. 2007). Por otro lado, los factores que afectan la velocidad de ciclado incluyen factores climáticos, como temperatura y humedad, factores químicos como el pH del suelo y factores de protección física como el contenido de arcilla (Schimel *et al.* 1994). Estas relaciones han sido bien estudiadas en los horizontes superficiales del suelo e incluidas en distintos modelos de simulación como Century y Roth-C. Sin embargo, el efecto de estas variables sobre la tasa de ciclado a distintas profundidades de suelo ha sido poco estudiado. Nuestro objetivo es comprender los factores biofísicos que afectan la tasa de ciclado del carbono en el perfil de suelos de praderas y arboledas de la Región Pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelo

Se muestrearon 82 establecimientos agropecuarios distribuidos en la Región Pampeana y en cada uno se tomaron muestras de suelos escasamente disturbados bajo vegetación herbácea (praderas) y plantaciones de árboles adyacentes de mas de 30 años (arboledas). Las muestras fueron sacadas cada 25 cm hasta los 100 cm, o hasta tosca. En cada muestra se determinó carbono orgánico mediante digestión húmeda, textura según el método Bouyoucos y pH del suelo y conductividad eléctrica (CE) en suspensión acuosa. La precipitación media anual (PPT) y la temperatura (TEM) de los sitios muestreados se estimó utilizando el modelo LocClim (FAO, 2006). Una descripción detallada de los sitios, del muestreo y los métodos analíticos utilizados pueden encontrarse en Berhongaray *et al.* (2013).

Cálculo de entradas de carbono y tasa de ciclado

Las entradas de carbono a cada estrato de suelo se estimaron a partir de la productividad primaria neta (PPN) utilizando el modelo global NCEAS (Del Grosso *et al.*, 2008). El modelo NCEAS permite la estimación de la PPN anual total y de la PPN aérea (PPNA) utilizando ecuaciones separadas para ecosistemas arbóreos y no arbóreos. Una vez estimada la PPN y la PPNA, se estimó la PPN subterránea (PPNS) a partir de la diferencia entre PPN y PPNA. Luego, la PPNS se distribuyó a las diferentes capas de suelo (0-25, 25-50, 50-75, 75-100 cm) utilizando ecuaciones específicas para la distribución vertical de raíces en praderas y arboledas (Gill *et al.*, 2002; Gill & Jackson, 2000; Schenk & Jackson, 2002). Finalmente, obtuvimos cinco flujos de carbono de distintas fuentes: PPNA y PPNS para las capas de suelo de 0-25, 25-50, 50-75 y 75-100 cm. La PPNA se consideró como una entrada de carbono para la capa de suelo 0-25 y cada capa de suelo recibió como entrada las raíces correspondientes.

En sistemas en equilibrio, como en los sistemas analizados, las entradas y las salidas de carbono del suelo están equilibradas, y su tiempo de ciclado (t, en años) se puede calcular a partir del carbono orgánico y la entrada o la salida de carbono (kg C m^{-2} $año^{-1}$):

$$t = \frac{C\ orgánico\ (kg\ C\ m^{-2})}{entradas\ de\ C\ (PPN;\ kg\ C\ m^{-2}\ año^{-1})}$$

La inversa del tiempo de ciclado es conocida como la tasa de descomposición o tasa de ciclado (*k*), es decir, la fracción de carbono orgánico del suelo que es reciclada cada año (Todd-Brown *et al.*, 2014):

$$k = \frac{1}{t}$$

Modelización

Se generaron modelos empíricos utilizando modelos de regresión lineal múltiple (RL), modelos no lineales (RNL) y redes neuronales artificiales (RNA) para estimar la tasa de ciclado del carbono orgánico del suelo por estrato de profundidad utilizando procedimientos descriptos anteriormente (Berhongaray *et al*., 2013). En los modelos se probaron el tipo de vegetación como variable categórica (dummy) y profundidad, TEM, PPT, pH, CE, arcilla, arena y sus interacciones como variables continuas. Los modelos RL se construyeron por el método de selección stepwise utilizando un p=0.10 como máximo para que ingrese y retenga cada variable. Para los modelos RNL se probaron ecuaciones potenciales, sigmoideas, exponenciales, de equilibrio y de decaimiento para caracterizar la distribución de la tasa de ciclado en el perfil del suelo y sus interacciones con variables climáticas y edáficas para los distintos tipos de vegetación. Los modelos se obtuvieron por iteración utilizando como método de optimización mínimos cuadrados y minimizando los residuos, el número de iteraciones por modelo fue de 200. Finalmente, se seleccionaron modelos de mayor R^2 y menor número de parámetros posible, prefiriendo los modelos que los parámetros tuvieran significancia biológica. En los modelos lineales y no lineales los datos se particionaron en 66% para training y 33% para test, mientras que las redes neuronales se particionó el set de datos en 50% para training, 25% para verificación y 25% para test. Los modelos ajustados se testearon usando el set de test por las metodologías descriptas en Berhongaray *et al.* (2013). Se realizaron análisis de sensibilidad del *k* estimado por cada modelo realizando cambios proporcionales en cada una de las variables de entrada y manteniendo el resto de las variables fijas. Los valores fijos utilizados fueron: 12,5 cm de profundidad, 1000 mm de PPT, 16 ºC de TEM y 50% de arena. Se correlacionaron las variables mediante el método lineal de Pearson. Las comparaciones estadísticas se realizaron con ANOVA (p=0.05) entre tipos de vegetación particionando por capa de suelo. Los coeficientes de determinación (R^2) del training y test sets se compararon considerando el número de datos de cada set y utilizando la transformación *Z* de Fisher, las ordenadas y pendientes de datos observados vs. estimados se compararon contra 0 y 1 respectivamente por la prueba t.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La PPN, el carbono del suelo y la tasa de ciclado fueron mayores en las arboledas respecto a las praderas en todas las profundidades del suelo (Tabla 1). Estos resultados indican que los suelos de arboledas son más dinámicos que los suelos de praderas en términos del ciclo del carbono. La tasa de ciclado estuvo fuertemente correlacionada con la profundidad del suelo, explicando el 66% de su variación (Figura 1). La TEM fue la única variable climática que correlacionó con *k*, mientras que todas las variables de suelo consideradas tuvieron algún grado de correlación significativa.

Tabla 1: Productividad primaria neta (NPP), carbono orgánico del suelo (C suelo) y tasa de ciclado (k) para diferentes capas de suelos en praderas y arboledas. Diferentes letras indican diferencias estadísticas (ANOVA, p <0.05) de *k* entre tipos vegetación. Prof: profundidad media de la capa, ±: desvío estándar.

Prof (cm)	PPN (t C ha^{-1})		C suelo (t C ha^{-1})		*k* ($año^{-1}$)	
	Praderas	Arboledas	Praderas	Arboledas	Praderas	Arboledas
0-25	2,84 ±0,46 a	4,41 ±0,59 b	48,2 ±16,8 a	56,0 ±20,5 b	0,0700 ±0,043 a	0,0920 ±0,041 b
25-50	0,14 ±0,02 a	0,46 ±0,05 b	26,6 ±12,8 a	35,8 ±18,4 b	0,0068 ±0,005 a	0,0175 ±0,124 b
50-75	0,05 ±0,01 a	0,16 ±0,02 b	15,9 ±10,8 a	21,5 ±13,0 b	0,0051 ±0,006 a	0,0125 ±0,013 b
75-100	0,02 ±0,01 a	0,07 ±0,01 b	11,7 ±9,5 a	17,3 ±11,5 b	0,0035 ±0,005 a	0,0067 ±0,006 b

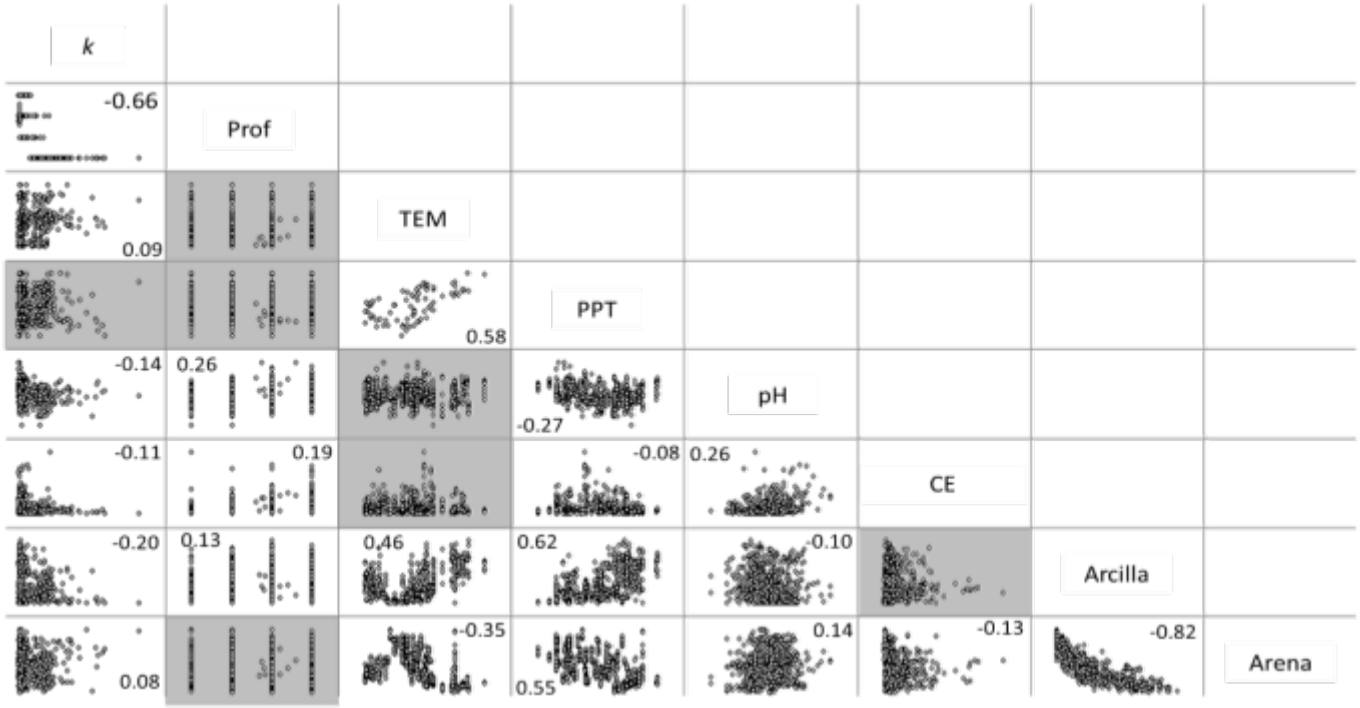


Figura 1: Coeficientes de correlación lineal de Pearson entre tasa de ciclado (k, año^{-1}), profundidad media de la capa (Prof, cm), temperatura media anual (TEM, °C), precipitación anual media (PPT, mm), pH, conductividad eléctrica (CE, dS m^{-1}), contenido de arcilla y arena (%) para los dos tipos de uso (pradera y arboleda). Las correlaciones no significativas están indicadas de color gris (p>0.05).

Fue posible generar modelos explicativos-predictivos de la tasa de ciclado del carbono orgánico de los suelos para los tipos de vegetación y diferentes estratos de profundidad (Figura 2). El modelo RL incluyó el tipo de vegetación (categórica, V=1 para pradera y V=0 para arboleda) profundidad (Prof), TEM, PPT y contenido de arena:

$$k = 0.0587 - 0.0124\,V - 0.00374\,Prof + 0.0000276\,Prof^2 - 0.0000148\,Arena^2 - 0.000224\,(Arena * TEM) + 0.000000129(Arena * TEM)^2 - 0.0134\left(\frac{PPT}{TEM}\right) + 0.000104\left(\frac{PPT}{TEM}\right)^2 + 0.00000213\left(\frac{Arena}{PPT}\right)$$

Mediante RNL se generaron dos modelos, unos para praderas y otro para arboledas, que incluyeron la profundidad y TEM como variables:

$$k = (a - b)\,EXP\left(-c * \frac{Prof}{TEM}\right) + b$$

siendo *a* la tasa máxima de ciclado, *b* la tasa mínima de ciclado y *c* la curvatura de la función. Los coeficientes para praderas fueron: a=0.414, b=0.00393, c=2.22, y para arboledas a=0.291, b=0.00847, c=1.49. El modelo creado mediante redes neuronales utilizó como inputs tipo de vegetación (categórica), profundidad media de la capa, TEM, PPT, con tres neuronas en la capa escondida. Si bien la PPT inicialmente no mostró una correlación significativa ingresó como variable de entrada en los modelos de RL y RNA, esto pudo deberse a que la PPT estuvo altamente correlacionada con otras variables de suelo como pH, CE, arcilla y arena (Figura 1) y que la incorporación de PPT termina representando las variables de suelo.

En los modelos obtenidos por RL y RNL el set de test presentó una pendiente distinta a 1 entre los datos observados y estimados (p> 0.05), en el caso del RNL el R^2 del training set y test set también difirieron. No hubo diferencias en R^2 entre RL y RNL, tampoco entre RL y RNA, en cambio el R^2 del RNA fue mayor al modelo RNL (p=0.036). El modelo generado RNA puede ser usado para estimar la tasa de ciclado del carbono a nivel de sito y por tipo de uso de suelo en la región pues tuvo moderado ajuste y buena capacidad de generalización, no difiriendo los ajustes entre los sets usados para training y test y siendo la ordenada y pendiente de datos observados vs. estimados no diferentes de 0 y 1 respectivamente (p< 0.05).

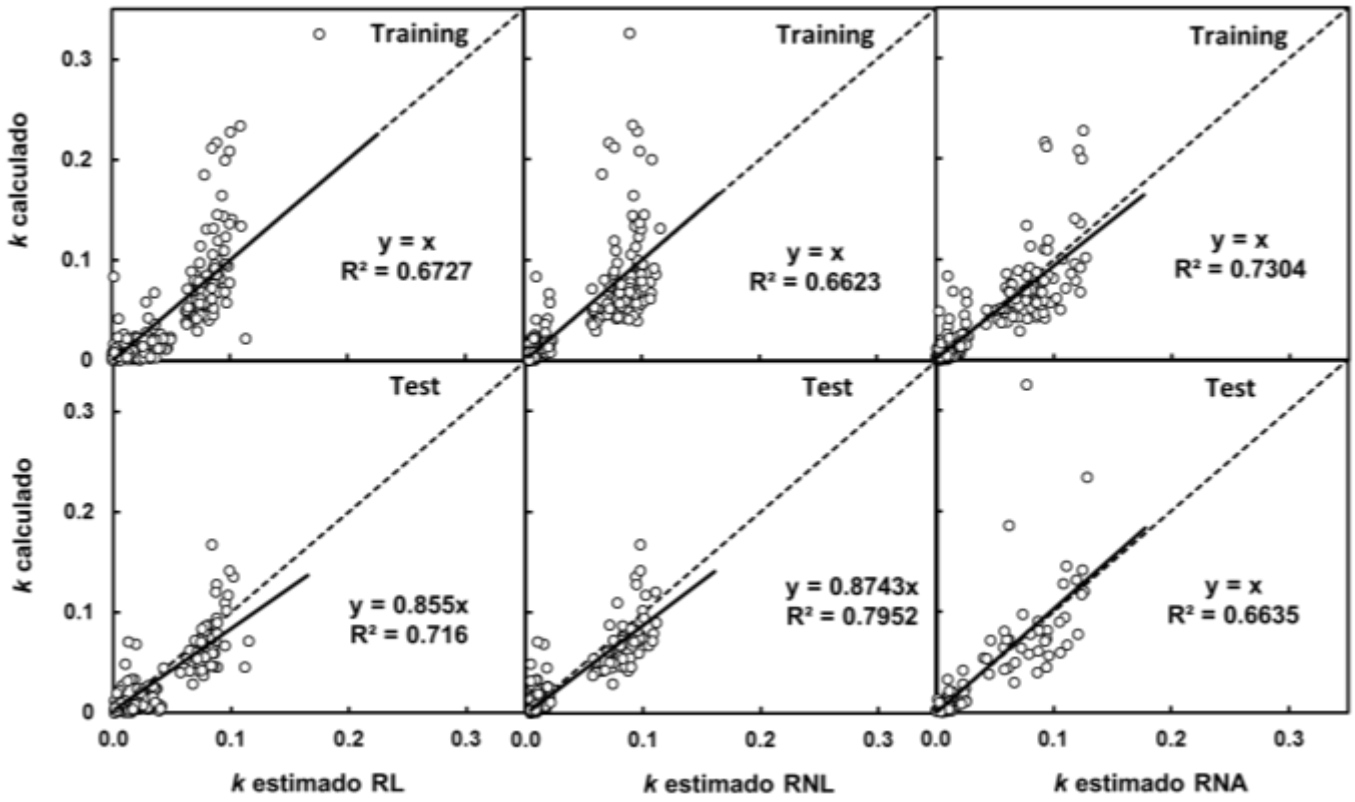


Figura 2: Tasa de ciclado (k) estimada y calculada para el training set y test set de los modelos de regresión lineal (RL, panel izquierdo), regresión no lineal (RNL, panel central) y redes neuronales artificiales (RNA, panel derecho).

El análisis de sensibilidad demostró que el modelo de RNA fue muy sensible a la TEM, seguido por la PPT y la profundidad en orden de sensibilidad. Las tres variables fueron más sensibles en las arboledas que en las praderas. Una consideración importante es que los cambios de 50% en TEM significaron estimaciones por fuera del rango de TEM observadas y utilizadas para calibrar los modelos. Por otro lado, si bien los modelos en general fueron más sensibles a las variables ambientales que a la profundidad, hay que considerar que los cambios porcentuales considerados representan para las variables climáticas cientos de kilómetros de escala espacial, mientras que significan pocos centímetros en el caso de la profundidad del suelo. Por esto, la sensibilidad debe también considerarse en función de la escala considerada y de la posibilidad de error de muestreo de la variable.

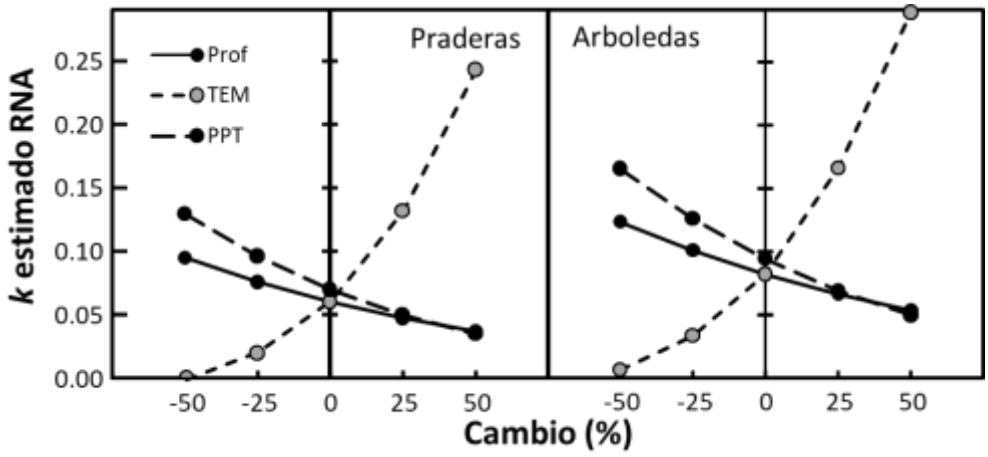


Figura 3: Análisis de sensibilidad del *k* estimado (cambio en el valor *k* respecto de la media) por el modelo de redes neuronales (RNA) para praderas (panel izquierdo) y arboledas (panel derecho). Prof= profundidad media de la capa de suelo, TEM= temperatura media anual, PPT= precipitación anual media.

CONCLUSIONES

Los factores que determinan los cambios en la tasa de ciclado cambian según la escala considerada. A una escala de sitio, la profundidad de la capa de suelo y el tipo de vegetación tienen un efecto importante, mientras que a escala regional lo es el clima.

AGRADECIMIENTOS

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

BIBLIOGRAFÍA

- Berhongaray, G; R Alvarez; J De Paepe; C Caride & Cantet R . 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.
- Del Grosso, S; W Parton; T Stohlgren; D Zheng; D Bachelet; S Prince; K Hibbard & R Olson. 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class; precipitation; and temperature. Ecology 89: 2117-2126.
- Gill, R; R Kelly; W Parton; K Day; R Jackson; J Morgan; J Scurlock; L Tieszen; JV Castle & D Ojima. 2002. Using simple environmental variables to estimate below -ground productivity in grasslands. Global Ecol Biogeograph 11: 79-86.
- Gill, RA & RB Jackson . 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. New Phytol 147: 13-31.
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecol App 10: 423-436.
- Schenk, HJ & RB Jackson. 2002. Rooting depths; lateral root spreads and below -ground allometries of plants in water -limited ecosystems. J Ecology 90: 480-494.
- Schimel, DS; B Braswell; EA Holland; R McKeown; DS Ojima; TH Painter; WJ Parton & AR Townsend. 1994. Climatic; edaphic; and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. Global Biogeochem Cy 8: 279-293.
- Todd-Brown, K; J Randerson; F Hopkins; V Arora; T Hajima; C Jones; E Shevliakova; J Tjiputra; E Volodin & T Wu. 2014. Changes in soil organic carbon storage predicted by Earth system models during the 21st century. Biogeosciences 11: 2341-2356.
- Yang, YH; A Mohammat; JM Feng; R Zhou & JY Fang. 2007. Storage; patterns and environmental controls of soil organic carbon in China. Biogeochem 84: 131-141.

C4P14. EFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DEL RASTROJO DE SOJA EN SIEMBRA DIRECTA

Boccardo, Sergio D. y Bonvecchi, Virginia E.

Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján. Ruta 5 y Avenida Constitución. Luján. Argentina. virginiabonvecchi@gmail.com

RESUMEN

En la Región Pampeana Argentina el 91% de la superficie agrícola se realiza bajo el sistema de siembra directa. La presencia de una buena cobertura y bien distribuida, permite acumular más agua, debido a que, por un lado, favorece la infiltración y por otro, son menores las pérdidas por evaporación directa del suelo. De esta manera se incrementa el agua almacenada, permitiendo un mejor desarrollo de los cultivos, con rendimientos elevados y más estables. Sin embargo, el avance del área sembrada con soja (principal cultivo nacional concentrado en la Región Pampeana Norte) ha determinado bajos niveles de aporte de rastrojo con rápida descomposición, afectando de esta manera la conservación de la materia orgánica y la cobertura del suelo. Para mejorar la sustentabilidad del sistema, se han realizado investigaciones que evalúan los efectos de la incorporación de gramíneas como cultivo de cobertura (CC). Los principales beneficios reportados por los CC son el aporte de biomasa adicional con alta relación C/N y una mejora significativa en el balance de carbono orgánico del suelo y sus fracciones más lábiles. Sin embargo, no existen estudios que evalúen el efecto del CC sobre la descomposición de los rastrojos presentes en el lote y particularmente del cultivo de soja como principal residuo de cosecha. Los objetivos de este estudio fueron: 1-evaluar el efecto de los CC sobre las tasas de descomposición de rastrojos de soja dejados en superficie en sistemas de SD y 2- determinar la influencia de los CC sobre los factores ambientales (temperatura, humedad) y biológicos (biomasa y actividad microbiana) que regulan las tasas de descomposición de estos rastrojos. El estudio de la descomposición del rastrojo se realizó sobre parcelas de 100m2 en dos tratamientos con tres repeticiones: T1: rastrojo proveniente de la rotación trigo/soja de segunda y T2: avena (CC) creciendo sobre un rastrojo proveniente de rotación trigo/soja de segunda. La evaluación se realizó desde la siembra del cultivo de cobertura hasta la madurez fisiológica del cultivo de verano. La tasa de descomposición del rastrojo de soja se determinó utilizando la técnica de litter bags por pérdida de peso libre de cenizas y el nitrógeno residual por el método Kjeldhal. La inclusión de un CC invernal no modificó la tasa de descomposición en superficie de los residuos de cosecha de la soja. La cinética de la descomposición del material vegetal se ajustó a un modelo de decaimiento exponencial de primer orden. La tasa de descomposición del rastrojo fue inicialmente más rápida y a partir de los setenta días tiende a ralentizarse. La persistencia del rastrojo de soja en siembra directa luego de 253 días fue del 47 %.Los factores edafoambientales temperatura y humedad del suelo no tuvieron influencia en la tasa de descomposición.

Palabras claves: cultivos de cobertura, residuos de cosecha, tasa mineralización

C4P15. SENSIBILIDAD DEL NITRÓGENO ANAERÓBICO EN DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Borisov, Julián A.[1]; Ron, María de las M.[2]; Martínez, Juan M.[3]; Manso, Marina L.[4] y Forján, Horacio J.[4]

[1]Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca. Saavedra 636. Bahía Blanca.[2]Dpto. de Agronomía. Universidad Nacional del Sur.[3]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)- CONICET.[4]Chacra Experimental Integrada Barrow, Tres Arroyos. Provincia de Buenos Aires. julian.borisov@hotmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar la incubación anaeróbica del nitrógeno (N) en su sensibilidad para detectar cambios y su variabilidad en el estrato superior, al final del tercer ciclo de un ensayo de larga duración bajo SD. El diseño es de 4 bloques completos aleatorizados con parcela dividida. En la parcela principal se contrastan secuencias de cultivo, y en la subparcela se ensayan dosis de N. Se seleccionaron 80 muestras extraídas en 2016 a 0-5 cm y 5-20 cm de una rotación con pasturas, otra secuencia mixta con verdeos y una agrícola, todas con trigo como cultivo antecesor. Sobre suelo seco al aire se determinó amonio antes (N-NH_4^+i) y después de una incubación en anaerobiosis (Ninc). Se calculó el N anaeróbico (Nan) como la diferencia. Las secuencias de cultivo afectaron significativamente el Ninc y el Nan en la profundidad de 0-5 cm. El N-NH_4^+i también fue sensible a las secuencias y rotaciones, pero en 5-20 cm. En todos estos casos se registraron menores valores para la secuencia agrícola. Dentro del estrato de 0-20 cm, el Nan tuvo una mayor tasa de disminución en los sistemas mixtos por su superioridad en 0-5 cm. En cada secuencia hubo escaso efecto de los tratamientos de fertilización sobre las variables estudiadas, destacándose la disminución del N-NH_4^+i en las parcelas en rotación con pasturas. Dentro de la secuencia mixta con verdeos, no se comprobaron efectos relevantes del CC, en comparación con la misma consociación de avena+vicia bajo pastoreo directo. El Nan estuvo estrechamente correlacionado con el Ninc por lo que se podría obviar la determinación del N-NH_4^+i, simplificando la estimación del potencial de mineralización. Fue posible resumir los resultados en ecuaciones de regresión de las variables estudiadas en función del número de cultivos de verano.

Palabras claves: Centro-sur bonaerense, calidad de suelos, agrosistemas.

INTRODUCCIÓN

Los experimentos de larga duración son un insumo para la investigación prospectiva en el monitoreo de calidad edáfica (Reeves, 1997). En el centro sur bonaerense se realizan ensayos de secuencias de cultivos y rotaciones, desde hace más de 30 años (Forjan, 2016). El avance de la siembra directa (SD) en la región ha tenido como consecuencia la inclusión de suelos relativamente más someros al uso agrícola por lo que resulta esencial evaluar la sustentabilidad física de estos agro sistemas.

Las fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo son indicadores sensibles y precoces de cambios en la calidad del suelo por acción antrópica. La mayoría de las investigaciones se llevan a cabo estimando estas fracciones a través del carbono orgánico (Duval *et al.*, 2013). Complementariamente, algunos estudios como el de Martínez *et al.*, (2017) incluyen formas de nitrógeno.

Recientemente el N incubado en forma anaeróbica ha concitado la atención de diversos investigadores para mejorar el diagnóstico de fertilidad nitrogenada y ajustar las eventuales recomendaciones de fertilización (Orcellet *et al.*, 2016). Esta variable es proporcional a la fracción más lábil de N y detecta cambios inducidos por el sistema de labranza y las secuencias de cultivos (Sharifi e*t al.*, 2007; Soon *et al.*, 2007).

En la determinación química se incluye el N-amonio (N-NH_4^+i) para restarlo al final de la incubación (Curtin & Campbell, 2006). Dado que la cantidad mineralizada durante la incubación anaeróbica es proporcional al N potencialmente mineralizable, no es posible deducirla de los requerimientos de los cultivos en los clásicos balances de N (Romano *et al.*, 2015). Por este motivo, la determinación del N-NH_4^+i podría obviarse a menos que éste tuviera per se un valor diagnóstico. El objetivo de este trabajo fue evaluar la incubación anaeróbica del N en su sensibilidad para detectar cambios y su variabilidad en el estrato superior, al final del tercer ciclo de un ensayo de larga duración bajo SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del ensayo y sitio experimental

Para el estudio se utilizó material de un ensayo de larga duración instalado desde 1998 en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38°19'25'' S; 60°14'33'' O), en el partido de Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires. El objetivo del experimento fue estudiar rotaciones y secuencias de cultivo bajo siembra directa (Forján, 2016).

El área de influencia de la Chacra Experimental de Barrow es el centro sur bonaerense. La clasificación climática es mesotermal subhúmeda. Las precipitaciones disminuyen desde el este al oeste, con un promedio histórico de lluvias de 750 mm. La temperatura media anual es de 14,9 ºC, siendo la máxima y la mínima de 20,4ºC y 7,4 ºC, en ese orden. El periodo libre de heladas es de 172 días (Borda & Forján, 2016).

El ensayo de larga duración se implantó en un lote con profundidad de suelo de 50 cm limitada por el horizonte petrocálcico. El diseño es de 4 bloques completos aleatorizados con parcela dividida. En la parcela principal se contrastan cinco secuencias de cultivo, tres exclusivamente agrícolas y dos mixtas. En la subparcela se ensayan, desde 2004, dosis de N aplicado en todos los cultivos a excepción de soja. El N es aplicado como urea al inicio del macollaje en gramíneas y en primeros estadios para maíz, sorgo, colza y girasol. En la secuencia 4 se incluye, desde 2010, la opción de avena consociada con vicia como cultivo de cobertura, en comparación con el pastoreo del verdeo de invierno, previo a la siembra del cultivo de cosecha gruesa. Todos los cultivos son fertilizados con P a la siembra. A la fecha se han cumplido 3 ciclos completos de las secuencias. En 2003, 2009 y 2015 (final de cada ciclo), se sembró trigo en todas las parcelas. Mayores detalles sobre los ciclos del ensayo se encuentran en una publicación anterior (Forján, 2016).

En abril de 2016 se muestrearon todas las unidades experimentales a las profundidades de 0-5 y 5-20 cm. Se seleccionaron 80 muestras provenientes de las secuencias #2, #3 y #4, cuyos tratamientos se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Tratamientos en parcela principal y dividida.

Secuencia	#2			#3			#4			
Parcela principal	Mixto: rotación con pasturas (sin verdeos)			Agrícola de invierno (para suelos limitados)			Mixto (tradicional con verdeos)			
Parcela dividida	N0	N1	N2	N0	N1	N2	N0	N1		N2
							CC	CC	Pp	Pp

N0, N1 y N2: 0, 65 y 130 kg N/ha, respectivamente, (para trigo, cebada, sorgo, maíz y colza) En girasol 0, 30 y 60 kg N/ha, en ese orden
Pp Avena+vicia pastoreada, CC avena+vicia como cultivo de cobertura.

Determinaciones químicas y análisis de datos

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por una malla de 2 mm. El nitrógeno anaeróbico (Nan) fue determinado siguiendo el método de Waring & Bremner (1964), mediante una incubación de corto plazo. Se colocaron 5,00 g de suelo en un tubo de ensayo y se adicionaron 25 mL de agua destilada. Se taparon los tubos y se incubaron durante 7 días a 40°C bajo condiciones de anoxia. Después de la incubación, las muestras se transfirieron a un matraz de destilación y se adicionó 25 mL de KCl 4 M y por destilación con arrastre de vapor (Mulvaney, 1996) se determinó $N\text{-}NH_4^+$ (Ninc). El Nan se calculó como la diferencia entre el Ninc y el N inorgánico en forma de amonio extraído con KCl 2M a temperatura ambiente sin incubar ($N\text{-}NH_4^+i$) (Wang *et al.*, 2001). Además, se estimaron los valores para las tres variables a 0-20 cm mediante un promedio ponderado de las dos profundidades, suponiendo una densidad aparente constante en ese estrato. Para estudiar la variabilidad espacial en cada tratamiento se ajustaron regresiones lineales de las tres variables en función de la profundidad, asignando a la variable regresora el punto medio de las profundidades de muestreo de 0-5 y 5-20 cm. Las pendientes de las rectas ajustadas (Δ $N\text{-}NH_4^+i$ /cm, ΔNinc/cm, ΔNan/cm) representan la tendencia lineal de las variables respectivas con el aumento de profundidad, dentro del estrato de 20 cm.

El análisis estadístico incluyó medidas resumen, correlaciones, análisis de la varianza para estudiar el efecto de la secuencia en las parcelas sin fertilización y de la fertilización en cada secuencia. Se empleó una prueba t para comparar las variables según profundidad en cada secuencia y el pastoreo con el cultivo de cobertura (CC) dentro de la secuencia #4. Para combinar el efecto de las secuencias y la fertilización se realizaron regresiones múltiples. Las variables dependientes fueron el promedio de Ninc, N-NH_4^+i y Nan estimado para 0-20 cm y las tasas de cambio con la profundidad. Se utilizaron como variables regresoras las dosis de fertilización acumuladas en el tercer ciclo del ensayo y variables que caracterizaran a las secuencias como número de cultivos de grano invierno y de verano (NCI y NCV), años con doble cultivo (NDC), número de años con pastura o verdeo y presencia de cultivo de cobertura. Se empleó el método stepwise para seleccionar las variables que mejor explicaran la variación de las variables dependientes. Para ingresar o retener variables se utilizó $P < 0,15$, valor medio entre $P = 0,05$ utilizado para rechazar la hipótesis nula y $P = 0,25$, para aceptarla. Para todos los análisis estadísticos se utilizó el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran las características de las variables analizadas. El Ninc tuvo un valor medio de 75 mg kg^{-1}, oscilando entre 18 y 121 mg kg^{-1}. El N-NH_4^+i medio fue aproximadamente un 20 % del Ninc. Del análisis de correlación entre las tres variables surgió la estrecha asociación entre Nan y Ninc ($r= 0.97$; $P<0.001$). Esto sugiere que se puede prescindir de la determinación N-NH_4^+i (Figura 2).

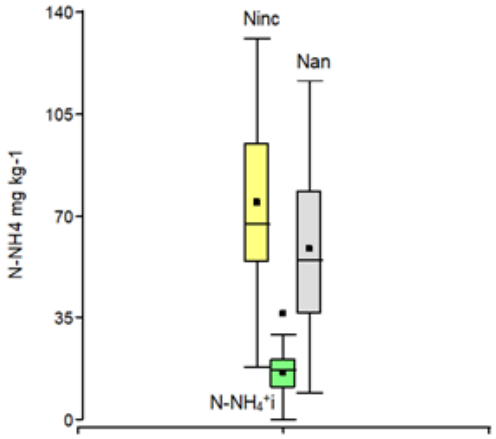


Figura 1. Gráfico de cajas y brazos para las variables estudiadas (n= 40).

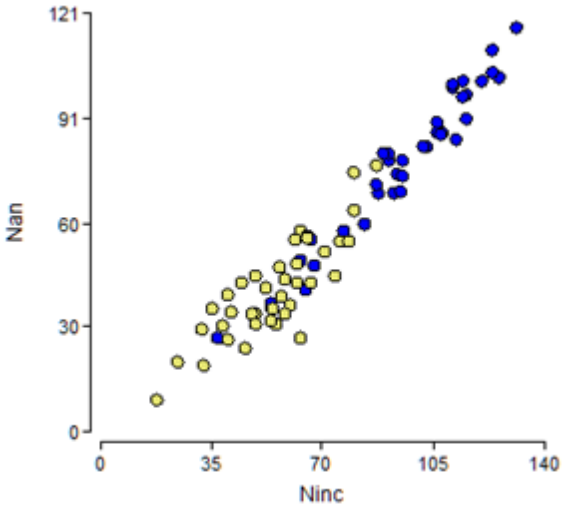


Figura 2. Asociación entre Nan y Ninc, círculos azules 0-5 cm, amarillos 5-20 cm.

En los ANOVA realizados para estudiar el efecto de las secuencias los CV oscilaron entre 15 y 46% correspondiendo los mayores valores a las medias más bajas, es decir el N-NH_4^+i y las determinaciones realizadas en la segunda profundidad. En todos los casos las secuencias influenciaron significativamente algunas de las variables estudiadas, de acuerdo con lo descripto en Tabla 2. Para las unidades experimentales sin fertilización nitrogenada en el 3º ciclo, el Ninc de las secuencias #2 y #4 superaron al de la #3 en el espesor de 0-5 cm y no se detectaron diferencias entre secuencias para el N-NH_4^+i. Lo inverso ocurrió en 5-20 cm. Para Nan, los resultados fueron análogos al Ninc. En el promedio ponderado de las dos profundidades los resultados se asimilaron al segundo espesor. En cuanto a la variación con la profundidad solo se registraron diferencias significativas para el Nan, con una disminución más abrupta para las secuencias 2 y 4. La comparación de las medias de Tabla 2, por profundidad de muestreo, reveló diferencias significativas para Ninc y Nan en las secuencias 2 y 4 y para N-NH_4^+i en la #3. Tal resultado confirma la sensibilidad del Nan a las secuencias de cultivos en 0-5 cm (Soon *et al.*, 2007). La escasa diferencia entre pasturas y verdeos de las parcelas bajo sistema mixto sugiere que la profundidad evaluada no es suficiente para diferenciar entre cultivos anuales y perennes.

A su vez, la menor cantidad de N-NH_4^+i en 0-20 cm para las secuencias agrícolas puede atribuirse al mayor consumo del N disponible y una nitrificación acrecentada por la mayor remoción del suelo en la siembra de los cultivos de cosecha, independientemente de la herramienta utilizada, bajo SD (Hasimu & Chen, 2014). Sin embargo, el secado al aire de la muestra, previo a las determinaciones, puede causar cambios importantes en el N inorgánico extraído (Maynard & Kalra, 1993). Esto produciría un aumento del N-NH_4^+ durante el secado según la temperatura de secado, como lo sugieren los resultados de Nina & Sigunga (2012), entre otros. Por lo tanto, el N-NH_4^+i podría reflejar este incremento, además de la disponibilidad inicial de esa forma inorgánica de N.

Tabla 2. Valores medios de las variables estudiadas para las secuencias #2, #3 y #4 según profundidad de muestreo, en parcelas sin fertilización nitrogenada.

Profundidad	Variables		
0-5 cm	Ninc	N-NH_4^+i	Nan
2	104 b	23 A	81 b
3	72 a	18 A	54 a
4	101 b	18 A	84 b
5-20 cm	Ninc	N-NH_4^+i	Nan
2	56 a	17 B	39 a
3	48 a	4,8 A	43 a
4	52 a	20 B	32 a
0-20 cm	Ninc	N-NH^{4+}i	Nan
#2	68 a	18 B	49 a
#3	54 a	8,1 A	46 a
#4	64 a	19 B	45 a
0-20 cm	ΔNinc	Δ N-NH_4^+i	ΔNan
#2	-4,8 a	-0,6 A	-4,2 a
#3	-2,4 a	-1,3 A	-1,0 b
#4	-4,9 a	0,2 A	-5,1 a

Letras distintas en columnas indican diferencias a P<0,05 según DMS.

En la Tabla 3 se muestran las comparaciones entre distintos destinos de la avena+vicia en la secuencia #4, para la dosis intermedia de N, que fue utilizada en los 3 ciclos. En las parcelas con pastoreo directo del verdeo en 0-5 cm, el Nan fue significativamente mayor que para las de CC. Muchos de los beneficios de los CC reportados en la literatura (Duval et al., 2016) se resaltan en la comparación con un barbecho sin cultivo. En este ensayo, tanto en CC como Pp hubo ingreso de material orgánico fresco proveniente de la biomasa radical, al que se sumaron las deyecciones de los animales en Pp.

Tabla 3. Ninc, N-NH_4^+i y Nan en parcelas con avena+vicia pastoreada (Pp) o como cultivo de cobertura (CC).

Profundidad	Variables					
0-5 cm	Ninc		N-NH_4^+i		Nan	
	Pp	CC	Pp	CC	Pp	CC
	121	98	16	15	105	83
5-20 cm	Ninc		N-NH_4^+i		Nan	
	Pp	CC	Pp	CC	Pp	CC
	62	59	17	13	45	46

La fertilización, analizada para cada secuencia, dio escasos efectos significativos, destacándose la disminución del N-NH_4^+i en 0-5 cm en la secuencia#2. El efecto diferencial en esta secuencia refleja la complejidad en la dinámica de la materia orgánica y del ciclado de nutrientes en suelos con pasturas bajo pastoreo directo (Jiang *et al*., 2006).En realidad, las aplicaciones de N acumuladas en cada ciclo de 6 años están vinculadas a los distintos cultivos que caracterizan las secuencias. Por lo tanto, podría esperarse una respuesta a la fertilización del cultivo de trigo antecesor sobre variables susceptibles de modificarse en el corto plazo, *e.g.* N inorgánico.

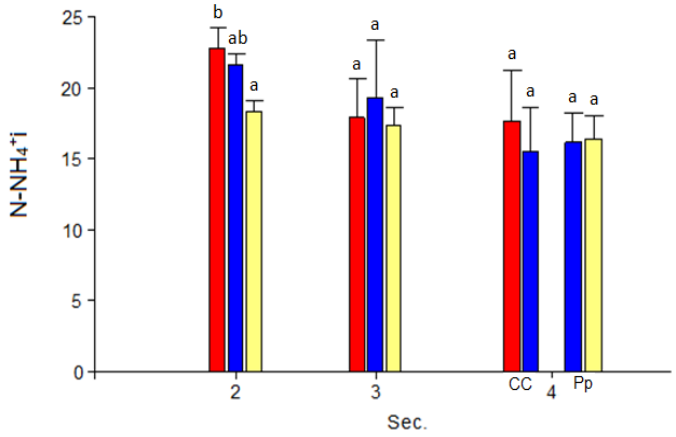


Figura 3. Efecto de la fertilización nitrogenada sobre N-NH_4^+i en 0-5 cm, según secuencia. Barras rojas, azules y amarillas corresponden a N0, N1 y N2. Dosis, Secuencias, CC y Pp ver Tabla 1. Letras distintas en cada secuencia indican diferencias a P<0,05 según DMS.

Todas las variables dependientes seleccionadas para las regresiones múltiples correlacionaron significativamente con NDC, variable que caracteriza a la secuencia 3. NCV vinculada con NDC también se asoció significativamente con casi todas las variables dependientes. El método stepwise no seleccionó la variable fertilización en ningún caso, tampoco al CC. La Tabla 4 muestra los modelos en función de NCV que presentaron el mayor R^2, con la incorporación de un término cuadrático. NCV discrimina adecuadamente las tres secuencias y el análisis es coherente con el ANOVA de Tabla 2.

Tabla 4. Ecuaciones ajustadas para describir la variación de los promedios de las variables estudiadas en 0-20 cm y su tasa de disminución en ese espesor.

Ecuación	R^2	P	Ecuación	R^2	P
Ninc 20 = 61,62 + 9,81 NCV - 2,36 NCV^2	0,37	<0,001	ΔNinc= -2,5 -2,04 NCV + 0,42 NCV^2	0,23	<0,01
N-NH_4^+i= 25,35 - 5,25 NCV +0,37 NCV^2	0,52	<0,0001	ΔN-NH_4^+i= -0,36+0,42 NCV-0,12 NCV^2	0,44	<0,0001
Nan= 36,27 + 15,06 NCV - 2,73 NCV^2	0,17	<0,05	ΔNan= -2,14 - 2,46 NCV + 0,54 NCV^2	0,45	<0,0001

CONCLUSIONES

Las secuencias de cultivo afectaron significativamente el N al final de la incubación (Ninc) y el Nan en la profundidad de 0-5 cm. El amonio inicial (N-NH_4^+i) también fue sensible a las secuencias pero en 5-20 cm. En todos estos casos se registraron menores valores para la secuencia agrícola. Dentro del estrato de 0-20 cm, el Nan tuvo una

mayor tasa de disminución en los sistemas mixtos por su superioridad en 0-5 cm. En cada secuencia hubo escaso efecto de los tratamientos de fertilización sobre las variables estudiadas, destacándose la disminución del N-NH_4^+i en las parcelas en rotación con pasturas. Dentro de la secuencia mixta con verdeos, no se comprobaron efectos relevantes del CC en comparación con la misma consociación de avena+vicia bajo pastoreo directo. El Nan estuvo estrechamente correlacionado con el Ninc, por lo que se podría obviar la determinación del N-NH_4^+i, simplificando la estimación del potencial de mineralización. Fue posible resumir los resultados en ecuaciones de regresión de las variables, en función del número de cultivos de verano.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue realizado en el marco de un Convenio de Cooperación Técnica entre el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y la Universidad Nacional del Sur. Los análisis fueron financiados por el Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur. PGI 24 A/238. La asistencia del primer autor al congreso fue auspiciada por la Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca.

BIBLIOGRAFÍA

- Borda, M & H Forján. 2016. El área estudiada. En HJ Forján & ML Manso (eds.). Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro-sur bonaerense: 30 años de experiencias. 1a ed. Ediciones INTA Tres Arroyos, Buenos Aires.
- Curtin, D & CA Campbell. 2008. Mineralizable nitrogen. En: MR Carter & EG Gregorich, eds. Soil sampling and methods of analysis. 2nd ed. CRC press., Boca Raton, FL. p. 599–606.
- Di Rienzo, JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzales, M Tablada & CW Robledo. 2008. InfoStat, versión 2008. Grupo infoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martínez & LG 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; JE Capurro & JM Martínez. 2016. Winter cover crops species in soybean monoculture: effects on soil organic carbon and its fractions. Soil Till. Res. 161:95-105.
- Forján, H.J. 2016. Historia de los ensayos de rotaciones de la Chacra Experimental Integrada Barrow. En: HJ Forján & ML Manso. Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro-sur bonaerense: 30 años de experiencias. 1a ed. Ediciones INTA Tres Arroyos, Buenos Aires.
- Hasimu, A & Y Chen. 2014. Soil disturbance and draft force of selected seed openers. Soil Till. Res. 140: 48-54.
- Jiang, HM; JP Jiang; Y Jia; FM Li & JZ Xu. 2006. Soil carbon pool and effects of soil fertility in seeded alfalfa fields on the semi-arid Loess Plateau in China. Soil Biol. Biochem. 38: 2350-2358.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen and relationships with wheat crop in a semi-humid climate: A long-term field study. Soil Till. Res. 169: 71-80.
- Maynard, DG & YP Kalra. 1993 Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen. 1993. En: MR Carter (ed.). Soil Sampling and Methods of Analysis. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Nina DO & DO Sigunga. 2012. Effects of drying method, storage period and carbon:nitrogen ratio on inorganic nitrogen contents of Vertisols. Afr. J. Environ. Sci. Technol. 6:476-482
- Orcellet, J; NI Reussi Calvo; HR Sainz Rozas; N Wyngaard & HE Echeverría. 2017. Anaerobically Incubated Nitrogen Improved Nitrogen Diagnosis in Corn. Agron. J. 109: 291-298.
- Reeves, DW. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43: 131–167.
- Romano, NF; R Alvarez; AA Bono & HS Steinbach. 2015. Comparison of nitrogen fertilizer demand for wheat production between humid and semi-arid portions of the Argentinean Pampas using a mass balance method. Arch. Agron. Soil Sci. 61:1409-1422.
- Sharifi, M; BJ Zebarth; DL Burton; CA Grant; S Bittmand; CF Drurye; BG McConkey & N Ziadi. 2007. Response of Potentially Mineralizable Soil Nitrogen and Indices of Nitrogen Availability to Tillage System. Soil Sci. Soc. Am. J. 72:1124-1131.
- Soon, YK; A Haq & MA Arshad. 2007. Sensitivity of Nitrogen Mineralization Indicators to Crop and Soil Management. Comm.Soil Sci. Plant Anal. 38:2029-2043.

C4P16. TRIGO CONTINUO EN UN AMBIENTE SEMIARIDO: EFECTO DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABRANZA

Bouza, Mariana.E; De Lucia, Martín.P; Alzorriz, Alejandro; Cirolini, Enrique; Echeverría, Nora.E y Silenzi, Juan C.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andres 800. Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina.
mbouza@criba.edu.ar

RESUMEN

Los sistemas de labranza pueden degradar las propiedades del suelo y afectar su productividad. El objetivo de este trabajo fue evaluar en un ambiente semiárido el impacto que generan tres sistemas de labranzas sobre las propiedades físicas de un Haplustol éntico y la respuesta de un cultivo de trigo. El estudio se realizó en un ensayo de agricultura continua, ubicado en el SO bonaerense. Los tratamientos estudiados fueron LC (labranza convencional), LV (labranza vertical) y SD (siembra directa), al macollaje se fertilizó con N a la mitad de ellos. A seis años del inicio del ensayo se evaluaron los siguientes parámetros: densidad aparente (DA; Mg m^{-3}), resistencia a la penetración (RP; MPa), densidad y distribución de raíces (m m^{-3}) y componentes del rendimiento del cultivo de trigo (biomasa y rendimiento en grano (kg ha^{-1})). Los resultados obtenidos mostraron que los valores encontrados en DA (0,97 a 1,26 Mg m^{-3}), ya sea al inicio o al finalizar el ciclo, no comprometen significativamente el crecimiento y rendimiento del cultivo. Se observó un aumento significativo en la RP, conforme pasó el tiempo desde la siembra hasta la espigazón. La RP para ambos estadios en el horizonte superficial fue un 90 % más alta en SD (0,67 y 1,36 MPa) que LC (0,38 y 0,71 MPa) y LV (0,33 y 0,76 MPa). Mientras que a mayor profundidad LV presentó menores valores debido al efecto del cincel.
La densidad de raíces en SD (0) exhibió mayor concentración en los primeros 5 cm mientras que LC (0) y LV (0) lo hicieron en los 10 cm. En los fertilizados, SD (F) fue el que mayor respuesta evidenció respecto al testigo. Los parámetros de rendimientos fueron significativamente más altos en LC. La aplicación del fertilizante nitrogenado mostró respuesta en todas las variables analizadas.

Palabras claves: Labranza convencional, Labranza vertical, Siembra directa

INTRODUCCIÓN

La región semiárida Argentina se caracteriza por la escasa sustentabilidad de la agricultura; reflejada en la degradación de los suelos y la escasa productividad de los cultivos. En este sentido, Silenzi *et al*. (2001) encontraron deterioros importantes en la estructura del suelo, disminución en la economía del agua, aumentos en el riesgo de erosión y mermas en la producción de trigo en la región semiárida pampeana. Estos se lograron reducir con la incorporación de un sistema de siembra directa (SD). En los últimos años, a pesar de las condiciones marginales de esta ecoregión, ha ido aumentando significativamente la adopción de la SD debido a diferentes causas: mejor aprovechamiento de las lluvias, control de la erosión, tanto hídrica como eólica, y menores costos de labranza. Sin embargo, la introducción de este sistema de labranza en planteos de agricultura continua produce cambios en las propiedades físicas del suelo que pueden afectar la sustentabilidad del mismo (Díaz Zorita *et al*., 2002, Vallejos *et al.*, 2006). Es una apreciación común que la SD produzca un incremento en la densidad aparente (DA) en los primeros cm del suelo. Esta condición puede verse intensificada en suelos que, por sus propiedades texturales y reducido contenido de carbono orgánico, presenten escasa capacidad para regenerar su estructura, situación común en suelos de textura franco arenosa del sudoeste bonaerense; En tanto que, los sistemas con remoción, inducirían a una menor compactación superficial.

Existe información con resultados dispares respecto al efecto de la SD sobre las propiedades físicas de los suelos. Algunos autores hallaron valores superiores de DA, en suelos bajo SD, comparado con labranzas reducidas o convencional (Díaz Zorita *et al*., 2002, Schmidt *et al*., 2006) mientras que otros no encuentran diferencias entre estos sistemas de labranzas (Kruger, 1996).

La resistencia mecánica (RM) o resistencia a la penetración que ofrece el suelo en la zona de las raíces es utilizada como una medida de compactación, señalando condiciones que pueden impedir el crecimiento de las raíces y por lo tanto, reducir los rendimientos de los cultivos (Oussible *et al*., 1992 citado por Elissondo *et al*., 2001).

El objetivo del trabajo fue evaluar, en un ambiente semiárido y bajo un sistema de agricultura continua, el impacto que presentan distintos sistemas de labranza sobre propiedades físicas del suelo y la respuesta de un cultivo de trigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en el campo experimental del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, ubicado en Napostá, en el km 35 de la Ruta Nacional Nº33 (38º 26' 30" LS, 62º 15' 59" LW; 150 msnm.). El clima es subhúmedo seco (semiárido), templado; precipitación anual media 580 mm; Índice de Thornthwaite entre 0 y –20; temperatura media anual 15,1 ºC, período libre de heladas 204 días (Donnari & Torres,1974).El suelo se describió de acuerdo al Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2010) y se clasificó como Haplustol éntico, franco grueso, mixto, térmico, con una secuencia de horizontes Ap-A2-AC-C-Ck1-2Ck2-3Ck3 .El horizonte superficial presenta textura franco arcillo arenosa con 20,6 g kg^{-1} de carbono orgánico y 10,3 ppm de fósforo extractable. La Capacidad de Uso de estas tierras es de IIIe (Klingebiel & Montgomery, 1961) presentando como limitantes principales la alta susceptibilidad a la erosión eólica y condiciones climáticas desfavorables.Este trabajo forma parte de un ensayo de agricultura continua de trigo bajo diferentes sistemas de labranza durante seis años. El cultivo fue sembrado el 4 de julio de 2014, con la variedad ACA 304 a razón de 80 kg/ha.

Tratamientos empleados:

1. SD: siembra directa
2. LV: labranza vertical
3. LC: labranza convencional.

Se realizó un barbecho mecánico en LC con rastra de doble acción desencontrada de 32 discos, en LV se utilizó la misma rastra y un arado de cinceles de 5 púas, mientras que en SD el barbecho fue químico con herbicidas específicos de acuerdo a la especie.Al macollaje se fertilizó con 100 kg/ha de Urea subdividiendo los tratamientos y dejando una franja testigo.

Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental fue en bloque dividido. Se consideraron dos factores principales: sistemas de labranza (LC, LV, SD) y fertilización nitrogenada (O, F). Se agruparon parcelas de 20 por 100 m según condiciones homogéneas del terreno conformando tres bloques. Cada bloque se dividió según los distintos sistemas de labranza aleatoriamente. A su vez, se realizó la fertilización en medio bloque atravesando todas sus parcelas. Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2009). Para evaluar las diferencias entre los valores medios de las variables para los distintos tratamientos se utilizó ANOVA doble y se hicieron pruebas de LSD Fisher ($p<0,01$ y $p<0,05$), previo análisis de cumplimiento de supuestos básicos.

Muestreos y determinaciones

Las variables evaluadas fueron:

1. Densidad aparente, (DA) según el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) a distintas profundidades: 0-6; 6-12; 12-27; 27-47; 47-60 cm. La determinación se realizó a la siembra y espigazón.
2. Resistencia a la penetración, (RP) (Penetrómetro de anillo estandarizado según ASAE S 313.2), la determinación se realizó cada 5 cm y hasta 60 cm.
3. Densidad y distribución de raíces según el método de la pared (Böhm, 1979) en el estadío fenológico de espigazón.
4. Componentes del rendimiento: Biomasa aérea; Rendimiento por planta.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente (DA)

La Figura 1 muestra los valores de densidad aparente obtenidos a diferentes profundidades, registrados a la siembra del cultivo y a la espigazón del mismo con su significancia estadística. A la siembra (Figura 1 a) SD mostró en los primeros cm el mayor valor aunque no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos.Hacia el final del ciclo hubo diferencias significativas a los 12 cm entre LC y SD. Este último registró el valor más alto de DA superando al tratamiento labrado en un 10%. Este cambio se atribuye a que el implemento utilizado en LC produce una mayor remoción del suelo en los primeros 10 centímetros dando como resultado menores valores de DA. Tanto a la siembra como a la espigazón, la tendencia es la misma, la DA aumenta hasta los 30 cm para luego comenzar a disminuir. Al comparar la DA entre las dos fechas de muestreo no se observan mayores diferencias. En los primeros seis centímetros, se aprecia una ligera tendencia a presentar mayores valores al final del ciclo en todos los tratamientos posiblemente se deba a una recompactacion natural del suelo. Se ha estudiado que el “mullimiento” del suelo, alcanzado por medio de las

labores, se pierde por diversos factores tales como tránsito de maquinarias, pisoteo de animales o lluvias abundantes.Los valores encontrados en DA, ya sea al inicio o al finalizar el ciclo, no comprometen significativamente el crecimiento y rendimiento del cultivo. Silenzi *et al.* (2000) en suelos de la región encontraron que el crecimiento radicular fue fuertemente restringido a partir de 1,45-1,55 Mg m^{-3}.Galantini *et al*. (2006), comparando dos tipos de labranzas en suelos de sudoeste bonaerense, también encontraron que en los primeros 5 cm del suelo con LC la DA presentó valores más bajos, poniéndose en evidencia el impacto del laboreo superficial. Blevins & Frye (1993) encontraron que las labranzas verticales producen un esponjamiento inicial muy grande del suelo y luego este se va recompactando con el paso del tiempo.

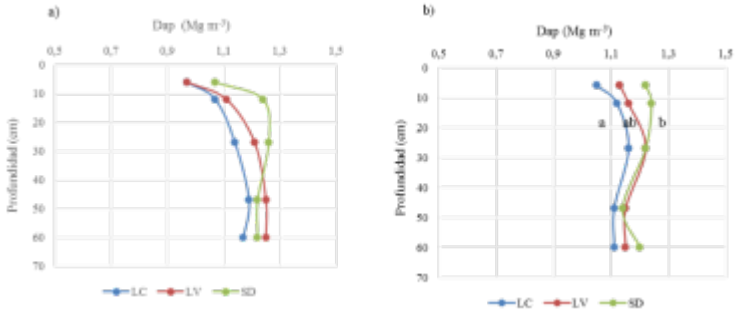


Figura 1. Representación de la densidad aparente en Mg m^{-3} con la profundidad a) siembra b) espigazón para: LC = Labranza convencional, LV = Labranza vertical, SD = Siembra directa.

Resistencia a la penetración (RP)

La RP aumentó con el paso del tiempo desde la siembra hasta la espigazón desde 0,95 hasta 1,24 MPa respectivamente, existiendo diferencias significativas entre dichos estados. La menor RP a la siembra se explicaría por el laboreo reciente, ocasionando una mayor remoción del suelo con respecto al final del ciclo del cultivo. Por su parte, en la espigazón, no se observaron diferencias estadísticas entre el suelo fertilizado y no fertilizado. No obstante a todo esto, no se registraron valores superiores a 2,5 MPa citados por Threadgill (1982) como limitantes del crecimiento radicular.

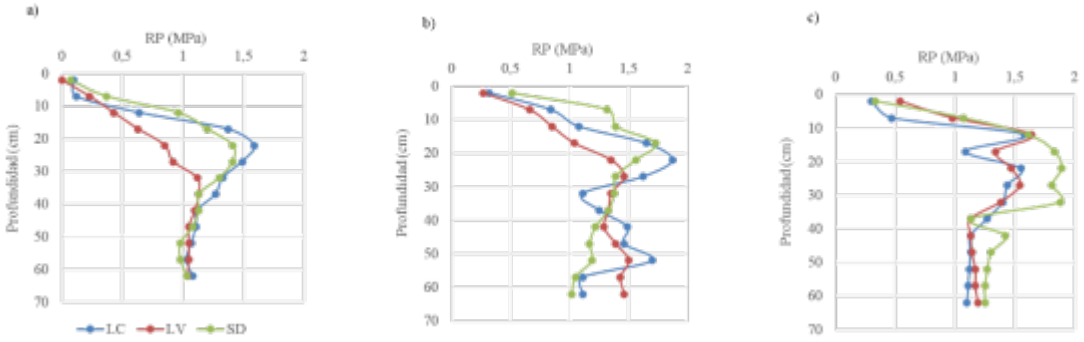


Figura 2. Variación de la resistencia a la penetración (MPa) por tratamiento en distintas profundidades para a) siembra b) espigazón testigo y c) espigazón fertilizado.

En la Figura 2 se observa un aumento significativo en la RP, conforme pasó el tiempo desde la siembra hasta la espigazón. La RP para ambos estadíos en el horizonte superficial fue un 90 % más alta en SD (0,67 y 1,36 MPa) que LC (0,38 y 0,71 MPa) y LV (0,33 y 0,76 MPa). Mientras que a mayor profundidad LV presentó menores valores debido al efecto del cincel. Estos datos coinciden con los hallados por Barrios (2011) quien trabajando sobre un cultivo de trigo observó una tendencia a aumentar la RP en siembra directa respecto al laboreo convencional para todas y cada una de las profundidades, tanto al inicio como al final del cultivo, aunque estas diferencias no fueron significativas.

Densidad y distribución de raíces

Los valores promedio para todos los tratamientos fueron 3230m m^{-3} para la condición testigo y 3084 m m^{-3} para la fertilizada. Respecto a los sistemas de labranza no se encontraron diferencias significativas en la situación fertilizada, mientras que para la condición testigo se observaron diferencias significativas ($p < 0.0001$) entre SD en relación a LV y

LC.En la Figura 3 se observa la distribución y densidad de raíces en el perfil del suelo para los tratamientos testigo en la que se evidencian diferencias entre los sistemas de labranza con remoción y SD.LC y LV presentaron comportamientos similares. En la capa superficial (5 cm) se observó una menor densidad de raíces aumentando luego hasta los 15 cm, posiblemente por un mayor contenido de humedad y a partir de allí comenzó a disminuir.En SD la mayor densidad de raíces se encontró en los primeros 5 cm del perfil, descendiendo gradualmente a medida que aumentó la profundidad. Resultados similares fueron hallados por Rodriguez Frers & Barrios (2012), quienes trabajando en un cultivo de trigo sobre argiudoles vérticos de la Pcia de Buenos Aires, observaron que para los primeros 10 cm de profundidad LC presentó mayor biomasa de raíces respecto a SD y LV.

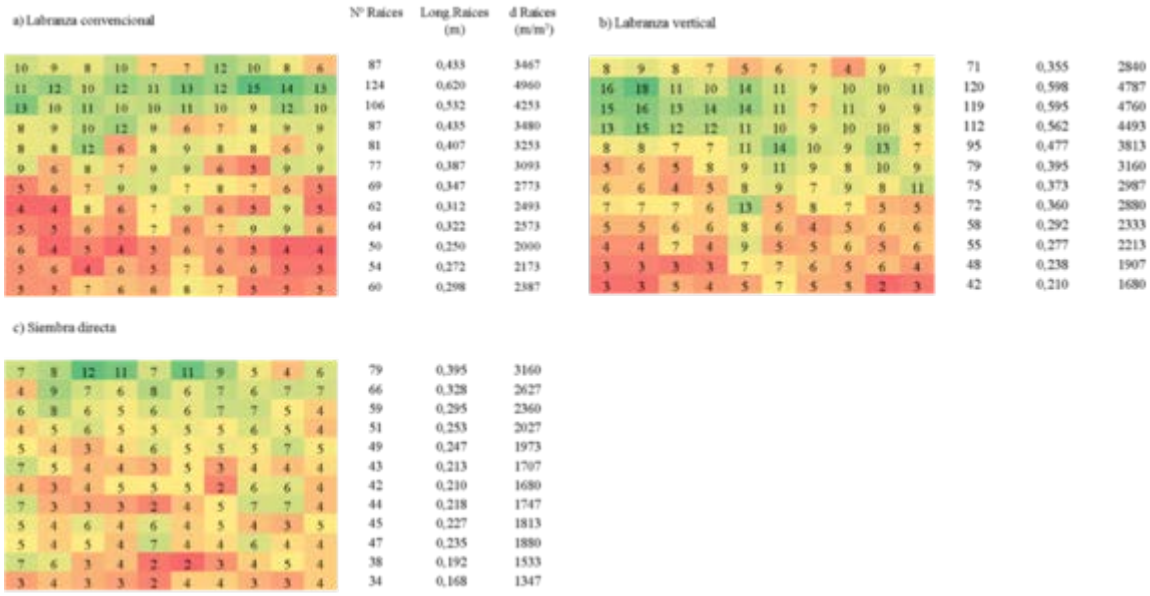


Figura 3. Mapa de distribución y densidad de raíces para los distintos sistemas de labranza evaluado sobre una malla de 5 x 5 cm.

Rendimiento y Biomasa del cultivo

Se encontraron diferencias altamente significativas entre los tratamientos fertilizados y no fertilizados, las cuales fueron de 913 kg ha^{-1} representando un incremento del 40% a favor de los primeros. Resultados similares fueron encontrados por Landriscini et al., citado en Melgar (1997), donde evaluaron la respuesta a la fertilización en una secuencia trigo-trigo en la EEA Bordenave, obteniendo diferencias de hasta 1200 kg ha^{-1}. También Quiroga *et al.*(2010), evidenciaron respuestas a la fertilización nitrogenada en cultivos de trigo, que fueron mayores cuando la disponibilidad hídrica era favorable para el cultivo.En cuanto a los sistemas de labranza, no se encontraron diferencias estadísticas entre LV y SD (2567 y 2547 kg ha^{-1} respectivamente), pero ambos difirieron con LC ($p<0.01$) quien mostró el mayor valor (3108 kg ha^{-1}). Resultados diferentes presentó Rohlmann (2007), quien trabajando en condiciones similares al ensayo, observó mayores rendimientos en tratamientos exclusivamente bajo SD frente a otros con algún tipo de remoción (labores con rastra de discos, arado de cinceles, paratill).Si bien la respuesta a la fertilización era esperable debido al bajo contenido de N de estos suelos, el ensayo deja en evidencia que los sistemas bajo SD son los que mayores incrementos en sus rendimientos pueden alcanzar debido probablemente a un uso mas eficiente del agua cuando las condiciones de fertilidad y disponibilidad de nutrientes son las propicias para un buen desarrollo de los cultivos. En condiciones comparables a las del ensayo, Silenzi *et al.*(2001)encontraron resultados similares, donde el rendimiento indicó que existieron diferencias altamente significativas entre todos los tratamientos que recibieron N respecto del testigo.La biomasa total mostró diferencias altamente significativas entre tratamientos, con una gran diferencia a favor de LC que presentó un valor de 8861 kg ha^{-1} , seguido por LV con 7469 kg ha^{-1} y luego SD con 6856 kg ha^{-1} (Figura 4). Estos datos coinciden con los señalados por Falotico *et al*. (1999), los cuales reafirman el hecho que bajo SD el suelo tiene una menor capacidad par suministrar N para el trigo, aun cuando la fracción de N orgánico sea más elevada.

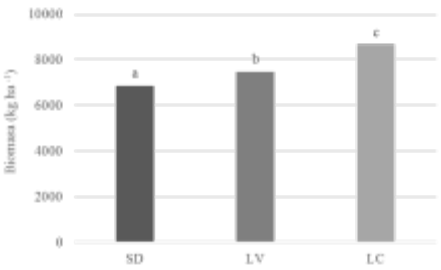


Figura 4. Biomasa total en kg ha^{-1} para Labranza convencional (LC), vertical (LV) y Siembra directa (SD).Letras diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos según Tukey (P < 0.05).

Relación entre variables

No se encontró una relación estrecha entre indicadores físicos y la distribución y cantidad de raíces debido a que el rango de DA y RP están por debajo de los límites críticos para el normal desarrollo radicular del cultivo, es así que la distribución de raíces no responde a restricciones físicas sino que podría deberse a la fertilización ó a la dinámica del agua en el suelo respecto a los sistemas de labranza.Respecto al rendimiento del cultivo de trigo y la biomasa se observó una alta correlación en relación a la densidad de raíces tanto para el tratamiento testigo como para el fertilizado. Figura 5. Estos resultados coinciden con los hallados por Peuke & Jeschke (1993) citado por Barrios *et al.* (2014) quienes explican la relación directa que existe entre el crecimiento de la raíz y la parte aérea.

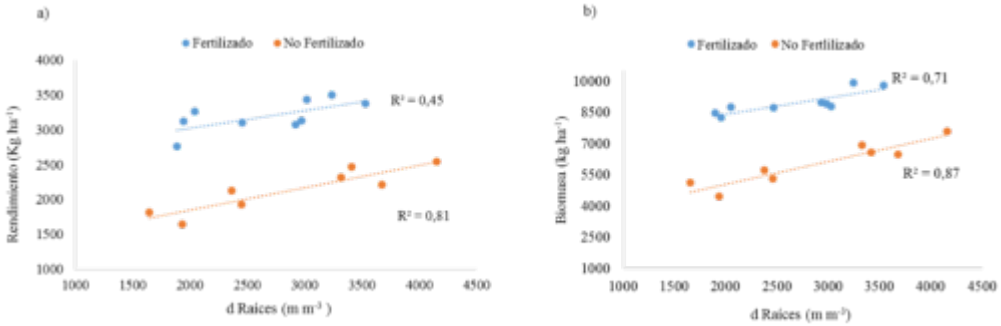


Figura 5. Relación entre la densidad de raíces (m m^{-3}) para los tratamientos fertilizados y testigo respecto a a) Rendimiento del cultivo (Kg ha^{-1}) y b) Biomasa (Kg ha^{-1}).

CONCLUSIONES

La densidad aparente del suelo no varió en ninguno de los tratamientos ni a ninguna profundidad a lo largo del ciclo del cultivo, siendo los valores obtenidos al inicio del cultivo similares a los finales.Los valores encontrados en DA, ya sea al inicio o al finalizar el ciclo, no comprometen significativamente el crecimiento y rendimiento del cultivo. Al final del ciclo, en los primeros 30 cm, se observó una recompactación del suelo en mayor medida en los tratamientos con labranzas, aún así SD registró los valores más altos de DA superando al tratamiento labrado en un 10%. Independientemente del sistema de labranza empleado, la RP aumentó con la profundidad y también aumentó en SD respecto al laboreo convencional y vertical para todas y cada una de las profundidades, tanto a la siembra como en el estadío de espigazón del cultivo. Cabe aclarar que en ningún caso se registraron valores superiores a 2,5 MPa citados por Threadgill (1982) como limitantes del crecimiento radicular. El cultivo de trigo mostró diferencias significativamente mayores de biomasa aérea a favor del laboreo convencional, respecto a la siembra directa y labranza vertical. El cultivo de trigo mostró el mayor rendimiento de grano en LC siendo un 17 % superior a SD y LV. No se encontraron diferencias significativas entre LV y SD. Existe una relación directa entre la densidad de raíces respecto al rendimiento y biomasa del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Barrios, MB. 2011. Efecto del laboreo sobre el desarrollo de raíces y productividad. Editorial Académica Española. ISBN: 978-3-8443-4125-6. España.

- Barrios, MB; A Buján; SP Debelis; AC Sokolowski; AD Blasón; HA Rodríguez; SC López;J De Grazia;CR Mazo;&MC Gagey.2014. Relación de raíz/biomasa total de Soja (Glycine max) en dos sistemas de labranza. Terra Latinoamericana, 32(3), 221-230.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. En: A.Klute (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. Monog 9. Am. Soc. Agron., Madison,Wisconsin, EEUU. p. 363-375.
- Blevins, RL & WW Frye.1993.Conservation tillage: an ecological approach to soil management. Advances in Agronomy 51:33-78.
- Böhm, W.1979. Methods of studying root Systems.Ecological Studies 33. Ed.Springer Verlag.Berlin,Germany.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2009. InfoStat, versión 2009, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz Zorita M; G Duarte & JH Grove.2002.A review of no-till systems and soil management sustainable crop production in the subsumid and semiarid Pampas of Argentina. Soil and Tillage Research 65: 1-18.
- Donnari, M & L Torre.1974. Análisis de algunos aspectos del clima de Bahía Blanca. Departamento de Geografía, UNS, Bahía Blanca. 32 pp.
- Threadgill,E. 1982. Residual tillage effects as determined by cone index.Trans. ASAE, 25, pp. 859-863 and 867.
- Elissondo,E; JL Costa;E Suero;KP Fabrizzi & F Garcia.2001. Evaluación de algunas propiedades físicas de suelos luego de la introduccion de labranzas verticales en un suelo bajo siembra directa. Ciencia del Suelo.19 (1):11–19
- Falótico JL;GA Studdert & HE Echeverría.1999. Nutrición nitrogenada del trigo bajo siembra directa y labranza convencional. Ciencia del Suelo.17: 9-20
- 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. RIA, 35(1):15-30.INTA, Argentina.
- Klingebiel, AA & PH Montgomery. 1961. Land Capability Classification. Agriculture Handbook No. 210.Soil Conservation Service, US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Kruger, HR. 1996. Compactación en Haplustoles del sudoeste bonaerense (Argentina) bajo cuatro sistemas de labranza. Ciencia del Suelo. 14: 104-106.
- Melgar, R.1997.Cultivos anuales: cereales (Trigo).En: La fertilización de cultivos y pasturas. R Melgar & M Diaz Zorita(coordinadores).Editorial Hemisferio Sur-INTA.71-91 p.
- Oussible, M; RK Crookston & WE Larson. 1992. Subsurface Compaction Reduces the Root and Shoot Growth and Grain Yield of Wheat. Agron. J. 84:34-38.
- Peuke, AD & WD Jeschke. 1993. The uptake and flow of C, N and ions between roots and shoots in Ricinus communis L. I. Grown with ammonium or nitrate as nitrogen source. J. Exp. Bot. 44: 1167-1176.
- Quiroga,AR;R Fernandez;O Ormeño & I Frasier. 2010. Consideraciones sobre el manejo del agua y la nutrición en trigo. En: El cultivo de trigo en la región semiárida y subhúmeda pampeana.Ediciones INTA,2010.41-46 p
- Rodriguez Frers,EP & MB Barrios.2012.Relación raíz-parte aérea con diferentes sistemas de labranza en trigo. XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la ciencia del suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Rohlmann, FM.2007.Descompactación de un suelo bajo siembra directa mediante el uso de labranza vertical o labranza convencional. Tesis de grado. Universidad Nacional del Sur. Argentina.
- Schmidt, E; N Amiotti & O Bravo. 2006. Indicadores de pérdida de calidad de suelos bajo siembra directa continua en la pampa semiárida. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. p. 395.
- Silenzi, JC, AG Vallejos & NE Echeverría.2001. Agricultura sustentable en la región semiárida argentina aplicando siembra directa. IV Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola, Chile. Memorias Vol I: 217-220.
- Silenzi,JC; CA Puricelli; NE Echeverría; T Grossi & AG Vallejos. 2000. Degradación y recuperación de dos suelos de la región semiárida Argentina como resultado de distintos usos y manejos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata.Argentina.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed.USDA-Natural Resources 22 Conservation Service, Washington,DC.
- Vallejos, AG; D Schwindt;JC Silenzi;NE Echeverría & M De Lucía.2006. Efecto de dos sistemas de labranza sobre propiedades del suelo en un cultivo de trigo. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. p. 395.

C4P17. MATERIA ORGÁNICA, POTASIO Y FÓSFORO EN LA PLANICIE MEDANOSA DEL SUR DE CÓRDOBA

Bozzer, Catalina; Cisneros, José M. y Giayetto, Oscar.
Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional N° 36 Km. 601. Río Cuarto, Córdoba. Argentina. bozzercatalina@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue identificar aquellas propiedades del suelo más sensibles al uso de la tierra, a fin de efectuar un diagnóstico de la situación actual de cada una de ellas en los sistemas de producción agropecuaria predominantes en la planicie medanosa cordobesa. Las situaciones observadas fueron sistemas de producción agrícola (A), sistemas de producción mixtos agrícola-ganaderos (Mx), situaciones naturales (N) y situaciones de médano fijado bajo pastizal (Md). Siendo estas últimas, referentes de la máxima y mínima degradación de los suelos en la región. El análisis multivariado determinó que las variables con mayor poder discriminante entre usos del suelo fueron materia orgánica (MO), fósforo (P) y potasio (K). La variable más sensible al uso del suelo en la región de estudio fue MO. En términos relativos, las situaciones A y Mx presentaron en promedio el 54% y 60%, respectivamente, del contenido orgánico de la condición de de mínimo deterioro. Los valores medios encontrados para K (% CIC) en los suelos relevados fueron bajos, inferiores al 2.5%. El contenido medio de P de la condición N se encontró muy por encima del de las demás situaciones de uso, denotando una clara pérdida del nutriente. Los contenidos medios de P extractable de la capa superficial fueron altos, exhibiendo la riqueza del nutriente en la región. Pudo observarse gran variabilidad en los indicadores estudiados en los diferentes estratos del perfil exponiendo la necesidad de planificar los muestreos de suelo en forma estratificada.

Palabras claves: indicadores, calidad, uso

INTRODUCCIÓN

La Pampa Medanosa Cordobesa, ubicada en el extremo sudoeste de la provincia, dentro de la Región Pampeana Semiárida Argentina (RPSA), es un ambiente de gran fragilidad ecológica con susceptibilidad natural a erosión eólica (Gorgas y Tassile, 2006). La introducción de pasturas permanentes ha sido una práctica muy difundida para mantener los contenidos de carbono orgánico y la fertilidad de los suelos en la región, sin embargo, la producción agrícola fue reemplazando a los sistemas mixtos agrícola-ganaderos (Lattanzi, 2010). En conjunto con la introducción de la siembra directa se produjo una simplificación de los planteos productivos y del manejo en base a cultivos estivales, incrementando el riesgo climático, económico y biológico, la pérdida de materia orgánica y la sobre extracción de micro y macronutrientes (Cruzate y Casas, 2012). Particularmente, en el sur de la provincia de Córdoba existe una tendencia a la modalidad de arrendamiento anual, con una racionalidad de uso del suelo de corto plazo, que deriva en rotaciones cortas y desbalanceadas (de Prada y Penna, 2007). Como consecuencia de esta intensificación de los sistemas productivos y la ausencia de tiempos de recuperación de la capacidad productiva de los suelos (Degioanni *et al.*, 2013), se evidencian signos de deterioro de la calidad del suelo que se manifiestan en distintos procesos de degradación (Panigatti, 2010).

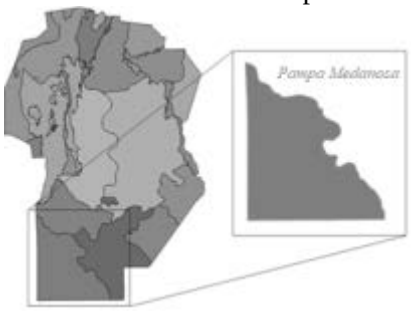


Figura 1. Regiones naturales de la provincia de Córdoba: Pampa Medanosa.

Debido a su heterogeneidad, el suelo no posee estándares de calidad definidos (Marelli, 2005). No obstante, el comportamiento de las propiedades del suelo ante diversos usos de la tierra en el largo plazo adquiere importancia facilitando el diagnóstico de la situación actual. Establecer si la calidad edáfica bajo un determinado sistema productivo está en una situación de estabilidad, mejora o deterioro demanda el estudio de propiedades de los suelos influenciadas por el uso (Shukla *et al.*, 2006). La calidad edáfica y la evaluación de la sustentabilidad de un sistema productivo se puede realizar comparándolo con situaciones de referencia (Shmidt y Amiotti, 2016). El objetivo de este trabajo fue identificar

aquellas propiedades del suelo más sensibles al uso de la tierra, a fin de efectuar un diagnóstico de la situación actual de las mismas en los sistemas de producción agropecuaria predominantes en la región de la Pampa Medanosa Cordobesa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende una de las 22 regiones naturales de la provincia Córdoba: la Pampa Medanosa, cuya extensión es de 1.400.000 ha incluyendo el sur del Dpto. Río Cuarto y casi por completo el Dpto. Gral. Roca. Es un ambiente de alta fragilidad ecológica inmerso en la Región Pampeana Semiárida Argentina (RPSA), con predominio de Haplustoles énticos, Haplustoles típicos y Ustipsamments típicos (Gorgas y Tassile, 2006). Se extiende sobre el extremo norte del mar de arena pampeano [MAP] y se caracteriza por la presencia de grandes formas de deflación, campos de dunas y mantos de arena que se sobre imponen a las geoformas fluviales de los ríos Popopis y Chocancharava conformando un complejo ambiente de interferencia eólico-fluvial (Carignano *et al*., 2014).

Muestreo y determinaciones analíticas

Las situaciones de uso y manejo de suelo observadas en este estudio fueron: sistemas de producción agrícolas (A), sistemas de producción mixtos agrícola-ganaderos en los que la agricultura y la ganadería rotan sobre los mismos lotes (Mx), situaciones de vegetación espontánea con mínima intervención, representativas de una condición natural referente del mínimo deterioro de los suelos de la región (N), y situaciones de médano estabilizado bajo pastizales con uso ganadero extensivo ocasional (Md), representativas de un suelo degradado. Las muestras fueron tomadas a tres profundidades: 0-5cm, 5-10cm, y 10-20cm. Las determinaciones analíticas realizadas en laboratorio fueron: contenido de materia orgánica (MO) por el método de Walkley Black (Nelson y Sommers, 1982), capacidad de intercambio catiónico (CIC) por saturación del complejo de cambio con sodio y determinación de éste por fotometría de llama; cationes de cambio por desplazamiento con acetato de amonio, Na y K intercambiables fueron determinados por fotometría de llama, mientras que, Ca y Mg intercambiables por titulación con EDTA; pH 1:2.5 por el método potenciométrico; y fósforo extractable por el método de Bray–Kurtz 1 (Bray y Kurtz, 1945).

Análisis Estadísticos

Se efectuó un análisis discriminante canónico (AD) para siete variables de suelo analizadas: materia orgánica, pH, fósforo, sodio, calcio, magnesio y potasio; utilizando un total de 303 datos. Fue realizado para identificar aquellas propiedades del suelo que indican las mayores diferencias entre los distintos usos estudiados. Los coeficientes canónicos estandarizados fueron utilizados para evaluar el poder de separación entre las condiciones de uso de cada variable. Para las variables que presentaron mayor poder discriminante, se realizó un análisis de la varianza para estudiar el efecto del uso y de la profundidad del suelo, a través del empleo de Modelos Lineales Mixtos. Para examinar la heterogeneidad de varianza entre las condiciones de uso y considerar la correlación entre los datos tomados a diferentes profundidades en un mismo sitio, se utilizó un modelo de autocorrelación continua de grado uno. La comparación de medias estadísticamente diferentes en todos los casos, fue realizada mediante la prueba LSD de Fisher con un nivel de significancia α=0,05. Todos los análisis fueron realizados con el programa InfoStat *v. 2017* (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis Discriminante Canónico

En el eje canónico 1 pudo observarse claramente una diferenciación entre las muestras procedentes de las situaciones naturales de vegetación espontánea no disturbadas (N), las que tendieron a ubicarse espacialmente hacia la derecha, y las provenientes de los sistemas de producción agrícolas (A), que se posicionaron hacia la izquierda. Esta diferenciación espacial evidenció un mayor contenido de materia orgánica en las situaciones N que en las restantes situaciones, comportamiento que es compartido por la variable fósforo. Las situaciones bajo condición de uso A expresaron a través de su distribución espacial, la pérdida de contenidos de materia orgánica, fósforo y una disminución en los valores de pH, pero incrementos en el contenido de potasio. En el eje canónico 2, pudo observarse una tendencia al posicionamiento de las muestras procedentes de los sistemas mixtos (Mx) por sobre el eje 0 y de los sistemas agrícolas (A) por debajo del mismo, ocurriendo lo mismo con las situaciones de médanos. Expresando la condición de uso A menores contenidos de potasio que la situación Mx (Gráfico 1). Los coeficientes canónicos estandarizados determinaron que las variables con mayor poder discriminante para las condiciones de uso del suelo estudiadas fueron materia orgánica, fósforo y potasio.

Materia Orgánica (MO)

El 52% de las variaciones en el contenido de MO de los suelos de la en los suelos de la planicie medanosa del sur de Córdoba, fue explicado por la interacción entre las condiciones de uso y manejo del suelo y la profundidad, con un alto nivel de significancia estaística (P <0.001); incluyéndose en el procesamiento un total de 483 datos. La situación natural (N) y la condición de médanos fijados con pastizales (Md) difirieron estadísticamente entre sí y de las situaciones

antropizadas. Los sistemas de producción agrícola (A) y mixtos (Mx) no presentaron diferencias entre sí para iguales profundidades (Gráfico 2). Lo que evidenció que el manejo efectuado sobre los sistemas de proucción mixtos reelevados en en la planicie medanosa, durante los períodos correspondientes a los ciclos agrícolas, fue semejante al realizado en los sistemas de producción puramente agrícolas; y que el tiempo destinado a las pasturas perennes y la ganadería, no es suficiente para lograr el recupero del componente orgánico perdido en el perfil durante los ciclos agrícolas. En términos relativos, las condiciones A y Mx presentaron de 0-5 cm el 45% y 49% del contenido orgánico de la condición natural, referente del mínimo deterioro; de 5-10 cm el 53% y 60%; y de 10-20cm, el 66% y 72%.

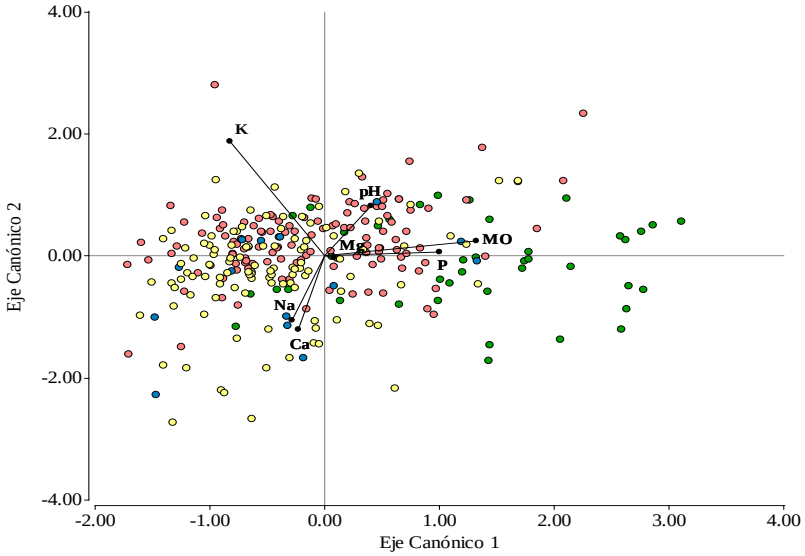


Figura 1. Representación de las observaciones de en el espacio discriminante. Círculos verdes: situación natural (n); círculos amarillos: sistemas agrícolas (a); círculos rojos: sistemas mixtos (mx); círculos azules: médanos fijados con pastizal (md). Mo: materia orgánica; ph: ph 1:2.5; p: fósforo; na: sodio; mg: magnesio; ca: calcio; k: potasio.

Las mermas en la MO de los sitemas de producción mixta, fuernon semejantes a las encontradas por Hevia *et al.* (2004) al comparar suelos similares a los estudiados, en la Región Pampeana Semiárida Argentina (RPSA), bajo sistemas mixtos y de monte de caldén pastoreado extensivamente. Mientras que los contenidos de MO relativos encontrados en las situaciones con uso agrícola fueron similares a los presentados por López Fourcade *et al*. (2008) en la región de la Pampa Medanosa. Tanto en los sistemas de producción mixtos como en sistemas agrícolas puros existió un efecto detrimental sobre el contenido del componente orgánico de los suelos. En ambos casos, por debajo del valor umbral del 3% a partir

Profundidad	Uso del Suelo	MO (%)
0-5 cm	Natural	4.75 a
0-5 cm	Mixto	2.36 b
0-5 cm	Agrícola	2.15 b
0-5 cm	Médano	1.61 c
5-10 cm	Natural	2.26 b
5-10 cm	Mixto	1.37 cd
5-10 cm	Agrícola	1.20 cd
5-10 cm	Médano	0.86 e
10-20cm	Natural	1.40 cd
10-20cm	Mixto	1.02 de
10-20cm	Agrícola	0.93 e
10-20cm	Médano	0.50 f

Medias con letras distintas son estadísticamente diferentes (p<0.05)

Tabla 1. Medias del contenido de materia orgánica a diferentes profundidades y bajo diferentes condiciones de uso del suelo.

del cual un suelo se torna susceptible a la erosión eólica en regiones semiáridas (Buschiazzo y Aimar, 2003).

El contenido de MO de los sistemas de producción agropecuarios, a partir de los 5 cm de profundidad, fue similar al contenido orgánico de un médano recuperado con pastizales en sus capas superficiales. Corroborando los resultados obtenidos a través del análisis discriminante canónico, que denotaron la pérdida de la MO por parte de los sistemas productivos estudiados. Cabe mencionar que los contenidos de MO en superficie de un médano recuperado con pastizal

en la región son muy superiores a los de un médano vivo (0,16%) (López Fourcade *et al.*, 2008), a causa del aporte generado por la biomasa radicular del pastizal en los primeros estratos del perfil (Tabla 1).

El análisis de correlación para materia orgánica en función de la profundidad mostró diferencias estadísticas entre las tasas de disminución de la MO con el incremento de la profundidad debidas al uso del suelo (Gráfico 3). La tasa de disminución de la materia orgánica para las situaciones antrópicas y de médanos no presentó diferencias estadísticas (Gráfico 3). El aporte orgánico de las raíces de los pastizales en los médanos llega a una mayor profundidad que en los

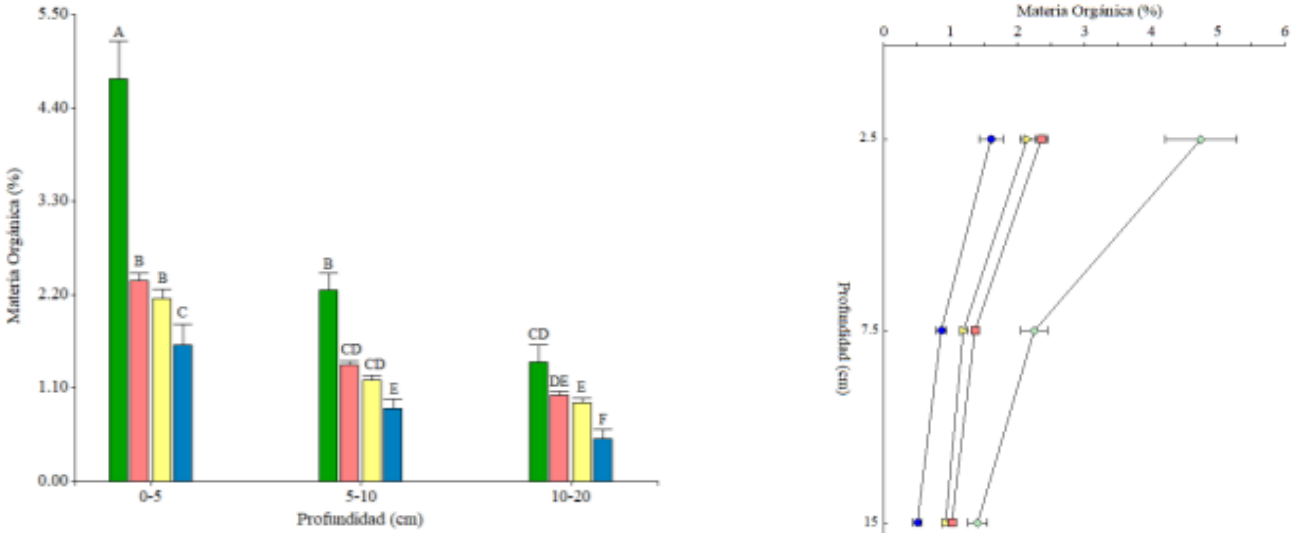


Figura 2 (izquierza) Variación de la materia orgánica (%) en función de la profundidad para diferentes usos del suelo. Barras verdes: situación natural; rojas: sistemas mixtos; amarillas: sistemas agrícolas; azules: médanos fijados. Medias con letras distintas son estadísticamente diferentes (P<0.05). **Figura 3 (derecha)** Variación de la tasa de distribución de la materia orgánica en función de la profundidad para diferentes usos del suelo. Símbolos verdes: situación natural; rojos: sistemas mixtos; amarillos: sistemas agrícolas; azules: médanos fijados.

montes, pero la materia orgánica se ve más expuesta en una situación sin protección de la estructura ni de la vegetación, con mayores variaciones en la temperatura y mayor mineralización.

Potasio (K)

Con un total de 300 datos analizados, el 70% de la variabilidada en el contenido de K fue explicado por la interacción entre uso y profundidad del suelo, mostrando diferencias altamente significativas (p<0.001).

Tabla 2. Medias del contenido de K (%CIC) a diferentes profundidades y bajo diferentes condiciones de uso del suelo.

Profundidad	Uso del Suelo	K (%CIC)
0-5 cm	Natural	1.73 b
0-5 cm	Mixto	2.59 a
0-5 cm	Agrícola	2.50 a
0-5 cm	Médano	1.05 c
5-10 cm	Natural	0.36 f
5-10 cm	Mixto	0.69 d
5-10 cm	Agrícola	0.62 de
5-10 cm	Médano	0.52 ef

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

Los valores medios encontrados para K (% Capacidad de Intercambio Catiónico [CIC]) en los suelos relevados inferiores 2.5%, valor por debajo del cual se considera bajo el porcentaje e saturación con K para suelos con CIC hasta 10meq/100grs.Suelo (Melgar y Díaz Zorita, 1997). Probablemente debido a la composición del material de génesisis de estos suelos, con bajos contenidos de arcillas y altos porcentajes de arenas, hipótesis que surge de los contenidosd de K encontrados en la situación representativa de aquella que fuera la originaria (Tabla 2). Los sistemas de producción agrícola (A) y mixta (Mx) fueron los que presentaron mayor proporción de la CIC ocupada por K, siendo los sistemas de producción mixta los que alcanzaron la media más alta. Diferenciándose ambos estadísticamnete de la condición natural (N) y del médano bajo pastizal (Md). La situación Md fue la que presentó el menor porcentaje de la CIC ocupadas por K.

En la capa subsuperficial de 5-10 cm, el sistema agrícola no presentetó diferencias con el médano bajo pastizal. Siendo la condición natural la que presentó menores contenidos en profundidad y evidenciando el bajo contenido del nutriente en los suelos de la región de estudio. El potasio es una variable muy asociada a las diferencias texturales y a los materiales originarios de los suelos, por lo tanto la variabilidad presente entre las situaciones relevadas será analizada con mayor detalle en estudios posteriores.

Fósforo Extractable (P)

El comportamiento de la variable P fue analizado a través del procesamiento de 463 datos. Encontrándose que el 39% de la variabilidad del contenido de P de los suelos en la planicie medanosa del sur de Córdoba fue debida al uso de la tierra y a la profundidad ($p<0.0001$); sin diferencias estadísticamente significativas atribuibles a la interacción entre ambos. El contenido medio de P de la situación natural (N) se encontró muy por encima del de las demás situaciones de uso, denotando una clara pérdida del nutriente en los sistemas productivos estudiados. En segundo lugar, se posicionaron los sistemas mixtos (Mx) que no difirieron significativamente de los agrícolas, pero sí del médano bajo pastizal (Gráfico 5). Mientras que las situaciones agrícolas no lo hicieron, situación que expone la pérdida de P respecto de situación de referencia del mínimo deterioro. Las situaciones A presentaron contenidos medios de fósforo extractable similares a los encontrados en la condición referente al máximo deterioro (Md) (Tabla 3), exhibiendo la riqueza en contenido de P del material originario. Los valores medios encontrados para las situaciones antrópicas fueron cercanos a los determinados por Bongiovanni *et al.* (2010) en el Dpto. Gral. Roca. Estos autores encontraron un valor medio de fósforo extractable de 18,4 ppm con un 45% de sus muestras superando los 20 ppm. El contenido de fósforo extractable de los usos relevados se encontró en promedio por encima del nivel crítico establecido para maíz en la región Pampeana 15-16 mg/kg (García *et al*., 2007) hasta los 5 cm de profundidad (Tabla 3). El P presentó diferencias significativas para las diferentes profundidades estudiadas, pudieron observarse mermas con la profundidad más marcadas en las situaciones A, Mx y Md, la condición N no mostró disminuciones abruptas con la profundidad. La gran variabilidad presente en el contenido de fósforo a diferentes estratos del perfil alerta sobre la necesidad de la ejecución de los muestreos en forma estratificada.

Tabla 3. Medias del contenido de fósforo extractable del suelo a diferentes profundidades y bajo diferentes condiciones de uso.

Uso del Suelo	Profundidad	P (Ppm)
Agrícola	0-5 cm	19.60
Agrícola	5-10 cm	13.01
Agrícola	10-20 cm	7.93
Médano	0-5 cm	21.63
Médano	5-10 cm	12.63
Médano	10-20 cm	8.53
Mixto	0-5 cm	22.97
Mixto	5-10 cm	14.77
Mixto	10-20 cm	9.88
Natural	0-5 cm	31.58
Natural	5-10 cm	30.07
Natural	10-20 cm	21.92

CONCLUSIONES

La variable más sensible al uso del suelo en la región de estudio fue el contenido de materia orgánica. En términos relativos, las situaciones de uso agrícola (A) y mixto (Mx) presentaron en promedio el 54% y 60%, respectivamente, del contenido orgánico de la condición de referencia del mínimo deterioro. El contenido de materia orgánica de los sistemas de producción agropecuarios de la planicie medanosa del sur de Córdoba, a partir de los 5 cm de profundidad, fue similar al contenido orgánico de un médano recuperado con pastizales en sus capas superficiales. Y sus tasas de disminución con la profundidad fueron similares. Los valores medios encontrados para K (% CIC) en los suelos relevados se encontraron por debajo del 2.5%, exponiendo la baja saturacion del complejo de cambio con K de estos suelos y una probable limitación en la disponibilidad de este nutriente en la región. El contenido medio de P de la situación natural (N) se encontró muy por encima del de las demás situaciones de uso, denotando una clara pérdida del nutriente en los sistemas productivos estudiados. Las situaciones agrícolas presentaron contenidos medios de P similares a los encontrados en la condición referente al máximo deterioro (Md). Los contenidos medios de fósforo extractable de la capa superficial fueron altos, existiendo gran variabilidad entre las diferentes profundidades de muestreo en los sistemas de producción agropecuaria estudiados. Esta variabilidad espacial en profundidad de todos indicadores estudiados marca la necesidad de planificar los muestreos de suelo en forma estratificada.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó con fondos del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET), de la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC), del Ministerio de Agricultura y Ganadería de la provincia de Córdoba y de la Fundación Maní Argentino.

BIBLIOGRAFÍA

- Bongiovanni, M.D.; R. Marzari y M. Ron. 2010. Fósforo disponible en suelos agrícolas del sur de Córdoba y sudeste de San Luis. Actas del XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario.
- Bray, R.H. & LT Kurtz. 1945. Determination of total organic and available form of phosphorus in soil. Soil Sci. 59:39-45.
- Buschiazzo D.E. y S.B. Aimar. 2003. Erosión eólica: procesos y predicción. En: Golber A.D. y A.G. Kin (Ed.). Viento, Suelo y Plantas. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
  Buschiazzo,D.E, H.D. Esterlich, S.B. Aimar, E. Viglizzo, and F.J. Babinec. 2004. Soil texture and tree coverage influence on organic matter.J. Range Manage.57:511-516.
- Carignano C. A., D. Kröhling, S. Degiovanni, M. Ciocale. 2014. Geomorfología. Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino: Geología y Recursos Naturales de La Provincia de Córdoba. 747 - 821 pp.
- Cruzate G. y R. Casas. 2012. Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de Argentina. Informaciones agronómicas de Hispanoamérica. 6:7-14pp. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.
- Degioanni A., H. Gil., V. Becerra, E. Bonadeo, J.D. De Prada, J.M. Cisneros, A. Diez, L. Bergesio, J.A. Cantero. 2013. Informe Técnico: Cultivos, Uso y Manejo de los Suelos en el sur de Córdoba. Enseñanzas de la sequía 2011-2012. Servicio de Conservación y Ordenamiento de Tierras (SeCoyOT). Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto, 23pp.
- De Prada y J. Penna (Eds.) 2007. Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el sur de Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Río Cuarto - INTA. 94 pp.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- García, F.O., Picone, L.I., y Berardo, A. 2007. Fósforo. En: Echeverría, H.E; García, F.O. (Eds). Fertilidad de Suelos y fertilización de Cultivos. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp: 99-121.
- Gorgas, J. y Tassile, J. (eds.) 2006. Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba: Los Suelos. Nivel de Reconocimiento 1:500.000. Agencia Córdoba Ambiente DACYT-SEM, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Manfredi. Córdoba, Argentina.
- Hevia G.G., Buschiazzo D.E. y M. Díaz Raviña. 2004 Carbono Orgánico, Nitrógeno y Carbohidratos totales en suelos de la Región Semiárida Argentina. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: 68. Asociación Argentina de Suelos. Paraná, Argentina.
- Lattanzi, A.; Arce, J.; Marelli, H.; Lorenzon, C.; Baigorria, T. 2010. Efecto de largo plazo de la siembra directa y de rotaciones de cultivos sobre los rendimientos, el carbono y nitrógeno orgánico en un suelo argiudol típico en Marcos Juárez. Congreso AAPRESID. Rosario.
- López Fourcade, R.; C. Clérici; J.M. Cisneros; C. Cholaky. 2008. Evaluación de la degradación de los suelos de la pampa medanosa frente a los cambios de uso actuales. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes (San Luis), 13-16 Mayo 2008.
- Marelli, H. 2005. Presentación Seminario Internacional de Indicadores de Calidad de suelos, Abril 2005.
- Melgar R. y M. Díaz Zorita. 1997. La fertilización de cultivos y pasturas. Ed. Hemisferio Sur. Bs As. 259 p.
- Nelson, D. W. And L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Page, AL; RH Miller & DR Keeney (eds.). Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, Winscosin. 539-579 pp.
- Nelson, D.W. & L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis, Part 2. ASA 9, 2ºedition.
- Panigatti, J.L. 2010. Argentina: 200 años 200 suelos. Ed. INTA Buenos Aires.345pp.
- Schmidt, E. y N. Amiotti. 2016. Indicadores de calidad edáfica bajo sistemas de agricultura conservacionista en la Región Pampeana Semiárida Sur. XXV Congreso Argentino De La Ciencia Del Suelo “Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo” Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016.
- Shukla, M; R Lal & M Ebingerb. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil Till. Res. 87: 194-204.

C4P18. RESIDUOS DE LA PRODUCCIÓN GANADERA INTENSIVA Y LA FERTILIDAD DE SUELOS

Cabello, M.J.; Iribarren, M.A.; Barrenechea, V.; Balbi, L.; Marchetti, S. y Correa, A.

Subsecretaría de Ganadería, Ministerio de Agroindustria. Av. Paseo Colon 982, CABA. mcabello@magyp.gob.ar

RESUMEN

Dado que en el país existe un balance negativo de los nutrientes del suelo debido a las bajas tasas de reposición y que se evidencian pérdidas del 36% al 53% de MO al comparar los suelos agrícolas con situaciones originales. Sumado a la problemática de las producciones porcinas y bovinas para carne intensiva sobre el tratamiento y destino de los residuos orgánicos que se generan en los establecimientos de las principales provincias productoras de carne y granos del país. Se plantea como objetivo visibilizar las bondades y revalorizar a los residuos orgánicos de producciones porcinas y bovinas intensivas para la restauración de la fertilidad de los suelos a través de las acciones llevadas adelante por la Subsecretaría de Ganadería del Ministerio de Agroindustria (SSG). Para las producciones porcinas y bovinas para carne intensivas del país la SSG estableció acciones para atender la problemática. Estas acciones están dirigidas a la elaboración y difusión de documentos técnicos que brinden alternativas de manejo y uso de los residuos. Se encuentra en la etapa de difusión una guía de Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcino y en el caso de los bovinos, se halla en proceso de elaboración de un documento de similares objetivos.

Palabras claves: Nutrientes, materia orgánica, Residuos orgánicos.

INTRODUCCION

En el país existe un balance negativo de los nutrientes del suelo dadas las bajas tasas de reposición, lo cual determina un creciente empobrecimiento en N, P, K, S, Ca y B, entre otros elementos esenciales suministrados por el suelo que anualmente son extraídos en la producción de granos en distintas proporciones. Las tecnologías empleadas en la agricultura de alta producción incrementan continuamente los rendimientos de los cultivos y con ello la tasa de extracción de nutrientes del suelo. (Cruzate y Casas, 2017)

Herrera & Rotondaro (2017) evaluaron las diferencias entre el stock de carbono entre los año 2000 y 2015en la Región Pampeana y extra-pampeana, y observaron que los niveles medidos para cada región coinciden con los reportados en el relevamiento realizado por Sainz Rozas *et al.* (2011) en suelos agrícolas. Ambos estudios reportaron pérdidas del 36% al 53% de MO al comparar los suelos agrícolas con situaciones originales.

Desde la Subsecretaría de Ganadería del Ministerio de Agroindustria (SSG) se considera de valor estratégico a los efluentes y estiércoles generados en las actividades ganaderas intensivas. Mientras estos materiales podrían verse como fuente de contaminación (suelos, agua y atmósfera) la SSG cambia la visión hacia un uso como aporte materia orgánica y nutriente para los suelos. Es así como su manejo y aplicación pasa a ser una estrategia tecnológica relevante en términos de calidad de suelo. La SSG tiene como estrategia darle valor al residuo orgánico de las producciones ganaderas intensivas a través del aporte de guías técnicas que valorizan su rol en la restauración de la fertilidad de los suelos de nutrientes y los contenidos de materia orgánica.

Según los registros oficiales se determinó, en el año 2017, la existencia de 1.574 establecimientos porcinos con más de 50 madres que enviaron a faena 5,9 millones de cabezas enviadas a faena dicho año siendo la gran mayoría producciones semi e intensivas. En cuanto a los registros de faena de bovinos de carnes se relevó que el 37% de la faena

total del año 2017 provenía de animales engordados en corrales. Estas producciones se concentran en las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos, coincidiendo con la principal zona productora de granos del país, coincidentes con la de mayor balance negativo de nutrientes (Cruzate y Casas, 2017).

El presente trabajo tiene como objetivo visibilizar las acciones llevadas adelante por la SSG para poner en valor las bondades de los residuos orgánicos provenientes de producciones porcinas y bovinas semi e intensivas para la restauración de la fertilidad de los suelos.

MATERIALES Y METODOS

Producciones Porcinas intensivas

Entre los años 2014 y 2015 a partir de un trabajo planteado desde la SSG se elaboró la guía de Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcino. Dicha guía se diseñó y redactó a través de una consultoría externa que consolidó este documento técnico. Dicho documento se revisó entre el sector público y privado para alcanzar un contenido consensuado. En el año 2016 se publicó en formatos papel y digital siendo difundido entre diferentes asociaciones privadas y organismos públicos. Actualmente se accede al mismo en la website del Ministerio en la página de la SSG.

Producciones Intensivas de Bovinos para Carne

La estrategia de trabajo planteada para abordar la temática en las producciones de engorde a corral en bovinos para carne comenzó con la realización de un taller de expertos para recopilar y consensuar información relevante en la temática. En dicho taller se convocaron expertos de INTA, Cámara Argentina de Feedlot, Universidad de Buenos Aires, provincias y propios de la SSG. Con los resultados obtenidos se consensuó un documento técnico que establece posibles tratamientos y destinos de los residuos orgánicos generados en Feedlot.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la actualidad el tema se encuentra en diferentes etapas de desarrollo según la especie en consideración. En la Agenda de la SSG se están llevando a cabo estrategias de difusión de la guía de porcinos y se está trabajando en la elaboración de la guía de bovinos.

Producciones Porcinas intensivas

Durante el 2017 se distribuyeron 690 guías entre organismos del estado provincial y nacional, asociaciones privadas, productores y profesionales del sector. Dentro de los objetivos de la Guía se busca facilitar el entendimiento de los procesos y variables que impactan en la gestión ambiental de una granja porcina moderna, como así también de las alternativas tecnológicas disponibles para distintas problemáticas y escalas productivas. La guía se encuentra disponible en el website del Ministerio de Agroindustria para acceso público y gratuito de aquellos interesados en consultarla. La guía y el trabajo llevado adelante por la Subsecretaría fueron presentados en múltiples reuniones, jornadas y congresos nacionales e internacionales vinculados al sector porcino.

Producciones Intensivas de Bovinos para Carne

El taller de expertos (Julio 2017) tuvo como objetivo relevar la información disponible en el país sobre el manejo de estiércol y efluentes en feedlot y sus posibles destinos. En este taller se consolidó un documento sobre los posibles destinos de los residuos orgánicos del Feedlot en donde se destacó s el uso agronómico para el aporte de nutrientes y carbono al suelo. De sus conclusiones se obtuvieron las bases para la elaboración de un documento técnico

Continuidad en las tareas de la SSG

Se buscará convocar a expertos para la redacción de una guía de alternativas de usos y tratamientos de residuos que pueden llevar adelante los productores de engorde a corral de bovinos para carne. Las tareas plantean relevar el potencial aporte de producciones intensivas de porcinos y bovinos de carne en cuanto a materia orgánica y nutriente y continuar con la difusión de estas guías y llegar a tener una evaluación de su impacto.

CONCLUSIONES

A los efectos de lograr planteos agrícolas sustentables debemos trabajar dentro de la fase en que los suelos mantienen su calidad en un nivel adecuado. En esta fase, la práctica de la fertilización permite ingresar en un círculo virtuoso aumentando los rendimientos, acumulando mayor cantidad de residuos de cosecha, mejorando el aporte de carbono y afianzando las funciones ambientales de los suelos.

En este camino la estrategia de diseñar, elaborar y disponer a los productores y la comunidad interesada de guías técnicas y posibles manejos es parte de una estrategia más amplia para encadenar actividades productivas tan diferentes (granos, carnes, etc.) con productos y subproductos de las misma en beneficio de componentes ambientales como suelos sanos y menor carga contaminante en el resto de los componentes como agua, aire y biodiversidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Herrera, A. y R. Rotondaro. 2017. Relevamiento de fertilidad de los suelos pampeanos ¿Qué nos dicen los análisis de suelo? Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, Nro. 28.
- Sainz Rozas, H., H.E. Echeverría, y H.P. Angelini. 2011a. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. Informaciones Agronómicas. 2:1-7.
- Cruzate, G.A. y R. R. Casas. 2017. Balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina en la campaña 2015/16Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, Nro. 28.
- Buryaile, R., R. Negri, R. Troncoso, D. Papotto, K. Lamelas, P. Millares. 2015. Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcinos. http://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/porcinos/informacion_interes/_archivos//000000_Buenas%20Pr%C3%A1cticas%20de%20Manejo%20y%20Utilizaci%C3%B3n%20de%20Efluentes%20Porcinos.pdf. (Fecha de consulta: 19/04/2018)

C4P19. DRENAJE SUBSUPERFICIAL EN UN ARGIUDOL ÁCUICO DE LA REGIÓN CENTRAL DE SANTA FE

Camussi, Germán.F.; Marano, Roberto.P. y Ghiberto, Pablo.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805. Esperanza. Argentina. germanfcamussi@yahoo.com.ar

RESUMEN

El dren topo es una alternativa de drenaje subterráneo para regiones en donde el grado de pendiente del terreno es relativamente plana, el suelo tiene alta proporción de arcilla, el clima es húmedo y por lo tanto, la ocurrencia de eventos hídricos extremos genera condiciones de anaerobiosis para los cultivos, con la consecuente pérdida de rendimiento. Para evaluar su funcionamiento se construyeron estos drenes en campo de productores de la región central santafecina, y en uno de ellos se montó una parcela experimental. Para el espaciamiento se aplicó la ecuación de Hooghoudt resultando una distancia de 4 m, en tanto la profundidad fue de 0,7 m. Se simularon lámina e intensidad de lluvia que fueron aplicadas sucesivamente y se midieron los volúmenes drenados. En la segunda de estas aplicaciones el agua de drenaje recolectada triplicó a la primera. Este comportamiento se encuentra relacionado con la humedad antecedente del suelo y con las grietas que genera el dren, las cuales parecen actuar como vías preferenciales para el recorrido del agua en profundidad. Esto último fue evidenciado debido a la coincidencia entre el inicio y fin de la infiltración y del drenaje. La profundidad de la capa freática osciló desde 1,3 m a 1,17 m durante el experimento, sin superar la profundidad de los drenes. Además, se demostró que el espaciamiento entre drenes adoptado es adecuado para drenar el exceso de agua aplicada.

Palabras claves: dren topo - Hooghoudt - infiltración

INTRODUCCIÓN

Los excesos hídricos, considerados por Cooley et al. (2006) como las amenazas naturales de mayor recurrencia, constituyen una de las principales causas de pérdidas de cultivos, tanto en sistemas agrícolas como en ganaderos, en regiones húmedas y en cuencas de llanura, donde las pendientes son pequeñas y por lo tanto el escurrimiento escaso debido a que la red de drenaje se encuentra poco desarrollada (Mescherikov, 1968; Fuschini Mejía, 1994). Dichos eventos, que son cada vez más frecuentes y de mayor intensidad (IPCC, 2012), generan condiciones de anaerobiosis para las raíces de los cultivos (Kozlowski, 1984), llevando a pérdidas parciales o totales, dependiendo de la intensidad del evento y de las prácticas de manejo de agua que posea el suelo.

La región de estudio, correspondiente al centro de la provincia de Santa Fe, se encuentra conformada por cuencas de llanura, cuyo clima es templado húmedo (Caceres, 1980), donde las precipitaciones anuales varían de 950 a 1250 mm; y en donde en los últimos 50 años se han dado eventos de excesos de precipitaciones generando importantes pérdidas económicas.

El drenaje subterráneo constituye un grupo de técnicas tradicionales desarrolladas y aplicadas para el control de excedentes hídricos y del nivel de la capa freática (Oosterbaan, 1994) en países como Holanda, Nueva Zelanda, Reino Unido, entre otros; siendo su uso necesario para evitar pérdidas productivas. Su aplicación en Argentina es limitado debido principalmente a la escasa información generada referida a condiciones de aplicabilidad y funcionamiento.

El dren topo es una práctica de drenaje subsuperficial que consiste en la construcción de galerías circulares (Cavelaars et al, 1994), denominadas drenes, a una profundidad del suelo en donde la textura posea más del 35% de arcilla, ya que su estabilidad dependerá de la presencia de dichas partículas. Para su confección se utiliza un implemento conformado por una reja o pierna montada sobre una estructura de un eje, la que se tracciona con un tractor y que realiza la apertura de un surco; en su extremo lleva sujetada por una cadena, una bala de 8 a 10 cm de diámetro la que es responsable de generar la forma cilíndrica del dren. Además del dren propiamente dicho, el implemento genera grietas en el suelo unidas al dren, lo que facilita la llegada de agua al mismo. Los espacios entre drenes se encuentran relacionados con la conductividad hidráulica de cada suelo y al gradiente hidráulico que se genere entre la ubicación del dren y el nivel freático; siendo que espaciamientos menores son más deseables debido a la baja estabilidad y por lo tanto durabilidad de estos drenes (Cavelaars et al, 1994).

La aplicación de dren topo constituye una técnica accesible por los productores de la región, lo cual la hace una práctica factible de desarrollar a gran escala, para lo que es necesario conocer previamente los efectos que su construcción genera sobre los cultivos. Para ello previamente es importante conocer cómo se mueve el agua en el suelo en presencia de drenes topos y en diferentes condiciones de manejo. El objetivo de esta investigación es evaluar el funcionamiento de dichos drenes, con la finalidad de generar información que permita determinar su aplicabilidad en diferentes situaciones. Las experiencias se comenzaron a realizar hace un año y actualmente se están montando nuevos ensayos que permitan evaluar diferentes situaciones de suelo, cultivo y manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en la localidad santafecina de Pilar, siendo sus coordenadas geográficas 31°24'32.89"S; 61°14'53.52"O; correspondiente a la cuenca del Arroyo Las Prusianas. El lote seleccionado tiene 500 m de largo y 163 m de ancho, totalizando 8,1 ha.

El suelo correspondió a un Argiudol ácuico serie Pilar (Carta de suelos de la República Argentina, 1991), cuyo horizonte Bt1 contiene 35% de arcilla y sus límites van desde ,30 a 0,70 m de profundidad.

La altimetría se realizó con gps geodésico con precisión media entre 1 y 3 cm en altura (z) y 1 cm en el plano. El instrumental que toma los puntos fue montado sobre una moto y se realizaron pasadas cada 30 metros, siendo la velocidad de 30 km h-1, relevándose un punto cada 2 segundos.

Para la construcción de los drenes se utilizó dren topo con pie de 8 cm y bala de 10 cm, siendo el grosor de la pierna de 2 cm. Para su arrastre se utilizó un tractor de 160 HP doble tracción.

Para determinar el espaciamiento entre drenes se aplicó la ecuación de Hooghoudt (1940) recomendada por la bibliografía para suelos homogéneos respecto la conductividad hidráulica (K) de los estratos, que considera el flujo radial y horizontal hacia los drenes:

$$q = \frac{8\,K\,d\,h + 4\,K\,h^2}{L^2}$$

Dónde:

q= descarga de los drenes por unidad de superficie (m/d).

L= espaciamiento entre drenes (m).

d (capa equivalente)= distancia desde los drenes hacia abajo (es decir en profundidad), que va a aportar agua a dicho dren.

h= altura de la capa de agua sobre el nivel de los drenes a media distancia entre dos de ellos (m).

K= conductividad hidráulica (m/d).

La descarga se estimó como la diferencia entre la precipitación de diseño y el escurrimiento obtenido a través del método de la curva número (USDA SCS, 1985). El valor de conductividad hidráulica fue obtenido por el método del pozo barrenado (Auger-Hole).

En el extremo final de los drenes se realizaron parcelas experimentales de 38,2 m2, en cuyos límites se construyeron bordos de 30 cm de altura, quedando en el centro de cada una un dren (Figura 1). Aguas abajo del mismo se realizó una excavación para tener acceso a dicho dren y colectar el agua drenada, colocándose un tubo de 10 cm de diámetro en la salida, a fin de evitar su erosión y poder colectar el agua drenada. El agua drenada fue colectada con recipientes aforados.

Figura 1: parcela experimental.

En las parcelas se instalaron freatímetros con acceso hasta 1,6 m de profundidad, y la medición se realizó con una sonda provista de circuito eléctrico. El contenido hídrico del suelo fue obtenido con sonda de capacitancia Divinner 2000 calibrada regionalmente, para lo que se instalaron tubos de acceso hasta 2 m de profundidad.

El funcionamiento del dren se evaluó aplicando dos láminas de agua a la parcela experimental, en forma consecutiva el mismo día simulando lámina e intensidad de lluvia para una probabilidad de excedencia de 0,2 (Tiempo de recurrencia de 5 años). El agua se condujo de forma presurizada utilizando una electrobomba y tuberías; mientras que la aplicación se hizo por superficie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- **Topografía y dirección de los drenes**

El grado de pendiente del terreno fue homogéneo (0,16%), los drenes se construyeron a favor de la pendiente y a una profundidad constante de 0,70 m (Figura 2), ya que a esta profundidad se encuentra la mayor proporción de arcilla.

Figura 2.a. Topografía y diseño de los drenes topo.

Figura 2.b. Construcción de los drenes.

Figura 2.c. Pozo de observación de un dren topo.

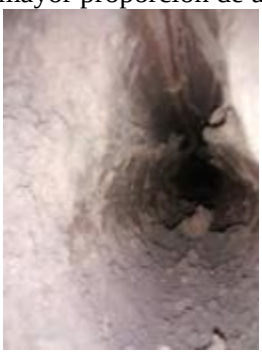


Figura 2.d. Dren topo.

- **Espaciamiento entre drenes**

El espaciamiento entre drenes obtenido fue de 4 m (Tabla 1), en coincidencia por lo recomendado por Cavelaars et al (1994). La precipitación de diseño fue de 115 mm y el valor obtenido de escurrimiento fue de 50 mm.

Tabla 1: descarga específica del dren (q); profundidad media de los drenes y de la capa freática; radio del dren (r); conductividad hidráulica del suelo (Kh); profundidad del hidro apoyo; y espaciamiento entre drenes (L).

q (m/d)	0,06
Profundidad media de drenes (m)	0,7
Profundidad media de capa freática (m)	0,5
r (m)	0,05
Kh (m/d)	1,13
Profundidad capa impermeable u hidro apoyo (m)	15
L (m)	4

- **Funcionamiento del dren**

Debido a que el método utilizado para aplicar agua no permitió reducir el caudal, la parcela quedó anegada, con una altura de agua de 0,1 m. El inicio del drenaje, durante la aplicación 1, ocurrió a los 40 minutos de iniciada, mientras que en la segunda, este proceso comenzó a los 20 minutos. El fin del drenaje coincidió en las dos aplicaciones con el final de la infiltración.

La profundidad de la freática antes de realizar las aplicaciones se encontraba a 1,3 m, aumentando 0,07 m 1 h después de iniciada la prueba. Luego se mantuvo a 1,17 m de profundidad, es decir 0,13 m por encima de su nivel al momento de iniciar la aplicación.

La humedad volumétrica del suelo previo a la aplicación de agua fue, en promedio en 1 m, de 0,38 m3 m-3; mientras que desde 1 m hasta 1,6 m fue de 0,4 m3 m-3. Si bien el suelo no se encontraba saturado, los valores de humedad fueron altos debido a las precipitaciones ocurridas durante los días previos a la experiencia.

Una de las principales diferencias obtenidas entre aplicaciones fue el volumen drenado, siendo 3,4 veces mayor en la segunda aplicación respecto de la primera (tabla 2). Este comportamiento puede deberse a la humedad antecedente del suelo, es decir, que cuando el suelo se encuentra más seco y comienza a aplicarse agua, inicialmente se da el proceso de infiltración, recargando el perfil, y quedando retenida en los micro poros. Robinson y Beven (1983) confirman este comportamiento dado que determinaron un desfasaje de 1,5 h entre el centroide del hietograma y el caudal máximo del dren, cuando el suelo se encontraba más húmedo en comparación con uno inicialmente seco. Cuando el suelo alcanza la capacidad de campo, el agua comienza a dirigirse rápidamente hacia el dren; lo cual solo es posible por la existencia de vías preferenciales, denominadas grietas o fisuras, que corresponden a grandes espacios de aire, donde el agua se mueve por gravedad, y las que fueron formadas por el paso del dren y por fenómenos de expansión – contracción, característico de los horizontes arcillosos. Ritchie et al., 1972 y Bouma and Dekker, 1978, citados por Robinson y Beven (1983) confirman la existencia de dichas grietas y el movimiento del agua a su través a partir de su estudio con soluciones con colorantes. Por el contrario, no podría hacerlo a través de la matriz del suelo dado la baja permeabilidad del horizonte Bt1 (Robinson y Beven, 1982).

Tabla 2: superficie de la parcela, láminas y volumen aplicados, caudal, tiempo de aplicación, intensidad de la lluvia y volumen drenado, durante dos aplicaciones de agua a la parcela experimental.

	Aplicación 1	Aplicación 2
Superficie de la parcela (m2)	38,28	38,28
Lamina (mm)	46,5	60
Volumen aplicado (L)	1780	2297
Caudal (L/s)	0,69	0,65
Tiempo de aplicación (min)	43	57
Intensidad de lluvia simulada (mm/h)	65	65
Volumen drenado (L)	90	307

El hecho de que el fin de la infiltración coincida aproximadamente con el fin del drenaje, estaría indicando que el espaciamiento entre drenes de 4 m sería adecuado ya que las grietas habrían alcanzaron a la totalidad de la parcela

experimental. Por otra parte, la mayor cantidad de agua drenada en la segunda aplicación se debería a que el potencial de agua de la matriz del suelo fue superior al de las grietas.

Considerando que la porosidad efectiva es 0,07 m3/m-3 (Marano et al., 2009), y que la profundidad de la freática luego de aplicar aumento 0,13 m; las aplicaciones habrían aportado a la misma 9,1 mm. Además el dren topo permitió evacuar aproximadamente 10 mm y el suelo se recargó 10 mm más.

CONCLUSIONES

- La humedad antecedente del suelo afecta la cantidad de agua drenada por el topo, siendo mayor, cuanto más húmedo se encuentre el mismo.
- Existen vías preferenciales para el movimiento de agua en el suelo, razón por la cual el final de la infiltración en la parcela coincidió con el fin del drenaje en el topo.
- Espaciamientos entre drenes de 4 m son adecuados para las condiciones de suelo y clima donde se desarrolló la experiencia, lo que quedó demostrado con la coincidencia en tiempo entre el fin de la infiltración en la totalidad de la parcela con el final del drenaje.

AGRADECIMIENTOS

A los integrantes de la Cooperativa Guillermo Lehmann por su colaboración en la realización de los trabajos de instalación de los drenes y las parcelas experimentales; como así también por facilitar maquinaria para llevar a cabo las pruebas de drenaje.

BIBLIOGRAFÍA

- Caceres, Liliana M. 1980. Caracterización climática de la provincia de Santa Fe. M.A.G.
- Carta de suelos de la República Argentina, 1991. Hoja 3160-26 y 25 Esperanza- Pilar. Disponible en http://visor.geointa.inta.gob.ar/?p=96.
- Cavelaars, J.C.; Vlotman, W.F. y Spoor, G.. 1994. Subsurface Drainage Systems. En: H.P.Ritzema (Ed.), Drainage Principles and Applications. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Publication 16, second revised edition, p. 827-928. Wageningen, The Netherlands. ISBN 90 70754 3 39.
- Cooley, H.; Katz, D.; Lee, E.; Morrison, J.; Palaniappan, M.; Samulon, A. y Wolff, G., 2006. The World's Water. The Biennial Report on Freshwater Resources 2006 -2007. In: Acid (Ed.).Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security.
- Fuschini Mejía, M. 1994. El agua en las llanuras. UNESCO - Programa Hidrológico Internacional. 58 p. Montevideo.
- Hooghoudt, S.B., 1940. Algemeene beschouwing van her probleem van de detailontwatering en de infiltratie door middel van parallel loopende drains, greppels, slooten en kanalen. Versl. Landbouwk. Onderz., 46(14) B. 's Gravenhage.
- IPCC, 2012. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 582 pp. Disponible en https://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srex/SREX_Full_Report.pdf
- Kozlowski T.T., 1984. Flooding and Plant Growth. Academic Press, pp. 356.
- Marano, R.P.; Miretti M. C.; Serafín N.; Rossi M.; Rodríguez L. 2009. Dinámica hídrica y recarga de un acuífero libre en condiciones de lluvia extraordinaria en el centro de la provincia de Santa Fe. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Argentino 1º ed 33-41, ISBN 978-987-1082-39-1 VI Congreso Argentino de Hidrogeología, Santa Rosa, La Pampa.
- Mark Robinson y Keith J. Beven. The effect of mole drainage on the hydrological. Response of a swelling clay soil. Institute of Hydrology, Wallingford, Oxon OXI O 8BB (Great Britain)Journal of Hydrology, 64 (1983) 205—223. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam -- Printed in The Netherlands

- Mescherikov, Y., 1968. “Plains”. Encyclopaedia of Geomorphology. Ed. Fairbridge. Dowden, Hutchinson & Ross. Stroudsbourg, USA: 850-855.
- Oosterbaan, Ronald. 1994. Agricultural Drainage Criteria. En: H.P.Ritzema (Ed.), Drainage Principles and Applications. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Publication 16, second revised edition, p. 635-689. Wageningen, The Netherlands. ISBN 90 70754 3 39.
- USDA SCS (United States Department of Agriculture Soil Conservation Service). 1985. National Engineering Handbook, Section 4. Hidrology U.S. Government. Printing Office. Washington DC.

C4P20. MODIFICACIONES EN EL PAISAJE RIBEREÑO DE LOS RIOS SAN FRANCISCO Y EL ABRA EN EL PERIODO 2016-2017

Carreras Baldrés, Javier I.; Fandos, Carmina; Soria, Federico y Scandaliaris, Pablo.

Estación Experimental Agroindustrial "Obispo Colombres" Avenida William Cross 3150. Tucumán. Argentina. jcarreras@eeaoc.org.ar

RESUMEN

Las relaciones entre los elementos geomorfológicos, antrópicos y los cambios del cauce y erosiones en las márgenes de los ríos pueden ser problemáticos debido a la multiplicidad de factores que contribuyen al cambio, la variación intrínseca del río y las amplias escalas espaciales y temporales en las que actúan dichos sistemas. El sur de Tucumán y el este de Catamarca sufrieron, en los últimos años, importantes precipitaciones en las cuencas altas de sus principales ríos, generando crecidas que ocasionaron modificaciones importantes en los cauces de ríos, daños a las poblaciones vecinas y a los campos cultivados. Los efectos fueron potenciados por procesos de ocupación del territorio, principalmente desmontes agrícolas e indebidos manejos de los cauces fluviales y la falta de preparación de las áreas urbanas y la infraestructura para soportar esos procesos. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie modificada en el cauce de los ríos San Francisco y El Abra entre los años 2016 y 2017, diferenciando la superficie afectada sobre bosque nativo de ribera y sobre tierras destinadas a cultivos. El trabajo se realizó aplicando diferentes técnicas de procesamiento a imágenes satelitales e incorporación de los resultados a un SIG. Para el río San Francisco se constataron 250 ha perdidas de cobertura de bosque nativo de ribera y 550 ha de cultivos, lo que representa una ganancia de tierras por parte del río de 800 ha. Para el río El Abra, la pérdida de cobertura de bosque nativo de ribera alcanzó 130 ha, mientras que 320 ha se perdieron de cultivos, con una ganancia del río de 450 ha en total. Las pérdidas de ambos tipos de superficie se dieron en todo el recorrido de los dos ríos, concentrándose el fenómeno con mayor superficie en las áreas aguas abajo y en la unión de los dos cauces.

Palabras claves: Teledetección, SIG, desmonte

INTRODUCCIÓN

El conjunto de componentes espaciales del paisaje ha sido condicionado históricamente por actuaciones socioeconómicas, políticas, culturales y cambios medioambientales globales, por lo tanto es necesario considerar al paisaje como un ente dinámico en términos de los patrones espaciales, estructurales y funcionales. La pérdida del hábitat, de la diversidad biológica, la capacidad productiva de los ecosistemas, el desarrollo y su evolución espaciotemporal, son aspectos directamente relacionados y condicionados por esta realidad.

Existen tensiones externas sobre los equilibrios naturales frágiles, y muy particularmente la creciente presión del hombre sobre los elementos estabilizadores de la estructura de los ecosistemas (Capel Molina, 1996). Los sistemas fluviales no están exentos de tales influencias. En concreto, las relaciones entre los elementos geomorfológicos y antrópicos y los cambios del cauce y erosiones en las márgenes de los ríos pueden ser problemáticos debido a la multiplicidad de factores que contribuyen al cambio, la variación intrínseca del río en su forma y procesos y las amplias escalas espaciales y temporales en las que actúan dichos sistemas (Wallick et al., 2007).

Los factores que originan los ajustes y cambios morfológicos del cauce pueden deducirse a partir de la respuesta del propio cauce. Dichos factores incluyen a su vez cambios naturales en los regímenes de caudales y sedimentos, y cambios antropogénicos tales como la estabilización de las márgenes y la regulación de la corriente. La respuesta geomórfica de los ríos a estos factores se manifiesta a través de cambios en la geometría y trazado del cauce (Conesa Garcia et al., 2012).

Los factores responsables de los cambios del cauce son numerosos y bien conocidos, e incluyen modificaciones en el régimen de caudal, erosionabilidad de las márgenes o aportes de sedimentos. Si hacemos foco en el factor de erosibilidad de las márgenes de los ríos, la deforestación ribereña juega un papel de gran importancia, mediante la pérdida de fuerza de las raíces, lo que conduce al ensanchamiento creciente del cauce y a su migración (Rowntree y Dollar, 1999). A estos factores debemos sumar los fenómenos de crecidas extraordinarias de los caudales, debido a precipitaciones con valores por encima de los promedios para la época lluviosa para esa región.

El sur de la provincia de Tucumán y el este de la provincia de Catamarca, sufrieron en los últimos años, importantes aportes de precipitaciones en las cuencas altas de sus principales ríos, generando crecidas que ocasionaron modificaciones importantes en los cauces de estos ríos, daños a las poblaciones linderas y a los campos de cultivos. Ejemplo del fenómeno mencionado se produjo en los ríos San Francisco y El Abra. Ambos ríos presentan orientación

suroeste-noreste, atraviesan el pedemonte, la llanura de las provincias de Tucumán y Catamarca, desembocan en el río Marapa y terminan su recorrido en la provincia de Tucumán en el embalse de Río Hondo.

Los efectos fueron potenciados por procesos de ocupación del territorio, principalmente los desmontes agrícolas e indebidos manejos de los cauces fluviales y la falta de preparación de las áreas urbanas y la infraestructura para soportar esos procesos naturales. (Adler, 2017).

Los satélites de observación de recursos naturales permiten realizar un seguimiento de las áreas agrícolas ofreciendo información en forma precisa y en tiempo real. El estudio de la información satelital utilizando técnicas de análisis cuantitativo y sistémico como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), posibilita la detección y análisis de cambios territoriales.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie modificada en el cauce de los ríos San Francisco y El Abra entre los años 2016 y 2017, diferenciando la superficie afectada sobre bosque nativo de ribera y sobre tierras destinadas a cultivos, mediante la utilización de sensores remotos y SIG.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en la zona sur de Tucumán y en el sector este de Catamarca. Entre los paralelos 27º48´´ y 28º10´´S y los meridianos 65º35´´ y 65º21´´O. Abarca parte de la gran cuenca del rio Marapa de Tucumán, donde los Ríos San Francisco y El Abra, aparecen como importantes tributarios (Figura 1 A). Si bien estos ríos poseen cuencas de gran superficie e importancia, el área de estudio se centralizó desde el dique de Sumampa para el caso del río San Francisco, y desde el dique La Cañada, para el río El Abra, hasta la desembocadura de ambos en el río Marapa (Figura 1 B).

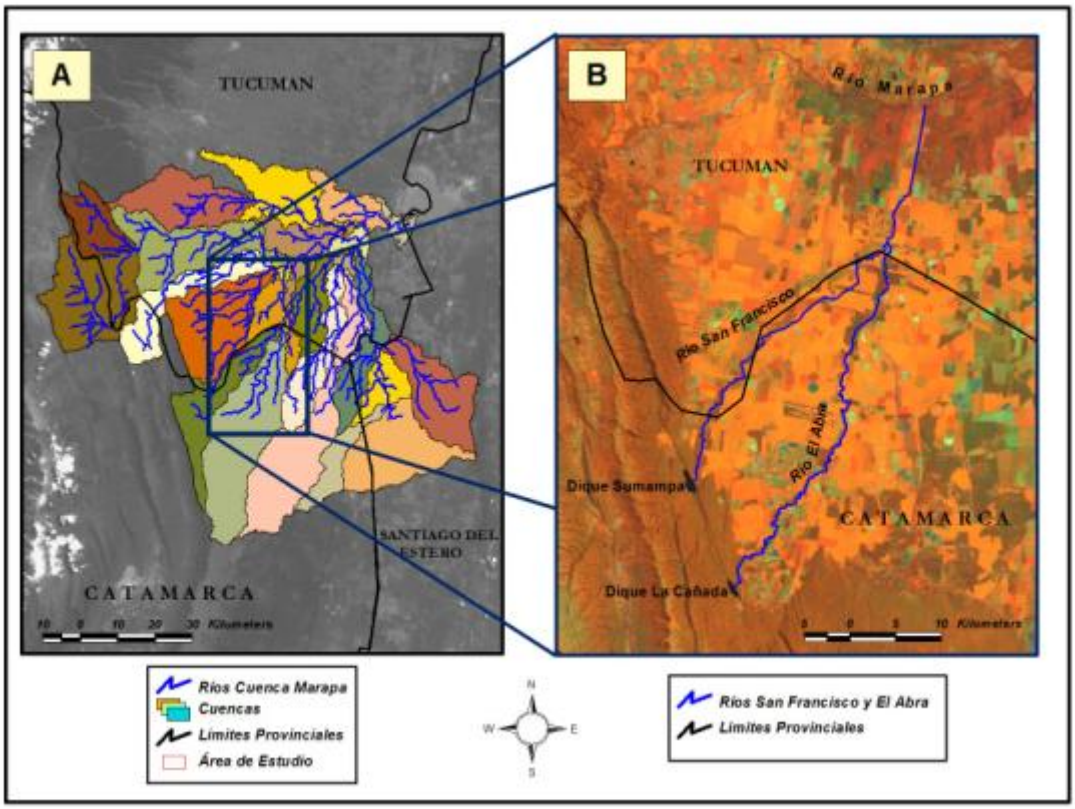


Figura 1: Situación relativa del área de estudio. A: Cuenca del río Marapa. B: Detalle del área de estudio

El trabajo se realizó aplicando diferentes técnicas de procesamiento de imágenes satelitales y tratamiento SIG. Se utilizaron dos imágenes satelitales Landsat 8 OLI (escenas 231/78, resolución espacial 30m); con fechas de octubre de 2016 y agosto de 2017.

Las etapas seguidas en el trabajo se detallan a continuación:

- Corrección geométrica de imágenes satelitales, utilizando el sistema de proyección POSGAR 94, con Datum WGS 84.

- Digitalización de los ríos San Francisco y El Abra sobre la imagen 2016.
- Generación de áreas de influencia (buffer) de 1000 metros a cada lado del eje central de los ríos San Francisco y El Abra
- Recorte de la imagen, para restringirla al área de estudio, utilizando como máscaras los buffer de 1000 m para cada lado de la línea central del cauce del río.
-Análisis visual detallado de las imágenes.
-Análisis digital, aplicando la metodología de análisis multitemporal de imágenes categorizadas (Chuvieco, 2000). Para ello, en primera instancia se realizó una clasificación no supervisada (ISODATA) a cada una de las imágenes por separado. Seguidamente ambas capas temáticas fueron recodificadas para reducir los números de clusters de cada clasificación individual a algunos conjuntos predeterminados (Buzai y Bazendale, 2006). Posteriormente se integraron las coberturas temáticas realizando un análisis SIG, para ellos se superpusieron las dos capas raster identificando áreas que cumplían determinadas condiciones: presencia de áreas con monte natural o tierras dedicadas a la actividad agrícola-ganadera en los años analizados dentro del área buffer en las riberas de los ríos analizados
-Elaboración de mapa temático indicando el avance de la frontera agrícola ganadera en el período considerado.
-Se utilizaron los softwares ERDAS Imagine, versión 8.4, y ArcGis versión 9.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Precipitaciones en el área de estudio

Durante los meses de febrero y principalmente marzo del año 2017, se produjeron abundantes lluvias en las llanuras del sur tucumano y en las cuencas adyacentes de la provincia de Catamarca. Estas precipitaciones presaturaron las cuencas que conforman la cuenca principal del Río Marapa en Tucumán, con valores que superaron altamente los registros históricos de la zona.

El río San Francisco creció en forma extraordinaria durante este periodo, producto de crecidas muy importantes, en especial del río del Abra (como su principal tributario), originadas en su cuenca alta (estimándose que el caudal vertido pudo haber superado los 500m3/s). Ese caudal extraordinario fue el principal motor de la potencia erosiva del río San Francisco (Adler, 2017).

Si se comparan los registros de los periodos 2015/2016 y 2016/2017 para las estaciones meteorológicas de Los Altos, Rumi Punco, La Rinconada y Bajastine (estaciones meteorológicas de la EEAOC, ubicadas geográficamente en la cuenca media de los ríos San Francisco y El Abra), se puede observar que las precipitaciones acumuladas para las dos temporadas no tuvieron grandes diferencias entre sí (Figuras 2 y 3). Para la temporada 2015/ 2016 los registros dieron muestra de valores cercanos a los 1.000 mm acumulados, mientras que para el periodo 2016/2017, los valores alcanzaron los 900 mm aproximadamente. Estos dos años registraron record en comparación a los años anteriores, donde el acumulado no superaba para esta región los 550 mm.

Si bien el periodo 2015/2016 alcanzó valores mayores al 2016/2017, la diferencia radica en la concentración de los registros más altos de precipitaciones en los meses de febrero a abril de 2017, siendo marzo el que tuvo registros históricos de concentración de precipitaciones para estas regiones. Esta acumulación de lluvias en un corto periodo de tiempo, fue el principal motor de erosión de los ríos de esta cuenca; provocado por la saturación de los cauces y el desprendimiento de sedimentos.

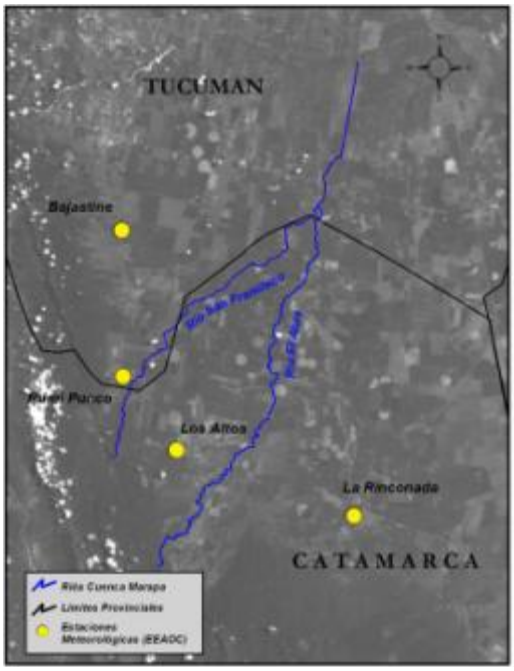


Figura 2: Ubicación geográficas de las Estaciones Meteorológicas (EEAOC)

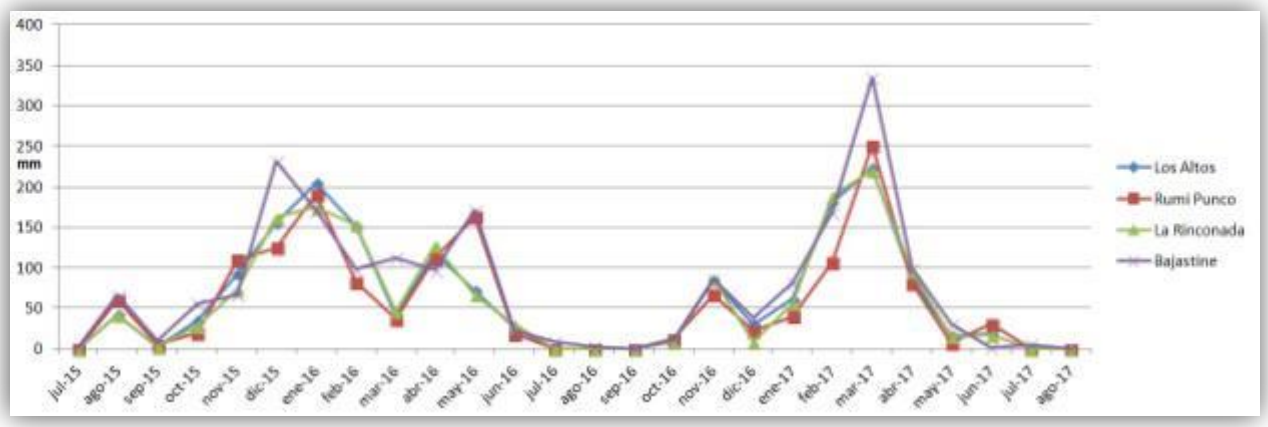


Figura 3: Precipitaciones mensuales, julio 2015 / agosto 2017. Fuente: Sección Agrometeorología EEAOC.

Erosión de los suelos ribereños

En toda el área al norte de la Sierra de Guayamba en Catamarca, hasta penetrar en la provincia de Tucumán, se produjo un proceso de desmonte del bosque natural para implantación de cultivos de granos, comenzando esta metamorfosis durante la década de los 80. En todo el tiempo de este proceso, los cauces naturales de los ríos bajaban de la sierra e irrumpían en modo laminar en las superficies boscosas y en las cultivadas, ya que los cauces eran difusos, por varias décadas sin crecidas importantes. Los caudales que afectaban a los crecientes campos agrícolas eran manejados por los agricultores mediante canalizaciones precarias de desagüe. En muchos casos se cultivaron planicies y terrazas aluviales muy antiguas presuntamente inactivas. Los caudales finalmente se esfumaban o llegaban muy atenuados hacia la planicie tucumana (Adler, 2017)

Acoplado a este proceso de desmonte general, las riberas de los ríos fueron profundamente modificadas, reemplazando el bosque de ribera natural por áreas de cultivos, lo que trajo aparejado una desprotección de estos espacios debido a la falta de cobertura boscosa y sus características de anclaje para el suelo ribereño.

Sumado a estos procesos, las extraordinarias precipitaciones concentradas en el inicio del año 2017 antes mencionadas, terminaron por modificar las características físicas y estructurales de las cuencas de los ríos San Francisco y El Abra; transformando en algunos casos el cauce, activando paleocauces o erosionando tierras con cobertura de bosque natural y tierras de cultivos. (Figura 4).

Figura 4: Ejemplo de modificación del cauce en un sector del río El Abra. Imagen de alta resolución Google Earth.

Para el río San Francisco se constataron 250 ha perdidas de cobertura de bosque nativo de ribera y 550 ha de superficies dedicadas a cultivos, lo que representaría una ganancia de tierras por parte del río de 800 ha. Para el caso del río El Abra, la pérdida de superficie de cobertura de bosque nativo de ribera alcanzó 130 ha, mientras que 320 ha se perdieron de superficies dedicadas a cultivos, con una ganancia en superficie del río de 450 ha en total. (Tabla 1 y Figura 5).

Tabla 1: Superficie modificada en los río San Francisco y El Abra, en un buffer de 1.000m de cobertura de bosque de ribera y cultivos. 2016-2017

San Francisco	Bosque de Ribera (ha)	Cultivo en los margenes (ha)	Superficie Río (ha)
2016	4.500	5.400	700
2017	4.250	4.850	1.500
El Abra	Bosque de Ribera (ha)	Cultivo en los margenes (ha)	Superficie Río (ha)
2016	1.800	7.000	800
2017	1.670	6.680	1.250

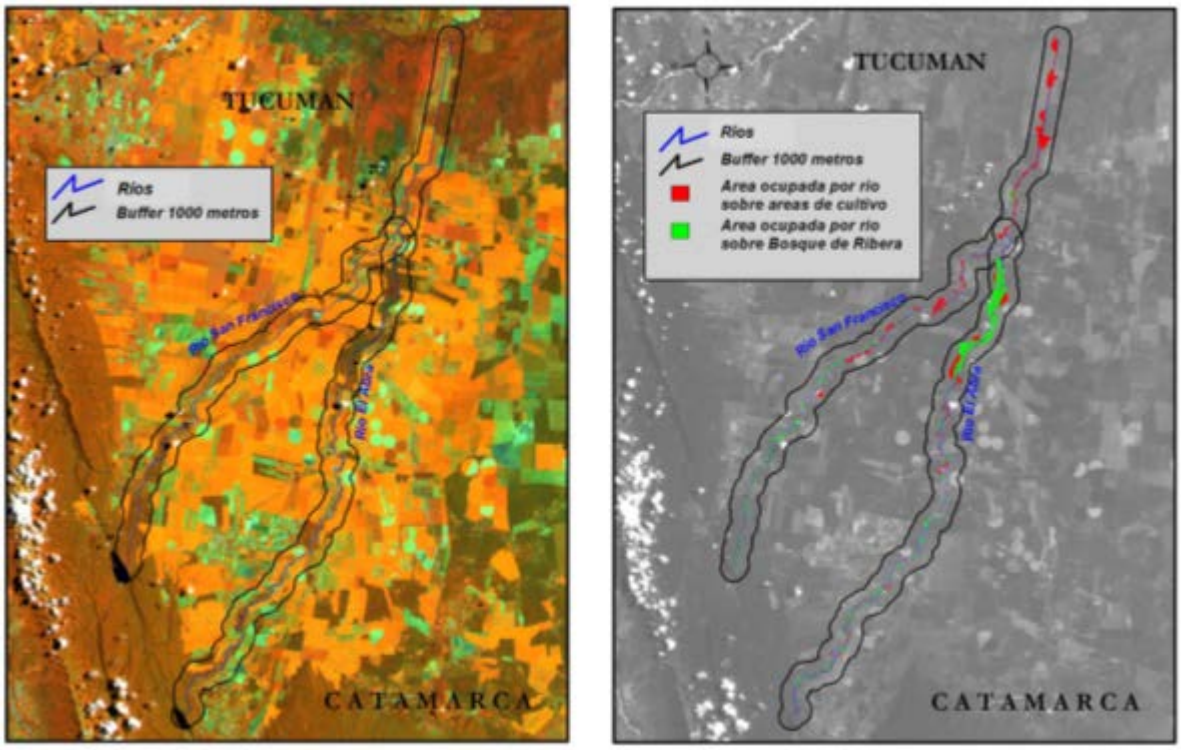


Figura 5: Distribución geográfica de las áreas ocupadas por los ríos San Francisco y El Abra según coberturas.

Las pérdidas de superficie tanto de bosque natural de ribera como de tierras de cultivos, se dio a lo largo de todo el recorrido de los dos ríos, concentrándose el fenómeno con mayor superficie en las áreas aguas abajo y en la unión de los dos cauces. Estos sectores se corresponden principalmente con las áreas de llanura o de pendiente menos abruptas, en donde los ríos no poseen un cauce bien enmarcado, generando estructuras meandriformes, y dejando a lo largo del tiempo paleocauces inactivos, provocando potenciales activaciones en tiempos de crecidas de estos cauces.

Como consecuencia directa de la deforestación de las riberas de los cauces de estos ríos, las tierras de cultivo aledañas a las márgenes fueron las más afectadas en cuanto a nuevas superficies ocupadas por los ríos.

CONCLUSIONES

- Durante los meses de febrero y principalmente marzo del año 2017, se produjeron abundantes lluvias en las llanuras del sur tucumano, y en las cuencas adyacentes de la provincia de Catamarca. Estas precipitaciones presaturaron las cuencas que conforman la cuenca principal del río Marapa en Tucumán, con valores que superaron altamente los registros históricos de la zona.
- En toda el área al norte de la Sierra de Guayamba en Catamarca, hasta penetrar en la provincia de Tucumán, se produjo un proceso de desmonte del bosque natural para implantación de cultivos; las riberas de los ríos fueron profundamente modificadas, reemplazando el bosque de ribera natural, lo que trajo aparejado una desprotección de estos espacios debido a la falta de cobertura boscosa y sus características de anclaje para el suelo ribereño.
  Estas condiciones terminaron por modificar las características físicas y estructurales de las cuencas de los ríos San Francisco y El Abra; transformando en algunos casos el cauce, activando paleo cauces o erosionando tierras con cobertura de bosque natural y tierras de cultivos
- Las superficies modificadas representaron para el río San Francisco 250 ha perdidas de cobertura de bosque nativo de ribera y 550 ha de superficies dedicadas a cultivos, lo que representaría una ganancia de tierras por parte del río de 800 ha. Para el caso del río El Abra, la pérdida de cobertura de bosque nativo de ribera alcanzó 130 ha, mientras que 320 ha se perdieron de superficies dedicadas a cultivos, con una ganancia en superficie del río de 450 ha en total.
- Las pérdidas de superficie tanto de bosque natural de ribera como de tierras de cultivos, se dieron a lo largo de todo el recorrido de los dos ríos, concentrándose el fenómeno con mayor superficie en las áreas aguas abajo y en la unión de los dos cauces.

BIBLIOGRAFÍA

- Adler, Frankiln. 2017. Problemática del área sur de Tucumán, Este de Catamarca y Río Hondo. Inundaciones de marzo-abril de 2017 en Lamadrid, Tucumán. Informe de situación realizado para Secretaria de Estado Unidad Ejecutora Provincial. Gobierno de Tucumán. Tucumán. Disponible en http://problemasdelagua.com.ar/wp-content/uploads/2017/06/INFORME-F.ADLER-COMISION-EMERGENCIA-INUNDACIONES-2017.pdf
- Buzai, G. D. y Baxendale, C. A. 2006. Análisis socioespacial con Sistema de Información Geográfica. Editorial GEPAMA, Buenos Aires. 1º edición.
- Conesa García, C., Pérez Cutillas P., García Lorenzo R. y Martinez Salvador, A. 2012. Cambios históricos recientes de cauces y llanuras aluviales inducidos por la acción del hombre. Nimbus, 29-30, 159-176.
- Capel Molina, J. 1996. Situaciones hidrológicas extremas (sequías e inundaciones. IV Simposio sobre el Agua en Andalucía (SIAGA), Instituto Tecnológico y Geominero de España, T. III: 115-120.
- Chuvieco, E. (Eds). 2000. Fundamentos de teledetección espacial. Editorial RIALP SA. Madrid, España. 568 p.
- Wallick, J.R., Grant, G., Lancaster, S., Bolte, J. y Denlinger, R. 2007. Patterns and Controls on Historical Channel Change in the Willamette River, Oregon, USA, Chapter 23, in A. Gupta (Ed), Large Rivers: Geomorphology and Management, John Wiley & Sons, Ltd, pp. 491-516.
- Rowntree, K. y Dollar, E. 1999. Vegetation controls on channel stability in the Bell River, Eastern Cape, South Africa, Earth Surface Processes and Landforms 24(2), 127–134.

C4P21. EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO Y DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN SOJA EN EL CHACO SEMIÁRIDO

Casali, L [1,2,*]; Herrera, JM [1,3] y Rubio, G [1,2]

[1] INBA CONICET, Facultad de Agronomía, UBA, Av. San Martín 4453 (1417DSE) Ciudad Autónoma de Buenos Aires
[2] Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, UBA, Av. San Martín 4453 (1417DSE) Ciudad Autónoma de Buenos Aires
[3] Agroscope, Institute of Plant Production Sciences, Route de Duillier 50, Nyon – Suiza
[*] lcasali@agro.uba.ar

RESUMEN

El Chaco Semiárido es una de las subregiones en las que se divide el Gran Chaco Americano. El incremento de las precipitaciones en las últimas décadas y el corrimiento de las isohietas hacia el Oeste impulsaron el avance agrícola en la zona. Sin embargo, si este incremento se revirtiera, se podrían disparar procesos de desertificación de difícil reversibilidad y muchas áreas podrían aumentar su vulnerabilidad a la degradación o verse seriamente degradadas. La variabilidad climática y las actividades agropecuarias no sustentables, intensificaron los procesos de degradación ambiental en la zona. Es necesario, entonces, generar información local que permita diseñar prácticas agronómicas que compatibilicen una alta productividad de los cultivos con la preservación de los recursos naturales, principalmente el suelo. Las perspectivas específicas para el Gran Chaco sugieren una alta vulnerabilidad al cambio climático, principalmente debido a su conformación geológica y localización geográfica. El objetivo de este trabajo es determinar el efecto del cambio climático en el rendimiento del cultivo de soja en dos suelos con diferente grado de degradación, y evaluar al riego como una estrategia de adaptación al cambio climático. Se utilizó la plataforma DSSAT para realizar las simulaciones correspondientes a los objetivos. El resultado de las mismas indicó que el cambio climático en el futuro lejano (2075-2099) generará disminuciones del rendimiento de soja del 4% en promedio, en un Hasplutol típico sin degradación. En un Haplustol típico con signos de degradación, esta disminución podría llegar al 12%. El riego suplementario, según las simulaciones realizadas, sería una estrategia de mitigación frente al cambio climático en suelos degradados, dado que las disminuciones del rendimiento pasaron de ser del 12 al 4% al regar. Sin embargo, dado el costo para los productores y el riesgo ambiental que representa la adopción masiva del riego, la estrategia más recomendable es la adopción de prácticas de conservación de suelos que eviten llegar a situaciones de vulnerabilidad.

Palabras claves: riego, modelos de simulación, Santiago del Estero

INTRODUCCIÓN

El Chaco Semiárido presenta un clima subtropical semiárido, con áreas que presentan las máximas temperaturas absolutas del continente y un promedio anual de lluvias de entre 500 y 750 mm (Naumann, 2006). Las precipitaciones presentan una alta variabilidad interanual con predominio estival. Este régimen permite hacer agricultura de secano, aún con serios riesgos de sequías. El incremento de las precipitaciones y el corrimiento de las isohietas hacia el Oeste en las últimas décadas, impulsaron el avance agrícola (Ricard *et al.*, 2015; Barros *et al.*, 2015). Esto ha disminuido el tenor orgánico y de nitrógeno de sus suelos y ha generado condiciones predisponentes para su erosión. (Casas, 2007; Manuel Navarrete *et al.*, 2009). Sin embargo, si este incremento se revirtiera, se podrían disparar procesos de desertificación de difícil reversibilidad y muchas áreas podrían aumentar su vulnerabilidad a la degradación o verse seriamente degradadas (Paruelo *et al.*, 2005; Oesterheld, 2008). Por lo tanto, el desarrollo agrícola está condicionado por el régimen pluviométrico y térmico y demanda una adecuada planificación y una correcta gestión de los recursos hídricos (Gorleri, 2005). Distintos análisis a nivel de toda la región del Chaco mostraron que la productividad de los cultivos está asociada a la disponibilidad de agua (Calviño & Monzón, 2009; Adámoli *et al.*, 2011). Por otra parte, Ricard *et al.* (2015) sugieren que el riego podría ser una herramienta efectiva para contrarrestar la variabilidad en la disponibilidad de agua de la zona de estudio.

DSSAT (por sus siglas en inglés: Decisión Suppport System for Agrotechonology Transfer) es una plataforma que agrupa a un conjunto de submodelos que permiten simular el crecimiento y desarrollo de cultivos, integrando información de suelos, clima, cultivos y manejo (Jones *et al.*, 2003). Los modelos incluidos en DSSAT fueron calibrados y evaluados para diferentes condiciones argentinas a nivel experimental y de lote, con errores de estimación relativamente bajos (e.g. Monzon *et al.*, 2012; Merlos *et al.*, 2015). Han sido utilizados satisfactoriamente para evaluar el impacto del

cambio climático y/o la variabilidad climática en la productividad agrícola, tanto a nivel global (e.g. Rosenzweig *et al.*, 2004; Tao & Zhang, 2010) como a nivel nacional (e.g. Travasso *et al.*, 2006; Murgida *et al.*, 2014).

Los objetivos de este trabajo fueron determinar el efecto del cambio climático en el rendimiento del cultivo de soja en dos suelos con diferente grado de degradación, y evaluar al riego como una estrategia de adaptación al cambio climático.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en Quimili (27° 38′ 0″S, 62° 25′ 0″ O), departamento de Moreno, provincia de Santiago del Estero. La precipitación media anual para el período 1918-2005 fue de 692 mm (Angueira *et al.*, 2007).

Para estimar el rendimiento de soja se utilizó el modelo CROPGRO-soybean del paquete de simulación agronómica DSSAT (Hoogenboom *et al.*, 2010). El cultivar utilizado fue el A 8000. A partir de los coeficientes genéticos del cultivar previamente calibrados en otra región, se ajustaron los parámetros del cultivar a las condiciones de la zona de estudio, siguiendo el procedimiento descripto por Mercau *et al.* (2007) y utilizando la herramienta GENCALC (Hunt *et al.*, 1993). Para la calibración de los coeficientes genéticos se utilizaron 41 sets de datos de fenología pertenecientes a seis ensayos de la EEA INTA Santiago del Estero y dos ensayos de la EEA INTA Famaillá (campañas 2001/02, 2002/03, 2004/05, 2007/08, 2008/09, 2009/10), realizados en el campo experimental La María (Santiago del Estero), y en Chaco, respectivamente. Se realizaron procurando evitar limitaciones nutricionales e hídricas y cubrieron un amplio rango de ambientes. Una vez ajustados los parámetros genéticos, se evaluó la simulación del rendimiento contrastando los rendimientos simulados versus rendimientos reportados por los grupos CREA Guayacán y Gancedo-La Paloma y por ensayos de la Red de Evaluación de Cultivares de Soja del NEA (Aapresid; INTA-EEA Las Breñas). El ajuste de los datos simulados con los observados se evaluó a través del valor de la media cuadrática del error (RMSE por sus siglas en inglés), y de su expresión como porcentaje del promedio observado (RMSE normalizado o n-RMSE). La capacidad del modelo en simular la realidad es considerada excelente cuando los valores de n-RMSE son menores al 10% y buena si se encuentran entre el 10 y el 20% (Jamieson *et al.*, 1991).

Los parámetros de manejo del cultivo ingresados en DSSAT fueron los indicados por la Oficina de Riesgo Agropecuario (http://www.ora.gov.ar/) como los más habituales para la zona. En las simulaciones se consideró como fecha de siembra: 20 de diciembre, densidad: 24,5 plantas m^{-2} y distancia entre hileras: 52 cm. Se estableció como fecha de inicio de la simulación la fecha de cosecha del cultivo antecesor, es decir seis meses previos a la fecha de siembra. Otra información de ingreso para realizar las simulaciones son las condiciones iniciales del suelo. En cuanto al nitrógeno se estableció un valor de 70 kg ha^{-1} de nitratos distribuidos de manera decreciente con la profundidad y 12 kg ha^{-1} de amonio distribuidos uniformemente. En cuanto al agua inicial se estableció que fuera la mitad del agua útil.

Para la elección del perfil de suelo, se utilizó el Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE) (Angueira *et al.*, 2007). El suelo principal en Quimili es la serie Amamá (Haplustol típico). Para representar el suelo Amamá degradado se disminuyó el porcentaje de carbono orgánico y la profundidad del horizonte superficial y el número de curva (CN), que permite estimar el escurrimiento superficial. En las Tablas 1 y 2 se muestran las características principales de cada suelo.

Tabla 1: Datos analíticos del perfil típico de la serie Amamá.

Horizonte	A1	B2	C
Profundidad (cm)	0-27	27-65	65-200
Arcilla (%)	7	4	3
Arena (%)	43	47	47
Carbono orgánico (%)	0,82	0,54	0,34
Nitrógeno total (%)	0,08	0,07	0,04

Tabla 2: Datos analíticos del perfil típico de la serie Amamá degradado.

Horizonte	A1	B2	C
Profundidad (cm)	0- 7	7-45	45-180
Arcilla (%)	7	4	3
Arena (%)	43	47	47
Carbono orgánico (%)	0,41	0,27	0,17
Nitrógeno total (%)	0,08	0,07	0,04

Para la información climática se utilizó la base de datos climáticos generados por el modelo CNRM-CM5 (3cn.cima.fcen.uba.ar), indicado como el modelo más adecuado para la zona de estudio (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2014). Dado que el modelo no estima valores de radiación solar, los mismos fueron calculados con la ecuación de Hargreaves & Samani (1982). Se utilizaron tres escenarios climáticos simulados por el

modelo: uno para un pasado reciente (1961-2010), y dos escenarios de cambio climático futuro en dos horizontes temporales: clima futuro cercano (2015-2039), y clima futuro lejano (2075-2099). Se consideró solo un escenario de emisión, el RCP (*Representative Concentration Pathways*) 4.5 (IPCC, 2014) y no se tuvieron en cuenta los aumentos previstos en las emisiones de CO_2.

Para estudiar el efecto del riego sobre el rendimiento de soja, se realizó en DSSAT un tratamiento de riego automático, a partir de un nivel de agua equivalente al 50% de agua útil, y hasta alcanzar un nivel de 100 % de agua útil.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calibración y validación del modelo CROPGRO-Soybean

Con los coeficientes calibrados, las predicciones del modelo para la zona de estudio fueron satisfactorias: predijo R1, R5 y R7 con valores de n-RMSE de 11.45, 7.27 y 4.11 %, respectivamente. En la Tabla 3 se muestran los coeficientes genéticos del cultivar A 8000 antes de ser calibrados, y luego de la calibración con GENCALC.

Tabla 3: valores de los coeficientes genéticos del cultivar A8000 antes de ser calibrados, y luego de la calibración con datos de campo utilizando el modelo CROPGRO-Soybean.

Cultivar	GM[a]	CSDL (h)	PPSEN (d h^{-1})	EMFL (dft[b])	FLSD (dft)	SDPM (dft)	WTPSD (g)	SFDUR (dft)	PODUR (dft)	LFMAX (mg CO_2 m^{-2} s^{-1})
A 8000 original	VIII	12	0.3400	19.0	13.00	41.00	0.1650	24.0	11.0	0.8000
A 8000 calibrado	VIII	12	0.3747	14.1	13.92	32.89	0.1769	27.2	15.1	0.8808

[a]GM: grupo de madurez; CSDL: fotoperíodo crítico, a partir del cual la tasa de desarrollo es más lenta; PPSEN: sensibilidad al fotoperíodo (días de alargamiento por hora, cuando el fotoperíodo supera el fotoperíodo crítico); EMFL: tiempo entre emergencia y R1; FLSD: tiempo entre R1 y R5; SDPM: tiempo entre R5 y R7; WTPSD: peso máximo de una semilla; SFDUR: duración del llenado de una cohorte de semillas; PODUR: tiempo para fijar el número de vainas; LFMAX: fotosíntesis máxima.
[b]dft: días fototermales

Utilizando el cultivar A8000 calibrado, se evaluó la capacidad del modelo en simular el rendimiento, contrastando rendimientos reportados por grupos CREA y ensayos en la zona versus rendimientos simulados por el modelo, utilizando el cultivar A 8000 calibrado. El resultado de la evaluación fue satisfactorio, ya que el valor de n-RMSE entre los valores simulados y los observados fue de 18% (figura 1).

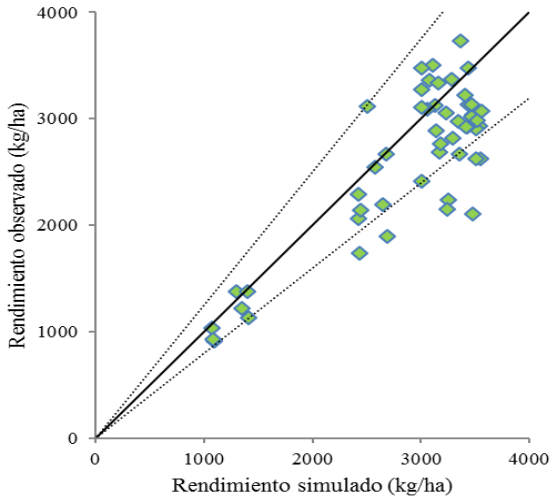


Figura 1: Rendimiento observado en lotes de grupos CREA Guayacán y Gancedo-La Paloma y en ensayos de la Red de Evaluación de Cultivares de Soja del NEA (Aapresid; INTA-EEA Las Breñas) vs. rendimiento simulado por el modelo CROPGRO-Soybean, utilizando el cultivar A8000 calibrado. El valor de n-RMSE fue de 18%. La línea continua muestra la relación 1:1 entre los valores observados y simulados, y las líneas punteadas, la relación 1:0.85 y 1:1.15.

Cambio climático

El escenario climático del pasado reciente (1961-2010) presentó, durante el ciclo del cultivo, una temperatura máxima promedio de 31.5 º C y una temperatura mínima de 19 ºC. El promedio de la precipitación acumulada fue de 445 mm. En la figura 2 se muestra el porcentaje de cambio en los valores medios de temperatura máxima, temperatura mínima y precipitación acumulada de los escenarios climáticos en el futuro cercano y en el futuro lejano, respecto al clima del pasado reciente. Se observa que en ambos horizontes temporales hay un aumento de la temperatura media y de las precipitaciones, y que ese aumento es mayor en el futuro lejano que en el cercano.

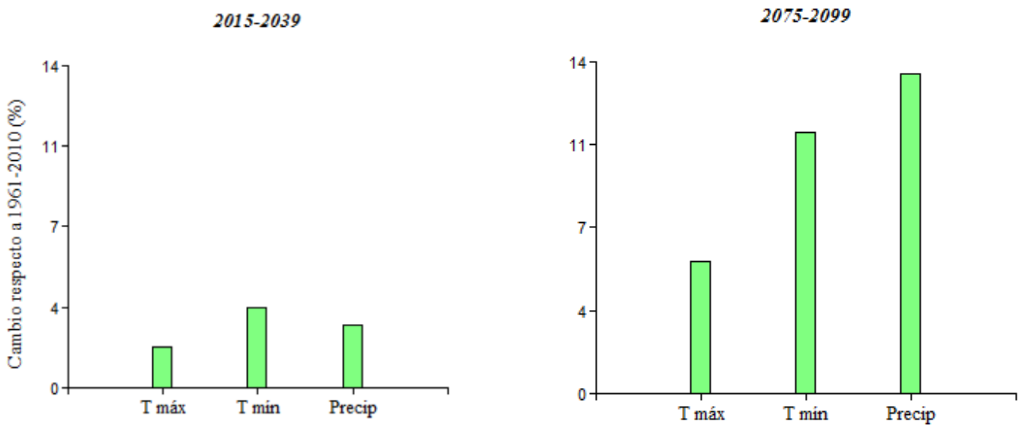


Figura 2: Porcentaje de cambio en el promedio de la temperatura máxima (T máx), la mínima (T mín) y las precipitaciones acumuladas (Precip) durante el ciclo del cultivo, en el período 2015-2039 (futuro cercano) y 2075-2099 (futuro lejano) respecto al clima del pasado reciente (1961-2010). Los tres escenarios climáticos fueron generados con el modelo CNRM-CM5 (3cn.cima.fcen.uba.ar).

Efecto del cambio climático, de la degradación del suelo y del riego en el rendimiento simulado de soja

En la figura 3a se observa el rendimiento simulado de soja en el suelo Amamá en los tres escenarios climáticos, bajo secano y bajo riego. En el caso de secano, las simulaciones indican que durante el futuro cercano, el rendimiento aumentaría en promedio un 8%, lo cual esté probablemente asociado al aumento en las precipitaciones (figura 2a). Durante el futuro lejano el modelo predice una disminución del rendimiento del 4%, que estaría asociado al aumento promedio del 6% en las temperaturas máximas (figura 2b). Si bien durante el futuro lejano las precipitaciones aumentarían un 13%, el efecto perjudicial del estrés térmico es mayor que el efecto positivo del aumento en las precipitaciones. Esto coincide con diversos trabajos que indican que el aumento de la temperatura provoca disminuciones en el rendimiento de soja, debido principalmente a un acortamiento de la duración del ciclo del cultivo por el aceleramiento del desarrollo (e.g.: Southworth *et al.*, 2002).

En la figura 3b se observa el rendimiento simulado de soja en el suelo Amamá degradado en secano y bajo riego. En secano, el rendimiento promedio en el suelo degradado estuvo entre un 21 y un 29% (según el escenario climático considerado) por debajo al del suelo no degradado. La variabilidad en el rendimiento está estrechamente asociada a la disponibilidad hídrica, la que depende del estado de degradación del suelo (Gvozdenovich & Paparotti, 2011). Apezteguia *et al.* (1987), encontraron una correlación negativa entre pérdida del horizonte superficial del suelo y rendimiento de soja y una correlación positiva del rendimiento con el espesor del suelo sobre el horizonte clásico. En las simulaciones con el suelo degradado, la disponibilidad hídrica para el cultivo fue menor que en suelo no degradado (datos no mostrados), por lo que el cultivo se vio sometido a eventos de estrés hídrico en diferentes momentos del ciclo del cultivo. El estrés hídrico en los estadios críticos del cultivo, afecta negativamente el crecimiento y el desarrollo, y en consecuencia el rendimiento (Lal *et al.*, 1999).

Al incluir el tratamiento de riego en las simulaciones con el suelo Amamá (figura 3a), el rendimiento aumentó en promedio un 20% en los tres escenarios climáticos respecto a secano. Además los rendimientos presentaron una mayor estabilidad (menor rango de variación de rendimiento), como se observa en la figura 3. El riego en el suelo degradado tuvo un mayor efecto sobre el rendimiento que en el suelo sin degradar. Los aumentos promedios de rendimiento respecto al control sin riego, fueron de 50, 55 y 65% en el pasado reciente, futuro cercano y futuro lejano respectivamente (figura

3b). Al incluir el tratamiento de riego en el suelo degradado, el rendimiento prácticamente igualó al del suelo sin degradar (estuvo apenas por debajo entre 0,9 y 1,7% según el escenario climático) (figura 3b).

El efecto del cambio climático en el suelo degradado fue más marcado que en el suelo sin degradar. En el futuro lejano, las simulaciones predicen que el rendimiento disminuiría, bajo secano, un 13% respecto al pasado cercano (figura 3b), mientras que en el suelo sin degradar, las disminuciones del rendimiento serían del 4%. Esto indica que el suelo degradado es más vulnerable al efecto del cambio climático que un suelo sin degradación. Al regar, este efecto es compensado, ya que la disminución del rendimiento de soja en el futuro lejano en el suelo degradado, se iguala con la del suelo sin degradar (4%) (figura 3).

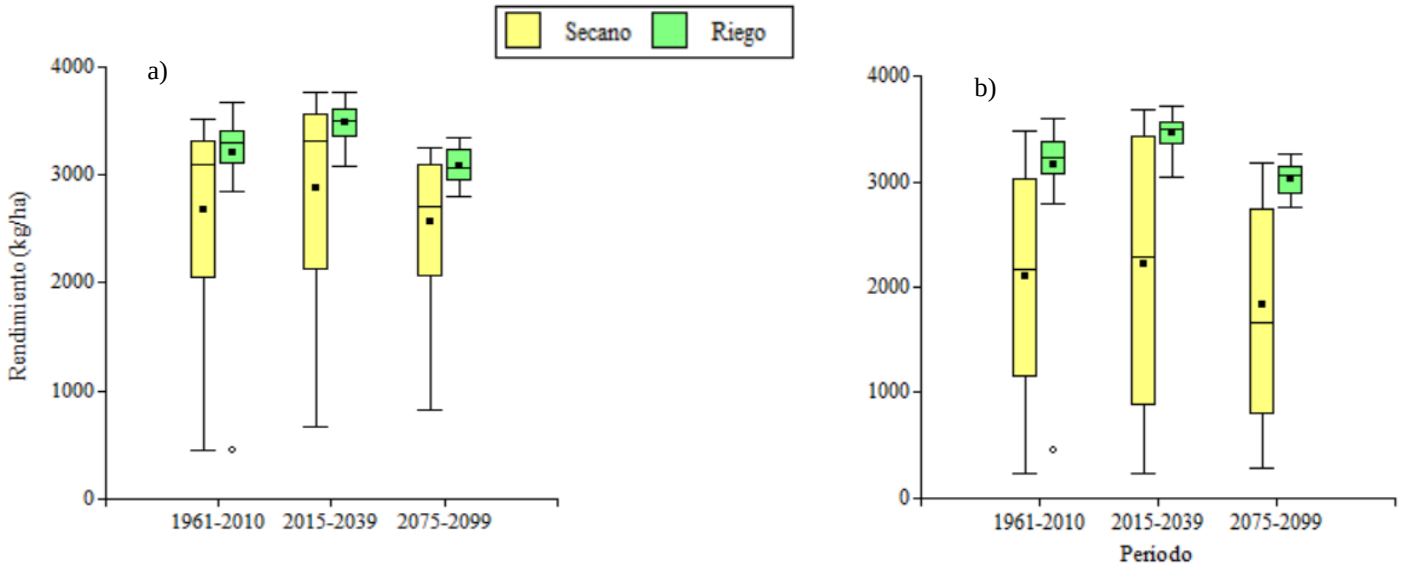


Figura 3: Box-plot mostrando el rendimiento de soja simulado por el modelo CROPGRO-Soybean bajo tres escenarios climáticos generados por el modelo CNRM-CM5: pasado reciente (1961-2010), futuro cercano (2015-2039) y futuro lejano (2075-2099). Las simulaciones se realizaron bajo dos tratamientos: secano (barras amarillas), y riego suplementario (barras verdes), y utilizando dos suelos: Amamá (Haplustol típico) (a) y Amamá degradado (b).

CONCLUSIONES

El cambio climático en el futuro lejano (2075-2099) generará disminuciones del rendimiento de soja del 4% en promedio, en un Hasplutol típico sin degradación. En un Haplustol típico con signos de degradación, esta disminución podría llegar al 12%. El riego suplementario, según las simulaciones realizadas, sería una estrategia de mitigación frente al cambio climático en suelos degradados, dado que las disminuciones del rendimiento pasaron de ser del 12 al 4% al regar. Sin embargo, dado el costo para los productores y el riesgo ambiental que representa la adopción masiva del riego, la estrategia más recomendable es la adopción de prácticas de conservación de suelos que eviten llegar a situaciones de vulnerabilidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Angueira, MC; DR Prieto; J López & G Barraza. 2007. SigSE 2.0. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero.
- Apezteguía, H; Amaya H; Crusta L. 1987. Medición de pérdidas de suelo y disminución de soja debidos a la erosión hídrica en la región semiárida central de Córdoba. Ciencia del Suelo 1.
- Barros, VR; JA Boninsegna; IA Camilloni; M Chidiak; GO Magrín & M Rusticucci. 2015. Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. Wiley Interdisciplinary Reviews: Clim Change 6: 151-169.
- Calviño, PA & JP Monzon. 2009. Farming systems of Argentina: yield constraints and risk management. Crop physiology: Applications for Genetic Improvement and Agronomy 51. 70 pp.
- Casas, RR. 2007. Principales efectos de la intensificación y expansión de la agricultura sobre la salud de los suelos. Consultado el 1-9-2015 en: http://sedici.unlp.edu.ar.

- Caviglia, OP; VO Sadras & FH Andrade. 2013. Modelling long-term effects of cropping intensification reveals increased water and radiation productivity in the South-eastern Pampas. Field Crops Res.149: 300-311.
- Gorleri, MC. 2005. Caracterización climática del Chaco Húmedo. En Di Giacomo AG & Krapovickas SF (editores). Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, Formosa, Argentina. Inventario de la fauna de vertebrados y de la flora vascular de un área del Chaco Húmedo. Aves Argentinas / Asociación Ornitológica del Plata. Temas de Naturaleza y Conservación 4. Buenos Aires. pp 13-25.
- Guevara, E & S Meira. 1995. Application of CERES-Maize model in Argentina. Second International Symposium on systems approaches for agricultural development (SAAD2). Los Baños-International Rice Research Institute. Philippines.
- Gvozdenovich J & O Paparotti, 2011. Variación del rendimiento del cultivo de soja debido a la erosión hídrica en Entre Ríos. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, «Latinoamérica unida protegiendo sus suelos». 16 al 20 de abril. Mar del Plata, Argentina.
- Hargreaves, GH & ZA Samani. 1982. Estimating potential evapotranspiration. J. Irrig. and Drain Engr., ASCE, 108:223-230.
- Hunt , LA; JW White & G Hoogenboom. 2001. Agronomic data: advances in documentation and protocols for exchange and use. Agric. Sys. 70: 477–492.
- Manuel-Navarrete, DM; GC Gallopín; M Blanco; M Díaz-Zorita; DO Ferraro; H Herzer; P Laterra; MR Murmis; GP Podestá; J Rabinovich; EH Satorre; F Torres & EF Viglizzo. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. Environment, Development and Sustainabili. 11: 621-638.
- Meira, S & E Guevara. 1995. Application of SOYGRO model in Argentina.Second International Symposium on Systems Approaches for Agricultural Development (SAAD2). Los Baños-International Rice Research Institute. Philippines
- Mercau, JL; JL Dardanelli; DJ Collino; JM Andriani; A Irigoyen & EH Satorre. 2007. Predicting on-farm soybean yields in the pampas using CROPGRO-soybean. Field Crops Res.100: 200-209.
- Merlos, FA; JP Monzon; JL Mercau; M Taboada; FH Andrade; AJ; Hall ... & P Grassini. 2015. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. Field Crops Res.184: 145-154.
- Monzon, JP; VO Sadras; PA Abbate & OP Caviglia. 2007. Modelling management strategies for wheat–soybean double crops in the south-eastern Pampas. Field Crops Res.101: 44-52.
- Monzon, JP; VO Sadras & FH Andrade. 2012. Modelled yield and water use efficiency of maize in response to crop management and Southern Oscillation Index in a soil-climate transect in Argentina. Field Crops Res.130: 8-18.
- Murgida, AM; MI Travasso; S González & GR Rodríguez. 2014. Evaluación de impactos del cambio climático sobre la producción agrícola en la Argentina. Serie medio ambiente y desarrollo 155. Naciones Unidas. Santiago de Chile, Chile.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecología Austral 18: 337-346
- Ricard, MF; EF Viglizzo & G Podestá. 2015. Comparison of adaptative strategies to climate variability in rural areas of Argentine Chaco and US Southern Plains during the last century. J. Arid Environ. 123: 68-80
- Rosenzweig, C; KM Strzepek; DC Major; A Iglesias; DN Yates; A Mc Cluskey & D Hillel. 2004. Water resources for agriculture in a changing climate: international case studies. Global Environmental Change 14: 345-360.
- Tao, F & Z Zhang. 2010. Impacts of climate change as a function of global mean temperature: maize productivity and water use in China. Climatic Change 105: 409-432.
- Travasso, MI & GO Magrin GO. 2001. Testing crop models at the field level in Argentina. Proceedings of the 2nd International Symposium “Modelling Cropping Systems”. July 16–18, 2001. Florencia, Italia. pp 89–90.

C4P22. EFECTO DEL USO DE LAS TIERRAS SOBRE LA CRIPTOFAUNA EN LA DESCOMPOSICIÓN DE RASTROJOS

Cassani, M. Tomás[1]; Sabatte, M. Leticia[1]; Perez, Silvia P.[2]; Irigoin, Julieta[3]; Sfeir, Alberto J.[4] y Massobrio, Marcelo J.[1]

[1]Catedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. C.A.B.A. Argentina. mcassani@agro.uba.ar

[2]Cátedra de Climatología y fenología agrícolas, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

[3]Instituto de Suelo, CIRN, INTA.

[4]Cátedra de Conservación y Manejo de Suelos, Facultad de Agronomía, UNICEN.

RESUMEN

Los investigadores en la problemática de la conservación y manejo de las tierras han hecho grandes progresos en la descripción y comprensión de las complejas interacciones biológicas, biofísicas y bioquímicas del suelo. El suelo regula los procesos más significativos a nivel de ecosistema: los procesos de producción y descomposición. Las comunidades de la criptofauna (micro, meso y macrofauna) juegan un rol clave en el funcionamiento de los ecosistemas, ya que controlan en buena medida la velocidad de descomposición de los rastrojos. Estas comunidades son sensibles a las perturbaciones generadas por los diferentes sistemas de labranza. El objetivo del trabajo es analizar el efecto de la criptofauna sobre la tasa de descomposición de rastrojo en cuatro sitios con diferentes historiales de usos. El área de estudio se localiza en las lomas periféricas del ambiente serrano del Partido de Azul, Buenos Aires. El suelo es un Argiudol típico y presenta un relieve ondulado, muy suavemente convexo–cóncavo. Se seleccionaron cuatro sitios, en la misma curva de nivel, con distinto grado de artificialización de uso las tierras (Sitio 1: clausura de 25 años, Sitio 2: 25 años de siembra directa, Sitio 3: reja y vertedera a favor de la pendiente durante 15 años y siembra directa 10 años, Sitio 4: 25 años de labranza convencional). A campo se determinaron las pérdidas de rastrojo utilizando bolsas de descomposición de 15 x 15 cm con diferentes diámetros de apertura de malla, que responde a los diferentes tamaños de criptofauna (microfauna ≤ 0,1 mm, mesofauna ≤ 2 mm y macrofauna ≤ 10 mm). En cada sitio se colocaron 9 conjuntos de bolsas. Cada conjunto está compuesto por tres bolsas de cada tamaño de malla. Se extrajeron tres conjuntos de bolsas de cada sitio al azar, cada dos meses durante 6 meses, las cuales se pesaron luego de su desecación en estufa durante 48hs a 60°C. La descomposición se midió por pérdida de peso seco, obteniendo valores de rastrojo remanente. Se utilizó el modelo exponencial negativo de Olson para obtener las tasas de descomposición. Como resultado de la aplicación del Modelo, en el Sitio 1, se observaron las mayores tasas de descomposición. La microfauna fue responsable de la mayor participación en la descomposición del rastrojo siendo seguida por la macrofauna mientras que la mesofauna tuvo un grado de participación muy poco significativo. En el Sitio 4, las tasas de descomposición son las menores de los Sitios analizados. Se destaca la participación de la mesofauna, adquiriendo valores significativos en relación al Sitio 1. En los Sitios 2 y 3 no se manifiestan diferencias significativas de las tasas de descomposición en relación del Sitio 2 con el Sitio 1 y las tasas del Sitio 3 con el Sitio 4. Los resultados observados determinan que en sitios con mayor grado de artificialización disminuyen las tasas de descomposición. La mesofauna adquiere importancia a mayor intensidad de uso de las tierras. Los diferentes grados de artificialización del uso de las tierras modulan la capacidad descomponedora de cada grupo de criptofauna.

Palabras claves: fauna edáfica, intensidad de uso, tasas de descomposición de rastrojos.

C4P23. ESTIMACIÓN DE LA EXTRACCIÓN POTENCIAL PARA EL USO SOSTENIBLE DEL RASTROJO DE LA CAÑA DE AZÚCAR

Chalco Vera, Jorge E.[1,2]; Portocarrero, Rocio[1]; Fernandez de Ullivarri, Enrique[1] y Acreche, Martín M. [2,3]

[1] Estación Experimental INTA Famaillá, Ruta Provincial 301, km 32, 4132 Famaillá, Tucumán, Argentina
[2] CONICET, Buenos Aires, Argentina
[3] Estación Experimental INTA Salta, Ruta Nacional 68, km 172, 4400 Salta, Argentina
chalcovera.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN

Los sistemas de cultivo basados en alta incorporación de residuos al suelo pueden acumular más carbono (C) del que se pierde a la atmósfera. El objetivo fue determinar el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, y estimar la cantidad de rastrojo necesario para realizar una explotación sostenible del sistema. Se estableció un experimento en la EEA-Famaillá-INTA, donde se realizaron muestreos de la cantidad de rastrojo al inicio del primer ciclo agrícola y del dióxido de carbono (CO_2) emitido mensualmente durante tres ciclos agrícolas consecutivos. Los tratamientos combinaron la aplicación de quema y no quema del rastrojo, y aplicación o no de fertilización nitrogenada. Se determinó el balance de C del suelo cañero para cada tratamiento y ciclo agrícola, donde las entradas de C fueron las del rastrojo de cosecha y del sistema radicular; y las salidas de C fueron las emisiones acumuladas de C en forma de CO_2. El balance promedio de C mostro para los tratamientos sin quema valores de 2,03 y 0,66 t C ha^{-1} $año^{-1}$ cuando se fertilizó y no fertilizó, respectivamente. Cuando el rastrojo fue quemado, el balance de C fue -1,35 y -2,11 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente. La relación balance de C *vs.* cantidad de rastrojo indica que el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en el campo para conservar el carbono orgánico del suelo (COS) (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha^{-1} $año^{-1}$. Los resultados de este trabajo son los primeros reportados en el sistema cañero de Argentina asociados a las emisiones CO_2. Los mismos demuestran que existen alternativas viables para determinar en el corto plazo el balance de C en agro-ecosistemas. Sin embargo, esta metodología no reemplaza en ninguna medida los ensayos que evalúan a largo plazo el COS.

Palabras claves: cambio climático, gases efecto invernadero, secuestro de carbono

INTRODUCCIÓN

La pérdida de carbono (C) orgánico de los suelos agrícolas en forma de dióxido de carbono CO_2, metano (CH_4) o monóxido de carbono (CO) ha contribuido al calentamiento global, siendo la agricultura directamente responsable del 14% de las emisiones anuales de gases efecto invernadero (GEI) (Vermeulen *et al.*, 2012) . Sin embargo, los sistemas de cultivo basados en una alta incorporación de residuos al suelo, y en una labranza reducida, suelen acumular más C en el suelo de lo que se pierde a la atmósfera (Batjes, 1998). Estos sistemas tienen potencial para aumentar el secuestro de C, proporcionando una forma prospectiva de mitigar la creciente concentración atmosférica de CO_2 (Lal, 2004).

En este sentido, un atributo químico como el carbono orgánico del suelo (COS) puede utilizarse como indicador potencial para evaluar los efectos del uso de la tierra y la gestión del suelo sobre la calidad del mismo (Cardoso *et al.*, 2013; Vezzani y Mielniczuk, 2009). Sin embargo, el tiempo de renovación del COS aumenta con la profundidad en el suelo desde varios años para la hojarasca, pasando por 15-40 años en los 10 cm superiores, y más de 100 años por debajo de una profundidad de 25 cm (Harrison *et al.*, 1990). Esto demuestra la necesidad de estudios que evalúen a largo plazo la dinámica del COS bajo diferentes agro-ecosistemas, o nuevos enfoques para determinar el efecto en los agro-sistemas en el corto plazo.

Utilizando una mirada simplista del contenido de COS, se podría decir que el COS representa tasas diferenciales de entradas y salidas de materia orgánica (MO) (Johnston *et al.*, 2009). En este sentido, las entradas provienen de la fotosíntesis, y en la mayoría de los ecosistemas se originan de los brotes y raíces de las plantas que crecen y senescen en el sitio; mientras que las salidas se originan de la mineralización de los compuestos a base de C que se liberan principalmente en forma de CO_2 a la atmósfera. Por este motivo, sabiendo las principales entradas y salidas de C es posible evaluar el secuestro/pérdida potencial de C de los suelos en el corto plazo. Por esta razón, la determinación del intercambio suelo-atmósfera de C, asociado con las prácticas agrícolas actuales, principalmente referidas al manejo de los residuos agrícolas de cosecha (RAC), es importante para proporcionar soluciones sostenibles al mitigar las pérdidas de C, como parte de la "mejor práctica" de manejo de tierras.

En la caña de azúcar (*Saccharum spp.*) el quemado del residuo de cosecha (rastrojo) puede contribuir a la disminuciónde la MO. Una de las prácticas agrícolas en este cultivo que promueve el secuestro del C en el suelo es la conservación del rastrojo de cosecha (evitando el quemado del mismo). De hecho, en la parte centro-sur de Brasil se encontraron aumentos en las existencias de C cuando las tierras con cultivos anuales se convirtieron en caña de azúcar (Mello *et al.*, 2014). Por otro lado, Carvalho *et al.* (2009) mostraron en el Cerrado de Brasil que la conversión de las tierras de cultivo con manejo tradicional a cultivos bajo manejo conservador aumentó el COS y los nutrientes (P, K, Ca, Mg), reduciendo la acidez del suelo.

En Argentina, la existencia de la práctica del quemado de rastrojo de caña de azúcar, y la incierta incorporación de áreas adicionales para satisfacer la demanda interna proyectada de bioetanol, requerirá de nuevos estudios que investiguen los efectos de las prácticas de manejo del cultivo para evaluar la sostenibilidad de la expansión de la producción de esta agro-industria, principalmente de cara a la producción de bioetanol. El objetivo de este trabajo fue determinar el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, comparando sistemas con y sin quema del rastrojo, y con y sin fertilización nitrogenada, y estimar la cantidad de rastrojo necesario para realizar una explotación sostenible del sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Disposición experimental

Se estableció un ensayo experimental en INTA Famaillá, Tucumán-Argentina, con un diseño experimental en franjas con tres pseudo-repeticiones. Se realizaron muestreos de CO_2 mensualmente mediante la utilización de cámaras estáticas (Hutchinson y Livingston, 2001; Parkin y Venterea, 2010) durante tres ciclos agrícolas consecutivos (2012/2013; 2013/2014 y 2014/2015). El procedimiento de muestreo en el campo fue descripto por Chalco Vera *et al.* (2017); la determinación de los flujos de gases fue detallada por Acreche *et al.* (2014); y las emisiones acumuladas, expresadas como t de C-CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, se calcularon integrando los flujos mensuales medios a lo largo del tiempo. Para este propósito, el flujo promedio de dos muestreos consecutivos se multiplicó por el tiempo transcurrido entre estos muestreos. Los tratamientos evaluados fueron cuatro sistemas de caña de azúcar (variedad LCP 85-384): i) con quema del rastrojo y fertilización nitrogenada (QF); ii) con quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (QNF); iii) sin quema del rastrojo y con fertilización nitrogenada (NQF); iv) sin quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (NQNF). Para representar las prácticas actuales de los agricultores en Tucumán, la fertilización nitrogenada se realizó con urea incorporada a 5-10 cm de profundidad usando la dosis comercial (240 kg ha^{-1}).

Balance potencial de carbono del suelo

Se estimó el balance de C del suelo cañero para cada tratamiento y ciclo agrícola, considerando entre las entradas de C las provenientes del rastrojo de cosecha y del sistema radicular de la caña de azúcar (expresadas en t ha^{-1} $año^{-1}$); y las salidas de C derivadas de las emisiones acumuladas de C en forma de CO_2. Las emisiones acumuladas de CO_2 en cada ciclo agrícola se calcularon a partir de los flujos mensuales obtenidos en campo y fueron expresadas en términos de C del CO_2 en t ha^{-1} $año^{-1}$.

Este balance no tiene en cuenta las emisiones de CH_4 durante el ciclo del cultivo por ser insignificantes para la caña de azúcar (Acreche *et al.*, 2014), ni las emisiones de CO_2, CH_4 y CO por el quemado de rastrojo ya que no son pérdidas directas del suelo, y están consideradas directamente en la menor cantidad de rastrojo que ingresa al suelo. De hecho, se consideró una eficiencia de combustión para la caña de azúcar del 80% (IPCC, 2006), por lo que el aporte de C al suelo en los tratamientos de rastrojo quemado se reduce pero no es cero o nulo. El contenido de C del RAC utilizado fue del 45%, valor reportado en Tucumán para la variedad de caña de azúcar LCP 85-384 utilizada en este ensayo (Digonzelli *et al.*, 2011).

La tasa anual de C orgánico que ingresa al suelo proveniente del sistema radicular de la caña de azúcar se estimó de acuerdo a los valores reportados para la caña de azúcar cultivada en Piracicaba, Brasil, con similar rendimiento que el promedio de Tucumán, y bajo similar cantidad de precipitación (Carvalho *et al.*, 2013). Se asume un valor de 0,23 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ y que el aporte de C desde este sistema es constante en cada ciclo agrícola.

La cantidad de rastrojo generado por la caña de azúcar se determinó únicamente al inicio del experimento (antes de efectuar el quemado de rastrojo) a través de la recolección de seis muestras aleatorias en toda el área del experimento. Cada una de las muestras se recolectó de un área de $1m^2$. Las muestras se secaron en estufa hasta peso constante y se

pesaron en balanza analítica. La cantidad de rastrojo (peso seco) por m^2 se promedió entre las seis muestras, y luego se extrapolo a una hectárea. Debido a la deficiencia de nitrógeno (N) en los tratamientos sin fertilizar, se estimó que anualmente se generó un 20% menos de rastrojo que la cantidad de rastrojo generada en el ciclo anterior (Fogliata, 1995); manteniéndose la cantidad de rastrojo en los tratamientos fertilizados con N en todos los ciclos agrícolas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que los ingresos de C al sistema suelo-caña de azúcar fueron en promedio para los tres ciclos agrícolas 5,73, 4,70, 1,33, y 1,12 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos NQF, NQNF, QF y QNF, respectivamente (Figura 1). Este ingreso de C proviene casi exclusivamente del restrojo de cosecha, representando entre 75,4 y 96% del total ingresado. Las salidas de C del sistema suelo-caña de azúcar fueron en promedio 3,70, 4,05, 2,68 y 3,23 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos NQF, NQNF, QF y QNF, respectivamente (Figura 1). Cuando no se quemó el rastrojo de cosecha las salidas de C durante el ciclo del cultivo fueron en promedio 38 y 25% mayor que los tratamientos quemados fertilizado y no fertilizado, respectivamente (sin considerar las emisiones generadas al momento de la quema de rastrojo). Las mayores salidas pueden estar asociadas a una mayor actividad microbiana cuando aumenta los insumos orgánicos en el suelo (Dick, 1992). De hecho, para la caña de azúcar en Brasil se ha reportado un efecto acumulativo de los tratamientos (tres años consecutivos quemado *vs.* no quemado) sobre la diversidad de la comunidad microbiana presente en el suelo (Rachid *et al.*, 2016).

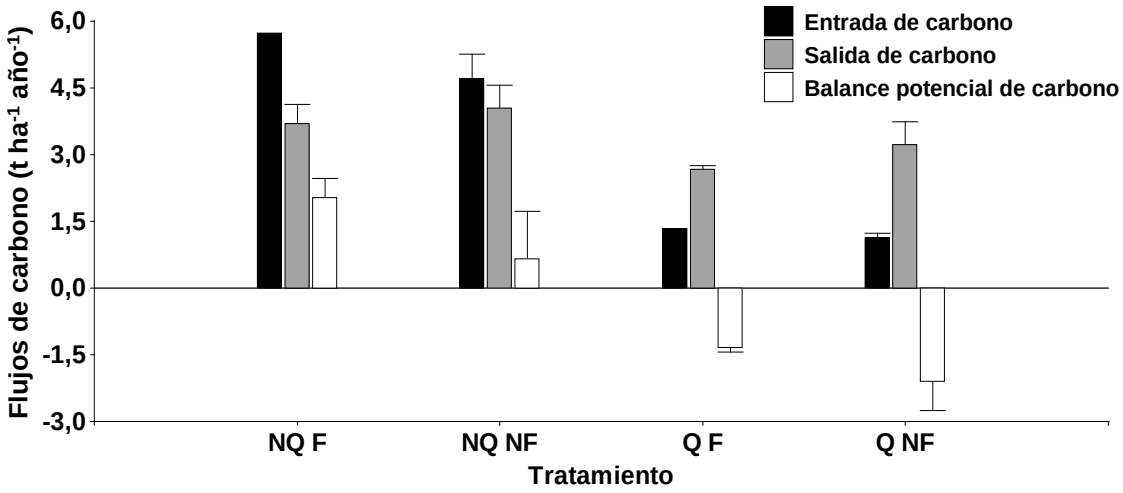


Figura 1: Entradas, salidas y balances promedios del carbono en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán. Tratamientos: NQF= sin quema de rastrojo con fertilización nitrogenada; NQNF= sin quema de rastrojo sin fertilización nitrogenada; QF= con quema de rastrojo con fertilización nitrogenada y QNF= con quema de rastrojo sin fertilización nitrogenada.

La fertilización con N, respecto a la no fertilización, disminuyó en promedio 8,5 y 17% las salidas de C en los tratamientos no quemado y quemado respectivamente. La reducción de las salidas de C cuando se fertiliza con N sugiere que aumentos en la disponibilidad de este nutriente probablemente conduzcan a una disminución neta en las tasas de descomposición del rastrojo (Moorhead y Sinsabaugh, 2006). Algunos microbios utilizan C lábil para descomponer la materia orgánica recalcitrante con el fin de adquirir N (Berg y McClaugherty, 2013); es decir, la baja disponibilidad de N puede aumentar la descomposición de la hojarasca ya que los microbios usan sustratos lábiles para adquirir N de la materia orgánica recalcitrante (Craine *et al.*, 2007), lo que podría aumentar las emisiones de CO_2.

El balance de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán muestra que la cosecha verde de la caña de azúcar (sin quema de rastrojo) promovió definitivamente una ganancia neta de C en el suelo, alcanzando valores de 2,03 y 0,66 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente. La ganancia de C del tratamiento NQF representa aproximadamente el 37% de la entrada inicial del C del rastrojo (Figura 1). Este tratamiento presentó un balance similar a los reportados por Galdos *et al.* (2010) y Cerri *et al.* (2011) en Brasil, quiénes en una revisión de trabajos de la literatura, reportaron una ganancia neta de 2,04 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ para una profundidad de 30 cm de suelo

arcilloso, bajo el sistema de cosecha verde (sin quema) y fertilizado con N. En Australia, Wood (1991) en experimentos de manejo de rastrojo, informó que la concentración de COS en los primeros 10 cm del suelo luego de cinco años de tratamientos fue 16,6% más baja en parcelas con caña de azúcar quemada que en parcelas con cosecha en verde sin quema. Igualmente, Oliveira *et al.* (2016) reportaron un aumento de las reservas de C en el suelo (1,97 t de C ha^{-1} $año^{-1}$) en áreas convertidas de pastizal a cultivo de caña de azúcar.

Cuando el rastrojo fue quemado, el balance de C del sistema suelo-caña de azúcar fue -1,35 y -2,11 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente (Figura 1). La quema de rastrojo junto a la no adición del fertilizante nitrogenado genera la peor combinación posible de perdida de C del sistema suelo-caña de azúcar. Aparentemente, la fertilización con N actúa como buffer disminuyendo las pérdidas de C del suelo tanto al quemar como al no quemar el rastrojo. Esto podría estar asociado (i) a la mayor generación de biomasa -y por ende el aporte C extra- al fertilizar con N, y (ii) a la modificación de la relación C/N del suelo al fertilizar con N, lo que podría modificar la actividad de los microorganismos del suelo al descomponer un rastrojo de menor relación C/N. Sin embargo, la fertilización nitrogenada aumenta considerablemente las emisiones de N_2O (Chalco Vera *et al.*, 2017).

Estos resultados establecen que la presencia de rastrojo es clave para la conservación del COS y demuestran la importancia de las mediciones de CO_2 durante el ciclo de cultivo. De hecho, en Brasil, se ha demostrado que el porcentaje de descomposición del rastrojo de caña de azúcar depende logarítmicamente de la cantidad inicial del mismo (Sousa *et al.*, 2017). Lógicamente, de acuerdo a las condiciones ambientales y factores de manejo, la máxima extracción y uso sostenible de rastrojo de caña de azúcar debe estar asociada a un balance de base cercano a cero. En este sentido, a partir de los datos de rastrojo y su correspondiente balance fue posible establecer una relación lineal que indica la cantidad teórica de rastrojo que permitiría la conservación del COS en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán (Figura 2).

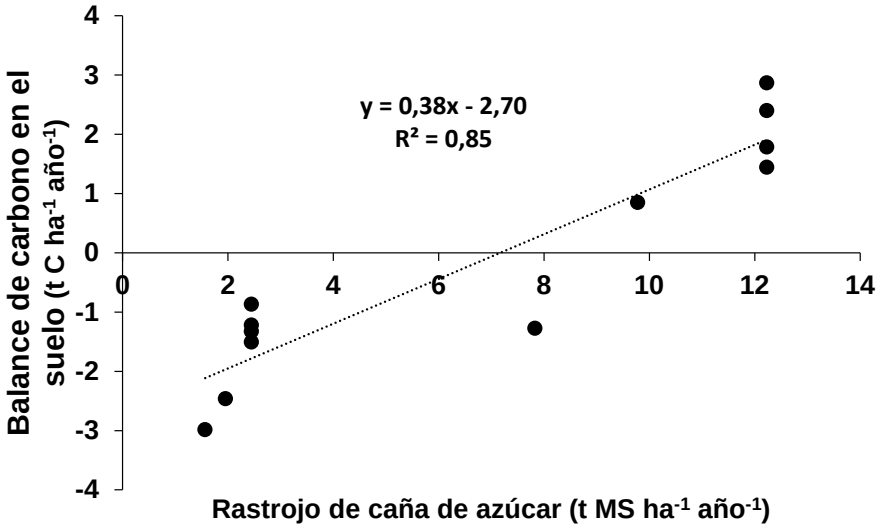


Figura 2: Balance de carbono del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán en función de la cantidad de rastrojo inicial.

La relación obtenida en la Figura 2 indica a priori que para el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en campo para conservar el COS (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha^{-1} $año^{-1}$.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo son los primeros reportados en el sistema cañero de Argentina asociados a las emisiones CO_2. Los mismos demuestran que existen alternativas viables para determinar en el corto plazo el balance de C en agro-ecosistemas a partir del C que ingresa por rastrojo y raíces y el emitido por el sistema suelo-planta. Sin embargo, esta metodología no reemplaza en ninguna medida los ensayos que evalúan a largo plazo la dinámica del COS, más bien la complementan.

A partir de estas estimaciones se ha podido establecer que el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán tiene un secuestro potencial de C estimado de 2,03 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ cuando no se quema el rastrojo y se fertiliza con 110 kg de N ha^{-1}. La quema de rastrojo (práctica habitual en esta área cañera) transforma la capacidad secuestradora de C del sistema

suelo-caña de azúcar de Tucumán, en un sistema emisor de C como CO_2 a la atmósfera, agotando gradualmente el C del suelo. Sin embargo, la fertilización nitrogenada disminuye parcialmente el efecto adverso de la quema de rastrojo.

Un balance de C de suelo positivo y/o cercano a cero (sin quema de rastrojo) permite establecer la mínima cantidad de rastrojo que debe mantenerse en el campo para conservar el COS, y a su vez la máxima cantidad permitida de extracción y uso sostenible del rastrojo de caña de azúcar. Los resultados de este experimento establecieron que para el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en campo para conservar el COS (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha^{-1} $año^{-1}$.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al equipo de campo del programa de caña de azúcar de INTA por su asistencia técnica en la realización del experimento. El estudio y difusión de este trabajo fue parcialmente financiado por presupuesto del INTA (PNIND 2013-2019 N° 1108064; PRET TUSGO N° 1231101) y el Ministerio de Ciencia y Tecnología de Argentina (PICT 2008, N° 307). JChV tiene una beca de CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Acreche, M.M., Portocarrero, R., Chalco Vera, J., Danert, C., Valeiro, A.H., 2014. Greenhouse Gas Emissions from Green-Harvested Sugarcane With and Without Post-harvest Burning in Tucumán, Argentina. Sugar Tech 16, 195–199. doi:10.1007/s12355-013-0270-5
- Batjes, N.H., 1998. Mitigation of atmospheric CO_2 concentrations by increased carbon sequestration in the soil. Biol. Fertil. Soils 27, 230–235. doi:10.1007/s003740050425
- Berg, B., McClaugherty, C., 2013. Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration, SpringerLink : Bücher. Springer Berlin Heidelberg.
- Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A. dos, Alves, P.R.L., Paula, A.M. De, Nakatani, A.S., Pereira, J. de M., Nogueira, M.A., 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? Sci. Agric. 70, 274–289. doi:10.1590/S0103-90162013000400009
- Carvalho, J.L.N., Carlos Eduardo Pelegrino, C., Feigl, B.J., Píccolo, M.D.C., Godinho, V.D.P., Herpin, U., Cerri, C.C., 2009. Conversion of cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. Sci. Agric. 66, 233–241. doi:10.1590/S0103-90162009000200013
- Carvalho, J.L.N., Otto, R., Junqueira Franco, H.C., Ocheuze Trivelin, P.C., 2013. Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. Sci. Agric. 70, 336–344. doi:10.1590/S0103-90162013000500008
- Cerri, C.C., Galdos, M. V., Maia, S.M.F., Bernoux, M., Feigl, B.J., Powlson, D., Cerri, C.E.P., 2011. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: An examination of existing data. Eur. J. Soil Sci. 62, 23–28. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01315.x
- Chalco Vera, J., Valeiro, A., Posse, G., Acreche, M.M., 2017. To burn or not to burn: The question of straw burning and nitrogen fertilization effect on nitrous oxide emissions in sugarcane. Sci. Total Environ. 587–588, 399–406. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.172
- Craine, J.M., Morrow, C., Fierer, N., 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. Ecology 88, 2105–2113. doi:10.1890/06-1847.1
- Dick, R.P., 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. Agric. Ecosyst. Environ. 40, 25–36. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(92)90081-L
- Digonzelli, P., Romero, E.R., Tonatto, J., Ullivarri, J.F. De, Giardina, J., Alonso, L., Quinteros, R., 2011. Dinámica de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC). EEAOC - Av. Agroindustrial 32, 20–24.
- Fogliata, F.A., 1995. La caña de azucar - La fertilización, in: Agronomía de La Caña de Azúcar: Tecnología, Costos, Producción. Tomo 3. El Graduado, Tucumán, Argentina, pp. 1081–1451.
- Galdos, M.V., Cerri, C.C., Lal, R., Bernoux, M., Feigl, B., Cerri, C.E.P., 2010. Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. GCB Bioenergy 2, 37–44. doi:10.1111/j.1757-1707.2010.01037.x
- Harrison, A.F., Harkness, D.D., Bacon, P.J., 1990. The use of bomb-14C for studying organic matter and N and P dynamics in a woodland soil., in: Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems: Field Methods, Application and Interpretation. Elsevier Applied Science Publishers Ltd., Barking, pp. 246–258.
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 2001. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. Eur. J. Soil Sci. 52, 675–682. doi:10.1046/j.1365-2389.2001.00415.x

- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories., in: Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 2: Generic Methodologies Applicable to Multiple Land-Use Categories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), IGES, Japan., pp. 1–59.
- Johnston, A.E., Poulton, P.R., Coleman, K., 2009. Chapter 1 Soil Organic Matter. Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes, 1st ed, Advances in Agronomy. Elsevier Inc. doi:10.1016/S0065-2113(08)00801-8
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration in India. Clim. Change 65, 277–296. doi:10.1023/B:JOMG.0000017431.45314.07
- Mello, F.F.C., Cerri, C.E.P., Davies, C.A., Holbrook, N.M., Paustian, K., Maia, S.M.F., Galdos, M. V, Bernoux, M., Cerri, C.C., 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. Nat. Clim. Chang. 4, 605–609. doi:10.1038/nclimate2239
- Moorhead, D.L., Sinsabaugh, R.L., 2006. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. Ecol. Monogr. 76, 151–174. doi:10.1890/0012-9615(2006)076[0151:ATMOLD]2.0.CO;2
- Oliveira, D.M. da S., Paustian, K., Davies, C.A., Cherubin, M.R., Franco, A.L.C., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., 2016. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. Agric. Ecosyst. Environ. 228, 38–48. doi:10.1016/j.agee.2016.05.005
- Parkin, T.B., Venterea, R.T., 2010. Chamber-based trace gas flux measurements. Sampl. Protoc. 2010, 3.1-3.29.
- Rachid, C.T.C.C., Pires, C.A., Leite, D.C.A., Coutinho, H.L.C., Peixoto, R.S., Rosado, A.S., Salton, J., Zanatta, J.A., Mercante, F.M., Angelini, G.A.R., Balieiro, F. de C., 2016. Sugarcane trash levels in soil affects the fungi but not bacteria in a short-term field experiment. Brazilian J. Microbiol. 47, 322–326. doi:10.1016/j.bjm.2016.01.010
- Sousa, J.G.D.A., Cherubin, M.R., Cerri, C.E.P., Cerri, C.C., Feigl, B.J., 2017. Sugar cane straw left in the field during harvest: Decomposition dynamics and composition changes. Soil Res. 55, 758–768. doi:10.1071/SR16310
- Vermeulen, S.J., Campbell, B.M., Ingram, J.S.I., 2012. Climate Change and Food Systems. Annu. Rev. Environ. Resour. 37, 195–222. doi:10.1146/annurev-environ-020411-130608
- Vezzani, F.M., Mielniczuk, J., 2009. Uma visão sobre qualidade do solo. Rev. Bras. Ciência do Solo 33, 743–755. doi:10.1590/S0100-06832009000400001
- Wood, A.W., 1991. Management of crop residues following green harvesting of sugarcane in north Queensland. Soil Tillage Res. 20, 69–85. doi:10.1016/0167-1987(91)90126-I

C4P24. MODELACIÓN 2D DE INUNDACIONES EN AREAS BAJAS CON MDT DERIVADOS DE DRONES Y ASISTIDA POR IMÁGENES SENTINEL-1

Chavarro Rincón, Diana[1]; Parodi, Gabriel[2]; Damiano, Francisco[3*] y Castellano Santiago[4].

[1.] Ambient Sensing. Enschede, Paises Bajos. [2] Faculty of Geoinformation of the University of Twente, Enschede, Paises Bajos. 3. Instituto de Clima y Agua, INTA Castelar. [4.] Privado. *. e-mail contacto: damiano.francisco@inta.gob.ar

RESUMEN

Una inundación es un fenómeno natural catastrófico cuyo riesgo está vinculado a características inherentes al fenómeno climático, las propiedades físicas, geomorfológicas y geométricas del medio que recibe el agua, al estado hídrico del almacenamiento antecedente del sistema y a factores adicionales debidos a alteraciones antrópicas. Integrar estas variables en el manejo del agua superficial en áreas de llanura anegables requiere de herramientas de última generación. Para ello, se probó la aplicabilidad de un Modelo Digital de Terreno (MDT) derivado de mosaicos fotográficos generados por un dron alar, en un modelo hidráulico bidimensional. El objetivo fue evaluar la operatividad del mecanismo en el diseño de estructuras agrohidrológicas de control de inundaciones en campos bajos. El método también probó la aplicabilidad de la percepción remota como mecanismo no solo del monitoreo si no de determinación de inundaciones de referencia para probar la replicabilidad del modelo hidráulico. Se intentó identificar los aspectos operacionales que favorecen y afectan la modelación de la inundación y se concluyó con un resumen de recomendaciones. Los resultados indicaron que, para conseguir una precisión absoluta mínima de altura de 10 cm con fotografía pancromática, se requiere un relevamiento durante un periodo seco, un pre-procesamiento de filtrado de la nube de puntos generados, seguido de una máscara para preservar la altura de estructuras que afecten la modelación hidráulica. En lo referente a la modelación misma, el modelo fue capaz de reproducir la inundación de diseño pero se requieren corridas adicionales para refinar los aspectos geométricos involucrados. En una etapa subsiguiente del estudio se establecerán mecanismos para reproducir mejoramientos potenciales del drenaje mediante la manipulación del MDT y funciones adicionales del modelo hidráulico para las condiciones modificadas. Todos los procedimientos descritos en este método deben ser adaptados a cada uno de los tipos de cobertura propios de la región.

Palabras claves: agrohidrología, MDT, percepción remota.

INTRODUCCIÓN

Se desarrolló un experimento con presupuesto muy limitado a los efectos de evaluar la utilidad de modelos de terreno generados a partir de un dron alar en el control de anegamientos de campos bajos en el área de General Viamonte, provincia de Buenos Aires. El objetivo inicial se centró en la descripción metodológica del experimento, su ejecución y su descripción, identificando aspectos operacionales que tanto favorecieron como dificultaron las operaciones de campo, de laboratorio y el modelo hidráulico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de trabajo

El trabajo se realizó en el establecimiento agropecuario “La Amelia” en las cercanías de la localidad de La Delfina a 13 km al NO de Los Toldos (Figura 1). Se cubrió un área total de 293 ha. El establecimiento dispone de una serie de coberturas diferentes: caserío, monte, cultivos, pastizal natural y suelo descubierto. Dispone además de una serie de intervenciones hidráulicas que sirvieron para evaluar la eficiencia de método en áreas de lagunas, canales, cunetas y caminos y áreas varias con cobertura fotográfica completa como limitada. El trabajo se desarrolló en un periodo de dos medios días y en condiciones climáticas algo desfavorables para trabajos de este tipo.

Monitoreo de las inundaciones recientes por medio de sensores remotos

Para el monitoreo de las inundaciones en la zona de estudio en años recientes, se usaron imágenes Sentinel-1 del programa Copernicus de la Unión Europea. Este satélite lleva a bordo un instrumento tipo SAR (Synthetic Aperture Radar) que opera en la banda C (frecuencia central 5,405 GHz).

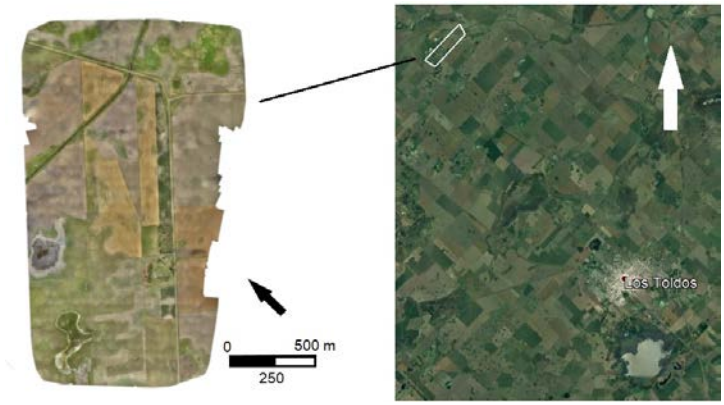


Figura 1: Localización del establecimiento y mosaico aerofotográfico

En la elección de este sensor se tuvo en cuenta la ventaja que ofrece el hecho de que las ondas de radar pueden penetrar las nubes y por lo tanto se obtienen imágenes claras. Para el monitoreo se analizó un set de imágenes del año 2016 y 2017, períodos en los que se cuenta con abundante cobertura temporal del satélite. De ésta manera se utilizaron 24 imágenes entre enero de 2016 y diciembre de 2017 (una por cada mes) en el modo de adquisición IW-GRD (interferometry Wide Swath, Ground Range Detected). En la selección de imágenes se prestó especial atención a que todas hubieran sido adquiridas en la misma geometría (igual órbita relativa) lo que es un requisito para el monitoreo de las variaciones en los cuerpos de agua. El procesamiento de las imágenes se llevó a cabo con la herramienta SNAP de la agencia espacial europea (ESA), e incluye los siguientes pasos: 1) ajuste en el tamaño de la imagen para reducir los requerimientos computacionales, 2) Aplicación del archivo de órbita (para optimizar la información de posicionamiento de la imagen), 3) Remoción del ruido térmico, 4) Calibración radiométrica, 5) Filtrado de patrones moteados, 6) Corrección de terreno, 7) Conversión a decibeles, 8) Extracción de la huella de agua por medio de aplicar un umbral en la banda de polarización VV .

Con la metodología descrita anteriormente se determinó la presencia de agua en las 24 imágenes. De este análisis se tomó como referencia la imagen de diciembre de 2017 como la época más seca (Figura 2 A) y la de abril de 2017 como la imagen correspondiente a la peor inundación, (Figura 2 B). El paso final consiste en crear una imagen de falso color RGB usando la imagen de la época seca –que se denomina imagen “archivo”-, y la imagen con la peor inundación –denominada imagen “crisis”. Para lograr esto, se deben agregar las dos imágenes en un mismo archivo, mediante la opción Co-registración. Para la imagen de falso color se asigna la imagen de archivo al canal rojo (R), y la imagen de crisis a los canales verde y azul (G), (B). El resultado es una imagen en donde se pueden apreciar los cuerpos permanentes de agua en negro y las áreas temporalmente inundadas en rojo, como se aprecia en la Figura 2 C. De la imagen “crisis” también se obtiene un mapa de polígonos que corresponde a la huella del agua durante la inundación y que será usada como referencia durante el modelamiento en 2D.

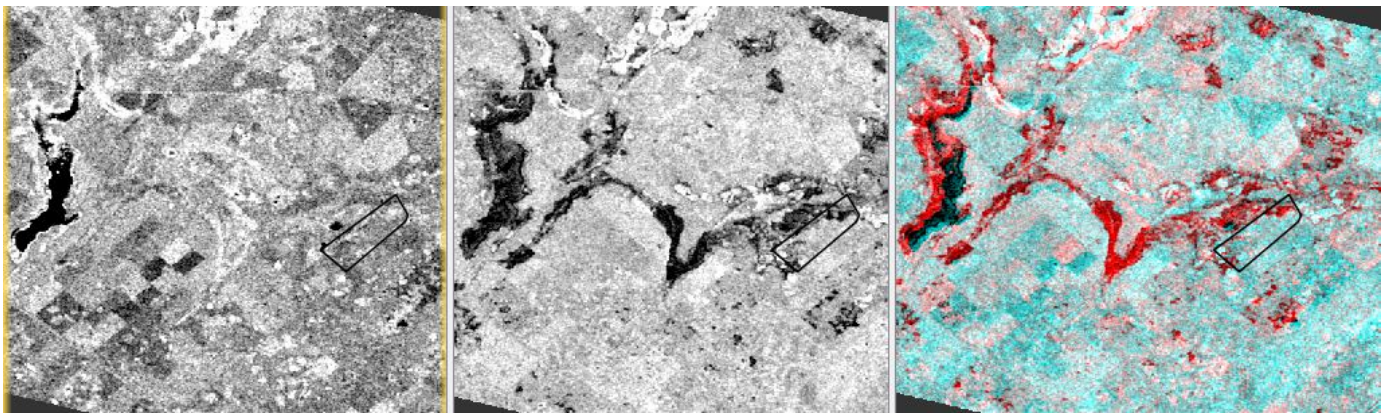


Figura 2: A (izq)- imagen de referencia (seca). B (centro)- imagen de inundación. C (der)- Imagen de Falso color en radar. El polígono negro indica el campo en estudio.

Preparación del área para el vuelo del dron

La preparación del terreno consistió en la fijación de al menos 6 puntos visibles a los cuales se determinaron las coordenadas geográficas con un GPS geodésico de tipo RTK en el sistema de georreferencia POSGAR nacional. A efectos de mejorar la triangulación en áreas homogéneas como trigo cosechado, pradera homogénea y terreno plano compactado, se abrieron marcas visibles con cruces de cal. Finalmente se estableció un área de aterrizaje.

Se programaron 5 vuelos a una altura de 240 m para obtener una precisión de 10 cm según las características de la cámara disponible. A los efectos de la evaluación del Modelo Digital de Terreno (MDT), durante los vuelos se ejecutó una transecta de referencia siguiendo un alineamiento de alambrados claramente identificable. Finalmente se procedió a una inspección visual, fotográfica y medición de algunas de las estructuras de hidráulicas presentes como el canal y las lagunas para luego corroborar la efectividad del dron en la identificación de las dimensiones de esas estructuras que son fundamentales en el modelo hidráulico.

MDT derivado de fotografías pancromáticas del dron alar

Las fotografías digitales individuales del dron son tratadas con el software de procesamiento Pix4D mapper pro versión 3.0.17. Los resultados del reporte de vuelo indicaron un área cubierta de 2,9 km2, con una muestra de sampleo de 4 cm. El RMSE de geolocalización de los 4 puntos de control fue de 6 cm. El error relativo de localización en “Z” del modelo de superficie variable pero dentro de los 10 cm esperados. Los productos generados por este procesamiento son: el Modelo de Superficie de Terreno (MST), el mosaico fotogramétrico y un archivo de puntos X, Y, Z. extremadamente denso que es la base de todos los otros mapas. Este archivo se refiere como LAS.

El MST debe ser filtrado para eliminar la mayor cantidad de objetos sobre la superficie de tal forma que el modelo hidráulico reciba un MDT no afectado por esos elementos. La conversión del MST a MDT es un proceso que no tiene un procedimiento único. Depende mucho del objetivo del proyecto, de la calidad del MST generado y de sus errores y finalmente de la densidad, tamaño y cobertura de los variados elementos sobre la superficie. En el caso de control de anegamientos hay aspectos ventajosos como el hecho que los sectores anegables no suelen tener mucha vegetación o disponen de vegetación rala. También hay desventajas muy serias como en las zonas con agua en superficie donde la triangulación fotogramétrica fracasa y el MST de esos sectores debe ser desechado. Para la conversión del MST en el MDT se optó por trabajar con el archivo LAS y un software especializado de tratamiento de ese tipo de archivos llamado LASTOOLS (Isenburg, 2017). Básicamente el procedimiento determina cuales de todos los puntos del archivo LAS están ubicados sobre el terreno y cuáles no. Luego se genera el MDT con un procedimiento de interpolación idéntico al que generó el MST pero solo utilizando una interpolación de los puntos sobre el terreno y desechando los otros.

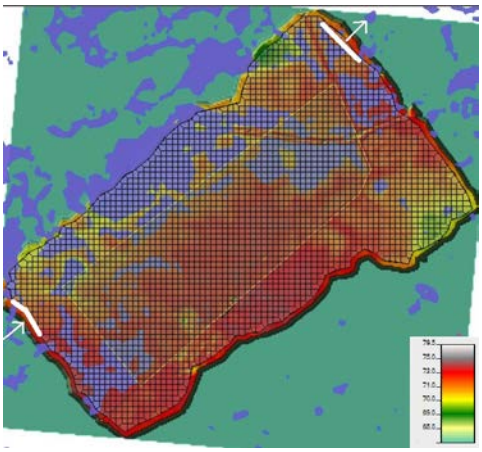


Figura 3: Malla de modelación 2D en HECRAS y sectores de entrada y salida de agua. La región en azul superpuesta corresponde al sector inundado según la imagen S1 de referencia.

LASTOOLS es un software en estado de desarrollo y altamente especializado. La documentación es adecuada pero limitada. El archivo LAS se somete a una serie de procesos secuenciales de comandos recomendados. Las opciones son muy amplias y la elección del mejor procedimiento para cada caso es tema de estudio. El trabajo concluyó con una agregación del modelo de 4 cm de resolución a 50 cm sin una pérdida de precisión apreciable.

Modelamiento Hidráulico 2D

Desde el punto de vista de modelación hidráulica, las áreas bajas con escaso relieve favorecen la robustez de modelos hidráulicos bidimensionales. En esta ocasión se ha intentado con el modelo HECRAS 5.0.3 (US Army Corps of Engineers, 2016), que es la más reciente versión de este modelo. Una de sus ventajas es que trabaja con una doble malla: una de elementos finitos para el cálculo hidráulico y la otra es la del MDT. En otros modelos esas mallas deben ser idénticas lo que inevitablemente obliga a comprometer la precisión, incrementado el tamaño del pixel del MDT a través de promedios de alturas de píxeles vecinos para lograr un tiempo de procesamiento razonable. En este modelo, a cada celda de la malla de cálculo se le asigna una curva de almacenamiento de agua en función de la altura que se genera con el MDT de alta resolución. Esto resulta en una alta velocidad de ejecución del modelo, manteniendo las propiedades del MDT original. Los resultados se grafican sobre el MDT lo que produce una solución realista y eficiente de la inundación.

El modelo HECRAS se ejecutó en esta instancia en modo 2D debido a la escasa información disponible de la geometría del canal. El modelo puede ejecutarse también acoplando el modelo 2D al 1D (canales) permitiendo de esa manera la modelación de estructuras hidráulicas. Debido a las limitadas dimensiones del MDT no se alcanzó a cubrir una cuenca hidrográfica completa por lo que se realizaron algunos artificios en sus contornos para permitir la ejecución del modelo. Estas modificaciones consistieron principalmente en simular la simetría longitudinal de la laguna del N.O. por medio de una alteración del MDT creando una presa artificial. Por otra parte se ignoraron en esta oportunidad las estructuras de evacuación como el alcantarillado sobre el camino al norte. Estas limitaciones no impiden ejecutar el modelo para comparar sus resultados con la información obtenida de las imágenes satelitales. Como condiciones de borde aguas arriba en el modelo se consideró un hidrograma de carga triangular en el sector S.O. del campo, donde se comprobó la entrada de agua.

Los caudales son bajos y localizados, por lo que el hidrograma se estima a partir de una distribución pluvial constante sobre el área de influencia, y una vez determinado el volumen de agua se lo distribuyó triangularmente sobre el tiempo de duración de la lluvia. Para estas estimaciones se usó la lluvia acumulada de los día 6 a 10 de abril –previa a la inundación reflejada en la imagen satelital de referencia-, obtenida de los registros del Sistema de Información y Gestión Agrometeorológica, SIGA2, estación Lincoln (Instituto de Clima y Agua, INTA).

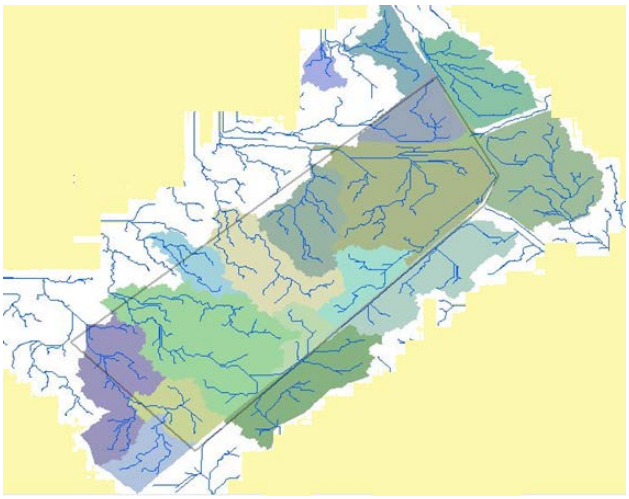


Figura 4: Generación automática de circuitos hidrológicos

El modelo hidráulico no considera infiltración pues se ejecuta para inundaciones. Como condición de borde en la salida se consideró una pendiente normal que es la más adecuada en estos ambientes. Para el modelamiento se fijó el tamaño de la grilla = 30 m y el intervalo de computación = 10 min. La Figura 3 muestra esquemáticamente el escenario para el modelamiento, en donde se ha incluido la huella de agua correspondiente a la inundación de referencia.

Determinación digital de Circuitos hidrológicos

Se definen en este artículo como “circuitos hidrológicos” microcuencas hidrológicamente independientes que requieren que el agua de inundación supere cierto umbral de altura para que queden comunicadas. El manejo de agua interna se realiza a partir de estos circuitos hidrológicos. La identificación de estas áreas es un trabajo de alta

especialización ya que se requiere de interpretación experta que integre los conceptos de fotointerpretación y geomorfología junto con aspectos de botánica y ambientes regionales.

En este trabajo sin embargo se ha intentado evaluar la utilización del MDT de alta resolución para generar estos circuitos en forma automática. Para ellos se ha utilizado el módulo" Hydrology" de ArcGIS. Este módulo utiliza el MDT para determinar un mapa de dirección y acumulación de flujo, para posteriormente determinar la red de drenaje natural del terreno. Una vez establecida esta red, se puede decidir manualmente los puntos en los cuales se quiere determinar el área de drenaje o circuito hidrológico. La Figura 4 muestra los circuitos hidrológicos resultantes de este procedimiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Controles del MDT generado

Se compararon los resultados de diferentes procesamientos del MDT para puntos coincidentes con una transecta transversal medida con GPS geodésico sobre el terreno (Figura 5). El área presentaba cobertura densa de pastos altos que esperaba ser eliminada con el procesamiento de LASTOOLS. La figura 5 muestra el resultado del procedimiento de filtrado mencionado. Los puntos azules son las mediciones con GPS geodésico. En rojo el valor de altura extraído del modelo digital de superficie (considerando los objetos) y en amarillo los valores que se extraen del MDT después del procedimiento LASTOOLS. Este ensayo limitado permitió la continuidad del procedimiento que se completó con imágenes de radar en momentos de anegamientos. Se concluyó además la gran conveniencia de volar en condiciones de suelo descubierto.

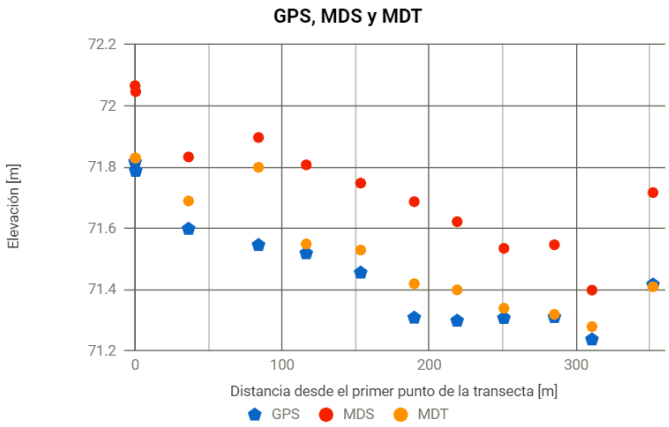


Figura 5: Transecta de control. MDS en rojo, GPS geodésico en azul y MDT generado luego del procesamiento del MDT en LASTOOLS en amarillo.

Filtrado el MDT se procedió a la reconstrucción digital de los cuerpos de agua donde el MST fracaso por falta de puntos de triangulación. El ajuste se hizo por medio de la imposición del "tallado" de la profundidad de la laguna a través de un procedimiento de interpolación sencillo donde las lagunas se las supuso como cuerpo oval de baja profundidad.

Resultados de la modelación 2D

Se hicieron varias simulaciones usando los parámetros indicados en la sección anterior, con lo cual se produjeron diferentes escenarios de modelamiento. Para ello se modificó la localización del hidrograma de entrada y posible punto de evacuación del caudal de acuerdo a la topografía. La modelación dinámica obtenida utilizando los puntos de entrada y salida presentados en la Figura 3 pudo reproducir de manera aproximada la inundación de diseño (Abril de 2017) obtenida por medio de las imágenes Sentinel-1. En las Figura 6 y Figura 7 se puede apreciar los resultados del modelamiento al final del período de inundación (10 de abril de 2017): profundidad del agua en m y velocidad del agua en m s^{-1} (esta última es demostrativa porque el hidrograma de carga es sobredimensionado para reducir los tiempos de cálculo). En estas figuras se observa una mejor correspondencia entre el modelo y la inundación de referencia en las partes bajas del campo hasta la cota fijada para la entrada del caudal. Este resultado era previsible teniendo en cuenta que el área de estudio fue artificialmente delimitada y no se agregaron caudales en cotas más altas. En una etapa subsiguiente se considerarán otros escenarios para el modelamiento. A pesar de las limitaciones reducidas del área de trabajo, los resultados fueron satisfactorios.

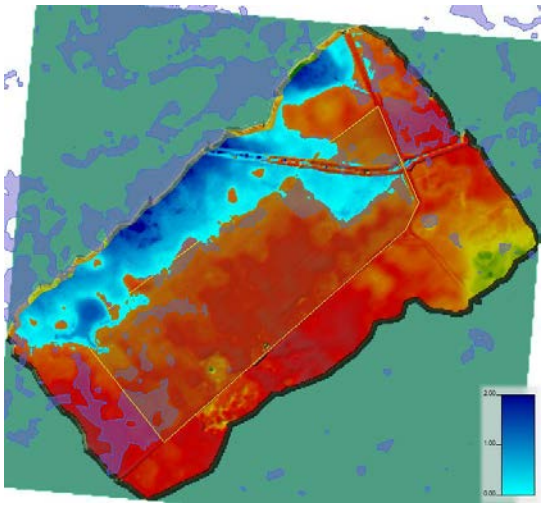


Figura 6: Profundidad del agua.

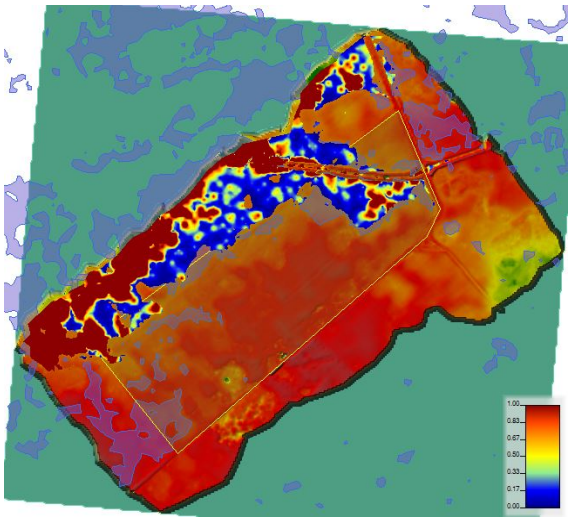


Figura 7: Velocidad máxima (demostrativo)

CONCLUSIONES

Quedó demostrada la gran utilidad de los drones alares para la elaboración de MDT en áreas de planicie extrema. El planeamiento del vuelo en momentos de sequía, la ruptura de áreas homogéneas con demarcaciones visible y la opción de volar en momentos de escasa cobertura o suelo desnudo facilitan ostensiblemente el post procesamiento de la imagen.

El post-procesamiento es la transformación del MST en MDT consiste en la eliminación digital de las objetos sobre el terreno y la corrección artificial de alturas utilizando herramientas de GIS en los sitios que no se dispone de elementos en superficie que faciliten una triangulación fotogramétrica. Es muy posible que en un futuro cercano sea común la utilización del LIDAR en drones lo que reduciría el trabajo de post-proceso a un mínimo. La herramienta LASTOOLS es adecuada para producir esa transformación pero requiere decisiones de umbrales de filtrado que son dependientes de la estructura de los objetos a eliminar, lo que implica un trabajo por sectores de imagen. Finalizado el MDT de esta forma, su aplicación en un modelo bidimensional como el HECRAS es muy eficiente en áreas bajas. Este modelo retiene la precisión del MDT pero trabaja hidráulicamente en una malla de mayores dimensiones lo que permite trabajar rápidamente y con cierres adecuados del balance de aguas. La interacción del modelo digital con GIS permite "tallar" en el MDT las estructuras de control de anegamientos que se consideren en la creación de distintos escenarios de trabajo. La rápida modelación permite estimar su funcionamiento y recalcular en forma expeditiva. La modelación de este tipo no requiere en principio de un modelamiento hidrológico específico para el área puesto que se puedes establecer caudales estimados a partir de lluvias registradas en las microcuencas de influencia y modelar sin serios inconveniente.

Finalmente, las imágenes de radar de S1 probaron ser una herramienta privilegiada en la verificación del comportamiento hidrológico del modelo hidráulico y en la obtención de las áreas de entrada y salida de aguas del modelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer al Señor Norberto Luis José Parodi quién permitió desinteresadamente el desarrollo del trabajo en su establecimiento "La Amelia", facilitó el traslado de personal y equipo al campo y aportó la asistencia operativa en momentos de pobres condiciones climáticas y al departamento de Aguas de la Facultad de Geo información de la Universidad de Twente, Enschede, Países Bajos por el financiamiento de la campaña.

BIBLIOGRAFÍA

- Isenburg, M. 2014. Processing Large Dense-Matching Point Clouds. https://rapidlasso.com/2014/08/25/processing-large-dense-matching-point-clouds/. Consulta: 2017
- US Corps Army of Engineers, 2016, HEC RAS 5.0 User manual, http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation/HEC-RAS%205.0%20Users%20Manual.pdf, Consulta 2018.
- Instituto de Clima y Agua, INTA Sede Castelar. 2017. SISTEMA DE INFORMACIÓN Y GESTIÓN AGROMETEOROLÓGICA. http://siga2.inta.gov.ar/#/data. Consulta: 2018

C4P25. ESTABLECIMIENTO DE SISTEMAS AGROSILVOPASTORILES SOSTENIBLES A PARTIR DE SUELOS DEGRADADOS EN EL CARIBE SECO COLOMBIANO.

Chavez, Luis Fernando [1]; Kenica Mendoza[3]; Sonia Daryuby Ospina[1]; Adelina Rosa Caballero[2]; Darwin Fabian Lombo[2].

[1] **Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria - Corpoica.** Centro de Investigacion Palmira. Diagonal a la inter. de la Cra. 36A con Cl. 23, Palmira, Valle del Cauca, Colombia. lchavez@corpoica.org.co . Código 0000-0003-4251-9946
[2] Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria - Corpoica. Centro de Investigacion Motilonia. Agustin Codazzi, El Cesar. Colombia.
[3] Biorecuperar- Carbones del Cerrejón Ltd. Albania, La Guajira, Colombia.

RESUMEN

La disponibilidad de forraje en cantidad y calidad para alimentación de ganado en el caribe seco se ha convertido en el reto más importante para los agricultores especialmente en los últimos años debido a las prolongadas sequias asociadas a la variabilidad climática, que han afectado sus indicadores de productividad. En estas condiciones, se hace necesario el establecimiento de nuevos sistemas de uso y manejo del suelo que permitan aumentar la productividad agrícola y conservar los recursos naturales. El proyecto se desarrolló con pequeños agricultores en regiones con tierras áridas y semiáridas de los departamentos de La Guajira (2012) y del Cesar (2014), cuya principal actividad económica es la ganadería, donde predominan los suelos arcillosos, con relieve aplanado a ligeramente ondulado y degradación de sus suelos por las actividades antrópicas (quema, monocultivo, sobrepastoreo y deforestación). El principal objetivo del proyecto consiste en contribuir a la construcción de una base forrajera para el establecimiento de sistemas agrosilvopastoriles, incrementando el potencial productivo de los suelos, por medio del desarrollo de tecnologías apropiadas sostenibles en el tiempo que permitan rehabilitar los suelos en avanzado estado de degradación y sirvan de modelo para sostener la actividad agropecuaria a nivel Nacional. La metodología utilizada fue de investigación participativa, donde se utilizaron métodos cualitativos y cuantitativos de investigación para atender problemas y necesidades reales de las comunidades, con la conformación de los CIAL´S (Comités de Investigadores Agrícolas Locales) se logró instalar los primeros experimentos en campo. A la fecha se han recuperado más de 65 hectáreas de suelos degradados donde se han establecido sistemas agrosilvopastoriles sostenibles con la inclusión del pasto Mombasa (*Panicum* sp.), con producción de más de 45 toneladas de alimento (frijol, sandia, ahuyama y maíz) que brindan seguridad alimentaria e incremento de la productividad de la tierra por medio del mejoramiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La evaluación de adopción propuesta de sistemas agrosilvopastoriles demuestra que existe un amplio reconocimiento y valor de importancia de los productores y técnicos hacia la multifuncionalidad de las especies forrajeras nativas. Reconocen su contribución al apoyo de los animales en los momentos más críticos del año y a la provisión de otros servicios, lo que facilita su adopción.

Palabras claves: Agrosilvopastoril; seguridad alimentaria; suelos degradados

C4P26. APORTE Y DESCOMPOSICIÓN DE BIOMASA DE UN CULTIVO DE COBERTURA EN UN HAPLUDOL TÍPICO DE CÓRDOBA

Cholaky, Carmen; Bongiovanni, Marcos; Cabrera, Soledad; Mattalia, Laura; Celli, Lucrecia, Marzari, Rosana; Gorjon, Juan; Parra Baltazar, Ganum, María J. y Corigliano José

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional 36, km 608. Río Cuarto. Argentina. ccholaky@gmail.com

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) mejoran potencialmente múltiples funciones del suelo y del ambiente, dependiendo del manejo al que están sometidos. El objetivo fue evaluar el efecto de la labranza sobre la producción de materia seca aérea y radicular de un CC y valorar la descomposición de la biomasa aérea en función del manejo y tiempo de permanencia del residuo en el campo. El estudio se realizó en un Hapludol típico de Córdoba. En mayo de 2016 se sembró triticale (*Triticosecale*Wittm. ex A.Camus sobre un ensayo de labranzas: siembra directa (SD), reducida (LR) y convencional (LC). Se evaluó producción de biomasa áerea y radicular, actividad biológica global y descomposición del residuo en superficie, semienterradas y enterradas y se retiraron a los 64 y 155 días de colocadas. La labranza no influyó en la producción de biomasa área (media=6000 kg ha^{-1}) y si lo hizo en la biomasa radicular (5.149,93, 3.260,88 y 1.284,95 kg ha^{-1} en LR, LC y SD, respectivamente).La descomposición de la biomasa aérea fue de 47,95%y 83,38% a 64 y 155 días, respectivamente y la constante de descomposición de Olson (k_o) resultó similar (4,14 y 4,59 $año^{-1}$). El material semienterrado y enterrado se descompuso un30 y 40% más, respectivamente, que el de superficie, y las k_o difirieron (4,23, 6,40 y 2,47 $año^{-1}$, enterrado, semienterrado y en superficie, respectivamente). La respiración biológica global no difirió entre labranzas aunque la magnitud fue superior en LR y LC que en SD. Se concluye: la biomasa área es independiente de la labranza mientras que la biomasa radicular si es afectada por ella; el material se descompone casi en su totalidad durante el desarrollo del cultivo de verano posterior al CC y la labranza modifica la tasa de descomposición, acelerándola cuando el material se incorpora o semiincorpora al suelo.

Palabras clave: biomasa aérea y radicular, residuo remanente, sistema de labranza

INTRODUCCIÓN

La cobertura superficial del suelo a partir de residuos vegetales es un recurso técnico relevante para la protección de este contra los agentes de erosión, el mantenimiento del carbono orgánico, ciclado de los nutrientes y de la calidad del suelo en general (Blanco Canqui, 2012). La inclusión de cultivos de cobertura (CC) en rotaciones agrícolas es multifuncional, al tener un efecto potencial sobre servicios ecosistémicos como el mejoramiento de las propiedades físicas, química y biológicas de los suelos, la conservación y control de plagas y la producción de los cultivos (Blanco Canqui*et al*., 2015).

En la llanura ondulada del sur de Córdoba, predominan las rotaciones agrícolas de cultivos de verano con elevado predominio del cultivo de soja, en las que la siembra de CC durante el período invernales una alternativa para incrementar la protección del suelo contra la erosión hídrica (Cisneros *et al*., 2012) y el retorno de Carbono orgánico (CO) y nutrientes al suelo a través de la biomasa aérea y radicular. Sin embargo, el aporte de material y de cobertura así como la permanencia de esta sobre el suelo es función del proceso de descomposición al que queda sujeto el mismo, el cual depende de las condiciones climáticas, de la cantidad y calidad del residuo aportado, de su disposición en el suelo, del tiempo de permanencia del residuo en el campo así como del tipo y características de la comunidad descomponedora (Domínguez, 2012).El manejo del suelo a través de los sistemas de labranza modifica directa o indirectamente estos factores.

El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del sistema de labranza sobre la producción de materia seca aérea y radicular de un cultivo de cobertura y valorar la descomposición de la biomasa aérea a partir de variaciones en el manejo y tiempo de permanencia del material en el campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

El sitio experimental se encuentra ubicado en proximidades del paraje La Aguada (32° 58' 02,89''S y 64° 36' 12,42"O, 638 msnm), en el campo de la Facultad de Agronomía y Veterinaria-UNRC. El relieve es ondulado y el suelo corresponde a un Hapludol típico, franco arenoso muy fino (13,03% de arcilla, 32,85% de limo y 43,40% de arenas muy finas), profundo, bien drenado. El clima es templado, subhúmedo. La temperatura media anual es de 16 ºC, la precipitación media anual es de 863 mm y el régimen de distribución es monzónico (INTA-MAGyRR, 1994).En el mes de abril, previo a la siembra del CC la lluvia fue de 113 mm y durante el ciclo de producción (5/5/2016 a 29/9/2016) de 89 mm. En el período de evaluación de la descomposición del residuo (28/12/16 a 31/5/17), la precipitación total fue de 382 mm y temperatura media del aire de 18,9ºC (Figura 1).

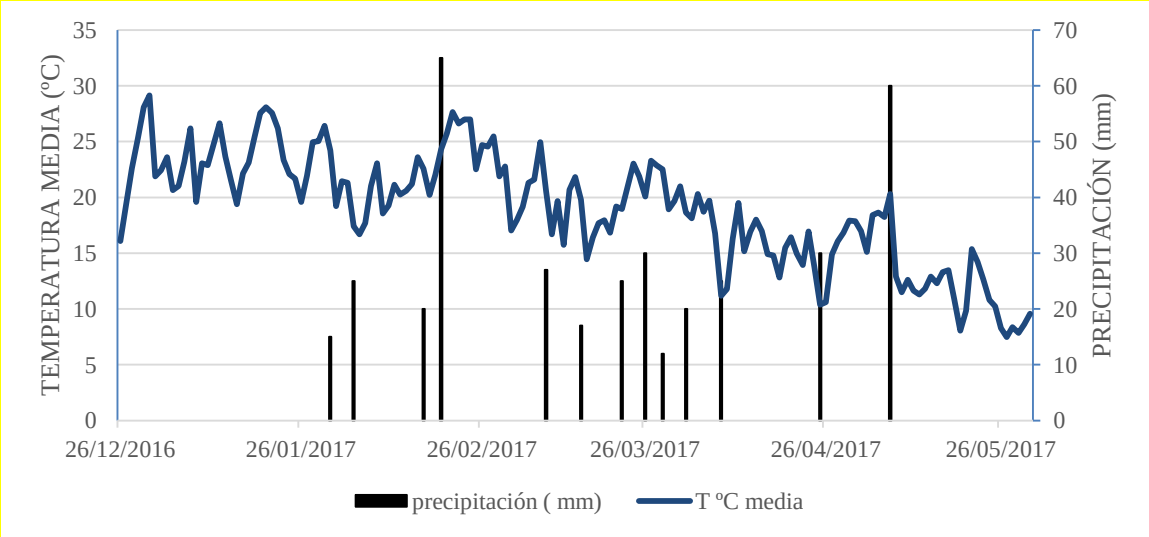


Figura 1: Temperatura media del aire y precipitación producida en el período de estudio de la descomposición de la biomasa aérea producida por el cultivo de cobertura (triticale).

Tratamientos y evaluaciones

En un ensayo de larga duración (desde 1994 a la fecha)en el que se evalúa el efecto de una rotación agrícola en base a maíz-soja con tres sistemas de labranza: siembra directa (SD), labranza reducida (LR) consistente en una labor vertical con subsolador tipo paratill más rolo cada dos años y siembra con sembradora de siembra directa y labranza convencional (LC), que incluye una labor con cincel más rastra doble acción y siembra. En una franja que atravesó a todos los sistemas de labranza, posterior a la cosecha de un cultivo de soja, el 5/5/2016 se sembró un cultivo de cobertura (CC) de triticale (*Triticosecale*Wittm. ex A.Camus, Cultivar "Yavú-UNRC"), con una densidad de siembra de 70 kg/ha y fecha de secado el 30/9/2016.

Previo al secado del CC, se recolectaron muestras de biomasa aérea para la de terminación de materia seca mediante secado a 40ºC y el 24/11/2016, se tomaron muestras de suelo + raíces de los primeros 10 cm del perfil, de volumen = 3100cm^3 para estimar el aporte de materia seca radicular, a partir del lavado, tamizado por malla de 2 mm y secado a 40 ºC.

A partir de la recolección y secado al aire de material producido por el CC, el 28/12/2016, a la siembra de un cultivo de maíz, en cada tratamiento de labranza se instalaron 9 bolsitas de red, de 12 x 12 cm de tamaño y apertura de malla de 4 mm, ubicadas en dos hileras compuestas de 3 bolsitas cada una, distanciadas a 1 m entre sí, totalizando 6 bolsitas por parcela. En cada bolsita se dispusieron 10 g (peso húmedo) y 9,26 g (peso seco) de material recolectado del CC (tallos, hojas, espigas) previamente cortado en trozos de 5 cm aproximadamente. La disposición de las bolsitas en el terreno varió según el sistema de labranza: sobre el terreno en SD, mitad enterradas y a 45º en LR y tres cuarto enterradas en LC. Las bolsitas fueron fijadas mediante estacas de alambre desde sus vértices y su posición fue marcada a través de cinta plástica de color.

En dos momentos desde su colocación: a 64 y 155 días, correspondiendo al 2/3/17 y 31/5/17, respectivamente, de cada parcela se retiraron 3 bolsas correspondientes a una hilera. Simultáneamente se registró el peso húmedo del contenido de 6 bolsas adicionales, a las que se les determinó en el laboratorio el contenido de humedad y de cenizas. Estos datos fueron utilizados para corregir el peso de cada una de las bolsas colocadas en el campo, y calcular el peso seco libre de cenizas de cada una de ellas. La estimación de la tasa de descomposición del residuo vegetal se realizó evaluando la pérdida de masa seca a partir de un peso conocido de residuos del CC, según la siguiente expresión, (Mi-Mt)/Mi x 100, donde Mi es el peso seco libre de cenizas inicial y Mt es el peso seco libre de cenizas final en el tiempo t (Coleman *et al*., 2004). Además se estimó la constante diaria de descomposición de Olson (k_o) en el período de tiempo que el residuo permaneció en el campo (t), según el modelo propuesto por Olson (1963): k_o = (LN (Mi/Mt)-t (días)). Esta constante se expresó además de manera anual, a partir del producto de k por 365 días y mediante su inversa ($1/k_o$) se estimó el tiempo medio de residencia del residuo (TMR).

En la misma fecha en que se instalaron las bolsitas de descomposición, se extrajeron muestras de suelo de los primeros 10 cm de espesor, en las que se evaluó la respiración biológica global en cada tratamiento de labranza, mediante la técnica de incubación durante 14 días a 28-30 °C de temperatura, en la que se recoge el dióxido de carbono producido en solución alcalina y se valora con un ácido de normalidad conocida (Frioni, 1990).

El diseño experimental fue en franjas con estructura en bloques, con 4 repeticiones. Los datos fueron analizados con el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2016), mediante ANOVAS y las comparaciones de medias se realizaron a través del test LSD de Fisher, con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El sistema de labranza no influyó en la producción de materia seca aérea (n=24; p-valor=0,5280) mientras que si lo hizo en la biomasa radicular del CC (n=12; p-valor =0,0015)(Tabla 1).

Tabla 1: Producción de materia seca aérea y radicular del cultivo de cobertura de triticale en función del sistema de labranza.

Sistema de labranza	Materia seca aérea (kg ha^{-1})	Materia seca radicular (kg ha^{-1})
Siembra directa	5.712,50 a	1.284,95 c
Labranza reducida	6.332,63 a	5.149,93 a
Labranza convencional	5.743,00 a	3.260,88 b

Letras distintas en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre sistemas de labranza, test de comparación de medias LSD (α=0.05).

La cantidad total de material aportado al suelo varió entre 7.000 -11.500 kg ha^{-1} según el sistema de labranza. Esta variación, dada por raíces, puede explicarse por las diferencias en las condiciones edáficas generadas por la labranza, ya que las condiciones climáticas y la ontogenia del cultivo fueron constantes entre tratamientos. Tanto LR como LC incluyen labores de descompactación o aflojamiento, por lo que se puede sostener que estos manejos generaron cambios en la condición física del perfil que favorecieron la exploración y crecimiento radicular. Sin embargo, las condiciones climáticas, especialmente la cantidad de precipitaciones previo y durante el ciclo del cultivo generaron condiciones de disponibilidad hídrica suficientes para que a pesar de las diferencias observadas en materia seca de raíces, éstas no influyeran en la producción de biomasa aérea.

La inclusión del triticale como CC genera un aporte total de biomasa que contribuye a la cobertura del suelo, un ingreso de CO al mismo, además del ciclado de nutrientes por su descomposición. En este sentido, las especie vegetales pertenecientes a la familia de las poaceas, como lo es el triticale, poseen elevada proporción de raíces finas (1-2 mm de diámetro) que generan un íntimo contacto con el suelo que las rodea y presentan bajas tasas de mineralización, por lo que contribuyen al almacenaje de CO en el perfil (Redin *et al*., 2014). Como se expresó anteriormente, cuando se produce aflojamiento del perfil, la masa de raíces del cultivo de triticale puede alcanzar a la aportada por la biomasa aérea, con lo que la fuente de CO aportado por residuos puede duplicarse.

La descomposición de la biomasa aérea aportada varió según el momento de medición y la disposición que tuvo el material en el suelo (n=24, p-valor =0,0001), de modo que a medida que se incrementó el tiempo de permanencia del residuo en el campo y la incorporación al suelo también lo hizo la tasa de descomposición del mismo (Tabla 2). La evaluación a los 64 días después de la colocación de las bolsas indicó una descomposición del 47,95%, mientras que a los 155 días resultó significativamente superior, alcanzando un valor medio del 83,38%. La descomposición de la biomasa aérea del triticale fue un 30 y 40% superior cuando se lo mezcló con el suelo (LR y LC, respectivamente) que cuando se dispuso sobre la superficie edáfica como es el caso de la SD.

Tabla 2: Tasa de descomposición y constante de descomposición de la materia seca producida por el cultivo de cobertura de triticale en función de su disposición en el suelo.

Sistema de labranza	Tasa de descomposición (%)	k_o (día $^{-1}$)	TMR (días)
Siembra directa	49,03 c	0,008 c	129,73
Labranza reducida	66,66 b	0,012 b	85,95
Labranza convencional	81,31 a	0,018 a	54,46

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre sistemas de labranza, según test de comparación de medias LSD (α=0.05).k_o= constante de Olson; TMR=Tiempo medio de residencia del residuo.

Estos resultados pueden ser atribuidos a diferencias en el grado de contacto del material vegetal con los organismos descomponedores presentes en el suelo. Cuando el residuo queda en superficie se encuentra físicamente menos accesible a los organismos descomponedores, mientras que al ser incorporado se promueve este contacto y con ello la descomposición del CO del mismo. En este caso, las bolsas presentaban una apertura de red de 4 mm por lo que de acuerdo a Coleman *et al*. (2004) es posible sostener que en la descomposición del material intervinieron microrganismos (diámetro de hasta 100 µm), mesofauna (de 100 hasta 2 mm de diámetro) y macrofauna (> 2 mm diámetro) del espesor de suelo en donde se ubicaron las bolsas. Domínguez (2012), en agroecosistemas de Córdoba observó resultados similares cuando comparó la descomposición de residuos producida a los 8 meses en labranza reducida respecto a siembra directa, en bolsas con malla de 10 mm.

Consecuentemente por lo expuesto precedentemente, a los 64 días el % de residuo remanente libre de cenizas fue significativamente superior que a los 155 días, presentando valores de 52, 05% y 16,62%, respectivamente. Al final del período de estudio el % de residuo remanente en las bolsitas difirió significativamente entre sistemas de labranza, en el sentido SD>LR>LC (Figura 2).

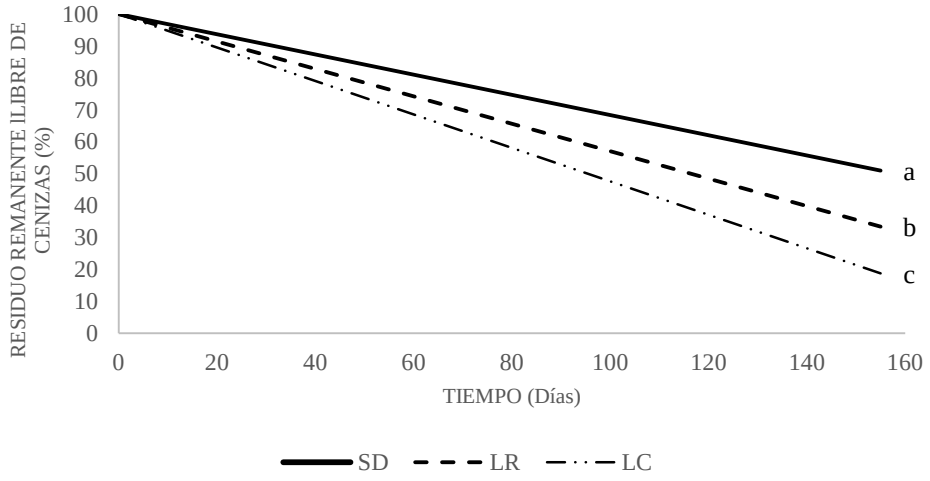


Figura 2: Residuo remanente libre de cenizas según sistema de labranza. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre sistemas de labranza, según test de comparación de medias LSD (α=0.05). SD=siembra directa, LR=Labranza reducida y LC=Labranza convencional.

La k_o (día $^{-1}$)no difirió entre los dos momentos de extracción de las bolsas pero si lo hizo entre sistemas de labranza, de modo que a mayor grado de enterramiento mayor k_o y menor el TMR del residuo en el suelo (Tabla 2).La ausencia de diferencias en k_o entre los dos momentos de extracción podría ser explicada al considerar que el período de estudio correspondió a la estación cálida y lluviosa del año, en donde la temperatura media del aire se mantuvo más o menos constante hasta la mitad del segundo período de extracción de las bolsas para luego descender gradualmente y la precipitación total fue de 382 mm, de los cuales 125 mm ocurrieron durante el primer periodo y el resto durante el segundo período de extracción (Figura 1). Las variables climáticas como la temperatura y la humedad, son factores de fuerte influencia sobre la descomposición de los residuos ya que regulan la diversidad, actividad y composición de comunidades descomponedoras. De acuerdo a Peña-Peña & Ulrich (2016), la tasa de descomposición de los residuos se incrementa en la estación lluviosa al aumentar el contenido de agua en el suelo. Los valores anuales de k_o durante el primer y segundo período de extracción fueron de 4,14 y 4,59 año^{-1}, respectivamente, siendo de magnitud similar a las constantes de descomposición obtenidas por los autores antes mencionados durante la estación lluviosa.

En cuanto al efecto del manejo del residuo, las diferencias en la k_o podrían explicarse a partir de lo planteado por Gallardo Lancho (2016), en cuanto a que el enterramiento y mezclado del residuo con el suelo, como lo ocurrido en LC y LR, modifica el microambiente en el que se ubica el mismo, exponiéndolo a mejores condiciones de humedad y temperatura para la actividad de los organismos descomponedores, así como, según Smith *et al.*(2009), por la modificación en el tipo de población microbiana que actúa en situaciones con remoción y sin remoción de suelo y de la cubierta de residuos vegetales. Los valores anuales de la constante de descomposición fueron 2,47, 4,23 y 6,40 año^{-1} en SD, LR y LC, respectivamente.

Cuando el residuo queda en superficie, el TMR es de algo más que 4 meses, con lo que el CC podría cumplir con la función de protección de la capa superficial del suelo especialmente en los primeros meses de crecimiento de los cultivos de verano y de ocurrencia de lluvias de alta intensidad. Cuando el residuo se entierra el TMR es de aproximadamente 2 meses, lo que indicaría que el residuo se descompone en el corto plazo pudiendo aportar al CO en el suelo y a la emisión CO_2 y disponibilidad de nutrientes a partir de su mineralización. La semiincorporación permitiría un TMR intermedio entre los otros dos manejos, pudiendo contribuir a la protección, al secuestro de CO y a la liberación de nutrientes para la producción de los cultivos.

Los resultados antes mencionados mostraron cierta relación con los obtenidos a partir de la evaluación de la respiración biológica total, la cual si bien no mostró diferencias entre los sistemas de labranza (n=24, p-valor= 0,3568), la tendencia en valores absolutos fue LR>LC>SD, con valores de 30,13, 29,86 y 25,34 mg CO_2.

CONCLUSIONES

-Bajo las condiciones de precipitación que prevalecieron durante el período de estudio el aporte de biomasa área del cultivo de cobertura de triticale se independiza del sistema de labranza.

-La producción de biomasa radicular es afectada por el manejo del suelo y su magnitud puede alcanzar a la de la biomasa aérea cuando se emplean sistemas de labranza que incluyen labores de descompactación.

-El material aportado por el cultivo de cobertura de triticale se descompone casi en su totalidad durante el desarrollo del cultivo de verano que se siembra a continuación.

-El Sistema de labranza modifica la tasa de descomposición del residuo aportado, acelerándola cuando el material se incorpora o semiincorpora al suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco Canqui, H. 2012 Crop residue removal increases soil erosion and degrades soil quality: implications for sustainability XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Mar del Plata, Argentina.
- Blanco-Canqui, H, T M Shaver, JL Lindquist, C A Shapiro, R W Elmore, C A Francis & GW Hergert 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils" (2015). Agronomy &

Horticulture -- Faculty Publications. 844. https://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/844. Consultado 6/2/2018.

- Cisneros JM, CG Cholaky, A Cantero Gutierrez, JG Gonzalez, MA Reynero, A Diez & L Bergesio 2012. Erosión Hídrica. Principios y Técnicas de manejo. Uni Río Ed. Río Cuarto, Argentina. 286 pp.
- Coleman DC, DA Crossley, Jr. & PF Hendrix 2004. Fundamentals of soil ecology Elsevier Academic Press Second edition, USA. 386 pp.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., & C.W.Robledo. 2016. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Domínguez A. 2012. La macrofauna edáfica y el proceso de descomposición de residuos vegetales como indicadores de sustentabilidad de los manejos agrícolas de la Pampa Húmeda Tesis doctoral – Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.
- Frioni L. 1990. Ecología Microbiana del suelo. Dpto. de Publicaciones Ediciones de la Universidad de La República. Montevideo. Uruguay. 519 p.
- Gallardo Lancho JF.2016. La materia orgánica del suelo. Residuos orgánicos, humus, compostaje y captura de carbono. SiFyQA, Salamanca (España) y Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. 400 pp.
- INTA-Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables. 1994. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3366-12 Rio de los Sauces-Hoja 3366-18 Alpa Corral. Plan Mapa de Suelos Córdoba. Argentina.
- Peña-Peña K & I Ulrich. 2016. Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. Applied Soil Ecology 107) 124–133.
- Redin M, R Guénon, S Recous, R Schmatz, L Liberalesso de Freitas, Caita & SJ Giacomini 2014. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. PlantSoil 378:205‑214.
- Smith J, SG Potts, BA Woodcock & P Eggleton. 2009. The impact of two arable field margin management schemes on litter decomposition. Aplied Soil Ecology 4 1: 90 – 9 7

C4P27. ANEGAMIENTO EN EL ESTE DE CORDOBA. ANALISIS HISTORICO, MODELACION EMPÍRICA Y PERSPECTIVAS DE CORTO PLAZO

Cisneros, José Manuel[1], Degioanni, Américo José[1] y Cantero Gutiérrez, Alberto

Departamento de Ecología Agraria, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta 36 km 601. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. jcisneros@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

La región Este de la provincia de Córdoba viene sufriendo fenómenos de inundación y anegamiento cada vez más frecuentes, a partir del ciclo 1997-2001. Los objetivos de esta contribución son analizar las implicancias de la variabilidad climática de largo, mediano y corto plazo, presentar modelos empíricos de variación de la napa freática en una dimensión, aplicables a los suelos de la zona, y analizar escenarios de corto plazo, como apoyo a las decisiones sobre uso y manejo de lotes sujetos a anegamiento. Para el análisis climático se utilizó una serie 1906-2016 de Corral de Bustos (Córdoba). El modelo de dinámica de la napa freática se desarrolló a partir de información freatimétrica de la serie 2006-2014, utilizando precipitación, evapotranspiración potencial (ETP) de Thonrnwaite, y coeficiente de almacenamiento estimado a partir de los propios datos. El modelo fue validado con datos de otros freatímetros de la zona y utilizado “en reversa” para reconstruir la historia de evolución de la freática de los últimos 35 años. Con el modelo calibrado, se analizaron tres escenarios climáticos, para tres posiciones topográficas. Los resultados muestran que el último ciclo húmedo (2014-2017) es el más intenso de los últimos 40 años. Los modelos desarrollados estiman los coeficientes de almacenamiento entre 4 y 6 mm de lluvia/mm de ascenso freático, con ajustes entre valores estimados y observados del orden del 70 %. La corrida del modelo “en reversa” ubica a la napa alrededor de 14 m en 1980. En situaciones de año Normal o Niño, suelos con napa por encima de 1 m presentan alto riesgo de anegamiento en el otoño siguiente, mientras que a profundidades en el orden de 2 m muestran un alto potencial de producción. Mediante un modelo empírico sencillo se pudo describir aceptablemente el comportamiento de la napa en el corto plazo.

Palabras claves: dinámica de napa, precipitaciones, escenarios

INTRODUCCIÓN

Los fenómenos de inundación y anegamiento están siendo cada vez más recurrentes en extensas áreas de la región pampeana y extrapampeana, en especial desde el año 1997. Aunque ambos términos sueles usarse indistintamente, es necesario definir con precisión cada uno de ellos. El término inundación es un volumen de agua en un lugar que afecta las actividades humanas y normalmente se aplica a un fenómeno asociado a desbordes de diques, lagunas, cauces o canales, que provocan excesos de agua repentinos en zonas aledañas, está asociados a cuencas abiertas, con vías de drenaje definidas, ya sean naturales o artificiales. La mayor parte de los ríos pampeanos causan este tipo de fenómeno, frente a eventos de lluvia extremos. El término anegamiento es un fenómeno de saturación del suelo por elevación del nivel freático sobre la superficie, como producto de un exceso de recarga local del acuífero. Es un proceso asociado a cuencas cerradas, de relieves planos, donde el escurrimiento local se concentra en una depresión o laguna. Su causa principal es un balance hídrico positivo, es decir donde la lluvia (más la escorrentía ingresante) superan a la evapotranspiración local.

La región este y sureste de Córdoba, especialmente los Departamentos Marcos Juárez y Unión, con suelos de alta productividad, han sufrido estos fenómenos en forma marcada durante los últimos 10 años. Diversas estimaciones dan cuenta de las superficies inundadas-anegadas. Durante el ciclo 13/14 el área bajo agua alcanza las 128.500 has, correspondiendo 57200 has al departamento Marcos Juárez y 71.300 has al departamento Unión. De este total aproximadamente 45.500 has corresponden a tierras con aptitud agrícola (clase I y II), 25.500 de las cuales están en el departamento Marcos Juárez y 20.000 al departamento Unión. El resto de la superficie bajo agua corresponde a zonas de bajos y bañados con suelos de aptitud ganadera (clase V y VI, Cisneros *et al.*, 2014). Para el ciclo 16/17, para los departamentos Roque Sáenz Peña y General Roca se determinaron alrededor de 570.000 bajo agua (Avedano *et al.*, 2017).

El fenómeno del anegamiento por elevación de napas, tratado en esta contribución, reconoce causas naturales y antrópicas. Entre las primeras se destacan la presencia de un ciclo húmedo, caracterizado por un aumento e intensidad de las precipitaciones y a la geomorfología plana y sin drenaje superficial natural. Entre las causas asociadas al uso y manejo de los suelos, se han postulado hipótesis que asocian el fenómeno a la ineficiencia en el consumo de agua del actual esquema de producción para el área de estudio (Bertram y Chiachera, 2013), que produjeron un ascenso de napas del

orden de 10 m en los últimos 30 años. Para las llanuras medanosas (Mercau et al, 2016) asociaron la elevación de napas al menor consumo de agua asociado a diferentes usos; para el área chaqueña, Magliano *et al.* (2016) postulan una relación causal entre la elevación de NF, y cambios de uso del suelo de bosques a agricultura.

La oscilación de la napa freática en respuesta al balance hidrológico, tiene carácter sitio-específico, ya que depende de características de la lluvia, y de propiedades del suelo. Para otras condiciones ambientales fueron desarrollados modelos empíricos (Cisneros *et al.*, 1997,) y físicos (Degioanni *et al.* 2006). Para la zona en estudio (Videla Mensegue *et al.*, 2015), desarrollaron un modelo similar, aunque con otra serie de datos y método de estimación de ETP.

El objetivo del trabajo es aportar un modelo descriptivo simple de oscilación de la napa freática, que permita, por un lado entender la dinámica de los últimos años y por otro, analizar escenarios de corto plazo como ayuda para la toma de decisiones de uso del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El análisis del comportamiento de las napas se realizará en base a datos aportados por productores de la zona de Corral de Bustos y Marcos Juárez, recopilados por la AER-INTA Corral de Bustos. Los suelos pertenecen a la serie Marcos Juárez (INTA, 1983). La información utilizada para la modelación proviene de un freatímetro ubicado a 12 km al sur de Marcos Juárez, para la serie 2006-2014. Se utilizaron además, datos históricos de profundidad de napa (INTA, 1983), correspondientes a finales de la década del 70 y corroborados por el trabajo de Bertram & Chiachera (2013).

Análisis de las precipitaciones

Se analizó la serie de lluvias 1906-1996 aportada por un productor de la zona. Se obtuvo la media anual y la media móvil cada tres años, para determinar la recurrencia de ciclos húmedos. Se analizaron los excesos hídricos anuales tomando como base la ETP de Thornwaite (INTA, 1978).

Desarrollo, calibración y validación del modelo

En razón de la información disponible, se optó por desarrollar un modelo empírico, en base a la información freatimétrica y climática disponible, para caracterizar la relación entre oscilación de la freática con el balance hídrico y con algún parámetro de suelo que permita deducir la variación del nivel freático por cada mm de lluvia o ETP ocurrido entre períodos de medición. Este parámetro se denomina porosidad drenable (o coeficiente de drenaje) y será derivado de los datos fretimétricos.

La forma general del modelo es la siguiente:

$$\Delta NF_{t2-t1} = \frac{0,1}{\mu} * (PPT - ETP)_{t2-t1} + e$$

Donde:
ΔNF_{t1-t2}= Variación del nivel freático en el período t1-t2 (cm)
μ = porosidad drenable = SAT – CC (en tanto por 1)
SAT = contenido de agua a saturación (aproximadamente 50 % v/v)
CC= contenido de agua a capacidad de campo (entre 10 y 30 % v/v según el tipo de suelo)
$PPT\text{-}ETP_{t2-t1}$= diferencia entre precipitación y evapotranspiración en el mismo período t1-t2 (mm, el valor del coeficiente 0,1 resulta del paso de mm a cm)
e = coeficiente de error

Con los datos de la serie disponible de nivel freático y precipitación, asumiendo una ETP constante estimada por el método de Thornwaite (INTA, 1978) se calibraron dos modelos: uno con todos los datos de toda la serie (2006-2014), y otro sólo con los datos de los últimos dos años (2011-2014), a los fines de reducir la propagación de errores, para luego usarlo en simulaciones cortas. Se considera que para los niveles freáticos evaluados (por encima de 2 m), la ETreal es similar a la ET Potencial, ya que la misma aporta capilarmente a la extracción de agua por el cultivo.

Con los datos del modelo se simuló la oscilación del nivel freático para otra serie de datos freatimétricos de una situación cercana, a los fines de validar su comportamiento.

Con el modelo calibrado, se procedió a simular la oscilación freática "en reversa", hasta el año 1980, a los fines de intentar describir la historia, y chequear los resultados con los datos disponibles de esa época.

Por otro lado, se corrió el modelo de mejor ajuste, para tres escenarios climáticos futuros: a) lluvia mensual promedio de los últimos 20 años, b) año Niño (20 % de aumento en la precipitación) y c) año Niña (20 % de disminución de la precipitación. Esos escenarios se simularon para dos profundidades de freática: 50 y 100 cm en el mes de Mayo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Impacto del ciclo climático

La serie de lluvias 1906-2016 para Corral de Bustos indica una media de 884 mm, con máxima de 1542 mm (2012) y mínima de 460 mm (210). Para la serie 1980-2016, los valores medio, máximo y mínimo son de 902, 1542 y 557 mm respectivamente, mientras que para la serie desde el evento de inundación de 1997 hasta 2016 el valor medio es de 927 mm, con 4 años por sobre los 1000 mm. Las máximas lluvias mensuales de la serie se concentran entre Diciembre y Marzo, con máximas absolutas en Diciembre y Marzo, superiores a 420 mm. La tendencia histórica de la serie completa muestra un incremento del orden de 1,5 mm año^{-1}, mientras que para la serie 1980-2016, la tendencia marca un incremento del orden de 3,5 mm año^{-1}.

Analizando la serie en base a la media móvil cada tres años (Figura 1), como una medida de la acumulación de ciclos anuales, puede observarse que el ciclo húmedo más importante coincide con la inundación 78/79, y le sigue la del ciclo actual (excluyendo del análisis la de la década del 40), lo cual estadísticamente estaría indicando que el ciclo actual tiene una recurrencia del orden de 40 años, sin tener en cuenta efectos acumulativos sobre la freática. Por otra parte puede observarse la ocurrencia de, al menos 3 ciclos acumulados desde el evento 2000/01, lo cual indicaría la probable existencia de, al menos, cuatro picos de recarga de freática importantes, en los últimos 18 años.

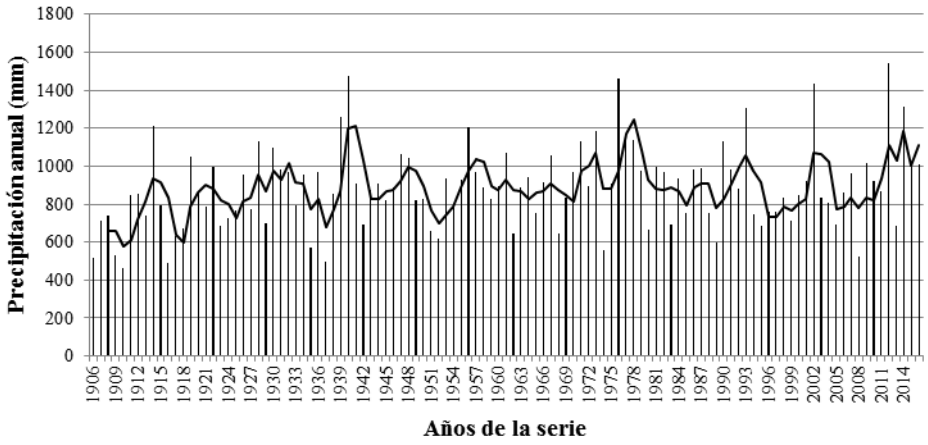


Figura 1: Serie de precipitaciones para Corral de Bustos 1906-2016. La línea continua indica la media móvil cada 3 años.

El balance hídrico de la serie 2001-2016 (diferencia entre lluvia y ETP), arroja un valor de 973 mm de exceso, lo cual, por sí solo, explicaría entre 4 y 5 m de aumento de los niveles freáticos (NF), considerando un rango de respuesta lluvia:variación del NF de 1:4 a 1:5 respectivamente.

Modelo descriptivo de dinámica de la freática

El freatímetro utilizado para la calibración, se encuentra ubicado en una zona intermedia, entre dos lagunas, por lo que podría considerarse una situación relativamente crítica, que puede estar sujeta a otro tipo de recargas de freática, como pueden ser aportes de escurrimientos superficiales o drenaje de canales, por lo cual los modelos que de él se derivan deben considerarse como la mejor aproximación que fue posible lograr con la información disponible.

Con los datos aportados de nivel freático y precipitación, asumiendo una ETP constante e igual a la de Thornwaite (INTA, 1983) se calibraron dos modelos: uno con todos los datos de toda la serie (2006-2014), y otro sólo

con los datos de los últimos dos años (2011-2014), a los fines de reducir la propagación de errores, para luego usarlo en simulaciones cortas. Los modelos obtenidos fueron los siguientes:

Modelo 1 (serie 96-14): $\Delta NF=0,1/0,24*(PPT-ETP)-4,37$

Modelo 2 (serie 11-14) $\Delta NF=0,1/0,15*(PPT-ETP)-8,99$

En la Tabla 1 se indican los valores de ajuste medio, máximo y mínimo de niveles freáticos obtenidos con cada uno de los modelos.

Tabla 1: Valores de niveles freáticos observados y estimados con dos modelos empíricos para Corral de Bustos (Córdoba).

	Nivel freático (NF)	ESTIMADO	OBSERVADO	DIFERENCIA
Modelo 1; R^2 est-obs = 62 %	NF PROMEDIO (cm)	-144	-128	-16
	NF MAXIMO (cm)	-28	-3	-25
	NF MINIMO (cm)	-284	-280	-4
Modelo 2, R^2 est-obs = 70 %	NF PROMEDIO (cm)	-73	-69	-4
	NF MAXIMO (cm)	-4	0	-4
	NF MINIMO (cm)	-189	-169	-20

Estos modelos permiten explicar entre un 60 y 70 % del comportamiento de la napa, lo que para esta primera aproximación, puede considerarse satisfactorio, en especial porque logran describir adecuadamente los valores máximos, es decir los que ponen en riesgo de anegamiento a las tierras. Si bien el modelo 2 mostró un mejor ajuste, al estar desarrollado sobre un número menor de datos, tendría utilidad sólo para estimaciones de corto plazo, las que se desarrollan en el apartado siguiente. Cabe consignar que la validación de ambos modelos utilizados para simular datos de otros freatímetros de la región fue satisfactoria (r^2obs-sim=0,70), por lo que pueden considerarse como herramientas útiles para análisis de escenarios de corto plazo.

Los valores de NF observados y estimados del período final de 2006 a mediado de 2014 (8 años) se muestran en la Figura 2. Se aprecia que en el período fines de 2006 a la actualidad hubo 4 eventos de anegamiento para esta particular situación topográfica, la que podría considerarse una condición de media loma baja. Bajo estas condiciones la probabilidad de anegamiento (napa freática en o muy cerca de la superficie) estaría en el orden del 50 al 60 %, o una vez cada 2 años. No obstante puede apreciarse la amplitud del rango de oscilación de la freática (entre 0 y 2,8 m en el mismo año), un indicador del bajo coeficiente de drenaje (alta respuesta lluvia/napa), y la incertidumbre que esto supone frente a la toma de decisiones de corto plazo.

La utilización del modelo 2 en reversa, hasta el año 1980, permitiría reconstruir la historia evolutiva de la napa. Se reconoce lo limitado del modelo, ya que carece de componentes que permitan estimar la evapotranspiración real, la retención del suelo, la ocurrencia de escorrentías, la posible recarga subterránea regional y los cambios en coeficientes de drenaje en los horizontes profundos. No obstante, la simulación sitúa la profundidad del NF en el año 1980 en alrededor de 14 m (Figura 3), lo cual coincide aproximadamente con los datos aportados por la carta de suelos y por datos de la EEA Marcos Juárez (Bertram y Chiachera, 2013). Si consideramos que durante los últimos 30 años las freáticas en la región ascendieron entre 8 y 10 m, significa que las napas recibieron en el orden de 2000 a 2500 mm netos de percolación neta en el período, con un promedio de entre 60 y 80 mm por año de recarga neta (entre 25 y 35 cm año^{-1}). No obstante en años muy húmedos (como los señalados en el capítulo anterior) y en forma puntual, esa recarga pudo haber sido mucho mayor.

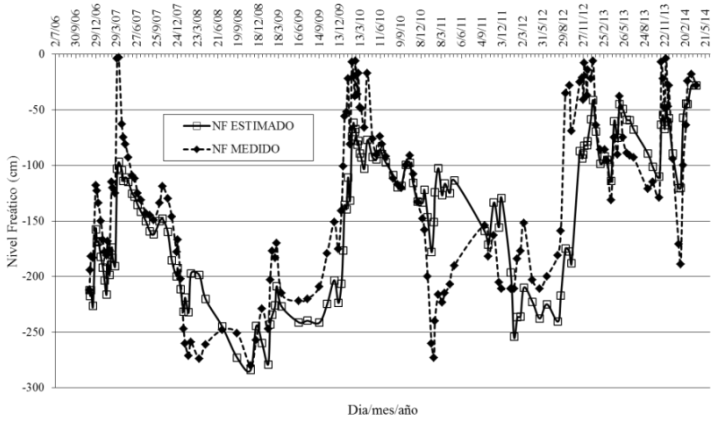


Figura 2: Variación del nivel freático observado y simulado para un sitio representativo de ambientes anegables en Corral de Bustos (Córdoba).

Esta tendencia a la mayor recarga de napa por exceso de agua no evapotranspirada, podría tener como causa probable, una mayor percolación de las precipitaciones, asociadas a los cambios en el uso del suelo operados a partir de la década del 90, en la que se fue introduciendo soja como cultivo principal, en reemplazo de rotaciones largas primero, y de la rotación trigo-soja después. Algunas investigaciones dan cuenta de estas tendencias a nivel de la región pampeana y chaqueña (Nosetto *et al.*, 2012). En este sentido las investigaciones regionales en soja indican que la evapotranspiración del ciclo del cultivo es del orden de 650 mm (Mercau *et al.*, 2016). Esto reforzaría la hipótesis de una componente de percolación producto de que el cultivo no es capaz de evapotranspirar toda la oferta de agua por precipitación, quedando un remanente que recarga la napa.

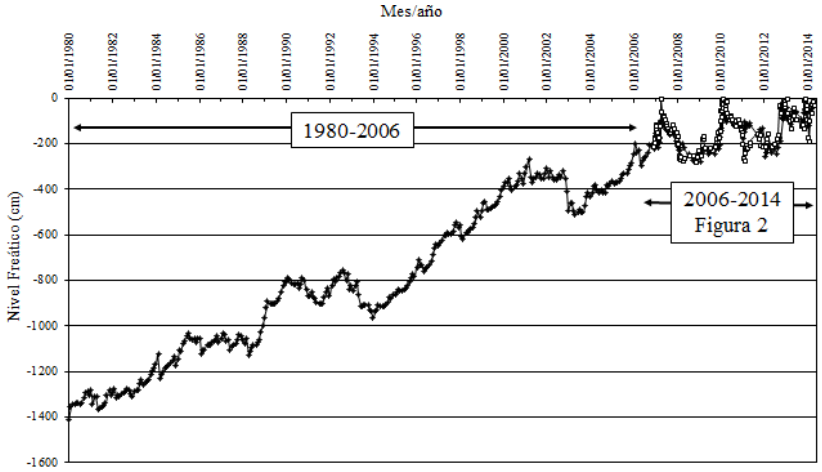
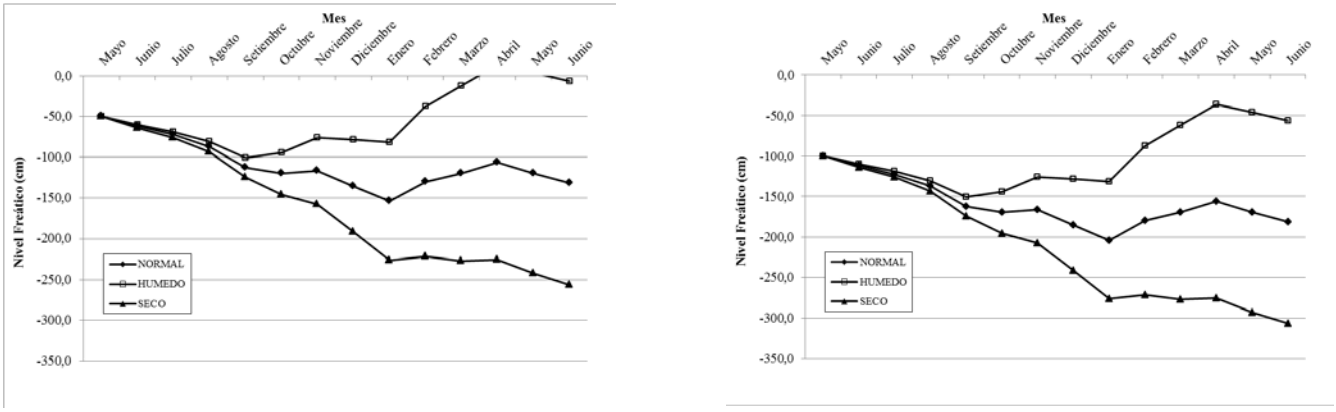


Figura 3: Simulación "en reversa" de la evolución histórica del nivel freático para un sitio representativo de ambientes anegables en Corral de Bustos (Córdoba).

Análisis de escenarios de evolución del NF

Simulando los tres escenarios climáticos, y los dos NF iniciales, pueden analizarse las perspectivas de corto plazo sobre riesgos de anegamiento, a escala sitio específico. Como puede apreciarse en la Figura 4 las situaciones con NF=50 cm presentan un alto riesgo ante la reiteración de un año húmedo, y aún dentro de un año normal, por encontrarse próxima al nivel crítico de 100 cm. La situación con NF=100 cm presentaría riesgos sólo en un escenario climático húmedo.



NF inicial en Mayo= 50 cm NF inicial en Mayo= 100 cm

Figura 4: Simulación del NF para dos situaciones topográficas ambientes anegables en Corral de Bustos (Córdoba).

CONCLUSIONES

Desde el punto de vista climático, el último ciclo en el Este de Córdoba (2014-2017), es el más intenso de los últimos 40 años. Durante los últimos 10 años, el NF se ha mantenido por encima de los 2 m, en situaciones topográficas intermedio-bajas, con una recurrencia de ciclos de anegamiento del orden del 50 %. El modelo empírico basado en balance hídrico y coeficiente de drenaje, permitió una descripción adecuada del comportamiento de la napa, y de su evolución histórica. Las situaciones de suelo con napa por encima de 100 cm presentan alto riesgo de anegamiento en escenarios climáticos húmedos.

AGRADECIMIENTOS

Investigaciones financiadas por SeCyT-UNRC, y recursos propios del Servicio de Conservación y Ordenamiento de Tierras (SECYOT-FAV-UNRC). Un agradecimiento especial a los técnicos de la AER INTA Corral de Bustos, y a los productores que aportaron las estadísticas de lluvias y niveles freáticos.

BIBLIOGRAFÍA

- Avedano, VL, AG Salafia, & H Videla Mensegue. 2017. Informe de situación hídrica del Dpto. Roque Sáenz Peña y zonas aledañas. En: www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2017/02/Excesos-h%C3%ADdricos-Roque-Saenz-Pe%C3%B1a.pdf Fecha de consulta Noviembre 2017.
- Bertram, N & S Chiachiera. 2013. Ascenso de napas en la Región Pampeana: ¿Consecuencia de los cambios en el uso de la tierra? INTA EEA Marcos Juárez. En: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_napas_mjz_13.pdf Fecha de consulta Noviembre 2017
- Cisneros JM, JJ Cantero & A Cantero. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de argentina. Revista UNRC 17 (1): 23-35.
- Cisneros, JM, HA Gil, JD de Prada; AJ Degioanni; A Cantero G, O Giayetto, JP Ioele, OA Madoery, A Masino &J Rosa. 2014. Estado actual, pronósticos y propuestas de control de inundaciones en el centro-este de la provincia de Córdoba. Informe de coyuntura SECYOT: En www.secyot.com.ar Fecha de consulta Noviembre 2017.
- Degioanni, AJ, JM Cisneros, A Cantero G, & H Videla. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda 2006. Ciencia del Suelo 24 (1):29-38.
- Magliano PN, Fernandez RJ, Giménez R, Marchesini VA; Páez RA & EG Jobbágy. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. Ecología Austral 26:095-106
- Mercau JL, Nosetto MD, Bert F, Giménez R, & Jobbágy EG. 2016. Shallow groundwater dynamics in the Pampas: Climate, landscape and crop choice effects. Agric Water Manag, 163: 159-168.
- Nosetto MD, EG Jobbágy, AB Brizuela & RB Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agr, Ecosys Env, 154: 2-11.
- Videla Mensegue, H, JM Cisneros, AJ Degioanni, A Canale, & S Muñoz. 2015. Escenarios de variación del nivel freático para suelos agrícolas de la región de Marcos Juárez – Campaña 2015-16. Publicación INTA Marcos Juárez. En: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_nivelfreatico_mj15.pdf Fecha de consulta Noviembre 2017.

C4P28. COMPONENTES AGROPECUARIO E HIDRULICO DEL PLAN BASICO CONSORCIO DE CONSERVACION DE SUELOS GENERAL DEHEZA (CORDOBA)

Cisneros José M.; Gonzalez Jorge; Corigliano José; Cholaky Carmen G y Cabrera Soledad

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Av. Prof. Leónidas Cholaky Km 604. Río Cuarto. Argentina. jcisneros@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El objetivo fue estimar el efecto de acciones propuestas para minimizar la erosión, escorrentía y caudal pico en la cuenca General Deheza. Se evaluaron tres propuestas que surgieron de combinar la situación actual, el manejo agronómico y la regulación hidrológica: 1-mejorar el manejo agronómico con rotación de cultivos, descompactación y sistematización; 2-mantener la situación actual e implementar obras de regulación hidrológica y 3-implementar sistematización de lotes y regulación hidrológica. Se relevó el uso y manejo de tierras y para las situaciones actual y propuestas se estimó pérdida de suelo por erosión (PSE) tomando como máximo tolerable 2 t ha^{-1} año $^{-1}$, caudal pico (Qp) y Coeficiente de Escurrimiento (CE). Aproximadamente el 90% de 4.673 ha de la cuenca tiene aptitud agrícola coincidiendo con el uso actual, basado en rotación leguminosas (soja y maní)/gramíneas (maíz) en proporción 70-30% de ocupación del territorio, respectivamente. En el escenario actual el Qp= 18 m^3 ha^{-1} año $^{-1}$y CE= 0,24; la PSE= 2 y 3,8 t ha^{-1} año $^{-1}$ sin y con inclusión de maní en la rotación, respectivamente. La sistematización disminuye la PSE pero no al nivel de referencia, mientras que el aumento en la proporción de gramíneas en la rotación si lo hace, independientemente del manejo del suelo y del relieve. La sistematización reduce un 50% el Qp y el CE resultante es de 0,13, la inclusión de cuatro microembalses reduce un 44% el Qp, y el efecto de ambos lo reduce un 70%, respecto a la situación actual. A nivel de prefactibilidad del Plan Básico, las herramientas de modelación permitieron estimar el impacto de las propuestas. Todas las acciones reducen las pérdidas de suelo por erosión. La regulación de escurrimiento en combinación con técnicas de sistematización de los campos reducen el escurrimiento y caudal pico de la cuenca.

Palabras clave: Erosión hídrica, Caudal pico, rotación de cultivos

INTRODUCCIÓN

El plan básico de acción de un consorcio de conservación de suelos (Ley 8863) es el documento técnico que permite tener una visión integral de la problemática de las cuencas que integran el consorcio, con la finalidad de lograr el ordenamiento del territorio. La primera etapa para lograr esa finalidad es brindar una visión futura deseada sobre el funcionamiento del área, la cual se consigue mediante el logro de objetivos parciales, contenidos en el plan básico. Todo proceso de ordenamiento debe definir planes o medidas propuestos para alcanzar objetivos establecidos (Gomez Orea, 2008).

El ordenamiento o gestión de las cuencas, es la búsqueda de la disposición correcta de los asentamientos humanos, las infraestructuras de las actividades económicas, sociales y culturales y de las funciones básicas de los ecosistemas, en el espacio-cuenca, considerando los criterios que mejor orienten el interés colectivo de la sociedad. Esta búsqueda se materializa en el proceso de elaboración de planes y proyectos de ordenamiento, en su gestión permanente y en la reformulación y correcciones que van surgiendo en su etapa de implementación.

El Plan Básico de la Cuenca Consorcio General Deheza desarrolló una propuesta tendiente a alcanzar los siguientes objetivos específicos: minimizar la erosión en los campos, estabilizar la red de drenaje, minimizar los escurrimientos producidos, prevenir las inundaciones en las cuencas bajas y caminos rurales, estabilizar la producción a través de un manejo eficiente del agua del suelo, regular los caudales hídricos para minimizar los escurrimientos a otras cuencas, garantizar la integridad de los caminos rurales y de la infraestructura hidráulica, presentar técnicas de manejo de suelo y relieve y dotar al consorcio de un documento base para priorizar, articular y financiar las acciones que se deriven del plan. Todas las acciones que se propusieron tuvieron carácter de pre-factibilidad.

El objetivo de este trabajo fue estimar el efecto de las acciones propuestas para minimizar la erosión, escorrentía y caudal pico, mediante modelos de simulación hidrológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

El área de estudio se encuentra en la Pampa Loessica Plana, en el límite con la zona denominada de "drenaje araña". Hidrológicamente pertenece a la cuenca del Arroyo Carnerillo (Figura 1). Se caracteriza por presentar un clima templado subhúmedo con una marcada estación seca en invierno y poseer una precipitación media anual de 772 mm. El relieve está constituido por planicies extendidas, que presentan pendientes muy suaves y largas definiendo un escurrimiento superficial lento. Hacia el sur del área el drenaje es de tipo araña conformado por líneas de escurrimiento rectilíneas dispuestas radialmente alrededor de pequeñas depresiones centrales, que se interconectan siguiendo en general la pendiente regional, de dirección O-E. En los sectores más deprimidos se forman lagunas permanentes y en las líneas de drenaje suele acumularse agua dulce de precipitaciones que pueden recargar localmente y mejorar la calidad de agua de la capa freática que en general, posee contenidos salinos bajos a moderados, encontrándose a no mucha profundidad.

Los suelos del área son Haplustoles típicos y enticos, cuyo material originario es loéssico, de textura franco limosa. Las tierras presentan limitaciones atribuidas al régimen de precipitaciones y a la erosión hídrica y eólica y presencia de procesos de degradación física, asociados a su larga historia agrícola manisera.

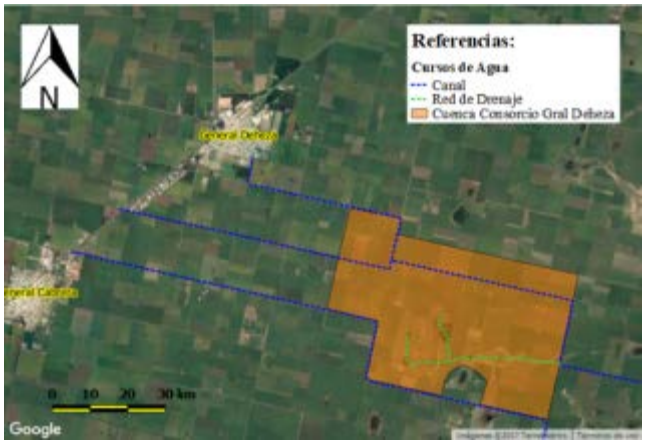


Figura 1: Localización de la cuenca Consorcio de Conservación de Suelos General Deheza.

Se estimó la erosión hídrica potencial a través de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USDA, 2009), tomando como criterio de tolerancia de pérdida de suelo 2 t ha^{-1} $año^{-1}$.

En cuanto a intensidades de lluvia, se analizaron series de datos diarios y se construyó la curva Intensidad-Duración-Recurrencia, utilizando el modelo de eventos máximos de Gumbel (Chow *et. al*, 1993). Para la modelación hidrológica se seleccionó una lluvia máxima de 82 mm en 6 horas para una recurrencia de 10 años, con pico en el segundo sextil. Se usó un coeficiente de reducción areal de 85 %.

Mediante la información disponible y recabada a través de controles de campo, uso intensivo de imágenes de satélite y de modelos digitales disponibles en la red, se recopiló la información sobre el uso y manejo de las tierras y se realizó la caracterización hidrológica a partir de la delimitación de la cuenca y subcuencas. Se definió área, longitud y gradiente de las subcuencas y mediante la consideración de un valor de Curva Número ponderada de 70, según la proporción de tierras agrícolas, tierras de pastos, grupo hidrológico B y humedad antecedente Tipo II, se estimó lámina escurrida mediante la metodología de Curva Numero (USDA-SCS, 1968).L estimación de tiempo de concentración y tiempo lag de la cuenca se realizó según la metodología propuesta por Chow *et al*. (1993).

La modelación hidrológica y de diseño de obras se realizó mediante el modelo Hydrologic model system (HEC-HMS, versión 3.5) (USACE, 2010).

Se elaboró un plan básico estructurado en cuatro componentes principales: agropecuario, hidráulico, vial e institucional. En este trabajo se presentan resultados referidos a los componentes agropecuario e hidráulico.

RESULTADOS

Caracterización de la cuenca

La cuenca no posee límites naturales, todos sus límites son vías de desagüe artificiales, o caminos rurales. Presenta una superficie de 4.673 ha y está compuesta por 11 subcuencas. En la Figura 2 se muestra la delimitación y conformación actual de la cuenca. La superficie, pendiente y longitud máxima media de las subcuencas fue de 425 ha, 0,24% y 3.128 m, respectivamente.

La red de drenaje está constituida por canalizaciones artificiales, construidas en zonas de bajo, y que interconectan las subcuencas hasta su desembocadura en el camino del puente La Ñatita, en el punto de salida, en el extremo este del área (Figura 2).

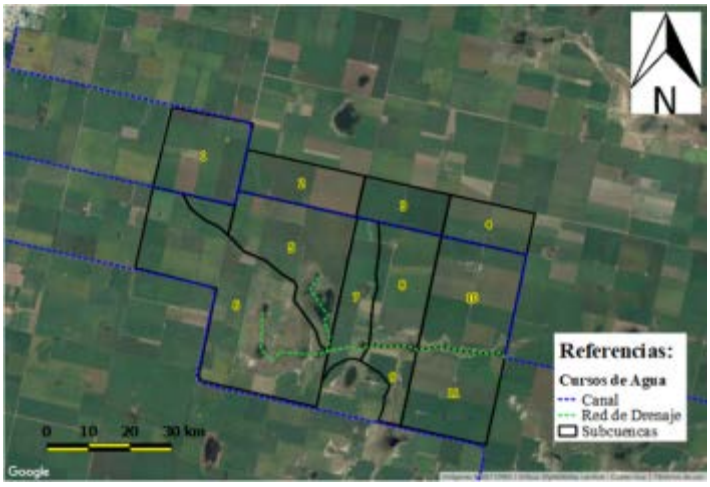


Figura 2: Delimitación de cuencas y red de drenaje del Consorcio de Conservación de Suelos General Deheza.

Gran parte de la cuenca presentó tierras de elevada capacidad productiva, una pequeña porción presentó aptitud ganadera, siendo mínima la superficie con limitaciones muy severas que no permiten ningún uso con fines productivos (Tabla 1).

Tabla 1: Superficie, capacidad de uso y uso potencial de las diferentes tipos de tierras de la cuenca.

Tipo de tierra	Superficie (Ha)	Superficie (%)	Capacidad de Uso	Indice de Productividad (%)	Uso potencial
Planicie bien drenadas	4031	86	IIIec	70	Agrícola
Bajos salino-sódicos	591	13	VIws	50	Ganadero
Charcas y Lagunas	51	1,5	VIIIws	<10	Vida silvestre

En las tierras agrícolas la rotación es soja-soja-maíz o soja-maní-maíz, (70%-30% de ocupación de la superficie de la cuenca con leguminosas y gramíneas, respectivamente) y los suelos son manejados con siembra directa continua, presentan deterioro físico por compactación y no se realizan técnicas de manejo del relieve, es decir la dirección de labores y siembra no tiene en cuenta la dirección de la /s pendientes principales del lote.

El caudal pico estimado a la salida de la cuenca, para una recurrencia de 10 años, fue de 18 m^3/s, con una lámina escurrida de 20 mm, lo que representa un volumen del orden de 1 millon de m^3 para la lluvia máxima considerada, correspondiendo a un coeficiente de escurrimiento de 0,24.

Plan básico. a) Componente agropecuario:

La propuesta de ordenación a escala de predio y de lote y las técnicas planteadas para las tierras agrícolas (90% de la cuenca aproximadamente), contempla rotación de cultivos, manejo de la infiltración mediante descompactación con laboreo vertical y la sistematización mediante la siembra en curvas de nivel o en terrazas de absorción. La estimación de la pérdida de suelo para las condiciones actuales y propuestas para el ordenamiento de la cuenca se presenta en la Tabla 2

Tabla 2: Tasas de erosión para el escenario actual y propuesto de las tierras de la cuenca Consorcio General Deheza

Uso /rotación	**Proporción de la superficie de la cuenca (%)**	**PERDIDA DE SUELO (t ha^{-1} año^{-1})**	
		Escenario Actual	Escenario propuesto
Agricultura soja/soja/maíz	35/35/30	2,0	1,5
Agricultura soja/maní/maíz	35/35/30	3,8	2,6

En la condición actual de uso y manejo de las tierras, la pérdida de suelo supera al valor de tolerancia de 2 t ha^{-1} año^{-1}, salvo en situaciones sin inclusión del cultivo de maní en la rotación, en la cual la pérdida de suelo iguala a dicho valor. La inclusión de maní con las condiciones actuales de manejo del suelo y del relieve duplica las pérdidas de suelo respecto a la rotación que no incluye a este cultivo, condición que se asocia a la intensa remoción del suelo y de la cubierta superficial que produce el arrancado y cosecha de este cultivo (Cisneros *et al*., 2006).

Para el mismo uso y rotación, si se implementan manejos de descompactación del suelo y técnicas de manejo del relieve o sistematización (escenario propuesto), la erosión potencial se reduce aproximadamente 1,5 veces respecto al escenario actual. Sin embargo, la inclusión de maní cada dos años mantiene las pérdidas de suelo por encima del valor de tolerancia (Tabla 2).

El incremento de la proporción de maíz en la rotación hasta equiparar a la del cultivo de soja y la alternativa de incluir cultivos de cobertura luego de maní, así como cultivos invernales como trigo para cosecha, mostraron una reducción de las pérdidas de suelo aun sin implementar técnicas de manejo del suelo y del relieve. Cuando además de implementar estos cambios en la rotación se realizan técnicas de manejo del suelo y del relieve, la pérdida de suelo se reduce por debajo del máximo admisible, pudiendo asociar este resultado, según lo planteado por Cisneros *et al*. (2012), al incremento en las tasas de infiltración, a partir de la protección del suelo e interceptación de la lluvia, del aumento en la conductividad hidráulica por la descompactación de capas densificadas y de la retención superficial en la rugosidad generada por las líneas de siembra dispuestas perpendicularmente a la pendiente del terreno (Tabla 3).

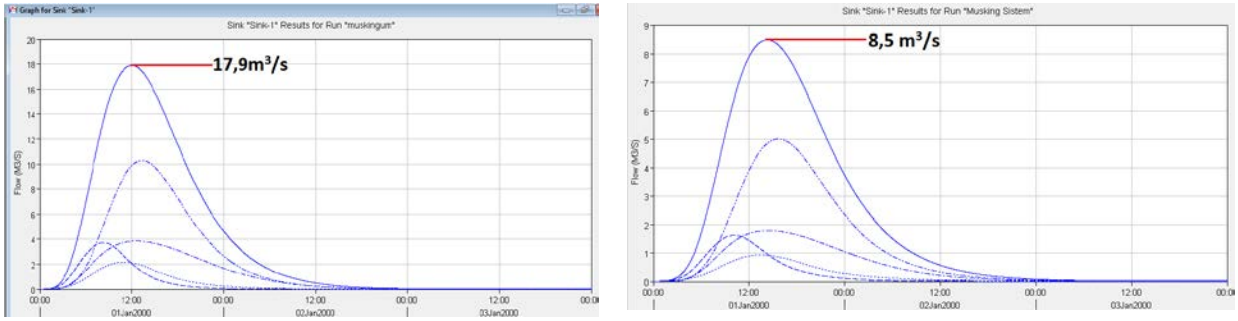
Tabla 3: Tasas de erosión para escenarios de uso y manejo propuestos para las tierras de la cuenca General Deheza.

Uso /rotación	**Proporción de la superficie de la cuenca (%)**	**PERDIDA DE SUELO (t ha^{-1} año^{-1})**	
		Sin manejo del suelo y del relieve	Con manejo del suelo y del relieve
Agricultura soja/ maíz	50/50	1,7	1,3
Agricultura **Soja/maní- cultivo de cobertura/maíz 2ª**	35/35/30	1,9	1,6
Agricultura **Trigo-Soja 2ª/ maíz**	50/50	1,4	1,0

Estos resultados indicarían un rol importante de la selección de cultivos en la rotación donde las gramíneas son esenciales para disminuir las pérdidas de suelo por erosión. En coincidencia con ello, se destaca el decreto Nº 184/98 de la

Dirección General de Desarrollo Agrícola y Recursos Naturales (DGAyRN) de la provincia de Entre Ríos (*Oszust* et *al*.,2014) que establece como buena práctica a toda rotación agrícola o de pasturas anuales que incluya un cultivo de sorgo o maíz cada 3 años y que asegure una pérdida de suelo menor a las 2,5 t ha^{-1} $año^{-1}$ y en el caso de que las pérdidas de suelo sean superiores a ese valor, se considera necesaria la implementación de otras prácticas de conservación; como la construcción de terrazas.

La modelación hidrológica incluyendo técnicas de sistematización o manejo del relieve, indicó que estas técnicas producen efectos importantes, tanto en la reducción del caudal pico, como en el escurrimiento total de la cuenca, determinando una reducción del valor de Curva Número de la cuenca a valores próximos a 60, una disminución del caudal pico en más de un 50 % (Figura 3) y una reducción del coeficiente de escorrentía a 0,13.



Situación actual Situación con técnicas de manejo del relieve

Figura 3. Hidrogramas de la creciente máxima para la condición actual y ordenada de la cuenca Consorcio Gral. Deheza.

b) Componente hidráulico:

Los objetivos de este componente fueron estabilizar y acondicionar los canales de desagües existentes y regular los caudales pico de la cuenca. Se propusieron técnicas de canales empastados, cuatro microembalses reguladores con salida controlada en las depresiones naturales de la cuenca (Figura 4), alteos de caminos y lagunas con salida controlada y limpieza de canales.

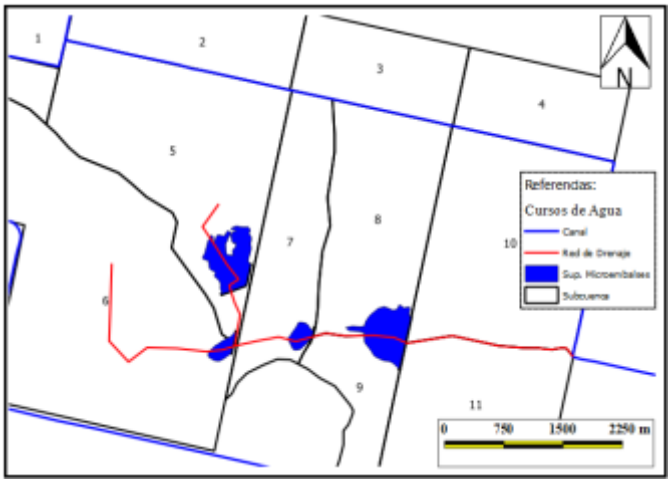
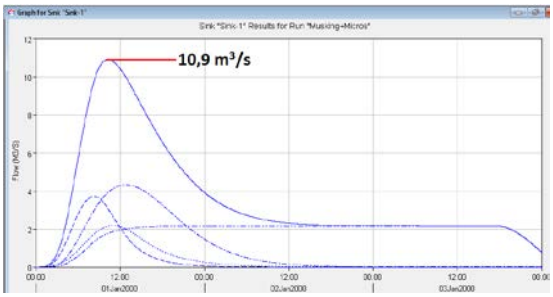


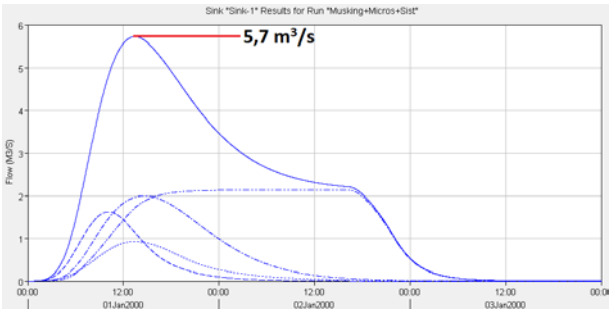
Figura 4: Localización de los microembalses reguladores de escurrimiento en la cuenca del Consorcio General Deheza.

Para evaluar la propuesta, en lo referido al dimensionamiento de los microembalses se tomaron las condiciones actuales de funcionamiento de la cuenca, a los fines de dotar de mayor seguridad a las obras. Las principales características del diseño de los microembalses fueron las siguientes: altura del murallón = 1,5 m, diámetro del vertedero de fondo = 0,8 m, longitud variable entre 200 y 670 m, según las características topográficas. La modelación hidrológica

indicó que para estas condiciones el caudal pico a la salida de la cuenca se reduce a 10,1 m^3/s (reducción del 44 % sobre la condición sin microembalses). Si además de los microembalses se considera la propuesta de sistematización o manejo del relieve en la cuenca la reducción del caudal pico sería del orden del 68% (Figura 5).



Situación Actual con Microembales



Situación con técnicas de manejo del relieve + Microembales

Figura 5: Caudal pico con microembalses y con microembalses + sistematización en la Cuenca Consorcio Gral. Deheza.

CONCLUSIONES

-A nivel de prefactibilidad del Plan Básico de la cuenca, las herramientas de modelación utilizadas permitieron estimar el impacto de las acciones propuestas.

-Las acciones propuestas de rotación de cultivos, manejo del suelo y del relieve, reducen las pérdidas de suelo por erosión.

-La regulación de escurrimientos en combinación con técnicas de sistematización de los campos impactan positivamente sobre el escurrimiento y caudal pico de la cuenca.

BIBLIOGRAFÍA

- Chow, VT; D Maidment & LW Mays (Eds.). 1993. Hidrología aplicada. Mc Graw Hill. Interamericana S.A. Colombia 584 pp.
- Cisneros, J., C Cholaky, A Cantero Gutiérrez., J González, M Reynero, A Diez, L Bergesio, J Cantero, C Núñez, A Amuchástegui & A. Degioanni. 2012. Erosión Hídrica, Principios y técnicas de manejo. UniRio Editora. Río Cuarto, Argentina. 286 pp.
- Cisneros, J., O Giayetto, C Cholaky, G Cerioni, A Cantero Gutierrez & M Uberto. 2006. Suelos, Rotaciones y Labranzas. En. El Cultivo de maní en Córdoba. Fernandez EM & O Giayetto (Comps.) Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina. 280 pp.
- Gomez Orea, D. 2008. Ordenación Territorial. Mundi-Prensa Libros. 704 pp.
- Oszust JD, MG. Wilson, E A. Gabioud & M C Sasal. 2014. Importancia y función de la sistematización de tierras para la conservación del suelo y la biodiversidad. En: Manual de Buenas Prácticas para la conservación del suelo y de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Área piloto Aldea Santa María, Entre Ríos. Zacagnini ME, MG Wilson & JD Oszust (eds.) Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo- PNUD Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. INTA, Buenos Aires, Argentina. 95 pp
- USACE (US Army Corp of Engineers). 2010. HEC-HMS Hydrologic model System, versión 3.5. En: http://www.hec.usace.army.mil/software/hechms/documentation/HEC-HMS_Users_Manual_3.5.pdf.
- USDA-Agricultural Research Service. 2008. Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE 2). En: http//www.ars.usda.gov/sp2userFiles/Place/64080510/RUSLE/RUSLE2_User_Ref_Guide.pdf.
- USDA-SCS. 1968. A Method for Estimating Volume and Rate of Runoff in Small Watershed. SCS, EE UU. 149 pp.

C4P29. CONTROL DE LA EROSIÓN EÓLICA POR CULTIVOS DE COBERTURA LUEGO DE MANÍ EN EL SUDOESTE DE CÓRDOBA

Colazo, Juan C.[1,2]; Genero, Marcela I.[3]; Montesano, Alberto[4]; Álvarez, Cristián[5]; Vicondo, Manuel[6]; Haro, Ricardo[6]; Veliz, Luciano[7]; Cisneros, José[8] y Basla, Wescelao[8]

1. Estación Experimental Agropecuaria San Luis, INTA. Ruta Nacional 7 y 8. Villa Mercedes (SL), Argentina. colazo.juan@inta.gob.ar
2. Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL.
3. Agencia de Extensión Rural Huinca Renancó, INTA.
4. Agencia de Extensión Rural Río Cuarto, INTA.
5. Agencia de Extensión Rural General Pico, INTA.
6. Estación Experimental Agropecuaria Manfredi, INTA.
7. Aceitera General Deheza
8. Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC.

RESUMEN

La implantación de un cultivo de cobertura (CC) luego de un cultivo de maní reduciría el riego de erosión eólica en suelos del Sudoeste de Córdoba. Es por ello que el objetivo del siguiente trabajo fue evaluar el control de la erosión eólica por cultivos de cobertura luego de maní en diferentes ambientes del Sudoeste de Córdoba. El análisis de la información incluyó el periodo 2015-2017 y cuatro sitios de muestreo (Carnerillo, Huinca Renancó, Reducción y Villa Valeria). En cada uno de ellos luego de un cultivo de maní se comparó la tasa de erosión eólica con y sin cultivos de cobertura y se relacionó con variables edáficas, climáticas y niveles de cobertura. La emergencia de los CC varió entre 26 y 250 pl m^{-2}, siendo mayor cuando el CC fue sembrado luego de la cosecha (CC_L) que cuando la implantación fue al voleo luego del arrancado (CC_V). La producción de materia seca varió entre 120 y 6200 kg ha^{-1}. La producción media de materia seca de CC_V fue mayor que la de CC_L en los sitios en donde se compararon ambos tratamientos (3115 *vs*. 585 kg ha^{-1}). La erosión relativa (ER) varió entre 121 y 9%, con una media de 41%. Esto significa que en promedio el CC redujo en un 60% la erosión eólica frente a una situación sin cobertura. Se observó una tendencia positiva entre ER y fracción erosionable por el viento (FE). ER fue más variable en niveles intermedios de FE, indicando que en estos suelos el peso relativo de la cobertura sería más importante que en suelos menos susceptibles a la erosión. Existió una relación exponencial y negativa entre ER y velocidad media de viento durante el periodo de medición. La relación entre ER y la cobertura tuvo una tendencia negativa, aunque no significativa.

Palabras claves: Conservación y manejo de suelos, sostenibilidad, centeno.

INTRODUCCIÓN

En el Sudoeste de Córdoba los sistemas ganaderos o mixtos han sido reemplazados por sistemas de agricultura continua, basados principalmente en cultivos estivales. Entre éstos, el maní tiene una importante participación. Esta simplificación en los sistemas ha incrementado el riesgo de erosión, debido a los cambios en la dinámica de la cobertura vegetal y la mayor remoción del suelo. La predominancia de los suelos arenosos, la alta frecuencia de fuertes vientos y la gran variabilidad de las precipitaciones determinan que la erosión eólica sea la predominante (Buschiazzo, 2006; Cisneros et al., 2015). El riesgo a la misma se incrementa debido a la ausencia de un cultivo invernal, el cual asegura cobertura durante la primavera, época en la cual los vientos son más intensos (Mendez & Buschiazzo, 2015). Por lo tanto, la implantación de cultivos de cobertura (CC) de ciclo invernal sería una de las tecnologías más adecuadas para el control de la erosión (Colazo & Buschiazzo, 2010).

El análisis de la inclusión de CC principalmente luego del cultivo de soja ha mostrado que esta práctica es factible (Álvarez et al., 2013). Sin embargo, la imprevisibilidad y la variabilidad de las precipitaciones otoñales y el largo tiempo insumido entre operaciones de cosecha del maní, hacen que la probabilidad de implantar un CC sea baja en esa región. Recientemente se han realizado las primeras experiencias de CC luego de maní que determinaron tasas de erosión eólica usando metodología estándar (Genero et al., 2016; Montesano et al., 2017). Sin embargo, no existe un análisis y síntesis de la información que permita entender la eficiencia de control de esta práctica en función de la variabilidad edáfica y

climática del sudoeste de Córdoba. Es por ello que el objetivo del siguiente trabajo fue evaluar el control de la erosión eólica en diferentes ambientes del Sudoeste de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Tabla 1 muestra las principales características de los sitios de estudio. En cada sitio existieron diferentes tratamientos con y sin cultivos de cobertura luego de maní. Para la implantación de los cultivos de cobertura se utilizó aproximadamente 40 kg ha^{-1} de centeno implantado al voleo luego de la arrancada de maní o sembrado en línea luego de la cosecha de este último. La única excepción fue el sitio ubicado en Carnerillo en donde se utilizó trigo sembrando en línea con una densidad de 110 kg ha^{-1}. A la emergencia del cultivo se determinó el número de plantas logrado. Durante el ciclo del mismo, la cobertura fue evaluada mediante métodos digitales utilizando el programa CobCal 2.1 (Ferrari et al., 2011). Al momento del secado el rendimiento del cultivo de cobertura fue evaluado por corte utilizando un aro de 0,5 m^2 por triplicado. En cada tratamiento se cuantificó el material erosionado en una parcela de 1 ha compuesta por 4 mástiles con 3 colectores Big Spring Number Eigth (BSNE) dispuestos a 0,135 m, 0,5 m y 1,5 m de altura. El número y la duración de los periodos de medición variaron entre 15 y 60 días según el sitio. Antes de la implantación de las parcelas de medición se cuantificó la fracción erosionable (FE) por el viento usando un tamiz rotativo (Zobeck et al., 2003). Las variables climáticas fueron tomadas por estaciones meteorológicas automáticas ubicadas en las cercanías de los sitios. Para estimar la eficiencia de control, se calculó la erosión relativa (ER). En la mayoría de los sitios fue calculada como el cociente entre el total de sedimento recolectado entre las parcelas con cultivos de cobertura divido la parcela sin cultivo de cobertura (CC_V/sC, CC_L/sC). En VV, al no contar con una parcela sin cultivo de cobertura, la erosión en CC_V fue relativa a CC_L. Los resultados fueron analizados mediante estadística descriptiva. Las relaciones de ER con FE, velocidad de viento y nivel cobertura fueron analizadas mediante regresiones simples en aquellos sitios con información disponible.

Tabla 1: Principales características de los sitios de estudio. HR= Huinca Renancó, VV= Villa Valeria, Ca= Carnerillo, Re= Reducción. HE = Haplustol Éntico, UT = Ustipsamment Típico, sCC = Sin Cultivo de Cobertura, CC_L= cultivo de cobertura sembrado en línea luego de la cosecha de maní, CC_V= cultivo de cobertura implantado al voleo luego del arrancado de maní.

Año	Sitio	Coordenadas	Suelo	T	Medición
2015	HR	-34,68; -64,37	HE	sCC, CCv	8/5-5/10
2016	HR	-34,68; -64,37	HE	sCC, CC_L, CC_V	23/9-2/11
2016	VV	-34,65; -64,79	UT	CC_L, CC_V	23/9-11/11
2016	Ca	-32,87; -64,09	HE	sCC, CC_L	30/8-1/12
2017	Re	-33,12: -63,91	HE	sCC, CC_L	15/8-2/12

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Implantación y rendimiento de los cultivos de cobertura.

La emergencia de los cultivos de cobertura varió entre 26 y 250 pl m^{-2}, siendo mayor cuando el CC fue sembrado luego de la cosecha que cuando la implantación fue al voleo luego del arrancado. La producción de materia seca varió entre 120 y 6200 kg ha^{-1}. La producción media de materia seca de CC_V fue mayor que la de CC_L en los sitios en donde se compararon ambos tratamientos (3115 *vs*. 585 kg ha^{-1}). En general, se observa que la siembra en línea luego de la cosecha generó niveles de producción de materia seca similares a la alternativa del voleo luego del arrancado cuando estas se realizaron antes del 1 de julio. Estudios realizados en la región semiárida central han demostrado que la fecha de siembra del cultivo de cobertura es uno de los aspectos tecnológicos que mayor influyen en la producción de materia seca (Álvarez et al., 2013).

Erosión relativa y su relación con la erodabilidad, erosividad y nivel de cobertura.

La erosión relativa varió entre 121 y 9%, con una media de 41%. Esto significa que en promedio el cultivo de cobertura redujo un 60% la erosión eólica frente a una situación sin cobertura. En general, los valores más altos de ER se registraron en el primer periodo de medición, correspondiente con las primeras etapas de implantación del cultivo, durante los meses de invierno. Los valores más bajos se registraron durante el macollaje del CC, principalmente en el mes de septiembre.

La figura 1 resume los valores de ER en función de los niveles medios de FE en diferentes sitios. Se observó una tendencia positiva entre ER y FE. Esto significaría que a baja FE (baja erodabilidad), los valores medios y la variabilidad de ER son bajas, debido a que la agregación de los suelos sería el factor principal que determina la tasa de erosión. En niveles medios de FE (60%), la variabilidad es mayor. Esto se debería a que los suelos poseen una menor agregación y los niveles de cobertura logrados tienen un peso mayor (Colazo & Buschiazzo, 2010).

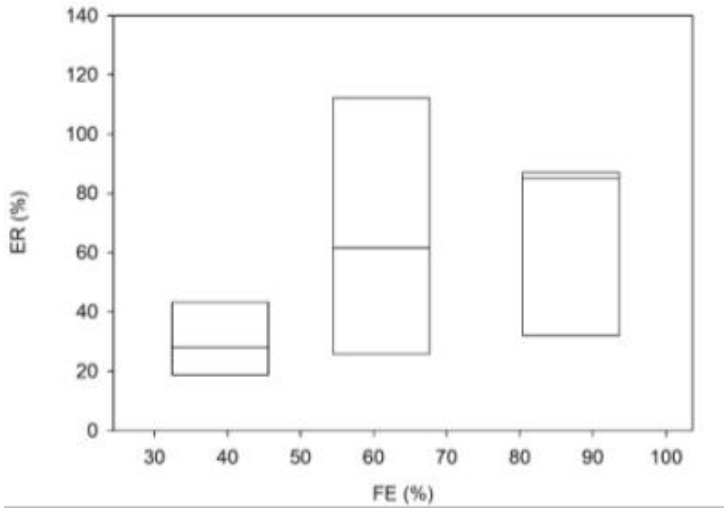


Figura 1: Gráfico box-plot entre la erosión relativa (ER) y la fracción erosionable por el viento (FE).

Existió una relación exponencial y negativa entre ER y velocidad media de viento durante el periodo de medición (Figura 2). Esto significa que a medida que se incrementa la velocidad de viento, el control de los cultivos de cobertura se incrementa. Esto se debe a que la cobertura generada aumenta la altura de la capa límite, reduciendo la fuerza del viento sobre la superficie (Fryrear, 1985). Estudios en la región semiárida central indican que la cobertura es muy eficiente para controlar la erosión con velocidades máximas de hasta 16 m s^{-1} (Mendez & Buschiazzo, 2015).

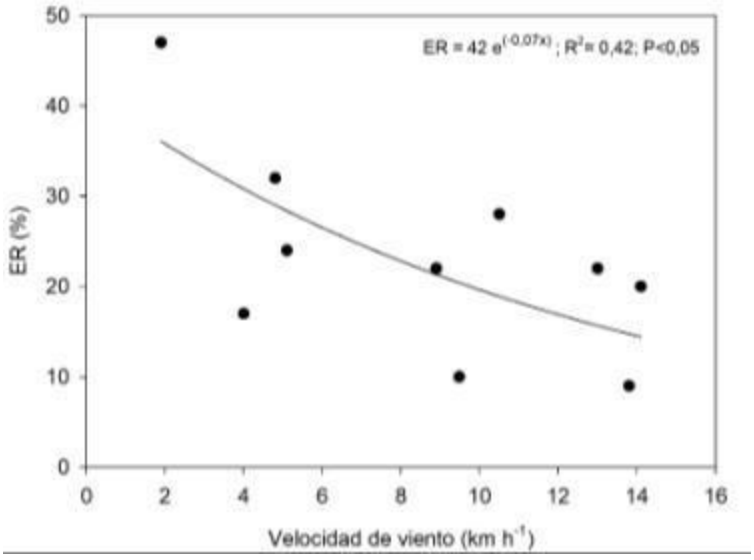


Figura 2: Erosión relativa (RE) y velocidad de viento media para el periodo de medición.

La Figura 3 muestra la relación entre ER y el nivel de cobertura verde. Si bien existió una tendencia exponencial negativa la misma no fue significativa (P=0,1). De todas formas la mayoría de los valores de cobertura mayores al 30% presentaron baja ER. Es probable que esto se deba a la mayor variación que existe en ensayos de campo frente a los producidos utilizando túneles de viento (Mendez, 2010).

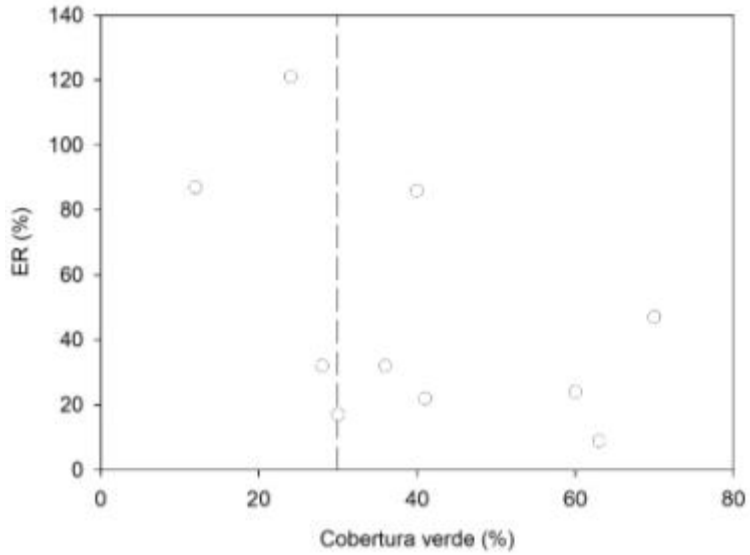


Figura 3: Erosión relativa (ER) y la proporción de cobertura verde en el cultivo de cobertura.

CONCLUSIONES

- Los cultivos de cobertura implantados al voleo luego del arrancado lograron mayores volúmenes de cobertura que aquellos sembrados en línea de la cosecha de maní.
- Los cultivos de cobertura disminuyeron en términos medios más del 60% de la erosión eólica.
- La erosión relativa fue más variable en niveles intermedios de fracción erosionable por el viento, indicando que en estos suelos el peso relativo de la cobertura es más importante que en suelos menos susceptibles a la erosión.
- Los cultivos de cobertura fueron más eficientes para controlar la erosión con velocidades de viento más altas.
- La erosión relativa fue baja con niveles de cobertura mayores al 30%

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Fundación Maní Argentino por la financiación de este trabajo y a AGD por la colaboración en las tareas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; A Quiroga; D Santos & M Bodrero. 2013. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. Editorial INTA. CABA. 195 pp.
- Buschiazzo, DE. 2006. Management Systems in Southern South America. In: GA Peterson, PW Unger & WA Payne (eds.). Dryland Agriculture. Pp 395-425. ASA, CSSA & SSSA. Madison, USA. 1026 pp.
- Cisneros, JM; A Degioanni; J González; C Cholaky; J Cantero; A Cantero Gutiérrez & J Tassile. 2015. Provincia de Córdoba. En: R Casas & M Albarracin (eds.). El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina. Tomo 2. Pp 87-100 FECIC. CABA. 452 pp.
- Colazo, JC & DE Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma 159: 228-236.
- Ferrari, DM; H Ferrari & MC Ferrari. 2011. Software de cobertura vegetal para la aplicación en mecanización agrícola. Disponible en: http://cobcal.sitiogma.com.ar. 1 de diciembre de 2017.
- Fryrear, DW. 1985. Soil cover and wind erosion. Trans. ASAE 28:781.

- Genero, MI; RJ Haro; C Cazorla; M Vicondo & JC Colazo. 2016. Cultivos de cobertura post-maní. Una alternativa para mantener la sustentabilidad de los suelos en el territorio del sudoeste de Córdoba. Informe convenio FMA-INTA. Disponible en: http://inta.gob.ar. 1 de diciembre de 2017.
- Mendez, MJ. 2010. Medición y predicción de la erosión eólica en la región semiárida argentina. Tesis para optar al grado de doctor en agronomía. UNS, Bahía Blanca. 138 pp.
- Mendez, MJ & DE Buschiazzo. 2015. Soil coverage evolution and wind erosion risk on summer crops under contrasting tillage systems. Aeolian Res. 16: 117 – 124.
- Montesano, AM; JC Colazo; CA Álvarez & JM Cisneros. 2017. Erosión eólica en trigo luego de un cultivo de maní en el sur de Córdoba. En: Actas de las III Jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos y II Taller de Cartografía Digital.
- Vicondo, ME; MI Genero; R Haro & JC Colazo. 2016. Cultivo de cobertura post maní para controlar la erosión eólica en el S de Córdoba. En: Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto.
- Zobeck, TM; G Sterk; R Funk; JL Rajot, JE Stout & S. Van Pelt. 2003. Measurement and data analysis methods for field-scale wind erosion studies and model validation. Earth Surf. Process. Landforms 28: 1163-1188.

C4P30. CALIDAD DE SUELO EN UN ROLADO RESPECTO AL BOSQUE NATIVO EN EL CHACO ÁRIDO SANLUISEÑO

Colazo, Juan C.[1,2]; de Dios Herrero, Juan M.[1]; Murray, Francisco[3]; Celdrán Diego[1] y Dupuy Javier[4].

[1]Estación Experimental Agropecuaria San Luis, INTA. Ruta Nacional 7 y 8. Villa Mercedes (SL), Argentina. colazo.juan@inta.gob.ar
[2]Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL.
[3]Agencia de Extensión Rural San Luis, INTA.
[4]Asesor Privado

RESUMEN

Los objetivos del siguiente trabajo fueron a) evaluar los indicadores edáficos de una metodología de análisis de función del paisaje, b) variables edáficas relacionadas con la calidad de suelos y c) comparar los resultados entre ambos enfoques. El estudio se realizó en las cercanías de la localidad de Quines (-32,12°; -65,68°). El tipo de suelo predominante es un Torriortente Ustico. Comparamos un rolado (R) de buffel grass y gatton panic, apareado con un bosque de quebracho blanco y algarrobo negro, que representa a la vegetación natural (VN) del sitio. Sobre una línea de 50 m medimos indicadores compuestos de función del paisaje. En el borde de tres parches vegetados sobre esta línea se determinó la densidad aparente (DA), la infiltración acumulada (IA), la estabilidad estructural en húmedo (EEH) y el contenido de carbono orgánico (COT). Todos los índices de funcionalidad fueron mayores en VN que en R, aunque con diferente magnitud. El índice de reciclaje fue casi un 70% mayor, mientras que de infiltración fue un 1% y la EEH un 2%. La DA fue similar entre manejos en todos los estratos ($P<0,05$). La EEH fue mayor en R que VN ($P<0,01$). La IA en los primeros 30 min fue mayor en VN que en R ($P<0,05$). En el estrato de 0-10 cm, existió una tendencia a mayor acumulación de COT en R que en VN ($P=0,06$). En el estrato de 20-40 cm el COT fue mayor en VN que en R. La metodología de análisis de función del paisaje es una metodología expeditiva y de bajo costo para comparar funcionalidad de los ecosistemas afectados por el manejo, la misma debería adaptarse para reflejar mejor el efecto de la raíces en el desarrollo de carbono orgánico sub-superficial y en la infiltración, que muestra disminuir en los suelos bajo estos ambientes.

Palabras claves: Sostenibilidad, Análisis de función de paisaje, Buffel Grass

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de indicadores de calidad de suelos es fundamental para el monitoreo de sistemas de producción sostenibles. En nuestro país existe una gran cantidad de información sobre indicadores de calidad de suelos, sin embargo la mayoría de los indicadores de calidad han sido desarrollados o evaluados en sistemas agrícolas (Wilson, 2017). La conversión de los bosques nativos en pasturas puede alterar propiedades de la vegetación y del suelo que regulan la circulación y almacenamiento de nutrientes y agua del ecosistema. El control de arbustos induce una sucesión secundaria del pastizal, mejorando su condición y la producción de forraje como consecuencia del desbroce de la biomasa aérea de los arbustos y escaso impacto sobre el estrato herbáceo. El rolado aumenta la cobertura de broza y remueve el suelo superficialmente, favoreciendo la germinación de semillas existentes en el ambiente (Quiroga et al., 2008).

Son pocos los trabajos que abordan el uso de indicadores de suelo en ambientes donde el rolado ha intervenido los ecosistemas naturales (Anriquez et al., 2015; 2016). Sin bien existen antecedentes en donde se han evaluado los efectos de esta práctica en propiedades edáficas, las características sitio – específicas de la vegetación natural y los suelos son muy variables. Entre los parámetros evaluados, aquellos relacionados con la captación y conducción del agua en el suelo, así como el contenido de carbono orgánico han sido los más seleccionados (Magliano et al., 2017; Kunst et al., 2003; Quiroga et al. 2008). Por el otro lado existen enfoques para la evaluación integral de la calidad de los ecosistemas naturales en donde existen metodologías expeditivas que relacionan atributos funcionales con indicadores edáficos. La metodología “análisis de función de paisaje” desarrollada en Australia por Tongway et al. (2004), es una herramienta disponible para monitorear degradación en ambientes áridos. La misma ha sido adaptada por INTA para la región patagónica (Oliva et al., 2011). Por su practicidad y bajo costo, esta metodología sería interesante para evaluar el impacto del rolado. Sin embargo, se debería ajustar y adaptar a los ecosistemas nativos de San Luis, en donde existe una alta participación del estrato arbóreo. Es por ello que los objetivos del siguiente trabajo fueron a) evaluar los indicadores edáficos de una metodología de análisis de función del paisaje, b) variables edáficas relacionadas con la calidad de suelos y c) comparar los resultados entre ambos enfoques.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en las cercanías de la localidad de Quines (-32,12°; -65,68°). El tipo de suelo predominante es un Torriortente Ustico serie Balde de Escudero, con un perfil A-AC-C de textura franca arenosa. Las precipitaciones anuales son de 480 mm y la temperatura media anual es de 20 °C (INTA & Gobierno de San Luis, 2005). Se comparó un rolado (R) de buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) y gatton panic (*Panicum máximum*) bajo pastoreo rotativo intensivo durante seis años, apareado con un bosque de quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y algarrobo negro (*Prosopis nigra*), que representa a la vegetación natural (VN) del sitio. Los tratamientos se encontraron a 3 km de distancia, respetando el mismo tipo de suelo y ubicación en el paisaje.

La metodología de análisis de función del paisaje, utiliza once indicadores edáficos superficiales para evaluar el estado de un ecosistema determinando funcionalidad y reflejando el estado de procesos eco-sistémicos críticos. Por intercepción sobre una línea de 50 m se midió la estructura de inter-parches, luego se eligieron los primeros 10 inter-parches de suelo desnudo, mayores de 40 cm, para caracterizarlos. El método produce tres índices (estabilidad o resistencia a la erosión, infiltración o capacidad para almacenar agua y reciclaje de nutrientes) que resumen diferentes aspectos de la funcionalidad del ecosistema. Estos índices no permiten clasificar de manera automática un determinado ecosistema en base a su estado de degradación, su utilización tiene sentido para comparar lugares con distinto grado de funcionalidad o para evaluar la respuesta temporal a una perturbación (Tongway et al., 2004).

Sobre la línea de medición se seleccionaron tres parches vegetados para las determinaciones de suelo. Estimamos la infiltración acumulada en 30 min con un anillo simple a carga constante de 1 mm. La densidad aparente fue determinada con el método del cilindro en los siguientes estratos: 0-10 cm, 10-20 cm y 20-40 cm. También se tomaron muestras con barrero para la determinación de carbono orgánico total por el método de Walkley & Black en los estratos 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm y 40-60 cm. Por último, tomamos muestras sin disturbar de los primeros 20 cm para la determinación de la estabilidad estructural en húmedo (De Leenheer & De Boodt), expresado como el cambio en diámetro medio ponderado (Santos et al., 2017). La selección de estas profundidades coincidió con los horizontes del perfil edáfico. Las diferencias se analizaron con test-t.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de función de paisaje (AF)

La tabla 1 los valores de los índices de funcionalidad entre manejos. Estos índices varían entre 0 y 100%. Todos los índices fueron mayores en VN que en R, aunque con diferente magnitud. El índice de reciclaje fue casi un 70% mayor, asociado a la presencia de especies criptógamas y principalmente a la calidad del mantillo. La diferencia entre los índices de infiltración fue aproximadamente 1%, mientras que para estabilidad fue del 2%. Estos dos índices están calculados por mediante la combinación de otros indicadores cualitativos que estiman la proporción de cobertura, la presencia de costras y una prueba de desintegración en agua (slake test).

Tabla 1: Índices funcionales relacionados con la dinámica de agua y nutrientes en suelo calculados con la metodología de análisis de función de paisaje. Los valores están expresados en porcentaje. T= Tratamiento, R= Rolado, VN= Vegetación Natural.

T	Estabilidad	Infiltración	Reciclaje
R	49	37,5	44,1
VN	49,9	37,9	74,3

Densidad Aparente (DA), estabilidad estructural en húmedo (EEH) e Infiltración acumulada (IA).

La figura 1 muestra los valores medios de densidad aparente (DA), estabilidad estructural en húmedo (EEH), expresada como el cambio en el diámetro medio pondera e infiltración (IA). La DA fue similar entre tratamientos en

todos los estratos analizados (P<0,05). Resultados similares fueron reportados por Martín et al. (2010). Los valores medios de DA para los estratos 0-10 cm, 10 – 20 cm y 20-40 cm fueron 1,45 ± 0,09; 1,33 ± 0,09 y 1,28 ± 0,08 Mg m^{-3}, respectivamente. Estos valores de DA no superan el umbral máximo (1,59 Mg m^{-3}) calculado por Jones (1983) a partir del contenido de limo +arcilla de estos suelos, aunque en el estrato de 0-10 cm supera el umbral mínimo (1,34 Mg m^{-3}), con lo cual los suelos comienzan tener restricciones en el crecimiento radicular (Reynolds et al. 2002). La EEH fue mayor en R que en VN (P<0,01). Los valores del cambio en el diámetro ponderado en húmedo fueron bajos en ambos manejos, lo que indican una alta estabilidad estructural en húmedo. La IA en los primeros 30 min fue mayor en VN que en R (P<0,05). Esto coincide con Kunst et al. (2003 y 2013) quienes encontraron menores valores de infiltración básica en tratamientos rolados que bajo vegetación natural en suelos de Santiago del Estero. En la región de estudio esto coincide con Magliano et al. (2017), quienes asocian este cambio a la compactación producida por el tránsito de la maquinaría y el pastoreo animal.

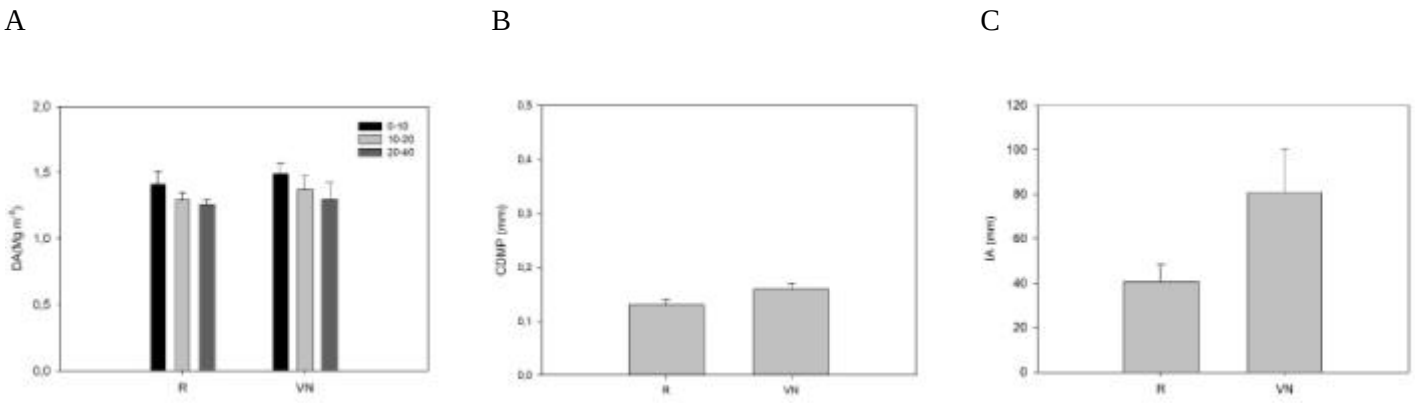


Figura 1: A) Densidad Aparente (DA), B) Estabilidad Estructural en húmedo, expresado como el cambio en el diámetro ponderado en húmedo (CDMP) y C) Infiltración acumulada (IA) un suelo rolado (R) y bajo vegetación natural (VN). Las barras verticales representan el desvío estándar (n=3).

Distribución vertical del carbono orgánico total

La figura 2 muestra la variación vertical en el perfil de suelo del contenido de carbono orgánico total (COT). El COT fue similar entre tratamiento en los primeros 20 cm (P>0,05). En el estrato de 0-10 cm, existió una tendencia a mayor acumulación de COT en R que en VN (38,4 vs 33,4 g kg^{-1}, P=0,06). Estos resultados coinciden con Anriquez et al. (2005) y Martín et al. (2010). Estos valores son similares a los encontrados por de Dios Herrero et al. (2014) para suelos bajo el mismo tipo de vegetación y textura de suelo. En el estrato de 20-40 cm el COT fue mayor en VN que en R. Estos resultados no coinciden con Martín et al. (2010). En el estrato de 40 – 60 cm el COT fue similar entre manejos con un valor medio de 14,1 ± 3 g kg^{-1}. Esto coincide con las observaciones de Ecclesia et al. (2012), quienes afirman que el cambio entre vegetación nativa y pasturas produce una acumulación de COT en la superficie con una disminución en el estrato sub-superficial. Esto demuestra la importancia de muestrear por debajo de los primeros 20 cm para evaluar el efecto del manejo en el COT en este tipo de ambientes. El stock de COT en los primeros 40 cm fue 102 Mg ha^{-1} en R mientras que en VN fue de 131 Mg ha^{-1} (P<0,05).

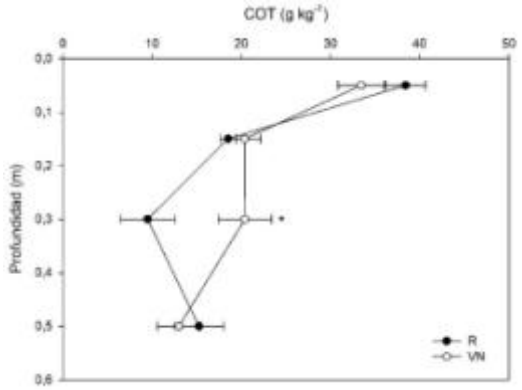


Figura 2: Variación vertical en el perfil de suelo del contenido de carbono orgánico total (COT) en un suelo rolado (R) y bajo vegetación natural (VN). Las barras horizontales representan el desvío estándar (n=3). *= P<0,05.

Discusión general

El comportamiento de los índices que estiman funciones similares mostró una gran variabilidad entre las metodologías. Los índices de estabilidad estructural en húmedo indican que ambos manejos poseen una buena resistencia a procesos de desintegración de la estructura por el agua. Esto puede estar explicado por los altos contenidos de COT superficial en ambos manejos (Franzluebber & Arshad, 1996). Con relación a la infiltración, el índice estimado en AF no fue tan sensible como lo fue el medido con el anillo simple. Por último, el contenido de carbono orgánico y el índice de reciclaje mostraron resultados similares, pero mientras el primero estuvo explicado por el carbono orgánico de estratos sub-superficiales, el segundo lo hizo por el mantillo superficial. Esto demuestra que la metodología debería adaptarse para reflejar mejor el efecto de la raíces en el desarrollo de carbono orgánico sub-superficial y en la infiltración, que muestra disminuir en estos suelos.

CONCLUSIONES

- La metodología de evaluación funcional tuvo valores aceptables en estabilidad y reciclaje, aunque se debe ajustar infiltración.
- No existió diferencias en la densidad aparente del suelo, las diferencias fueron leves en estabilidad estructural en húmedo y la infiltración disminuyó por el rolado.
- Existe una tendencia a una mayor concentración de COT en los primeros 10 cm en el rolado y a mayor contenido de COT en el estrato superficial bajo la vegetación nativa, lo que determinó un mayor stock de carbono en los primeros 40 cm en este último.
- La metodología de análisis de función del paisaje es una metodología expeditiva y de bajo costo para comparar funcionalidad de los ecosistemas afectados por prácticas de manejo, la misma debería adaptarse para reflejar mejor el efecto de la raíces en el desarrollo de carbono orgánico sub-superficial y en la infiltración, que muestra disminuir en los suelos bajo estos ambientes.

AGRADECIMIENTOS

A la empresa Agritur S.A. por permitir utilizar sus instalaciones y al proyecto regional con enfoque territorial del noroeste sanluiseño por la financiación del estudio. A Aldo Suarez por el análisis de las muestras de estabilidad estructural en húmedo.

BIBLIOGRAFÍA

- Anriquez, A; A Albanesi; C Kunst; R Ledesma; C López; A Rodriguez Torresi & J Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el chaco occidental, Argentina. Ci. Suelo (Argentina) 23(2): 145-157.
- de Dios Herrero, JM; JC Colazo & DE Buschiazzo. 2014. Balance de carbono, efecto del manejo en suelos de San Luis. En: Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del suelo & II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca.
- Ecclesia, RP; EG Jobbágy; RB Jackson; F Biganzoli & G Piñeiro. 2012. Shifts in soil organic carbón for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. Global Change Biol. 18: 3237-3251.
- Franzluebber & Arshad, 1996. Water-stable aggregation and organic matter in four soils under conventional and zero tillage. Can. J. Soil Sci. 76:387-393.
- INTA & Gobierno de San Luis. 2005. Carta de suelo de la República Argentina. Hoja Concarán. Ediciones INTA. CABA. X pp.
- Jones, CA. 1983. Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth. Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 1208–1211.
- Kunst, C; R Ledesma; M Basan Nickish; A Gabriel; D Prieto & J Godoy. 2003. Rolado de fachinales e infiltración de agua en el suelo en el chaco occidental (Argentina). RIA 32 (3): 1:21.
- Kunst, C; R Ledesma: P Tomsic & J Godoy. 2013. Rolados en infiltración de agua en el suelo en la región chaqueña occidental. Revista de la Fac. de Agro. UNLPam 22: 43-49.
- Magliano, PN; RJ Fernández; EL Florio, F Murray & E Jobbágy. 2017. Soil physical changes after conversión of woodlands to pastures in dry chaco rangelands (Argentina). Rangeland Eco. & Manag. 70: 225-229.
- Martin, J; E Adema; S Aimar & F Babinec. 2010. Efecto del rolado sobre propiedades fisicoquímicas del suelo en el ecotono Caldenal-Monte Occidental. Pub. Tec. 76. INTA Anguil. Ediciones INTA. CABA. 30 pp.
- Oliva, G; J Gaitán; D Bran; V Nakamatsu; J Salomone; G Buono; J Escobar; D Ferrante; G Humano; G Ciari; D Suarez; W Opazo; E Adema & D Celdrán. 2011. Manual para la instalación y lecturas de monitores MARAS. INTA.
- Quiroga, A; E Adema; R Fernández; L Butti & T Rucci. 2008. Propiedades del suelo en un pastizal rolado del ecotono cardenal-monte occidental. En: Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Reynolds, W.D; BT Bowman; CF Drury; CS Tan & X. Lu. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. Geoderma 110:131–146.
- Santos, D; M Wilson & M Ostinelli. 2017. Metodología de muestreo de suelos y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes. 2da Ed. Ediciones INTA. CABA. 160 pp.
- Tongway, D & NL Hindley. 2004. Landscape Function Analysis: Procedures for monitoring and assessing landscapes. With special reference to Minesites and Rangelands. Canberra, CSIRO.
- Wilson, M. 2017. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. Editorial INTA. CABA. 151 pp.

C4P31. ESTUDIO DE LA DENSIFICACIÓN EDAFICA EN LOTES CON CAÑA DE AZÚCAR.

Corbella[1], Roberto D[1]., Tonatto[1], M. Javier, Courel[1], Gerónimo F., Plasencia[1], Adriana M., Hernández[2], Emiliano, Apud[2], Matías y García[1], José R.

1- Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina.
2- Técnicos Profesionales, empresa Los Cevilares S.A., roberto.corbella@gmail.com

RESUMEN

El incremento de la densidad aparente (DA) conduce a la "compactación" que es la empaquetadura de las partículas del suelo (densificación) que se manifiesta a través de la disminución de su espacio poroso. La DA resulta ser un excelente indicador de la condición física del suelo. Sus disminuciones o incrementos son capaces de generar una cadena de múltiples beneficios y/o perjuicios. Un incremento de la DA se traduce en una serie de limitaciones que afectan el crecimiento radicular y la capacidad hídrica de los suelos. En el cultivo de la caña de azúcar los problemas de compactación se magnifican durante la cosecha por la alta intensidad de tráfico que demanda la labor y en ocasiones por el tránsito directo sobre la cepa. El presente trabajo tiene como objetivo determinar la DA y otras propiedades edáficas relacionadas con el desarrollo del cultivo de la caña de azúcar, antes y después de la tarea de cosecha. Los estudios se realizaron, durante las campañas 2015 al 2017, en campos de la empresa Los Cevilares S.A. ubicada en el departamento Cruz Alta en la subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana. Se trabajo en los lotes 7 Quebrachos sobre suelos clasificados como Argiustoles típicos. Se hicieron las siguientes determinaciones: Carbono orgánico; Nitrogeno total; Fósforo asimilable; pH; Conductividad eléctrica, Textura, Contenido hídrico y DA. La DA se determinó en 3 sectores (trocha, costilla y surco) y en 4 niveles de profundidad (0-5, 5-10, 10-17 y 17-25 cm). Se comprobó que antes y después de la cosecha existen valores de DA limitantes. Los mayores incrementos se manifestaron después de realizada la cosecha, en los tres sectores estudiados. El sector más afectado lo representó la trocha, principalmente a la profundidad de 0-5 cm. Es recomendable el uso de cultivadores para descompactar los lotes cultivados con caña de azúcar.

Palabras clave: Densidad Aparente, suelos, tráfico

INTRODUCCIÓN

Según Fadda (2002) la degradación física se refiere a los cambios adversos en las propiedades físicas del suelo, como son la porosidad, permeabilidad, peso específico aparente y estabilidad estructural. La misma se mide por el aumento de la densidad aparente (DA) en $g.cm^{-3}.año^{-1}$, o disminución de la conductividad hidráulica (K) en $cm.hora^{-1}.año^{-1}$. Para estudiar la degradación física se toma en consideración la capa de suelo comprendida entre 0 y 60 cm (FAO, 1980). Por lo tanto, dentro de las propiedades edáficas, la DA resulta ser un excelente indicador de la condición física del suelo. Sus disminuciones o incrementos son capaces de generar una cadena de múltiples beneficios o perjuicios (Corbella, *et al*., 2016). Un incremento de la DA de un suelo se traduce en una serie de limitaciones que por un lado afectan el crecimiento radicular por un incremento de la resistencia del suelo a su penetración, pobre aireación, acumulación de gases tóxicos y exudados radiculares y, por otro, la capacidad hídrica de los suelos por baja velocidad de infiltración, lento movimiento y redistribución de agua y nutrientes.

El incremento de la DA conduce a la "compactación" que es la empaquetadura de las partículas del suelo (densificación) que se manifiesta a través de la disminución de su espacio poroso. En el cultivo de la caña de azúcar los problemas de compactación se magnifican durante la cosecha por la alta intensidad de tráfico que demanda la labor, por el peso de la maquinaria empleada y por el tránsito directo sobre la cepa en algunos casos. La superficie neta cosechable total con caña de azúcar para la provincia de Tucumán en la zafra 2017 fue estimada en 269.530 ha. Partiendo de esta información y reconociendo que los suelos cultivados con caña de azúcar están sometidos a grandes cargas de peso como consecuencia del manejo del cultivo, surge la necesidad de realizar estudios sobre la densificación que presenta el suelo dedicado al cultivo de la caña de azúcar. El presente estudio tiene como objetivo determinar la densidad aparente y otras propiedades edáficas relacionadas al crecimiento del cultivo en lotes cañeros antes y después de la tarea de cosecha mecanizada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron en suelos cañeros, durante las campañas 2015 al 2017, de la empresa Los Cevilares S.A. La misma está ubicada en el departamento Cruz Alta, en la subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana (Zuccardi y Fadda 1985). Se trabajo en los lotes 7 Quebrachos con suelos Argiustoles típicos. La textura de estos suelos es franco limosa a franco arcillo limosa. En los sitios se hicieron las siguientes determinaciones: Carbono orgánico por Walkley y Black (1934); N total (Nt) por Kjehldal; Fósforo asimilable (P) en ppm por Bray Kurtz 1, pH: potenciométrico dilución 1:2,5; Conductividad eléctrica (CE dS m^{-1}) en Extracto de Saturación, Textura (método organoléptico), Contenido hídrico (método gravimétrico) y Densidad Aparente (DA) método del cilindro (Blake & Hartge 1986).

La DA se determinó en 3 sectores (trocha, costilla y surco) y en 4 niveles de profundidad (0-5, 5-10, 10-17 y 17-25 cm), antes y después de las labores de cosecha. Se usaron dos cilindros de volúmenes diferentes (230,79 y 115,39 cm^3 según la profundidad de estudio). Se calculó la porosidad total (Pt) utilizando el valor de 2,48 $gr.cm^{-3}$ como densidad particular o real. El diseño experimental fue de parcelas totalmente aleatorizadas. El análisis estadístico fue evaluado por el procedimiento ANOVA, usando el paquete estadístico Infostat (2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para determinar la existencia de problemas de fertilidad física en 7 Quebrachos se realizo el estudio de DA a 4 profundidades (gráfico 1, 2, 3 y 4) previo a la labor de cosecha. En los primeros 5 cm se encontraron diferencias significativas en los valores de esta propiedad entre los tres sectores evaluados. Los valores más altos de DA correspondieron al sector trocha registrando 1,41 g cm^{-3} como valor promedio y 43% de porosidad total. Los valores más bajos correspondieron al sector surco con 1,12 g cm^{-3} como valor promedio y una porosidad total del 55%. Las consecuencias del incremento de DA en la trocha fueron producto de la generación de una capa de estructura laminar, mezclada con sectores masivos, lo que se traducía en una muy baja infiltración. A la profundidad comprendida entre 5-10 cm se determinaron valores significativos de DA en los sectores trocha y costilla, extendiendose la falta de estructura hasta esa profundidad. En la profundidad comprendida entre 10-17 cm no se detectaron diferencias significativas de DA en los tres sectores estudiados al igual que a los 17-25 cm. A esta profundidad se comprobó que los valores de DA, son muy similares, próximos a ser limitantes al desarrollo radicular, aireación y movimiento de agua entre otras cosas.

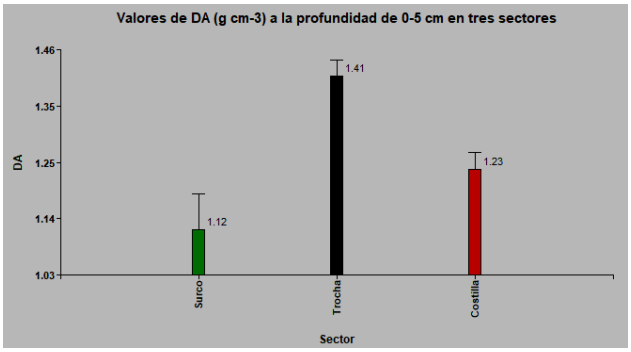


Grafico 1: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 0-5 cm, lote 7 Quebrachos.

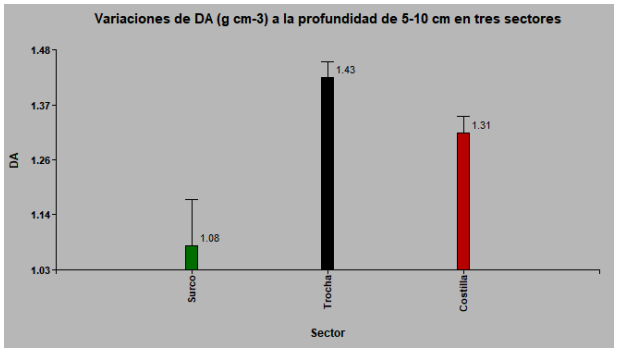


Grafico 2: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 5-10 cm, lote 7 Quebrachos.

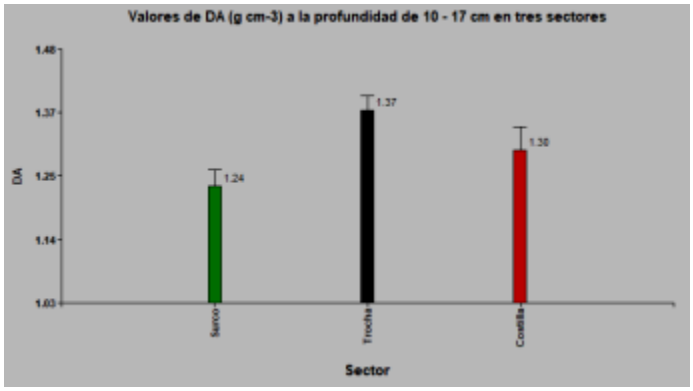


Grafico 3: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 10-17 cm, lote 7 Quebrachos.

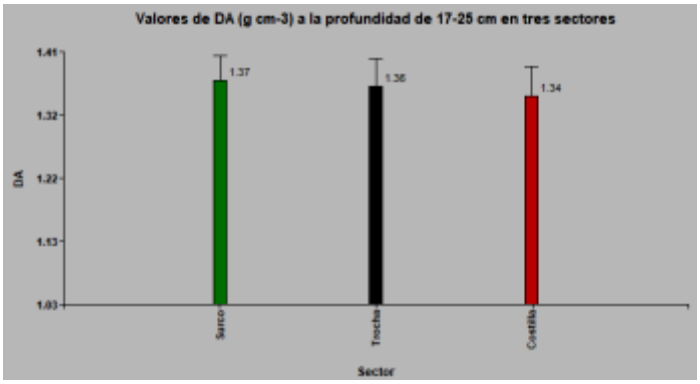


Grafico 4: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 17-25 cm, lote 7 Quebrachos.

En la tabla 1 están consignados los valores de DA obtenidos después realizada la cosecha del cultivo. El análisis estadistico correspondiente esta efectuado por profundidad. Se determinó que el valor más alto de DA (1,62 g cm^{-3}) se encontró en el sector trocha en superficie (0-5 cm), esto trajo como consecuencia una reducción del 20% de la porosidad total y a igual profundidad, en el surco, se comprobó un reducción del 10% de la porosidad total. En la profundidad comprendida entre 5-10 cm se encontraron diferencias significativa entre los sectores costilla, trocha vs surco, la misma tendencia se manifiesta entre 10-17 cm y en la ultima profundidad (17-25 cm) no existieron diferencias significativas entre los tres sectores estudiados, mostrando claramente una situación de compactación prácticamente homogénea con valores promedios de DA que superan el valor de 1,35 g cm^{-3}

Tabla 1: Valores promedios de DA g cm^{-3} despues de realizada cosecha

SECTOR	Valores promedios de DA g cm^{-3}			
	0-5 cm	5-10 cm	10-17 cm	17-25 cm
Surco	1,25 a	1,14 a	1,26 a	1,37 a
Costilla	1,31 ab	1,26 b	1,39 b	1,39 a
trocha	1,62 b	1,36 b	1,42 b	1,40 a

Los valores de humedad gravimétrica obtenidos indican que los contenidos hídricos expresados en lámina representan, en promedio, unos 72 mm es decir un contenido hídrico próximo a Capacidad de Campo para la clase textural Franco limosa a Franco arcillo limosa.

En la tabla 2 se muestran la cuantificación de las propiedades químicas y físico químicas. En base a estos resultados observamos que son suelos sin problemas de salinidad, con pH que oscilan entre ligera acidez a neutros, con contenidos de materia orgánica (MO%) moderados a altos y con valores bajos de fósforo (P ppm) disponible.

Tabla 2: Cuantificación de propiedades químicas y físico-químicas entre 0-20 cm de profundidad de los lotes cañeros estudiados.

SITIO	pH	CE dS/m	CO%	MO%	Nt%	P ppm
7 Quebrachos 1	7,2	0,6	1,74	3,00	0,13	8,6
7 Quebrachos 2	6,7	0,5	2,00	3,45	0,13	10,8
7 Quebrachos 3	6,3	0,5	1,81	3,12	0,12	10,6
7 Quebrachos 4	5,9	0,5	1,78	3,07	0,13	7,5
7 Quebrachos 5	7,0	0,3	1,38	2,38	0,13	2,6

CONCLUSIONES

- El punto más afectado por el incremento de la DA lo representa la trocha, principalmente a la profundidad superficial de 0-5 cm.
- La zona comprendida entre los 10-20 cm de profundidad también registra incrementos en los valores de DA pero no de la magnitud de capas superficiales, principalmente en la trocha y en la costilla.
- El surco, en general, registra los valores ideales de DA para una buena infiltración de agua, buena actividad biológica y buen desarrollo radicular entre otros.
- A partir de la profundidad comprendida entre 15-20 cm se evidencia un mayor valor de DA en las tres situaciones.
- Es fundamental considerar la capacidad portante de suelo y esto se relaciona con el contenido de humedad edáfico (a mayor humedad menor capacidad portante).
- Es recomendable realizar tareas de descompactación para comprobar si se revierte la densificación detectada en los lotes.

BIBLIOGRAFÍA

- Blake, G.R. and Hartge, K.H. (1986) Bulk density. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 1—Physical and Mineralogical Methods, 2nd Edition, Agronomy Monograph 9, American Society of Agronomy—Soil Science Society of America, Madison, 363-382.
- Bray Roger H.; Kurtz, L. T 1945 Determination Of Total, Organic, And Available Forms Of Phosphorus In Soils Soil Science: January 1945 - Volume 59 - Issue 1 - ppg 39-46
- Corbella, R, Tonatto, J. ,Courel, G y Plasencia, A. 2016. Informe estudios propiedades edáficas, Jornadas Grupo Crea, Los Cevilares, Tucumán, Noviembre de 2016,
- F.A.O. 1980. Metodología Provisional para la Evaluación de la Degradación de los Suelos. FAO. Roma.
- Fadda, Guillermo S. 2002. Acciones Antrópicas. Guías de estudio. www.edafologia.com.ar
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

C4P32. EFICIENCIA DE DESCOMPACTADORES EN SUELOS CAÑEROS Y SU INFLUENCIA EN EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO

Corbella[1], Roberto D[1]., Tonatto[1], M. Javier, Courel[1], Gerónimo F., Plasencia[1], Adriana M., Apud[2], Matías, Hernández[2], Emiliano y García[1], José R.

1- Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina.
2- Técnicos Profesionales, empresa Los Cevilares S.A., roberto.corbella@gmail.com

RESUMEN

No existe a nivel local, suficiente valoración de los efectos de la descompactación sobre el cultivo de caña de azúcar. Mucho menos, acerca de la duración de los efectos de la práctica de descompactación sobre las propiedades edáficas a lo largo del ciclo del cultivo. El presente estudio tiene como objetivo comparar la efectividad de dos equipos descompactadores: el cultivador integral (CI) y el cultivador de laminas curvas (CLC), sobre la densificación de suelos cañeros a través de la determinación de la Densidad Aparente (DA) como así también el rendimiento cultural obtenido después de realizadas las labores y comparar los resultados con los lotes no descompactados. Los ensayos se realizaron en suelos cañeros de la empresa Los Cevilares S.A., departamento Cruz Alta en subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana. Se trabajo en los lotes Sarita Norte y Sarita Sur, con suelos Argiustoles típicos. La textura es franco limosa a franco arcillo limosa Se determinó Carbono orgánico; Nitrógeno total; Fósforo asimilable, pH; Conductividad eléctrica, Textura, Contenido hídrico; DA. La DA se determinó en 3 zonas (trocha, costilla y surco) y en 3 niveles de profundidad (0-5, 5-10 y 10-20 cm), antes y después de las labores de cosecha. Se calculó la porosidad total (Pt). El diseño experimental fue de parcelas totalmente aleatorizadas. Antes de efectuada la cosecha los menores valores de DA se determinaron en el tratamiento realizado con el CI, para todas las profundidades estudiadas. Después de la cosecha el tratamiento CI mantuvo su mayor eficiencia de descompactación. En la población de tallos molibles, no hubo diferencias significativas entre los tratamientos. En cuanto al peso de tallos, se observó una tendencia de aumento en los tratamientos de CI y CLC respecto al testigo. En el rendimiento cultural existieron diferencias significativas entre tratamientos y entre tratamientos y testigo. El mayor rendimiento se registró en CI.

Palabras clave: Cultivadores , laboreo , compactación.

INTRODUCCIÓN

El uso indiscriminado de labores de cultivo, ha llevado al desarrollo de capas subsuperficiales altamente compactadas las cuales coinciden con la zona de mayor desarrollo radical para la mayoría de los cultivos. Esta situación genera alteraciones en la permeabilidad del suelo al agua y al aire, así como también, una alta resistencia a la penetración, lo que origina una inhibición del crecimiento radical de las plantas (Pla, 1990; Kviz *et al.*, 2014). Estas raíces al no poder penetrar profundamente, traen como consecuencia un aumento de la susceptibilidad de los cultivos a la sequía y un menor aprovechamiento de los nutrientes, por esta razón se produce una disminución en los rendimientos (Materechera *et al.*, 1993); el tráfico de máquinas agrícolas modifica la condición del suelo, aumenta la densidad, disminuye el diámetro medio ponderado de los agregados y la macro porosidad en el entresurco con relación a la línea de plantación lo que causa degradación acumulativa de la calidad del suelo a través del tiempo (Botta *et al.*, 2004). Hakansson (1982) confirma que entre los numerosos procesos que conducen al deterioro de la estructura del suelo, la compactación del subsuelo inducida por el tráfico de vehículos pesados, pareciera ser el desafío más importante a largo plazo para una agricultura sostenible.

Autores como Gebauer *et al*., (2012); Rodríguez y Valencia (2012), entre otros, han investigado el efecto de la compactación de los suelos agrícolas originado por el tráfico de los medios que intervienen en el proceso de producción demostrando la relación existente entre el número de pasadas y el peso de los medios mecanizados sobre la compactación de los suelos. No existe a nivel local, suficiente valoración de los efectos de la descompactación sobre el cultivo de caña de azúcar. Mucho menos, acerca de la duración de los efectos de la práctica de descompactación sobre las propiedades edáficas a lo largo del ciclo del cultivo. El presente estudio tiene como objetivo comparar la efectividad de dos equipos descompactadores: el cultivador integral (CI) y el cultivador de laminas curvas (CLC), sobre la densificación de suelos cañeros a través de la determinación de la DA como así también el rendimiento cultural obtenido después de realizadas las labores y comparar los resultados con los lotes no descompactados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron en suelos cañeros, durante las campañas 2015 al 2017, de la empresa Los Cevilares S.A. La misma está ubicada en el departamento Cruz Alta en subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana. Se trabajó en los lotes Sarita Norte y Sarita Sur, con suelos Argiustoles típicos. La textura de estos suelos es franco limosa a franco arcillo limosa. En los sitios se hicieron las siguientes determinaciones: Carbono orgánico por Walkley y Black (1934); N total (Nt) por Kjehldal; Fósforo asimilable (P) en ppm por Bray Kurtz 1, pH: potenciométrico dilución 1:2,5; Conductividad eléctrica (CE dS m^{-1}) en Extracto de Saturación, Textura (método organoléptico), Contenido hídrico (método gravimétrico); Densidad Aparente (DA) método del cilindro (Blake & Hartge 1986). La DA se determinó en 3 zonas (trocha, costilla y surco) y en 3 niveles de profundidad (0-5, 5-10 y 10-20 cm), antes y después de las labores de cosecha. Se usaron dos cilindros de volúmenes diferentes (230,79 y 115,39 cm^3 según la profundidad de estudio).

Se calculó la porosidad total (Pt) utilizando el valor de 2,48 $gr.cm^{-3}$ como densidad particular o real. El diseño experimental fue de parcelas totalmente aleatorizadas. El análisis estadístico fue evaluado por el procedimiento ANOVA, usando el paquete estadístico Infostat (2016). El análisis estadístico se realizo considerando cada profundidad por separado.

Se comparó el laboreo que realizaron en descompactación las herramientas cultivador integral (CI) y el cultivador de laminas curvas (CLC). El CI permite la realización de labores de descompactado (laboreo vertical) de suelo y abonado simultáneamente con rastrojos en superficie y el CLC, permite la realización de labores de descompactado (laboreo vertical) en las trochas con rastrojos en superficie a través de un sistema de cinceles curvos. Se fijaron estaciones de evaluación en lotes de manejo comercial (Sarita Norte y Sarita Sur) donde se realizaron las labores mecánicas de descompactado y se consideró como testigo un sector del mismo lote sin descompactar. Las evaluaciones se realizaron en tres momentos diferenciales en cada caso: previo a la cosecha mecanizada y a la labor de descompactado; posterior a la labor de descompactado y finalmente posterior a la cosecha.

Los resultados obtenidos se correlacionaron con los rendimientos culturales estimados en las parcelas de ensayo. Para ello, se establecieron 3 puntos de muestreo por parcela donde se realizó un conteo de tallos molibles (3 surcos de 10 m de largo) y se pesaron 3 muestras de tallos (10 tallos pelados y despuntados a la altura de quiebre natural) para así poder obtener los componentes del rendimiento cultural.

$$\text{Rendimiento Cultural} = \text{Peso promedio de tallo molible} \times \text{Población tallos ha}^{-1}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de la DA antes de efectuada la cosecha

En la Tabla 1 se muestran los valores de DA obtenidos en los tratamientos descompactados (CI vs CLC) y no descompactado (Testigo) para las 3 profundidades consideradas (0-5 cm, 5-10 cm y 10-20 cm). Estas profundidades de estudio están en función de lo expresado por Botta *et al* (2004) quienes definen a la compactación desde dos profundidades: 1) compactación superficial: la que se produce por la presión superficial en la zona de contacto rueda/suelo y esta depende de la presión de inflado y de la deformación del suelo y 2) compactación subsuperficial: es producida por el peso total del equipo. Cabe destacar que se considera, para suelos de textura franco limosa, como un nivel limitante para un adecuado desarrollo radicular un valor de DA superior a 1,35 g/cm^3.

Tabla 1 Valores promedios de DA en los tres tratamientos y a tres profundidades

Tratamiento	Valores de DA g/cm^3 a diferentes profundidades (cm)		
	0-5	5-10	10-20
CI	1,12 A	1,25 A	1,31 A
CLC	1,21 A	1,31 B	1,36 AB
Testigo	1,23 A	1,32 B	1,39 B

Letras comunes indican que no son estadísticamente diferentes p< 0,05.

En la Tabla 2 se visualizan los valores de DA en los diferentes sectores muestreados (trocha, costilla y surco). Los menores valores de DA se determinaron en el tratamiento realizado con el CI, para todas las profundidades estudiadas. Se comprobaron diferencias estadísticamente significativas entre las profundidades comprendidas entre 5-10 cm y 10-20 cm entre CI y CLC.

Tabla 2 Valores promedios de DA en los tres sectores y a tres profundidades

Sectores	Valores de DA g/cm ^{3} a diferentes profundidades (cm)		
	0-5	**5-10**	**10-20**
Surco	1,12 A	1,16 A	1,25 A
Costilla	1,23 A	1,32 B	1,36 B
Trocha	1,25 A	1,41 C	1,45 C

Letras comunes indican que no son estadísticamente diferentes p< 0,05.

En base a los resultados obtenidos se comprobó que la eficiencia de labor realizada, bajo las condiciones de trabajo (condiciones edáficas, regulación del conjunto implemento-tractor y velocidad de trabajo del conjunto), por el equipo CLC es menor que CI. Esto se comprobó a través del mayor valor de DA obtenido con este equipo entre las profundidades que van desde los 5 cm a los 20 cm de profundidad.

Evaluación de la DA después de efectuada la cosecha

Una vez efectuada la cosecha se hicieron nuevas determinaciones de DA, obteniéndose que entre los 0-5 cm de profundidad las diferencias significativas que se observaron fueron en el tratamiento CI, en el sector surco, con una DA de 0,96 g/cm^3 (más bajo) y con una porosidad total del 61%. En la trocha del Testigo se reportó el mayor valor que fue de 1,39 g/cm^3 con un valor de porosidad total del 44%. En los restantes tratamientos y sectores no se observaron diferencias significativas.

Entre los 5-10 cm de profundidad las diferencias significativas que se observaron fueron en el tratamiento CI, en el sector surco con una DA de 1,04 g/cm^3 y Pt del 58%, el mayor valor se determinó en el sector trocha en el tratamiento CLC con una DA de 1,48 g/cm^3 y Pt de 40%, superando en algunos casos al valor de DA del testigo (en trocha y costilla).

Entre los 10-20 cm de profundidad las diferencias significativas que se observaron fueron en el tratamiento CI, el valor más bajo de DA en el sector surco con 1,24 g/cm^3 con una Pt del 50% y el mayor valor fue de 1,49 g/cm^3 con una Pt del 40% en el sector trocha en el tratamiento CLC. En los gráficos 1 y 2 se observan los valores de DA y Pt, a las tres profundidades del sector trocha.

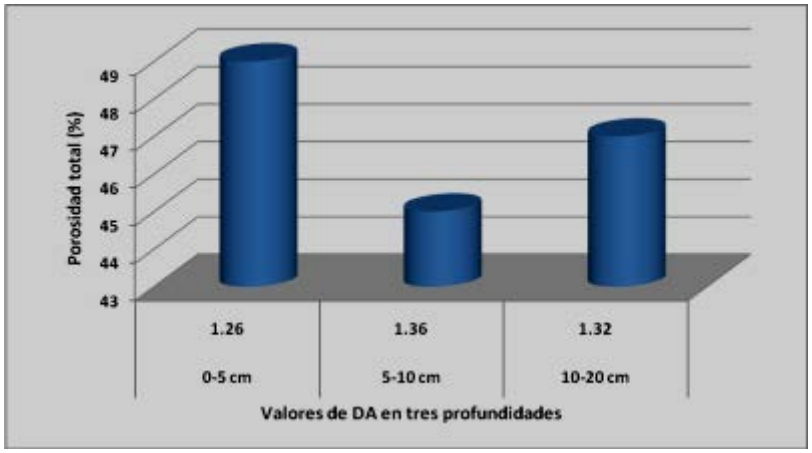


Grafico 1- Porosidad total (%) en el sector trocha descompactado con CI.

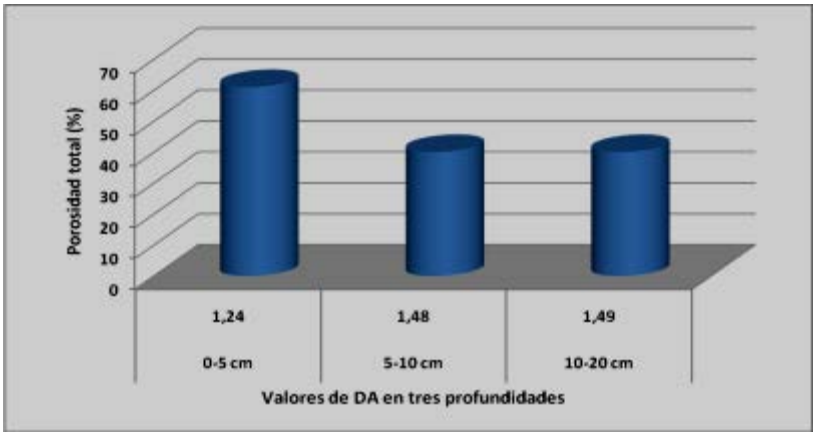


Grafico 2- Porosidad total (%) en el sector trocha descompactado con CLC.

Los resultados obtenidos demostraron que el tratamiento CI mantuvo su mayor eficiencia en la tarea de descompactación después de efectuada la cosecha. Es importante destacar que estos suelos son de textura moderadamente fina a fina y todas la determinaciones de DA, que llegaron a ser más de 400, se hicieron con contenidos de humedad próximos a capacidad de campo en coincidencia con lo expresado por Saffih *et al.* (2009) quienes demostraron que a mayor contenido de arcilla, mayor es la capacidad del suelo para soportar esfuerzos. En suelos arcillosos y limosos el contenido de agua es el factor más importante mientras que en suelos arenosos los parámetros mecánicos son menos dependientes de la condición inicial de humedad y más dependientes de la densidad aparente inicial.

Producción

A los fines de poder correlacionar los datos obtenidos de DA con el crecimiento del cultivo, se procedió a hacer estimaciones potenciales de producción. A continuación (tabla 3) se presentan los datos obtenidos de componentes de rendimiento cultural (población de tallos y peso promedio de tallos) demostrándose que no se detectaron diferencias significativas entre el testigo y los equipos descompactadores como tampoco entre los equipos descompactadores.

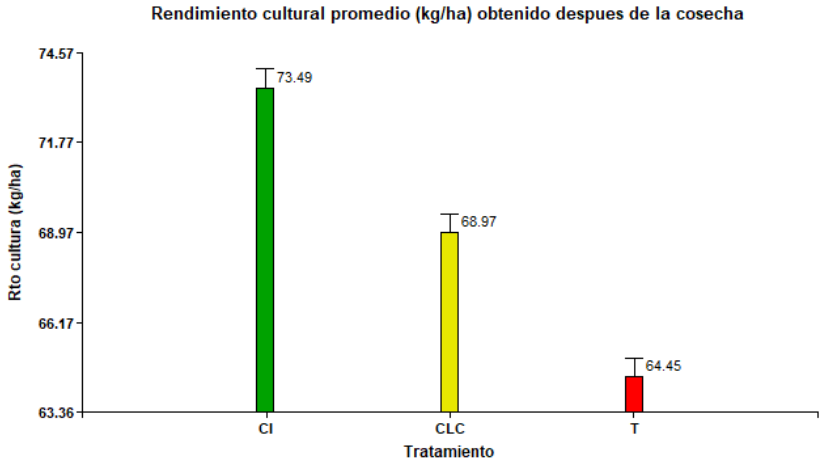
Tabla 3 Valores promedios de población y peso de la caña de azúcar

Tratamiento	Población (tallos m^{-1})	Peso (kg $tallo^{-1}$)
T	18,65 A	0,57 A
CLC	18,85 A	0,62 A
CI	18,95 A	0,65 A

Letras comunes indican que no son estadísticamente diferentes p< 0,05.

En cuanto a la población de tallos molibles, se observó que no hay diferencias significativas entre los tratamientos. En cuanto al peso de tallos, se observa una tendencia de aumento de los mismos en los tratamientos de CI y CLC respecto al testigo.

En cuanto al rendimiento cultural si se evidenciaron diferencias significativas entre tratamientos y entre tratamientos y testigo. El grafico 2 muestra los valores en kg/ha obtenidos. El mayor rendimiento se registró en CI, seguido de CLC y por último el testigo.



CONCLUSIONES

- Contrariamente a las opiniones de Álvarez C. *et al* (2006) quienes afirman que la densidad aparente es un parámetro relativamente insensible a la práctica de descompactación, consideramos que la DA si resulta ser un excelente indicador de la condición edáfica siempre y cuando el número de determinaciones sean representativos de la variabilidad de la propiedad a evaluar.
- En este ensayo la labor del Cultivador Integral fue más eficiente que el Cultivador de Láminas Curvas. Su efectividad se terminó manifestando en los valores en kg/ha obtenidos para el cultivo de caña de azúcar.
- El surco en general presentó lo valores ideales de DA para una buena infiltración de agua, buena actividad biológica, buen desarrollo radicular entre otros.
- En el sector trocha y a partir de la profundidad comprendida entre 5 -20 cm se evidenció un valor de DA limitante para la caña de azúcar.
- Para disminuir los incrementos de DA es fundamental considerar la capacidad portante de suelo y esto se relaciona con el contenido de humedad edáfico, a mayor humedad menor capacidad portante.
- Es condición “sine qua non” supervisar las labores de cosecha ya que el manejo adecuado de la misma permite reducir el consumo de combustible y las emisiones por tonelada de caña cosechada.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez Carina Rosa; Taboada Miguel Ángel; Bustingorri Carolina; Gutiérrez Boem & Flavio Hernán (2006) Descompactación de suelos en Siembra Directa: Efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz Ciencia del Suelo (Argentina) 24 (1) 0-0, 2006
- Blake, G.R. and Hartge, K.H. (1986) Bulk density. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 1—Physical and Mineralogical Methods, 2nd Edition, Agronomy Monograph 9, American Society of Agronomy—Soil Science Society of America, Madison, 363-382.
- 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(1):9-14.
- Botta, GF; D Jorajuria; R Balbuena & H Rosatto. 2004. Mechanical and cropping behaviour of direct drilled soil under different traffic intensities: effect of soybean (Glycine max L.) yields. Soil Till. Res. 78(1):53-78.
- Bray Roger H.; Kurtz, L. T 1945 Determination Of Total, Organic, And Available Forms Of Phosphorus In Soils Soil Science: January 1945 - Volume 59 - Issue 1 - ppg 39-46
- Hakansson, I.; Voorhees, W. B.; Riley, H. Vehicle and wheels factors influencing soil compaction and crop response in different traffic regimes. Soil & Tillage Research, v.11, p.239282, 1988.
- Kvíz, Z. – Kroulik, M. – Chyba, J. 2014. Machinery guidance systems analysis concerning pass-to-pass accuracy as a tool for efficient plant production in fields and for soil damage reduction. In Plant, Soil and Environment, vol. 60, no.1, pp. 36–42
- Luís A. Rodríguez1 & Jhon J. Valencia (2012) Impacto del tráfico de equipos durante la cosecha de caña de azúcar (Saccharum officinarum) Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.16, n.10, p.1128–1136, 2012 Campina Grande, PB, UAEA/UFCG – http://www.agriambi.com.br

- Materechera S. A.,A. M. Alston, J. M. Kirby and A. R. Dexter 1993. Field evaluation of laboratory techniques for predicting the ability of roots to penetrate strong soil and of the influence of roots on water sorptivity. Plant and Soil. February 1993, Volume 149, Issue 2, pp 149–158
- Pla, I. 1990. Methodological problems to evaluate soil physical degradation. In Trans. 14th Intl. Congress of Soil Sci. Soc. 1:95-100. Kyoto, Japan.
- Saffih-hdadi, K.; Défossez, P.; Richard, G.; Cui, Y.-J.; Tang, A.M. & Chaplain, V. An evaluation of the susceptibility of french surface layers soil to compaction at various water contents and bulk densities. Soil Tillage Res., 105:96-103, 2009.
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

-

C4P33. DINAMICA DE LA EROSION HIDRICAY CONECTIVIDAD HIDROLOGICA EN AMBIENTES ARENOSOS

Corigliano, José; Cisneros, José y Gonzalez, Jorge

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Av. Prof. Leónidas Cholaky Km 604. Río Cuarto. Argentina. jcorigliano@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El área medanosa de las provincias de Córdoba y San Luis viene sufriendo severos fenómenos de desestabilización hidrológica en cuencas originalmente arreicas. Dichos procesos reconocen causas naturales, como el incremento de las lluvias y el ascenso de niveles freáticos, y antrópicas, relacionados al cambio de uso del suelo y a la falta de ordenamiento territorial. El objetivo de este trabajo, es caracterizar el fenómeno de conectividad hidrológica de la cuenca arroyo Chaján, y analizar su posible evolución futura. La metodología de estudio comprendió una etapa de fotointerpretación, relevamientos de campo y análisis de las tendencias, tanto en crecimiento de la longitud de cauces, como de áreas de aportes. Toda la información se integró en un SIG. En función de la información histórica y de los relevamientos actuales, se realizó una prognosis al año 2030, sobre la posible evolución del sistema hidrológico. Los resultados muestran que desde el año 1924 a la actualidad la cuenca incrementó su longitud de cauces en un 517 % (40 a 247 km), y su área de aporte desde 2015 hasta la actualidad en un 60 % (19.868 a 32.646 ha). El incremento más importante, tanto en área como en longitud de cauces, se produjo en 2015, con la integración de 2 nuevas subcuencas (Oeste y Paraguaya), que transformaron la cuenca del arroyo Chaján de arreica a exorreica, produciendo su interconexión con la cuenca vecina del Este. Todos los nuevos cauces generados durante este período se encuentran en un estado geomórfico pobre (taludes inestables, carencia de vegetación y alta carga sedimentaria). Se estima que de continuar esta tendencia se producirá un crecimiento de la longitud de cauces de un 45 %, y del área de aporte de un 110 %, poniendo en riesgo ecosistemas de alto valor ambiental (humedales), como así también infraestructura rural y urbana.

Palabras claves: Desestabilización, cuencas, planicie medanosa.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales procesos de deterioro ambiental en el oeste de la provincia de Córdoba es el de la erosión hídrica en todas sus formas, desde la erosión superficial en las tierras agrícolas ganaderas, a la erosión en cárcavas de grandes dimensiones (Paoli *et al.*, 2000; Cantu, 1998, Cantero *et al.*, 1998). Estos procesos han ido variando en magnitud e intensidad a partir de los últimos años en función de una complejidad de factores asociados al aumento de las precipitaciones, a la expansión de las fronteras agrícolas (INTA, 2003), y a los cambios en el uso y manejo de las tierras, caracterizados por una intensificación del uso agrícola y por un cambio hacia la racionalidad cortoplacista en los criterios de uso del suelo.

La variabilidad espacial y temporal de las relaciones precipitación- generación de escurrimiento- producción y transporte de sedimentos genera diversidad de respuestas en la salida de las cuencas. Esa diversidad puede ser asociada al grado de acoplamiento-desacoplamiento entre las áreas de generación de escurrimiento y sedimentos, las pendientes y la red de drenaje, es decir, que puede ser vinculada a diferencias en la conectividad hidrológica y sedimentológica (Bracken & Croke, 2007). La conectividad es un concepto empleado en hidrología y geomorfología para describir el movimiento de las aguas y los sedimentos a través de los diferentes compartimentos del paisaje de una cuenca (Croke *et al.*, 2013). Turnbull *et al.* (2008) establecen que la conectividad hidrológica resulta de interés para describir el comportamiento hidrológico de un sistema.

La vegetación juega un rol importante en la influencia de rugosidad superficial y en la capacidad local de almacenar sedimentos y agua (Puigdefabregas *et al.*, 1999); y también incrementa la infiltración (Bochet *et al.*, 1999; Cammeraat, 2004). Por lo tanto, la vegetación contribuye desconectando áreas entre cuencas altas y bajas. La capacidad de la vegetación de influenciar la conectividad de flujos muestra una fuerte dinámica temporal y espacial, la cual varía según las estaciones, eventos climáticos extremos, uso y prácticas de manejo así como también otras formas de presión naturales y antrópicas.

Cholaky *et al.* (2004), estudiaron el avance de la erosión lineal en los arroyos menores del sur de Córdoba, entre el año 1.924 y el 2.004, determinando que el arroyo Chaján creció de 40 a 110 km de longitud máxima para ese período.

Cisneros (2010) caracteriza a la cuenca del arrojo El Ají (ubicado al Este de la cuenca Chaján) por su elevada complejidad hidrológica, por su fuerte interacción con el sistema de caminos y su alta dinámica geomórfica.

Según Jobbágy *et al*. (2015), para el arroyo Nuevo (cuenca El Morro), ubicado al Oeste de la cuenca Chaján, el proceso de formación de nuevos ríos para el arroyo Nuevo, involucra una serie de cambios en el transporte del agua, suelo, sedimentos y sales.

Con base en estos antecedentes se parte de la hipótesis de que el sistema hidrológico de la cuenca arroyo Chaján se encuentra en un proceso de desestabilización y tiende hacia un nuevo equilibrio, pudiendo interconectar nuevas superficies que generen aportes de escurrimiento a una nueva red de drenaje .

El objetivo de este trabajo es caracterizar la dinámica erosiva y estimar el incremento de las vías de drenaje y las superficies aportantes de escurrimiento de la cuenca Arroyo Chajan a sus vecinas, mediante conectividad hidrológica, y evaluar la probabilidad de generación de nuevas interconexiones en el futuro.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se aplicó la metodología propuesta por Gonzalez *et al*. (2002), que incluye: recopilación de información, fotointerpretación sobre imágenes satelitales y relevamientos a campo sobre la situación actual de la cuenca y sus puntos críticos.

Para poder definir las cuencas y subcuencas, se elaboró un mapa de curvas de nivel de la superficie en estudio, la base de datos se obtuvo del Consorcio de Información Espacial (CGIAR), y se procesó en el software Quantum GIS. Basándose en la distribución, forma y las diferentes alturas de las mismas, se definieron las divisorias de aguas de la cuenca y sus subcuencas, además, la continuidad hidrológica que se manifiesta por la presencia de caminos, canales artificiales y la activación de cárcavas, los cuales pueden actuar como conductores del escurrimiento (red de drenaje temporal).

La red de drenaje se delimitó en base a las características de color, textura, forma y distribución de las imágenes satelitales, en combinación con la información obtenida de altimetría y la distribución y comportamiento de la red de caminos (divisores de aguas y vías de desagüe artificiales), y la presencia de canales de desagüe. Todos los cálculos y correcciones requeridas en el desarrollo, se realizaron con el software Quantum GIS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En función de la información obtenida, la longitud total de cauces desde el año 1924, era de 40km, para el año 2017, la longitud total es de 247 km, incrementándose la misma en un 617 %, a un ritmo anual de 2,2 km/año. La cuenca arroyo Chaján fue descripta y definida en 2015 con una superficie total de 19.868 ha (Corigliano, 2015).

Evolución de la longitud de cauces y superficie de la cuenca hasta 2017.

La evaluación permitió determinar que la longitud de cauces se ha incrementado de 40 a 247 km, desde el año 1924 hasta 2017, en la tabla Nº1 se detalla la evolución en la longitud de cauces y el área total de la cuenca para los años 1924, 2004, 2015 y 2017. El registro del incremento superficial de la cuenca se realiza desde el año 2015, ya que no se encontró información previa a esta fecha. La cuenca creció un 64,3 %, con una superficie de 19.868 ha en 2015, hasta 32.646 ha en 2017 (Figuras 2a y 2b).

Tabla 1: Evolución temporal de la cuenca Chaján desde 1924 hasta 2017.

		1924	2004	2015	2017
Longitud de Cauces	Km	40	110	123	247
	incremento %	---	175	11,8	100,8
	Av. Medio anual	---	0,9	1,2	62
Área de la cuenca	ha	---	---	19.868	32.646
	Incremento %	---	---	---	60

En las Figuras 1a a 1d, se indica la evolución histórica de las longitudes de cauces de la cuenca Chaján.

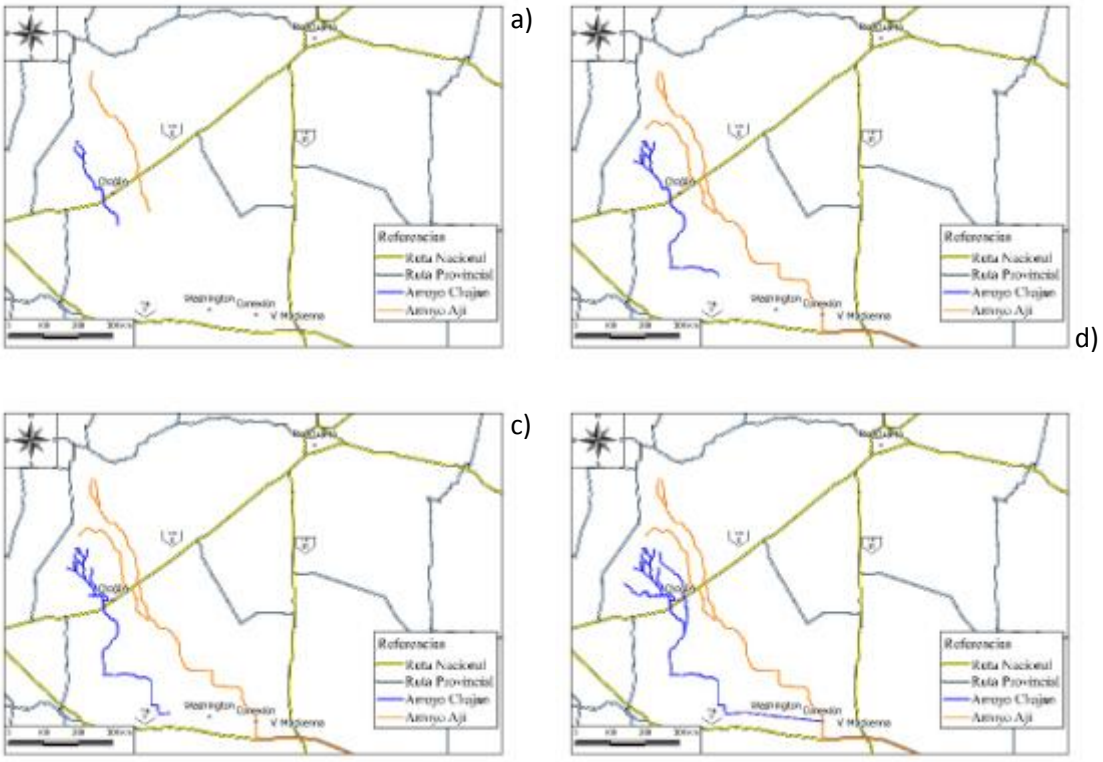


Figura 1: Evolución de la longitud de cauces del arroyo Chaján para 4 épocas: a) 1924, b) 2004, c) 2015 y d) 2017.

En noviembre de 2015, se generó la aparición del nuevo arroyo "La Paraguaya", luego de un evento de precipitación que produjo la integración a la cuenca de unas 11.000 ha de dos nuevas subcuencas: a) 3.600 ha corresponden a la nueva cuenca "La Paraguaya". Esta conexión se produjo por el avance retrocedente de una cárcava que produjo el corte de la divisoria natural, y b) 7.500 ha ubicadas hacia el sector Oeste de la cuenca Chaján, denominada "cuenca Oeste". Esta conexión se debió a canalizaciones que produjeron un trasvase entre lagunas, derivando en el corte de un médano que actuaba como barrera contenedora, derivando así sus aguas en el arroyo Chaján, conectándose toda esta superficie a la cuenca Chaján. Este crecimiento en la superficie aportante provocó un aumento en los caudales, generando la ruptura de barreras naturales, conectando así el arroyo Chaján con el arroyo Ají ubicado hacia el Oeste de la localidad de Vicuña Mackenna, conectando a la cuenca del Río Cuarto alrededor de 32.000 ha (Figura 2).

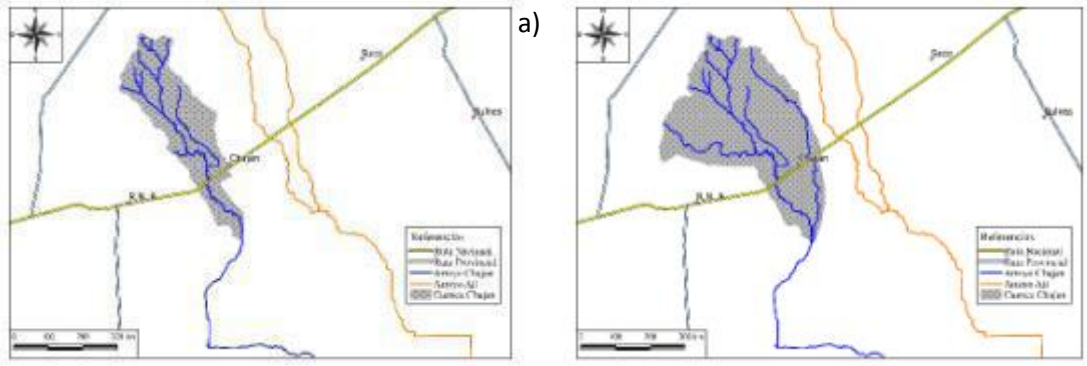


Figura 2: Evolución de la superficie de la cuenca del arroyo Chaján para 2 épocas: a) 2015 y b) 2017.

Posible evolución de la longitud de cauces y superficie de la cuenca Chaján.

Las proyecciones se realizaron asumiendo un modelo lineal, continuando la tendencia pasada y considerando que la red de drenaje que aún no se ha interconectado lo hará a una tasa constante hasta el año 2030. Si bien se considera que esta proyección es lineal, es importante considerar que los saltos cualitativos en área y longitud de cauces, se han dado frente a eventos de lluvia extremos que pueden ocurrir muy rápidamente. Por esta razón las proyecciones realizadas podrían considerarse como conservadoras. Estudios sobre la evolución de arroyos en estos ambientes, muestran una tendencia similar, donde se combinan cambios cuantitativos y saltos cualitativos en la evolución de este tipo de cuencas en áreas medanosas (Cholaky et, al., 2004; Jobaggy et. al. 2015). En este caso, el salto cualitativo más importante fue la transformación del funcionamiento arreico regulado por la presencia de humedales, a un comportamiento exorreico de interconexión hidrológica con la cuenca vecina a expensas del drenaje de humedales y la alteración del flujo por canalizaciones, desvíos y drenaje por caminos. Los resultados de la proyección obtenidos para longitudes de cauces y área de la cuenca se detallan en la tabla 2.

Tabla 2: Evolución temporal de la cuenca Chaján desde 2017 hasta 2030.

		2017	2020	2025	2030
Longitud de Cauces	Km	247	262	325	358
	incremento %	---	6,1	24	10,2
	Av. Medio anual	---	5	12,6	6,6
Área de la cuenca	ha	32.646	45.716	61.912	68.931
	Incremento %	---	40	35	11

Cabe destacar que debido a los procesos erosivos recientes sobre el cauce su estado geomórfico puede considerarse pobre según la clasificación de Brierkley y Fryirs (2005), caracterizado por falta de estabilidad de taludes y fondo ausencia de vegetación de ribera, abundante sedimento en suspensión (datos no mostrados) y materiales arenosos. Los conceptos de conectividad hidrológica y sedimentológica permitieron la comprensión del fenómeno y sus posibles tendencias (Bracken et. al., 2013).

En las Figura 3 se indica la posible evolución de las longitudes de cauces de la cuenca para los años 2020, 2025 y 2030, siendo el punto de partida el año 2017.

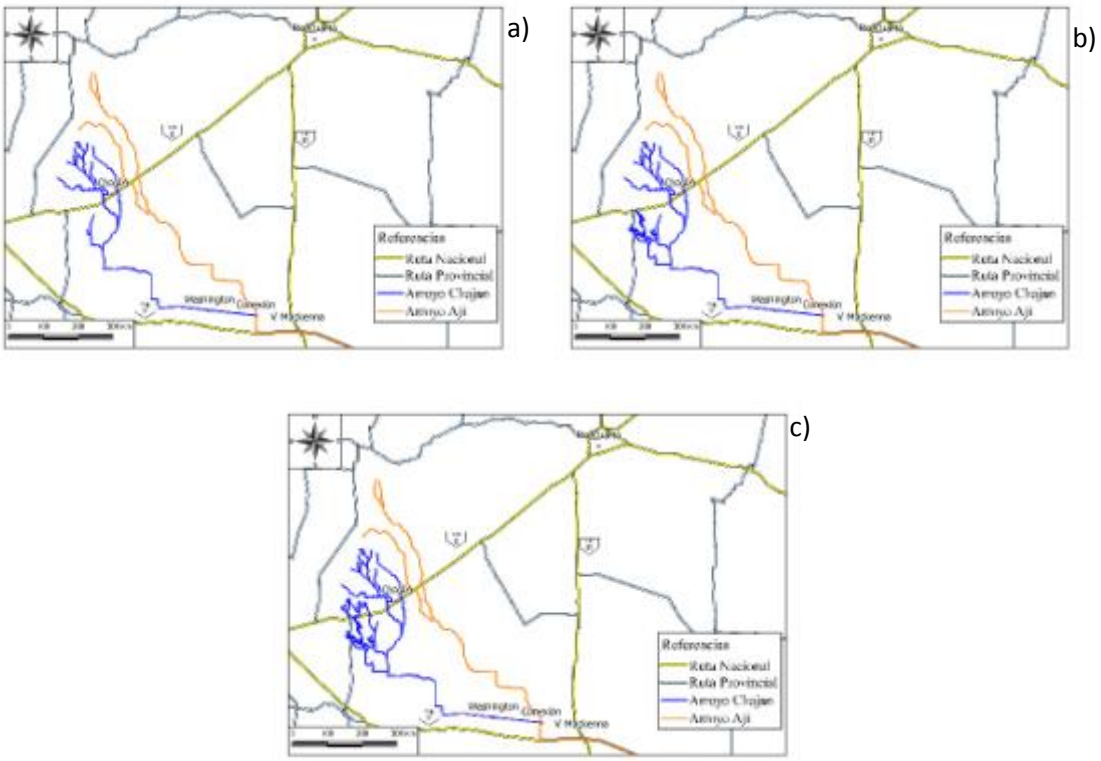


Figura 3: Evolución de la longitud de cauces del arroyo Chaján para 4 épocas: a) 2020, b) 2025 y c)

2030.

De acuerdo a las proyecciones a futuro realizadas, la superficie de aporte de la cuenca podría alcanzar las 68.931 ha, duplicando su superficie total para el año 2017. En la figura 4 se detalla la evolución de las superficies estimadas de la cuenca para los años 2020, 2025 y 2030.

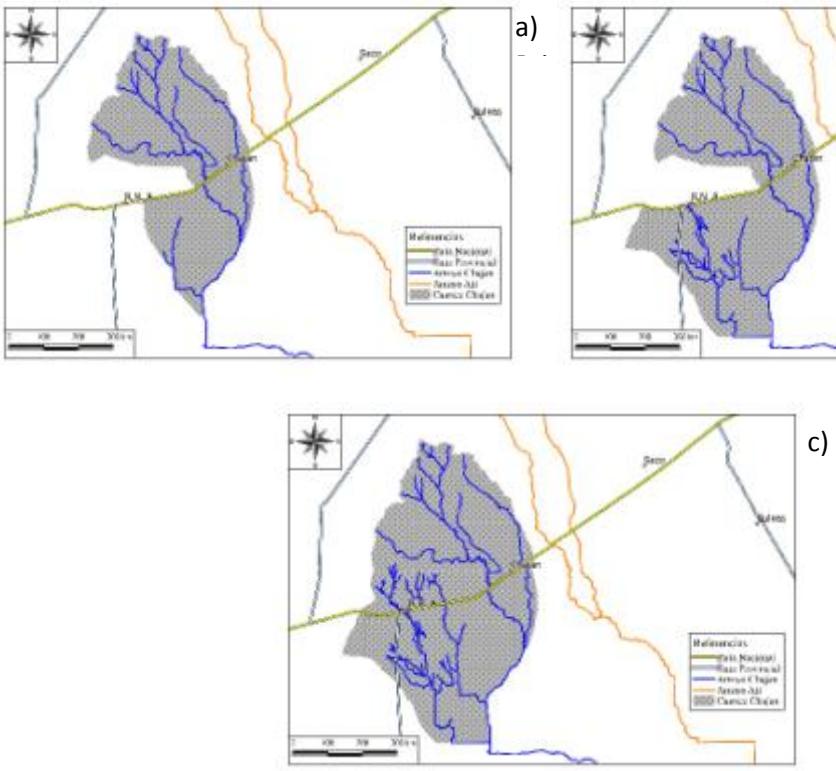


Figura 4: Evolución de la superficie de la cuenca del arroyo Chaján para 3 épocas: a) 2020, b) 2025 y c) 2030. b)

CONCLUSIONES

La superficie aportante definida para la cuenca Chaján se incrementó en un 64 % en los últimos 3 años, de 19.868 ha en 2015 a 32.646 ha en 2017, esta incrementó del evento producido el 25 de noviembre de 2015, donde se produjo la conexión al arroyo Ají, formando así parte de la cuenca de los arroyos menores.

En base a las tendencias observadas, se realizó una proyección de longitud de cauces y áreas aportantes para la próxima década, que indicarían un aumento 45 % y 110 %, respectivamente.

Se estima que esta dinámica en la conectividad hidrológica y sedimentológica de la cuenca, provoque un incremento de los procesos erosivos y el caudal, los aportes sedimentarios, disminuya la calidad del agua (sales, fertilizantes, agroquímicos, etc.), reduzca la superficie total agrícola, e incremente los daños a la infraestructura rural y urbana.

BIBLIOGRAFÍA

- Bracken L J y J Croke. 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff dominated geomorphics system. Hydrological Processes 21: 1749-1763.
- Bracken L J, J Wainwright, G A Ali, D Tetzlaff, M W Smith, S M Reaney y A G Roy. 2013. Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. Earth-Science Reviews 119: 17-34.
- Brierkley G J y K A Fryirs. 2005. Geomorphology and river management. Applications of the river styles vegetation in SE Spain. Catena 38, 23-44

- Bochet E, J L Rubio y J Poesen. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. Catena 38, 23-44.
- Cammeraat E. 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in Southeast Spain. Agriculture, Ecosystems and Environment 104, 317-332.
- Cantero Gutiérrez A, M Cantú, J M Cisneros, J Cantero. M Blarasin, A Degioanni, J González, V Becerra, H Gil, J De Prada, S Degiovanni, C Cholaky, M Villegas, A Cabrera y C Eric. 1998. Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable. Universidad Nacional de Río Cuarto, 119 pp. ISBN 950-665-101-9.
- Cisneros J. 2010. Bases para el ordenamiento territorial del sur de Córdoba (Argentina). El caso de la cuenca de los arroyos menores. Tesis doctoral.
- Corigliano J. 2015. Sistemas de Información Geográfica y Modelo de Simulación Hidrológica Aplicado a la Cuenca Arroyo Chaján (Córdoba). Tesis de grado.
- Cholaky C, M Reynero, J Gonzalez, J Cisneros, A Degioanni y A Cantero. 2004. Avance de la erosión lineal y producción de sedimentos en los arroyos menores del sur de Córdoba. Facultado de Agronomía y veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Croke J, C Fryirs y C Thompson. 2013. Channel-floodplain connectivity during an extreme flood event: implications for sediment erosion, deposition, and delivery. Earth Surface Processes and Landforms 38 (12): 1444-1456.
- Gonzalez J, T Rodinson, J Cantero, C Cholaky y J. Cisneros. 2002. Utilización de los SIG en la gestión de recursos naturales en una cuenca serrana del centro de Argentina. Revista UNRC. Vol 22 1-2.
- Jobbágy E, M Nosetto, H Bernasconi, J Colazo, M Galvan, J Mercau, C Saenz, E Colazo, C Larrusse, A Marchi., O Barbosa, A Giaccardi, M Hellmers, D Martinez y A Tripaldi. 2015. Los nuevos cursos de agua en la cuenca del Morro: Descripción del proceso y pautas para su gestión.
- Paoli C, R Giacosa, H Bianchi, R Mazzon, G Bernal, G Macedo, C Montaverde y R. Bravo. 2000. Estudios en el área de derrame del río Quinto y arroyos del sur de Córdoba. Informe Técnico. Instituto Nacional del Agua y del Ambiente. Ministerio de Infraestructura y Vivienda. Subsecretaría de Recursos Hídricos. Argentina. 30 pp.
- Puigdefabregas J, A Sole, L Gutierrez, G Del Barrio y M Boer. 1999. Scales and preocesses of wáter and sediment resdistribution in drylands: results from Rambla Honda site in Southseast Spain. Earth-Science Reviews 46 (1-2), 39-70.
- Turnbull L, J Wainwright y R Brazier. 2008. A conceptual framework for undestanding semi-arid land degradation: ecohydrological interactions across multiple-space and time scales. Ecohydrology 1 (1): 23-34.

C4P34. MANEJO CULTURAL EN CAÑA DE AZUCAR, SU EFECTO EN DENSIDAD APARENTE Y RENDIMIENTO

Courel, Gerónimo F. [1]; Corbella Roberto D. [1]; Banegas, Natalia[1,2;] y Plascencia Adriana[1].

[1]Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán (4000), Argentina. [2]INTA-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP). Leales (CP 4113), Tucumán - Argentina.

RESUMEN

Los suelos cañeros están sometidos a grandes cargas de peso como consecuencia del manejo del cultivo. Operaciones como plantación, cultivo y especialmente o principalmente cosecha, muchas veces se realizan en condiciones de humedad edáfica cercanas o por encima de la capacidad de campo, lo que conlleva a generar una mayor susceptibilidad de los suelos a sufrir compactación y, por ende, afectar el rendimiento del cultivo. Una de las prácticas comúnmente realizadas en la producción de caña es la roturación profunda de los suelos, con el fin de "descompactar" para generar mejores condiciones para el desarrollo del cultivo. El objetivo de este trabajo fue determinar y evaluar los valores de densidad aparente (DA) de dos lotes cañeros (lote 1 y 2) con manejos culturales diferentes y correlacionarlos con el rendimiento cultural. El ensayo, de naturaleza observacional, se desarrolló en lotes comerciales de caña de azúcar ubicadas en la Región de la Llanura Chaco pampeana subhúmeda-seca de Tucumán. Se trabajó en dos lotes plantados con LCP 85-384, ambos tuvieron el mismo manejo en caña planta y soca 1; lo que se traducía en no roturación profunda de suelo (30 cm) y en soca 2 se realizó el manejo diferencial, efectuando solamente una roturación profunda en el lote 1. Luego de la cosecha se realizaron 3 calicatas en cada lote para tomar muestras de DA y humedad edáfica a 4 profundidades (0-10, 10-20, 20-30 y 30-40 cm) en la costilla del surco y en trocha. No se registraron diferencias significativas en los valores de DA obtenidos en trocha (1,29 gr/cm^3 para lote 1 con descompactador, y 1,23 gr/cm^3 para lote 2) , como así tampoco en costilla, donde los valores medios para ambos lotes fueron de 1,28 gr/cm^3. En cuanto a los rendimientos culturales, en el primer año (caña planta) los valores obtenidos para el lote 1 y 2 fueron muy similares: 1.112 y 1.170 Kg/surco respectivamente; en el segundo año (soca 1), a pesar de tener el mismo manejo (no roturación profunda) el lote 2 arrojó un mayor valor de rendimiento cultural, superando en 121 kg/surco al lote 1. En cuanto a los rendimientos culturales obtenidos en el tercer año (soca 2), donde el manejo si fue diferencial, demostró que el lote 1 superó en 68 Kg/surco al lote 2. Como conclusión preliminar, consideramos que los valores arrojados de DA no resultaron ser una limitante de naturaleza física para el desarrollo del cultivo, pensamos que la determinación de la misma es fundamental para decidir el paso o no de un implemento. En esta experiencia se demostró que el paso del implemento no necesariamente esta correlacionado con una disminución de la DA, pensando que hay otras variables de distinta naturaleza que puedan tener una mayor influencia en el rendimiento del cultivo de caña.

Palabras clave: compactación, suelo cañero, roturación

C4P35. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES EN EL SUDESTE BONAERENSE. I: ACUMULACIÓN DE AGUA PARA MAÍZ

Crespo, Cecilia [1]*; Dominguez, Germán F.[2]; Studdert, Guillermo A.[2] y Diez, Santiago N.[2].

[1] Becario de la Comisión de Investigaciones Científicas Provincia de Buenos Aires; [2] Unidad Integrada Balcarce (Fac. Ciencias Agrarias-UNMdP - EEA INTA Balcarce), * Autor de contacto: crespo.cecilia@inta.gob.ar.

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) y abonos verdes (AV) son especies sembradas entre dos cultivos de cosecha, y no son pastoreados ni cosechados. A diferencia de los AV, los CC no son incorporados al suelo. Cumplen un rol importante en aumentar la productividad de los cultivos posteriores, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la utilización de vicia (*Vicia villosa* Roth.), avena (*Avena sativa* L.) y de la consociación de éstas como CC/AV, y su efecto sobre la disponibilidad de agua a la siembra para el cultivo de maíz en secano bajo distintos sistemas de labranza y fechas de matado. Se realizaron las siguientes determinaciones: 1) En el suelo: a) contenido de agua a la siembra (0-20 y 20-60 cm) del maíz; 2) En los CC/AV: a) acumulación de materia seca (MS) aérea y b) acumulación de N y relación carbono/nitrógeno (C/N). Hubo efecto significativo de la fecha de matado sobre la acumulación de MS de los CC/AV. La acumulación de MS fue significativamente mayor en los tratamientos con fecha de matado tardío que en los matados tempranos. Hubo interacción significativa entre CC/AV y fecha de matado sobre el contenido de N en biomasa aérea de los CC/AV. En el CC/AV de avena, no hubo diferencias significativas en la acumulación de N entre fechas de matado, mientras que en la consociación y en la vicia, la acumulación de N en el matado tardío fue significativamente mayor que el temprano. No hubo interacción entre CC/AV y fecha de matado y sistema de labranza (LxM) sobre la disponibilidad de agua a la siembra del maíz. Todos los tratamientos presentaron un contenido de agua cercano a capacidad de campo.

Palabras claves: vicia, avena, disponibilidad de agua.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de los sistemas productivos tiene el objetivo de utilizar los recursos más eficientemente y aumentar la productividad por unidad de superficie (Caviglia *et al.*, 2004). Esto se puede lograr al ocupar una mayor fracción de la estación de crecimiento con cobertura vegetal viva, logrando un aporte continuo de residuos vegetales, provenientes de la parte aérea y de raíces. Una alternativa para lograr este objetivo es a través de rotaciones de cultivos con distintas épocas de crecimiento, que pueden incluir cultivos de cobertura (CC) o abonos verdes (AV). Los CC/AV son especies sembradas entre dos cultivos de cosecha, y no son pastoreados ni cosechados (Ruffo & Parsons, 2004). A diferencia de los AV, los CC no son incorporados al suelo. Cumplen un rol importante en aumentar la productividad de los cultivos posteriores, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

La inclusión de CC/AV en rotaciones agrícolas presenta numerosas ventajas. Aumentan la cantidad de carbono (C) ingresado al suelo y su distribución en el perfil y mejoran la calidad edáfica debido a su efecto positivo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas, así como también son útiles para ayudar al control de malezas (Villamil *et al.*, 2008, Teasdale *et al.*, 2012; Martinez *et al.*, 2013). A su vez, el uso de leguminosas como CC/AV puede incrementar el contenido de nitrógeno (N) en el sistema suelo como consecuencia de la fijación biológica, permitiendo que este nutriente sea aprovechado por un cultivo de cosecha posterior.

La producción de biomasa y la acumulación de N por parte de los CC/AV están sujetas al manejo que se realice. La elección de la especie, la fecha de siembra y el momento de matado de estos cultivos determina dichos parámetros. La combinación de gramíneas y leguminosas como CC/AV posee varios beneficios. Las gramíneas tienen un sistema radical muy denso y fibroso permitiendo una mayor exploración en el suelo y absorción del N mineral residual. La utilización de leguminosas puede tener un rol en el mantenimiento de la productividad del suelo a través de la fijación de N atmosférico y recuperación de dicho nutriente en profundidad (Ruffo & Parsons, 2004). Según Brennan y Boyd (2012), la consociación de gramíneas y leguminosas combina la capacidad de fijación de N de las leguminosas, con la habilidad de recuperación de N del suelo de las no leguminosas. Asimismo, los residuos de dicha consociación también pueden tener una menor relación C/N, lo que incrementa el potencial de mineralización del N en sus tejidos (Sainju *et al.*, 2005). La relación C/N de las especies utilizadas como CC/AV juega un rol importante en la degradación de los residuos. Debido a su menor relación C/N, la velocidad de degradación de los residuos de las leguminosas, es mayor que la de los de las

gramíneas. Vyn *et al.* (1999) encontraron que la disponibilidad de N para maíz fue mayor con el uso de leguminosas, y que gramíneas como avena (Av, *Avena sativa* L.) y centeno (*Secale cereale* L.), no mejoraron la disponibilidad de N para el cultivo de maíz (*Zea mays* L.) en comparación con las parcelas testigo. Esto podría deberse a un efecto de inmovilización de N por parte de gramíneas, que en general tienen mayores relaciones C/N.

Por otro lado, la fecha de matado de los CC/AV incide en la producción de biomasa y posterior aporte de N al suelo. El mayor tiempo de crecimiento de los CC/AV da como resultado mayor acumulación de materia seca (MS) (Lardone *et al.*, 2014). En gramíneas, al llegar a un estado de crecimiento avanzado, se pueden alcanzar altas relaciones C/N, lo cual incide negativamente en la tasa de mineralización neta posterior al matado. En cambio, en el tejido de las leguminosas, la concentración de N continúa incrementándose durante todo su desarrollo a través de la fijación biológica de N (Azcón-Bieto & Talón, 2000) con lo cual, su relación C/N se mantiene baja. Asimismo, la fecha de matado de los CC/AV influirá en la disponibilidad de agua para el cultivo posterior. Este efecto va a depender de las condiciones edafoclimáticas de la zona, por lo cual podrían no ser una buena opción en regiones con escasa posibilidad de recarga del perfil en las etapas iniciales del cultivo siguiente. Sin embargo, el matado temprano de los CC y los residuos superficiales que dejan, podrían mantener y hasta aumentar el agua disponible en el suelo y proteger la superficie del mismo del impacto de las gotas de lluvia. Los CC/AV podrían tener un efecto positivo de la cobertura sobre la infiltración y la pérdida de agua por evaporación.

Las condiciones edafoclimáticas del Sudeste Bonaerense (SEB) suponen una elevada probabilidad de que el perfil del suelo se recargue en la primavera, independientemente del manejo previo (Cárcova & Otegui, 1997). Se hipotetiza que el uso de CC/AV no afectará la disponibilidad de agua a la siembra de un cultivo de verano, como maíz, independientemente de la fecha de matado y el sistema de labranza utilizado. El objetivo de este trabajo es evaluar el comportamiento de vicia (Vi, *Vicia villosa* Roth.), de Av y de la consociación de éstas (Av+Vi) como CC/AV, con dos fechas de matado y distintos sistemas de labranza, y su efecto sobre la disponibilidad de agua a la siembra para maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo en la Unidad Integrada Balcarce (UIB), (37º 45’ 13’’ S, 58º 17’ 53’’ W; 136 m sobre el nivel del mar), Balcarce, Provincia de Buenos Aires, Argentina en el periodo comprendido entre abril de 2014 y junio de 2015. Se trabajó sobre un Argiudol Típico (fino, mixto, térmico) (Soil Survey Staff, 2014) (Serie Mar del Plata, INTA, 1979) de textura franca para el horizonte A y textura franco arcillosa para el horizonte B, y con una pendiente menor que 2 % (sin ocurrencia de erosión) con tosca variable entre 90 y 130 cm de profundidad.

El diseño experimental del ensayo fue en bloques completos aleatorizados con un arreglo de tratamientos en parcelas divididas con tres repeticiones, siendo la secuencia de cultivos trigo (*Triticum aestivum* L.)/tratamientos CC/AV/maíz. A las parcelas principales se les asignó el factor “CC/AV” con cuatro niveles: 1) Av, 2) Vi, 3) Av+Vi y 4) Testigo (sin CC/AV). A las sub-parcelas se les asignó el factor “sistema de labranza y fecha de matado” (LxM) con cuatro niveles: 1) labranza convencional (LC) con fecha temprana (CTe), 2) LC con fecha tardía (CTa), 3) siembra directa (SD) con fecha temprana (DTe) y 4) SD con fecha tardía (DTa).

Los CC/AV se sembraron el 22 de abril de 2014 bajo SD, con una densidad de 90 kg ha^{-1} y 35 kg ha^{-1} para Av y Vi, respectivamente, y 50 y 35 kg ha^{-1}, respectivamente, para la mezcla Av+Vi. En las unidades experimentales destinadas CTe, el 26 de septiembre se realizaron dos pasadas con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. En aquéllas DTe se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las cantidades recomendadas. El 30 de octubre se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las unidades experimentales destinadas DTa. En aquéllas bajo CTa, el 31 de octubre se hizo una pasada con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. Además, a las sub-parcelas a las que se les había pasado la rastra de discos temprano (CTe), se les realizó una pasada adicional. El 13 de noviembre se realizó una segunda pasada con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos a aquellas unidades experimentales destinadas a CTa.

Para la determinación de la acumulación de MS aérea de los CC/AV (Av, Vi y Av+Vi) se utilizó un marco de 35 x 35 cm, el cual se arrojó aleatoriamente tres veces por cada unidad experimental, poco antes de ser matados en cada una de las fechas. Para los CC/AV con fecha de matado temprano el muestreo se realizó el 26 de septiembre de 2014 y para los CC/AV con fecha de matado tardío se lo realizó el 27 de octubre de 2014. En cada situación se cortó la biomasa aérea total comprendida en el marco. Las muestras fueron llevadas a una cámara de secado a 60°C con circulación forzada de

aire, hasta lograr un peso constante. La biomasa así obtenida, fue expresada en Mg MS ha^{-1}. Para estimar su contenido de N se recurrió a datos de concentración de N (%N) tomados en las parcelas principales del ensayo en un ciclo de CC/AV anterior, con similar fecha de siembra y matado de los CC/AV (Diez, 2017). Se utilizaron los datos de producción de MS del presente experimento a fin de calcular el N en MS de los CC/AV. Los resultados se expresaron en kg N ha^{-1}. Con el (%N) de los CC/AV utilizado para la estimación de N acumulado en biomasa aérea y asumiendo un contenido de C en la MS de los CC/AV de 43% (Sánchez *et al.*, 1996), se calculó la relación C/N.

A la siembra del maíz (fecha de muestreo 21 de noviembre) se determinó el contenido de agua utilizando el método gravimétrico. Se tomaron muestras a las profundidades 0-20 y 20-60 cm. Las muestras extraídas se pesaron en húmedo y se secaron en estufa a 105 °C hasta peso constante. Los resultados obtenidos fueron analizados mediante análisis de varianza con el procedimiento MIXED del programa estadístico Statistical Analysis System (SAS Institute, 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones meteorológicas del año de estudio fueron similares a las históricas en lo que respecta a la temperatura media, la evapotranspiración de referencia (ET0) (Figura 1) y la radiación incidente. Durante el periodo de crecimiento de los CC/AV con fecha con matado temprana (abril a septiembre de 2014) llovieron 225,2 mm más que la mediana histórica (289,3 mm). Durante el periodo de desarrollo de los CC/AV con matado tardío (abril a octubre de 2014), llovieron 221 mm más que la mediana histórica (374,7 mm).

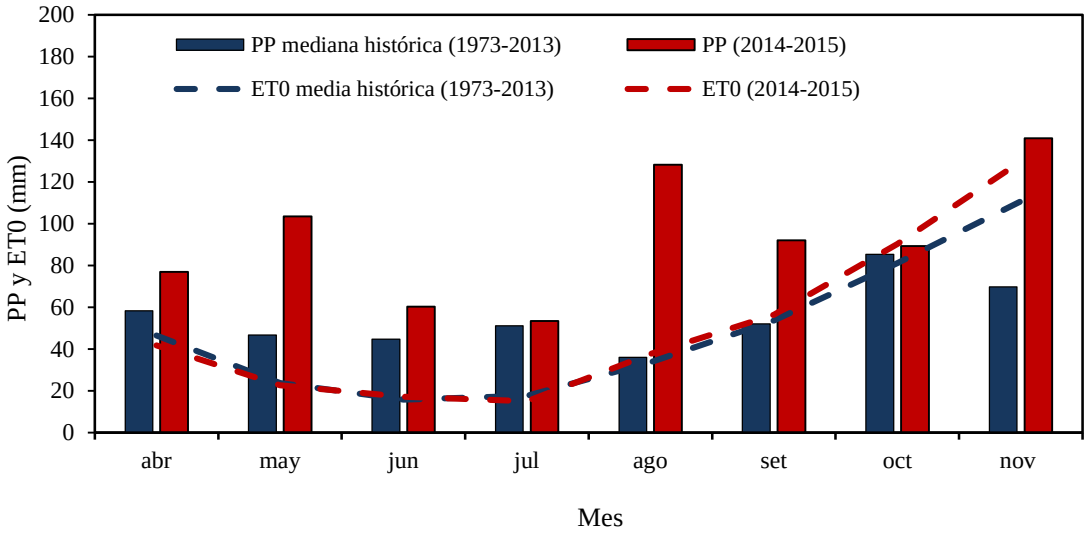


Figura 1: Precipitación mensual del período abril a noviembre de 2014 y mediana histórica mensual del período 1973-2013, y evapotranspiración de referencia (ET0) mensual del periodo abril a noviembre de 2014 y ET0 mensual histórica del período 1973-2013.

No hubo una interacción significativa ($p>0,05$) entre CC/AV y fecha de matado sobre la MS acumulada en la biomasa aérea de los CC/AV. De acuerdo con lo esperado, se detectó un efecto significativo ($p<0,05$) de la fecha de matado (Figura 2a). El retraso en el matado de los CC/AV aumenta la producción de MS (Vanzolini *et al.*, 2013). La MS acumulada por parte de los CC/AV con matado temprano en estado vegetativo fue significativamente menor que la acumulación de MS cuando el matado fue tardío en estado de floración. En este último mes de crecimiento (octubre del 2014), los CC/AV acumularon, en promedio, 2,67±0,1 Mg MS ha^{-1} más en su biomasa aérea (Figura 2a).

No se detectó un efecto significativo ($p>0,05$) de los CC/AV en la acumulación de MS en biomasa aérea. En Av+Vi se registraron las mayores producciones promedio entre fechas de matado (2,87±0,04 Mg MS ha^{-1}), seguido por Av (2,65±0,05 Mg MS ha^{-1}) y luego Vi (2,00±0,22 Mg MS ha^{-1}). La tendencia ($p>0,05$) a un menor crecimiento de Vi respecto a los otros CC/AV podría deberse a las bajas temperaturas entre mayo y agosto. La MS obtenida para Vi fue mayor que la encontrada por Corral (2015) (1,1 Mg MS ha^{-1}, en promedio) sobre el mismo suelo y con similar fecha de siembra y matado de los CC/AV. No obstante, los menores valores obtenidos en dicho trabajo, podrían haberse debido a deficiencias de fósforo (P). En otro ensayo en el SEB sobre el mismo suelo y con similar fecha de siembra del CC/AV, se

obtuvieron rendimientos medios de MS de Vi de 2,26 Mg ha^{-1} (Diez, 2017.). En Av, la MS acumulada fue similar a la determinada por Corral (2015) (2,4 Mg MS ha^{-1}). Otros autores (Clark *et al.*, 1997; Restovich *et al.*, 2012) reportaron que la consociación de gramíneas y leguminosas producía rendimientos en MS significativamente mayores ya que las leguminosas pueden fijar N biológicamente y las gramíneas pueden absorber una mayor cantidad de N excedente del cultivo antecesor. En este ensayo se observó una tendencia (p>0,05) a mayores rendimientos en MS en la mezcla Av+Vi.

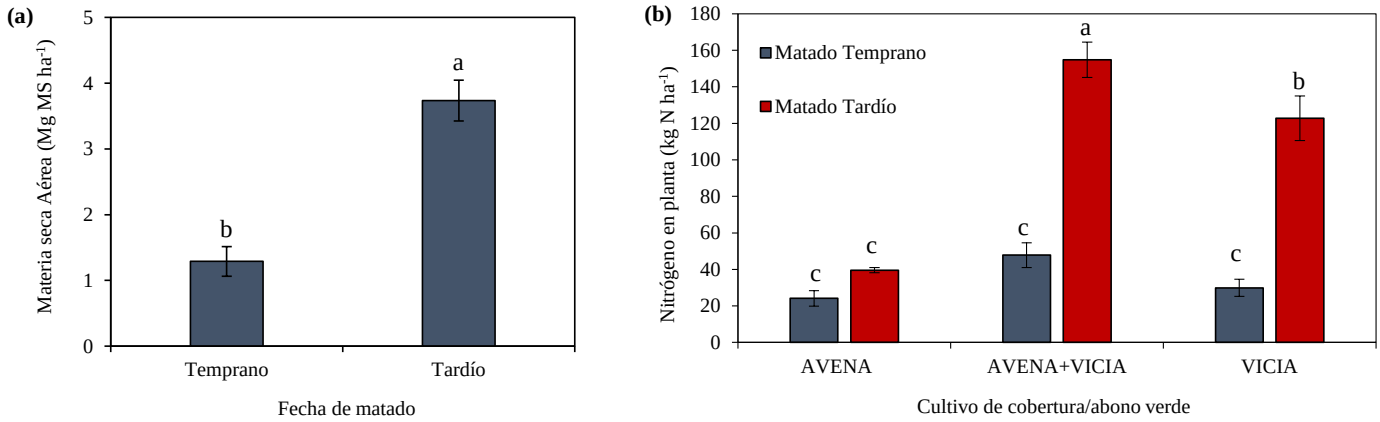


Figura 2: (a) Materia seca aérea de los cultivos de cobertura/abono verde en dos fechas de matado (Temprano y Tardío). Letras iguales acompañando cada barra indican ausencia de diferencia significativa (p>0,05). (b) Nitrógeno de la biomasa área de los cultivos de cobertura/abono verde en dos fechas de matado. Letras iguales acompañando cada barra indican ausencia de diferencias significativas (p>0,05). Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

Hubo interacción significativa (p<0,05) entre CC/AV y LxM sobre el contenido de N en biomasa aérea de los CC/AV (Figura 2b). El mayor contenido de N en Av+Vi respecto a Vi en el matado tardío, se debe a una mayor biomasa acumulada por este CC/AV, ya que los contenidos de N fueron similares en ambos CC/AV (Tabla 1). No obstante, en el matado temprano no se registraron diferencias significativas entre CC/AV en la cantidad de N acumulado en planta (Figura 2b). En el caso de Av, tanto en el matado temprano como en el tardío, los valores de N acumulado (Figura 2b), no fueron diferentes (p>0,05) entre fechas de matado, a pesar de que hubo una tendencia a mayor acumulación de N en el matado tardío (2,23 Mg MS ha^{-1} más que en el matado temprano). Sin embargo, hubo un efecto de dilución de N en la biomasa del CC/AV (Tabla 1). A pesar de que la acumulación de MS de Av entre el matado temprano y el tardío fue mayor que 2 Mg MS ha^{-1}, el contenido de N disminuyó 0,5%, obteniéndose contenidos finales de N similares. Por otro lado, la acumulación en la Vi en el último mes de crecimiento (2,87 Mg MS ha^{-1}) fue similar a la de Av, pero con una concentración de N mucho más elevada (Tabla 1), produciendo diferencias significativas respecto al matado temprano. A diferencia de las gramíneas, las leguminosas continúan absorbiendo N durante todo su desarrollo a través de la fijación biológica de N (Azcón-Bieto & Talón, 2000). Esto llevaría a un incremento en el contenido de N en la MS para el matado tardío, en el cual se registraron diferencias significativas con Av. Los valores obtenidos en N en biomasa aérea para Av se encuentran en el rango de los informados por Corral (2015) en el SEB (12,9 kg N ha^{-1} y 40,8 kg N ha^{-1} para matados temprano y tardío, respectivamente).

Tabla 1: Porcentaje de nitrógeno (%N) (Diez, 2017) y relación carbono/nitrógeno (C/N) en la materia seca aérea de distintos cultivos de cobertura/abono verde (CC/AV) en dos fechas de matado.

Fecha de matado	CC/AV	%N	C/N
Temprano	Avena	1,56±0,07	27,4
	Avena+Vicia	2,94±0,17	14,6
	Vicia	4,25±0,29	10,1
Tardío	Avena	1,05±0,01	41,0
	Avena+Vicia	3,25±0,02	13,2
	Vicia	3,32±0,05	12,9

La relación C/N estimada para los distintos CC/AV fue mayor en Av, seguido por Av+Vi y menor en Vi para ambas fechas de matado (Tabla 1). Los valores obtenidos para Vi coinciden aproximadamente con los reportados por

Clark *et al.* (1997) (C/N=10). El atraso en el matado no generó aumentos de importancia en la relación C/N en dicho CC/AV. Corral (2015) informó que en el mismo suelo y con fechas de matado similares, la relación C/N para Av y Av+Vi aumentó 20 y 13 unidades, respectivamente, al atrasar la fecha de matado. La relación C/N en Av calculada a partir de los contenidos de N considerados (Diez, 2017.) aumentó 13,6 unidades al atrasar el matado (Tabla 1). No obstante, para la consociación Av+Vi, la relación C/N disminuyó. Esto puede ser debido a que en el ensayo a partir del cual se tomaron los contenidos de N, la proporción de Vi en la mezcla aumentó un 30% entre el matado temprano y el tardío (Diez, 2017.). La mayor proporción de Vi en la consociación, con un elevado contenido de N, produjo que la relación C/N tendiera a ser similar a la de la leguminosa. Contrariamente, en el ensayo de Corral (2015), la proporción de Vi en la mezcla, en el matado tardío, fue de sólo 12%, obteniéndose mayores relaciones C/N en la consociación. Para la Av, la relación C/N obtenida superó la relación 25:1, por lo que la incorporación de sus residuos al suelo podría provocar una inmovilización del N mineral (Echeverría & Sainz Rozas, 2015) disminuyendo la disponibilidad de N para el cultivo posterior.

A la siembra del maíz, no se detectó interacción significativa ($p>0,05$) entre los factores CC/AV y LxM sobre la acumulación de agua en el suelo en ninguna de las profundidades analizadas (0-20 y 20-60 cm). El retraso en la fecha de matado de los CC/AV no afectó de manera significativa ($p>0,05$) la disponibilidad de agua en los primeros 60 cm del perfil a la siembra del maíz, siendo la misma 222,76±6,62 mm y 215,42±3,86 mm para matados temprano y tardío respectivamente. Las precipitaciones ocurridas entre el matado tardío y la siembra (65,8 mm) habrían permitido reponer el agua consumida por los CC/AV. Los resultados obtenidos de disponibilidad de agua a la siembra coinciden con los obtenidos por otros autores para el SEB (Diez, 2012; Corral, 2015). Considerando que el contenido hídrico a capacidad de campo del suelo bajo estudio es de 192 mm y el PMP es de 96 mm, el contenido de agua a la siembra del maíz superó el 50% de AU (141 mm) en todos los tratamientos, con un promedio de 219 mm de agua total en los primeros 60 cm. Consecuentemente, el consumo hídrico del cultivo de maíz no habría sido limitado por el agua almacenada al momento de la siembra (Andrade & Sadras, 2000). Para regiones húmedas, las precipitaciones primaverales en la mayoría de los años podrían reponer el agua consumida por los CC/AV (Caviglia & Andrade, 2010) sin afectar la disponibilidad inicial para el cultivo de maíz.

CONCLUSIONES

Para las condiciones en que se desarrolló la experiencia, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. La utilización de Av, Vi y Av+Vi como CC/AV no produjo modificaciones en la disponibilidad de agua que puedan asociarse con disminuciones en el rendimiento del cultivo de maíz. Los CC/AV pueden ser considerados como una práctica agronómica que ayuda a la intensificación de los sistemas agrícolas, aumentando la eficiencia en el uso de los recursos disponibles, pudiendo favorecer a la sustentabilidad del sistema de producción a través de las distintas ventajas que los mismos presentan.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este trabajo son resultados parciales de la Tesis de Grado de la Carrera de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, de la primera autora. Este trabajo se realizó con la financiación de la Universidad Nacional de Mar del Plata (proyectos AGR402/12), del FONCyT (PICT 2012-192) y de INTA PNCYO 1127032.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, FH & VO Sadras. 2000. Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En: Andrade, FH & VO Sadras (eds.) Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Pp. 175-203. E.E.A. Balcarce INTA – FCA, UNMdP. Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- Azcon-Bieto, J & M Talón. 2000. Fundamentos de fisiología vegetal. McGraw Hill–Interamericana, Madrid, España. 522 p.
- Brennan, EB & NS Boyd. 2012. Winter cover crop seeding rate and variety effects during eight years of organic vegetables: I. Cover crop biomass production. Soil Sci. Soc. Am. J. 104:684-698.
- Cárcova, J & ME Otegui. 1997. Disponibilidad hídrica para el cultivo de maíz a lo largo del ciclo en Argiudoles típicos de Pergamino y Balcarce. Actas VI Congreso Nacional de Maíz. Pergamino, Buenos Aires, Argentina, julio 1997. Tomo III:180-185.

- Caviglia, OP & FH Andrade. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. Am. J. Plant Sci. Biotech. 3(Sp. Issue 1):1-8.
- Caviglia, OP, FH Andrade & VO Sadras. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas: I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-soybean. Field Crops Res. 87(3):117-129.
- Clark, EJ; AM Decker; JJ Meisinger & MS McHintosh. 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: I. Cover crop and corn nitrogen. Agron. J. 89:427-434.
- Corral, RA. 2015. Uso de cultivos de cobertura/abonos verdes para la producción sustentable de maíz (*Zea mays* L.). Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 35 p.
- Diez, SN. 2012. Uso de una leguminosa como alternativa de provisión de nitrógeno para mejorar la productividad del cultivo de maíz (*Zea mays* L). Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 47 p.
- Diez, SN. 2017. Cultivos Puente: Efecto sobre la disponibilidad de agua y nitrógeno para un cultivo de maíz (*Zea mays* L). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 67 p.
- Echeverría, HE & H Sainz Rosas. 2015. Nitrógeno. En: Echeverria, H.E.; Garcia, F.O. (eds.) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. 2ª ed. Pp. 189-228. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- INTA. 1979. Carta de Suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. 76 p.
- Lardone, A; C Scianca; M Barraco; W Miranda; C Alvarez; A Quiroga & F Barbinec. 2014. Momentos de secado de especies de cultivos de cobertura. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, mayo 2014. En CD.
- Martínez, JP; PA Barbieri; HR Sainz Rosas & HE Echeverría. 2013. Inclusion of cover crops in cropping sequences with soybean predominance in the southeast of the Humid Argentine Pampa. The Open Agric. J. 7:3-10.
- Restovich, SB; AE Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128:62-70.
- Ruffo, ML & AT Parsons. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. Informaciones Agronómicas 21:13-15.
- Sainju, MP; WF Whitehead & BP Singh. 2005. Biculture legume-cereal cover crops for enhanced biomass yield and carbon and nitrogen. Agron. J. 97:1403-1412.
- Sánchez, SR; GA Studdert & HE Echeverría. 1996. Descomposición de residuos de cosecha en un Argiudol Típico. Ciencia del Suelo 14:63-68.
- SAS Institute. 2004. SAS Online Doc, Versión 9. SAS Institute Inc., Cary, Nort Carolina, EEUU. www.sas.com Consultado 1 de marzo de 2005.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA. 372 p.
- Teasdale, JR; SB Mirsky; JT Spargo; MA Cavigelli & JE Maul. 2012. Reduced-Tillage Organic Corn Production in a Hairy Vetch Cover Crop. Agron. J. 104:621-628.
- Vanzolini, J; J Galantini & R Agamenoni. 2012. Cultivos de cobertura de *Vicia villosa* Roth. en el valle bonaerense del Río Colorado. En: Alvarez, C; A Quiroga; D Santos & M Bodrero (eds). Contribución de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Pp. 21-28. Ediciones INTA. La Pampa. Argentina.
- Villamil, MB; FE Miguez & GA Bollero. 2008. Multivariate analysis and visualization of soil quality data for no-till systems. J. Environ. Qual. 37:2063-2069.
- Vyn, TJ; KJ Janovicek; MH Miller & EG Beuchamp. 1999. Soil nitrate accumulation and corn response to preceding small-grain fertilization and cover crops. Agron. J. 91:17-24.

C4P36. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES. II: EFECTOS EN LA DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO Y SOBRE EL RENDIMIENTO DE MAÍZ

Crespo, Cecilia [1]*; Dominguez, Germán F.[2]; Studdert, Guillermo A.[2] y Diez, Santiago N.[2]

[1] Becario de la Comisión de Investigaciones Científicas Provincia de Buenos Aires; [2] Unidad Integrada Balcarce (Fac. Ciencias Agrarias-UNMdP - EEA INTA Balcarce), * autor de contacto: crespo.cecilia@inta.gob.ar

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) son sembrados entre dos cultivos de cosecha y no son incorporados al suelo. En cambio, los abonos verdes (AV) se incorporan al suelo previo a la siembra del cultivo. Con el uso de CC/AV se podría mejorar la eficiencia de uso del nitrógeno (N), aportar carbono al suelo y controlar la erosión. Se hipotetiza que los CC/AV con leguminosas incrementarán la disponibilidad de N de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en el suelo y, reducirán las necesidades de fertilización nitrogenada para el cultivo de maíz (*Zea mays* L.). El objetivo de este trabajo fue evaluar la utilización de vicia (*Vicia villosa* Roth.), avena (*Avena sativa* L.) y de la consociación de éstas como CC/AV sobre la disponibilidad de N para el cultivo de maíz en secano y sobre su nutrición nitrogenada y rendimiento en grano, bajo distintos sistemas de labranza, dosis de N y fechas de matado. Se realizaron las siguientes determinaciones: 1) En el suelo: a) contenido de $N\text{-}NO_3^-$ a la siembra y V6 del maíz; 2) En el maíz: a) índice de verdor (IV) en V6, V9, R1 y R5, b) acumulación de N en planta y c) rendimiento en grano. Hubo efecto significativo de los CC/AV sobre la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ en V6 del maíz. En V6, los tratamientos con vicia presentaron mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ que los otros CC/AV y el testigo. No obstante, en todos los tratamientos los valores de $N\text{-}NO_3^-$ fueron muy bajos, por lo cual habría una alta probabilidad de respuesta al agregado de N. Hubo interacción entre CC/AV y fertilización nitrogenada en IV, N en biomasa aérea y rendimiento del maíz. El N aportado por los CC/AV con leguminosas puras, redujo las necesidades de fertilización nitrogenada independientemente del sistema de labranza y la fecha de matado utilizados.

Palabras claves: relación carbono/nitrógeno, vicia, avena.

INTRODUCCIÓN

El maíz es un componente clave en las rotaciones agrícolas por el importante aporte de carbono (C) que realiza a través de sus residuos (Studdert & Echeverría, 2000), pero, por otro lado, presenta una alta demanda de nitrógeno (N) (Echeverría & Sainz Rosas9, 2015) y agua (Della Maggiora *et al*., 2000) para su crecimiento. Por lo tanto, el uso de fertilizantes nitrogenados es una práctica ampliamente utilizada para cubrir los requerimientos, aumentar la eficiencia en el uso de otros recursos y obtener mayores rendimientos. Resulta esencial el uso de otras alternativas que aporten N, para evitar la dependencia generada hacia los productos químicos.

Los cultivos de cobertura (CC) son una herramienta agronómica ideal porque cumplen el doble rol de aportar C, e incrementar el potencial de rendimiento del maíz (*Zea mays* L.) (Ruffo & Parsons, 2004). A diferencia de los abonos verdes (AV), los CC no son incorporados al suelo. Los CC/AV son sembrados entre dos cultivos de cosecha y no son pastoreados ni cosechados. La inclusión de CC/AV en rotaciones agrícolas presenta numerosas ventajas. Entre ellas, pueden proveer beneficios ambientales que los hace adecuados para aumentar la eficiencia de uso del agua y del N en un sistema de cultivo de maíz (Miguez & Bollero, 2005).

El uso de leguminosas como CC/AV puede incrementar el contenido de N en el sistema suelo como consecuencia de la fijación biológica, permitiendo que este nutriente sea aprovechado por un cultivo de cosecha posterior. A su vez, con la inclusión de gramíneas como CC/AV, y su combinación con leguminosas, las pérdidas de N por lavado podrían verse disminuidas. La relación C/N de las especies utilizadas como CC/AV juega un rol importante en la degradación de los residuos. Debido a su menor relación C/N, la velocidad de degradación de los residuos de las leguminosas, es mayor que la de los de las gramíneas. Vyn *et al.* (1999) encontraron que la disponibilidad de N para maíz fue mayor con el uso de leguminosas, y que gramíneas como avena (Av, *Avena sativa* L.) y centeno (*Secale cereale* L.), no mejoraron la disponibilidad de N para el cultivo de maíz en comparación con las parcelas testigo.

El sistema de labranza elegido puede incidir en la velocidad de descomposición de los residuos. Las labranzas incorporan los residuos de los CC, lo cual favorece una rápida disponibilidad de N para el cultivo posterior. Debido a la menor remoción de suelo y a temperaturas menores, las tasas de mineralización son menores bajo siembra directa (SD) que bajo labranza convencional (LC) (Fox & Bandel, 1986).

Los CC/AV pueden ser considerados como una práctica agronómica que ayuda a la intensificación de los sistemas agrícolas, aumentando la eficiencia en el uso de los recursos disponibles. Con ello es posible contribuir a la sustentabilidad del sistema de producción considerando las ventajas que los CC/AV aportan a los mismos. Se hipotetiza que el N aportado por los CC/AV con leguminosas, reducirá las necesidades de fertilización nitrogenada para el cultivo de maíz independientemente de la fecha de matado y del sistema de labranza. El objetivo de este trabajo fue evaluar la disponibilidad de N de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) para el cultivo de maíz, y el comportamiento y rendimiento en grano del mismo utilizando distintos CC/AV (avena, vicia (Vi, *Vicia villosa* Roth.) y su consociación (Av+Vi)) con distintas fechas de matado, sistemas de labranza (SD y LC) y fertilización nitrogenada.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo en la Unidad Integrada Balcarce (UIB), (37º 45’ 13’’ S, 58º 17’ 53’’ W; 136 m sobre el nivel del mar), Balcarce, Provincia de Buenos Aires, Argentina en el periodo comprendido entre abril de 2014 y junio de 2015. Se trabajó sobre un Argiudol Típico (fino, mixto, térmico) (Soil Survey Staff, 2014) (Serie Mar del Plata, INTA, 1979) de textura franca para el horizonte A y textura franco arcillosa para el horizonte B, y con una pendiente menor que 2 % (sin ocurrencia de erosión) con tosca variable entre 90 y 130 cm de profundidad.

El diseño experimental del ensayo fue en bloques completos aleatorizados con un arreglo de tratamientos en parcelas sub-divididas con tres repeticiones, siendo la secuencia de cultivos trigo (*Triticum aestivum* L.)/tratamientos CC/AV/maíz. A las parcelas principales se les asignó el factor “CC/AV” con cuatro niveles: 1) Av, 2) Vi, 3) Av+Vi y 4) Testigo (sin CC/AV). A las sub-parcelas se les asignó el factor “sistema de labranza y fecha de matado” (LxM) con cuatro niveles: 1) LC con fecha temprana (CTe), 2) LC con fecha tardía (CTa), 3) SD con fecha temprana (DTe) y 4) SD con fecha tardía (DTa). A las sub-sub-parcelas se les asignó el factor “fertilización nitrogenada del maíz” con dos niveles: 1) Sin fertilizante y 2) Con fertilizante (120 kg N ha^{-1}).

Los CC/AV se sembraron el 22 de abril de 2014 bajo SD, con una densidad de 90 kg ha^{-1} y 35 kg ha^{-1} para Av y Vi, respectivamente, y 50 y 35 kg ha^{-1}, respectivamente, para la mezcla Av+Vi. En las unidades experimentales destinadas a CTe, el 26 de septiembre se realizaron dos pasadas con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. En las unidades experimentales DTe se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las cantidades recomendadas. El 30 de octubre se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las unidades experimentales destinadas DTa. En aquéllas bajo CTa, el 31 de octubre se hizo una pasada la con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. Además, a las sub-parcelas a las que se les había pasado la rastra de discos temprano (CTe), se les realizó una pasada adicional. El 13 de noviembre se realizó una segunda pasada con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos a aquellas unidades experimentales destinadas a CTa.

El maíz fue sembrado el 14 de noviembre, con una distancia entre surcos de 70 cm y una densidad de 84000 semillas ha^{-1}. Se utilizó el híbrido Dekalb 7210 RR (resistente a glifosato). El 16 de diciembre, al estadio de seis hojas desplegadas (V6) (Ritchie & Hanway, 1982) de cultivo de maíz, se aplicaron 120 kg N ha^{-1} en forma de urea (46-0-0) a las sub-sub-parcelas con tratamiento de fertilización nitrogenada. El maíz fue cosechado el 2 de junio de 2015.

Se realizaron las siguientes determinaciones: 1) en el suelo: contenido de $N\text{-}NO_3^-$ por colorimetría con el método del ácido fenoldisulfónico (Keeney & Nelson, 1982) a la siembra (0-20 y 20-60 cm) y en V6 (0-30 cm); 2) en maíz: índice de verdor (IV) en los estadíos V6, V9, R1 y R5 (Ritchie & Hanway, 1982) con un clorofilómetro Minolta SPAD-502 (Minolta Camera Co. Ltd., Japón), acumulación de N en biomasa aérea según el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y rendimiento en grano. Los resultados respecto a los la acumulación de materia seca y N de los CC/AV y de agua en el suelo a la siembra del maíz se presentan en Crespo *et al.* (2018). Los resultados obtenidos fueron analizados mediante análisis de varianza con el procedimiento MIXED del programa estadístico Statistical Analysis System (SAS Institute, 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A la siembra del maíz las interacciones entre los factores CC/AV y LxM sobre el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo fueron no significativas ($p>0,05$) para las capas 0-20 cm y 20-60 cm. No se detectó un efecto significativo ($p>0,05$) de los CC/AV pero, sin embargo, los tratamientos con Vi mostraron una tendencia ($p>0,05$) a mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ que el testigo, Av+Vi y Av (16,0±1,1 kg N ha^{-1}, 12,9±0,7 kg N ha^{-1}, 12,7±0,8 kg N ha^{-1} y 10,1±0,5 kg N ha^{-1}, respectivamente). Se esperaba encontrar mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ en los tratamientos que se mataron temprano,

asociados a un mayor tiempo desde la incorporación del residuo a la siembra. La ausencia de efecto del momento de matado podría deberse, por un lado, a una menor acumulación de MS. Por otro lado, dado que llovieron 156 mm entre la fecha de matado temprano y la siembra del maíz, y el suelo se encontraba a capacidad de campo (Crespo *et al*., 2018), podría suponerse que hubiera ocurrido movimiento de $N\text{-}NO_3^-$ hacia capas más profundas del suelo.

En el estadio V6 del maíz se detectó un efecto significativo ($p<0,05$) de los CC/AV sobre el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo (Figura 1). La diferencia significativa ($p<0,05$) entre Vi y los otros dos CC/AV se podría atribuir a una mayor liberación de N asociada con la mayor velocidad de descomposición de sus residuos debido a su baja relación C/N (Crespo *et al*., 2018). Los nutrientes contenidos en los residuos de las leguminosas pueden ser rápidamente liberados a partir de su descomposición y posterior mineralización de los compuestos derivados (Griffin *et al*., 2000). La combinación de gramíneas y leguminosas produce residuos de relación C/N intermedia, cuyo valor estaría asociado a de la proporción de leguminosa que haya en la mezcla. Esto resultaría en efectos intermedios en la disponibilidad de N, en comparación con el uso de una sola especie (Clark *et al*., 1997; Restovich *et al*., 2012). Sin embargo, en este trabajo, a pesar de que hubo una tendencia a mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ en V6 en maíz sobre Av+Vi, la diferencia no llegó a ser significativa ($p>0,05$) respecto a Av. Si bien se detectó un efecto de los CC/AV sobre el contenido de $N\text{-}NO_3^-$, las diferencias fueron de baja magnitud. Las precipitaciones ocurridas en este período, habrían producido un movimiento de $N\text{-}NO_3^-$ hacia capas inferiores. De este modo, con el muestreo sólo en los primeros 30 cm del suelo, podría no haberse captado toda la entrega o inmovilización de N por los CC/AV.

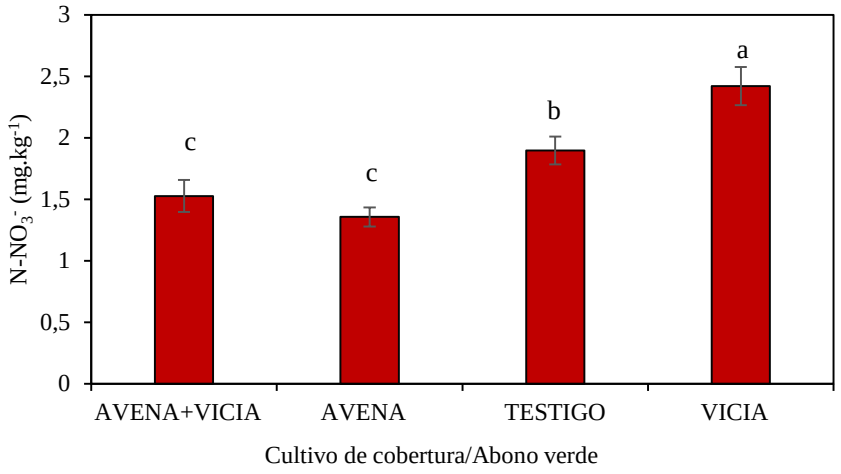


Figura 1. Contenido de nitrógeno de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en suelo en el estadio V6 (Ritchie & Hanway, 1982) del cultivo de maíz sobre cuatro cultivos de cobertura/abono verde, en los primeros 30 cm de profundidad. Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

En el estadio V6 no se detectó ninguna interacción ni efecto significativo ($p>0,05$) de los factores CC/AV, LxM y fertilización nitrogenada sobre el IV medido. Se registró un IV promedio de 41,8±0,8 unidades SPAD. En el estadio V9 (Figura 2a) hubo interacción significativa ($p<0,05$) entre CC/AV y fertilización nitrogenada. Se observó una tendencia a mayores IV en las parcelas fertilizadas para los CC/AV que no contenían Vi. Sin embargo, para las parcelas fertilizadas con CC/AV que contenían Vi, la tendencia fue contraria. En los tratamientos de maíz que provenían de Av sin N, se registraron las menores lecturas de SPAD siendo las mismas significativamente distintas ($p<0,05$) que las de Av y con N, lo que manifiesta una respuesta a la fertilización desde este estadio. En R1 (Figura 2b), hubo interacción significativa ($p<0,05$) en el IV entre CC/AV y fertilización nitrogenada. En todos los tratamientos se registraron tendencias a mayores lecturas de IV para las parcelas con N. Sin embargo, en los que provenían de Vi y Av+Vi, dicha diferencia no fue significativa ($p>0,05$). A diferencia de lo que se observó en V9 (Figura 2a), en los tratamientos de Av+Vi sin fertilizar se observó un IV significativamente ($p>0,05$) menor que el testigo no fertilizado. Esto último podría estar confirmando el efecto de la inmovilización de N provocada por el residuo de Av. En los tratamientos con Vi sin fertilizar las lecturas fueron similares a las de las unidades fertilizadas ($p>0,05$). Los residuos de dicho CC/AV podrían haber liberado N al sistema a través de procesos de mineralización disminuyendo así la respuesta al fertilizante. En R5 (Figura 2c) también se detectó una interacción significativa ($p<0,05$) entre CC/AV y fertilización nitrogenada. La tendencia a un mayor índice de verdor en los tratamientos con N observada en R1 se incrementó, siendo no significativa la diferencia ($p>0,05$) sólo en

maíz proveniente de Vi pura. Debido a su baja relación C/N, se podría inferir que la mineralización de N a partir de los residuos de Vi contribuyó al mejoramiento del estado nitrogenado de la planta de maíz. Así, los tratamientos con y sin N habrían tenido un estado nitrogenado similar, por lo que no se esperaría que luego de Vi la respuesta del maíz al fertilizante alcanzara una magnitud de importancia.

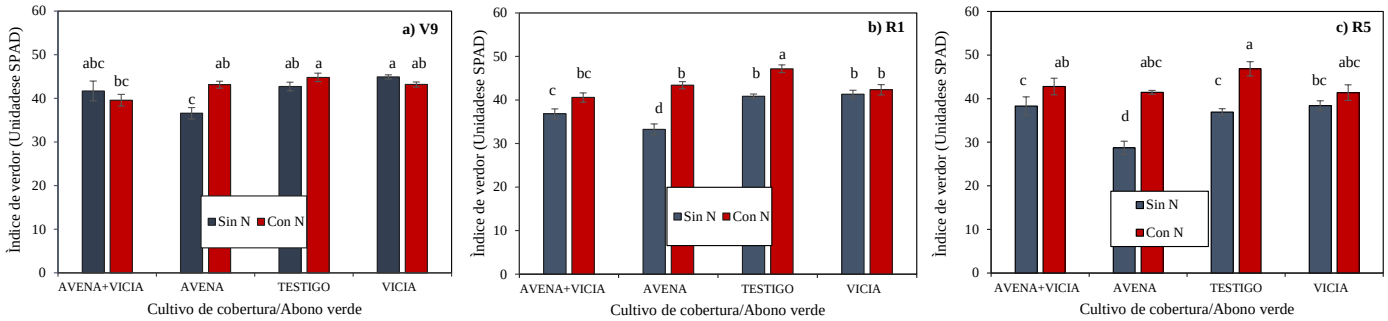


Figura 2. Valores de índice de verdor para maíz luego de los distintos cultivos de cobertura/abono verde en tres estadios: V9, R1 y R5 (Ritchie & Hanway, 1982), sin N (0 kg N ha^{-1}) y con N (120 kg N ha^{-1}) aplicados como urea en V6 (Ritchie & Hanway, 1982). Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

En N en planta de maíz se determinó una interacción entre CC/AV y fertilización nitrogenada (Figura 3). A excepción de aquéllos sobre Vi, en todos los tratamientos se observó una acumulación de N significativamente mayor ($p<0,05$) en las unidades experimentales con N respecto a las sin N. El aporte de N por parte de la Vi al maíz sin N fue suficiente para alcanzar una acumulación de N similar ($p>0,05$) a la de todos los tratamientos con N. Esto coincide con lo planteado por Clark *et al.* (1997), quienes determinaron que el uso de Vi como CC/AV tiene la principal ventaja de aportar N al sistema y al cultivo posterior. En Av, tanto los tratamientos con N como los no fertilizados, se encontraron por debajo ($p<0,05$) del máximo (cultivos fertilizados). Esto podría atribuirse a un efecto de inmovilización por parte del residuo de este CC/AV. La absorción de N por el cultivo de maíz en este trabajo, podría haber estado limitada por falta de agua en el suelo, ya que las precipitaciones durante el ciclo del cultivo fueron escasas, especialmente en el período crítico (Crespo *et al.*, 2018).

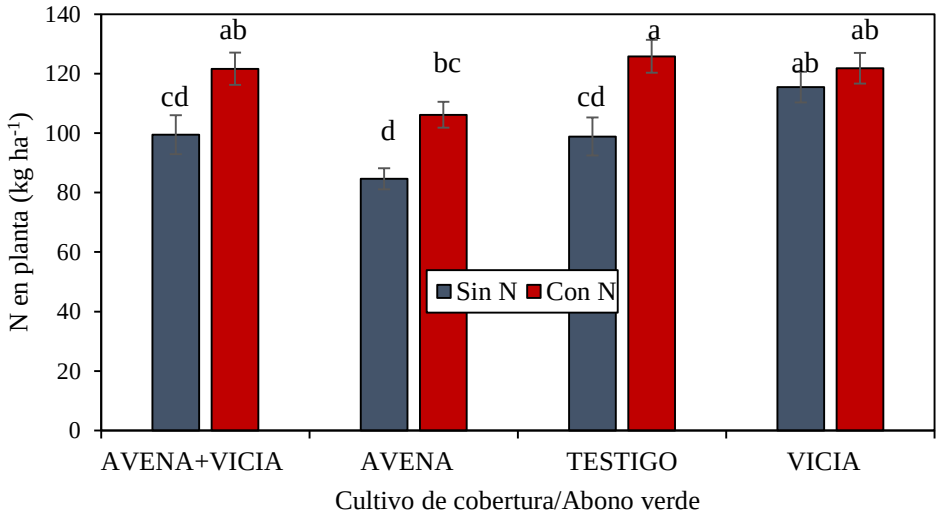


Figura 3. Acumulación de N en biomasa aérea total sin N (0 kg N ha^{-1}) y con N (120 kg N ha^{-1}) aplicados como urea en V6 (Ritchie & Hanway, 1982) para los distintos cultivos de cobertura /abonos verdes. Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

Los rendimientos obtenidos se encuentran dentro del rango esperable para esta zona con fechas de siembra intermedias a tardías, realizando el cultivo de maíz en secano (Andrade & Sadras, 2002) (Figura 4). En este ensayo, la baja disponibilidad hídrica en el período crítico del maíz (Crespo *et al*., 2018) fue la principal limitante del rendimiento.

Se observó una interacción significativa ($p<0,05$) entre los CC/AV y la fertilización nitrogenada en rendimiento en grano de maíz (Figura 4). A excepción de los tratamientos con Vi pura, el rendimiento fue significativamente mayor en los tratamientos fertilizados con N que en aquéllos sin N. El rendimiento en grano de maíz siguió la misma tendencia observada en N en planta (Figura 3) y en IV en floración (Figura 2b). Los tratamientos provenientes de Vi fueron los únicos en los que la fertilización no provocó aumentos significativos ($p>0,05$) en el rendimiento en grano. El N proveniente de la mineralización a partir de los residuos de Vi disminuyó la respuesta al fertilizante nitrogenado. El rendimiento de maíz proveniente de Av sin fertilizante resultó el menor de todas las combinaciones de tratamientos, siendo significativamente menor que el del maíz proveniente de Vi sin fertilizar, y a todos los tratamientos con N. Este menor rendimiento con Av puede atribuirse a un efecto de inmovilización de N por parte del rastrojo del CC/AV. Dicho efecto comenzó a manifestarse en las mediciones de IV en floración (Figura 2b y c) y a su vez coincide con lo determinado en N en planta (Figura 3). Los tratamientos sobre Av tuvieron menos N disponible respecto al testigo y al maíz sobre Vi, tal como se observó en las variables asociadas al estado nitrogenado del cultivo. Vyn *et al.* (2000) informaron menores rendimientos en maíz luego de Av y centeno respecto al testigo, posiblemente como consecuencia de una menor disponibilidad de N para el cultivo por la presencia de dichos CC/AV. En los tratamientos que provenían de Av+Vi, también se detectó una respuesta a la fertilización, aunque menor a la de Av (0,28 y 0,88 Mg ha^{-1} respectivamente). Es probable que el residuo de dicho CC/AV haya generado una inmovilización de N debido a su mayor relación C/N (Crespo *et al*., 2018), y una menor disponibilidad del mismo para el maíz, con lo cual se produjo una respuesta a la fertilización.

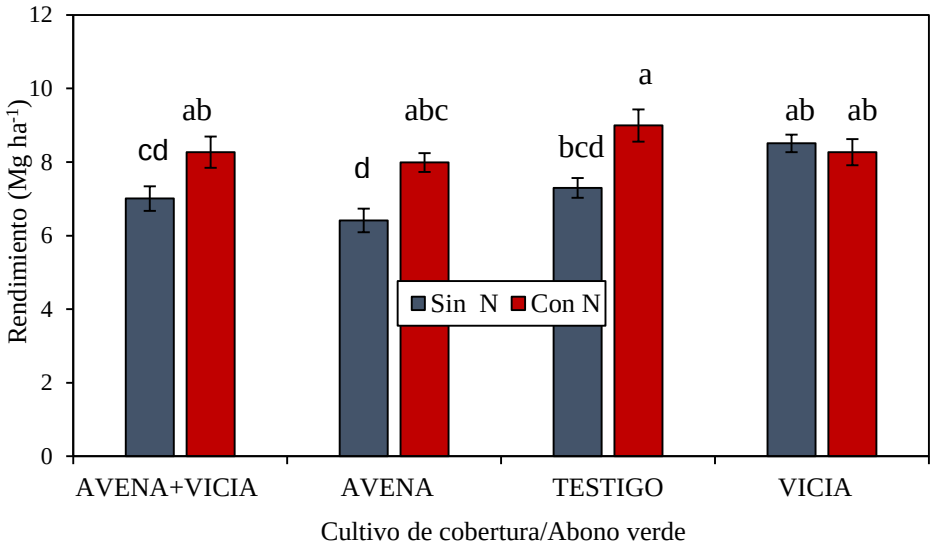


Figura 4. Rendimiento en grano de maíz luego de distintos cultivos de cobertura/abono verde, sin N (0 kg N ha^{-1}) y con N (120 kg N ha^{-1}) aplicados como urea en V6 (Ritchie & Hanway, 1982). Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

CONCLUSIONES

Para las condiciones en que se desarrolló la experiencia, las evidencias reunidas respecto a la disponibilidad de N para el cultivo de maíz no fueron suficientes para rechazar la hipótesis planteada. La incorporación de Vi pura aumentó la disponibilidad de N para el cultivo, y los rendimientos obtenidos con dicho CC/AV y sin N, fueron acordes con a los rendimientos esperados para maíz en secano en el SEB con las características de la campaña de trabajo, disminuyendo la respuesta a la fertilización con N.

Los CC/AV pueden ser considerados como una práctica agronómica que ayuda a la intensificación de los sistemas agrícolas, aumentando la eficiencia en el uso de los recursos disponibles, pudiendo favorecer a la sustentabilidad del sistema de producción a través de las distintas ventajas que los mismos presentan.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este trabajo son resultados parciales de la Tesis de Grado de la Carrera de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, del primer autor. Este trabajo se realizó con la financiación de la Universidad Nacional de Mar del Plata (proyecto AGR402/12), del FONCyT (PICT 2012-192) y de INTA PNCYO 1127032.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, FH & VO Sadras. 2000. Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En: Andrade, FH & VOSadras, (eds.) Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. E.E.A. Pp. 175-203. Balcarce INTA – FCA, UNMdP. Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- Bremner, JM & YC Mulvaney. 1982. Nitrogen total. In: Page, A.L. (eds). Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA. Agron. Monog 9, pp. 595-624.
- Clark, EJ; AM Decker; J. Meisinger & MS McHintosh. 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: I. Cover crop and corn nitrogen. Agron. J. 89:427-434.
- Crespo, C; GF Domínguez, GA Studdert & SN Diez. 2018. Cultivos de cobertura y abonos verdes en el Sudeste Bonaerense. I: Efectos en la acumulación de agua a la siembra de maíz. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, S.M. de Tucumán, Tucumán, Argentina, mayo de 2018. En CD.
- Della Maggiora, AI; JM Gardiol & AI Irigoyen. 2000. Requerimientos hídricos. En: Andrade, FH & VO Sadras (eds.) Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Pp. 155-171. E.E.A. Balcarce INTA – FCA, UNMdP. Balcarce, Argentina.
- Echeverría, HE. & H Sainz Rosas. 2015. Nitrógeno. En: Echeverria, HE. & FO García (eds.) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. 2ª ed. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp. 189-228.
- Fox, RH & VA Bandel. 1986. Nitrogen utilization with no-tillage. In: Sprague, MA & GB Triplett (eds.) No-tillage and surface-tillage agriculture. The tillage revolution. Pp. 117-148. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.
- Griffin, T; M Liebman & J Jemson. 2000. Cover crops for sweet corn production in a short-season environment. Agron. J. 92(1):144–151.
- INTA. 1979. Carta de Suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. 76 p.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, A.L. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA. Agron. Monog 9, pp. 643-698.
- Miguez, FE & GA Bollero. 2005. Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. Crop Sci. 45:2318–2329.
- Restovich, SB; AE Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128:62-70.
- Ritchie, SW & JJ Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service. Ames, Iowa, USA. Special Report 48. 21 p.
- Ruffo, ML & AT Parsons. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. Informaciones Agronómicas 21:13-15.
- SAS Institute. 2004. SAS Online Doc, Versión 9. SAS Institute Inc., Cary, Nort Carolina, EEUU. www.sas.com Consultado 1 de marzo de 2005.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA. 372 p.
- Studdert, GA & H Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Vyn, TJ; KJ Janovicek; MH Miller & EG Beuchamp. 1999. Soil nitrate accumulation and corn response to preceding small-grain fertilization and cover crops. Agron. J. 91:17-24.
- Vyn, TJ; JG Faber; KJ Janovicek & EG Beuchamp. 2000. Cover crop effects on Nitrogen Availability to corn following wheat. Agron. J. 92(1): 924–932.

C4P37. ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELOS BAJO DIFERENTES MANEJOS

Dalurzo, Humberto C.[1], Paredes, Federico A.[2 3], Simón, Carlos[1], y Guzowski, Micaela I.[1]

[1] Manejo y Conservación de Suelos, F.C.A.-UNNE; [2]. Edafología, FCA-UNNE; [3]. INTA EEA Corrientes

* Autor de contacto: dalurzo@agr.unne.edu.ar; ; Fac. de Ciencias. Agrarias. Sgto Cabral 2131 (3400), Corrientes, Argentina; +54379 4427589 int 151. Universidad Nacional del Nordeste.

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue analizar el efecto de seis años de sistemas de labranzas y rotaciones sobre las variaciones de algunas propiedades del suelo en un Argiudol ácuico de Corrientes que sean posibles indicadores de calidad. En un ensayo con diseño completamente aleatorizado con arreglo factorial, se compararon sistemas de labranzas: convencional (LC), reducida (LR) y siembra directa (SD) y secuencias de cultivos con alternancias de cultivos, donde el sexto año se evaluaron cuatro rotaciones: un cultivo/año (Maiz-Descanso); dos cultivos (Maiz-Descanso-Avena); tres cultivos (Maiz-Caupí-Avena) y una pastura (Paspalum atratum). Se determinó: densidad aparente, resistencia mecánica (RM), infiltración básica (IB), conductividad hidráulica (CH), estabilidad de agregados (EA), materia orgánica (MO), materia orgánica particulada total (MOP), y sus fracciones. Se aplicó análisis factorial identificando las variables de mayor peso y se retuvieron seis factores, explicando el 76% de la variabilidad. En el Factor 1 (F1) las mayores comunalidades (>0,7) y autovectores (>0,6) correspondieron a la MOP (0,989), seguida en el F3por la infiltración (0,9). El F6 presentó a la RM (-0,613) como el mayor autovector. Entre las variables que presentaron elevadas comunalidades figuraron la MOP (0,9) la infiltración (0,81). En el análisis de variancia de los factores halló significación estadística el F1 (P<0,0001), el F3 (P<0,0029) y el F6 (0,0003). El análisis discriminante de factores, señaló que los más eficientes, basados en la magnitud de sus coeficientes discriminantes, fueron los Factores con significación estadística. El análisis discriminante de los atributos del suelo señaló que la RM, MOP e IB presentaron mayor importancia dentro de cada ecuación obtenida, definiéndose entre algunos de los indicadores de calidad de relevancia. Las labranzas y rotaciones influyeron sobre la RM, la MOP, y la IB, caracterizándolos como posibles indicadores de calidad para estimar la evolución del suelo ante diferentes manejos del suelo.

Palabras claves: Manejo de suelos, Análisis Multivariado, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La degradación de los suelos es una consecuencia de prácticas tradicionales, como el monocultivo y la agricultura intensiva que provocan la pérdida de la materia orgánica, la destrucción de la estructura (Lal, 2010), la formación de sellos superficiales, la compactación subsuperficial que comprometen la posterior productividad del suelo y la sostenibilidad del medio ambiente, aumentando la susceptibilidad a procesos erosivos.

El uso prolongado de sistemas de labranzas (SL) muy agresivos como arados y rastras con alta frecuencia e intensidad de laboreo puede provocar un deterioro de las propiedades del suelo con la disminución de la MO que es proporcional a la agresividad del SL del suelo (Lal, 2014).

La labranza convencional (LC) incide sobre la descomposición de la MO, al exponer el suelo al aire, al sol y el viento, a diferencia de prácticas conservacionistas como la labranza reducida (LR) y la siembra directa (SD) que protegen la superficie del suelo al impacto de las gotas de lluvia y moderan el efecto de los ciclos de mojado y secado, por la protección de los residuos en superficie (Denef *et al*., 2001).

El sistema de SD se implementa en alrededor de un 80% de la superficie de la Argentina, llegando en el año 2015 a unas 33 millones de has, y se considera como un manejo conservacionista por sembrar directamente sin remover el suelo, manteniéndolo con una cobertura permanente de residuos que favorecen la acumulación de MO, especialmente cuando también se aplican rotaciones de cultivos dentro el paquete tecnológico (Derpsch, 2010).

Las propiedades y procesos edáficos que resulten sensibles a los cambios en las funciones del suelo pueden considerarse como indicadores de calidad (Doran & Jones, 1996). Ellos permitirían determinar el estado de degradación o reconversión de los suelos para lo cual es importante establecer índices de calidad (Zornoza *et al*., 2008) a fin de aseverar la bondad de una práctica de manejo y la promoción de las mismas para asegurar la sostenibilidad de un agroecosistema.

Franzluebbers (2002) citó que el carbono orgánico total (CO) resultó un índice relacionado a los dos primeros espesores del suelo. Generalmente el espesor superficial estuvo más fuertemente influenciado por el manejo, como los SL y los cultivos, que el segundo. En cambio, Rey Montoya *et al*., (2017) hallaron en otras propiedades del suelo como la resistencia mecánica (RM) que mejoró de 7-20 cm de profundidad, bajo SD, donde fue menor respecto a la LC y la LR. Igualmente sucedió con las secuencias de cultivos, donde las rotaciones de cultivos con sistemas de raíces pivotantes como el algodón presentaron menores valores de RM que ante cultivos de maíz.

Con respecto a los atributos de suelo que pudieran ser indicadores de calidad, Bronik & Lal (2005) concluyeron que los residuos de los cultivos mejoraron la estabilidad de los agregados (EA) e Iglesias *et al*., (2017) en un ensayo de LC y SD de larga duración (9 años) en un Arguidol Típico de la provincia de Buenos Aires, encontraron una estrecha relación de los contenidos orgánicos que mostraron el mismo comportamiento que la EA superficiales mayores de 2,8 mm. En cambio, Giubergia *et al*, (2010) comparando LR y SD hallaron dicha relación, pero con agregados de 1-2 mm de un ensayo de 13 años de duración en un Haplustol Entico.

Si bien muchas propiedades del suelo pueden presentar diferencias significativas entre tratamientos permitiéndonos inferir que son posibles indicadores de calidad, al aplicar análisis multivariados podríamos reducir el número de atributos a considerar (Dalurzo, 2002). El análisis factorial multivariado, es una técnica que permite analizar simultáneamente variables correlacionadas y es usado con frecuencia para evaluar la sostenibilidad de sistemas de manejo e identificar indicadores de calidad de suelos (Wander & Bollero, 1999; Bredja *et al*., 2000a, b; Dalurzo, 2002; Shukla *et al*., 2006). Al considerar las variables conjuntamente, este análisis permite definir relaciones que no fueron previstas durante el análisis univariado (James & McCulloch, 1990), y permite agrupar diferentes propiedades del suelo en pocos factores.

El objetivo del trabajo fue analizar el efecto de seis años de sistemas de labranzas y rotaciones sobre las variaciones de algunas propiedades del suelo en un Argiudol Ácuico, de familia arcillosa, mixta, hipertérmica de Corrientes que sean posibles indicadores de calidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en la Estación Experimental Agropecuaria Corrientes del INTA sobre un Argiudol Ácuico de la Serie Treviño. Son moderadamente bien drenados, encharcables por períodos cortos. Presenta un epipedón mólico, de textura franco arenosa, con un argílico (Bt) de textura franco arcillo arenosa, fuertemente estructurado. Poseen fértiles moderada, con valores medios de materia orgánica y bases de cambio y pobres contenidos en fósforo. El diseño fue en parcelas completamente aleatorizadas de 140 m^2 con cuatro repeticiones, donde cada tratamiento correspondió a la combinación de sistemas de labranza y secuencia de cultivos, con arreglo factorial (3x4) como se indica en la Tabla 1.

Los factores fueron: a) Sistemas de labranzas, con tres niveles: labranza convencional (LC), labranza reducida (LR) y siembra directa (SD); y b) secuencia de cultivos, con cuatro niveles: Maíz amarillo (Mz)-Descanso (D); Algodón (A)-Descanso (D); Maíz amarillo (Mz)-Avena negra (Av), Algodón (A)-Avena negra (Av). Estas rotaciones de cultivos se aplicaron por cuatro años. El quinto se sembró *Mucuna pruriens* (Mu) y el sexto se emplearon cuatro alternativas de: un cultivo por año (Mz-D), dos cultivos por año (Mz-D-Av), tres cultivos por año Mz-Caupi (Ca)-Av y el uso de una pastura perenne de Pasto Cambá, *Paspalum atratum* (Pa). Los tratamientos fueron doce, con cuatro repeticiones y totalizaron 48 unidades experimentales.

En el sexto año se determinó: Densidad aparente por el método de cilindros no alterados de 0-7 y de 7-20 cm de profundidad (Pla, 1983); Resistencia mecánica a la penetración con penetrómetro de impacto (Pla, 1983) de: 0-7 cm, 7-20 cm y 20-30 cm. Simultáneamente se determinó humedad gravimétrica en las mismas profundidades; Infiltración de agua por el método de los anillos concéntricos, de 30 cm y de 50 cm de diámetro (Pla, 1983). Se tomaron muestras compuestas de suelos que fueron secadas al aire y tamizadas (2 mm) para la realizar las siguientes determinaciones: Distribución del tamaño de partículas del suelo con el método hidrométrico (Pla, 1983); Estabilidad de agregados por el método de Kemper & Rosenau (1986) en muestras no alteradas sacadas con pala; pH: potenciométricamente en agua destilada (1:2,5); conductividad hidráulica a flujo saturado (CH) por el método de (Montenegro González *et al*., 1990); materia orgánica (MO) por el método de Walkley y Black modificado (Nelson & Sommers, 1996); Materia orgánica particulada total (MOP) de 2-0,05 mm (Cambardella & Elliot, 1999) determinando las fracciones de 2-0,5 mm (MOPa) y de 0,5-0,05 mm (MOPb). Con los datos obtenidos se aplicaron análisis multivariados para interpretar la relación entre las variables de suelo observadas. Se usó el análisis factorial, y análisis discriminante para reducir la complejidad de los datos al construir un subespacio de dimensión reducida (SAS Institute, 2004), identificando los factores y las variables de mayor peso entre las estudiadas. Para los análisis se utilizó el software Statistical Analysis System Versión 9.1. (SAS Institute Inc., 2004).

Tabla 1: Tratamientos evaluados: LC: labranza convencional, LR: labranza reducida, SD: siembra directa, Mz: maíz amarillo, A: algodón, Av: avena negra, D: descanso. Esta secuencia de rotaciones se aplicó durante cuatro años. En el 5° año se sembró Mucuna (Mu); y en el 6° año las secuencias fueron con un cultivo por año: Mz-D; dos cultivos por año: Mz-D-Av; y tres cultivos por año: Mz-Caupi (Ca) – Av y una pastura perenne de Pasto Cambá (Pa).

Factores			N° de cultivos por campaña en el último año de las rotaciones
Sistemas de labranzas	Rotaciones	Tratamientos	
Labranza Convencional	Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	LC Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	1 cultivo
	Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-Av	LC Mz-Av-A-Av- Mu- Mz-D-Av	2 cultivos
	A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	LC A-Av-Mz-Av- Mu- Mz-Ca-Av	3 cultivos
	A-D-Mz-D- Mu- Pa	LC A-D-Mz-D- Mu- Pa	Pastura perenne implantada
Labranza Reducida	Mz-D-A-D- Mu- Mz-D	LR Mz-D-A-D- Mu- Mz-D	1 cultivo
	Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-Av	LR Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-Av	2 cultivos
	A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	LR A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	3 cultivos
	A-D-Mz-D- Mu- Pa	LR A-D-Mz-D- Mu- Pa	Pastura perenne implantada
Siembra Directa	Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	SD Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	1 cultivo
	Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-A	SD Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-A	2 cultivos
	A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	SD A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	3 cultivos
	A-D-Mz-D- Mu- Pa	SD A-D-Mz-D- Mu- Pa	Pastura perenne implantada

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con las variables estandarizadas se aplicó un análisis de correlación donde la mayoría de las variables presentaron elevada correlación entre sí (datos no presentados) con $P < 0,05$ (SAS Institute, 2004).

En la Tabla 2 se presentan los datos obtenidos del análisis factorial luego de aplicar una rotación Varimax. En ella puede verse, para cada factor, sus autovalores o valores propios, el porcentaje de variabilidad explicada por cada factor y la variabilidad acumulada.

En base a los autovalores se retuvieron hasta el Factor 6 (F6) con un valor de 1,07. Los seis primeros factores explicaron el 76% de la variabilidad (Tabla 3). Para la construcción de los índices fueron seleccionados los autovalores mayores a 1 a fin de preservar la mayor parte de la variación original (Husson *et al*., 2011).

Tabla 2: Modelo factorial de rotación Varimax (SAS Institute, 2004) con los autovectores de los seis primeros factores.

Variables	Factores						
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	Comunalidad
Materia Orgánica (MO)	0,090	-0,221	0,087	0,651	-0,154	0,191	0,549
MOPa de 2-0,5 mm	0,641	-0,155	-0,034	0,065	0,365	0,091	0,581
MOPb de 0,.5-0,05 mm	0,836	0,083	-0,046	-0,020	-0,213	-0,016	0,754
MOP total de 2-0,05 mm	0,989	-0,035	-0,054	0,026	0,075	0,046	0,992
Densidad aparente (Da)	0,072	-0,147	-0,190	-0,272	0,775	0,031	0,738
Resistencia Mecánica (RM)	0,144	0,093	0,404	-0,141	0,099	-0,613	0,599
Infiltración básica (IB)	0,054	0,910	0,195	-0,080	-0,041	0,067	0,881
Infiltración inicial (A)	-0,086	-0,080	0,900	-0,039	0,005	0,038	0,827
Tasa de infiltración (n)	-0,001	0,872	-0,416	-0,046	0,010	0,080	0,942
Conductiv. hidráulica (CH)	0,017	0,198	-0,199	-0,079	0,067	0,831	0,780
Humedad equivalente (HE)	0,048	0,064	-0,139	0,859	0,079	-0,145	0,790
Estabilidad Agregados (EA)	0,148	0,161	0,321	0,220	0,688	-0,058	0,676
Autovalores	2,29	1,88	1,47	1,24	1,16	1,07	
Proporción	0,19	0,16	0,12	0,10	0,10	0,09	
Acumulados	0,19	0,35	0,47	0,57	0,67	0,76	
ANOVA P < F	0,0001	0,164	0,0029	0,612	0,396	0,0003	

Los vectores específicos de los seis factores retenidos del modelo factorial, luego de dicha rotación presentaron magnitudes entre +1 y -1 (Tabla 2). Para su interpretación se consideró de especial relevancia a las variables con valores mayores o iguales a 0,7, ya sea positivo o negativo (Jeffers, 1967) con alta correlación (Bramardi, 2009).

En el Factor 1 (F1) las mayores comunalidades y autovectores con valores >0,6 surgieron la materia orgánica particulada total (0,989) y sus dos fracciones: MOPb de 0,5-0,05 mm (0,836) y MOPa de 2-0,5 mm (0,641) que cumple la función del suministro de nutrientes a las plantas debido a ser la primera en descomponerse como resultado del laboreo. No obstante ello, un requisito para mantener la sostenibilidad a largo plazo es incrementar el almacenaje de MO del suelo, especialmente las fracciones lábiles (Doran & Smith, 1987). En SD se hallaron mayores valores promedios de MOP (4,8 mg g^{-1}) que en LC y LR (4,3 y 4,2 mg g^{-1} respectivamente). Igualmente se obtuvieron mayores valores de las fracciones MOPa y MOPb en SD respecto a los otros sistemas de labranzas.

A continuación las variables que presentaron las mayores comunalidades fueron variables relacionadas a la entrada del agua en el suelo contrapuesta al escurrimiento del agua y al riesgo de erosión del suelo (Pla, 2010). La tasa de infiltración (0,942), la infiltración básica (0,881) y resultaron con los mayores autovectores o eigenvertores en el F2

(0,910 y 0,872 respectivamente) y la infiltración inicial logró el autovector más elevado del F3 (0,9) con una elevada comunalidad de 0,827.

La humedad equivalente, correspondiente al máximo contenido de agua retenida por el suelo, y la conductividad hidráulica a flujo saturado fueron las variables de mayores comunalidades (0,79 y 0,78 respectivamente). La HE presentó un relevante peso en base a los autovectores logrados en el F4 (0,859) junto con la MO (0,651).

En el F5 los autovectores más importantes fueron la Da (0,775) fundamental para el crecimiento y exploración de raíces en el suelo y la HE (0,688) para la retención del agua para las plantas, y en el F6 la CH (0,831) junto con la RM (-0,613).

El F1 explicó el 19% de la variación y se relacionó con los contenidos orgánicos del suelo. En el F2 se explicó el 16% de la variación y manifestó el mayor peso a la entrada del agua al suelo que fueron los autovectores más relevantes, mientras que el F3, explicó el 12% de la variación, influyendo todas esas variables en evitar la escorrentía del agua y la erosión hídrica (Tabla 3) y el resto de los factores explicaron aproximadamente alrededor del 10% de la variación cada uno.

En análisis de variancia de los factores para las muestras de 0-7 cm de profundidad se encontró significación estadística en los factores F1, relacionado a la fracción liviana de la materia orgánica, en el F3 y en el F6, relacionados a la entrada de agua y al movimiento de ésta dentro del perfil como a la RM del suelo para el crecimiento de las raíces, como respuesta al sistema de labranzas y las rotaciones empleadas (Tabla 3).

El F1 fue acorde a los mayores valores de MOP y de la fracción de MOPb hallados en SD y con los sistemas de R4 con pastura ($P < 0,0001$).

La MOP o fracción liviana de la materia orgánica (Gregorich & Janzen, 1996) posee un tiempo de descomposición que varía de unos pocos años a varias décadas y fue señalada como un promisorio indicador de calidad de suelos. La materia orgánica particulada presenta mucha variación ante el cambio de las prácticas de manejo. Cambardella & Elliott (1992) hallaron que el C de la materia orgánica particulada de suelos sometidos a labranza cero fue 50% mayor que para los sistemas de labranza y barbecho desnudo en el Oeste de Nebraska.

En los siguientes factores (Tabla 3) se presentaron atributos relacionados al movimiento de agua en el perfil como los más representativos tanto en el F3 ($P < 0,0029$) como en el F6, junto a la RM ($P < 0,0003$).

El análisis discriminante de los seis factores, señaló que los más eficientes para diferenciar entre los sistemas de labranzas y de rotaciones, basados en la magnitud de sus coeficientes discriminantes, se relacionaron con los Factores que presentaron significación estadística (Tabla 3):

El F1 fue relacionado con atributos como la fracción liviana resultante de los restos de los rastrojos de los cultivos en rotación y del sistema de labranza del suelo que influyeron en la descomposición (Ecuación [1]).

$Y_1 = 0,64$ (*Factor 1*) + 0,01 (*Factor 2*) - 0,49 (*Factor 3*) + 0,35 (*Factor 4*) + 0,38 (*Factor 5*)+ 0,55 (*Factor 6*) [Ec. 1]

Contribuyeron en la discriminación de las poblaciones de los diferentes tratamientos las siguientes Ecuaciones [2], con el mayor coeficiente para el F6 y en la Ecuación [3], el F3:

$Y_2 = 0,71$ (*Factor 6*) - 0,55 (*Factor 1*) + 0,45 (*Factor 2*) - 0,08 (*Factor 3*) - 0,32 (*Factor 4*) - 0,06 (*Factor 5*) [Ec. 2]

$Y_3 = 0,84$ (*Factor 3*) + 0,33 (*Factor 1*) - 0,06 (*Factor 2*) + - 0,20 (*Factor 4*) + 0,23 (*Factor 5*)+ 0,30 (*Factor 6*) [Ec. 3]

El empleo del análisis discriminante de las variables de suelo, permitió aumentar la presión de selección y restringir el número de indicadores de calidad con un orden de prioridades e importancia. Este análisis con los parámetros del suelo para definir la calidad del mismo y su uso sostenible se caracterizaron con las siguientes ecuaciones:

$Y_4 = 0,73$ (*resistencia mecánica*) - 0,56 (*materia orgánica particulada*) + 0,17 (*infiltración básica*) [Ec. 4]

$Y_5 = 0,82$ (*materia orgánica particulada*) + 0,70 (*resistencia mecánica*) - 0,08 (*infiltración básica*) [Ec. 5]

$Y_6 = 0,98$ (*infiltración básica*) + 0,19 (*materia orgánica particulada*) - 0,07 (*resistencia mecánica*) [Ec. 6]

Los atributos RM, MOP, e IB, en base a los coeficientes de cada atributo en las ecuaciones 4, 5 y 6, en todos los casos fueron superiores, y presentaron prácticamente la mayor importancia dentro de cada ecuación, definiéndose entre algunos de los indicadores de calidad de relevancia para la profundidad de 0-7 cm.

La RM presentó diferencias significativas entre los niveles de SL en las profundidades 0-7 cm con valores ligeramente mayores en SD (0,25 MPa) que LC y LR con 0,21 y 0,22 MPa respectivamente ($P<0,045$). Los coeficientes de variación fueron de 28%. A mayores profundidades la SD presentó inversamente menores valores (0,88 MPa) respecto a LC y LR (ambas aproximadamente de 1 MPa) de 7-20 cm de profundidad ($P<0,028$). De 20-30 cm se ampliaron las diferencias entre tratamientos, hallándose los menores valores en SD (1,27 MPa) contra valores superiores a 1,53 MPa en los tratamientos con laboreo, pero sin significación estadística, probablemente relacionado a elevados coeficientes de variación en dicho espesor de suelo (56%) situación característica para dicho parámetro.

La mayor infiltración básica se obtuvo en el tratamiento con SD (2,41 cm h^{-1}) respecto a los tratamientos con LC y LR (2,17 y 2,36 cm h^{-1}) con un coeficiente de variación de los datos analizados de dicha profundidad de 61,25%.

CONCLUSIÓN

Los sistemas de labranzas y rotaciones influyeron directamente sobre la materia orgánica particulada, la infiltración del agua en el suelo y la resistencia mecánica a la penetración de raíces. Ello contribuyó a considerar que dichos atributos sean posibles indicadores de calidad del suelo para conocer la evolución del suelo ante diferentes manejos del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Bramardi, S. 2009. Métodos de Análisis Multivariados. Curso de Posgrado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Nordeste – Universidad Nacional del Comahue.
- Brejda, JI; DL Karlen; JL Smith; DL Allan. 2000a. Identification of Regional Soil Quality Factors and Indicators. II. Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:2125–2135.
- Brejda, JI; TB Moorman; DL Karlen & TH Dao. 2000b. Identification of Regional Soil Quality Factors and Indicators. I. Central and Southern High Plains. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:2115–2124.
- Cambardella, CA and ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
- Cambardella, CA; AM Gajda; JW Doran, BJ Weinhold, and T Kettler. 1999. Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition. In R. Lal, J.F. Kimble and R.F. Follet (Eds). Carbon methods. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Dalurzo, HC. 2002. Agregado de Residuos Orgánicos en Suelos Ferralíticos. Efecto sobre variables que estiman sustentabilidad. Tesis para optar por el título de Magister Scientiae – Área: Ciencia del Suelo. Escuela para Graduados Alberto Soriano. 237 pp.
- Denef, K; J. Six; H Bossuyt; SD Frey; ET Elliott; R Merckx & K Pautsian. 2001. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biol. Biochem*. 33: 1599-1611.
- Derpsch, R; T Fiedrich; A Kassam & H. Li. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits, *Int. J. Agric. Biol. Eng*. 3.
- Doran, JW & A Jones. 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publ. 49. Soil Sci. Soc. Am. J. Inc. Madison, WI.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative Indicators of Soil Quality. P. 25-37. En: J. W. Doran & A.J. Jones (Eds.). Methods for Assessing Soil Quality. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI.
- Doran, JW & M S Smith. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients p. 53-72. In R.F. Follet *et al*., (Ed.) Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. ASA Spec. Publ. 19. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Till. Res. 66:93-106.

- Iglesias, JO; JA Galantini & A. Vallejos. 2017. Estabilidad de agregados de un Argiustol del So Bonaerernse con diferentes sistemas de labranza. Ciencia del Suelo 35(2): 189-203.
- Giubergia, JP; M Basanta; I Garino & E Lovera. 2010. Estabilidad estructural de um Haplustol éntico con diferentes labranzas y secuencias de cultivos. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario Argentina. CD.
- Gregorich, EG; & HH Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. p. 167-190. In M.R. Carter & B.A. Stewart (Eds), Structure and soil organic matter storage in agricultural soils. Lewis Publishers. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Husson, F; S Lê & J Pagès. 2011. Exploratory multivariate analysis by example using R Computer science & data analysis series. Taylor and Francis Group/CRC Press. Boca Raton, 228 p.
- James, FC& CE McCulloch. 1990. Multivariate Analysis in ecology and systematic: Panacea or Pandora´s box? Annu. Rev. Ecol. Syst. 21:129-166.
- Jeffers, JMR. 1967. Two case studies in the application of Principal Component Analysis. Applied Statistics. Vol 16: 225-236.
- Kemper, WD & RC Rosenau. 1986. Aggregate Stability and Size Distribution. Pp. 425-442. In: A. Klute (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph Nº9, 2nd ed. Am. Soc. Agron. & Soil Sci. Soc. Am. Madison. WI. USA.
- Lal, R. 1991. Soil conservation and biodiversity. En: Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture. (Ed.) Hawksworth. The CAB International, London.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. Crop Sci. 50: 120-131.
- Montenegro González, H; D. Malagón Castro & L Guerrero. 1990. Propiedades Físicas de los Suelos. Subdirección Agrológica. I.G.A.C. (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). Bogotá, Colombia. 813 p.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter p. 961-1010. In J.M. Bigham (Ed.). Methods of soil analysis Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Pla, I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Publ. Rev. Agron. Alcance nº32. Maracay (Venezuela). 90 pág.
- Rey Montoya, TS; FA Paredes; HC Dalurzo; C Fernández López & R Kersting. 2017. Propiedades físicas de un Arguidol Ácuico bajo diferentes sistemas de manejo. Ciencia del Suelo 35 (1): 171-180.
- SAS Institute Inc. 2004. SAS/STAT® Versión (9.1) (TS1M3). Copyright (c) 2002-2003 by SAS Institute Inc. Cary, NC, USA. Propietary Software Version (9.1).
- Shukla, MK; R Lal, & M Ebinger. 2006. Determining Soil Quality Indicators by Factor Analysis. Soil Till. Res. 87:194–204.
- Yakovchenko, V; LJ Sikora, & DD Kaufman. 1996. A biologically-based indicator of soil quality. Biol. Fert. Soils 21: 245-251.
- Zornoza, R; J Mataix-Solera; C Guerrero; V Arcenequi; J Mataix-Beneyto & I

C4P38. ENRIQUECIMIENTO DE NITRÓGENO, FÓSFORO Y CARBONO EN LOS SEDIMENTOS GENERADOS EN UNA CUENCA DE LA PAMPA ONDULADA

Darder, M. Liliana[1]; Castiglioni, Mario G.[2]; Sasal, M. Carolina[3] y Andriulo, Adrián E.[1].

[1]EEA Pergamino (INTA) Ruta 32 km 4,5 (2700) Pergamino (BA); 02477-439081; [2] FAUBA Cátedra Conservación [3] EEA Paraná (INTA); * Autor de contacto: darder.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

Una parte importante de los nutrientes que ingresan en los cursos de agua, son el resultado de la erosión que ocurre en una cuenca. A medida que las partículas desprendidas se mueven aguas abajo, estas sufren una selección por tamaño, quedando los nutrientes sujetos a procesos de desorción y adsorción selectiva entre las partículas y el agua. Como consecuencia, durante el transporte ocurre un enriquecimiento de partículas de arcilla así como también de fósforo (P), nitrógeno (N) y carbono (C). Para comprender la magnitud de estos procesos en la cuenca alta del arroyo Pergamino, se calcularon los coeficientes de enriquecimiento (CE) de P, N y C, obtenidos mediante el cociente entre la concentración de cada uno de estos elementos presentes en el sedimento desprendido y transportado por la acción de la lluvia y su concentración en el suelo (espesor 0-5 cm). Para ello se realizaron 85 ensayos de simulación de lluvia intensa (60 mm h-1), en distintas posiciones del paisaje y bajo diferentes usos y manejos de la tierra. En la loma y media loma (ambiente con aptitud agrícola) se analizaron dos sucesiones de cultivo (rotación y monocultivo de soja) y en las posiciones bajas (ambiente con aptitud ganadera) diferentes anchos de franja (ancha, mediana y angosta) respecto al curso de agua. En el sector agrícola, los sedimentos se enriquecieron en N, P y C con respecto al suelo de origen, sin registrarse el efecto del manejo ni de la posición en el paisaje. En promedio, estos presentaron 2,0; 2,7 y 2,5 veces más concentración de N, P y C, respectivamente. En cambio, en el sector ganadero, los sedimentos de la franja angosta se enriquecieron mucho menos en N y P (0,6 y 2,5) que en la franja ancha (3 y 4,2), mientras que para el C este fue similar en todos los anchos de franja (1,8). La simulación de precipitaciones tuvo un claro efecto sobre el empobrecimiento de nutrientes del suelo, principalmente del P. Cuando las partículas fueron desprendidas y transportadas hacia el sistema acuático, se registró una disminución del contenido de C del suelo, con similar enriquecimiento de este elemento en los sedimentos generados en todo el paisaje. Esto está indicando, que el material erodado es un destino de dichos elementos, contribuyendo de esta manera a su disminución en los distintos ambientes analizados. Los valores umbrales de N, P y C, a partir de los cuales no hubo enriquecimiento, fueron en el sector agrícola 2,5 g kg^{-1}, 300 mg kg^{-1} y 25 g kg^{-1}, respectivamente. En el sector ganadero, solamente en la franja ancha se pudo determinar el valor umbral para el N (2,5 g kg^{-1}).

Palabras claves: simulación de lluvia, degradación de suelos, pérdida de nutrientes

C4P39. PRODUCCION DE VERDEOS ESTIVALES EN AMBIENTES CONTRASTANTES DEL SUDOESTE BONAERENSE

De Lucia, Martín P; Bouza, Mariana E; Silenzi Juan C y Echeverría Nora E.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800, Bahía Blanca. Buenos Aires. mdelucia@uns.edu.ar

RESUMEN

La información edáfica es una herramienta importante a la hora de tomar decisiones en la empresa agropecuaria. El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de dos cultivos de verano, mijo anual (Mi) y sorgo forrajero (So) en ambientes contrastantes del sudoeste bonaerense: loma (Lo), ladera (la) y cañadón (Ca) y su relación con las características edáficas. Las variables evaluadas fueron contenido de humedad en tres momentos y rendimiento de materia verde (MV) y materia seca (MS). El total de lluvias acumulado fue de 126 mm; este dato representa un descenso del 64 % del valor histórico para los meses evaluados (346 mm). El agua almacenada durante el barbecho varió entre 335 y 94 mm. La eficiencia hídrica del barbecho, mostró valores elevados entre 33 % y 49 % para La y Ca respectivamente.
El corte de biomasa se realizó en el mes de marzo con un escaso desarrollo del cultivo, los valores de MV fueron muy disímiles presentando valores entre 56 y 1091 kg ha^{-1}, este comportamiento fue similar en la producción de MS donde los rindes oscilaron entre 36 y 478 kg ha^{-1}, valores que se encuentran muy por debajo de los rendimientos medios de la región. Se encontraron diferencias significativas ($p<0,005$) entre los tratamientos Mi y So, las cuales fueron de 457 y 184 kg ha^{-1} en MV y MS respectivamente. En cuanto al factor ambiente, la profundidad efectiva del suelo mostró una clara relación positiva con la producción del cultivo. Respecto al rendimiento de MS, el sorgo triplico al mijo, esto demuestra que dicho cultivo presenta un mejor comportamiento ante condiciones climáticas desfavorables. La relación entre la producción de materia seca y profundidad de suelo se ajustó a una ecuación lineal para los dos cultivos presentando R^2 de 0,93 y 0,83 para mijo y sorgo respectivamente.

Palabras claves: productividad, mapa de suelos, materia seca

INTRODUCCIÓN

La información edáfica es una herramienta importante a la hora de tomar decisiones en la empresa agropecuaria (Bravo et al., 2016) .En los últimos tiempos se está utilizando la separación de ambientes productivos en base a los suelos y sus limitantes para proporcionar un uso sustentable de los recursos. Desde el punto de vista económico es importante pero más aun desde el ecológico, si se tiene en cuenta que gran parte de los suelos del SO bonaerense son susceptibles a procesos erosión eólica como hídrica e inclusive a otros procesos de degradación (Bouza, 2014).

El avance de la frontera agrícola y desplazamiento de la ganadería son factores que obligan a someter tierras de bajo potencial productivo a agricultura continua (Studert, 2012). Otro problema, que se extiende a otras regiones, es que no se realizan rotaciones o secuencias que incluyan cultivos de verano, que se da por razones climáticas y económicas básicamente.

Si bien los meses de verano no son los más secos, la evapotranspiración es muy elevada y la reserva de agua en el perfil del suelo es un paleativo para la producción cuando se realiza el barbecho, siempre y cuando las características intrínsecas del suelo lo permitan (Echeverría & Silenzi, 2005)

El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de dos cultivos de verano, mijo anual (*Panicum milleaceum*) y sorgo forrajero (*Sorghum vulgare*), en ambientes contrastantes en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires y su relación con las características edáficas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del ensayo

El trabajo se llevo a cabo en el campo “Napostá”, predio experimental y educativo del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, ubicado en el km 35 de la ruta Nacional Nº 33 (38º 26´30´´ LS, 62º 15´59´´ LW). El mismo cuenta con una superficie de 711 ha y se ubica en el sector medio de la llanura subventánica occidental. El área se encuentra disectada por dos valles que corresponden a interfluvios del arroyo “Saladillo ó Dulce”. Esta situación ha definido las geoformas dominantes: lomadas, laderas y terrazas/llanura de inundación (Amiotti et al., 2014).

Caracterización climática

El clima de la región es templado, con estaciones térmicas bien diferenciadas. La temperatura media anual es de 15,4ºC, siendo la temperatura media del mes más cálido (enero) 23,3ºC y la del mes más frio (julio) 8,2ºC. El periodo libre de heladas abarca los meses de verano (diciembre, enero y febrero), y en los meses de marzo y noviembre existe una posibilidad de que ocurra una helada cada 10 años (Donnari & Torre, 1974). Los vientos dominantes provienen del NO, siendo la estación más ventosa el verano con una velocidad media de 24 km/h. En el periodo primavero-estival existe una mayor probabilidad de alcanzar vientos erosivos (Bouza, 2014). Las lluvias otorgan a la zona un carácter sub-húmedo o de transición con una precipitación media de 584,6 mm (1896-2000), la estación que se presenta más lluviosa es el verano con 212 mm (Mormeneo, 2003)

Características edáficas

El lote donde se realizó el ensayo presenta las siguientes características: un levantamiento a escala detallada, Cavallaro (2015) y las series de suelo donde se realizaron los muestreos son:

Serie La Alicia: Calciustol petrocálcico, franco grueso, térmico somero (Soil Survey Staff, 2010). Con una secuencia Ap-A2-Ck-2Ckm, profundidad efectiva de 32 cm, la clase textural en todo el perfil es Franco Arenosa y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial es de 28 g kg^{-1}. Por capacidad de uso (Klingebiel &Montgomeri, 1961) clasifica como VIes y un índice de productividad (INTA & SAGyP, 1989) de 22 %.

Serie Napostá: Paleustol petrocálcico, franco grueso, mixto, térmico (Soil Survey Staff, 2010). Con una secuencia Ap-A2-Ck1-Ck2-2Ckm, profundidad efectiva de 62 cm, la clase textural en todo el perfil es Franco Arenosa y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial es de 26 g kg^{-1}. Por capacidad de uso (Klingebiel &Montgomeri, 1961) clasifica como IVes y un índice de productividad (INTA & SAGyP, 1989) de 37 %.

Serie Cañadones: Haplustol páquico, franco fino, mixto, térmico (Soil Survey Staff, 2010). Con una secuencia Ap-A2-A3-AC-C, profundidad efectiva más de 160 cm, la clase textural en todo el perfil es Franco Limosa y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial es de 37 g kg^{-1}. Por capacidad de uso (Klingebiel & Montgomeri, 1961) clasifica como IIec y un índice de productividad (INTA & SAGyP, 1989) de 68 %.

Diseño experimental y tratamientos

El diseño experimental se realizó en parcelas divididas completamente aleatorizado (DCA) donde se considero como factor principal a los verdeos de sorgo forrajero (So) y mijo anual (Mi), mientras que como factor secundario se consideraron a los distintos ambientes: loma, ladera y cañadón conformando 6 unidades experimentales con 3 repeticiones (n=18)

Se sembraron al azar en franjas de 40x580 m mijo y sorgo a razón de 15y 18 kg ha^{-1} respectivamente, el 16-11-2017.

En el tratamiento Loma (Lo): predomina serie La Alicia, Ladera (La): predomina serie Napostá y Cañadón (Ca): predomina serie cañadones.

Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2015). Para evaluar las diferencias entre los valores medios de las variables para los distintos tratamientos se utilizó ANOVA y se hicieron pruebas de LSD Fisher ($p<0,05$).

Variables evaluadas

- Contenido de humedad (Hº): por método gravimétrico con horno microondas (De Lucia et al., 2017) al comienzo del barbecho (10-10-17), a la siembra (16-11-17) y a la cosecha de biomasa (03-03-18). Las muestras fueron extraídas en todo el perfil en Lo y La, mientras que en Ca se muestreo hasta 1 metro.
- Rendimiento de materia verde (MV) y materia seca (MS), se cosechó la materia verde en una superficie de 0.805 m^2, se recogió en un sobre de papel, se pesó y se seco a estufa (60º) hasta peso constante. Se volvió a pesar y teniendo en cuenta la superficie cosechada se llevo a kg ha^{-1}.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Eficiencia hídrica de barbecho

En la tabla 1 se muestra la precipitación mensual ocurrida durante el periodo de barbecho y desarrollo de los cultivos y la media mensual para el periodo 1971-2010. El total de las lluvias para la campaña fue de 126 mm; este dato representa un 64 % menos respecto al valor medio histórico para los meses evaluados (346 mm), manifestándose así un periodo seco para los cultivos.

Si bien se evidencia una marcada variabilidad entre los meses que duró la experiencia, cabe destacar que durante el tiempo que el suelo estuvo bajo barbecho (10-10-17 a 16-11-17) la lluvia caída fue inferior al registro de precipitación mensual media, de todas maneras este escenario fue favorable para esta práctica.

Tabla 1: Registro de precipitaciones (mm) ocurridas durante el ensayo y precipitación media mensual para el período 1971-2010

Mes	oct	nov	dic	ene	feb	total
2017-2018	43	60	7	6	11	127
1971-2010	76	58	69	67	76	346

La función principal del barbecho es permitir una adecuada acumulación de agua en el perfil y asegurar así un buen crecimiento en las primeras etapas del cultivo (Echeverría & Silenzi, 2005). El agua almacenada durante el barbecho (Tabla 2) fue relativamente alta. Se observa que Ca acumulo más que La y Lo, este último a su vez con el valor más bajo. La eficiencia hídrica, que fue definida como la proporción de agua almacenada en relación con la precipitada, mostró valores que pueden considerarse altos. Diferentes estudios han reportado valores entre 10 y 40 % (Quiroga et al., 2003, 2005), mientras que Miranda *et al*. (2012) registraron valores cercanos a 50 % de eficiencia de barbecho en un ensayo donde evaluaron diferente longitud de esta práctica.

Tabla 2: Precipitación, humedad volumétrica (mm) al comienzo y al final del barbecho y la eficiencia con la que cada tratamiento almacenó (%)

Ambiente	Ppt	Inicio	Final	Diferencia	Eficiencia
Loma	86	57,8	93,9	36,1	42,0
Ladera	86	183,3	212,1	28,8	33,4
Cañadón	86	292,5	334,8	42,3	49,1

Al inicio y finalización del barbecho los ambientes mostraron diferencias significativas ($p<0,05$). Ca fue superior que Lo, mientras que La presento un valor intermedio. El contenido de agua en la serie Cañadones fue 5 y 3,9 veces superior al inicio y final que el ambiente más somero, respectivamente; por otro parte al tratamiento de la ladera lo superó en un 58 % en las dos fechas. Estas diferencias se deben a las propiedades de los suelos, básicamente la profundidad efectiva y la textura de los horizontes. Hay que destacar que estos valores de humedad del suelo son relativamente altos, resultado de las precipitaciones caídas antes de comenzar el barbecho. Por lo tanto, el contenido de agua inicial del suelo correspondió a un 89 % de la capacidad de campo para Lo, y a un 85 y 86 % para La y Ca respectivamente.

El contenido de agua al finalizar el barbecho fue cercano al 100 % de la capacidad de campo para los suelos más profundos, pero llamativamente el suelo más somero estuvo por encima de esa constante hídrica. Esto podría deberse al límite que ofrece el horizonte petrocálcico.

Producción de biomasa

La producción de materia verde y materia seca se muestran en las Figuras 1 y 2. El corte se realizó en marzo con un escaso desarrollo del cultivo; los valores de MV fueron muy disímiles variando de 56 a 1091 kg ha^{-1}, este comportamiento fue similar en producción de MS donde los rindes oscilaron entre 36 y 478 kg ha^{-1}, valores que se encuentran por debajo de los rendimientos en la región. Cruz (2012) observó valores que superaban las 5000 kg ha^{-1} en una experiencia realizada en el mismo establecimiento donde midió la eficiencia de prácticas estructurales para el control de erosión hídrica en un cultivo de sorgo. Bolletta *et al.*, (2009) registraron entre 1272 y 5306 kg ha^{-1} de mijo anual en el partido de Puan comparando dos longitudes de barbechos y con buenas precipitaciones durante el desarrollo del cultivo.

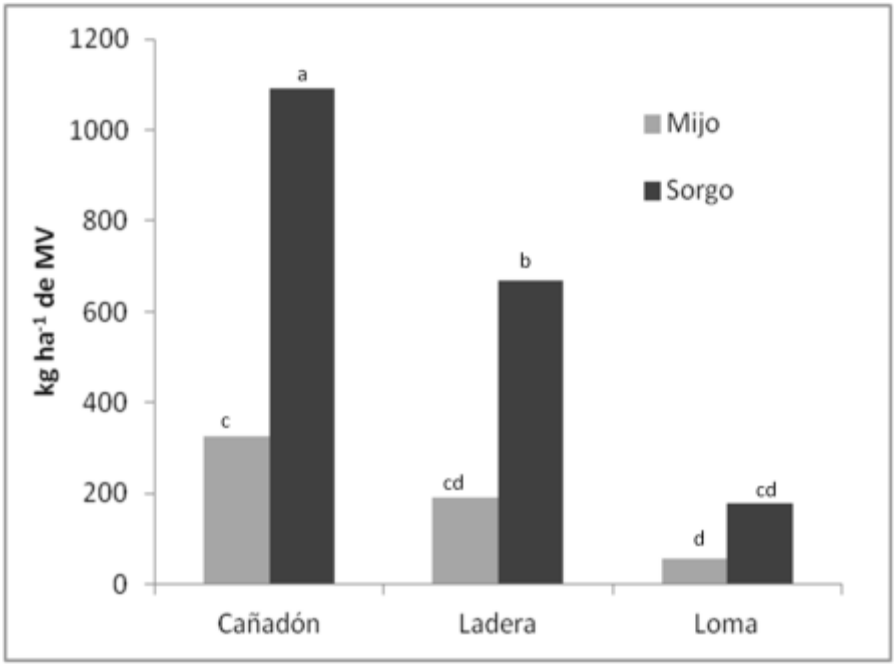


Figura 1: Producción de materia verde (MV) de mijo y sorgo en los diferentes ambientes. Tratamientos con distinta letra difieren por LSD Fisher al 5%

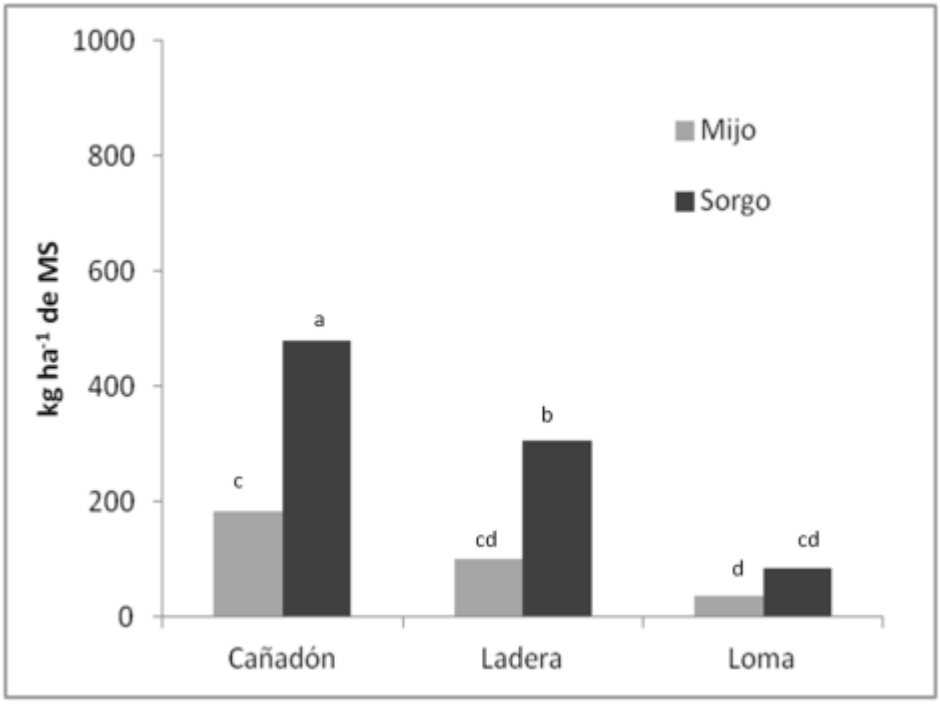


Figura 2: Producción de materia seca (MS). Producción de materia seca (MS) de mijo y sorgo en los diferentes ambientes. Tratamientos con distinta letra difieren por LSD Fisher al 5%

Al analizar el factor cultivos se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos Mi y So, las cuales fueron de 457 y 184 kg ha^{-1} en MV y MS respectivamente. En cuanto al factor ambientes, si bien las dos especies respondieron a las propiedades de los suelos, la profundidad efectiva del suelo muestra una clara relación con la producción del cultivo (Figura 3). Pues en el ambiente somero la producción fue insignificante mientras que en los otros la producción fue baja.

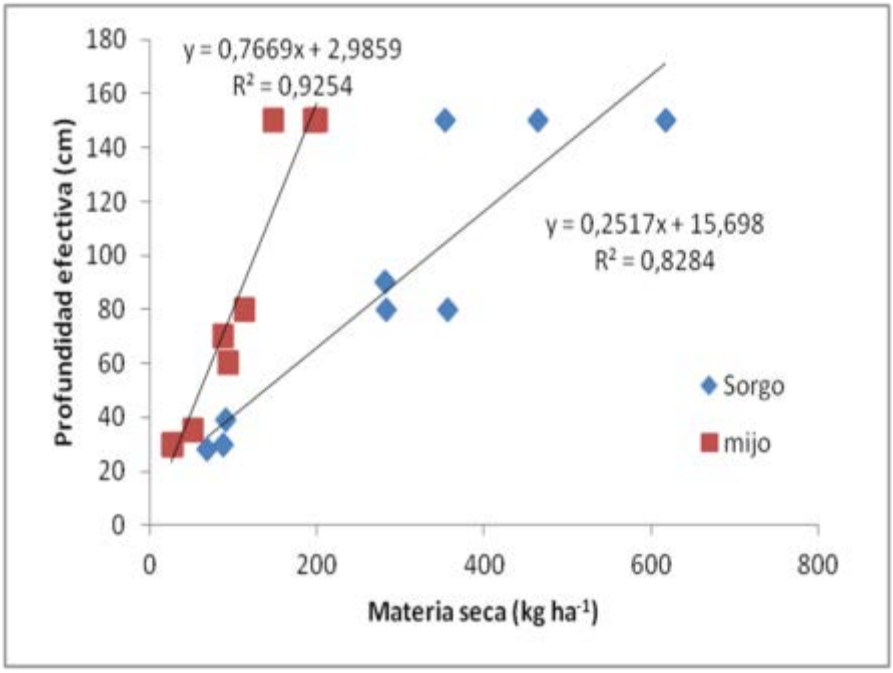


Figura 3: Relación entre profundidad efectiva de suelo y producción de materia seca en mijo y sorgo.

Si bien era esperable que los suelos profundos produzcan más, debido al mayor almacenaje de agua en el perfil, la experiencia deja en evidencia que el cultivo de sorgo presenta mayor producción ante condiciones climáticas tan adversas, debido probablemente a un uso más eficiente de los recursos y a la capacidad de exploración de las raíces.

CONCLUSIONES

Según las condiciones en las que se realizó el ensayo, se procede a extraer las siguientes conclusiones:

El agua almacenada durante el Barbecho fue relativamente alta con diferencias significativas entre los distintos ambientes. Ca fue superior a La y Lo, debido a la profundidad y características texturales (franco limoso) del perfil de suelo.

Los niveles de humedad, tanto al inicio como al final del barbecho, fueron buenos. Al inicio los valores rondaron el 85 % de la capacidad de campo en todos los tratamientos, mientras que al final los ambientes más profundos estaban cercanos al 100 % y la loma supero ese porcentaje.

En cuanto a la producción de los cultivos, el sorgo triplico el rendimiento de MS del mijo. Mostrando un mejor desempeño ante las condiciones climáticas desfavorables.

La relación entre producción de materia seca y profundidad de suelo ajusto en los dos cultivos a una ecuación lineal con un R^2 de 0.93 y 0.83 para mijo y sorgo respectivamente.

BIBLIOGRAFÍA

- Amiotti, N, Blanco M, Bouza M, Bravo o, De Lucia M, Echeverría N, Grill S, Kiessling R, Schmidt E & Zalba P. 2014. Libro de la Gira Edafológica en el marco del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Ed. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo con el auspicio de ACES – Universidad de Illinois. Imprenta Grafimax, Bahía Blanca. (ISBN Actas: 978-987-24771-6-5). 44 p.

- Bolletta A, Venanzi S, Kruger H, Lagrange S & Larrea D. 2009. Mijo y moha: generalidades, producción y calidad. (en línea) Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_boletin_tcnico_mijo_y_moha.pdf Consulta: 25/02/2018
- Bouza M. 2014. Estudio del proceso de erosión eólica en el SO bonaerense. Validación de un modelo predictivo. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur.
- Bravo O, Cavallaro A & Amiotti N. 2016. Utilización de áreas modelos para la cartografía de suelos en el partido de Bahía Blanca. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Córdoba. ISBN 978-987-688-173-9.
- Cavallaro A. 2015. Levantamiento de suelos a escala detallada (1:10000) del lote 12 establecimientos "La Alicia, Dpto. Agronomía-UNS Trabajo de intensificación para optar al grado de Ingeniero Agrónomo. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. 72 p.
- Cruz S. 2012. Metodología para el diseño de prácticas estructurales para el control de la erosión hídrica en un lote del campo Napostá. Trabajo de intensificación para optar al grado de Ingeniero Agrónomo. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. 47 p.
- De Lucia M, Bouza M, Echeverría N & Silenzi J. 2017. Utilización de horno microondas para determinación de humedad de suelo. III jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos y II Taller de Cartografía Digital. Asociación Argentina de la Ciencia del suelo. (en línea)Disponible en: http://www.boletin.cerzos-conicet.gob.ar/index.php/resumenes-presentados-en-poster-iii-jornadas-nacionales-de-suelos-de-ambientes-semiaridos Consulta: 15/12/2017
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. (en línea). Disponible en: http://www.infostat.com.ar
- Donnari M & Torres L. 1974. Análisis de algunos aspectos del clima de Bahía Blanca. Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 32 p.
- Echeverría NE & Silenzi JC. 2005. Barbecho. Rev. Asociación de Ganaderos y Agricultores. Nov/dic. Año 4. Nº30
- INTA y SAGyP. 1989. Proyecto PNUD ARG 85/019. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. CIRN-Instituto de evaluación de tierras. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. 525 pp.
- Klingebiel, AA & PH Montgomery. 1961. Land Capability Classification. Wachington, DC.
- Miranda W, Scianca C, Barraco M, Alvarez C & Lardone A. 2012. Cultivos de cobertura: dinámica del agua luego de dos momentos de secado. Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. ISBN: 978-987-1829-11-8
- Mormeneo I. 2003. Caracterización climática de Bahía Blanca. Cátedra de climatología. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (en línea) Disponible en: www.criba.edu.ar/meteoro/climatología.htm Consulta: 10/11/2017
- Quiroga A, Funaro D & Ormeño O. 2003. Aspectos del manejo del agua del suelo para el cultivo de trigo. En Trigo actualización 2003, INTA Anguil, Bol Téc. 76:33-44 p.
- Quiroga A, Funaro D, Fernandez R & Noellemeyer E.2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia de barbecho en la región pampeana. CI. Suelo (Argentina). 23(1):79-86 p
- Soil Survey Staff. 2010. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys (2nd ed.), Agriculture Handbook vol. 436, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, USA.
- Studert G. 2012. Importancia de los ensayos de larga duración. En Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro-sur bonaerense: 30 años de experiencias. Ediciones INTA, 2012. 9-11 p.

C4P40. DISTRIBUCIÓN DEL FACTOR LS MEDIANTE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA EN EL PEDEMONTE TUCUMANO

Delgado, Jorge A.; Caldez, Luciana B. y Ceballos, Ricardo B.

Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. lu_caldez@hotmail.com

RESUMEN

El modelado del proceso de erosión es una herramienta importante al planificar el uso adecuado del recurso suelo. El factor LS tiene un gran peso en zonas sensibles a los procesos de erosión hídrica, como lo es la Franja Pedemontana de la provincia de Tucumán, cuyos niveles altitudinales van desde los 450 hasta los 650 msnm, presentando pendientes medias a fuertes en dirección SE en los faldeos orientales de las Sierras Sub andinas. El objetivo del trabajo es la aplicación de tecnologías relacionadas al uso de herramientas de Sistemas de Información Geográfica que permitirán desplegar sobre el espacio geográfico analizado la distribución del factor LS. Se trabajó en el Dpto. Burruyacú, en la región del Pedemonte subregión subhúmeda-seca. Se obtuvieron imágenes de cobertura y estas fueron georeferenciadas y ortorectificadas a un sistema de proyección, esta imagen permitió visualizar los predios agrícolas a fin de discriminar su cobertura y evaluar en forma aproximada sus diferentes usos. Se obtuvo también el modelo de elevación del terreno. Estas imágenes fueron importadas y se extrajeron curvas de nivel con equidistancia de 10 m y la imagen de pendientes del terreno en estudio. Las curvas de nivel fueron traslocadas a la imagen de cobertura para visualizar los límites inferior y superior del Pedemonte. Se calculó el factor LS y se trasloco las curvas de LS en la imagen de cobertura. Los predios observados señalan el fuerte incremento del factor LS, potenciando las pérdidas de suelo en un agrosistema implantado en una región fisiográfica como Pedemonte y donde se observan desmontes realizados por arriba de la cota de 650 msnm, caracterizada por ser muy susceptible a los efectos de la erosión hídrica. Atendiendo esto a la planificación obligada a la hora de decidir el uso de los suelos en función de su índice de protección hidrológica.

Palabras Claves: erosión del suelo, teledetección, SIG.

INTRODUCCIÓN

Los procesos que provocan una disminución de la capacidad productiva del suelo se denominan procesos de degradación, entre los cuales uno de los más importantes es la erosión (FAO, 1980).

El uso cada vez más extendido de los sistemas de información geográfica (SIG) ha posibilitado el análisis con mayor grado de precisión, de variables del suelo inherentes al relieve terrestre, que posibiliten estimar en forma aproximada, procesos edáficos relacionados con la erosión hídrica del suelo, permitiendo establecer a priori pautas de manejo del suelo, en relación a las prácticas agrícolas con criterios conservacionistas. Este uso cada vez más frecuente y accesible de los sensores remotos y de los SIGs posibilita el empleo de modelos de erosión hídrica como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo -EUPS- (USLE, por sus siglas en inglés) de Wischmeier y Smith (1965), para aproximar en forma cuantitativa y desplegar los resultados obtenidos en el espacio geográfico estudiado. La bondad de la EUPS depende del rigor con que los factores que componen la ecuación, reproduzcan las condiciones del medio al interpretar los mecanismos erosivos por sus causas y efectos (Almorox *et al.*, 1994).

El factor LS (longitud y grado de pendiente) tiene una gran influencia en zonas muy sensibles a los procesos de erosión hídrica, como lo es la Franja Pedemontana de la provincia de Tucumán, cuyos niveles altitudinales van desde los 450 msnm hasta los 650 msnm presentando pendientes medias a fuertes en dirección SE en los faldeos orientales de las Sierras Sub andinas (Zuccardi & Fadda, 1972). Podríamos decir límite en cuanto a la implantación de agrosistemas extensivos, por tal razón el uso de estas herramientas de predicción y teledetección es muy valioso a la hora de planificar un adecuado uso del suelo.

Según Christofoletti (1999), la palabra modelo se puede entender como cualquier representación simplificada de la realidad o un aspecto del mundo real que es de interés para el investigador, que permite reconstruir la realidad, predecir el comportamiento, una transformación o una evolución. El modelado del proceso de erosión es una herramienta importante en el desarrollo de evaluaciones fiables en las predicciones de la pérdida de suelo, así como para la planificación de las medidas de control del referido fenómeno. El uso de modelos basados en las teorías actuales del mecanismo de erosión requiere la obtención de información fundamental acerca de las relaciones entre la erosión y los

sistemas de manejo de los cultivos. Por lo tanto, la modelación del proceso de erosión incluye un conjunto de factores determinantes donde uno de los componentes más importantes a considerar son el relieve y la cobertura vegetal. El factor LS es el encargado del efecto de la topografía y el relieve en general, el cual ejerce un gran control sobre el proceso analizado.

El presente trabajo tiene como objetivo la aplicación de tecnologías relacionadas al uso de sensores remotos y herramientas de Sistemas de Información Geográfica que permitirán desplegar sobre el espacio geográfico analizado la distribución del factor LS.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra localizada en el Dpto. Burruyacú en la Provincia de Tucumán situada en la región natural del Pedemonte subregión subhúmeda-Seca (Zuccardi & Fadda, 1985), donde la ocurrencia de lluvias extremas ha impactado notablemente en predios agrícolas observándose signos de erosión hídrica de tipo digital y formación de cárcavas en el límite superior del Pedemonte donde se produce el punto de inflexión entre una línea de pendiente pronunciada y otra de menor grado discurriendo esta sobre planos de flujo superficial de tipo uniforme. Se han obtenido imágenes de cobertura del servido Google Earth y las mismas fueron georeferenciadas y ortorectificadas a un sistema de proyección conforme cilíndrica de tipo Gauss Kruger siendo su datum wgs del Sistema POSGAR. Esta imagen permitió visualizar los predios agrícolas a fin de discriminar su cobertura y evaluar en forma aproximada sus diferentes usos. Se obtuvo también, mediante la descarga de imágenes SRMT del servidor de la NASA, el Modelo de Elevación del Terreno con una resolución geográfica de 3 segundo de arco en el sistema sexagesimal Proyección geodésica y de un pixel de 90 m x 90 m. Estas imágenes fueron importadas al Software Idrisi Selva bajo licencia de Clark Labs donde se extrajeron las curvas de nivel con una equidistancia de 10 m y la imagen de pendientes del terreno en estudio. Posteriormente, las curvas de nivel fueron traslocadas a la imagen de cobertura para visualizar los límites inferior y superior del Pedemonte.

Para el cálculo del factor LS

La USLE tiene en cuenta la topografía del terreno mediante la introducción del factor L, longitud de la pendiente del terreno, y del factor S de pendiente. Ambos factores topográficos se pueden aunar en uno, el factor LS. Para el cálculo del factor topográfico LS, se emplea la siguiente expresión propuesta por Wischmeier & Smith (1965) para el caso de pendientes menores de 9% (tabla 1):

$$LS = (\lambda / 22{,}13)^{m} \times (0{,}065 + 0{,}45\, S + 0{,}0065\, S^2) \quad (1)$$

Donde:
λ = longitud de la pendiente (m)
θ = inclinación de la pendiente (%)

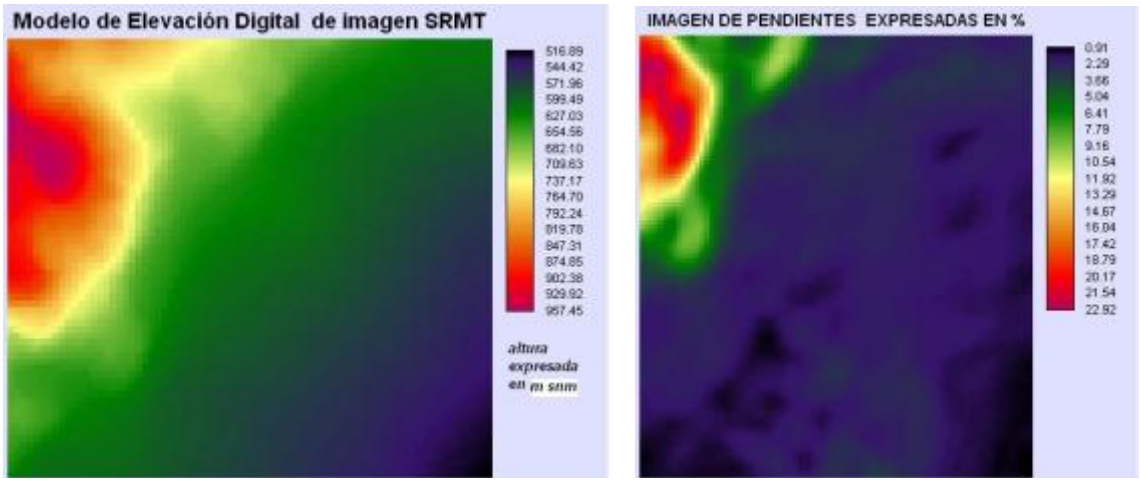
Tabla 1: valores que toma m, según la inclinación de la pendiente

m	Inclinación de la pendiente % (θ)
0,5	$\theta \geq 5{,}0$
0,4	$3{,}5 \leq \theta \geq 5{,}0$
0,3	$1 \leq \theta \geq 3{,}5$
0,2	$\theta \leq 1$

RESULTADOS Y DISCUSION

Para poder aplicar la expresión (1), es necesario disponer de un mapa de pendientes y longitudes de las mismas (Alex & Barrios, 2005). Para ello, a través del modelo digital de elevaciones (MDE) a partir de las imágenes SRMT, se

obtuvo un mapa de pendientes (utilizando el módulo SLOPE de Idrisi) que refleja los distintos valores del factor S (Figuras 1a y 1b).



a b

Figura 1 a y b: mapa de pendientes que refleja los distintos valores del factor S

En base a la imagen de cobertura extraída del servidor Google se adoptó una longitud promedio de 500 m, en los predios destinados a uso agrícola en su diferente tipo de cobertura, segmentándose de esta forma, la longitud del flujo superficial a los fines de poder determinar el valor de LS en una zona donde la pendiente presenta una sola dirección NO-SE. Para ello se utilizó el módulo FLOW del programa basándose en el MDE y marcando la dirección de las principales líneas de flujo superficial, se llega a obtener una imagen compuesta (Figura 2) donde se observa la cobertura de los predios agrícolas visualizados y el despliegue de datos como ser las curvas de nivel con sus respectivas cotas y la dirección de las principales líneas de flujo superficial.

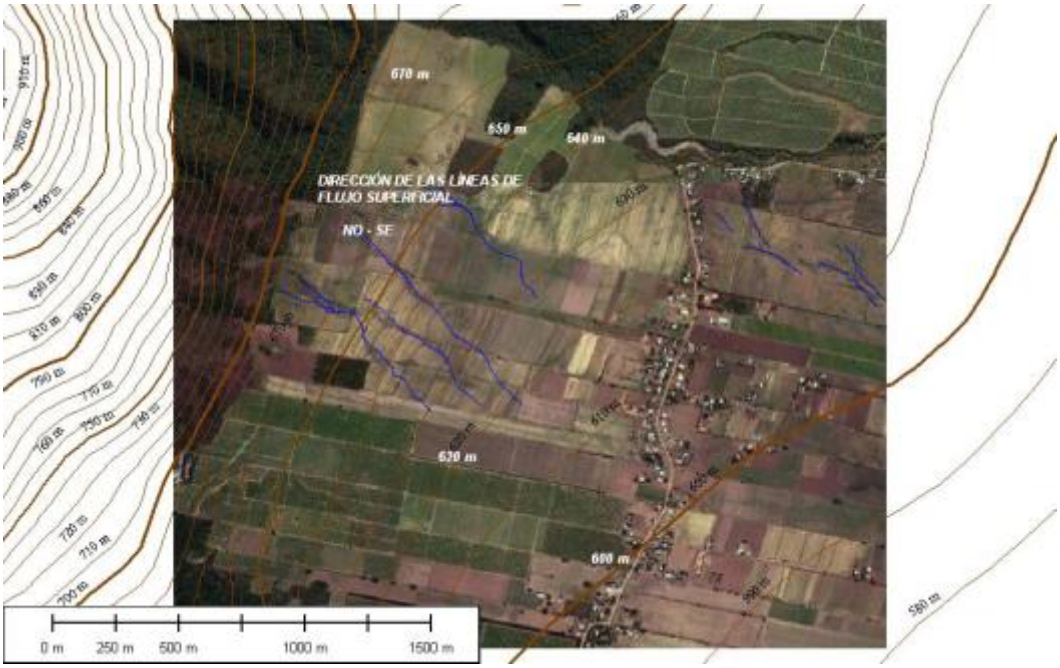


Figura 2: Imagen donde se observa cobertura de predios agrícolas, curvas de nivel con sus respectivas cotas y dirección de las principales líneas de flujo superficial.

Con la imagen de pendientes expresadas en % generadas con el módulo SLOPE y con la calculadora de imágenes del programa, se aplicó la expresión desarrollada por Wischmeier y Smith (1965), obteniéndose una nueva imagen raster de la distribución del factor LS en el espacio geográfico analizado (Figura 3).

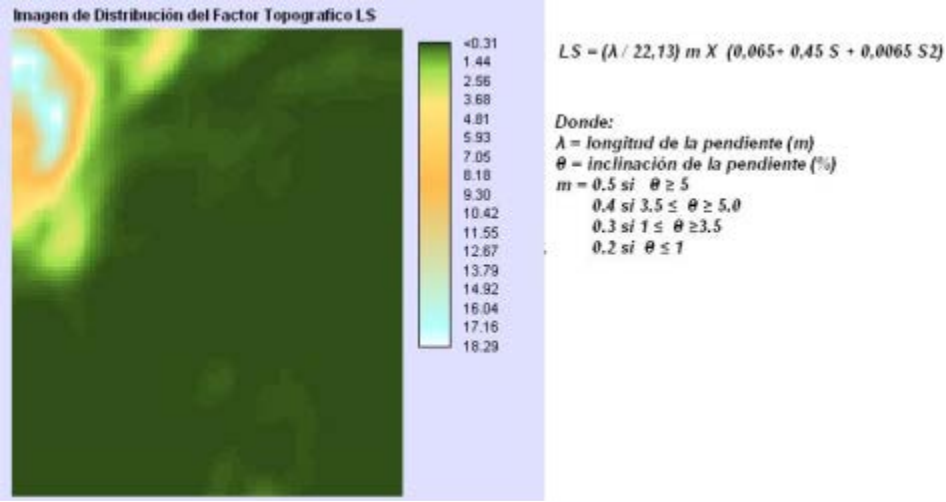


Figura 3: distribución del factor LS en el espacio geográfico analizado

Luego se generaron con el modulo CONTORNO las curvas de LS con intervalo de 0,5 como valor absoluto, y de esta forma poder trascolar estas curvas a la imagen de cobertura pudiéndose visualizar su distribución en los predios agrícolas observados en la imagen de cobertura (Figura 4).

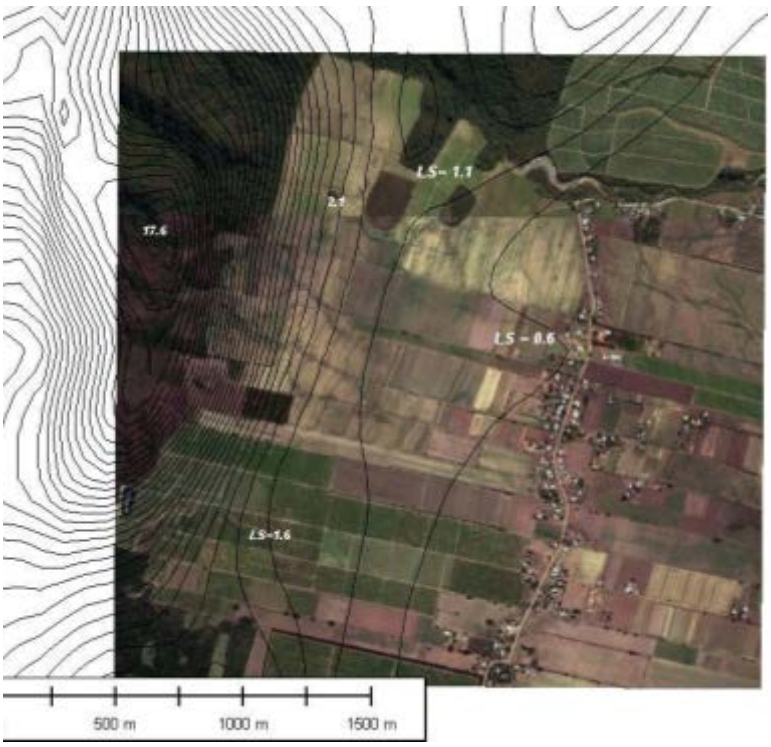


Figura 4: distribución de curvas de LS

Los resultados obtenidos son indicativos y válidos solamente en el rango de pendiente inferiores a 9,0 % en planos superficiales uniformes, no tiene en cuenta el micro relieve (micro depresiones y formas complejas del relieve). Los resultados señalan el valor preponderante que tiene el factor topográfico cuando los incrementos en la pendiente del terreno son significativos asociado ello a condiciones de escurrimiento libre.

CONCLUSIONES

El uso de modelos empíricos como lo es el caso de EUPS ha logrado un alcance general a la vez de aproximar datos cuantitativos de las pérdidas de suelo como consecuencia de la erosión hídrica, permitiendo en este caso la

modelación del espacio geográfico, mediante el uso de sensores remotos y software específicos para desplegar los resultados en el espacio geográfico analizado. Los predios observados, en este caso señalan el fuerte incremento del factor LS, potenciando las pérdidas de suelo en un agrosistema implantado en una región fisiográfica como Pedemonte y donde se observan desmontes realizados por arriba de la cota de 650 msnm, caracterizada por ser muy susceptible a los efectos de la erosión hídrica. Atendiendo esto a la planificación obligada a la hora de decidir el uso de los suelos en función de su índice de protección hidrológica.

BIBLIOGRAFÍA

- Alex, G. & Barrios R. 2005. Distribución Espacial del Factor LS (RUSLE) usando procedimientos SIG compatibles con IDRISI. Aplicación en una microcuenca andina. Revista Forestal Venezuela 44 Vol 1. Universidad de Los Andes. Venezuela. www.saber.ula.ve/bitstream/handle/123456789/24185/articulo44_1_6.pdf?sequence=1&isAllowed=y. 05/02/18.
- Almorox, J.; De Antonio, R.; Saa, A.; Cruz Díaz, M. & Gasco, J. M. 1994. Métodos de estimación de la erosión hídrica. Ed. Agrícola Española. 152 p.
- Christofoletti, A. 1999. Modelagem de sistemas ambientais. Editora Edgard Blucher LTDA. 236p.
- FAO. 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. Roma.
- Gaitán, Juan; Navarro, María F.; Tenti Vuegen, Leonardo; Pizarro, María J.; Carfagno, Patricia; Rigo, Santiago. 2017. Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. Instituto de Suelos. Centro de Investigación de Recursos Naturales (CIRN) Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias. INTA.
- Wischmeier, W. H. & D. D. Smith. 1965. Predicting rainfall erosion losses from Cropland East of Rocky Mountains. United States Department of Agriculture, Agricultural Handbook N° 282. Washington, D.C. 58 p.
- Zuccardi, Ramón B. & Guillermo Fadda. 1972. Mapa de Reconocimiento de Suelos. Publ. Especial Nº 3. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. 99p.
- Zuccardi, Ramón B. & Guillermo Fadda. 1985. Bosquejo Agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea N° 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. 51p.

C4P41. OBTENCIÓN DEL FACTOR R DE LA USLE CON EL INDICE MODIFICADO DE FOURNIER PARA LA REGIÓN NUCLEO PRODUCTIVA ARGENTINA

Donda, M.[1]; Gvozdenovich, J.[1,2]; Saluzzio M.[1] y Barbagelata P. [1,2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER); [2]INTA EEA Paraná. Ruta 11 km 12.5 (3101) Oro Verde. Entre Ríos gvozdenovich.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN

La utilización de los recursos del ambiente con la finalidad de aumentar la producción de alimentos conservando la capacidad productiva del suelo, exige el uso de información y tecnologías actualizadas, procurando evitar la degradación del recurso, especialmente por erosión hídrica. El objetivo de este trabajo fue obtener los valores de la energía erosiva de las precipitaciones, factor R de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo, mediante el uso del Índice Modificado de Fournier (IMF) para la región núcleo productiva Argentina, y compararlos con los valores históricos. El trabajo se realizó mediante la recopilación de series históricas de datos pluviométricos mensuales de la red de observatorios meteorológicos del INTA, para 27 localidades distribuidas en 11 provincias, con el fin de comparar la variación del factor R actual (periodo 1987 a 2017) con los datos históricos (periodo 1989 a 2008). Los resultados demuestran que la mayor energía erosiva de la lluvia se concentra en el noreste del país, Cerro Azul, Posadas, Mercedes, Colonia Benítez y Reconquista con valores entre 800 y 950, Mj ha-^{1} mm h^{-1} año. Mientras que los valores menos erosivos se encuentran en General Pico, Manfredi, Santiago del Estero, Azul y Marcos Juárez, con valores que varían entre 500 y 560 Mj ha^{-1} mm h^{-1} año. Se concluye que el uso del IMF es una herramienta sencilla, de fácil implementación en zonas donde no se dispone de información de fajas pluviográficas. La potencialidad erosiva de las lluvias se incrementó un 27 % para 17 de las 27 localidades estudiadas, mientras que en 8 localidades se registró una disminución de la erosividad de las precipitaciones del 13 %.

Palabras claves: erosionabilidad, erosión, precipitación

INTRODUCCIÓN

Ante los nuevos escenarios de la producción, asociados al fuerte impacto del cambio climático sobre el uso de los recursos naturales, es necesario crear conciencia conservacionista, contemplando la preservación del medio ambiente de usos poco conservacionistas.

La degradación de los suelos productivos, principalmente por erosión hídrica, está asociado a la disminución de la fertilidad, contaminación del agua y escasa vegetación que proteja el suelo en los momentos de mayor intensidad, puntos fundamentales para el desarrollo sostenible. La única manera de evitar la destrucción de los recursos naturales de los que depende nuestro bienestar, es utilizarlos sin agotarlos (FAO 1996).

Desde 1940, se vienen estudiando estos procesos, desarrollando modelos para estimar el impacto de las intensidades de las precipitaciones en las pérdidas de suelo. En 1978, Wischmeier & Smith, desarrollaron la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) de amplio uso en el mundo y en nuestro país. Es un modelo matemático que tiene en cuenta la erosividad de la lluvia, erosionabilidad del suelo, topografía, cobertura de los cultivos y prácticas de conservación.

De los factores que conforman la ecuación antes descripta, el factor erosionabilidad (R) es el de mayor importancia y peso en el resultado final (Orúe *et al.*, 2007). Debido a que representa la energía erosiva de cada tormenta relacionado con su intensidad. Estos elementos son fundamentales para desencadenar cualquier proceso erosivo, tomando como promotor inicial al impacto de la gota de lluvia sobre la superficie del suelo.

La obtención del factor R se realiza mediante lectura de fajas pluviométricas (Wischmeier, 1959), lo cual es una actividad poco practica y de difícil obtención, por este motivo, Arnoldus en 1978 propuso utilizar la metodología del Índice de Forunier (IF), modificándola (IMF), en la que se consideran no solo la precipitación mensual del mes más húmedo (IF), sino también los todos los meses del año.

Conocer la distribución de la energía erosiva de las lluvias en las zonas agrícolas del país, es fundamental para llevar a cabo estrategias de cuidado del recurso suelo, sobre todo si este incremento se basa fundamentalmente en el

cultivo de soja, el cual ocupa más del 53 % de la superficie agrícola. La superficie dedicada a cultivos anuales se ha expandido durante el periodo 1988-2002 a una tasa anual media superior al 0.27%, siendo en la región Pampeana donde se produjo el mayor crecimiento: 14.3% en Córdoba; 9.9% en Entre Ríos, 9.8% en Santa Fe, 6% en Buenos Aires, 4% en la región Chaqueña (Paruelo *et al*., 2005).

A nivel regional, la última actualización del factor R fue en el año 2005 (Saluso, 2008), mediante lectura de fajas pluviográficas. A nivel local (Entre Ríos), Crettaz *et al*. (2016), ajustaron y validaron en IFM para el departamento Paraná en la provincia de Entre Ríos, utilizando para su cálculo la base de datos agrometeorológicos de la EEA Paraná, para el periodo 1950-2014, obteniendo un muy buen ajuste entre el IMF y el factor R (R^2= 0,87).

La necesidad creciente de evitar pérdidas de suelo por erosión hídrica, el uso eficiente del agua y el aumento de la producción de alimentos conservando la capacidad productiva del recurso suelo, exige el uso de información y tecnologías permanentemente actualizadas. Por lo antes mencionado, el objetivo de este estudio fue obtener el Factor R de la USLE a través del IMF para la región núcleo productiva Argentina y compararlos con los valores históricos para observar el posible efecto del cambio climático.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se desarrolló en la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA, mediante la recopilación de series históricas de datos pluviométricos mensuales de la red de observatorios meteorológicos del INTA para 44 localidades distribuidas en 11 provincias utilizadas para confeccionar el mapa final del factor R (Figura 2), aunque a los fines de comparar la variación del factor R del 1989-2008 vs 2017, se presentan en este trabajo solamente 27 localidades.

Se usó como referencia los datos publicados por Rojas et al. (1989) quienes analizaron el periodo 1985-1989 y posteriormente los de Saluso (2008) quién actualizó los valores R para más localidades, abarcando el período 1950 a 2005, mediante lectura de fajas pluviográficas. En la Tabla 1, se observan las 27 localidades publicadas por dichos autores, ordenadas en forma creciente por su valor R. También se presenta esa información en forma gráfica como isolíneas de valores R (Figura 1).

Tabla 1. Valores Factor R para periodo 1950-1989 y 1950-2005, adaptado de Rojas et al. (1989) y Saluso (2008).

Localidades	R	Localidades	R
Córdoba	363	Las Breñas	621
Laboulaye	379	Concepción	624
Manfredi	403	Banderas	646
Azul	406	Roque Sáenz Peña	656
Pehuajo	412	La Paz	705
Río Cuarto	445	Reconquista	809
General Pico	449	Monte Caseros	840
Marcos Juárez	520	Bella Vista	858
Pergamino	524	Concordia	867
Santiago del Estero	552	Mercedes	917
Malbran	566	Colonia Benítez	946
Rafaela	575	Posadas	1081
Gualeguaychú	596	Cerro Azul	1201
Paraná	621		

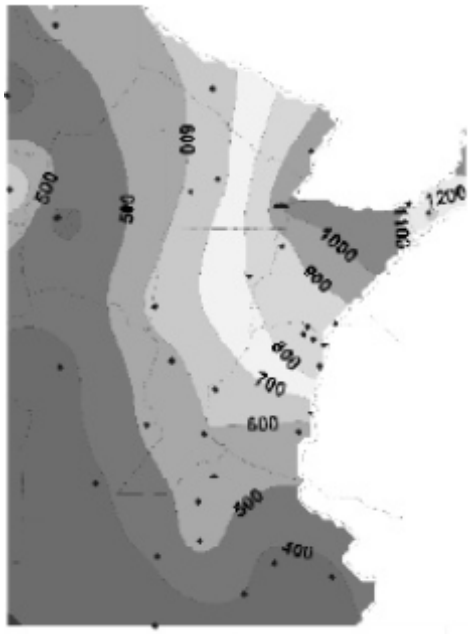


Figura 1. Mapa de Isolina del Factor R para periodo 1950-1989 y 1950-2005, adaptado de Rojas et al. (1989) y Saluso (2008).

La zona de estudio fue seleccionada por presentar características similares en cuanto al clima, con dos picos bien marcados en primavera y otoño, lo cual hace posible aplicar la metodología del Índice de Fournier (Fournier, 1960), modificado por Arnoldus (1978) . Otra característica similar entre las localidades seleccionadas, es que gran parte de la superficie de estas provincias están asociados a grandes riesgos de erosión hídrica actual y potencial.

El periodo comprendido para el análisis fue de un mínimo de 30 años (1996-2016), para todos los sitios evaluados, al ser un período relativamente largo, esperamos obtener un valor R confiable.

Se obtuvieron los datos de precipitación mensual y promedio histórico de las localidades en estudio y se aplicó la ecuación utilizada por Crettaz et al. (2016), basada en la metodología del Índice Modificado de Fournier (Arnoldus, 1978), la cual establece una relación entre la suma del cuadrado de las precipitaciones mensuales para un año, respecto de la precipitación media anual, tal como se expresa en la siguiente ecuación:

$$IMF_j = \frac{\sum_{i=1}^{12} P_{ij}^2}{P_m}$$

IMFj: Índice Modificado de Fournier, para el año j. Pij: Precipitación mensual del mes i (mm), del año j. Pm: Precipitación media anual (mm).

La ecuación utilizada fue:

$$R = 13{,}612 * IMF^{\,0{,}7722}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 2 se observan los resultados de los valores R IMF actualizados para las localidades estudiadas, obtenidos con la metodología del IMF adaptada localmente. En dicha tabla se observa claramente que Cerro Azul, Posadas, Mercedes, Colonia Benítez y Reconquista son las que presentan la mayor energía erosiva de la lluvia superando los 800 Mj ha^{-1} mm h^{-1} año, con máximos de 924, coincidiendo con el noreste de la zona de estudio, similar a lo informado por Saluso en 2008.

En el otro extremo, con menores valores de energía erosiva, se encuentran las localidades General Pico, Manfredi, Santiago del Estero, Azul y Marcos Juárez con valores que varían entre 500 y 560 Mj ha^{-1} mm h^{-1} año (Tabla 2). Si bien

no hay una predominancia geográfica definida, se puede decir que estos menores valores de R ocupan una franja central, Oeste y Sur de la zona de estudio.

Tabla 2. Valor del factor R actualizado hasta 2016 con la metodología del IMF para 27 localidades.

Localidades	R IMF	Localidades	R IMF
General Pico	513	Gualeguaychú	669
Manfredi	554	Roque Sáenz Peña	671
Santiago del Estero	554	Paraná	677
Azul	558	Rafaela	685
Marcos Juárez	558	Concordia	768
Río Cuarto	582	Monte Caseros	769
Malbran	595	La Paz	775
Pehuajo	626	Bella Vista	798
Laboulaye	627	Reconquista	804
Córdoba	628	Colonia Benítez	822
Banderas	646	Mercedes	850
Concepción	647	Posadas	858
Las Breñas	651	Cerro Azul	924
Pergamino	655		

En la tabla 3 se presenta la variación de la energía erosiva de las precipitaciones, atribuible a un factor del cambio climático, comparando la erosividad promedio hasta el 2005 (Tabla 1) y la calculada 12 años después (Tabla 2). De las 27 estaciones meteorológicas estudiadas, se observó claramente que en 17 de ellas hubo un aumento de la energía erosiva de las precipitaciones.

Tabla 3. Comparación por localidad de la variación del valor del factor R para las 27 localidades en estudio.

Localidades	R	R IMF	Variación
Córdoba	363	628	73%
Laboulaye	379	627	65%
Manfredi	403	554	37%
Azul	406	558	37%
Pehuajo	412	626	52%
Río Cuarto	445	582	31%
General Pico	449	513	14%
Marcos Juárez	520	558	7%
Pergamino	524	655	25%
Santiago del Estero	552	554	0%
Malbran	566	595	5%
Rafaela	575	685	19%
Gualeguaychú	596	669	12%
Las Breñas	621	651	5%
Paraná	621	677	9%
Concepción	624	647	4%
Banderas	646	646	0%
Roque Sáenz Peña	656	671	2%
La Paz	705	775	9,9%
Reconquista	809	804	-1%
Monte Caseros	840	769	-8%
Bella Vista	858	798	-7%
Concordia	867	768	-11%
Mercedes	917	850	-7%
Colonia Benítez	946	822	-13%
Posadas	1081	858	-21%
Cerro Azul	1201	924	-23%

R: valor del factor R para el periodo 1950-1989 y 1950-2005, adaptado de Rojas et al. (1989) y Saluso (2008). R IMF: valor del factor R con la metodología del IMF. Rojo: aumento. Amarillo: neutro. Verde: disminución.

Con menos del 10 % de aumento en el factor R se encontraron a Marcos Juárez, Malbran, Las Breñas, Paraná, Concepción, Roque Sáenz Peña y La Paz. Con valores entre el 10 y 50 % de aumento de la energía erosiva, se registraron a Manfredi, Azul, Río Cuarto, General Pico, Pergamino, Rafaela y Gualeguaychú. Mientras que con aumentos extremos del factor R se encuentran las localidades de Córdoba (73 %), Laboulaye (65 %) y Pehuajo (52 %).

Se registraron dos localidades que no presentaron variación, como Santiago del Estero y Banderas. Mientras que 8 localidades presentaron una disminución de la energía erosiva de las precipitaciones, con variaciones del - 1 a -23 %. Al revisar estos sitios encontramos que el volumen promedio anual precipitado no disminuyó, se mantuvo dentro del promedio histórico para cada caso.

En la figura 2 se observa el nuevo mapa de Isolíneas de la energía de la lluvia, R, actualizado hasta el año 2017. Coincidente a lo observado en la Tabla 2, los valores varían, aumentando desde el sur hacia el noreste, desde valores de R menores a 500 a más de 900.

Se advierte una gran variación geográfica de este a oeste, con más del 30 % de incremento en la potencialidad erosiva de las precipitaciones. Esta variación observada indica la necesidad de contar con valores de R actualizados para poder ser aplicados en la ecuación universal de pérdida de suelo.

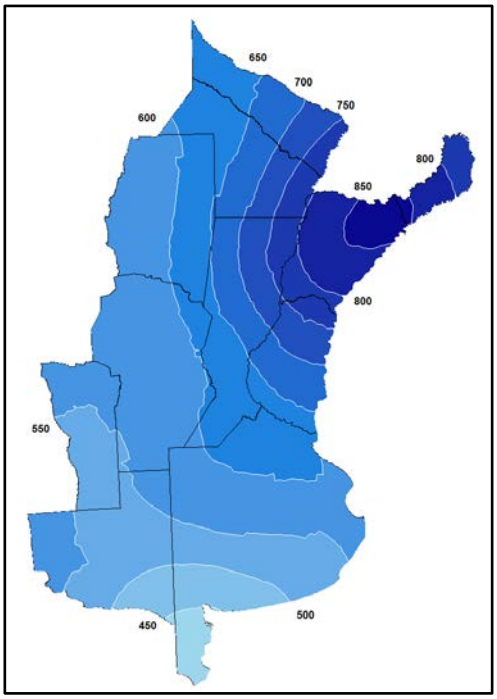


Figura 2. Distribución geográfica del factor R promedio de 30 años obtenido con la ecuación del índice Modificado de Fournier.

CONCLUSIONES

Se presentan los valores del factor R de la Ecuación Universal de Perdida de Suelo para 27 localidades de la República Argentina calculados con el Índice Modificado de Fournier.

La potencialidad erosiva de las lluvias se incrementó en el orden del 27 % para 17 de las 27 localidades estudiadas, mientras que en 8 localidades se registró una disminución de la erosividad de las precipitaciones del orden del 13 %.

Se presenta el mapa de Isolíneas de la energía erosiva de la lluvia distribuida geográficamente para la zona núcleo agrícola argentina.

El uso del IMF es una herramienta sencilla, de fácil implementación en zonas donde no se dispone de un registro de fajas pluviográficas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Gloria Pausich por la elaboración de los mapas y en el aporte de los datos de precipitación a Gimena Bentancourt y Monica Moretto de AER Villa María, Gustavo Gerlero y Noelia Continelli de AER Malbran, Pablo Cejas y Gustavo Coronel de AER Bandera, Facundo Colombo y Martin Delfo Paez de AER Tostado, Hector Vera y Eduardo Alberto de AER Laguna Blanca, Oscar Ayala y Carmen Peralta de AER El Colorado, Esteban Bacik de EEA El Colorado, Edgardo Lombardo y Sergio Olivieri de AER Monte Caseros, Mario Almirón de EEA Bella Vista, Jose Olinuck de EEA Cerro Azul, Karina Gimenez y Joaquin Casco de AER Santo Tomé, Ivana Diruscio y Diego Cariola de AER San Cristóbal, Graciela Cazenave del Instituto de clima y agua y a Néstor Garciarena de EEA Paraná.

BIBLIOGRAFÍA

- Arnoldus, H.M.J. 1978. An approximation of the rainfall factor in the universal scít loss equation. In Assesment of erosion, M. de Boodt and D. Gabriels (eds), John Wiley & Son, ew York. pp. 127- 132.
- Crettaz, E; JJ Gvozdenovich & M Saluzzio. 2015. Calculo del factor R de la USLE a través del índice modificado de Fournier. XXV Congreso argentino de la ciencia del Suelo. “Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”. Río Cuarto, 27 de junio - 01 de Julio de 2016.
- FAO 1996. ECOLOGIA Y ENSEÑANZA RURAL. Nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas. Estudio FAO Montes 131. http://www.fao.org/docrep/006/W1309S/w1309s00.htm#TopOfPage
- Fournier, F.1960. Climat et érosion. Ed. Presses Universitaires de France. París. 202pp.
- Orúe, ME; P Laterra & F Cabria. 2007. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. TELEDETECCIÓN_Hacia–un mayor entendimiento de la dinámica global y regional.
- Paruelo, JM; JP Guerschman & SR Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia hoy, 15(87), 14-23.
- Rojas AE de; AA Conde & RF Moresco. 1976. Determinación del índice de erosividad de las lluvias para algunas localidades de Entre Ríos, Santa Fe y Buenos Aires. INTA IDIA. Suplemento Nº 33:709-713.
- Rojas, AE & AA Conde. 1985. Estimación del factor “R” de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos para el centro-este de la República Argentina. Ciencia del Suelo, 3, 85-94.
- Saluso, JH. 2008. Actualización del factor R de la ecuación universal de pérdida de suelo (EUPS) para una amplia zona del país. Período 1950/2005. Serie extensión nº51 - septiembre de 2008. Agricultura sustentable. Actualización técnica. p. 49-53.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. Eos, Transactions American Geophysical Union, 39(2), 285-291.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. USDA. Agricultural Research Service Handbook 537. 58 pp.

C4P42. EVALUACIÓN DE CARBONILLA PARA REUTILIZACIÓN COMO SUSTRATO

Dorneles, Mónica E.[1]; Heyde, Walter[2]; Ferrari Usandizaga, Silvana C.[3]y Fernández López, Carolina[3]

[1]Pasante Facultad de Ciencias Agrarias UNNE. [2] Técnico particular. [3]Investigadora INTA EEA-Corrientes. CC57. 3400. Corrientes. fernandez.carolina@inta.gob.ar

RESUMEN

El carbón vegetal producido en Argentina en general se realiza a escala familiar en hornos tipo media naranja, de barro y bajo un proceso de pirólisis anaeróbico controlado. Este proceso, equivalente a la producción de *Biochar*, desarrollado en los últimos años a nivel internacional, ha llevado como parte del Proyecto de INTA "Aprovechamiento de residuos para aumentar el reciclado en el suelo. Sumideros de carbono y emisiones del suelo" a plantear el estudio de la calidad de carbonilla (diámetro equivalente menor a 3cm y mayor a 2mm) como sustrato para cultivos intensivos en pos de la producción agroecológica más sustentable. El objetivo del presente trabajo fue determinar la influencia de dos tamaños de carbonilla sobre algunas propiedades físicas de un sustrato con una planta índice (*Lactuca sativa*). Para ello se utilizó un sustrato producido con base en el suelo del lugar (arenoso) con mezcla de un 40% de estiércol vacuno estabilizado por lavado; dando un contenido inicial de: 25,1 g. kg^{-1} de Carbono Orgánico, 12,85 $cmol.kg^{-1}$ de capacidad de intercambio catiónica y pH de 7,8. El ensayo se dividió en 5 tratamientos en macetas de 1 litro, con tres repeticiones de cada uno. El Tratamiento 1 (T1) fue Mezcla suelo/estiércol (S/E) en 100% y en los tratamientos 2 a 5 se utilizó carbonilla con dos tamaños de partícula: Gruesa (CG) (entre 3cm y 1cm) y Fina (CF) (entre 1cm y 2mm): Tratamiento 2 (T2) S/E 60% : CG 40%, Tratamiento 3 (T3) S/E 60% : CF 40%, Tratamiento 4 (T4) S/E 40% : CG 60%, Tratamiento 5 (T5) S/E 40% : CF 60%. Se estimó el porcentaje germinación de la planta índice utilizando 20 semillas por maceta. Se determinó el contenido de Agua a Capacidad de Campo (CC). Obteniéndose un 17,3% de agua a CC para el tratamiento testigo. Con el agregado de carbonilla se incrementó la retención, observándose un mayor efecto en los tratamientos con CF (28,75% en el T3 y 36,22% en el T5) respecto de los con CG (19,74% en el T2 y 20,05% en el T4). La germinación fue de un 75% en el T1, y para los otros tratamientos siguió el orden de T4 (67%)>T1 (47%)>T2 (45%)>T3 (43%), en el T4 el desvío estándar fue mínimo (±1,15). Por todo esto se determinó que el tratamiento de 40% de mezcla y 60% de carbonilla fina (entre 1cm y 2mm) es el más indicado para aumentar la retención de agua y favorecer la germinación, esperándose además una mayor capacidad de regulación térmica. Se continuarán los ensayos para corroborar si estas proporciones también son las más indicadas en las etapas sucesivas del cultivo intensivo.

Palabras claves: retención de agua, germinación, suelo arenoso.

C4P43. RELACIÓN ENTRE LA PRECIPITACIÓN Y VARIABLES EDÁFICAS Y BIOLÓGICAS DE HUMEDALES DE LA PATAGONIA ÁRIDA Y SEMIÁRIDA.

Enriquez, Andrea Soledad[12] y Cremona, María Victoria[2]

[1]CONICET CCT PATNOR; [2]EEA INTA Bariloche. Modesta Victoria 4450. Bariloche. Río Negro. Argentina. enriquez.andrea@inta.gob.ar

RESUMEN

Patagonia Norte cuenta con un marcado gradiente de precipitación en sentido Oeste-Este, donde distintos tipos de humedal pueden encontrarse. Particularmente, la región árida y semiárida contiene un tipo de humedal conocido localmente como mallín, que proporciona servicios ecosistémicos clave para el desarrollo y la sostenibilidad de los entornos rurales. Como los escenarios para 2090 en esta región predicen un aumento en la temperatura media anual y una modificación en los regímenes hídricos, este estudio pretende identificar la vinculación entre distintos niveles de precipitación con diferentes parámetros de calidad ecosistémica. Para esto, evaluamos la relación ente parámetros del suelo y el aporte de agua a través de estudios observacionales de 20 mallines ubicados en nueve puntos de un gradiente de precipitación que abarca desde 170 a 640 mm año^{-1}. Los resultados mostraron que la precipitación media anual (PMA) se asocia con diferentes relaciones a los parámetros medidos: productividad primaria neta (R^2= 0,38; coeficiente de correlación-CC=0,19); carbono orgánico del suelo (R^2= 0,54; CC=0,71), nitrógeno total (R^2= 0,45; CC=0,69), pH (R^2=0,67; CC=-0,81) y CE (R^2= 0,57 y CC=-0,55). En estos mallines áridos y semiáridos, la PMA tiene un grado de influencia, pero la hidrología local puede tener un papel relevante respecto a lo que sucede en humedales de la región Cordillerana, donde la lluvia es un factor predominante. En el marco del cambio climático y sumado el uso inadecuado histórico de la tierra, nuestros resultados reflejan la necesidad de explorar nuevas estrategias de gestión integral-adaptativa-específica para alcanzar un uso sostenible y/o la conservación de los humedales de la Patagonia Norte.

Palabras claves: Mallines Patagónicos. Cambio Climático. Uso sustentable

INTRODUCCIÓN

En el estudio de los humedales, se reconoce que el agua es el factor que define muchas de las propiedades de estos ecosistemas, como las condiciones del suelo o la vegetación que allí se desarrollan (Mitsch & Gosselink, 2000). Sin embargo, existen otras propiedades del ecosistema que también definen su estructura y funcionamiento y que naturalmente deberían ser consideradas para un abordaje integral del tema.

En Patagonia Norte, se han realizado estudios de aspectos ecohidrológicos de humedales ubicados a largo de un amplio gradiente de precipitación Oeste-Este (4000-150 mm año^{1}), encontrando que este patrón de lluvias se relaciona con el tipo de humedales que pueden desarrollarse en cada sector (Chimner *et al*., 2011), pudiéndoselos separar en dos grandes grupos: aquellos alimentados principalmente por agua de precipitación y deshielo (al Oeste) y aquellos alimentados principalmente por agua de escurrimiento superficial y sub-superficial (al Este). Además, señalan la importancia de la precipitación en la estructura y función de estos ambientes y sugieren que cualquier cambio en la precipitación causará cambios significativos en estos.

El hidroperíodo se define a partir del momento, duración y frecuencia en que ocurre la inundación en un humedal y es una medida común que resume la dimensión temporal de la "disponibilidad de agua" en estos sistemas y puede o no estar asociada a las precipitaciones. Esta variable por sí sola muchas veces no es suficiente para explicar el funcionamiento de un humedal, sino que es necesario considerar otras propiedades relevantes tales como las dimensiones del humedal, su posición en el paisaje, las fuentes de agua y su composición elemental, el balance de sedimentos o el ciclo biogeoquímico. Resulta interesante entonces evaluar qué otros factores son también responsables de cambios funcionales, considerando no solo las diferencias entre los extremos húmedo y seco de distintos tipos de humedal sino también la forma en que actúan dentro de un mismo tipo de humedal.

Dado que distintos tipos de humedales funcionan de manera diferente y que su funcionamiento responde a las dinámicas naturales modificadas o no por el hombre, en este trabajo pretendemos enfocarnos en los humedales ubicados en la región semiárida-árida de Patagonia Norte (700-150 mm año^{-1}), clasificados como mallines. Estos ecosistemas proporcionan recursos naturales y servicios ecosistémicos clave para el desarrollo y la sostenibilidad de los entornos rurales (Enriquez *et al*., 2014, 2015, 2017). En las regiones más secas, las prácticas de manejo sostenible de la tierra son

especialmente necesarias, por lo que comprender cuáles son los factores que influyen sobre su estructura y funcionamiento puede dar pautas más claras de conservación, uso sustentable o restauración a la luz del cambio climático que se pronostica se profundizará en el futuro cercano.

Objetivo: identificar la relación entre la precipitación media anual y parámetros biológicos (productividad primaria neta) y edáficos (carbono orgánico, nitrógeno total, pH y conductividad eléctrica) en una serie de 20 mallines de distinta clase ubicados en regiones áridas y semiáridas de Patagonia norte.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudiaron 20 mallines de distintas clases ("dulces" y "salinos" e "hiper-húmedos, húmedos y sub-húmedos") en 13 sitios ubicados en 9 puntos del gradiente Oeste-Este de precipitación de Patagonia Norte, Argentina, y dentro de dos regiones ecológicas distintas que abarcan precipitaciones medias anuales (PMA) entre 650 y 170 mm año^{-1} (Tabla 1). La temperatura media anual para todas las ubicaciones fluctúa en el rango 7-10 ºC (Tabla 1). En toda la región, la precipitación (lluvia y nieve) se concentra en los meses de invierno (mayo-agosto) mientras la temporada de crecimiento vegetal (diciembre) es seca.

Tabla 1. Caracterización general de los mallines estudiados en el gradiente de precipitación Oeste-Este (650 y 170 mm año^{-1}). PMA: precipitación media anual. TMA: temperatura media anual.

Región Ecológica*	Sitio	Clase mallín	Latitud	Longitud	PMA	TMA	Profundidad muestreo
Precordillera	Ea. Huechaue	H	s/d	s/d	640	9	0-20
		SH	s/d	s/d		9,7	0-20
	Chimehuín	H	40º05´13.4´´	70º54'03.5´´	640		
		SH				7,5	0-20
	San Ramón	H	41º02´34.6"	71º04´19.6´´	638	9,8	0-20
		SH					
	Cholila	H	42º 25´ 52´´	71º 19´6´´	527	9,8	0-20
Sierras y Mesetas Occidentales	Casa de Piedra	H	41º10'50.4´´	70º28' 4.63´´	290		
	Cañadón Bonito	H	41º00'24.9´´	70º28'24.63´´	270	8,8	0-20
		HH					0-20
	Puesto Blanco	HH	41º03´42.9"	70º30´55.9´´	269	9	0-20
		SH					0-20
	CEP-Arriba Casco	H	41º02'38.2´´	70º35'59.5´´	269		0-20
Sierras y Mesetas Orientales	Quintupanal	H	41º16'52.3´´	70º26'38.1´´	240		0-20
		SH				7,7	0-20
	Leleque	HH	44º1047´´	70º33´20´´	237		0-20
		SH				7,7	0-30
	Viña	H	41º35´19.4´´	69º22´39.0´´	170	9	0-20
	Merelles	HH	41º20'00.2´´	69º39'24´´	170		0-30
	Areche	H	41º44'27.6´´	69º27'5.3´´	170		0-20

* Godagnone y Bran (2009)

En cada humedal se trazaron tres transectas a lo largo de las cuales se tomaron con barreno 5 muestras de suelo (compuestas de 3 submuestras cada una) a 0-20 cm o 0-30 cm de profundidad (Tabla 1). En el laboratorio de Suelos y Aguas EEA INTA Bariloche se analizó carbono orgánico total-COS (Walkley & Black, 1934), nitrógeno total-Ntotal (Kjiehldal), pH y conductividad eléctrica-CE (en relación agua-suelo 1:2.5). Se determinó la productividad primaria neta aérea-PPNA anual mediante 20 cortes (cuadro de Doubenmire) en el momento de máximo crecimiento vegetal (febrero a marzo) y posterior clasificación manual en seco (se eliminó material gris, muerto).

Los datos de precipitación y temperatura se obtuvieron en todos los casos de estaciones meteorológicas cercanas a los sitios de muestreo.

Análisis de datos

La relación entre la PMA y cada una de las variables estudiadas se halló de manera independiente. En todos los casos se buscó modelar la relación de la manera más sencilla, utilizando regresiones lineares o no lineales simples (polinomio hasta grado dos), utilizando el coeficiente de determinación (R^2) como medida de bondad de ajuste de los datos al modelo elegido.

El grado de relación de todas las variables entre sí se analizó utilizando una correlación (coeficiente de correlación de Pearson).

El paquete estadístico utilizado fue el Infostat V 2017 (Di Rienzo *et al*,.2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontró que la precipitación media anual-PMA se relaciona (a través de distintos mecanismos) con i) propiedades biológicas, como la producción primaria neta aérea-PPNA, ii) propiedades bioquímicas, como el contenido de carbono orgánico-COS y nitrógeno-Ntotal del suelo y iii) propiedades fisicoquímicas, como el pH y la conductividad eléctrica-CE.

Propiedades biológicas: Productividad primaria neta aérea

Se utilizó un modelo polinómico de grado 2 con R^2= 0,36, como modelo de ajuste general entre PMA y PPNA, para el rango total estudiado (170 - 670 mm); las productividades registradas en ese rango oscilan entre los 100 y 700 g m^{-2} $año^{-1}$ (Figura 1). El primer intervalo de precipitaciones (100-400 mm) se asoció de manera independiente a una regresión lineal con un R^2=0,4 y con una pendiente de 2,5 (Figura 1). En el segundo rango (290 a 670 mm) la productividad decae.

Milchulnas & Laurenroth (1993) generaron un modelo de ajuste lineal (modelo M&L), con un R^2= 0,56 y pendiente de 0,65 entre la PPNA de una gran variedad de pastizales que reciben entre 200 y 1000 mm de precipitación anual y cuya producción se registra en el rango 50 a 600 g m^{-2} $año^{-1}$ (Figura 1). Relacionando el modelo de este trabajo con el modelo M&L, podemos observar que la PPNA de mallines destaca respecto de la de los pastizales desarrollados sobre suelos zonales, al menos en el primer intervalo de precipitaciones (Figura 1). Esto pone de manifiesto la intrazonalidad de los mallines, que generan productividades 10 a 20 veces mayores respecto de los pastizales de los ambientes que los rodean (López *et al*., 2005), pero también respecto de pastizales de otros lugares del mundo que reciben precipitaciones medias regionales similares. En el segundo rango (290 a 670 mm) la productividad decae, probablemente debido a los efectos indirectos del exceso de humedad, como el bajo nivel de oxígeno en el suelo o la pérdida de nutrientes por lixiviación (Chapin *et al*., 2002).

Con el modelo aquí presentado, la PMA explica entre un 36% y un 40% de la variabilidad de la PPNA en mallines; el 18% restante para alcanzar el 56% de la variabilidad PPNA explicada por agua disponible en suelo en el modelo M&L, estaría asociado al aporte de agua lateral, desde ambientes circundantes de pendientes relativas más altas, lo que genera intrazonalidad. El 44% de la variabilidad de la PPNA restante (como pasa también para el modelo M&L), estaría explicada por la interacción de muchos otros factores, como por ejemplo otros aportes de agua al suelo no explicada por la PMA, la eficiencia en el uso del agua, la temperatura, la fertilidad del suelo o el fotoperiodo, ente otros.

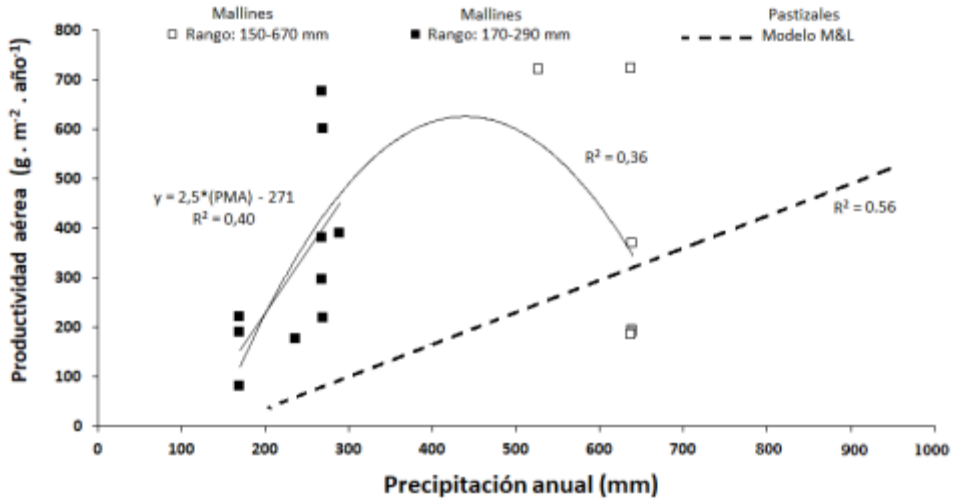


Figura 1. Relación ente la precipitación media anual histórica y la productividad primaria neta para mallines de Patagonia Norte árida y semiárida (línea sólida) y pastizales del modelo espacial de Milchulnas & Laurenroth (1993) (línea punteada).

Propiedades bioquímicas: carbono orgánico del suelo

Se encontró una relación lineal entre la PMA y el COS de, en promedio, R^2= 0,54 (Figura 2.A). En este trabajo, se observaron dos grupos de mallines con tendencias distintas que fueron analizadas por separado: con desarrollo húmedo y

sub-húmedo (R^2= 0,49 y pendiente= 0,12) y los híper-húmedos (R^2= 0,58 y pendiente= 0,61). En cualquiera de los dos casos, los mallines con mayor aporte de humedad (ya sea por precipitación o por fuerte aporte de flujos laterales) generan suelos más ricos en materia orgánica que sitios con menores aportes de agua por precipitación y escorrentía.
Chimner *et al.* (2011) hallaron una relación lineal de R^2= 0,91 entre materia orgánica del suelo y la PMA, para diferentes tipos de humedal ubicados en el rango 4500-150 mm año^{-1} de Patagonia Norte. En este trabajo, el coeficiente de correlación general mostró una vinculación positiva y significativa del 71% entre la PMA y el COS en mallines (Tabla 2), pero la regresión lineal fue de R^2= 0,54. Estos resultados muestran una asociación entre el agua de lluvia y el COS en mallines, pero también sugieren que otro/s factor/es además de la PMA tienen influencia sobre esta variable, que explicarían el 46% restante de la variabilidad del COS almacenado en el suelo de estos ambientes.

Como la acumulación de carbono en los ecosistemas depende del balance entre el ingreso de carbono al sistema a través de la fotosíntesis (productividad primaria neta-PPN) y las pérdidas de carbono mediante respiración o disturbios, se puede inferir que, en este tipo de humedales, alrededor del 54% de la variabilidad del contenido de COS estaría explicado por la PMA, a través de su influencia sobre parte de la PPN. El resto del porcentaje no vinculado a la PMA puede explicarse a través de la partición de diferentes fracciones, tres de las cuales podrían ser: a) la elevada PPN subterránea, que llega a representar el 87% de la PPN total en estos ambientes (Enriquez el., 2015), b) las lentas tasas de descomposición de la materia orgánica estimadas para los mallines (Enriquez *et al.*, 2016) y c) la porción de carbono proveniente desde la PPNA desarrollada a partir del agua extra que reciben estos ambientes de los aportes de escurrimientos laterales superficiales y subsuperficiales desde ambientes circundantes de pendientes relativas más altas, y que influyen de manera variable sobre la productividad (Figura 1).

Propiedades bioquímicas: nitrógeno total del suelo

Como más del 95 % del nitrógeno total del suelo proviene de la materia orgánica (Brady y Weil, 2002), se encontró una relación lineal entre la PMA y el contenido de Ntotal con un R^2 promedio= 0,45 (Figura 3.B) y coeficientes de correlación entre la PMA y el Ntotal de 69% y entre Ntotal y COS del 96% (Tabla 2). Al igual que para el COS, se analizaron por separado los mallines húmedos y sub-húmedos (R^2= 0,49 y pendiente= 0.01) de los híper-húmedos (R^2= 0.41 y pendiente= 0,032). La relación C:N promedio fue hallada en 14, factor que indica la acumulación del carbono en el suelo y que podría generar una leve inmovilización N, pero no tan elevada como para provocar déficit de nutrientes para el desarrollo de las plantas, función ecosistémica importante de estos ambientes desde el punto de vista forrajero.

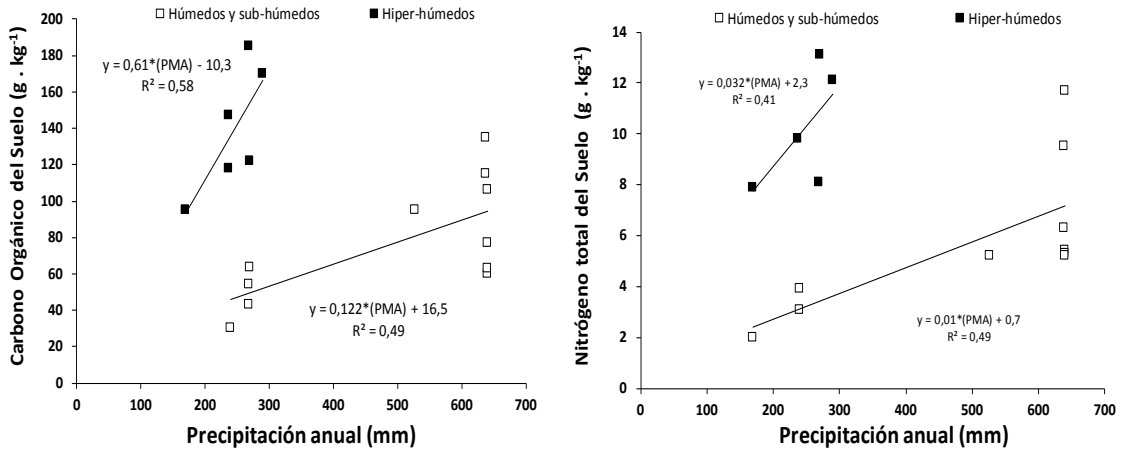


Figura 2. Relación ente la precipitación media anual histórica y A) carbono orgánico del suelo y B) nitrógeno total del suelo.

Propiedades fisicoquímicas: conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es una medida indirecta de la cantidad de sales disueltas en la solución del suelo. En este trabajo, se encontró una relación entre PMA y CE a través de un modelo lineal (R^2= 0,57 y pendiente=-0,001) (Figura 3.A) y de coeficientes de correlación que muestran una vinculación negativa entre PMA y CE del 55% (Tabla 2). Este patrón estaría respondiendo a aspectos relacionados al balance hídrico del mallín. Al igual que lo establecido por Chimner *et al*. (2011), se considera que los mayores valores de CE en las áreas más secas pueden atribuirse al lento movimiento de agua que se combina con una alta tasa de evapotranspiración y bajas precipitaciones que impiden que los suelos se laven y que promueve que las sales se acumulen en el perfil.

Propiedades fisicoquímicas: pH

Se encontró una relación entre PMA y pH a través de un modelo lineal (R^2= 0,67 y pendiente= -0,004) (Figura 3.B) y coeficientes de correlación que muestran una vinculación negativa entre PMA y el pH del 81% (Tabla 2). Los valores de pH se relacionaron negativamente con el gradiente de precipitación, con un valor máximo de 9,5 en el mallín de Viña de Ingeniero Jacobacci, hasta valores de 6,2 en Eª San Ramón de Bariloche. Este patrón es similar al encontrado por Lanciotti *et al.* (1992) en un gradiente de mallines en Sierras y Mesetas y por Broquen *et al.* (2005) en un gradiente de suelos no hídricos en el SE de Neuquén.

De esta manera, los diferentes valores de pH hallados para los mallines estudiados en este trabajo, se asocian al Este con alcalinidad y al Oeste con pH neutro a ligeramente ácido. Este patrón puede deberse, por un lado, a que pH de neutros a alcalinos se asocian a menores contenidos de materia orgánica del suelo (mayor predominio de la fracción mineral) (Figura 2.A) y/o a la presencia de sales en el perfil producto de balances hídricos negativos (Figura 3.A). Por otro lado, los valores neutros a ligeramente ácidos pueden atribuirse al mayor contenido de materia orgánica en el suelo (Figura 2.A) debido a la mayor concentración de protones (H^+) en el medio. Además, los sitios con mayor cantidad de precipitaciones pueden manifestar mayor lixiviación de cationes básicos y aumento de la proporción de H^+ en el complejo de intercambio del suelo.

El pH y la CE se relacionaron positivamente entre sí mediante coeficientes de correlación del 64%, mientras que con el COS se vincularon de manera opuesta, siendo el coeficiente de relación COS-pH de 80% y de COS-CE de 68% (Tabla 2).

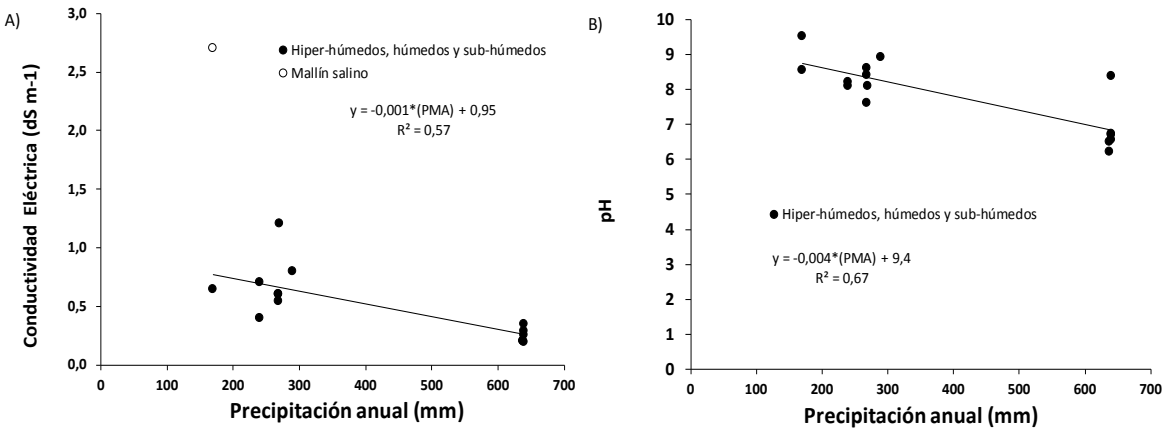


Figura 3. Relación ente la precipitación media anual histórica y A) el pH del suelo y B) la conductividad eléctrica del suelo.

Tabla 2. Coeficiente de correlación de Pearson: coeficiente (probabilidades, p<0,05).

	PPNA	COS	Ntotal	pH	CE
PMA	0,19(0,47)	0,71(0,01)	0,69(0,02)	-0,81(2,30E-4)	-0,55(0,03)
PPNA		0,45(0,26)	0,45(0,26)	-0,26(0,42)	0,04(0,9)
COS			0,96(2,20E-6)	-0,8(0,01)	-0,68(0,05)
Ntotal				-0,77(0,01)	-0,65(0,06)
pH					0,64(0,01)

CONCLUSIONES

En el marco del cambio climático que se vive en la región y que se espera se profundice en el futuro cercano a través de aumentos en la temperatura media y reducciones en la precipitación (IPCC, 2014), la relación encontrada entre la precipitación con algunas variables de la estructura y funcionamiento de los humedales áridos y semiáridos de

Patagonia Norte se hace relevante. Además, como un importante porcentaje de estas funciones parecen ser atribuibles al aporte de agua desde la periferia de los mallines, se insta a poner énfasis en el estudio integral de la cuenca el mallín en su abordaje. Estas relaciones, sumado el uso inadecuado histórico que se ha hecho de estos pastizales (Enriquez *et al*., 2015), reflejan la necesidad de explorar nuevas estrategias de gestión adaptativa-específica e integral para alcanzar un uso sustentable y/o la conservación de los humedales de la Patagonia Norte árida y semiárida, en los próximos años.

AGRADECIMIENTOS:

Los autores agradecen a las estancias San Ramón, El Cóndor, Casa de Piedra, Quintupanal y La Juanita y al Campo Experimental INTA Pilcaniyeu, por autorizar muestreos dentro de sus dependencias. Agradecemos también al laboratorio de Suelos y Aguas de EEA INTA Bariloche, por los análisis realizados por los autores en esas instalaciones. El trabajo fue parcialmente financiado por CONICET y por INTA (PNSUELO-1134042).

BIBLIOGRAFÍA

- Brady NC & RR Weil. 2002. The Nature and Properties of Soils. 13th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

- Broquen P, JC Lobartini, F Candan & G Falbo. 2005. Allophane, aluminium, and organic matter acumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. Geoderma 129:167-177.
- Chapin FS, PA Matson & HA Mooney (Eds). 2002. Chapter 6. Terrestrial Production Processes. In: Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer-Verlag New York, Inc.
- Chimner RA, GL Bonvissuto, MV Cremona, JJ Gaitan & CR López. 2011. Ecohydrological conditions of wetlands along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. Ecol. Austral 21:329–337
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Enriquez AS. & MV Cremona. 2017. Testing particulate organic carbon in Patagonian wet and mesic meadows and it use as a sensitive indicator of soil degradation due to overgrazing. Wetland Ecol Manage. DOI: 10.1007/s11273-017-9577-4.
- Enriquez AS & MV Cremona. 2016. Mecanismos implicados en el secuestro de carbono en suelos de mallines de Patagonia norte. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (CAACS). Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Enriquez AS, R Chimner, P Diehl, MV Cremona & GL Bonvissuto. 2015. Grazing intensity levels influence C reservoirs of wet and mesic meadows along a precipitation gradient in Northern Patagonia. Wetlands Ecol Manage 23:439-451.
- Enriquez AS, R Chimner & MV Cremona. 2014. Long-term grazing negatively affects nitrogen dynamics in Northern Patagonian wet meadows. J Arid Environ 109:1-5.
- Godagnone ER & DE Bran. 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la Prov.de Río Negro. Ed. INTA, 392.
- IPCC. 2014 b. Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad – Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea y L.L. White (eds.)]. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza, 34 págs. (en árabe, chino, español, francés, inglés y ruso).
- Milchunas D- G & WK Lauenroth. 1993. Quantitative Effects of Grazing on Vegetation and Soils Over a Global Range of Environments. Ecol Monogr 63:327-366.
- Mitsch WJ & J Gosselink. 2000. Wetlands. 4a Ed. John Wiley and Sons. New York.
- Lanciotti ML, GL Bonvissuto, JP Bellati & RC Somlo. 1992. Recopilación bibliográfica de mallines, suelos, vegetación y pastizales, fauna silvestre y manejo nutricional de animales domésticos y silvestres. Series: Comunicaciones Técnicas. ISSN 1667-4014. EEA INTA Bariloche. 16 pp.
- López C, JJ Gaitán, JA Ayesa, GL Siffredi & DE Bran. 2005. Evaluación y clasificación de valles y mallines del Sudoeste de Río Negro. Área de Recursos Naturales Relevamiento integrado. INTA EEA Bariloche Comunicación Técnica 97:1–27
- Walkley A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the cromic titration method. Soil Sci 34:29–38

C4P44. EFECTOS DE CLAUSURAS ESTIVALES SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO EN CAMPOS COMUNALES DEL CHACO SANTIAGUEÑO

Facio, Facundo.[1,3]; Fernandez, Patricia.L.[1,4]; Brasiolo, Miguel.M.[2]; Cotroneo, Santiago.M.[1] y Jacobo, Elizabeth.J.[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina.
[2]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano 1912. Santiago del Estero. Argentina.
[3]ffacio@agro.uba.ar
[4]fpl@agro.uba.ar

RESUMEN

El monte nativo del Chaco Semiárido santiagueño se encuentra degradado por el pastoreo continuo y la tala irracional ocurridos desde principios del siglo XX y principalmente por el avance de la frontera agropecuaria de las últimas décadas, el cual redujo su superficie e incrementó la presión ganadera sobre el bosque remanente. El sobrepastoreo disminuye la cobertura, la biomasa vegetal, el aporte de broza y promueve la arbustización. A su vez, el sobrepastoreo genera compactación del suelo, modificando su estructura, disminuyendo la infiltración, y por ende la disponibilidad de agua para las plantas, además de reducir el aporte de materia orgánica. Estos cambios en el suelo generan cambios en la vegetación formando un círculo vicioso de difícil recuperación en situaciones de degradación severa. Estos procesos ocurren de forma tal que el paisaje actual, naturalmente muy heterogéneo, presenta un mosaico de parches de bosque en diferentes estados de degradación y/o sucesión secundaria, correspondientes a distintos niveles de impacto antrópico sobre los mismos. La actividad principal en la provincia es la cría de ganado bovino y caprino, que aprovecha al monte como principal recurso forrajero, siendo la desaparición de las herbáceas graminosas un problema central, particularmente para productores de bajos recursos que dependen exclusivamente del bosque para su subsistencia. En un proceso que comenzó en 2011, docentes de la Facultad de Agronomía-UBA y de la Facultad de Ciencias Forestales-UNSE trabajan en la restauración del monte nativo con comunidades campesinas del departamento General Taboada, Santiago del Estero, desde una aproximación agroecológica y utilizando metodologías de Investigación Acción Participativa. En talleres con pequeños productores de la zona se evidenció la necesidad de trabajar en la recuperación de estos sistemas. La estrategia que se utilizó fue la instalación de clausuras al pastoreo durante la estación de crecimiento de la vegetación (primavero-estival). Esta práctica posibilitó en pocos años la restauración de la cobertura del estrato herbáceo, el aumento de la productividad primaria y la mejora de la calidad del suelo. Sin embargo, quedan interrogantes sobre los procesos y las condiciones que permiten mejorar las propiedades físicas (infiltración, resistencia a la penetración, densidad aparente, formas de los agregados, inestabilidad estructural, hidrofobicidad y distribución del tamaño de poros), químicas (pH, contenido de sales solubles, C orgánico total, C orgánico lábil, N total, N mineral) y biológicas (C en la biomasa microbiana y respiración microbiana) del suelo y los plazos en que éstas ocurren (corto -meses- y mediano -6 años-). Se definirán doce tratamientos, que surgen de la combinación de dos tipos de pastoreo (continuo o con descanso estival), tres tipos de bosques (bosque alto, bajo y arbustal) y cobertura vegetal (bajo y entre copas). Se realizarán clausuras con jaulas para el corto plazo y se utilizaran cercos clausurados al pastoreo estival desde hace 6 años. Se espera obtener información que permita mejorar la comprensión del funcionamiento del sistema para la consecuente generación de tecnologías de manejo apropiadas para los pequeños productores de la región.

Palabras claves: agroecología, bosque nativo, restauración

C4P45. REINSERCIÓN DE CULTIVOS SOBRE SUELOS CON DRENAJE DEFICIENTE DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO LUJÁN

Faita, Elida C.; Bianchi, Daniel A.; Boyadjian, Alberto; Ros, Miguel A.y Reche, Marcos.

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

RESUMEN

El objetivo general de esta investigación es analizar el impacto de la reinserción de cultivos de gramíneas tradicionales pampeanos, dentro de sistemas productivos exclusivamente agrícolas, instalados en tierras marginalmente agrícolas por drenaje deficiente en la Cuenca Media del Río Luján. La guía de esta investigación, es que al disminuir los cultivos de gramíneas en las rotaciones por incremento de la soja, se agravan el deterioro edáfico y las deficiencias de drenaje, aumentando el riesgo de inundaciones.El cambio del nivel de retenciones establecido a fines de 2015 por el gobierno nacional, brinda una oportunidad para reinsertar cultivos de gramíneas que fueran desplazados de la mayoría de las rotaciones, entre otras, por razones económicas. A partir de esa reinserción, sobre la Unidad Cartográfica 10 a, dentro del Campo Experimental UNLu, durante tres años se compararán las condiciones edáficas, productivas y de rentabilidad de un monocultivo de Soja (manejo predominante), con las de una rotación Maíz - Soja de Primera - Trigo/Soja de Segunda, usada corrientemente en la zona antes del avance del monocultivo. Los cultivos se conducirán mediante siembra directa. Se fertilizarán con dosis y productos empleados comúnmente por los productores y con otros específicos del ensayo. Se estudiarán las propiedades edáficas al inicio y fin del período analizado, los rendimientos y sus componentes para los distintos cultivos y la rentabilidad de cada cultivo, así como la de la rotación y el monocultivo en su conjunto. Para una zona donde escasea la información específica, los resultados obtenidos permitirán ajustar recomendaciones de manejo para tierras con drenaje deficiente. Al momento de redactar esta comunicación, se realizaron todas las labores planeadas para el año inicial y está previsto efectuar la primera cosecha a principios de abril, pero el desarrollo de los cultivos se ve notablemente afectado por la sequía imperante en el centro del país.

Palabras claves: Rotación. Prácticas de manejo. Tierras hidromórficas.

INTRODUCCION

Para esta cuenca (transición entre Subregiones Ondulada y Deprimida) el INTA, a escala de semidetalle, describe la presencia de suelos con problemas de drenaje, entre ellos la Unidad Cartográfica 10a (SAGyP, 1990). Para once partidos del área de influencia de la UNLu, Giordano Buiani *et al*. (2011) encontraron que, el 74% de la superficie, presenta limitación permanente por excesos de agua, mientras que Tsakougmakos & Giordano Buiani (2009), constataron fenómenos de agriculturización y sojización y sus efectos en el deterioro edáfico.

Para Pengue (2009), algunos partidos de la provincia de Buenos Aires con vocación pecuaria, como Exaltación de la Cruz o General Rodríguez, incluidos en esta cuenca, pasaron al cultivo de soja. Entre 1995 y 2015, las series temporales de SIIA (2016) muestran para el Partido de Luján, que la superficie sembrada con soja aumentó de 10 000 a 15 000 ha, mientras que las sembradas con trigo y maíz disminuyeron de 4 000 a 1 000 ha y de 3 000 a 2 000 ha respectivamente. También expresan que los productores trabajan con un nivel tecnológico de medio a bajo con rendimientos promedio en $Tn.ha^{-1}$: 2,9 para soja de primera, 3,7 para trigo y 7,5 para maíz.

La mayor rentabilidad coyuntural, el menor riesgo empresario y la mayor seguridad de superar el rendimiento de indiferencia, asociados al cultivo de soja, respecto de trigo y maíz, volcaron a propietarios y arrendatarios hacia ese cultivo (Mousegne *et al.*, 2006). Esto determina una menor participación en las rotaciones de los cultivos que aportan elevadas cantidades de residuos de cosecha con alta relación carbono/nitrógeno, como maíz y trigo (INTA, 2011). Tal situación se torna aún más complicada por la mayor extracción de nutrientes asociada al aumento de rendimiento de los distintos cultivos. Todo lo expuesto, se agudiza en lotes arrendados y tierras marginalmente aptas donde, la ausencia de los beneficios de la rotación genera dudas sobre la sostenibilidad del sistema productivo. (Oliverio, 2013).

En sentido similar, Faita *et al.* (2016. a, b, c y d) encontraron, para tierras con drenaje deficiente y distintos manejos aplicados durante 10 años, que los valores de diferentes propiedades edáficas, resultaron significativamente mejores en aquellos más diversificados.

La tendencia detallada podría comenzar a revertirse debido al cambio en el nivel de las retenciones establecido por el gobierno nacional a fines de 2015, con el consiguiente aumento del precio interno de sorgo, girasol, trigo y maíz, que brindan la oportunidad de reinserción de estos cultivos y posibilitan la rentabilidad de estas producciones. La inclusión de maíz y trigo con niveles de insumos e inversión que permitan competir con la soja para mejorar el aspecto económico de las producciones, pareciera una opción posible para propietarios y arrendatarios (Mousegne & Paganini, 2005).

Por todo lo expuesto, para sistemas productivos exclusivamente agrícolas, conducidos en tierras marginalmente aptas por drenaje deficiente, se plantea evaluar el efecto de la reinserción de cultivos tradicionales pampeanos en las rotaciones sobre las propiedades edáficas seleccionas, los rendimientos y la rentabilidad de la rotación prevista frente a la del monocultivo imperante.

MATERIALES Y METODOS

Este proyecto se presentó a principios de 2016 y fue aprobado a fin de noviembre de ese año, por lo cual se inició con la campaña 2017-18.

El ensayo, se desarrollará en un lote de 9 ha del campo experimental de la UNLu, cuyo suelo corresponde a la Unidad Cartográfica 10 a, integrada por 50% de Argiudoles, 30% de Natracualfes y 20% de Argialboles, con limitación por drenaje deficiente, uso recomendado Marginalmente Agrícola e Índice de productividad 57 (SAGyP, 1990). El 6-11-2017, se sembró Maíz para iniciar la rotación Maíz-Soja de Primera-Trigo/Soja de Segunda, que fuera de uso corriente en la cuenca antes del avance del cultivo de Soja e implica presencia de gramíneas la mitad del tiempo. En la misma fecha se sembró la Soja de Primera, iniciando el monocultivo por igual período que la rotación (tres años) y que representa la situación predominante en la zona para este tipo de tierras.

Todos los cultivos se implantarán mediante siembra directa. Tanto ella, como las labores de protección, se efectuarán con equipos del campo experimental. La cosecha se realizará con maquinaria de contratistas de la zona.

Dado que para la zona, no se dispone de datos publicados sobre fertilización, se tuvo en cuenta la información aportada por productores, equiparable a lo que el INTA denomina técnicas de uso actual. Los mismos pueden sintetizarse de la siguiente manera: a) Maíz 80-100 kg.ha^{-1} de Fosfato Diamónico a la siembra y 100-200 kg.ha^{-1} de Urea entre V2 y V8; b) Soja de Primera (Rotación y monocultivo) 30-40 kg.ha^{-1} de Superfosfato Triple de Calcio a la siembra; c) Trigo 80 kg.ha^{-1} de Fosfato Diamónico a la siembra y 100-200 kg.ha^{-1} de Urea al macollaje y d) Soja de Segunda sin fertilización (Daniel Bianchi, comunicación personal).

Sobre esa base, y en las mismas épocas empleadas por los productores, se establecieron los tratamientos de fertilización que figuran en la Tabla 1.

Tabla 1: Tratamientos de fertilización evaluados, expresados en kg.ha^{-1} de nutrientes.

Nutriente	Rotación								Soja Monocultivo	
	Maíz		Soja 1º		Trigo		Soja 2º			
	Símb.	Dosis	Símb.	Dosis	Símb.	Dosis	Símb	Dosis	Símb.	Dosis
N	N1	46	N0	0	N1	46	N0	0	N0	0
	N 2	92			N 2	92				
P	P 1	20	Pa	6	P 1	12	P0	0	Pa	6
	P2	40			P2	24				

El ensayo se realiza sobre la base de un diseño experimental de bloques (tres) completamente aleatorizados. Dado que la pendiente del lote no supera el 0,5%, los bloques se distribuyeron según las necesidades operativas de las labores. Cada tratamiento abarca 0,45 ha.

Los suelos se caracterizarán al inicio y fin del ensayo, tanto en la rotación y como en el monocultivo, por las siguientes propiedades del horizonte superficial: Materia Orgánica Total, Nitrógeno Total, Fósforo Disponible, pH, Conductividad Eléctrica, Humedad Gravimétrica, Densidad Aparente. Se medirán además Infiltración acumulada e Índice Anisotrópico (ponderación de la resistencia a la penetración del perfil). Al final de cada cultivo, se cuantificará y analizará la cobertura vegetal. En cada estación del año, se verificará la presencia o ausencia de napa hasta los 2 metros de profundidad (con freatímetro).

Sobre los cultivos, se analizarán el rendimiento, sus componentes y se los relacionará con las propiedades estudiadas y con el efecto año. Se calculará el Margen Bruto de cada cultivo individualmente y los correspondientes a la rotación completa y el monocultivo en su conjunto, como forma de calcular la rentabilidad a mediano plazo.

La caracterización inicial promedio del lote mostró los siguientes resultados: Humedad Gravimétrica 27,03 %; Densidad Aparente 1,34 Mg.m-3; Infiltración Acumulada: 44,72 mm; Índice Anisotrópico 1,07 y Cobertura 100% (principalmente rastrojos). No se verificó napa dentro de los 2 m de profundidad. Por razones operativas, no se dispone aún de los datos correspondientes a las propiedades restantes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La implantación de los cultivos se realizó en las fechas previstas y fue satisfactoria. Se realizaron todas las labores proyectadas en tiempo y forma. La medición de los componentes de rendimiento se realizará 7 días antes de la cosecha, estimada para la primera quincena de abril de 2018. Al momento de redactar la presente, los cultivos se encuentran en etapa de llenado de granos, pero expresan síntomas evidentes de la prolongada sequía imperante en la región central del país.

BIBLIOGRAFIA

- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Efecto del manejo sobre tierras con drenaje deficiente en Luján y General Rodríguez. Unidad Cartográfica 10a. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Impacto del manejo en tierras con drenaje deficiente. San Andrés de Giles. Unidad Cartográfica 10b. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Efecto del manejo sobre tierras con drenaje deficiente en Luján y General Rodríguez. Unidad Cartográfica 10c. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Impacto del Manejo sobre tierras hidrohalomórficas en Luján y General Rodríguez. Unidad Cartográfica 10g. XXV congreso argentino de la ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Giordano Buiani, A. R.; M. A. Ros & E. C. Faita. 2011. Percepción y participación de Productores para aplicar estrategias de recuperación de tierras con drenaje Deficiente. IV Jornadas Regiones de Extensión Universitarias "Políticas Públicas Y Desarrollo Regional" Mesa: Ambiente. Universidad Nacional de Luján.
- INTA, 2011. Siembra Directa. Cuadernillo de actualización técnica N° 58. Febrero.
- Mousegne, F.; M. López de Sabando & A. Paganini. 2006. Ensayo de evaluación de Inoculante en el cultivo de maíz. Campaña 2005-06. INTA San Antonio de Areco.
- Mousegne, F. & A. Paganini. 2005. Maíz. Campaña 2004-05. INTA San Antonio de Areco.
- Oliverio, G. 2013. Las necesidades del productor agropecuario argentino. Conferencia Nacional. Bolsa de Cereales de Rosario.
- Pengue, W. 2009. Cuestiones económico-ambientales de las transformaciones agrícolas en las pampas. Problemas del desarrollo: revista latinoamericana de Economía. Vol. 40, núm. 157, abril-junio.

- SAGyP-PROYECTO PNUD ARG 85/019, INTA CIRN – Instituto de evaluación de Tierras. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina.
- SIIA. 2016. Servicio Integrado De Información Agropecuaria. Ministerio De Agroindustria. Presidencia de la Nación. www.siia.gov.ar
- Tsakoumagkos, P. & R. Giordano Buiani. 2009. Productores agropecuarios, Pampa ondulada y problemáticas edáficas. Cuartas Jornadas De Economía Ecológica de ASAUEE: Asociación Argentino Uruguaya De Economía Ecológica / Compilado por Horacio A. Feinstein & Walter A. Pengue. – 1ra ed. - Buenos Aires: Asociación Argentino-Uruguaya de Economía Ecológica.

C4P46. LA URBANIZACION DE LAS TIERRAS CITRICOLAS EN EL DEPARTAMENTO TAFI VIEJO DE LA PROVINCIA DE TUCUMAN

Fandos, Carmina; Soria, Federico J.; Scandaliaris, Pablo y Carreras Baldrés, Javier I.

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Avenida William Cross 3150. Las Talitas. Tucumán. Argentina. carminaf@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El departamento Tafí Viejo se encuentra en la provincia de Tucumán. La actividad económica del departamento tiene sus bases en la producción de cítricos, en especial de limón. La expansión urbana provoca degradación o pérdida del recurso edáfico, de los ecosistemas, naturales y agrícolas, y sus servicios ecosistémicos. El auge de la construcción en los últimos años en el Gran San Miguel de Tucumán condujo a un incremento en la urbanización de suelos agrícolas. El elevado precio de los terrenos determinó que muchas de las edificaciones se desplacen del centro de las ciudades a áreas periurbanas o núcleos próximos ocupados por tierras agrícolas. El objetivo del presente trabajo fue identificar, cuantificar y caracterizar los suelos citrícolas que fueron urbanizados en el departamento Tafí Viejo en el período 2004 – 2017. El trabajo fue efectuado utilizando diferentes técnicas de procesamiento de imágenes satelitales y herramientas de SIG, complementadas con trabajos de validación a campo. Se utilizaron imágenes Sentinel 2A MSI. Alrededor del 6% de las tierras citrícolas del año 2004 fueron convertidas al uso urbano en el período 2004-2017. Del total del área urbanizada, el 65% se localizó en la región de la Llanura Chacopampeana subhúmeda húmeda y el 35% restante en la región del Pedemonte de suelos automorfos. Las urbanizaciones fueron instaladas en zonas aledañas a rutas. El uso urbano más frecuente fue el residencial, y dentro de éste predominaron las urbanizaciones cerradas tipo “country”. En este tipo de urbanización se constatan amplios terrenos cubiertos con vegetación, lo que implica menor efecto de sellado de suelos que las urbanizaciones con construcciones continuas. Los suelos urbanizados presentan alta calidad agrícola, lo que genera menor producción potencial para la actividad citrícola.

Palabras claves: expansión urbana, teledetección, SIG

INTRODUCCIÓN

El departamento Tafí Viejo es un departamento de la provincia de Tucumán. Limita al norte con el departamento Trancas, al este con Burruyacú y Cruz Alta, al sur con Capital, Yerba Buena y Lules, y al oeste con Tafí del Valle. La actividad económica del departamento tiene sus bases en la producción de cítricos, en especial de limón. Es conocido como la Capital Nacional del Limón por ser la región donde históricamente comenzó la actividad limonera en la República Argentina. Cabe destacar que Tucumán es la mayor región productora y exportadora de limones del mundo (SEGPP Tucumán, 2015).

La ciudad de Tafí Viejo es el municipio cabecera del departamento homónimo, ubicada a 20 km al noroeste de San Miguel de Tucumán, capital provincial. La ciudad de Tafí Viejo pertenece junto con la capital de la provincia y otros 4 municipios (Las Talitas - Banda del Rio Salí - Alderete - Yerba Buena) al “Gran San Miguel de Tucumán”, el espacio de mayor desarrollo socioeconómico y urbano de la provincia de Tucumán (SEGPP Tucumán, 2015).

La expansión urbana provoca degradación o pérdida del recurso edáfico, de los ecosistemas naturales y agrícolas, y sus servicios ecosistémicos. Cabe destacar que los suelos realizan una amplia gama de funciones vitales en los ecosistemas y agroecosistemas, entre las que se destacan: regulación de los flujos de agua por su capacidad de absorción, filtrado y almacenamiento; retención de contaminantes debido a su capacidad de amortiguamiento; absorción de dióxido de carbono y regulación de ciclos biogeoquímicos; mantenimiento de la biodiversidad de micro, meso y macrofauna y de la vegetación (García Alvarado *et al*, 2014).

La urbanización determina el sellado del suelo, es decir la cobertura en forma permanente de una superficie de terreno con material impermeable artificial, como cemento o asfalto (García Alvarado *et al*, 2014). El sellado de suelos representa un grave problema, tanto por la desaparición de tierras fértiles, como por las implicaciones medioambientales

que conlleva. Afecta con más frecuencia a los suelos más fértiles, ya que históricamente muchas poblaciones se asentaron en los valles de los ríos, edificando en sus llanuras de inundación (García Rodríguez & Pérez González, 2011).

El auge de la construcción en los últimos años en el Gran San Miguel de Tucumán ha conducido a un incremento en el sellado de suelos. El elevado precio de los terrenos determinó que muchas de las edificaciones se desplacen del centro de las ciudades a áreas periurbanas o núcleos próximos ocupados por tierras agrícolas.

El uso combinado de los sensores remotos y los Sistemas de Información Geográfica (S.I.G), facilitan el seguimiento de los paisajes terrestres, puesto que los sensores remotos permiten una rápida detección y cuantificación de los cambios en la cobertura terrestre, y los S.I.G. posibilitan la vinculación espacial de distintas fuentes de información (Chuvieco, 2000).

La disponibilidad de imágenes de satélites de distintas épocas permite conocer entonces la dinámica espacial de los cultivos y la evolución espacial del crecimiento urbano.

El objetivo del presente trabajo fue identificar, cuantificar y caracterizar los suelos citrícolas que fueron urbanizados en el departamento Tafí Viejo en el período 2004 – 2017.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende la zona citrícola del departamento Tafi Viejo estimada para el año 2004 (Fandos *et al.*, 2007), que abarca una superficie de aproximadamente 7.500 ha (Figura 1).

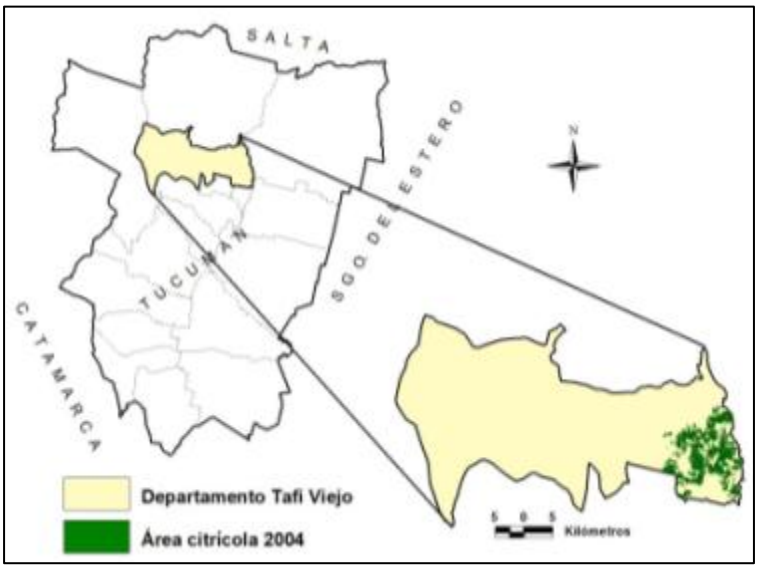


Figura 1: Situación relativa del área de estudio.

El trabajo fue efectuado utilizando diferentes técnicas de procesamiento de imágenes satelitales y herramientas de SIG, complementadas con trabajos de validación a campo.

Se recopiló información digital de la zona de estudio. Las coberturas acopiadas comprenden información de límites departamentales, rutas, regiones agrológicas, suelos, etc. La información cartográfica digital de mayor detalle es el Atlas Tucumán 100k, Cartografía topográfica y de imagen a Escala 1:100000. Con respecto a la información edáfica digital, se dispuso del Atlas de Suelos de la República Argentina, SAGyP – INTA-Proyecto PNUD ARG/85/019, año 1990. En éste último, la provincia de Tucumán está relevada a escala 1:500000. La clasificación taxonómica está realizada hasta subgrupo.

Se utilizó una imagen correspondiente al sensor MSI del satélite Sentinel 2A (escena 20 JKR), con fecha 22 de junio de 2017. Dicha imagen fue adquirida de la plataforma EOS Data Analytics (EOS Data Analytics, 2017) y presenta una resolución espacial de 10 metros. Las etapas seguidas se indican a continuación:

En primera instancia se realizó la corrección geométrica de la imagen satelital. El sistema de referencia corresponde a la proyección cartográfica Posgar 94, con Datum WGS84.

Posteriormente se enmascararon las imágenes con el propósito de conservar únicamente los campos ocupados con plantaciones cítricas en la década pasada, para ello se utilizó la capa temática de área citrícola de 2004 (Fandos *et al*., 2007).

Seguidamente, las imágenes restringidas al área citrícola fueron analizadas visualmente. El análisis visual emplea criterios de interpretación similares a la foto-interpretación clásica (tono, textura, tamaño, localización, etc.), y permite la consideración del entorno geográfico (Chuvieco, 2000). Para dicho análisis se realizaron composiciones RGB: Infrarrojo Cercano (IC) – Infrarrojo Medio (IM) – Rojo (R), que corresponde a las bandas 8, 11 y 4 del sensor MSI, respectivamente. El resultado del análisis visual fue la digitalización de polígonos con urbanizaciones.

El paso siguiente consistió en superponer los polígonos obtenidos a la información digital previamente recopilada.

Finalmente se elaboraron los mapas temáticos con la información obtenida.

Los softwares utilizados para el trabajo fueron ERDAS Imagine, versión 8.4. y ARC GIS versión 9.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se aprecia la imagen Sentinel 2A MSI restringida al área citrícola estimada para el año 2004.

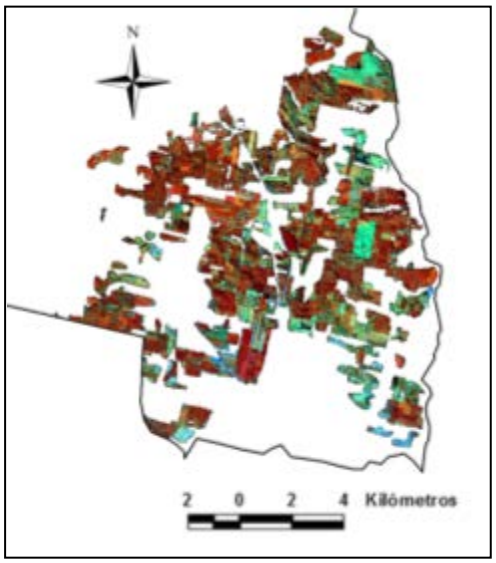


Figura 2: Imagen Sentinel 2A MSI, RGB 8-11-4. Fecha 22/06/17.
Restricción al área citrícola 2004. Departamento Tafí Viejo.

Como resultado del análisis visual de la imagen satelital, se digitalizaron los lotes que ocupaban plantaciones citrícolas en 2004 y que en 2017 presentaban urbanizaciones en distinto estado de desarrollo. La Figura 3 muestra los polígonos obtenidos luego del proceso de digitalización. Se constata que los mismos se situaron mayormente en zonas cercanas a rutas. El resultado numérico arrojó que 440 ha citrícolas fueron convertidas a uso urbano en el período analizado.

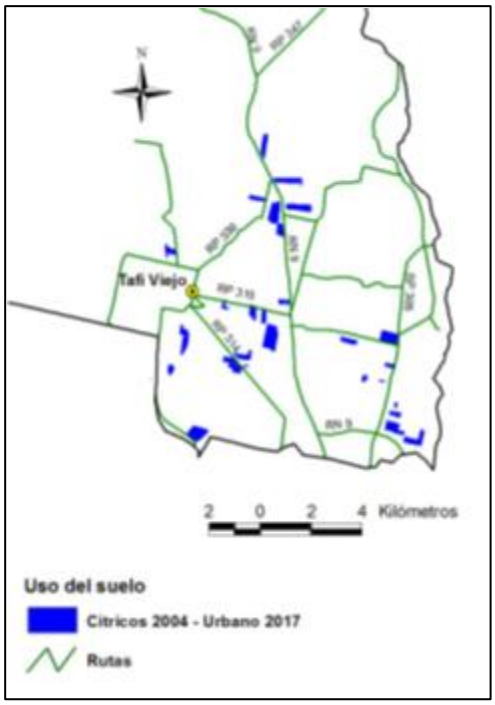


Figura 3: Digitalización de lotes citrícolas urbanizados. Departamento Tafí Viejo.

La integración de los polígonos obtenidos con el Bosquejo Agrológico (Zuccardi & Fadda, 1985) permitió identificar las regiones agrológicas de Llanura chacopampeana subhúmeda húmeda y Pedemonte de suelos automorfos (Figura 4). El mayor porcentaje de lotes citrícolas urbanizados (65%), se localizó en la Llanura chacopampeana subhúmeda húmeda, que se encuentra al sur del área del área de estudio.

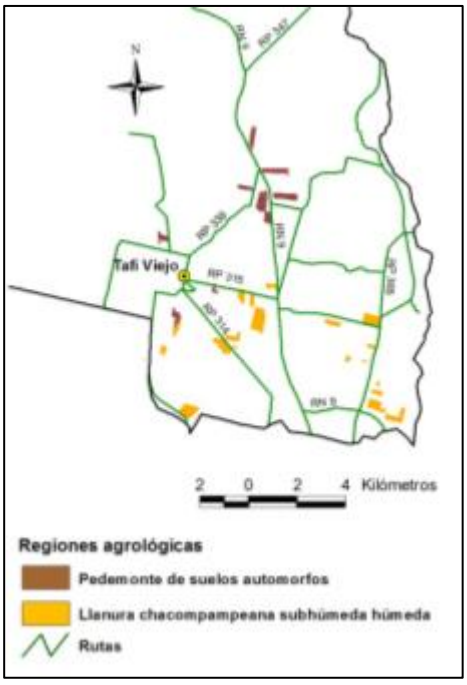


Figura 4: Regiones agrológicas de lotes citrícolas urbanizados. Departamento Tafí Viejo.

En el Pedemonte de suelos automorfos, en general, los suelos se originan en sedimentos aluviales y/o coluviales. Desde el punto de vista morfológico presentan un perfil de tipo AC, donde el horizonte A, profundo, de color oscuro y bien provisto de materia orgánica, constituye un epipedon mólico. Son suelos heterogéneos en sus propiedades físicas, especialmente en sus características texturales. Predominan las texturas medias y gruesas, desde franco limoso hasta arenas francas. En general son suelos bien drenados y por las características climáticas del ambiente, se encuentran húmedos casi todo el año. La aptitud de esta subregión es agrícola y forestal.

Con respecto a la Llanura chacopampeana subhúmeda húmeda u occidental, los suelos se han desarrollado sobre materiales de origen eólico, presentando una gran uniformidad en su morfología. En general, el horizonte A constituye un epipedón mólico moderadamente provisto en materia orgánica, oscuro y moderadamente profundo. Poseen una buena capacidad de retención de agua, buen drenaje. La aptitud principal de la región es agrícola.

En la Figura 5 se aprecia la clasificación taxonómica de los suelos correspondientes a los lotes citrícolas urbanizados. La totalidad de los mismos corresponden a argiudoles típicos, con código MItc. Se caracterizan por tener perfiles cuyos horizontes principales son: A1, B2t, B3, C. El A1 corresponde a un epipedón mólico y el B2t a un horizontes argílico bien estructurado. Son suelos desarrollados sobre material loéssico que descansan sobre acumulaciones de material aluvial. Corresponden a tierras con aptitud agrícola óptima, utilizadas para la realización de cultivos de caña de azúcar y citrus.

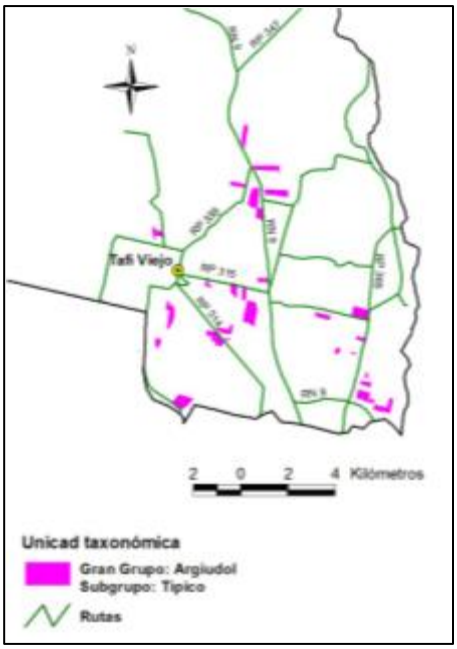


Figura 5: Clasificación taxonómica de lotes citrícolas urbanizados. Departamento Tafí Viejo.

Se detectaron distintos tipos de usos urbanos, principalmente residencial y en menor medida industrial y comercial, esto último principalmente en la región de la llanura. En el caso del uso residencial, se constataron mayormente urbanizaciones cerradas del tipo “countries” (Romo, 2015) o “barrios cerrados”, en las que las edificaciones se alternan con amplios terrenos cubiertos con vegetación. En menor superficie se detectaron urbanizaciones con construcciones muy cercanas unas a otras. En la zona pedemontana se constataron principalmente urbanizaciones del tipo “barrios cerrados”, mientras que en la zona de la llanura, se detectaron además construcciones de mayor densificación, que se situaron anexas a centros urbanos preexistentes.

CONCLUSIONES

Alrededor del 6% de las tierras citrícolas del año 2004 fueron convertidas al uso urbano en el período 2004-2017.

Del total del área urbanizada, el 65% se localizó en la región de la Llanura Chacopampeana subhúmeda húmeda y el 35% restante en la región del Pedemonte de suelos automorfos. Las regiones pedemontana y de llanura se encuentran al norte y sur del área de estudio, respectivamente.

Las urbanizaciones fueron instaladas en zonas aledañas a rutas. El uso urbano más frecuente fue el residencial, y dentro de éste predominaron las urbanizaciones cerradas tipo “barrios cerrados”. En este tipo de urbanización se constatan amplios terrenos cubiertos con vegetación, lo que implica un menor efecto de sellado de suelos que las urbanizaciones con construcciones continuas.

Los suelos urbanizados presentan alta calidad agrícola, lo que genera menor producción potencial para la actividad citrícola, con la consecuente incidencia en los ingresos del departamento Tafí Viejo.

Finalmente cabe destacar que la urbanización de extensas áreas de terreno conduce no sólo a la pérdida del recurso edáfico para fines agrícolas, sino también a la disminución de la capacidad de infiltración de los suelos y a la pérdida de otros servicios ecosistémicos. Dichas consecuencias deben ser consideradas al momento de la planificación de urbanizaciones en zonas rurales.

BIBLIOGRAFÍA

- Chuvieco, E. (Eds). 2000. Fundamentos de teledetección espacial. Editorial RIALP SA. Madrid, España. 568 p.
- EOS Data Analytics. 2017. https://eos.com/landviewer/?lat=-26.73237&lng=-64.98469&z=15&s=Sentinel2. 26 junio 2017.
- Fandos, C.; F. Soria & P. Scandaliaris. 2007. Estimación con Teledetección y SIG, del área citrícola reemplazada con caña de azúcar y granos. Período analizado: febrero 2006 - abril 2007. Rev. Avance Agroind. 28 (2): 45-47.
- García Alvarado, JM; ME Pérez González & MP García Rodríguez. 2014. Revisión del concepto de sellado de suelos y propuesta de tipología urbana. Anales de Geografía 34 (1): 87-103.
- García Rodríguez, MP & ME Pérez González. 2011. Sellado de fluvisoles en la Comunidad de Madrid. Análisis a partir de imágenes Landsat. Anales de Geografía 31 (2): 125-137.
- Romo, C. 2015. Las urbanizaciones residenciales cerradas en la periferia de Córdoba. Nuevas modalidades en la expansión suburbana del siglo XXI. Pensum 1: 83-97. https://revistas.unc.edu.ar/index.php/pensu/article/view/12749/12977. 11 octubre 2017.
- SEGPP (Secretaría de Estado de Gestión Pública), Tucumán. 2015. Diagnóstico municipal Tafí Viejo http://led.tucuman.gob.ar/wp-content/uploads/2015/06/Taf%C3%AD-Viejo-27-3-15.pdf. 12 setiembre 2017.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT (86).

C4P47. ESTUDIOS PRELIMINARES DE DIFERENTES FORMAS DE CARBONO EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR EN TUCUMAN

Fernandez de Ullivarri, Juan; Corbella, Roberto D; Plasencia, Adriana; Medina, Mercedes; Criado, Atina y Digonzelli, Patricia A.

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Avenida William Cross 3150, Las Talitas. Tucumán - Argentina. ullivarrij@gmail.com

RESUMEN

La cosecha en verde de caña de azúcar y el posterior mantenimiento de la cobertura de residuo agrícola de cosecha (RAC) sobre la superficie es una forma efectiva de contrarrestar la pérdida de materia orgánica de los suelos, sin embargo estos efectos suelen verse a muy largo plazo. El carbono orgánico particulado (COPa) responde rápido a variaciones en el suministro de materia orgánica y puede ser un buen indicador para detectar cambios en el carbono orgánico total (COT) del mismo. El presente trabajo tuvo como objetivo realizar las primeras evaluaciones del impacto de dos formas de manejo de la cobertura de caña de azúcar sobre las diferentes formas de carbono orgánico del suelo en la provincia de Tucumán. El ensayo se realizó en la finca El Potrero ubicada en el departamento de Simoca, en la región de la Llanura deprimida salina de la Provincia de Tucumán. Se trabajó con la variedad LCP 85-384. Se establecieron dos tratamientos: a) eliminación del RAC mediante quema y b) mantenimiento del RAC sobre el suelo. Se muestrearon 6 parcelas de ensayo a las profundidades de de 0-20 cm para COT y 0-5 cm, 5-10 cm y 10-20 cm para COT, COPa y Carbono orgánico pesado (COPe). Cada parcela experimental estuvo formada por 5 surcos de 10 metros de longitud. Los contenidos de COT, COPa y COPe no presentan diferencias significativas entre los tratamientos evaluados, aunque si muestran una tendencia a un mayor contenido en los suelos en donde se dejo la cobertura de RAC sobre la superficie. Si bien el COPa parece ser un buen indicador de calidad del suelo, tres repeticiones parece ser un número muy bajo para observar diferencias significativas entre los tratamientos.

Palabras claves: cobertura, caña verde, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica es el principal factor en el control de la capacidad del recurso suelo para mantener la productividad agrícola, la calidad ambiental y la sustentabilidad social (Manlay *et al*., 2007). Representa un sistema complejo de sustancias cuya dinámica es gobernada por el aporte de residuos orgánicos de diversa naturaleza y por la transformación continúa a través de factores biológicos, químicos y físicos (Galantini, 2008). En los suelos cultivados con caña de azúcar en la provincia de Tucumán están estudiados los efectos de la cobertura con residuo agrícola de cosecha (RAC) sobre el régimen hídrico y térmico del suelo, el reciclado de nutrientes, la erosión hídrica, la microflora del suelo, etc. (Morandini *et al*., 2005; Digonzelli *et al*., 2011b; Sanzano *et al*., 2009; Fernández de Ullivarri *et al*., 2012; Tortora *et al*., 2013).

La cosecha en verde de la caña de azúcar (método de cosecha que no utiliza la quema y deja la cobertura de RAC sobre el suelo) es uno de los mayores avances en materia conservacionista de los últimos 15 años en el cultivo de la caña de azúcar del NOA. Este práctica se ha ido incrementando en los últimos años hasta representar actualmente el 93% de la cosecha (Ostengo *et al.* 2015)

Dejar la cobertura de RAC sobre el suelo, aporta al agroecosistema cantidades variables de Carbono, Nitrógeno, Fósforo y Potasio (Digonzelli *et al*., 2011a; Digonzelli *et al*., 2016), sin embargo, aunque es evidente que el sistema de cosecha en verde con el posterior mantenimiento de la cobertura de RAC sobre la superficie es una forma efectiva de contrarrestar la pérdida de materia orgánica de los suelos cultivados con caña de azúcar, estos efectos suelen verse a muy largo plazo (incluso mayores a 50 años) (Graham *et al*., 2002; Cerri *et al*., 2011). Por otro lado, el carbono orgánico particulado (COPa) responde más rápido a variaciones en el suministro de materia orgánica al suelo, y puede ser un buen indicador para detectar tempranamente cambios en el carbono total (COT) del mismo (Gregorich *et al*., 1994).

El presente trabajo tuvo como objetivo realizar las primeras evaluaciones del impacto de dos formas de manejo de la cobertura de caña de azúcar sobre las diferentes formas de carbono orgánico del suelo en la provincia de Tucumán.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en la finca El Potrero, perteneciente a la empresa Bulacio Argenti S.A, ubicada en el departamento de Simoca, en la región de la Llanura deprimida salina de la Provincia de Tucumán (27º 15' 15,95" S 65º 19' 25,56" O). El área se caracteriza por la presencia de una capa freática de tenor salino que fluctúa durante el año a poca o mediana profundidad. Posee un mesoclima seco sub-húmedo cálido, la temperatura media anual es de 19,5ºC La precipitación media anual disminuye desde 900 mm al SO hasta 650 mm (Zuccardi &Fadda, 1985). Los suelos son de origen aluvial y heterogéneos en sus características texturales (Sanzano & Fadda, 2009). En el caso particular de la finca El Potrero se han realizado obras de drenaje que deprimen el nivel freático, lo que permite el lavado de las sales del perfil de suelo.

El ensayo se implantó el 23 de agosto del 2011. Se trabajó con la variedad LCP 85-384, la más cultivada en Tucumán. El lote se cosechó sin quemar (cosecha en verde) con una máquina cosechadora integral de caña de azúcar y luego se establecieron los siguientes tratamientos, los cuales se vuelven a establecer después de cada cosecha: a) cosecha sin quema y posterior eliminación del RAC (SR) y b) cosecha sin quema y mantenimiento del RAC sobre el suelo (CR).

Se muestrearon 6 parcelas de ensayo: 3 de ellas fueron sometidas al tratamiento SR y las otras 3 al tratamiento CR. En cada parcela se tomaron 5 sub-muestras de suelo con pala barreno en dos sectores: trocha (entresurco) y surco. Las profundidades de muestreo fueron de 0-20 cm para COT y 0-5, 5-10 y 10-20 cm para COT, COPa y carbono orgánico pesado (COPe). Las muestras fueron llevadas a laboratorio, secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm. Sobre las mismas se determinó carbono orgánico (CO) por Walkey Black (Nelson & Sommers, 1982). A su vez, se tomaron 50 gr de cada una de las muestras, y siguiendo el procedimiento descripto por Cambardella & Elliot (1992), se procedió al fraccionamiento por tamaño de partícula, recuperándose la fracción la fracción < a 53µm, en la que se determinó CO a arcilla+limo (COPe). El carbono orgánico particulado (COPa) se determinó por diferencia entre los contenidos de CO y COPe.

El manejo agronómico del lote fue convencional. Se utilizaron herbicidas de post-emergencia, se fertilizó con nitrógeno entre octubre y noviembre y no se suministró riego. El diseño experimental fue totalmente aleatorizado, con tres repeticiones por tratamiento. Cada parcela experimental estuvo formada por 5 surcos de 10 metros de longitud. Las datos obtenidos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y comparación por la prueba Tuckey a un nivel de confianza del 95% empleando el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono Orgánico Total

En la Figura 1 se observan los resultados de COT para las profundidades de 0 a 5 cm; 5 a 10 cm; 10 a 20 cm y 0 a 20 cm en el surco. Se puede observar que en ninguna de las profundidades evaluadas se encontraron diferencias significativas entre tratamientos aunque si se observa una tendencia a un mayor porcentaje de COT en el tratamiento CR.

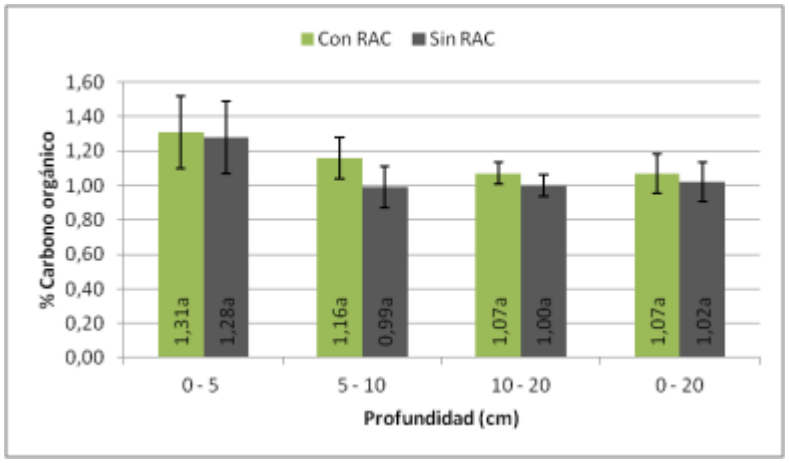


Figura 1. Valores de Carbono orgánico total en el surco a distintas profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, p < 0,05).

En la Figura 2 se observan los resultados obtenidos para las mismas profundidades, pero en este caso las muestras se tomaron del entresurco o trocha, lugar donde el residuo de cosecha cubre el suelo completamente. Para este caso, en las profundidades de 0 a 5 cm; 5 a 10 cm y 10 a 20 cm no se encontraron diferencias estadísticamente significativas, aunque se mantuvo una tendencia a mostrar mayores porcentajes de COT en el tratamiento CR. En la muestra de 0 a 20 cm se encontraron diferencias estadísticamente significativas a favor del tratamiento CR.

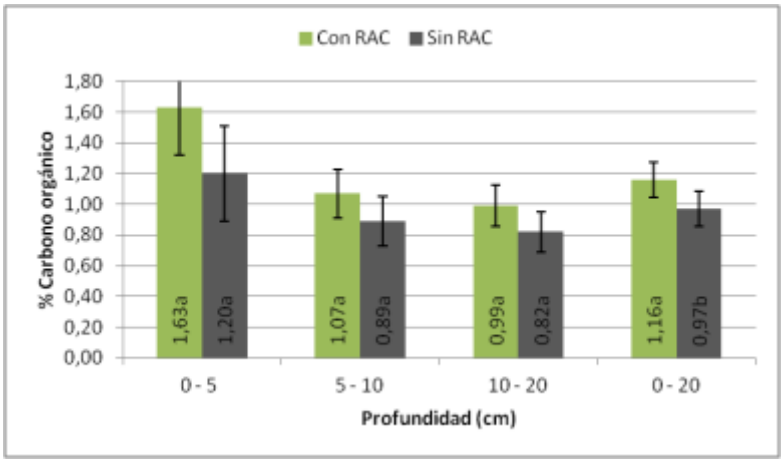


Figura 2. Valores de Carbono orgánico total en el entresurco a distintas profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

Graham *et al*. (2002) encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamiento con RAC quemado y RAC dejado como cobertura para ensayos de largo plazo (61 años), donde se demostró que los tratamientos bajo cobertura de RAC presentaban mayores contenidos de COT. En ensayos de 18 años de duración, Page *et al*. (2013) no encontraron, en Sudáfrica, diferencias significativas para los mismos tratamientos. Sin embargo Robertson and Thorburn (2007) encontraron diferencias estadísticamente significativas para COT entre los tratamientos con RAC y RAC quemado en un ensayo de 5 años en Australia. Evidentemente la evaluación del COT bajo diferentes formas de manejo del RAC tiene un número elevado de factores que lo afectan, y por los resultados observados en numerosas investigaciones, los resultados no son del todo concluyentes. Probablemente por eso, se han buscado otras formas de carbono que indiquen con mayor certeza y rapidez, cambios en la calidad del suelo según las diferentes formas de manejo.

Carbono orgánico particulado y pesado

Analizando los contenidos de las diferentes formas de Carbono orgánico estudiadas en las distintas profundidades dentro del surco, se encontró que los contenidos de COPa COPe no presentan diferencias significativas entre los tratamientos evaluados, aunque si muestran, como en el caso del COT, una tendencia a un mayor contenido de esta fracción de carbono en los suelos en donde se dejo la cobertura de RAC sobre la superficie (Tratamiento CR) (Figuras 3 y 4).

En las Figuras 5 y 6 se observan los resultados obtenidos en el entresurco o trocha del cultivo. El COPa mostró un comportamiento similar a lo ocurrido en el surco, con diferencias no significativas entre tratamientos en las profundidades de 0 a 5 cm y 5 a 10 cm, aunque con la tendencia a presentar mayor contenido en el tratamientos CR. En la profundidad de 10 a 20 hubo mayor contenido de COPa en el tratamiento SR, aunque sin significación estadística (Figura 5).-

En el caso del Carbono orgánico pesado, se encontró una diferencia estadísticamente significativa en la profundidad de 0 a 5 cm donde el tratamiento CR mostró mayor porcentaje de carbono orgánico pesado. En las profundidades de 5 a 10 cm y 10 a 20 cm no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 6).

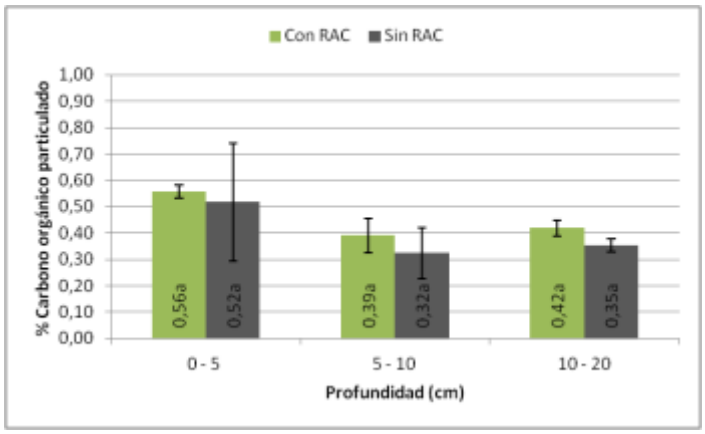


Figura 3. Valores de Carbono orgánico particulado (COPa) en el surco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

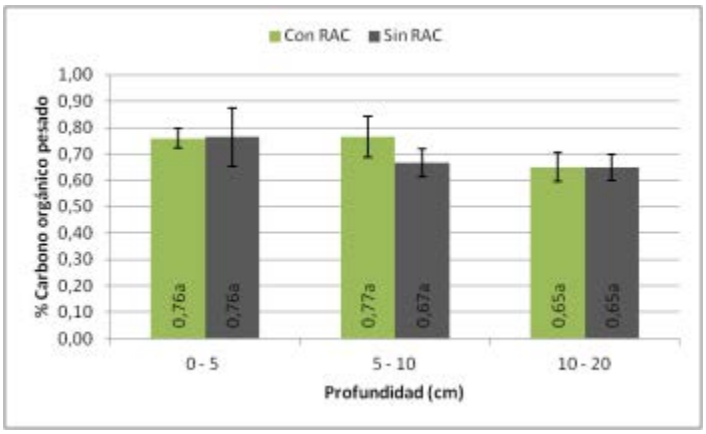


Figura 4. Valores de Carbono orgánico pesado (Cope) en el surco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

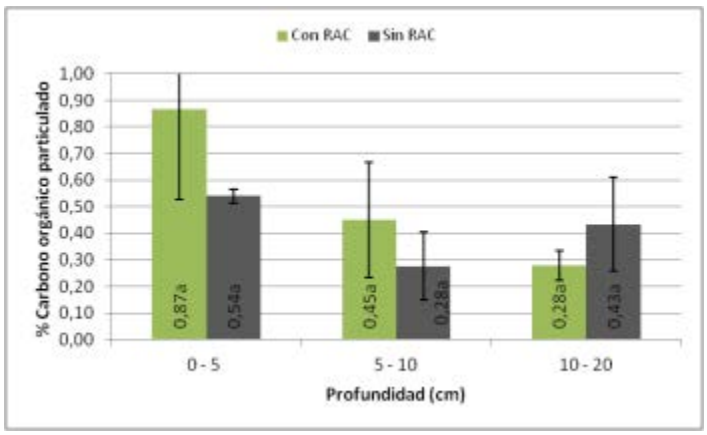


Figura 5. Valores de Carbono orgánico particulado (COPa) en el entresurco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

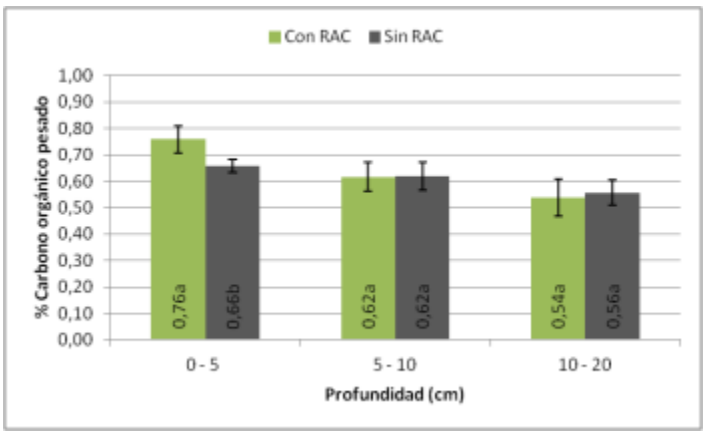


Figura 6. Valores de Carbono orgánico pesado (COPe) en el entresurco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

Analizando el carbono particulado en caña de azúcar; Page *et al*. (2013) tampoco encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para ninguna de las profundidades analizadas en cuatro ensayos diferentes realizados en Sudáfrica. Por otro lado, Galdos *et al*. (2009) encontraron en Brasil, diferencias en el carbono orgánico particulado en lotes quemados y sin quemar. Los tratamientos sin quemar mostraron mayores valores de COPa, esta diferencia se fue acrecentando a medidas que pasaban los años en que se mantenía la cobertura de RAC. Después de 8 años de cobertura encontraron 2,44 gCOPa/Kg en el tratamiento quemado y 9,27 gCOPa/Kg en el tratamiento con cobertura de RAC en la capa superficial del suelo (0 a 10 cm).

Trabajando también en Brasil, Silva *et al*. (2007) encontraron que cuando un monte nativo se introducía a la agricultura de caña de azúcar, disminuían los valores de carbono orgánico particulado entre 41% y 42%. Sin embargo, luego de 18 y 25 años de cultivo de caña bajo quema, los valores de COPa respecto al monte nativo habían subido hasta llegar a estar solo 18% y 20% (para el ensayo de 18 y 25 años, respectivamente) por debajo de los valores del monte nativo y concluyeron que a pesar de la disminución inicial de los valores de COPa, existe una cierta recuperación de estos fracciones en el cultivo de caña de azúcar, después de varios años, a pesar de que hayan sido quemados sus residuos de cosecha.

En la Figura 7 se observa la relación entre el COPa y el COT para los dos tratamientos, en las tres profundidades evaluadas y en ambos sitios de muestreo (entresurco y surco). La tendencia de los resultados coincide, en general, con lo obtenido para las fracciones estudiadas y el COT. No se observan diferencias significativas entre los tratamientos, sin embargo en las capas superficiales (0 a 5 cm y 5 a 10 cm) se observa una tendencia a presentar mayor proporción de COPa en el tratamiento CR. En la capa de 10 a 20 cm la tendencia se revierte y existe mayor proporción de COPa/COT

en el tratamiento SR. Galdos *et al*. (2009), en Brasil, encontraron valores de 38,7% y 35,8% para los tratamientos con cobertura (para 0 a 10 cm y 10 a 20 cm, respectivamente) y en el quemado valores de 23,8% y 22,5% para las mismas profundidades. En la Figura 7 se observa que la diferencia entre tratamientos en el presente ensayo no fue tan amplia como la encontrada en el trabajo de Brasil, aunque si muestra la misma tendencia en las capas superficiales.

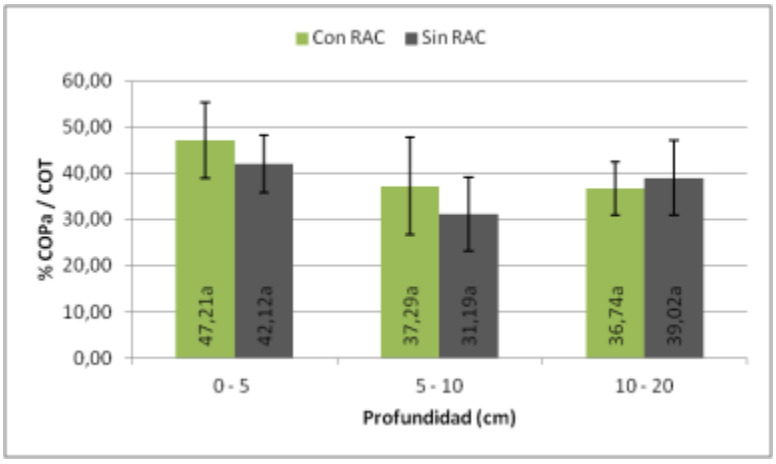


Figura 7. Valores de la relación Carbono orgánico particulado/ Carbono orgánico total a distintas profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

CONCLUSIONES

- La evaluación del Carbono orgánico total, o materia orgánica total del suelo, no sería buen indicador de cambios en el manejo de la cobertura en ensayos a corto plazo, ya que sus efectos son apreciables en ensayos de larga duración.

- El carbono orgánico particulado es una fracción más sensible a los cambios en el manejo de la cobertura del suelo y podría ser un buen indicador de la calidad del suelo y como los distintos manejos de la cobertura afectan el contenido de carbono del suelo.

- El número de repeticiones y la cantidad de muestras evaluadas resulta fundamental para obtener resultados más confiables para este tipo de análisis. Tres repeticiones parece ser un número muy bajo para observar diferencias significativas entre los tratamientos.

- En este ensayo no se observaron diferencias entre tratamientos CR y SR para Carbono Orgánico Total o Carbono Orgánico Particulado en ninguna de las profundidades evaluadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
- Cerri CC, Galdos MV, SMF Maia, M Bernoux, BJ Feigl, D Powlson & CEP Cerri. 2011. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. European Journal of Soil Science 62: 23-28.
- Di Rienzo JA., F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2014. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. En: http://www.infostat.com.ar
- Digonzelli PA, ER Romero, LGP Alonso, J Fernández de Ullivarri J, H Rojas Quinteros, J Scandaliaris J & S Fajre. 2011a. Assesing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part one: Sugar cane harvest residue (trash) decomposition dynamics. Revista Industrial y Agrícola de Tucumán 88 (1): 1-12.
- Digonzelli P, MJ Tonatto, ER Romero, GA Sanzano, J Fernández de Ullivarri, JA Giardina & J Scandaliaris. 2011b. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part II: soil water and thermal regime, stalks population dynamics and sugarcane production. Revista Industrial y Agrícola de Tucumán 88 (2): 1-10.

- Digonzelli PA, J Fernandez de Ullivarri, ML Tortora, M Medina & MF Leggio Neme. 2016 Evaluación de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) en Tucumán, Argentina. 10º Congreso ATALAC. Veracruz México. 29 de agosto al 02 de septiembre.
- Fernández de Ullivarri J, PA Digonzelli, M Medina, F Pérez Alabarce, MF Leggio Neme & A Marto. 2012. Efecto del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar sobre la humedad del suelo en el este de Tucumán, R. Argentina. Avance Agroindustrial 33 (2): 17-32.
- Galantini JA & L Suñer. 2008. Soil organic matter fractions: analysis of Argentine soils. Agriscientia XXV (1): 41-55.
- Galdos, MV; CC Cerri & CEP Cerri. 2009. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. Geoderma 153: 347-352.
- Graham MH; RJ Haynes & JH Meyer. 2002. Soil organic matter content and quality: effects on fertilizar applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. Soil Biology & Biochemistry 34: 93-102.
- Gregorich EG, Carter MR, DA Angers, CM Monreal & BH Ellert. 1994. Towards a minimun data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science 74: 367-985.
- Manlay RJ, C Feller & MJ Swift. 2007. Historical evolution of soil matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 119: 217-233.
- Morandini M, Figueroa R, Perez Zamora F & J Scandaliaris. 2005. The effects of green-cane trash blanket on soil temperature, soil moisture and sugarcane growth. XXV International Society of Sugar Cane Technologists Congress 25-30 de enero, Guatemala, Guatemala. Pp. 231-236.
- Nelson DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: AL Page, RH Miller & DR Keeney. Methods of soil analysis. Part 2 Chemical and Microbiological Properties, pp: 539-579.
- Ostengo S, MA Espinosa, JV Díaz, ER Chavanne, DD Costilla & MI Cuenya. 2015. Relevamiento de la distribución de variedades y de otras tecnologías aplicadas al cultivo de la caña de azúcar en la provincia de Tucumán: campaña 2013/2014. Gacetilla Agroindustrial 78: 3-17.
- Page, KL; M Bell & RC Dalal. 2013. Changes in total soil organic corbon stocks and carbon fractions in sugarcane systems as affected by tillage and trash management in Queensland, Australia. Soil Research 51: 608-614.
- Robertson FA & Thorburn PJ. 2007. management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. Australian Journal of Soil Research 45: 13-23.
- Sanzano GA & GS Fadda. 2009. Características de los suelos para caña de azúcar: recomendaciones de manejo. En: Manual del Cañero. ER Romero, PA Digonzelli, & J Scandaliaris (Eds.). Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres, Tucumán- Argentina. Pp. 23-34.
- Sanzano GA, FA Sosa, CF Hernández, M Morandini, H Rojas Quinteros, JI Romero & PA Digonzelli. 2009. Evaluación de la erosión hídrica en caña de azúcar con y sin cobertura de maloja. Avance Agroindustrial 30 (3): 16-18.
- Silva AJN; MR Ribeiro; FG Carvalho; VN Silva & LESF Silva. 2007. Impact of sugarcane cultivation on soil carbon fractions, consistence limists and aggregate stability of yellow latosol in northeast Brazil. Soil & Tillage Research 94: 420-424
- Tortora ML, N Grellet Naval, L Vera, J Fernández de Ullivarri, PA Digonzelli & ER Romero. 2013. Effect of sugar cane trash blanketing on the development of microorganisms of agronomic and enviromental interest.. XVIII International Society of Sugar Cane Technologists Congress. 24-27 Junio. San Pablo, Brasil. Pp. 1-10.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

C4P48. BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELO Y AGUA EN LOS VALLES TEMPLADOS. JUJUY, ARGENTINA

Fernandez, Gabriela S. [1,2]; Diez Yarade, Laura G. [1,2] y Carlos G. Torres[1]
[1]Facultad de Ciencias Agrarias de la UNJu. Alberdi 47.
[2]INTA AER Perico. EEA Salta. gabrielasilviafernandez@yahoo.com.ar

RESUMEN

En los Valles Templados, las lluvias son de tipo orográfico, disminuyen a medida que se alejan de las serranías hacia el fondo de los valles. Es una región de clima templado en invierno y cálido en verano. Los suelos presentan una gran variabilidad en cuanto al tipo de material originario y al grado de evolución y desarrollo, no obstante son los suelos más productivos de la provincia de Jujuy. Existe agricultura bajo riego (tabaco, caña de azúcar, hortalizas, frutales y flores), en menor grado a secano (poroto, maíz y soja) y ganadería de monte en áreas marginales, también se produce el avance de la urbanización sobre tierras productivas como un proceso muy importante de cambio de uso del suelo. En el área de estudio se determinó que la erosión hídrica es un problema relevante, y las principales causas son las prácticas agrícolas intensivas no sustentables. El objetivo general es proponer el uso y la ejecución de las prácticas sustentables de manejo de suelo y aguas para esta zona agroecológica de la provincia de Jujuy. Además de determinar áreas de priorización para la ejecución de dichas actividades. Articular con instituciones y actores del territorio, para propender a la difusión de estas prácticas. Se elaboró un listado de las principales prácticas de manejo de suelos y agua para las actividades agropecuarias en los Valles Templados de Jujuy, ya que si no se toman medidas correctoras y mitigadoras, los suelos continuarán degradándose y reduciendo su horizonte fértil, disminuyéndose consecuentemente los rendimientos de los cultivos y ocasionando el abandono de tierras. Cabe destacar que para que se realice la ejecución de las prácticas se deberán promover espacios de encuentro con los actores involucrados, donde surja, luego de un análisis más profundo y acabado del funcionamiento de los sistemas de producción en cuanto al manejo del suelo y agua, un diagnóstico con la descripción de los problemas para que se pueda avanzar con una propuesta consensuada de las soluciones alternativas posibles.

Palabras claves: sustentabilidad, práctica de manejo de suelos y agua

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Jujuy está ubicada al noroeste de la República Argentina. Las coordenadas extremas se encuentran entre los 21º 47´ - 24º 37´ S y los 64º 09´ - 67º 19´ W. Se diferencian ambientes muy cambiantes en cortas distancias por influencia marcada del relieve sobre el clima. Se delimitan en consecuencia, áreas naturales características, conocidas como Puna, Quebrada de Humahuaca, Valles Templados y Ramal, con producciones agrícola, pecuaria y forestal, propias de cada ambiente. Las altitudes son muy variables, encontrándose su punto más bajo a aproximadamente los 300 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) en el extremo noreste del Ramal y en diversos sectores de la Puna las alturas superan los 4.500 m.s.n.m. La superficie provincial es de 53.219 km^2. Alrededor del 75% de su territorio está ocupado por altiplanicies y montañas andinas y subandinas, el resto son valles, llanuras y formaciones sub montañosas, que se encuentran generalmente por debajo de los 1.300 m.s.n.m. (Braun Wilke et al., 2001).

En los Valles Templados, las lluvias son de tipo orográfico, disminuyen a medida que se alejan de las serranías hacia el fondo de los valles. Es una región de clima templado en invierno y cálido en verano. Registra temperaturas medias relativamente bajas (20 °C para el mes más cálido y de 11 °C para el mes más frío), debido a su altura promedio de 1100 msnm. Los suelos presentan una gran variabilidad en cuanto al tipo de material originario y al grado de evolución y desarrollo, no obstante son los suelos más productivos de la provincia de Jujuy. (Buitrago y Larrán, 1992 y Torres y Fernandez, 1996). Existe agricultura bajo riego (tabaco, caña de azúcar, hortalizas, frutales y flores) en menor grado a secano (poroto, maíz y soja) y ganadería de monte en áreas marginales, siendo el avance de la urbanización sobre tierras productivas un proceso muy importante de cambio de uso del suelo. En tal sentido, el agua es un recurso escaso y de gran valor, sin embargo su utilización es poco eficiente, a ello se le suma la competencia cada vez mayor para uso humano, es por esto, que se pretende contribuir a la generación de conocimiento e información que permita poner en valor el manejo racional de este recurso escaso, siendo una necesidad estratégica el maximizar la eficiencia de aplicación, tanto por la importancia social en el área de estudio, como por los beneficios que traerían aparejados a la economía provincial.

Objetivo general: Proponer el uso y la ejecución de las prácticas de manejo de suelo y aguas de manera sustentable.

Objetivos específicos: Determinar áreas de priorización para la ejecución de dichas actividades. Articular con instituciones y actores del territorio, para propender a la difusión de las prácticas de manejo apropiadas de suelos y aguas en un área de la provincia de Jujuy.

MATERIALES Y MÉTODOS

Existe diversa y abundante bibliografía respecto de las prácticas de manejo y conservación de suelos y aguas, y surge como primera instancia analizar y estudiar los factores predisponentes para la degradación de suelos en general y para cada área en particular. Ello permite encontrar alternativas de manejo culturales, agronómicas y de infraestructura para prevenir y corregir procesos de degradación de suelos (FAO, 2000; Suarez de Castro F., 1980).

En el área de estudio se determinó que la erosión hídrica es un problema relevante (Torres, C.G. y G.S. Fernández. 1996 y Torres, C.G., Fernández G.S. y L.G. Diez Yarade. 2015). Además en una consulta a expertos (Fernández G. et al., 2011) se menciona que las principales causas se deben a la agricultura intensiva, deficiente sistematización de suelos, mal manejo de la cubierta vegetal y de la materia orgánica, un inadecuado uso de la maquinaria agrícola, mal manejo del riego, pérdida por derrames y poca eficiencia de distribución y monocultivo sin rotación de tabaco o de ciertas hortalizas, sin incorporación de prácticas de recuperación suelos (abono verde, rotación), o destrucción de rastrojo.

El área de estudio puede observarse en la Figura 1.

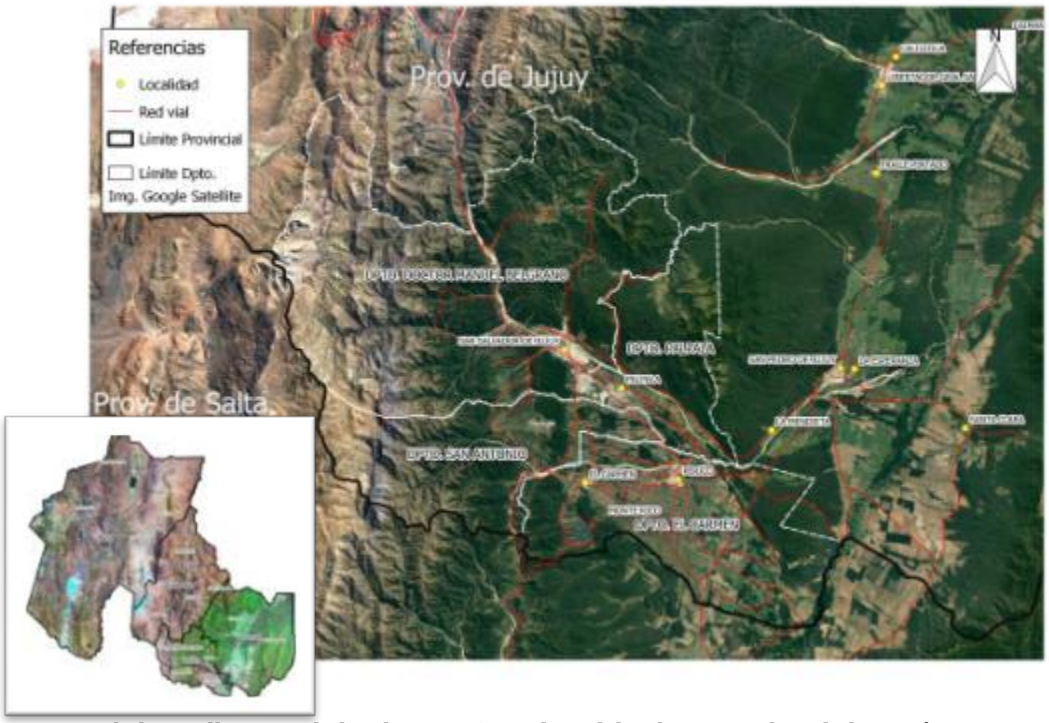


Figura 1: Imagen de los Valles Templados de Jujuy (Gentileza del Laboratorio de Teledetección EEA INTA Salta) 2018.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el área de los Valles Templados de Jujuy se han sistematizado las principales prácticas de meno conservacionista de suelos y agua las cuales se encuentran en la Tabla 1.

Tabla 1: Listado de prácticas de Manejo de Suelos y Agua para Actividades Agropecuarias en los Valles Templados de Jujuy

Nombre de la Práctica	Características y Control de la degradación
Cultivo en contorno	Práctica simple y de gran eficacia en el control de la erosión; consiste en la siembra de cultivos en función de las curvas de nivel del terreno, es decir en dirección perpendicular a la pendiente natural más pronunciada. Tanto en áreas bajo riego, como a secano, es común observar procesos erosivos por acción del agua de riego o por lluvias, producto de la realización de cultivos sin control de las pendientes naturales.
Terrazas	Consisten en camellones que se construyen a diferentes intervalos para cortar la pendiente principal y con ello la escorrentía, evitando que las aguas adquieran velocidad y con ello volumen erosivo. Las terrazas son estructuras utilizadas en terrenos con pendientes menores al 0,5 % y se recomienda usarlas con pendientes mayores al 0,7%. En los Valles Templados, se observa que los procesos erosivos son graves, sobre todo en lugares donde se realizan producciones de grano grueso a secano.
Represas	Son excavaciones en el terreno, con taludes terraplenados y compactados, se recomienda su ubicación en el sector de mayor altura, de tal manera que domine el predio y se pueda conducir el agua por gravedad. El principal problema del área es que la entrega se hace por turnos de riego cada 5,5 días. Esta situación ocasiona disminuciones en la eficiencia de distribución y aplicación del agua de riego, dificultando también el manejo de los volúmenes utilizados, causando erosión en las cabeceras de los surcos y sedimentación en sectores deprimidos de los mismos.
Cortina rompeviento	Consiste en la implantación de árboles o arbustos alrededor de campos abiertos de modo tal de proteger a los mismos de los daños producidos por el viento, que como agente de erosión produce degradación en los suelos, disminuye la conservación de humedad, con la consecuente disminución de los rendimientos en cultivos. En los Valles Templados los vientos son de menor frecuencia y velocidad, pero las tormentas convectivas propias de dichas zonas, son acompañadas por fuertes vientos arremolinados que producen graves daños en los cultivos.
Cultivos de cobertura	Es una práctica que favorece la protección del suelo y evita la pérdida de humedad de los horizontes superficiales. Además, como beneficio secundario, aporta materia orgánica al suelo. Los suelos desnudos, son susceptibles a la acción de los agentes erosivos, a la degradación de la materia orgánica y a la pérdida de humedad del perfil productivo del suelo.
Fertilización	Consiste en la aplicación de elementos nutrientes con el propósito de cubrir las demandas de los cultivos y mantener la productividad del suelo. En general se observa que la fertilización se realiza sin el adecuado diagnóstico del estado nutricional de los suelos, por lo que existe sub y sobre dosificación. Es así que la elección de qué fertilizantes comerciales utilizar depende de la oferta en el mercado local. Otro problema relevante es la falta de eficiencia en la aplicación, por ejemplo los productores familiares la realizan manualmente siendo la distribución irregular, también es factible que se produzca arrastre del fertilizante por un inadecuado trazado de surcos y el uso de altas pendientes
Manejo de materia orgánica	Es una práctica tendiente a mantener el contenido de materia orgánica del suelo como componente esencial para el sostén de la actividad biológica y de las propiedades físico - químicas del suelo. Debido a la intensa radiación solar, las altas temperatura y los excesivos laboreos realizados principalmente en los suelos destinados a las actividades agrícolas intensivas, se observa en general que los suelos cultivados de los Valles Templados poseen contenido de materia orgánica bajo.
Rotación	Es la sucesión recurrente y regular de diferentes cultivos en el mismo espacio productivo. La rotación debe basarse en un plan a mediano y largo plazo, los cultivos que intervengan deben tener exigencias nutricionales diferentes, no ser susceptibles a las mismas plagas o enfermedades y ofrecer distintos grados de protección al suelo. Se debe realizar un plan de sucesión de cultivos y prácticas para cada uno de ellos. La ausencia de rotación es y produce la pérdida de materia orgánica, de propiedades físico – químicas del suelo, en especial pérdida de porosidad (compactación) y por supuesto pérdida de la fertilidad química.
Labranza conservacionista	Dentro de las labranzas conservacionistas, se incluyen las labranzas mínima, vertical y siembra directa. Consisten en limitar el número de labores culturales a aquellas necesarias y esenciales para producir un cultivo y prevenir el daño al suelo. Evita la inversión del pan de tierra, con un mínimo de mezcla de la parte superficial del mismo y para romper capas limitantes por debajo de la profundidad normal de arada, mejorando de esta forma la penetración del agua, las raíces y una mejor aireación. En toda la provincia existe una impronta cultural que promueve el laboreo intenso del suelo con consecuencias de un marcado deterioro de las propiedades físico químicas, como la disminución de la CIC, de materia orgánica, reducción de la actividad biológica y aumento de la densidad aparente entre las principales.
Control de cauces y márgenes	Los cauces de ríos y arroyos de la geografía de Jujuy, provocan erosión de márgenes lo que afecta tanto áreas productivas como áreas urbanizadas. El principal problema es la pérdida de tierras con aptitud agrícola y ganadera. En los Valles Templados donde el relieve es más estable, hay menores pendientes pero la alta carga de sedimento transportada, genera cambios en los cursos y consecuentemente erosión de márgenes y taludes.
Control de cárcavas	La presencia de cárcavas es una manifestación grave de erosión hídrica, y es común en todas las áreas naturales de la provincia de Jujuy. Es la forma de erosión más fácilmente perceptible y se origina por escurrimiento superficial del agua. En función de la pendiente y la topografía el flujo concentrado de agua provoca el aumento de las dimensiones de los surcos formados inicialmente, hasta transformarse en grandes zanjas llamadas cárcavas.
Control de salinidad y sodicidad	Se realizan un conjunto de prácticas para disminuir las concentraciones de los cationes Ca++, Mg++, Na+ y K+ de la solución del suelo, eliminando el exceso de estos cationes por lavado, sustitución química del Na+ por Ca++, es decir a través del empleo de técnicas hídricas, químicas, físicas y biológicas según el tipo de problema. En el área de estudio se pueden observar lotes

	improductivos y abandonados debido a las altas concentraciones de cationes.
Drenaje parcelario y zonal	Consiste en la eliminación del exceso de agua subsuperficial del suelo, ya sea a nivel zonal o a nivel parcelario. En las zonas con menor altitud a nivel del mar de los Valles Templados, ocurre disminución de la productividad de los campos y en casos extremos, inhabilitación de lotes debido al ascenso de la capa freática. Este problema trae aparejado eventualmente un incremento de sales en los suelos. Este ascenso del nivel freático puede ser debido a una baja permeabilidad natural o como consecuencia del inadecuado laboreo, aportes de los subálveos fluviales, escurrimiento superficial o filtraciones provenientes de las tierras altas, causas locales más frecuentes en nuestra provincia.
Aguadas y Bebederos	Son lugares o sitios con una fuente de agua, destinados para abrevado del ganado. La disponibilidad de agua para bebida en cantidad y calidad, es de fundamental importancia, ya que puede transformarse en un factor limitante del estado sanitario y del nivel productivo del animal, lo que ocasiona la pérdida del bienestar animal y las consiguientes pérdidas económicas para el productor.
Senderos para ganado	Son las vías de circulación de ganado. La circulación de los animales por sitios con relieves de pendientes fuertes, en zonas de serranía, o por relieves estabilizados pero de pendientes largas, aportan al escurrimiento del agua por los senderos debido a la pérdida de la cobertura y compactación del suelo. Estos tres factores coadyuvan para favorecer la erosión del suelo.
Implantación de pasturas	Es la siembra e implantación de especies anuales o perennes destinadas a la alimentación animal (sorgo, alfalfa, pasto llorón, gatton panic, entre otras). En nuestra provincia la ganadería en general se realiza en base a pasturas naturales sin considerar la capacidad de la carga animal, ello origina sobrepastoreo de la cubierta vegetal y degradación de los recursos forrajeros.
Manejo silvopastoril y manejo racional del ganado a monte	Prácticas que se basan en el uso de áreas de monte para la producción pecuaria, de manera tal de proveer alimento al ganado, con una adecuada conservación del suelo y de la humedad, además permitir la acumulación de mantillo y la regeneración de especies leñosas deseadas, estableciendo una época de veda que permita la germinación de estas especies. Debido a que no se maneja la carga animal, ni el cierre de lotes, los animales divagan por los montes, consumiendo renovales de especies de interés en épocas de escaso alimento, es por ello que los montes en muchas ocasiones se degradan. El pastoreo en bosques de madera dura reduce su valor productivo y protectivo.
Pastoreo controlado	Consiste en realizar el manejo racional del ganado para mantener una cubierta vegetal que permita tanto la regeneración del forraje como la protección del suelo de los procesos erosivos. En la actualidad se observa que la ganadería local se realiza en pasturas naturales, de forma extensiva, lo que genera sobrepastoreo, esta situación conduce posteriormente a la quema de pastizales para favorecer el rebrote, y con ello combustiona la materia orgánica y se deja desprotegido y expuesto el suelo.

Foto 1: Cultivos de Cobertura

Foto 2: Dren a cielo abierto

CONCLUSIONES

La propuesta del uso y la ejecución de prácticas de manejo de suelos y aguas de manera sustentable en los Valles Templados de Jujuy, es relevante para propender al mantenimiento y/o mejora de la productividad de los sistemas de producción y la sustentabilidad ambiental y social. Si no se toman medidas correctoras y mitigadoras, los suelos continuarán degradándose y reduciendo su horizonte fértil progresivamente, acarreando futuras disminuciones de rendimientos de los cultivos y el abandono de tierras. Cabe destacar que para que se realice la ejecución de las prácticas, se deberán promover espacios de encuentro con los actores involucrados, donde surjan, luego de un análisis más profundo y acabado del funcionamiento de los sistemas de producción en cuanto al manejo del suelo y agua, un diagnóstico con la

descripción de los problemas para que se pueda avanzar con una propuesta consensuada de las soluciones alternativas posibles.

BIBLIOGRAFÍA

- Braun Wilke et al. 2001. Carta de Aptitud Ambiental de la Provincia de Jujuy. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy.
- Buitrago, L. y M. Larrán. 1992. El Clima de la Provincia de Jujuy. Cátedra de Climatología. Facultad de Ciencias Agrarias. UNJu.
- FAO. 2000. Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos. Roma, Italia.
- Fernandez, Gabriela S.; Diez Yarade, Laura G; Regazzoni, Juan E., Madariaga Andrés y Fernando Noceti. 2011. Degradación Ambiental en la Provincia de Jujuy. Diagnóstico por Consulta a Expertos. Causas, Efectos y Posibles Líneas de Acción. Salta: INTA EEA Salta. ISBN 978-987-679-067-.
- Suarez de Castro, F. 1980. Conservación de suelos. 3º edición. Ed. IICA. San José de Costa Rica.
- Torres, C.G.; Fernández, G.S.; Lamas, H.E. y R.J. Boccardo. 1998. Erosión actual de los suelos agrícolas en la provincia de Jujuy. AGRARIA N° 3 Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias UNJu. ISSN 0328-8080 Págs. 67 – 74.
- Torres, C.G. y G.S. Fernández. 1996. Erosión actual en los suelos de los Valles Templados de Jujuy. Agraria. Revista Científica Facultad de Cs. Agrarias. UNJu. Vol I. Tomo I.
- Torres, C.G., Fernández G.S. y L.G. Diez Yarade. 2015. Provincia de Jujuy. El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. Tomo II. FECIC. Bs. As.

C4P49. CANTIDAD Y DISTRIBUCION DE RAICES EN PASTURAS PERENNES

Fernández Romina[1]*, Frasier Ileana[1], Scherger Eric[1], Uhaldegaray Mauricio[1], Oderiz Juan[1], Gómez Florencia[1] y Quiroga Alberto[1,2].

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", INTA, ruta Nac. Nº 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.
[2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa.
*fernandez.romina@inta.gob.ar

RESUMEN

Resulta de gran interés investigar acerca de la cantidad y distribución de raíces en pasturas perennes. Se planteó como objetivo de trabajo evaluar la cantidad y distribución de raíces en profundidad de Festuca-Agropiro y Agropiro–Alfalfa, fertilizada con nitrógeno y sin fertilizar, y relacionar la biomasa de raíces con la biomasa aérea. Sobre un Paleustol petrocálcico de la planicie con tosca de la Región Semiárida Pampeana se establecieron dos pasturas, Festuca-Agropiro (F-A) y Agropiro-Alfalfa (A-A) fertilizadas (F) y sin fertilizar (T). Se determinó por 4 años biomasa aérea, y en el cuarto año se muestreó biomasa y distribución de raíces al metro de profundidad. La biomasa de raíces en F-A fertilizada fue superior en los primeros 20 cm con respecto al testigo y en ambos tratamientos se encontró el 70% de las raíces evaluadas estuvieron en los primeros 20 cm. En A-A la biomasa de raíces en ambos tratamientos fue similar en todas las profundidades evaluadas, y en los primeros 20 cm de profundidad se hallaron el 53 y 55 % de las raíces en T y F respectivamente. Con respecto a la relación biomasa raíz-biomasa aérea se comprobó que los valores hallados fueron entre 2,9 y 4,1. Los resultados de esta relación indicaron que F-A tanto T como F presentó mayor valor con respecto a los mismos tratamientos en A-A. La mayor relación encontrada en F-A podría ser atribuida a la limitación del nitrógeno edáfico, en cambio en A-A el aporte del nitrógeno por parte de la leguminosa tornaría un ambiente con menos limitación nitrogenada produciendo menor cantidad de raíces con respecto a la producción de biomasa aérea. La distribución de raíces en el perfil hasta los 100 cm de profundidad dependió principalmente de las especies que integran la pastura, como también de la fertilización nitrogenada.

Palabras claves: Festuca-Agropiro; Agropiro-Alfalfa, Fertilización.

INTRODUCCIÓN

Actualmente en la Región Semiárida Pampeana existe un creciente interés por parte de los productores en volver a sistemas de producción donde las rotaciones con pasturas nuevamente estén involucradas (Fernández *et al*., 2017).

La alfalfa es frecuentemente utilizada en mezclas con gramíneas perennes como festuca, agropiro (entre otras), para mejorar la calidad, distribución estacional y producción de la pastura (Sleugh *et al*., 2000). Estas especies presentan un gran sistema radicular (Carámbula, 2007), lo cual les permite buscar recursos como agua y nutrientes a mayor profundidad.

En ambientes con regímenes de humedad ústico y perfiles de suelo limitados en profundidad por la presencia de manto calcáreo, se ha comprobado que la alfalfa puede condicionar la producción y distribución estacional de la gramínea perenne (Vallejo *et al*., 2002). No obstante, estudios recientes llevados a cabo en Paleustoles petrocálcicos demostraron que la consociación entre Agropiro-Alfalfa permitió obtener mayor producción de biomasa aérea y de mejor calidad con respecto a gramíneas puras (Festuca-Agropiro). Además, el efecto de la fertilización en Festuca-Agropiro se tradujo en primera instancia en calidad y luego en la cantidad del forraje producido (Fernández *et al*., 2017). Sin embargo, la mayoría de los estudios se centran en la parte aérea de los cultivos sin considerar que la producción de pasto y/o grano depende del crecimiento de la parte aérea y de las raíces.

En la Región Semiárida Pampeana actualmente se cuenta con información acerca de la cantidad y distribución de raíces de diferentes cultivos de cobertura (Oderiz *et al*., 2017; Frasier *et al.*, 2016b) y el efecto que tienen sobre la dinámica de nutrientes. Pero aún no se ha abordado esta temática en pasturas perennes que integran los sistemas mixtos en dicha región. En la bibliografía se plantea la necesidad de investigar los efectos benéficos para el suelo, de rotaciones que incluyan especies vegetales con diferentes arquitecturas de raíces y distintas profundidades de enraizamiento (Torres-Guerrero *et al*., 2013).

Se planteó como objetivo de trabajo evaluar la cantidad y distribución de raíces en profundidad de Festuca-Agropiro, Agropiro–Alfalfa, fertilizada y sin fertilizar, y relacionar la biomasa de raíces con la biomasa aérea.

MATERIALES Y MÉTODOS

Dentro de la estación experimental "Guillermo Covas" de INTA sobre un *Paleustol petrocálcico* se sembraron dos pasturas bifíticas, compuestas por Festuca (*Festuca arundinacea* var. Flecha) y Agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum* var. Hulk) (10 y 17 kg ha^{-1} respectivamente), y otra con Alfalfa (*Medicago sativa*) y Agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum* var. Hulk) (10 y 25 kg ha^{-1} respectivamente) en el mes de mayo de 2012. Los tratamientos fueron Festuca-Agropiro (F-A) y Alfalfa-Agropiro (A-A) sin aporte de nutrientes (T) y fertilizado (F) con nitrógeno (60 kg ha^{-1}). La fertilización se realizó en septiembre del 2012, repitiéndose en abril del 2013, 2014 y 2015.

Durante los 4 años de pastura (considerando el año calendario de mayo a mayo), se determinó la biomasa aérea tomando como criterio de defoliación la aparición de la tercer hoja expandida por encima de la última hoja cortada en el macollo. Los cortes se realizaron en una superficie de 0,50 m^2 en cada parcela a 5 cm del suelo y las muestras fueron secadas en estufa a 60ºC para la determinación de materia seca (MS).

En el cuarto año de la pastura se determinó la biomasa de raíces totales al metro de profundidad con intervalos de 20 cm con tres replicas por tratamiento. Cada réplica estuvo compuesta por dos submuestras equidistantes tomadas sobre la línea de siembra y el entresurco utilizando un barreno tubular de 8 cm de diámetro (D). Además se registró la distancia entre plantas (d) y el ancho de cada mata (a). Las muestras se almacenaron en freezer (-20ºC) hasta su procesamiento. Para separar las raíces del suelo se utilizó un tamiz de 250 µm (Barley, 1970) aplicándoles presión con un chorro de agua. Las raíces se recolectaron manualmente utilizando una pinza metálica y se colocaron en estufa a 40ºC por 24 hs para registrar su peso seco. La biomasa total de raíces (BRT) se calculó de acuerdo con la metodología propuesta por Frasier *et al.*(2016a) [1].

$$BRT = \frac{(\sum \text{peso seco raíces en ES})}{(\pi \times D^2/4)} \times I_{ES} + \frac{(\sum \text{peso seco raíces en LS})}{(\pi \times D^2/4)} \times I_{LS} \qquad [1]$$

Los porcentajes de participación de las raíces sobre el entresurco (I_{ES}) y la línea de siembra (I_{LS}) son una modificación del método original y se obtuvieron a partir de las ecuaciones [2] y [3].

I_{ES} = (d / distanciamiento a la siembra) x 100 [2]

I_{LS} = (a/2) / distanciamiento a la siembra x 100 = 100 - I_{ES} [3]

Con esta información se calculó la relación entre biomasa aérea del último periodo de crecimiento y biomasa de raíces hasta los 100 cm de profundidad para cada tratamiento de fertilización.

Los resultados fueron analizados mediante ANOVA utilizando el Test de Tukey para la comparación de medias (α=0.1). Los análisis estadísticos se realizaron con el software InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución de raíces en el perfil fue dependiente de la fertilización para la pastura F-A, mientras que no ocurrió lo mismo en la pastura integrada por A-A (Figura 1). La biomasa de raíces en F-A fertilizada fue superior en los primeros 20 cm con respecto al testigo, pero en ambos tratamientos se cuantificó que el 70% de las raíces evaluadas al metro de profundidad se encontraron en los primeros 20 cm (Figura 1a). La biomasa de raíces a los 40, 60 y 80 cm fue similar entre ambos tratamientos de fertilización, en cambio a los 100 cm el tratamiento fertilizado presentó mayor biomasa que el testigo. Para A-A la biomasa de raíces en ambos tratamientos fue similar en todas las profundidades evaluadas. Se determinó que el 53 y 55 % de las raíces presentes al metro de profundidad estuvieron en los primeros 20 cm en T y F respectivamente (Figura 1b). Estos resultados permiten afirmar que la mayor presencia de raíces en los primeros 20 cm se asocia a un mayor contenido de materia orgánica, porosidad total y macroporosidad. Además la cantidad y distribución de las raíces dependerá de las especies que integren la pastura. En este sentido la bibliografía plantea que la arquitectura radical puede ser modificada por el manejo agronómico que se practique en los suelos agrícolas. La alteración de parámetros morfológicos de las raíces junto con la rotación de cultivos puede influir en la productividad de los agroecosistemas (Gregory, 2006).

La competencia de las raíces por los recursos en el perfil del suelo, está determinada por las diferencias genéticas de las especies, los aspectos biológicos del suelo, las propiedades físicas y químicas y las variaciones estacionales del medio ambiente (Klepper, 1987).

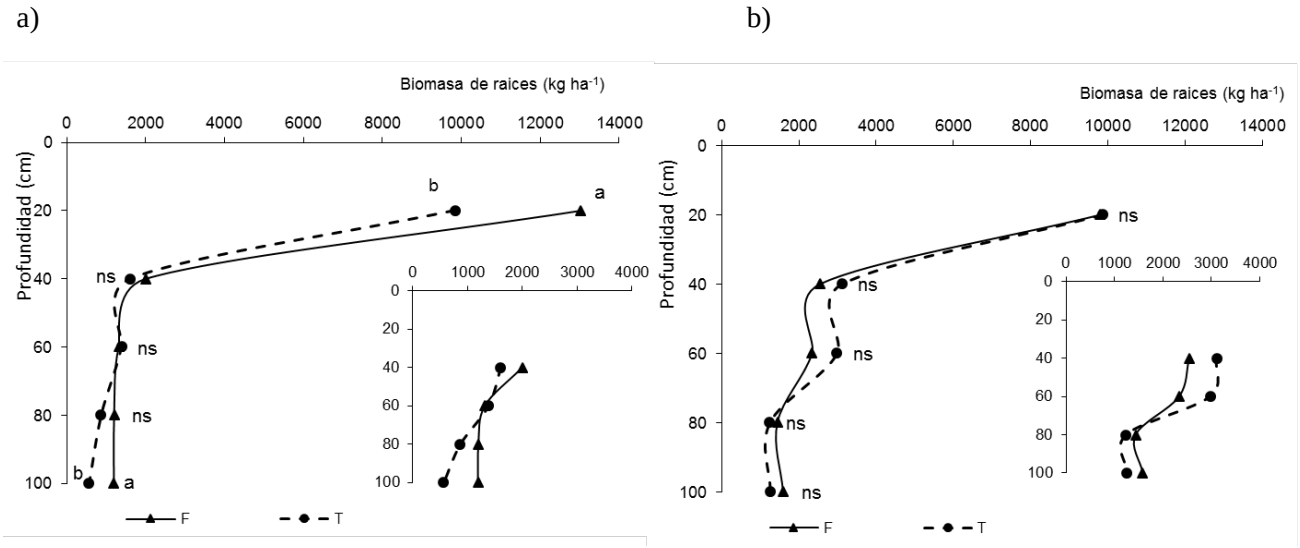


Figura 1: Distribución de biomasa de raíces en a) Festuca-Agropiro y b) Agropiro-Alfalfa, hasta 100 cm de profundidad. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización en cada profundidad de suelo ($p<0,10$).

La biomasa aérea de F-A fue dependiente del tratamiento de fertilización. El tratamiento F produjo mayor biomasa (+ 3583 kg ha^{-1}) que el T. En cambio, en A-A la fertilización no incrementó la biomasa aérea luego de los 4 años de producción. Esta falta de respuesta a la fertilización podría explicarse por la transferencia de nitrógeno desde la leguminosa hacia la gramínea, provocando un impacto en la producción en el tratamiento sin fertilización (Louarn *et al.*, 2015).

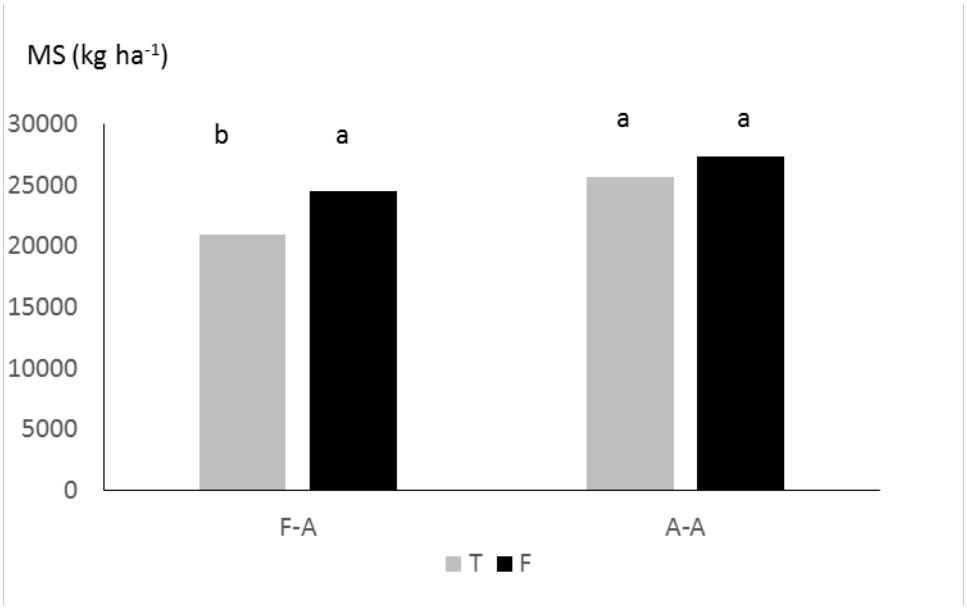


Figura 2: Biomasa aérea de Festuca-Agropiro (F-A) y Agropiro-Alfalfa (A-A), al finalizar el cuarto año de producción. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización en cada pastura ($p<0,10$).

La relación entre la biomasa de raíces y la biomasa aérea ha sido utilizada como un indicador de cambios en la partición de fotoasimilados a estos órganos según la especie (Iwasa & Roughgarden, 1984) y el ambiente en el cual se desarrolla (Wilson, 1988). Los resultados de esta relación indicaron que F-A (tanto T como F) presentó mayor valor con respecto a los mismos tratamientos en A-A. Las relaciones obtenidas indican que por cada kilogramo de biomasa aérea,

existe por debajo de la superficie del suelo entre 3 y 4 veces más del peso en raíces. Estudios realizados en el Caldenal de la Región Semiárida Pampeana, sobre pastizales naturales de *Stipa tenuis* y *Piptochaetium napostaense*, reportaron relación de 7, mientras que para el pasto llorón (*Eragrostis curvula*), la relación fue menor (4) (Golberg *et al*., 2011). Los datos obtenidos en este trabajo se encuentran en concordancia con lo expuesto por Golberg et al (2011) quienes concluyen además que en zonas áridas y semiáridas las plantas deben invertir una considerable proporción de su productividad anual en la formación y mantenimiento del sistema radical para asegurar un suministro apropiado de agua. Además la bibliografía plantea que ésta relación responde a la disponibilidad de nutrientes, aumentando cuando existe una limitante en el suelo (Andrews *et al*., 1999; Fageria & Moreira, 2011). Siguiendo con este concepto, la mayor relación encontrada en F-A podría ser atribuida a la limitación del nitrógeno edáfico, en cambio en A-A el aporte del nitrógeno por parte de la leguminosa tornaría un ambiente con menos limitación nitrogenada produciendo menor cantidad de raíces con respecto a la producción de biomasa aérea. Existen escasos estudios que evalúan esta relación en cultivos anuales. Actualmente se cuenta con información de diferentes cultivos invernales, en este sentido Oderiz *et al*., (2017) encontraron relaciones de 0,35 para centeno, mientras que valores superiores se determinaron en el cultivo de vicia (1,08). Bolinder *et al*. (2007) comparando la relación entre la biomasa de raíces y la biomasa aérea, en pasturas y cultivos agrícolas, obtuvieron mayor relación en la pastura (gramíneas + leguminosas) con respecto a cultivos anuales. Este mayor valor encontrado en la pastura, le confiere un gran potencial de fijar carbono en profundidad a través de la producción de biomasa radicular, que explicaría el aumento del carbono orgánico en la etapa de pastura de la rotación.

Tabla 1: Relación entre la biomasa de raíces hasta los 100 cm de profundidad (kg ha^{-1}) y biomasa aérea (kg ha^{-1}), en Festuca-Agropiro (F-A) y Agropiro-Alfalfa (A-A), en los tratamientos fertilizado (F) y sin fertilizar (T).

	Relación Biomasa Raíz-Biomasa Aérea	
	F-A	A-A
T	3,0	3,1
F	4,1	2,9

El estudio de las raíces en Ustoles de zonas semiáridas tiene vital importancia, debido a que según plantean los nuevos modelos conceptuales, las raíces contribuirían más a la formación de materia orgánica del suelo que la biomasa aérea de los cultivos. Además afectarían de manera directa la abundancia de microorganismos y la estabilidad estructural del suelo, influyendo positivamente en la conectividad del sistema poroso (Kätterer *et al*., 2011; Cotrufo *et al*., 2013).

CONCLUSIONES

La biomasa de raíces de F-A respondió positivamente a la fertilización (14255 y 18721 kg ha^{-1} para T y F respectivamente), mientras que en A-A se cuantificó similar biomasa radical en ambos tratamientos (18458 y 17707 kg ha^{-1} para T y F respectivamente). La relación biomasa radicular/biomasa aérea también fue mayor en el tratamiento de fertilización en F-A, mientras que en A-A este tratamiento presentó la menor relación. La distribución de raíces en el perfil hasta los 100 cm de profundidad dependió principalmente de las especies que integran la pastura, como también de la fertilización nitrogenada.

AGRADECIMIENTOS

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

BIBLIOGRAFÍA

- Andrews, M; J Sprent; J Raven & P Eady. 1999. Relationships between shoot to root ratio, growth and leaf soluble protein concentration of *Pisum sativum, Phaseolus vulgaris* and *Triticum aestivum* under different nutrient deficiencies. Plant, Cell Environ. 22: 949–958.
- Barley, K. 1970. The configuration of the root systemin relation to nutrient uptake. Adv. Agron. 22: 159–201.
- Bolinder M; H. Janzen; E Gregorich; D Angers & A VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture. Ecosystems & Environment. 118: 29-42.
- Carámbula M. 2007. Las gramíneas. Pasturas y forrajes potenciales y alternativas para produ- cir forrajes. Agropecuaria Hemisferio Sur S.R.L. Bs As. pp. 108-111.
- Cotrufo, M; M Wallenstein; C Boot; K Denef & 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. Chang. Biol. 19: 988-995.
- Di Rienzo J, F Casanoves, M Balzarini, L González, M Tablada & C Robledo. 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar.
- Fageria, N & A Moreira. 2011. The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants. In: DL Sparks (ed.). Advances in Agronomy. Vol. 110. 1er ed. Pp. 251-331. Academic Press
- Fernández, R., I. Frasier, M. Uhaldegaray, A. Oderiz, E. Scherger & A. Quiroga. 2017. Eficiencia en el uso del agua en pasturas en un molisol de la región semiárida pampeana. Semiárida Rev. Fac. Agron. UNLPam. 27: 19-25.
- Frasier, I; E Noellemeyer; R Fernández & A Quiroga. 2016a. Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. MethodsX 3: 513-519.
- Frasier, I; A Quiroga & E Noellemeyer. 2016b. Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. Science of the Total Environment 562: 628-639.
- Golberg A; M Ruíz; A Quiroga & O Fernández. 2011. ¿Qué le sucede a un cultivo cuando no llueve? Ediciones INTA, 93pp.
- Gregory P. 2006. Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science? Eur. J. Soil Sci. 57: 2–12.
- Iwasa, Y & J Roughgarden. 1984. Shoot/root balance of plants: Optimal growth of a system with many vegetative organs. Theor. Popul. Biol. 25: 78-105.
- Kätterer, T; M Bolinder; O Andrén; H Kirchmann & L Menichetti. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agric. Ecosyst. Environ. 141: 184-192.
- Klepper, B. 1987. Origin, branching and distribution of root systems. In Root development and functions. Ed. P Gregory, J Lake , & D Rowse.Camb. Uni. Press. 103-124.
- Louarn G., E. Pereira-Lops, J. Fustec, B. Mary, A. Voisin, P. de Faccio Carvalho & F. Gastal. 2015. The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a re- sult of rooting strategies and rhizodeposit qua- lity. Plant Soil 389: 289-305.
- Oderiz, J; M Uhaldegaray; I Frasier; R Quiroga; N Amiotti & P Zalba. 2017. Raíces de cultivos de cobertura. Cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. Ciencia del Suelo 35: 249-258.
- Sleugh B; K Moore; J George & E Brummer. 2000. Binary legume-grass mixtures improve forage yield, quality, and seasonal distribution. Agron. J. 92: 24-29.
- Torres-Guerrero C; J Etchevers; M Fuentes-Ponce; B Govaerts, F De León-González & J Herrera. 2013. Influencia de las raíces sobre la agregación del suelo. Terra Latinoamericana 31: 71-84.
- Vallejo A, R Souto & A Quiroga. 2002. Siembra directa y fertilización en sistemas ganaderos de la región semiárida. INTA Anguil, Bol. Div. Téc. 74: 1-13.
- Wilson, J. 1988. A review of evidence on the control of shoot:root ratio in relation to models. Ann. Bot. Anal. Chim. Acta. 61: 433-449.

C4P50. STOCK DE CARBONO Y NITRÓGENO EN UN HAPLUSTOL ÉNTICO BAJO DIFERENTES USOS DEL SUELO EN CÓRDOBA

Ferrero, Marina R[1].; Basanta, María[1, 2] y Alvarez, Carolina[3].

[1]Instituto Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Nacional de Villa María, Córdoba. Argentina. marinaritaferrero@gmail.com
[2]INTA Rafaela, [3]INTA Manfredi

RESUMEN

Los suelos cuando son sometidos a cambios de uso experimentan diversas alteraciones asociadas a los cambios en los aportes de residuos vegetales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintos usos del suelo sobre diversas variables edáficas asociadas al COS. El estudio se llevó a cabo en un establecimiento de la provincia de Córdoba (Argentina) en un suelo Haplustol éntico. Se evaluaron los usos de suelo: bosque nativo (BN) como situación prístina, uso agrícola (AP) y ganadero (GP) como situaciones productivas. Se midieron carbono orgánico total (%COT), stock de carbono orgánico del suelo (COS, Mg ha^{-1}), stock de nitrógeno (Nt, Mg ha^{-1}) estabilidad de agregados (%EA) y densidad aparente (DA, g cm^{-3}). En %COT se observaron diferencias significativas entre tratamientos para las profundidades 0-10, 10-20 y 20-30 cm presentando AP valores significativamente menores en relación a BN y GP valores intermedios. En términos relativos al stock de COS en BN, GP y AP han perdido 14 y 35% de COS, respectivamente. La relación C/N marco claramente diferencias en las distintas situaciones de uso, obteniendo valores superiores en GP y AP respecto BN. Los contenidos Nt fueron mayores en BN respecto a GP y AP. Al analizar el stock de NT hasta los 30 cm de profundidad se observa que existió efecto significativo ($P<0,05$) para el tratamiento BN en relación de GP y AP. La DA en los diferentes tipos de uso del suelo presentó una fuerte variación asociada al COS. En relación a la EA, el 34% de variación fue explicado por el COS a través de un modelo logarítmico. Si bien el suelo bajo ambos usos productivos presentó deterioro de las variables analizadas, GP se manifestó como un uso más sostenible que AP principalmente debido a su nivel de stock de COS.

Palabras claves: agrícola, ganadero, estabilidad de agregados, densidad aparente, relación C/N

INTRODUCCIÓN

La calidad de suelo (CS) se define como su capacidad para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat (Karlen *et al*., 1997). Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden resultar buenos indicadores de CS, aunque podrían presentar variaciones en función del tipo de suelo, escala de estudio y ambiente (Shukla *et al.*, 2005)

En Argentina la conversión de ecosistemas naturales a agroecosistemas ha provocado un deterioro de la calidad del suelo causada por la disminución de los aportes de biomasa vegetal que se traduce en disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS). Este cambio en el uso del suelo, llamado "agriculturización" se ha caracterizado por el aumento de la superficie bajo agricultura continua (sin rotaciones con pasturas) y por una alta proporción de soja en monocultivo (Caride *et al*., 2012). Por otro lado, los sistemas ganaderos se han intensificado con elevadas extracciones de biomasa y muy escasa restitución de carbono al suelo (Basanta *et al*, 2012). Luego de los cambios en el uso del suelo sobrevienen una serie de modificaciones de propiedades físicas y químicas que afectan su fertilidad y aumentan su susceptibilidad a la compactación y a la erosión (Neill, *et al*., 1998). En varias regiones del mundo el carbono orgánico del suelo (COS) ha disminuido debido a la conversión de sistemas con vegetación nativa a sistemas cultivados, estabilizándose en contenidos de COS que varían entre 40 a 60% de su valor original. El valor de COS en el nuevo equilibrio dependerá de varios factores como el clima, las características físicas y químicas del suelo y de las prácticas de manejo de los cultivos (Robertson & Paul, 2000).

El COS está conformado por fracciones de diferente labilidad, las cuales son consideradas como las más sensibles a los cambios de uso del suelo y de cultivo (Haynes, 2000; Six *et al*. 1999; Studdert & Echeverría 2000). Cualquier tipo de alteración en la dinámica de estas fracciones puede afectar a las propiedades químicas, físicas, y biológicas del suelo, siendo fundamental para la obtención de cultivos con niveles de producción elevados y estables (Christensen, 1987). Las propiedades físicas como la densidad del suelo y la estabilidad de su estructura son altamente dependientes del COS ya

que este es el principal agente estabilizador de la estructura del suelo. Los sistemas de manejo con bajo aporte de residuos vegetales se caracterizan por bajos contenidos de COS y por baja estabilidad de su estructura, disminuyendo la estabilidad del sistema de poros y por consiguiente favoreciendo la densificación del suelo (Ferreras et al, 2007). Las reducciones en los aportes de masa vegetal y las alteraciones en las propiedades físicas afectarían significativamente la tasa de mineralización y los contenidos de COS (Schimel *et al*., 1985) y en mayor grado la tasa de mineralización del N (Hassink *et al*., 1993) condicionando significativamente la productividad de los cultivos.

En los establecimientos agropecuarios del centro y sudeste de Córdoba es común encontrar situaciones de uso puramente agrícolas con cultivos anuales para cosecha de granos coexistiendo con usos del suelo puramente ganaderos donde toda la biomasa producida se destina a la alimentación del ganado. Bajo la hipótesis de que diferentes usos del suelo provocan diferencias importantes en la cantidad de carbono aportado al suelo, este trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de distintos usos del suelo sobre diversas variables edáficas asociadas al COS.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en el establecimiento agropecuario La Cenobia (Latitud 32° 28’ 42,4’’ S, Longitud 63° 17’ 39,6’’ O) ubicado en el Departamento General San Martín, en el sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina. El clima es semiárido con una precipitación media anual de 778 mm, con el 80% de las mismas concentrada en el periodo primavero-estival. La temperatura media anual de 16,5 ºC, con promedio de 9,5 °C en el mes más frío y de 23,4 °C en el más cálido (Jarsun *et al*., 1987). El suelo es un Haplustol éntico (Soil Service Staff, 2006), serie Oncativo, de textura franco limosa. El horizonte superficial A1, tiene 23 cm de espesor, de textura franco limosa (16,7 % arcilla, 68,7% limo y 14,6% arena) y estructura en bloques moderados, regularmente provisto de MO. Luego un horizonte transicional AC de 23 a 53 cm, de textura franco limosa, masivo sin estructura (Jarsun *et al*., 1987).

El lugar de estudio se encuentra ubicado en la ecorregión del Espinal cuya vegetación prístina corresponde a un bosque xerófilo (Viglizzo *et al.*, 2011). El este de la provincia de Córdoba estaba cubierto por grandes extensiones de bosques pertenecientes al Espinal que fueron desapareciendo al expandirse el área agrícola hacia el oeste. Sin embargo, todavía se observan numerosos relictos, es decir, restos o reliquias de los mismos. Algunos de estos consisten en unos pocos árboles o pequeños bosquetes de unas pocas hectáreas, mientras que otros son bastante grandes y hasta pueden superar las cien hectáreas. Las especies predominantes son algarrobo (*Prosopis*, varias especies), espinillo (*Acacia caven*) y tala (*Celtis tala*). Algunos relictos se transformaron en fachinales (vegetaciones leñosas secundarias) al ser invadidos por chañares (*Geoffroea decorticans*) y por los renovales de otras especie (Lewis *et al.*, 2004). Esta última situación es la que se presenta en un lote de La Cenobia que fue considerado el tratamiento de referencia, denominado bosque nativo (BN). Los otros dos tratamientos evaluados fueron uso ganadero (GP) y uso agrícola (AP) siendo, en ambos usos, todos los cultivos sembrados en siembra directa (SD) desde el año 1997. En AP la secuencia de cultivos es trigo (*Triticum aestivum*) / soja (*Glycine max*.) - maíz (*Zea mayz*, L) y todos los cultivos se destinan a cosecha. En GP se maneja una rotación de tres años de pastura de alfalfa (*Medicago sativa*) y un año de cultivos anuales (trigo/sorgo, trigo/soja/sorgo, trigo/soja o trigo/maíz/maíz). La alfalfa es para pastoreo directo de bovinos y los cultivos anuales se destinan a reservas forrajeras.

El período de muestreo del suelo fue de julio de 2015 a febrero de 2016. Para carbono orgánico total (%COT) se tomaron tres muestras compuestas a las profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm y el %COT se determinó por oxidación según Walkley y Black (1934). Además, en las muestras de 0-5 y 5-10 cm de profundidad se realizó el fraccionamiento físico por tamaño de partícula según metodología adaptada de Feller (1979), obteniéndose la fracción de tamaño mayor a 53 micras denominada fracción particulada. En dicha fracción se determinó el carbono orgánico también por oxidación, obteniéndose el carbono orgánico particulado (COP, mg g^{-1}). El contenido de nitrógeno total se determinó por medio del método Kjeldahl, en las profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm. El contenido de nitrógeno total se determinó por medio del método Kjeldahl, en las profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm. Para evaluar la condición física del suelo se determinó estabilidad de agregados (%EA) mediante la técnica de Kemper & Rosenau (1986) en las profundidades de 0-5 y 5-10 cm y la densidad aparente (DA, g cm^{-3}) por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) en 0-5, 5-10,10-20 y 20-30 cm. Con los datos de %COT y DA se calculó el stock de carbono orgánico del suelo (COS, Mg ha^{-1}) a 0-30 cm.

El efecto del uso de suelo sobre las variables estudiadas fue evaluado a través de análisis de variancia utilizando un modelo mixto (MM). Para esto las situaciones de uso fueron consideradas como efectos fijos y las repeticiones como efectos aleatorios. En todos los casos, cuando hubo diferencias significativas ($p<0,05$) las medias se compararon con el test LSD Fisher. Se utilizó el programa estadístico Infostat (Di Rienzo *et al*., 2016) con su interfaz en R. Las relaciones entre variables se evaluaron a través de análisis de regresión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Stock de COS y N

Al analizar el carbono del suelo en términos de stock de COS se observó que existen diferencias significativas entre BN y AP, y que GP presentó valores intermedios (Figura 1). En términos relativos al stock de COS en BN, GP y AP han perdido 14 y 35% de COS, respectivamente. Estos valores son muy similares a los reportados por Andriulo *et al.* (2012) para suelos de Córdoba donde la situación prístina presentó valores promedios de COS de 66 Mg ha^{-1} y el uso agrícola de 38 Mg ha^{-1}. Además, la disminución de 35% de COS en AP se acerca al promedio de 40% de pérdida en suelos de similar textura de la Región pampeana reportado por Milesi Delaye *et al.* (2013).

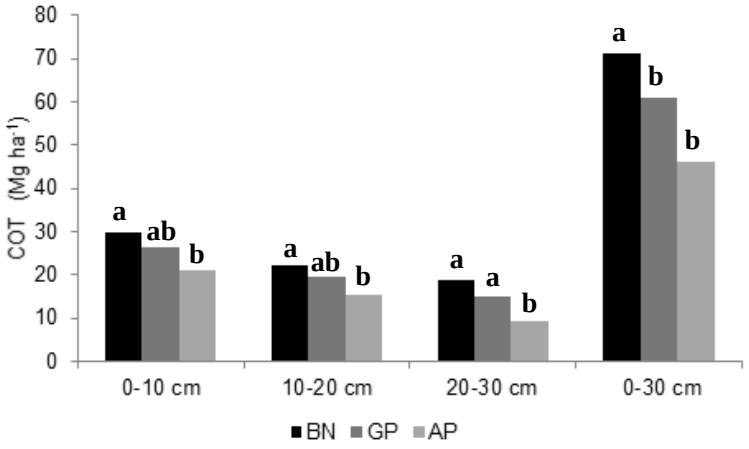


Figura 1. Stock de carbono (COT, Mg ha^{-1}) y en los distintos usos del suelo según profundidades evaluadas. BN: bosque nativo; GP: uso ganadero; AP: uso agrícola. Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher p<0,05) entre tratamientos dentro de cada profundidad.

En la Figura 2 se observan los valores de NT en las profundidades de 0-10, 10-20 y 20-30 cm. Los contenidos NT fueron mayores en BN y con diferencias significativas (P<0,05) respecto a GP y AP, presentando tendencias similares que la variable COT. Tanto GP y AP no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre sí. Al analizar el stock de NT hasta los 30 cm de profundidad se observa que existió efecto significativo (P<0,05) para el tratamiento BN en relación de GP y AP. Estas dos últimas situaciones de uso manifestaron pérdidas del 39% y 48,2% respectivamente.

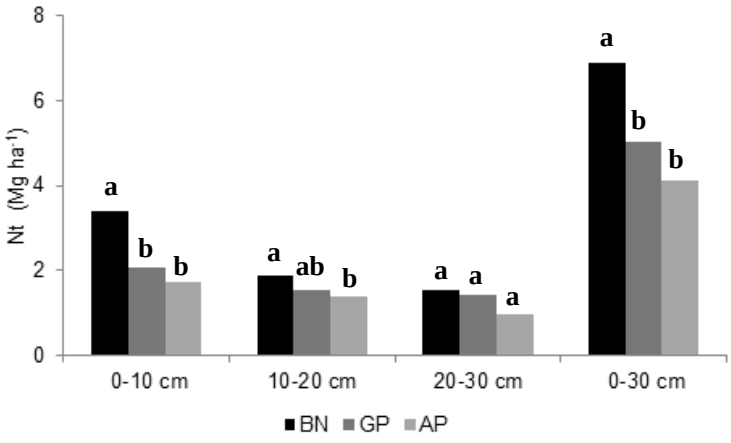


Figura 2. Stock de nitrógeno (Nt, Mg ha^{-1}) en los distintos usos del suelo según profundidades evaluadas. BN: bosque nativo; GP: uso ganadero; AP: uso agrícola. Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher p<0,05) entre tratamientos dentro de cada profundidad.

La relación C/N presentó valores promedio similares a los reportados por Galantini *et al.* (2002) para suelos Haplustoles énticos. La relación C/N marco claramente diferencias en las distintas situaciones de uso (Figura 3),

obteniendo valores superiores en AP y GP respecto al suelo de referencia (BN). En profundidad se puede observa una disminución de la C/N llegando a valores promedio de 10,13 a partir de los 20 cm en GP y AP. Los resultados obtenidos, pueden explicarse debido a que en las situaciones de uso GP y AP, el suelo estuvo cultivado con leguminosas, lo que se deduce que existió un enriquecimiento en nitrógeno que se reflejó en las relaciones C/N.

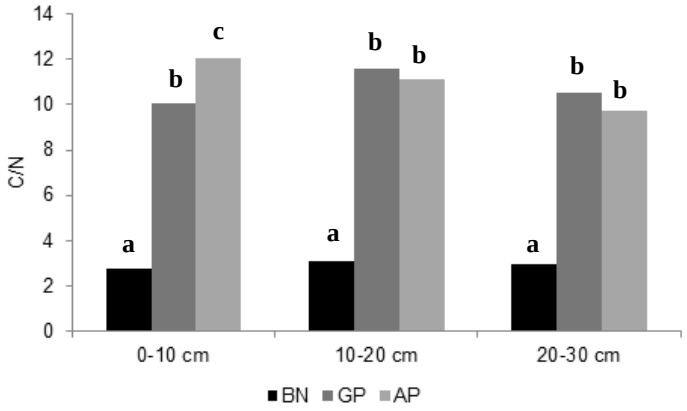


Figura 3. Relación C/N hasta los 30 cm de profundidad en los distintos usos del suelo según profundidades evaluadas. BN: bosque nativo; GP: uso ganadero; AP: uso agrícola. Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher p<0,05) entre tratamientos dentro de cada profundidad.

Relaciones de la densidad aparente y la estabilidad de agregados con el carbono orgánico

La DA en los diferentes tipos de uso del suelo presentó valores mínimos de 0,66 g cm $^{-3}$ y máximos de 1,55 g cm $^{-3}$. Dicha variación está fuertemente asociada con el COS. En este sentido la DA se reduce 0,19 g cm^{-3} a medida que el COS aumenta (Figura 4). Los máximos valores obtenidos, son indicadores de compactación (Gupta & Allmaras, 1987), la cual puede ser producto de la disminución del COS y/o de la falta de laboreo del suelo bajo siembra directa. Resultados similares fueron obtenidos por Aoki *et al*. (2014) en suelos Haplustoles énticos de Córdoba, donde bajos contenidos de COS estuvieron asociados a mayor susceptibilidad a la compactación. Por tal motivo, es posible considerar que la DA es una variable sensible a los cambios de uso en los suelos Haplustoles de esta región. Al analizar la EA, el 34% de variación fue explicado por el COS a través de un modelo logarítmico (Figura 5). El rango registrado para la EA fue de 48% y 94% respectivamente.

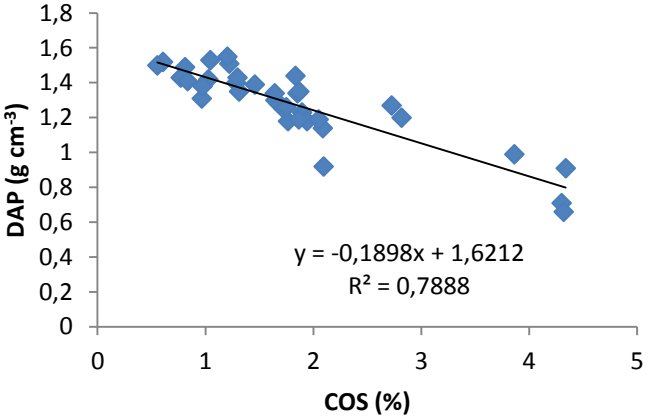


Figura 4. Relación entre DAP (g cm^{-3}) y COS (%) en los distintos usos del suelo de todas las muestras evaluadas independientemente de la profundidad y el tratamiento aplicado.

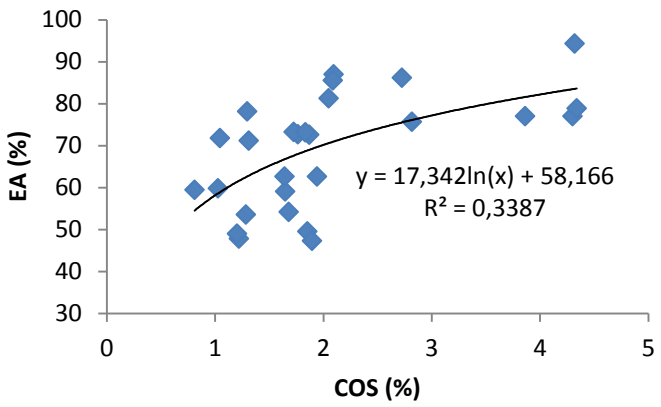


Figura 5. Relación entre la EA (%) y COS (%) en los distintos usos del suelo de todas las muestras evaluadas independientemente de la profundidad y el tratamiento aplicado.

Se sabe que los compuestos orgánicos actúan como cementantes en la agregación de las partículas del suelo (Tisdall & Oades, 1982; Six *et al*., 2000). Los factores de agregación han sido cuantificados a través de varios indicadores, tales como los relacionados a la actividad microbiana (glomalinas, carbohidratos totales) y aquellos que dependen de la materia orgánica del suelo (carbono total, carbono particulado) (Carrizo *et al*., 2014, Six *et al*., 2000; Annabi *et al*., 2007). En este sentido, la relación hallada en este trabajo entre EA y COS permitió explicar las diferencias en EA entre los usos del suelo.

CONCLUSIONES

La concentración (COT) y el stock (COS) de carbono orgánico fueron sensibles al cambio de uso del suelo y reflejaron diferencias significativas entre BN, AP y GP. Los contenidos de Nt y el stock (Nt) presentaron tendencias similares que la variable COT. La relación C/N marco claramente diferencias en las distintas situaciones de uso, obteniendo valores superiores en GP y AP respecto al suelo de referencia (BN). La densidad aparente (DA) fue la variable física que mejor respondió a los cambios de uso. El cambio de uso del suelo afectó los contenidos de COS teniendo una marcada incidencia en la EA. Si bien el suelo bajo ambos usos productivos presentó deterioro de las variables analizadas con respecto a BN, GP se manifestó como un uso más sostenible que AP principalmente debido a su nivel de stock de COS.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto de Calidad de Suelos del Instituto de Ciencias Básicas y Aplicadas de la Universidad Nacional de Villa María y por el proyecto PNSUELO1134042 de INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo A.E.; JA Galantini; G Studdert ; MC Sasal ; M Wilson; M. Basanta; MC Sánchez; V Gudelj; A Irizar & S Restovich. 2012. Existencias de carbono orgánico edáfico bajo diferentes usos y tipos de suelos. XXIII Congreso Argentino y XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata (Argentina).
- Annabi M.; S Houot; C Francou; M Poitrenaud & Y Le Bissonnais. 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. Soil Science Society of America Journal 71: 413-423.
- Aoki A.M.; MR Ateca & H Apezteguía . 2014. Indicadores de calidad de suelo en el centro-norte de Córdoba. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía blanca. Buenos Aires. (Argentina).
- Basanta M.V.; VS Faggioli; LS Peirone; C Milán; ML Ghiotti; C Cesaretti; E Bonadeo & MB Aimetta. 2012. Intensificación de los sistemas de producción lechera y sus efectos sobre el suelo. XXIII Congreso Argentino y XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata (Argentina).
- Blake G.R. & KH Hartge . 1986. Methods of soil analysis. Series Agronomy of the Am. Soc. of Agron. Soil Sci. Soc. of Am. Inc. Madison (Wisconsin). p. 363-375.
- Caride C.; G Piñeiro & JM Paruelo. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. Agriculture, Ecosystems and Environment 154, 23–33.

- Carrizo, M.E.; CA Alesso; D Cosentino & S Imhoff. 2015. Aggregation agents and structural stability in soils with different texture and organic carbon contents. Sci. Agric.72 (1), p.75-82.
- Christensen B. T. 1987. Use of particle size fractions in soil organic matter studies. INTECOL Bulletin. 15:113-123.
- Di Rienzo J.A.; F Casanoves; MG Balzarini M.G; L Gonzalez; M Tablada M. & CW Robledo . InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Feller C. 1979. Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. Application uux sols tropicaux, á textures grossiéres, très pauvres en humus. Cah. ORSTOM, sèr. Pèdol., vol. XVII, 4:339-346.
- Ferreras L.; G Magra & P Besson. 2007. Indicadores de la calidad física en suelos de la Región Pampeana Norte de Argentina bajo siembra directa. Ciencia de Suelo 25 (2) 159-172.
- Galantini, J. A.; RA Rosell; G Brunetti & N Senesi. (2002). Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo*, *20*(1), 17-26.
- Gupta S.C.& RR Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibly of soils to excessive compaction. Adv. Soil Sci. 6: 65-100.
- Hassink, J.; LA Bouwman; KB Zwart; J Bloem & L Brussaard. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. In *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* (pp. 105-128).
- Haynes R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Adv. Agr. 85: 221-268.
- Jarsun B.; H Bosnero H. & E Lover. 1987. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3163-32 Oncativo. Plan Mapa de suelos. INTA, 82 p. (Argentina).
- Karlen, D. L.; MJ Mausbach; JW Doran; RG Cline; RF Harris & GE Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). Soil Science Society of America Journal, 61(1), 4-10.
- Kemper W & R Rosenau . 1986. Aggregate stability and size distribution. En: Klute A. (Ed.). Methods of Soil Análisis: part I. Physical and Mineralogical Methods, 2 nd ed. Agron. Monogr., vol. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, p 425 – 442.
- Lewis J.P; S Noetinger; D Prado & I Barberis. 2004. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. Biodivers Conserv 18:3615–3628.
- Milesi Delaye LA, Irizar AB, Andriulo AE, Mary B. 2013. Effect of continuous agriculture of grassland soils of the Argentine Rolling Pampa on soil organic carbon and nitrogen. Appl Environ Soil Sci 2013; 17p.
- Neill C., Cerri C.C., Melillo, J. M., Feigl B. J., Steudler P. A., Moraes F. L., Piccolo M. C. 1998. Stocks and dinamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. p. 9-28. In: R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follet, and B. A. Stewart (eds.). Soil processes and the carbon cicle. Adv. Soil Sci. CRC.Boca Raton, FL, USA.
- Robertson G.P & EA Paul. 2000. Decomposition and soil organic matter dynamics. In: Osvaldo, E.S., Jackson, R.B., Mooney, H.A., Howarth, R.W. (Eds.), Methods in Ecosystem Science. Springer Verlag, New York, p. 104–116.
- Schimel, D. S.; DC Coleman & KA Horton. 1985. Soil organic matter dynamics in paired rangeland and cropland toposequences in North Dakota. *Geoderma*, *36*(3-4), 201-214.
- Shukla, M. K., & R Lal. 2005. Erosional effects on soil physical properties in an on-farm study on alfisols in west central Ohio. *Soil science*, *170*(6), 445-456.
- Six J.; E Elliott & K Paustian . 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil Science Society of America Journal 64: 1042- 1049.
- Soil Survey Staff. 2006. Key to Soil Taxonomy. USDA Tenth Edition. Washington DC. 341 Pp.
- Studdert, G. A.; LS Carabaca & HE Echeverría. 2000. Estimación del nitrógeno mineralizado para un cultivo de trigo en distintas secuencias de cultivos. *Ciencia del suelo*, *18*(1), 17-27.
- Tisdall, J.M.& JM Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science 33: 141-163
- Viglizzo E.F.; FC Frank; LV Carreño; EG Jobbágy; H Pereyra; J Clatt; D Pincé & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biology 17,959–973.
- Walkley A. & IA Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science, 37(1): 29-38.

C4P51. BALANCE DE CARBONO DEL SUELO EN UNA SECUENCIAS DE CULTIVOS TRIGO/SOJA 2da Y COLZA/SOJA 2da

Ferro Daniel, A; Pellegrini, Andrea E.; Chamorro, Adriana M.; Bezus, Rodolfo y Golik, Silvina I.

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

Conocer el efecto de diferentes secuencias de cultivos y el impacto de distintos niveles tecnológicos de producción en el balance de carbono es clave para prevenir el deterioro del suelo en los sistemas agrícolas. El objetivo del trabajo fue evaluar el balance de carbono del suelo bajo las secuencias de cultivo trigo/soja 2da y colza/soja 2da bajo dos modalidades de producción. El ensayo se realizó sobre un *Argiudol típico* de la localidad de Los Hornos, partido de La Plata. Se analizaron dos campañas sucesivas 2011/2012 y 2012/2013, con un diseño experimental en bloques al azar con cuatro repeticiones. Se evaluaron dos secuencias variando el cultivo antecesor a la soja. Se midieron los rendimientos y rastrojos de colza/soja 2da y trigo/soja 2da, (oleaginosa versus cereal). Se contrastaron prácticas usadas generalmente en la zona, nivel tecnológico medio (NTM) con una producción de nivel tecnológico alto (NTA). El balance de carbono de las dos secuencias en las dos campañas analizadas fue positivo. Hubo interacción entre año y secuencia, siendo el nivel de tecnología utilizado indiferente. Se observó que el aporte de carbono del cultivo antecesor produjo el valor positivo de carbono, ya que la soja de segunda tuvo balances negativos al ser analizada sola. El trigo en las dos campañas y la colza para 2012/2013 aportaron entre 3.000 y 4.000 kg C/ha año. La inclusión de colza por trigo como antecesor a soja de segunda, no implicó un impacto negativo en el balance de carbono, aunque sus valores resultaron más aleatorios. El uso de alta tecnología no fue visualizado en los resultados encontrados.

Palabras claves: rastrojo, materia orgánica, nivel tecnológico.

INTRODUCCION

En el año 1996 ingresan a la Argentina, variedades de soja (*Glicine max L. Merr.*) modificadas genéticamente por la empresa multinacional Monsanto, denominadas soja RR (Roundup Ready), cuya característica primordial es la resistencia al herbicida total sistémico de nombre común “glifosato”. A partir de ese momento comienza una época de cambios sustanciales agrícolas, políticos, sociales, económicos y ambientales, que posteriormente se denominará “sojización”. Desde el punto de vista agrícola, se logra la conjunción de técnicas como la siembra directa y el paquete de soja RR/glifosato que, en el corto plazo, facilitó y simplificó en extremo el control de malezas (Papa & Tuesca, 2009).

En los siguientes años en Argentina comenzó un aumento exponencial de la superficie de soja sembrada, llegando al extremo de lograr un modelo de agricultura basado en un monocultivo con esa especie. Esto último trajo aparejado inconvenientes propios de la falta de rotaciones en el tiempo y en el espacio de cultivos, las cuales son importantes en un planteo de agricultura sustentable (Sarandón *et al*., 2006). De ese modo se provocó la aparición de nuevas enfermedades, la pérdida de biodiversidad, la disminución en la calidad productiva de los suelos, entre otros (Altieri, 2009). Un modelo agrícola se considera sustentable cuando sea económicamente viable, socialmente aceptable, suficientemente productivo, que conserve la base de recursos naturales y preserve la integridad del ambiente en el ámbito local, regional y global (Sarandón, 2002). Siendo el suelo uno de los principales recursos naturales de actividad agrícola, por lo que se han desarrollado diferentes indicadores para evaluar su condición estática y dinámica a través del tiempo.

La materia orgánica, es un componente fundamental en la fertilidad edáfica. Influye en la fertilidad física (estructuración, estabilidad), química (intensidad de nutrientes) y biológica (microorganismos). Una manera de monitorear que sucede con la materia orgánica en el suelo es a través de un balance, que entiende que la cantidad del carbono en el suelo al final del período analizado es consecuencia de las ganancias a través de la humificación de materiales orgánicos aportados, y las pérdidas por medio de su mineralización (bioxidación), evolucionando en sentido creciente (enriquecimiento) o decreciente (empobrecimiento) en función del resultado positivo o negativo, respectivamente. (Pomares, 2006).

Por otro lado, los efectos que cada cultivo produce sobre el suelo dependen también de la forma en que se producen. Distintos niveles de aplicación de tecnología ya sea como insumos o como procesos afectan los resultados, por lo cual es necesario considerarlos (Coll, 2014).

En los últimos años se ha promocionado en el país al cultivo invernal de colza (*Brassica napus*; crucífera; oleaginosa) como alternativo al trigo (*Triticum aestivum*; gramínea; cereal) en su rol de antecesor a soja (*Glycine max*; leguminosa) de segunda. Esta combinación tiene ventajas productivas importantes ya que se siembra la soja en una fecha más oportuna por la cosecha anticipada de la colza respecto del trigo con la consecuente mejora en sus rendimientos (Iriarte, 2009). Sin embargo, los conocimientos acerca de la conservación del suelo son escasos y muy dependiente de las características locales de los suelos, del ambiente y de la tecnología empleada para la producción de los cultivos. Como ejemplo se pueden citar los trabajos desarrollados en Tres Arroyos, en la Chacra Experimental Integrada Barrow, donde se llevan a cabo ensayos de rotaciones de larga duración y en los cuales incluyen la secuencia colza/soja de 2da, que arroja un balance negativo de N (Forján *et al.*, 2005) así como un menor aporte de carbono al suelo que cuando la soja se siembra sobre cereales de invierno (Forján & Manso, 2009).

HIPÓTESIS

La inclusión de colza en reemplazo al trigo como cultivo antecesor a soja de segunda en un planteo de rotación, implica un impacto negativo en el balance de carbono del suelo; independientemente del nivel tecnológico de producción utilizado.

OBJETIVOS

Evaluar el balance de carbono del suelo bajo las secuencias de cultivo trigo/soja 2da y colza/soja 2da bajo dos modalidades de producción.

MATERIALES Y METODOS

Se trabajó con material y datos obtenidos en un ensayo realizado en la Estación Experimental Julio Hirschhorn (EEJH) (34° 52´ LS, 57° 58´ LO), 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). Los suelos donde se realizaron los ensayos pertenecen a la serie *Bombeador*, descriptos por Lanfranco & Carrizo (1988, sin editar). La clasificación taxonómica es: *Argiudol típico, arcillosa, fina, illitica, térmica*. Se ubica en una lomada con pendientes inferiores al 4%. Posee rajaduras de menos de 1 cm de espesor a partir de los 25 cm de profundidad. El suelo, previo a la instalación del ensayo poseía un pH actual de 5,8, carbono orgánico de 2,03%, nitrógeno total 0,208%, fósforo extractable de 7 ppm y densidad aparente de 1,26 g.cm^{-3}.

El ensayo evaluó comparativamente las secuencias trigo/soja2^{da} y colza/soja2^{da}, en dos campañas sucesivas (2011/2012 y 2012/2013) y con dos niveles de tecnologías. El nivel tecnológico medio (NTM) se planteó en función de las prácticas habitualmente utilizadas en el área de Magdalena (zona de influencia de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la UNLP): uso de materiales genéticos más difundidos en la zona, aplicación de fertilizantes en las dosis usuales independiente de los análisis de suelos, utilización de distintos pesticidas o no de acuerdo a lo difundido en la región o, si no se realiza el cultivo en la zona, de acuerdo a cómo se produce en otras zonas donde sí esté difundido (como es el caso de la colza). Por otro lado, la aplicación de un nivel tecnológico alto (NTA) incluyó el uso de diferentes variedades de soja (en función también de la fecha de siembra) y la aplicación de distintos tipos/dosis de fertilizantes y fungicidas. Estos dos tratamientos se establecieron luego de entrevistas con productores y profesionales del sector agropecuario que se desempeñan en la zona de Magdalena. La temperatura media promedio de los 3 años analizados fue de 16 °C, la precipitación anual promedio de 1.000 mm. En el año 2011 las lluvias sólo superaron el promedio histórico en los meses de junio y julio; para el año 2012 se observó tres momentos con valores superiores a los históricos: febrero, agosto y octubre, siendo los restantes meses inferiores a la referencia; en el año 2013 se manifestaron cuatro picos que superaron la media histórica que fueron en los meses de febrero, abril, septiembre y noviembre.

El diseño experimental, fue en 4 bloques al azar. En cada bloque se sembraron las dos secuencia con ambos niveles de tecnología en ambos casos (alto y medio), logrando obtener 16 unidades experimentales.

En la madurez de cada cultivo se determinó la producción de materia seca aérea y el rendimiento en grano, utilizando muestras de tamaño usuales para cada uno de ellos y metodologías apropiadas para cada uno.

El balance de carbono del suelo se estimó calculando los ingresos y egresos del sistema asumiendo que no hay producción de biomasa de la vegetación espontánea. Como ingreso se consideraron los niveles de rendimiento en materia seca en los rastrojos y raíces producidos por los cultivos, afectado por el respectivo coeficiente de humificación (CH).

Para ello, Álvarez (2006) manifiesta que para la Pampa Ondulada se puede utilizar un aporte de carbono de raíces de 20% para trigo y 30% para soja; en el caso de la colza se puede utilizar un porcentaje semejante al trigo (Álvarez, com. Pers.). Álvarez *et al.* (1995) encontraron que el CH para trigo, ronda en el valor de 0,5 ya que coincidieron ensayos utilizando material vegetal marcado con ^{14}C por un lado y estimados *in situ* (sin diferencias entre intensidades de laboreo de suelo). Además Álvarez & Álvarez (2002) en experiencias de laboratorio observaron resultados similares con residuos marcados de trigo enterrados o dejados sobre la superficie del suelo. Para el caso de la soja se estima en 0,37 según Álvarez & Steinbach (2006) y para colza de 0,5 según Álvarez (com. Pers, 2014). Las salidas se calcularon en base a datos de contenido de materia orgánica, densidad aparente, profundidad del suelo y un coeficiente de mineralización (CM) (Cordone *et al.*, 2005). El CM según Álvarez & Steinbach (2006) es de 0,057 por año aplicándose a los primeros 30 cm del suelo, siendo ese valor extrapolable a cualquier suelo de la Pampa Ondulada.

Se realizó un balance de carbono teniendo en cuenta los cultivos por separado, para poder evaluar el impacto de cada uno de ellos en el balance final anual de la secuencia. Para ello, se asumió que el tiempo de ocupación anual por cada uno es el mismo (6 meses) y se estimó que en el cultivo invernal, el coeficiente de mineralización fuera del 40% del total anual (0,0228) tomando como criterio que los meses donde se desarrolla el cultivo, se caracterizan por tener una menor temperatura y por ende, menor mineralización. En el caso de la soja de segunda, se estimó en el restante 60% (0,0342), utilizando el mismo criterio: a mayor temperatura estival, mayor mineralización.

Los datos obtenidos se procesaron a través del análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el test de Tukey (probabilidad menor al 5%) para la comparación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1a se puede apreciar la producción en granos para cada cultivo invernal, en ambas campañas y con ambos niveles de tecnología. En la Figura 1b se observa el rendimiento en grano de soja 2da para cada cultivo antecesor, en ambos años y con ambos niveles de tecnología.

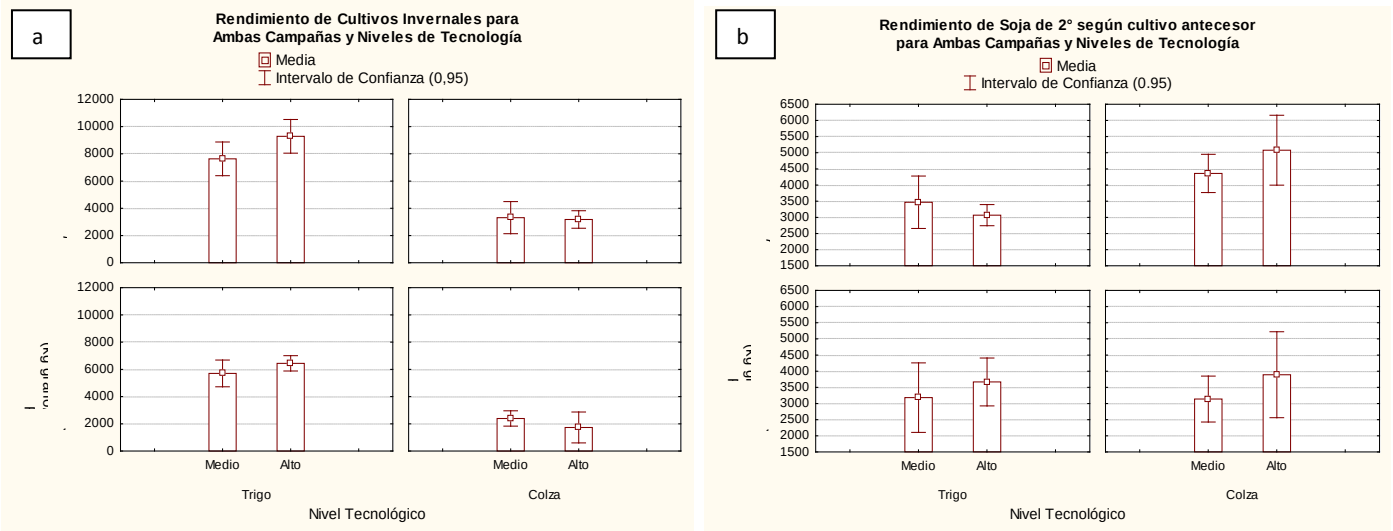


Figura 1a Producción en granos de trigo y colza para ambas campañas y niveles de tecnologías. **1b** Rendimiento en grano de soja 2da de los diferentes cultivos antecesores para ambas campañas y niveles de tecnologías.

En la Figura 2a se puede apreciar la producción de rastrojo para cada cultivo invernal, en ambas campañas y con ambos niveles de tecnología. La producción de rastrojo de soja 2da luego de cada cultivo antecesor, en ambos años y con ambos niveles de tecnología se represento en la Figura 2b.

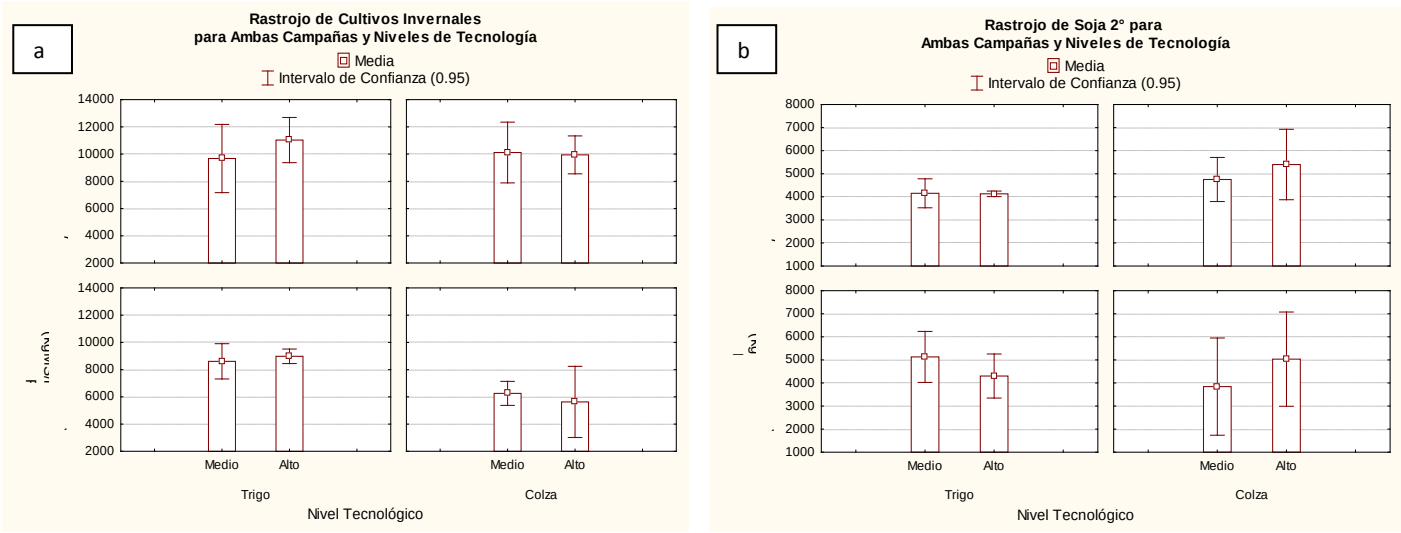


Figura 2 a. Biomasa del rastrojo de trigo y colza para ambas campañas y niveles de tecnologías. **b** Biomasa del rastrojo de Soja 2da luego del cultivo de invierno de ambas campañas y niveles de tecnologías.

El análisis del balance de carbono anual analizado por ANOVA se observó que existe interacción entre el año * secuencias, indica que la secuencia trigo/soja2^{da} en ambas campañas y la secuencia colza/soja^{da} en la campaña 2011/12 no tuvieron diferencias estadísticas significativas entre ellas, pero sí con respecto a la secuencia colza/soja2^{da} de la campaña 2012/13 (Figura 3a). Los valores fueron positivos, acumulando entre 3.000 y 4.000 kg C/ha año las secuencias que no tuvieron diferencias estadísticas significativas entre si. El signo positivos en el balance de carbono para la secuencia trigo/soja2^{da}, coinciden con los encontrados por Álvarez (2006) quien para un suelo con 50 t de carbono inicial y fertilizado con 100 kg N, la cantidad de C del suelo se incrementó levemente a lo largo de los años.

Se realizó un análisis diferencial del balance del carbono contemplando cada uno de los cultivos de cada secuencia. En el balance individual teniendo en cuenta los cultivos invernales *(CI)*, es decir, que no se tiene en cuenta la soja de segunda en el análisis con respecto al balance de carbono, el ANOVA demuestra que existe una interacción entre año * CI. El trigo de ambas campañas y la colza del año 2011/12, no tuvieron diferencias significativas en el balance entre ellas, pero fueron estadísticamente superiores al balance de carbono de la colza en la campaña 2012/13 (Figura 3b). Los valores fueron positivos, acumulando entre 3.500 y 4.500 kg C/ha expresado en tiempos anuales. Cabe aclarar que se expresa en tiempos anuales por una cuestión metodológica de análisis, pero en realidad como se supone un tiempo de ocupación de 6 meses por parte de los cultivos invernales, la acumulación real será entre 1.1750 y 2.250 kg C/ha en ese período (medio año).

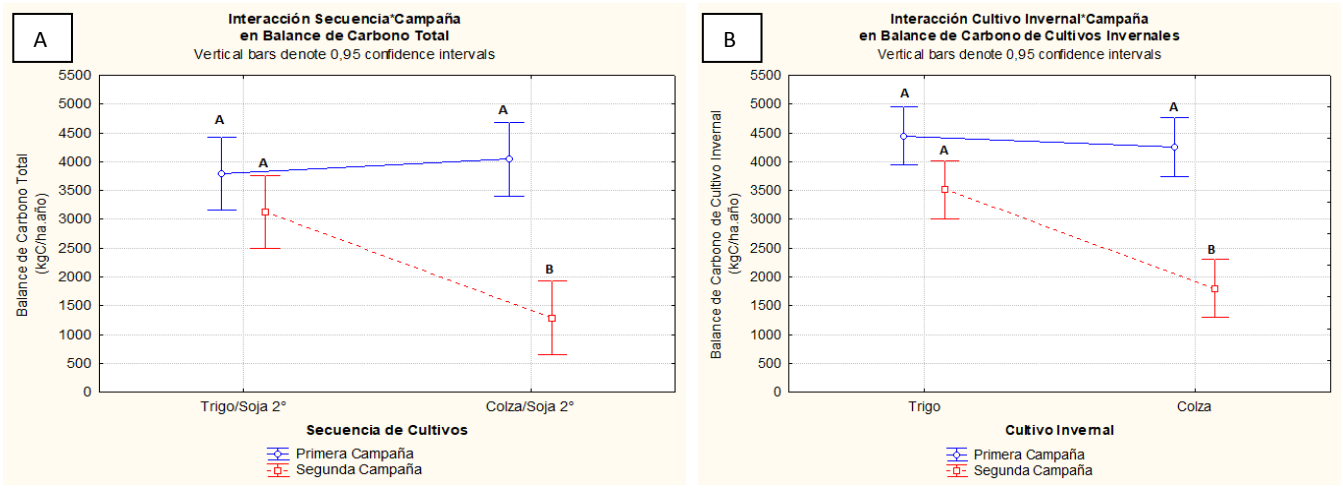


Figura 3 A. Interacción secuencia * año en balance de Carbono. **3B** Interacción secuencia * año en balance de carbono en Cultivo Invernal. Medias con letra igual indica sin diferencias significativas (p > 0,05).

Con respecto al nivel de tecnología implementado, se observó que no existieron diferencias significativas en el aporte de carbono al suelo. Se explica por un bajo aumento en la cantidad de materia seca aérea adicional del NTA en relación al NTM (1.000 kg C/ha en trigo y 500 kg C/ha en colza), que no permitió un aporte adicional de carbono que impacte suficientemente en el aumento como para tornarse estadísticamente significativo.

El signo positivo de los balances de trigo son coincidente con lo mencionado por Domínguez & Studdert (2006) para rendimientos superiores a 5 t/ha. La inclusión de la colza (brassicácea) en reemplazo al trigo (gramínea) no produjo evidencias de impactos negativos en el balance de carbono como fuera de esperarse en base a la generalidad de que inclusiones de gramíneas poseen mayores aportes de carbono al suelo (García, 2014) y como confirmaron Dominguez & Studdert (2015) realizando ensayos en Balcarce con diferentes cultivos y grados de fertilización. Es válido dejar establecido que la colza tuvo valores positivos variables entre campañas que llego hasta 5 más bajos que el trigo.

En el balance de carbono solo para el cultivo soja de segunda de cada antecesor, se observó una interacción entre el antecesor * tecnología. No hubo diferencias estadísticas significativas entre las medias de los cultivos (Figura 4). El balance de carbono realizado siempre dio negativo, es decir, que en ninguno de los casos la soja aportó una mayor cantidad de carbono al suelo, que la cantidad que se mineralizó en ese tiempo. Se aprecia una pérdida en suelo de aproximadamente 400 kg C/ha año.

Los valores negativos en el balance de soja, son coincidentes con los encontrados por Montico & Di Leo (2011), cuyos valores oscilaron alrededor de 300 kg C/ha en suelos de Santa Fe, siendo positivos para rotaciones de trigo/soja-maíz, concluyendo que rotaciones incluyendo gramíneas, son más favorables en parámetros indicadores de la sustentabilidad de los sistemas productivos. Considerando el rendimiento de la soja (no superior a 4,6 t ha^{-1}) el signo negativos del balance coincide con los encontrados por Dominguez & Studdert (2006) para antecesor trigo y colza NTM y NTA 2da campaña. Con NTA, 1ra campaña la soja superó las 5 t ha^{-1}, pero en este ensayo no obtuvo balance positivo.

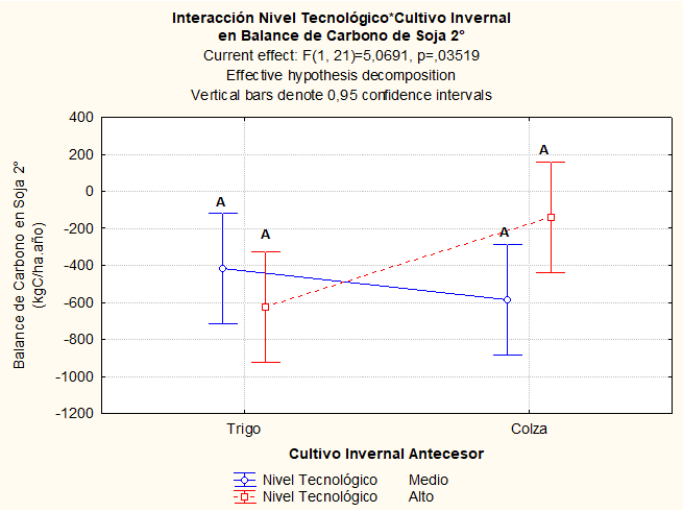


Figura 4. Interacción Cultivo Invernal Antecesor * Tecnología en balance de carbono para las sojas de segunda Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CONCLUSIONES

En función de la hipótesis planteada, se rechaza el supuesto de que el reemplazo del trigo por colza provoca un impacto negativo en el balance de C. El trigo produjo una cantidad parecida de materia seca en ambos años, teniendo un carácter más predictivo, mientras que la colza vario según la campaña analizada.

En el ensayo realizado, los niveles tecnológicos utilizados no tuvieron un impacto diferencial en el balance de carbono. El balance de carbono de las secuencias fue positivo, pero el de la soja en las dos campañas fue negativo.

BIBLIOGRAFIA

- Altieri M. 2009. Desiertos verdes: monocultivos y su impacto sobre la biodiversidad. Azúcar Roja, Desiertos Verdes: 55-62.
- Álvarez R. 2006. Balance de Carbono en los Suelos. Información técnica de trigo, campaña 2006. Publicación miscelánea N° 105. INTA-Rafaela, pp 36-43.
- Álvarez R. & C Álvarez. 2002. Descomposición de residuo de trigo marcado con 14C: efecto del grado de contacto con el suelo. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas en CD.
- Álvarez R. & HS Steinbach. 2006. Balance de Carbono en Suelos Cultivados. En: Materia Orgánica: valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Roberto Álvarez (coordinador). Ed. Facultad Agonomía, UBA. Buenos Aires, pp: 55-68.
- Álvarez R; O Santanatoglia & R García. 1995. In situ descomposition of 14C-labelled wheat as affected by soil disturbance. Agrochimica 39: 343-348.
- Domínguez GF & GA Studdert. 2006. Balance de carbono en um Molisol bajo labranza convencional. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, 19 al 22 de septiembre de 2006. En CD.
- Dominguez G & G Studdert. 2015. Balance de C en el SE Bonaerense: el rol de los sistemas de cultivo. En: El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. Ed: Pereira, E., Minoldo, G. & J.A. Galanini. INTA Ediciones. Coronel Suarez, Buenos Aires: 45-51.
- Coll L. 2014. Evaluación de cultivares de Colza-Canola, ciclo agrícola 2012. INTA EEA Paraná. 5 pp.
- Cordone G; F Martínez; A Andriulo & H Ghío. 2005. El balance de carbono del suelo. Conociendo el suelo en siembra directa 2004, AAPRESID: 9-12.
- Forján H & L Manso. 2009. Los cultivos estivales de segunda. AgroBarrow 42:2-4.
- Forján H; L Iriarte & M Borda. 2005. Siembra de cultivos de “segunda” sobre distintos antecesores de cosecha fina. 5pp. Disponible en: http://inta.gob.ar/unidades/724000/sobre-724000. Ultimo acceso: julio de 2017.
- García FO. 2014. Agricultura Sustentable y Materia Orgánica del Suelo: Siembra Directa, Rotaciones y Fertilidad. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/253537931_Agricultura_Sustentable_y_Materia_Organica_del_Suelo_Siembra_Directa_Rotaciones_y_Fertilidad. Último acceso: diciembre de 2017.
- Iriarte L. 2009. Colza: un poco de historia, situación actual y perspectivas. Agrobarrow 43: 12-14.
- Lanfranco J & N Carrizo.1988. Cartas de suelo de la Estación Experimental Julio Hirschhon. Sin editar.
- Montico S & N Di Leo. 2011. Sustentabilidad de diferentes modelos de uso de la tierra en unidades de paisaje de una cuenca del sur de Santa Fe, Argentina. Natura Neotropicalis 42: 22-33
- Papa J & D Tuesca. 2009. Los problemas actuales de malezas en la región sojera núcleo argentina: origen y alternativas de manejo. INTA EEA Oliveros. 24 pp.
- Pomares F. 2006. La materia orgánica en el suelo: principios básicos y estrategias de fertilización orgánica. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. 39 pp.
- Sarandón, S. 2002. La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El impacto de la agricultura intensiva de la revolución verde. Cap 1:23-47.
- Sarandón S; M Zuluaga; R Cieza; C Gómez; L Janjetic & E Negrete. 2006. Evaluación de la Sustentabilidad de Sistemas Agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. Disponible en: http://revistas.um.es/agroecologia/article/view/14. Ultimo acceso: agosto 2017.

C4P52. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN Y CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE PROPIEDADES BIOLÓGICAS DEL SUELO

Fontana, Marianela B.[1]; Novelli, Leonardo E.[1,2]; Sterren, María A.[1]; Uhrich, Walter G.[1] ; Benintende, Silvia M.[1] y Barbagelata, Pedro A.[1,3].

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. [2]CONICET. [3]EEA Paraná INTA.

*fontanamb@fca.uner.edu.ar; Ruta 11 km 10,5 (3101), Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

RESUMEN

En las últimas décadas, Argentina ha sufrido una expansión de la agricultura hacia áreas de menor aptitud agrícola y una simplificación de las secuencias de cultivos, las cuales aumentaron la proporción del cultivo de soja [*Glycine max* (L.) Merr.]. La utilización de esta especie como único cultivo anual genera impactos negativos sobre los agroecosistemas, arriesgando la sustentabilidad de los mismos. La incorporación de cultivos de cobertura (CC) y un plan de fertilización adecuado en secuencias dominadas por soja, pueden constituir alternativas para contrarrestar este efecto. Estas prácticas podrían mejorar las propiedades de suelo al generar un ambiente edáfico más favorable para los microorganismos del suelo y, en consecuencia, incrementar la productividad del cultivo de renta. Los objetivos del trabajo fueron: i) evaluar el efecto de la incorporación de cultivos de cobertura y de la fertilización en secuencias de cultivos dominadas por soja sobre propiedades de suelo, y ii) relacionar estas propiedades con la productividad de la soja. El estudio fue realizado en un ensayo de larga duración bajo siembra directa, iniciado en 2006 en la EEA Paraná de INTA, Argentina. Los tratamientos fueron: i) monocultivo de soja (S), ii) monocultivo de soja fertilizada con P y S (Sf), iii) trigo como cultivo de cobertura/soja (CC/S), iv) trigo como cultivo de cobertura/soja fertilizada con P y S (CC/Sf), v) trigo como cultivo de cobertura fertilizado con N/ soja fertilizada con P y S (CCN/Sf), y vi) trigo como cultivo de cobertura fertilizado con N/ soja fertilizada con P y S en una rotación trigo/soja-maíz-CCN/Sf (CCN/Sf rot). Se analizó el rendimiento de soja desde el inicio del experimento y se muestreo el suelo en 2015 y 2016, a dos profundidades (0-5 y 0-15 cm). Se determinó: Carbono Orgánico (COS), Nitrógeno Total, C y N de la materia orgánica particulada, C y N de la materia orgánica asociada a los minerales, C y N de la biomasa microbiana (CBM y NBM) y N de incubaciones anaeróbicas de siete días. Para analizar el efecto de los tratamientos sobre las propiedades de suelo y su relación con la productividad de la soja, los años se clasificaron de acuerdo al monto de precipitaciones alrededor del ciclo de cultivo de soja como neutro (entre 300 y 600 mm), húmedo (>600 mm) y seco (<300 mm). A excepción del tratamiento CC/S, las secuencias de cultivo que incluyeron CC mostraron mayores valores para las variables de suelo y el rendimiento de soja, en comparación con S y Sf. Los tratamientos CCN/Sf y CCN/Sf rot no se diferenciaron estadísticamente. En años húmedos, no se encontró asociación entre las variables de suelo analizadas y el rendimiento de soja. Sin embargo, el rendimiento se asoció positivamente con COS (r^2=0,81; p<0,05) y CBM (r^2=0,92; p<0,01) a 0-5 cm de profundidad, en años de precipitaciones neutras. Los resultados sugieren que la incorporación de cultivos de cobertura y un correcto manejo de la fertilización en secuencias dominadas por soja son estrategias adecuadas para mantener la sustentabilidad de los agroecosistemas.

Palabras claves: monocultivo de soja, cultivos de cobertura, fertilización.

C4P53. CULTIVOS DE COBERTURA: UNA MIRADA HACIA LOS POLICULTIVOS

Frasier, Ileana[1*]; Gómez, María F.[1]; Álvarez, Cristian[1]; Barraco, Mirian[2]; Raspo, Sandro M.[3]; Aria, María T.[3]; Scherger, Eric[1]; Adema Bernal, María I.[4]; Rampo Mauro[2]; Elke Noellemeyer[5] y Quiroga, Alberto[1,5]

[1]INTA Anguil. Ruta Nacional 5 km 580. La Pampa. Argentina. (*) Autor de contacto: frasier.ileana@inta.gob.ar
[2]INTA Gral. Villegas. San Martin 26 (6323). Gral. Villegas, Pcia. Bs As. Argentina.
[3]Grupo Suelos y Sistemas.
[4]Becaria Doctoral Conicet. Ruta 35 km 335. La Pampa. Argentina.
[5]Facultad de Agronomía. Universidad de La Pampa. Ruta 35 km 334. Santa Rosa. La Pampa. Argentina.

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la productividad aérea y radicular de cultivos de cobertura a base de una, dos o más especies combinadas en la mezcla y su efecto sobre la distribución de raíces en el perfil y la eficiencia de uso del agua. El experimento de campo fue conducido en el año 2017 sobre un suelo Hapludol Típico ubicado en la localidad de Florentino Ameghino, Pcia. Buenos Aires. Los tratamientos evaluados incluyeron: 1. policultivos a base de gramíneas y nabo; 2. policultivos a base de gramíneas, leguminosas y nabo; 3. policultivos a base de leguminosas y nabo; 4. trébol subterráneo y nabo; 5. trébol persa; 6. centeno; 7. vicia y nabo forrajero; 8. triticale; 9. vicia; 10. trébol rojo y; 11. trébol subterráneo. Los cultivos de cobertura fueron sembrados a principios del mes de mayo de 2017 en un diseño en franjas y su crecimiento se detuvo a principios del mes de noviembre a través de la práctica de rolado. Las variables estudiadas fueron productividad aérea y de raíces, su distribución en el perfil del suelo hasta el metro de profundidad y la eficiencia de uso del agua. Los resultados indican que combinar 4, 5 o 10 especies diferentes no significó cambios en la producción de biomasa aérea de los policultivos respecto de los monocultivos con gramíneas. Sumado a ello, una mayor diversidad de especies en la mezcla no necesariamente estuvo asociada con una mayor biomasa de raíces al metro de profundidad respecto de las monoespecies aunque la utilización de la vicia contribuyó con una mayor biomasa de raíces en los estratos inferiores del perfil (60-80 cm) que se vió reflejado en los policultivos donde estuvo incorporada. Este trabajo preliminar además señala algunos aspectos agronómicos necesarios de estudiar a futuro.

Palabras claves: biomasa aérea, biomasa de raíces, eficiencia de uso del agua

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura constituyen una estrategia clave para mejorar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas debido a los múltiples beneficios que proporcionan asociados con el control de la erosión, la supresión de malezas, la prevención de lixiviación de nitrógeno (N), la formación de materia orgánica y la estabilización de la estructura (Quiroga *et al*., 2009; Fernández *et al*., 2012; Álvarez *et al*., 2013; Restovich y Andriulo, 2013; Alvarez *et al*., 2017; Frasier *et al*., 2017a). En general, las gramíneas que se utilizan para tal fin poseen una mayor influencia sobre la condición física de los suelos mientras las leguminosas inciden en mayor grado sobre la dinámica del nitrógeno. Se ha propuesto que el uso de una mayor diversidad de especies combinadas en una misma mezcla mejoraría la provisión de servicios de los agroecosistemas (Smith *et al*., 2014; White *et al*., 2017; Finney y Kaye, 2017), y aparentemente, utilizar especies que se complementan en sus características funcionales sería clave para aumentar la multifuncionalidad del sistema y su sustentabilidad (Schipanski et al., 2014; Blesh, 2017). En ese sentido, varios trabajos han demostrado que la consociación gramínea-leguminosa optimiza los beneficios asociados con el uso de cada especie en forma individual (Sainju *et al*., 2005; Tosti *et al*., 2012; Frasier *et al*., 2017b). Sin embargo, pocos estudios han evaluado en profundidad los beneficios del uso de más de dos especies (policultivos) como cultivos de cobertura.

En los últimos años se ha puesto especial atención en las diferencias que presentan las distintas especies que se utilizan como cultivo de cobertura, no solo en su productividad aérea sino también en la distribución, cantidad y calidad de su sistema radical (Frasier *et al*., 2014; Oderiz *et al*., 2017). Este es un aspecto que puede contribuir a la comprensión de la complementariedad entre las especies que participan en las mezclas asociado con su fenología y la utilización de los recursos, sumado al rol que cumplen las raíces en la formación de materia orgánica del suelo (Kong y Six, 2010; Kätterer *et al*., 2011). En base a estos antecedentes se plantearon como interrogantes: i) ¿cómo los cultivos de cobertura se diferencian en términos de su productividad aérea y radicular (cantidad y distribución); ii) ¿cómo los sistemas radiculares de las monoespecies se expresan en las mezclas? y iii) ¿qué efecto tiene aumentar el número de especies en la mezcla sobre la eficiencia de uso del agua?

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la productividad aérea y radicular de cultivos de cobertura a base de una, dos o más especies combinadas en la mezcla y su efecto sobre la distribución de raíces en el perfil y la eficiencia de uso del agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño experimental

El experimento de campo fue conducido en el año 2017 sobre un suelo Hapludol Típico con influencia de la capa freática a partir de los 80 cm ubicado en la localidad de Florentino Ameghino (S 34°52´ 32.96¨; W 62°22´4.26¨) con una precipitación media anual de los últimos 10 años de 942 mm. Los cultivos de cobertura fueron sembrados a principios del mes de mayo de 2017 con una sembradora Crusianelli Gringa V en un diseño en franjas de 21 x 400 m con un distanciamiento entre hileras de 23 cm bajo siembra directa. Los tratamientos evaluados fueron los siguientes:

1. Policultivo a base de gramíneas y nabo: Centeno (*Secale cereale*) (3 kg ha^{-1}), Triticale (*Triticosecale*) (4 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (5 kg ha^{-1}), Nabo forrajero (*Raphanus napus* cv Goleat) (5 kg ha^{-1})
2. Policultivo a base de gramíneas, leguminosas y nabo: Vicia (*Vicia villosa*) (10 kg ha^{-1}), Trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.) (3 kg ha^{-1}), Trébol rojo (*Trifolium pratense*) (3 kg ha^{-1}), Trébol Balansa (*Trifolium michelanium*) (3 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (4 kg ha^{-1}), Nabo forrajero (4 kg ha^{-1}), Zanahoria (2 kg ha^{-1}), Lino (1 kg ha^{-1}), Centeno (Secale cereale L). (3 kg ha^{-1}), Triticale (4 kg ha^{-1})
3. Policultivo a base de leguminosas y nabo: Vicia (10 kg ha^{-1}), Trébol persa (5 kg ha^{-1}), Trébol rojo (5 kg ha^{-1}), Trébol Balansa (5 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (5 kg ha^{-1})
4. Trébol subterráneo (*Trifolium subterraneum* L.) (10 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (5 kg ha^{-1})
5. Trébol persa (10 kg ha^{-1})
6. Centeno (50 kg ha^{-1})
7. Vicia (10 kg ha^{-1}), Nabo forrajero (5 kg ha^{-1})
8. Triticale (100 kg ha^{-1})
9. Vicia (20 kg ha^{-1})
10. Trébol rojo (10 kg ha^{-1})
11. Trébol subterráneo (10 kg ha^{-1})

El crecimiento de los cultivos de cobertura se detuvo a principios del mes de noviembre a través de la práctica de rolado.

Determinaciones

Productividad aérea y de raíces. Previo al rolado de los cultivos de cobertura se determinó la biomasa aérea a partir del peso seco del material recolectado dentro de un área conocida (aro de 0.25 m^2) con una intensidad de muestreo de 4 réplicas por franja. La biomasa de raíces se determinó por el método propuesto por Frasier *et al*. (2016) hasta el metro de profundidad de suelo estratificando cada 20 cm con una intensidad de 3 réplicas por franja. A partir de estas variables de calculó la relación raíz: parte aérea de cada tratamiento.

Eficiencia de uso del agua. Las eficiencias de uso del agua se determinaron a partir de la ecuación [1] *(Quiroga et al*., 2006) incluyendo en el cálculo la biomasa de raíces al metro y los usos consuntivos a partir de la ecuación [2] (López y Arrúe, 1997):

EUA total (kg ha^{-1} mm^{-1}) = Productividad aérea y radicular (kg MS ha^{-1}) / UC (mm) [1]

$UC = AT_i + Pp - AT_f$ [2]
Donde:
AT_i: Agua útil inicial al metro de profundidad (mm)
Pp: Precipitaciones acumuladas durante el ciclo del cultivo (mm)
AT_f: Agua útil final al metro de profundidad (mm)

Los datos se analizaron mediante análisis de la varianza y la comparación de medias por el test de Fisher con un nivel de significancia del 5%. La biomasa total de raíces fue transformada al ln (y) determinada a partir de la pendiente de

los gráficos de Box y Cox (Box y Cox, 1964). Los resultados presentados corresponden a las medias retransformadas. Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando que los objetivos por los cuales se decide incluir un cultivo de cobertura en la rotación pueden ser muy diferentes es conveniente tener en cuenta las principales contribuciones de cada uno al momento de evaluarlos. En ese sentido, muchos de los beneficios que proveen asociados por ejemplo con el control de malezas, la captura de N, la atenuación de pérdidas por evaporación entre otros se encuentran relacionados con la producción de biomasa aérea, y por ende, con la cobertura que queda remanente sobre la superficie del suelo (Quiroga *et al*., 2009; Fernández *et al*., 2012; Álvarez *et al*., 2013). En ese sentido, la productividad aérea de las gramíneas evaluadas como monoespecies (centeno y triticale) presentaron valores promedios de 7500 y 9600 kg MS ha^{-1} respectivamente que resultaron superiores al resto de los tratamientos (P<0.0001) (Figura 1). Combinar 4, 5 o 10 especies diferentes no significó cambios en la producción de biomasa aérea de los policultivos que en promedio produjeron 5400 kg MS ha^{-1}, lo que resultó significativamente inferior a las monoculturas de gramíneas. Estos resultados concuerdan con estudios recientes en los cuales tampoco se pudo comprobar que una mayor diversidad de especies en la mezcla incrementaría la productividad aérea respecto de la monoespecie (Smith *et al*., 2014; Finney *et al*., 2016; Bybee-Finley *et al*., 2017). Estos resultados han sido atribuido a un efecto compensatorio entre las especies de la mezcla para lo cual considerar la estructura del canopeo podría minimizar la competencia entre especies (Anderson, 2017). Una mayor diversidad de especies en la mezcla no necesariamente estuvo asociada con una mayor biomasa de raíces al metro de profundidad respecto de las monoespecies. Los valores más altos se observaron en las mezclas que incluyeron nabo, independientemente del número de especies participantes, probablemente asociado con las características de su raíz tuberosa, alcanzando valores máximos de 11600 kg MS ha^{-1}. La biomasa de raíces en las monoespecies con gramíneas fue superior respecto de las leguminosas con una relación raíz : parte aérea cercana a 1 en vicia y de 0.8-0.9 en las gramíneas testeadas en concordancia con estudios previos *(Oderiz et al.*, 2017). No se observaron diferencias entre los tratamientos con vicia, trébol persa y trébol subterráneo que en promedio presentaron una biomasa radicular de 4388 kg MS ha^{-1}, valor que fue superado en un 43% por el trébol rojo. Sin embargo, los tréboles rojo y subterráneo presentaron una menor precocidad respecto de la vicia o del trébol persa lo que podría constituir una desventaja desde el punto de vista de su uso como cultivo de cobertura considerando la ventana acotada de tiempo que ocupa dentro de la rotación. En ese sentido, leguminosas más precoces no resultarían tan condicionantes de la fecha de siembra y la disponibilidad de agua para el cultivo sucesor.

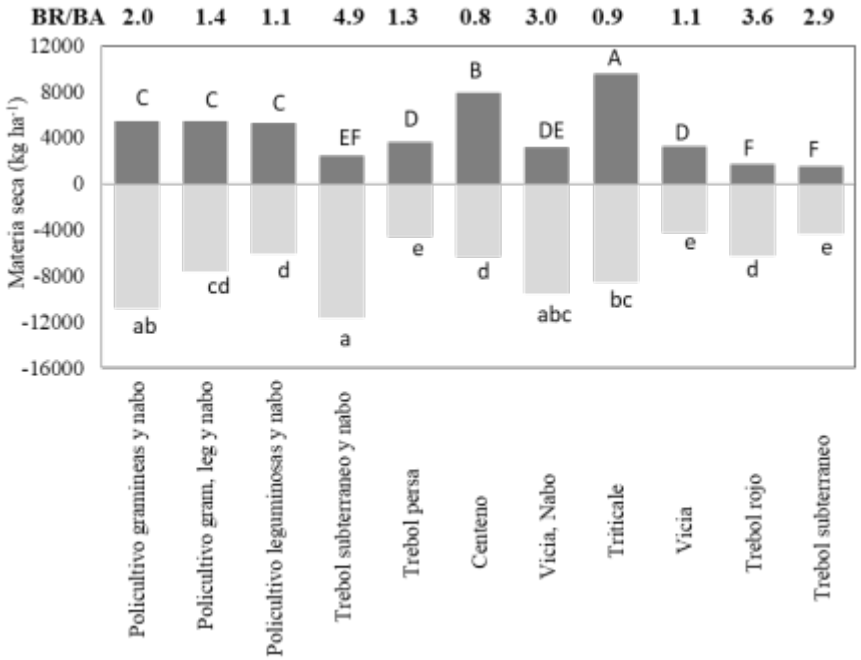


Figura 1: Productividad aérea y radicular hasta el metro de profundidad de cultivos de cobertura (kg MS ha^{-1}). Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos en la productividad aérea (mayúscula) y de raíces (minúscula). En negrita se indica la relación raíz: parte aérea (BR/BA).

Integrar diferentes sistemas radiculares es una de las razones por las cuales interesa combinar varias especies en una misma mezcla para lo cual resulta necesario estudiar la distribución de raíces en el perfil. Además, existe evidencia que demuestra la importancia de las raíces en la formación de materia orgánica del suelo respecto de los residuos sobre la superficie del suelo (Gale *et al*., 2000; Rasse *et al*., 2005; Kong y Six, 2010; Rumpel *et al*., 2015; Mazzilli *et al*., 2015). Los resultados indican que la utilización de la vicia contribuyó con una mayor biomasa de raíces en los estratos inferiores del perfil (60-80 cm) que se vieron reflejados en los policultivos donde estuvo incorporada (Figura 2). Por el contrario, la combinación de gramíneas y nabo contribuyó con importantes volúmenes de raíces en los primeros 20 cm del perfil asociado a su arquitectura radicular. Estos avances en cuanto a la evaluación de efectos cuantitativos de distintos cultivos de cobertura deben ser complementados con estudios cualitativos, como la relación C/N, que van a incidir en la dinámica de la materia orgánica, y consecuentemente, en el ciclo de los nutrientes. Al respecto, estudios preliminares muestran diferencias en las tasas de descomposición de raíces de centeno de acuerdo al estrato de profundidad de suelo (Frasier *et al., 2017)* y su relación con la dinámica del N mineral (Oderiz *et al*., 2017).

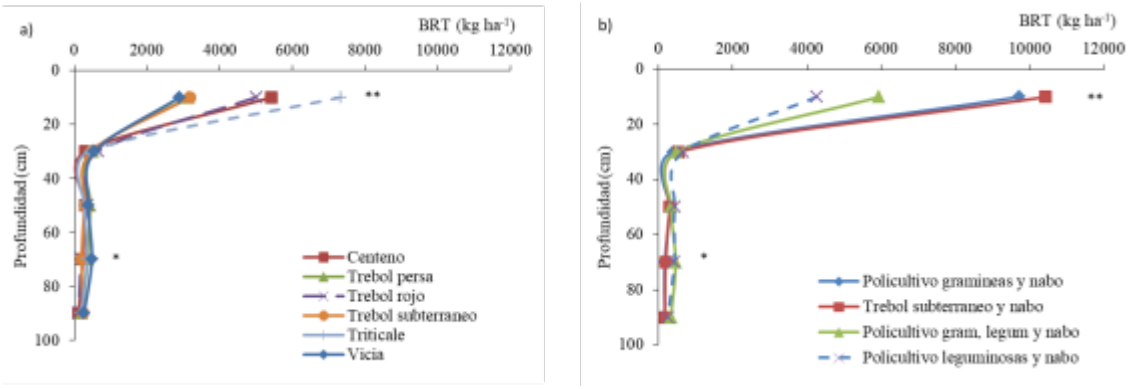


Figura 2: Distribución de raíces en el perfil de suelo de cultivos de cobertura de una especie (a) o mezclas de 2, 4, 5 o 10 especies (b). Los asteriscos indicas diferencias entre tratamientos con un nivel de significancia <0.001 (*) y <0.0001 (**).

Al analizar las eficiencias en el uso del agua total (aérea y raíces) se puede evidenciar, en general, que aquellos tratamientos que incluyeron gramíneas resultaron ser más eficientes que las leguminosas considerando además que las gramíneas tienen un mayor consumo inicial de agua que las leguminosas cuyo uso consuntivo tiende a ser más importante al final del ciclo (Figura 3). En el policultivo de gramíneas y nabo la alta eficiencia, similar a los monocultivos, estuvo relacionada con una mayor producción de raíces. Lo mismo ocurrió en las combinaciones nabo-leguminosa con alta eficiencia pero alta partición a raíz. Aumentar el número de especies en el policultivo incluyendo leguminosas + gramíneas y nabo se tradujo en una menor eficiencia de uso del agua total.

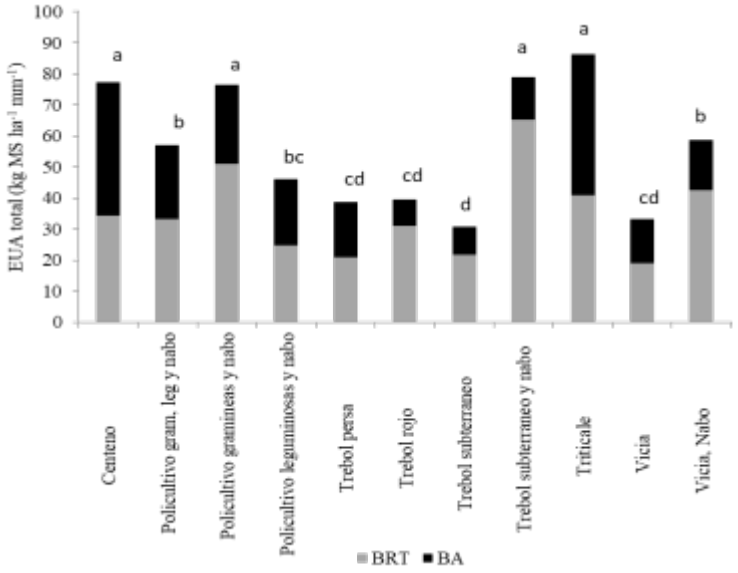


Figura 3: Eficiencia de uso del agua total de los cultivos de cobertura identificando las componentes de biomasa aérea (BA) y biomasa de raíces (BRT). Las letras indican diferencias entre tratamientos en la eficiencia total.

CONCLUSIONES

Este trabajo muestra resultados preliminares coincidente con evidencia reciente que muestra que los policultivos pueden proveer múltiples beneficios aunque a un nivel inferior respecto de los monocultivos, y además señala interrogantes que habría que estudiar como los aspectos agronómicos de las densidades relativas entre las especies y la combinación de diferentes arquitecturas de canopeo y raíces para disminuir la competencia y favorecer la sinergia entre especies además de la calidad del material aportado al sistema y su relación con la dinámica de la materia orgánica del suelo.

AGRADECIMIENTOS

A los Programas Nacionales de Agua (1133033) y Cereales y Oleaginosas (PE 1127032) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y la firma San José SCA.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C., Quiroga, A., Santos, D., Bodrero, M., 2013. Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. INTA, Anguil.
- 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 Tillage Res. 170, 53–65.
- Anderson, R.L., 2017. Considering canopy architecture when planning cover crop mixtures. Renew. Agric. Food Syst. 32, 109–111.
- Blesh, J., 2017. Functional traits in cover crop mixtures: Biological nitrogen fixation and multifunctionality. J. Appl. Ecol. 1–11.
- Box, G., Cox, D., 1964. An analysis of transformations. J. R. Stat. Soc. Ser. B 26, 211–252.
- Bybee-Finley, K.A., Mirsky, S.B., Ryan, M.R., 2017. Crop Biomass Not Species Richness Drives Weed Suppression in Warm-Season Annual Grass–Legume Intercrops in the Northeast. Weed Sci. 65, 669–680.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., González, L., Tablada, M., Robledo, C.W., 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Fernández, R., Quiroga, A., Noellemeyer, E., 2012. Cultivos de cobertura,¿una alternativa viable para la región semirárida pampeana. Cienc. del suelo 30, 137–150.
- Finney, D.M., Kaye, J.P., 2017. Functional diversity in cover crop polycultures increases multifunctionality of an agricultural system. J. Appl. Ecol. 54, 509–517.
- Finney, D.M., White, C.M., Kaye, J.P., 2016. Biomass production and carbon/nitrogen ratio influence ecosystem services from cover crop mixtures. Agron. J. 108, 39–52.
- Frasier, I., Gomez, M.F., del Rio, J., Noellemeyer, E., Quiroga, A., 2017a. Variacion temporal de la abundancia y distribución de raices de centeno como cultivo de cobertura. III Jornadas Nac. suelos Ambient. semiáridos y II taller Nac. Cartogr. Digit. 8 y 9 Septiembre 2017. Bahia Blanca, CERZOS-CONICET.
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Amiotti, N., Quiroga, A., 2017b. Vetch-rye biculture is a sustainable alternative for enhanced nitrogen availability and low leaching losses in a no-till cover crop system. F. Crop. Res. 214, 104-212.
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Fernández, R., Quiroga, A., 2016. Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. MethodsX 3, 513–519.
- Frasier, I., Riestra, D., Noellemeyer, E., Quiroga, A.R., 2014. Aporte de C y N de raíces de cultivos de cobertura, in: Sa Pereira, E., Minoldo, G., Galantini, J.A. (Eds.), Impacto de Los Sistemas Actuales de Cultivo Sobre Las Propiedades Químicas Del Suelo: Efectos Sobre Los Balances de Carbono. p. 196.
- Gale, W.J., Cambardella, C.A., Bailey, T.B., 2000. Root-Derived Carbon and the Formation and Stabilization of Aggregates. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 196–201.
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agric. Ecosyst. Environ. 141, 184–192.
- Kong, A.Y.Y., Six, J., 2010. Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 74, 1201–1210.
- López, M.V., Arrúe, J.L., 1997. Growth, yield and water use efficiency of winter barley in response to conservation tillage in a semi-arid region of Spain. Soil Tillage Res. 44, 35–54.
- Mazzilli, S.R., Kemanian, A.R., Ernst, O.R., Jackson, R.B., Piñeiro, G., 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.
- Oderiz, A., Uhaldegaray, M., Frasier, I., Quiroga, A.R., Amiotti, N., Zalba, P., 2017. Raices de cultivos de cobertura: cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. Cienc. del suelo 35 (2), 249-258.
- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E., Peinemann, N., 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. Soil Tillage Res. 90, 63–68.
- Quiroga, A.R., Fernandez, R., Frasier, I., Scianca, C., 2009. CULTIVOS DE COBERTURA. Análisis de su inclusión en distintos sistemas de producción. Jornadas Nacionales “Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura”. AACS. 10 y 11 de agosto, Bahía Blanca.
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant Soil 269, 341–356.
- Restovich, R., Andriulo, A., 2013. Cultivos de cobertura en la rotación con soja-maiz: biomasa aérea, captura de nitrógeno, consumo de agua y efecto sobre el rendimiento de grano, in: Alvarez, C., Quiroga, A., Santos, D., Bodrero, M. (Eds.), Contribuciones de Los Cultivos de Cobertura a La Sostenibilidad de Los Sistemas de Producción. Anguil, p. 195.
- Rumpel, C., Baumann, K., Remusat, L., Dignac, M.-F., Barré, P., Deldicque, D., Glasser, G., Lieberwirth, I., Chabbi, A., 2015. Nanoscale evidence of contrasted processes for root-derived organic matter stabilization by mineral interactions depending on soil depth. Soil Biol. Biochem. 85, 82–88.
- Sainju, U.M., Whitehead, W.F., Singh, B.P., 2005. Biculture Legume–Cereal Cover Crops for Enhanced Biomass Yield and Carbon and Nitrogen. Agron. J. 97, 1403–1412.
- Schipanski, M.E., Barbercheck, M., Douglas, M.R., Finney, D.M., Haider, K., Kaye, J.P., Kemanian, A.R., Mortensen, D.A., Ryan, M.R., Tooker, J., White, C., 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. Agric. Syst. 125, 12–22.
- Smith, R.G., Atwood, L.W., Warren, N.D., 2014. Increased productivity of cover crop mixture is not associated with enhanced agroecosystem services. PLoS One 9, e93751.
- Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Pace, R., Tei, F., Guiducci, M., Thorup-Kristensen, K., 2012. Green manuring effect of pure and mixed barley - hairy vetch winter cover crops on maize and processing tomato N nutrition. Eur. J. Agron. 43, 136–146.
- White, C.M., DuPont, S.T., Hautau, M., Hartman, D., Finney, D.M., Bradley, B., LaChance, J.C., Kaye, J.P., 2017. Managing the trade off between nitrogen supply and retention with cover crop mixtures. Agric. Ecosyst. Environ. 237, 121–133.

C4P54. CRITERIOS PARA ESTIMAR LA PROFUNDIDAD DE NAPA EN SUELOS HÍDRICOS UN ESTUDIO DE CASO EN NORPATAGONIA, ARGENTINA.

Frugoni, María Cristina y Falbo, Gabriel.

Asentamiento Universitario San Martín de los Andes, Universidad Nacional del Comahue. Pasaje de la Paz 235. San Martín de los Andes. Argentina. crisfrugoni@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo se realizó en el sector denominado “Vega Plana” (40°07´02” 40°08´39”LS 71°15´14” 71°18´17” LO) en San Martín de los Andes, Neuquén, Argentina. Está inserta en un paisaje de valle glacifluvial, rodeado de montañas que drenan hacia él. El relieve es plano y los suelos son de drenaje lento, cubiertos por gramíneas y ciperáceas. Las depresiones o “mallines” en los valles intermontanos de Norpatagonia son frecuentes y funcionan como unidades reguladoras de la hidrología del paisaje, almacenando los excesos hídricos en épocas de lluvia y aportando agua a los arroyos en estiaje. Los suelos que desarrollan en estos ecosistemas son los denominados suelos hídricos. En esta región son derivados de cenizas volcánicas, con características intrínsecas impresas por el material de origen, pero con una evolución signada por la napa freática permanente. Este rol regulador de los suelos hídricos adquiere mayor relevancia cuando se debe resolver el desarrollo de ciudades en ámbitos de estas características. San Martín de los Andes incluye mallines en su ejido, siendo el más importante la “Vega Plana”, sobre el cual se están realizando desarrollos inmobiliarios, acotados por una normativa restrictiva en cuanto al porcentaje de uso del suelo. Uno de los criterios de ocupación del suelo concierne a la profundidad que alcanza la napa freática. Debido a la complejidad que poseen estos procesos y su manifestación en el perfil, es que se propone una serie de criterios para estimar esa profundidad. Se estudiaron los rasgos redoximórficos y se propusieron criterios para estimar la menor profundidad que puede alcanzar la napa freática. Las concentraciones redox abundantes, precisas y gruesas indicarían la presencia de la franja capilar; los sectores con pérdidas redox dominantes coincidirían con la franja de oscilación de la napa y las áreas reducidas con la presencia de agua libre durante gran parte del año.

Palabras claves: rasgos redoximórficos, suelos volcánicos, San Martín de los Andes

INTRODUCCIÓN

Las depresiones o “mallines” en los valles intermontanos de Norpatagonia son frecuentes y funcionan como unidades reguladoras de la hidrología del paisaje, almacenando los excesos hídricos en épocas de lluvia y aportando agua a los arroyos en tiempos de estiaje. Los suelos que se desarrollan en estos ecosistemas son los denominados suelos hídricos: formados bajo condiciones de saturación, inundación o encharcamiento, como para que se den condiciones anaeróbicas al menos en la parte superior del perfil (USDA, 2017). Este rol adquiere mayor relevancia cuando se debe resolver el desarrollo de ciudades en ámbitos naturales de estas características.

La ciudad de San Martín de los Andes incluye en su ejido una serie de mallines, siendo el más importante el denominado “Vega Plana”, sobre el cual se están realizando desarrollos inmobiliarios, acotados por una normativa restrictiva en cuanto al porcentaje de uso del suelo. Uno de los criterios de ocupación del suelo concierne a la profundidad que alcanza la napa freática. La secuencia de horizontes resultante de estos procesos y su interpretación es particularmente compleja, por lo que se considera pertinente aportar un marco de análisis a desarrolladores y decisores políticos.

Este trabajo aporta una serie de criterios que permiten, con indicadores de campo, estimar la menor profundidad que puede alcanzar la napa de agua y su franja capilar. Esos indicadores son los “rasgos redoximórficos” definidos en la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014), especialmente los que conciernen a la oxido-reducción, translocación y acumulación de hierro y a la acumulación de materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende el sector denominado “Vega Plana” (40°07´02” 40°08´39”LS 71°15´14” 71°18´17” LO) en la ciudad de San Martín de los Andes, provincia del Neuquén, Argentina (Figura 1). La misma se encuentra inserta en un paisaje de montañas modeladas por la acción glacial, lo que se evidencia en rasgos erosivos de esta acción (laderas de fuertes pendientes en las montañas circundantes) y en rasgos sedimentarios (valles glacifluviales en forma de U, en este caso el valle del arroyo Maipú-Calbuco). El clima es templado-húmedo (1500mm promedio anual), con un régimen de precipitaciones que se concentra en los meses de otoño-invierno, aunque el período seco no es lo suficientemente largo como para provocar un estrés hídrico en los suelos. Los materiales geológicos de variada litología que fueron acumulados o dejados al descubierto por este proceso, fueron sepultados por materiales provenientes de eyecciones volcánicas durante el Holoceno. Estos volcanes están presentes en la Cordillera de los Andes e integran el Anillo de Fuego Circumpacífico, siendo buena parte de ellos activos o potencialmente activos. Debido a esto, la génesis de los suelos se independizó de esta gran variedad de materiales, dando lugar al desarrollo de suelos derivados de cenizas volcánicas. La vegetación dominante del área corresponde al bosque de *Nothofagus*, el cual domina la cobertura vegetal presente en las laderas, mientras que en las bases de las pendientes dominan especies de gramíneas en las áreas más secas y ciperáceas (junquillos) en las áreas más húmedas. La vega plana está inserta en un paisaje de valle glacifluvial, el cual se encuentra rodeado de montañas que drenan hacia él, generando una cuenca receptora que vierte sus aguas hacia el lago Lácar a través de la cuenca del arroyo Maipú-Calbuco-Pocahullo. El relieve es plano y los suelos son en su mayor parte de moderada a pobremente drenados. La vegetación dominante corresponde a las formaciones de “vegas”, pobladas por gramíneas y ciperáceas con una cobertura vegetal del 100%. La superficie del suelo no presenta pedregosidad.

Figura 8. Localización del área de estudio.

Marco legal de la ciudad

La ciudad de San Martín de los Andes ha desarrollado a lo largo de su historia una fuerte voluntad de concebir el desarrollo considerando la conservación del ambiente natural, principalmente en determinadas unidades paisajísticas consideradas como piezas urbano-ambientales únicas y de prioritaria preservación. Tal es el caso de la denominada "Vega Plana" y sus áreas contiguas, para las cuales existen políticas públicas que se encuentran vigentes desde fines de los años ´90. La Ordenanza 3012/98 (MSMA, 1998) y su complementaria 8390/09 (MSMA, 2009) contemplan una regulación a escala de cuencas de los usos urbanos en faldeos y valle, estableciendo además un sistema de salvaguardas ambientales, Decreto 747/11 (MSMA, 2011) y una tutela ecohidrológica. Sobre esta base, se establecen diferentes clases de aptitud urbano-ambiental definidas, entre otros aspectos, por la profundidad que alcanza la napa freática. Con este marco y dada la dificultad para definir cuál es el nivel superior que puede alcanzar la napa de agua en cada porción del paisaje, es que se establecieron criterios orientativos, tanto para los desarrolladores, como para los decisores municipales.

Relevamiento de campo

La información analizada corresponde a nueve transectas distribuidas a lo largo del valle y orientadas a favor de la pendiente. Las mismas descienden desde la base de las montañas hacia el arroyo Maipú, principal vía de drenaje del valle. En cada una de ellas se realizaron entre tres y cuatro puntos de muestreo, complementados con prospecciones de barreno para la corroboración de ciertas características edáficas. En cada punto se abrió una calicata y se realizó la descripción completa del suelo de acuerdo a las normas establecidas (Schoeneberger et al, 1998) (Figura 2).

Figura 9. Ubicación de las transectas.

Indicadores de campo

Los procesos edáficos que ocurren en los suelos hídricos están signados por el tiempo que permanence el agua en los diferentes niveles del perfil del suelo. Los mismos están descriptos en las condiciones ácuicas del suelo (Soil Survey Staff, 2014). Los indicadores son los denominados rasgos redoximóficos, que son los patrones de color característicos de suelos mojados. Se definen tres tipos de rasgos redoximórficos. ***Concentraciones redox:*** son zonas o puntos parduzcos, rojizos o negruzcos, donde los óxidos de hierro y/o manganeso se han acumulado. También puede haber masas blandas de forma irregular dentro de la matriz del suelo. Las concentraciones redox están caracterizadas por el color de los óxidos de hierro y/o manganeso. Estas concentraciones se forman si el material del suelo se oxida periódicamente luego de haber estado saturado con agua por un período lo suficientemente largo para producir condiciones reductoras. Son concentraciones de óxidos de hierro y manganeso que se forman cuando el aire reingresa y penetra en la masa del suelo que contiene iones ferroso y manganoso. ***Pérdidas redox:*** Estas son zonas, puntos o cavidades de poros que tienen colores con chroma bajo (grisáceos y blancuzcos) en donde los óxidos de hierro y manganeso han sido removidos por lavado. Las pérdidas redox se caracterizan por poseer chromas más bajos y/o values más altos (grisáceos o blancuzcos) que el material del suelo que lo rodea, debido a que todo el manganeso y hierro han sido removidos. Las pérdidas redox se forman cuando el suelo está saturado con agua y el hierro y el manganeso están reducidos. El hierro y manganeso reducidos son móviles. Cuando son removidos por el agua de percolación, el material del suelo adquiere las características de color "lixiviado" por la pérdida de hierro. ***Matrices reducidas:*** Estos son materiales del suelo que están permanentemete saturados con agua y reducidos, y que tienen colores con chroma bajo cuando se observan en una calicata recién abierta. Estos colores presentan tonos azulados o verdosos debido a la presencia de iones de hierro

reducido. El material de suelo que posee una matriz reducida está permanentemente saturado con agua y reducido. En estas condiciones, el hierro presente está en forma de iones ferrosos (Soil Survey Staff, 2014).

Debido a la importante manifestación de color que proporcionan los diferentes estados de óxido-reducción del hierro, la presencia de ferranes, albanes y matrices grises y verdosas, fueron los rasgos utilizados preferentemente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características generales de los suelos

Son suelos derivados de cenizas volcánicas, con características intrínsecas impresas por el material de origen, pero con una evolución signada por el agua en el perfil, debido a la presencia de una napa freática permanente. Son moderadamente bien drenados a imperfectamente drenados. La secuencia de horizontes es A-E-B u Oi-A-E-B. En ciertas posiciones, se intercalan varios horizontes E y B, debido a los diferentes niveles de acción de la napa freática, como consecuencia la variación en las precipitaciones tanto a lo largo del año, como entre diferentes años. En las porciones más bajas del paisaje, donde la permanencia del agua ocurre durante casi todo el año, se observan horizontes orgánicos de importantes espesores (10 a 20cm). Este gradiente de clases de drenaje (de moderadamente bien drenado a imperfectamente drenado) responde a una toposecuencia dentro de la cubeta, que transcurre desde el borde hacia el centro de la vega, por donde discurre el arroyo que la drena (Figura 3).

Figura 10. Toposecuencia de suelos en la cubeta.
Profundidad de napa medida. Calicata 1: mayor a 120cm. Calicata 2: 78cm. Calicata 3: 72cm. Calicata 4: 60cm.

Indicadores y criterios

Los perfiles de los suelos hídricos son usualmente complejos debido a que la napa oscila durante las diferentes estaciones del año, como también entre años con diferentes precipitaciones. Esto resulta en que los procesos de lavado y óxido-reducción pueden ocurrir a diferentes profundidades, dando lugar a la repetición de horizontes que muestran procesos de acumulaciones y pérdidas redox.

Las manifestaciones de color que posee el hierro en sus diferentes estados de oxidación permitieron establecer un marco para estimar la menor profundidad que pueda alcanzar la napa freática y su franja capilar. La presencia de *ferranes* está relacionada con la *franja capilar*, ya que hay tiempo suficiente para que se produzca la precipitación del hierro Fe^{+++} (o $Fe^{+++}.H_2O$) dando lugar a la formación de ferranes fácilmente identificables. La mayor abundancia y tamaño de estos rasgos redoximórficos, indicarían una mayor cantidad de tiempo de permanencia de la franja, lo que permitiría una movilización previa más importante del hierro Fe^{++}. En los horizontes donde dominan las *texturas gruesas* y presentan pérdidas redox en forma de *albanes*, se consideró que corresponden a la *zona de oscilación de la napa*, que por sus movimientos ascendentes y descendentes provoca el lavado de arcillas y óxidos de hierro. Las *áreas reducidas* corresponden a horizontes que se encuentran muy próximos a la napa, por lo que no existe suficiente tiempo para que se

produzca la oxidación del hierro, ya que están casi permanentemente mojados. Se caracterizan por el color predominantemente *gris-gris oscuro, con chroma 0 o 1*. La presencia de un *horizonte orgánico* de entre 15 y 20cm implica la *presencia de agua en la superficie* de forma casi permanente (Tabla 1).

Tabla 2. Indicadores y criterios para identificar los diferentes procesos en los suelos hídricos. Referencias: FL: franco limoso; FAf: franco arenoso fino; FA: franco arenoso; FAg: franco arenoso grueso; Fa: franco arcilloso; FaL: franco arcillo limoso; FAf: franco arenoso fino; A: arenoso. 10YR2/1 y otros: Notación Munsell

Horizonte	Color (en húmedo)	Textura	Concentraciones redox	Pérdidas redox	Áreas reducidas	Interpretación
Oig	Restos orgánicos plenamente reconocibles, principalmente raíces y musgos					La napa de agua está en superficie casi todo el año
A	Negro, pardo muy oscuro (10YR2/1, 10YR2/2)	FL; FAf	Pueden estar ausentes o presentar ferranes finos a medios, comunes a escasos, naranjas (7,5YR4/6) o pardo amarillentos (10YR4/6)	No presenta	No presenta	La franja capilar puede alcanzar la superficie en algún momento del año, aunque no hay anegamiento
Ag	10YR2/1 (negro)	FA, FAg	Ferranes abundantes, gruesos, precisos, naranjas (7,5YR4/6) y rojos (5R3/6)	No presenta	No presenta	La franja capilar alcanza la superficie del suelo y puede ocurrir anegamiento alguna parte del año
Bg	Pardo muy oscuro (10YR2/2), pardos grisáceos (10YR4/2, 10YR5/2)	Fa, FaL, FL, FAf	Ferranes (moteados y concreciones) abundantes, gruesos, precisos, amarillentos (10YR4/6) naranjas (7,5YR4/6, 5YR4/6), rojizos (5YR3/4).	No presenta	Colores grisáceos con chromas bajos (2)	El límite superior del horizonte coincide con la altura de la franja capilar
Eg	Grises (10YR4/1, 10YR3/1, 10YR5/1, 2,5Y4/1) pardo grisáceo (10YR5/2)	A, FAg, FA, FL, puede aparecer grava fina	Ferranes escasos, precisos, pardo amarillento oscuros (10YR4/6), pardo oscuros (7,5YR3/4)	Albanes abundantes, gruesos, precisos, grises (10YR6/1)	Matrices griséceas de chromas bajos (1), más oscuras que los albanes	Franja de oscilación de la napa. Este tipo de horizontes puede estar más de una vez en el perfil, debido a las diferentes profundidades de acción de la napa
Bg o Eg	Negro (N2,5/) y grises (N3/, 10YR6/1)	FL, Fa, FAf	No presenta	No presenta	Tonos grises y chromas bajos (1 y 0)	Presencia de napa la mayor parte del año

CONCLUSIONES

La clara manifestación de color que aportan los diferentes estados de oxidación del hierro, permite identificar la relación entre ambientes predominantemente aeróbicos -aparición de moteados y concreciones rojizas- o anaeróbicos -predominancia de tonos grises con chromas bajos-.

La estimación de la profundidad de napa y de su franja capilar puede ser entonces realizada con la detección a campo de estos indicadores.

BIBLIOGRAFÍA

- MSMA. 1998. Ordenanza 3012/98. Ordenamiento Urbano de la Vega Plana y áreas contiguas. Publicación 01/04/1999. Boletín Oficial Nro. 86. Municipalidad de San Martín de los Andes. http://digesto.smandes.gov.ar/index_digesto_digesto.htm

- MSMA. 2009. Ordenanza 8390/09. Complementaria de la Ordenanza 3012, Ordenamiento de la Vega Plana y áreas contiguas. Publicación 08/07/2009. Boletín Oficial Nro. 360. Municipalidad de San Martín de los Andes. http://digesto.smandes.gov.ar/index_digesto_digesto.htm
- MSMA. 2011. Decreto 747/11. Guía de Buenas Prácticas Ambientales. Publicación: 04/08/2011. Boletín Oficial Nro. 391. Municipalidad de San Martín de los Andes. http://digesto.smandes.gov.ar/index_digesto_digesto.htm
- Schoeneberger, PJ; DA Wysoky; EC Benham &WD Broderson. 1998. Libro de Campaña para la descripción y muestreo de suelos. NRCS. USDA. Lincoln, Nebraska. Traducción al español por científicos del AICET, Instituto de suelos y evaluación de tierras. INTA, 2000.
- Soil Survey Staff. USDA, NRCS. 2014. Keys to Soil Taxonomy. 14th Edition.
- USDA. 2017. Field Indicators of Hydric Soils in the United States. A Guide for Identifying and Delineating Hydric Soils. NRCS. National Technical Commitee for Hydric Soils.

C4P55. REGENERACIÓN DE LA ESTRUCTURA EDÁFICA POR EFECTO DEL AGREGADO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS E INORGÁNICAS

Gabioud, Emmanuel Adrián.[1]; Sasal, María Carolina.[1]; Wilson, Marcelo Germán.[1]; Seehaus, Mariela.[1] y Raggi, Sebastián.[2]

[1.] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná. Grupo de Recursos naturales y factores abióticos.
gabioud.emmanuel@inta.gob.ar
[2.] Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos.

RESUMEN

Ante el deterioro físico de la estructura de suelos limosos bajo Siembra Directa (SD), la disponibilidad de enmiendas orgánicas e inorgánicas de generación regional se presenta como alternativa viable para mejorar las condiciones físicas de los suelos. El objetivo de este trabajo fue evaluar y cuantificar la regeneración estructural debido al aporte de "cama de pollo" (CP) como enmienda orgánica y de yeso agrícola (Y) como enmienda inorgánica en un Argiudol bajo SD. Se implantó en 2014 un ensayo en la EEA de Paraná del INTA de aplicaciones superficiales sin incorporar de CP como enmienda orgánica, Y como enmienda inorgánica, combinación de ambas (CP+Y) y testigo fertilizado (T). Se realizó la descripción visual del estado estructural usando el método del Perfil Cultural (PC) y se cuantificó el espesor y continuidad de la estructura laminar (P); además se realizó muestreo para determinar Carbono de suelo (COS) y determinación de la estabilidad de agregados (EA). Se observó, al cabo de 20 meses post aplicación, un incremento significativo del COS en los primeros 5 cm de profundidad y además se produjo un aumento de la proporción de estructura Gamma (Γ) (de aspecto migajoso y con alta porosidad visible al ojo), en detrimento de la estructura P y una disminución del espesor de P entre el tratamiento CP en comparación con Y y T. Para la EA se observó una interacción significativa entre los tipos de estructuras del perfil y los tratamientos en la cual el diámetro medio de los agregados (DMPm) de la estructura Γ, presenta mayor valor en los tratamientos con aplicación de Y. La evaluación de enmiendas de disponibilidad regional evidenció potencialidad como estrategia a corto plazo para remediar la estructura de un Argiudol representativo de la zona agrícola de Entre Ríos afectado por el uso agrícola continuado bajo SD.

Palabras claves: Estructura laminar, Cama pollo, Yeso agrícola.

INTRODUCCIÓN

Considerando la proyección de continuidad de los sistemas de producción agrícola bajo SD en la región, es necesario explorar alternativas de manejo que permitan mitigar cambios desfavorables en la estructura, como la formación de la estructura laminar. Dicha estructura se da en suelos limosos con planteos bajo SD con tendencia al monocultivo de soja y es conocido el impedimento que ejerce al ingreso del agua de lluvia al perfil del suelo (Sasal 2012; Álvarez et al. 2014). La disponibilidad de enmiendas orgánicas e inorgánicas de generación regional se presenta como alternativas viables en el corto plazo para mejorar las condiciones físicas de los suelos, sin recurrir a las labranzas como mecanismo de modificación de la estructura.

El estudio de los efectos del agregado de enmiendas orgánicas al suelo cobra importancia debido a la necesidad de disposición y valoración de los residuos provenientes de las producciones animales intensivas (avicultura, por ejemplo). En los sistemas de producción avícola de carne, el principal residuo lo constituye la denominada "cama de pollo" (CP), que es el sustrato sobre el que se desarrolla la crianza del pollo parrillero. Está compuesto por materiales como cáscara de arroz, aserrín o virutas de pino o eucaliptus, que a lo largo de la crianza van recibiendo restos de alimento, plumas y deyecciones de las aves.

En lo referente a las enmiendas inorgánicas, el yeso (Y), conformado principalmente por el sulfato de calcio, es una alternativa también de disponibilidad regional, debido a que en Entre Ríos existen industrias que, además de comercializar yeso natural o "crudo" destinado a la construcción, elaboran yeso agrícola, para uso como enmienda o corrector de suelos. Si bien se conocen los efectos benéficos del agregado de enmiendas inorgánicas, atribuidos a su capacidad para liberar los electrolitos que mejoran la agregación de arcilla de suelos sódicos y no sódicos, hay interrogantes respecto al valor de aplicar yeso para mejorar la estabilidad de agregados en suelos no sódicos bajo SD.

Bajo la hipótesis de trabajo, "la enmienda orgánica denominada "cama de pollo" y la inorgánica yeso aplicadas en forma individual o conjunta al suelo en SD, contribuyen a la regeneración de la estructura, a la mejora en la estabilidad de agregados y la reducción en el espesor de la estructura laminar". El objetivo de este trabajo es evaluar y cuantificar la

regeneración estructural debido al aporte de "cama de pollo" como enmienda orgánica y/o por la aplicación de yeso como enmienda inorgánica en un Argiudol bajo SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

En junio de 2014 se implantó un ensayo en la EEA de Paraná del INTA en un lote de producción que presenta una rotación Soja–Maíz, en SD por al menos 15 años. El tipo de suelo es un Argiudol ácuico de la Serie Tezanos Pinto. El diseño fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos (4) consistieron en aplicaciones superficiales realizadas en agosto de 2014 de cama de pollo (CP) como enmienda orgánica, yeso agrícola (Y) como enmienda inorgánica, combinación de ambas (CP+Y) y testigo fertilizado (T).

Las enmiendas fueron aplicadas superficialmente y sin incorporación. Las dosis de enmiendas fueron de:

- 7,5 Mg ha^{-1} de CP seca, correspondiente a un valor de aproximadamente 3.500 kg ha^{-1} de Carbono. La cama estuvo estabilizada en pila durante 5 meses y corresponde a 5 ciclos sucesivos de crianza de pollo parrillero.
- 3 Mg ha^{-1} de Y. El producto empleado fue yeso agrícola YESOER85 granulado de 1 – 5 mm, de la empresa Piedras Blancas S.A (http://www.yesoer.com.ar/caracteristicas-del-producto/). La dosis empleada se basó en trabajos previos de evaluación de condiciones físicas de suelos arroceros con dosis entre 1.5 a 3 Mg ha^{-1} de Y, sin causar efectos de fitotoxicidad en los cultivos.
- El tratamiento T se fertilizó mediante el empleo de fertilizantes de uso tradicional (superfosfato triple de calcio, urea granulada), ajustando la dosis para equiparar el contenido de N y P presentes en la CP.

Determinaciones a campo y de laboratorio

Se efectuó un muestreo preliminar para analizar el estado estructural del lote antes de la aplicación de los tratamientos. Se realizó la descripción visual del estado estructural usando el método del Perfil Cultural (PC) (Gautronneau &Manichon 1987), modificado por Boizard *et al.* (2017) para suelos en SD. Por medio de esta técnica, se determinaron las distintas estructuras presentes: Gamma (Γ); Laminar (P); Phi(Φ) y Delta(Δ) en el perfil de suelo en una trinchera de 2 m de ancho por 0,5 m de profundidad, excavada en forma perpendicular a la dirección de siembra. Posteriormente, se cuantificó la proporción de los tipos de estructuras (relacionando el área medida de cada estructura y el área total del horizonte A), mediante el empleo de software de análisis de imágenes (ImageJ 1.36b), las cuales fueron tomadas al perfil una vez delimitadas las distintas estructuras. Además se realizó un muestreo con barreno de media caña a dos profundidades (0-5 y 5-15 cm) para determinar COS por oxidación (Walkley & Black).

Una vez aplicados los tratamientos de enmiendas, se realizó un muestreo a los 20 meses post aplicación, para conocer la condición estructural mediante PC, en el cual además de cuantificar las proporciones de las distintas estructuras, se cuantificó el espesor y la continuidad de la estructura P. Se realizó también un muestreo con barreno para determinación de COS como en el primer muestreo y se extrajeron muestras de suelo de cada tipo de estructura para la determinación de la estabilidad de agregados (EA), mediante la metodología de Le Bissonnais (1996) con sus tres pretratamientos: humectación rápida por inmersión en agua; disgregación mecánica luego de la rehumectación con etanol y humectación lenta por capilaridad; obteniéndose los correspondientes DMP (DMPe, DMPd y DMPc, respectivamente) y su promedio DMPm.

Los análisis estadísticos constaron de análisis de varianza mediante el uso de modelos lineales generales mixtos, test de LDS Fisher para comparación de medias, utilizando el software Infostat 2017 (Di Rienzo *et al.* 2017). Para el caso de los modelos lineales generales mixtos para las distintas variables estudiadas, se procedió a comparar el modelo con corrección por heterocedasticidad de tratamiento y el modelo original sin corrección para finalmente optar por aquel modelo que mejor ajuste posea (en base a los valores de AIC y BIC).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono Orgánico del Suelo

En el presente trabajo se observó, al cabo de 20 meses post aplicación de las enmiendas, un incremento significativo (0,42%) del COS (Tabla 1) para los tratamientos con agregado de CP, los que difirieron significativamente del T, cuyo valor es similar al que presentaba la condición inicial. Dicho incremento tuvo lugar en los primeros 5 cm de suelo, ya que en la capa subsuperficial entre 5-15 cm, no se observaron variaciones significativas entre los tratamientos.

En este sentido, numerosos trabajos locales han reportado incrementos en el COS debido al agregado de enmiendas orgánicas al suelo. Es así que, Sasal (2012), reportó incrementos del orden de 0,24% en el COS por el

agregado de residuos de origen bovino al cabo de 1 año en un ensayo de producción hortícola. De Battista y Arías (2016) encontraron aumentos del orden del 0,9 % en la MO de Vertisoles al cabo de un año del agregado de CP.

Tabla 1: COS (%) para dos profundidades (0-5 y 5-15cm) a los 20 meses post aplicación de los tratamientos

		Profundidad (cm)			
		0-5		5-15	
Tratamientos	Condición Inicial	2,05		1,47	
	T	2,08	c	1,38	a
	Y	2,33	ab	1,47	a
	CP+Y	2,48	a	1,37	a
	CP	2,47	a	1,47	a

Donde: Tratamientos (T: testigo, Y: yeso, CP+Y: cama pollo y yeso y CP: cama pollo). Letras distintas indican diferencias significativas para una misma profundidad (LSD Fisher p<0.05).

Perfil Cultural

El estudio de la condición estructural, mediante el PC del estado inicial se presenta en la figura 1. Puede observarse que el lote seleccionado no presentaba estructura Γ y que P se presentaba continua, con un espesor aproximado de 10 cm desde la superficie. Por debajo de la estructura P, se presentaba una estructura Φ, con alta presencia de grietas, fisuras y canales de raíces. La estructura Δ (correspondiente a zonas compactadas) se encontraba localizada y solo ocupando un 10 a 15 % del perfil (Tabla 2), De Battista *et al.* (1994) y Sasal (2012) observaron presencia de estructuras Δ en similares % en planteos de SD.

Figura 1: distribución de estructuras presentes en el Perfil Cultural representativo de la situación inicial, antes de la aplicación de las enmiendas. Los distintos colores indican distintas estructuras: Naranja P (laminar), marrón Φ (Phi) y rojo Δ (Delta).

Tabla 2: proporción de estructuras en el Perfil Cultural de la Condición Inicial (previo a la aplicación de los tratamientos. Donde P (Laminar), Φ (Phi) y Δ (Delta).

Estructura	% estructura
P	34,7
Φ	53,0
Δ	12,3

A los 20 meses post aplicación de las enmiendas se lograron identificar 4 tipos de estructura con una distribución preferentemente vertical. En superficie se observaron estructuras de tipo Γ (de aspecto migajoso y con alta porosidad visible al ojo) o P y en profundidad estructuras tipo Φ y en zonas localizadas, estructuras de tipo Δ (Figura 2).

Se pudo observar diferencias significativas de proporción de P (Tabla 3) entre el tratamiento CP en comparación con Y y T. En cuanto a la aplicación de yeso solo, este tratamiento no produjo diferencias significativas de P respecto a T mientras que la combinación CP + Y no se diferenció con el resto de los tratamientos aunque el valor de % de estructura P fue menor que para los tratamientos sin cama de pollo.

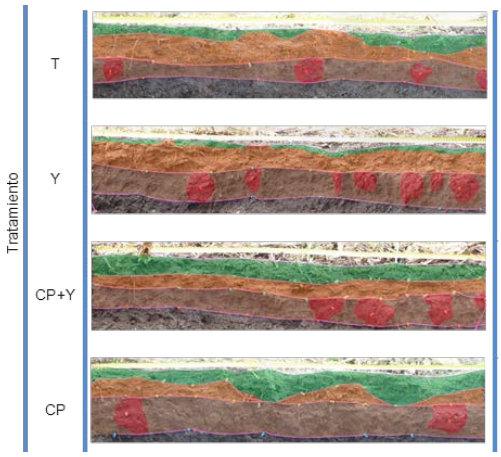


Figura 2: Distribución de estructuras presentes en el Perfil Cultural a los 20 meses post aplicación de las enmiendas para los distintos tratamientos: T (testigo); Y (yeso), CP (cama pollo) y CP+Y (cama pollo y yeso). Los distintos colores indican distintas estructuras: Verde Γ (Gamma); Naranja P (Laminar), marrón Φ (Phi) y rojo Δ (Delta).

Tabla 3: Proporción de estructura P (%) a los 20 meses post aplicación para los tratamientos de enmiendas (T: testigo; Y: yeso; CP+Y: cama pollo y yeso; CP: cama pollo).

Tratamiento	% estructura P	
T	44,22	a
Y	36,16	a
CP + Y	29,34	ab
CP	20,69	b

Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher p<0.05)

Continuando con el análisis de la estructura P al cabo de 20 meses post aplicación, cobra importancia el estudio del espesor y continuidad de dicha estructura debido al efecto negativo que podría tener sobre el ingreso de agua al suelo. Para el caso del espesor, los mayores valores hallados fueron de alrededor de 9 cm, que en algunos casos correspondían con desarrollo de estructura P desde la superficie. Estos valores concuerdan con espesores señalados por Alvarez et al. (2014) y Sasal et al. (2017) en Molisoles de la provincia de Buenos Aires. En lo referente al efecto de la aplicación de las enmiendas, la cuantificación del espesor de P arrojó diferencias significativas, destacándose la diferencia del orden de 5 cm entre el tratamiento CP y los tratamientos T y Y donde se observaba la presencia de la estructura P desde la superficie en algunos sectores del perfil (Figura 3a). En lo referente a la continuidad de la estructura P (Figura 3b), no se registraron efectos significativos que demuestren algún proceso de discontinuidad generado por los tratamientos aplicados. Se observó además una correlación significativa negativa entre los porcentajes de estructura Γ y P (datos no mostrados) e indica que una importante parte de la generación de la estructura Γ proviene por regeneración de la estructura P.

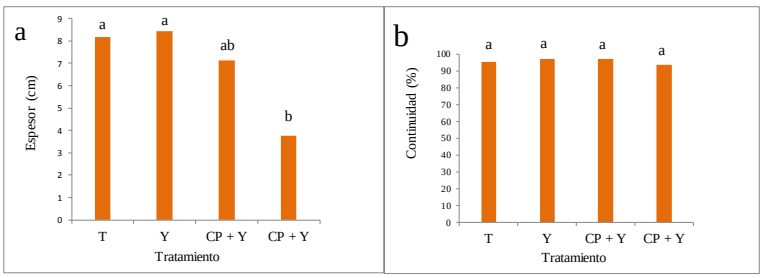


Figura 3: a) espesor de estructura P (cm) a los 20 meses post aplicación y b) continuidad de estructura P (%) a los 20 meses post aplicación, para los tratamientos de enmiendas (T: testigo; Y: yeso; CP+Y: cama pollo y yeso; CP: cama pollo). Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher p<0.05)

Para el caso de las estructuras Φ y Δ, al cabo de los 20 meses post aplicación no se observaron diferencias significativas en cuanto a su variación porcentual en el perfil por efecto de los tratamientos. Siendo para el caso de la

estructura Φ entre 34,9% y 45,9% para los tratamientos T y CP respectivamente y para el caso de la estructura Δ un valor mínimo de 7,3% para el tratamiento CP y un valor máximo de 11,8% para el tratamiento de Y. Cabe aclarar que este valor máximo encontrado para la estructura Δ es considerablemente menor a los valores máximos reportados por De Battista et al. (1994), quienes hallaron casi 30% de ocupación de dicha estructura en perfiles de Argiudoles con degradación física por uso agrícola convencional de larga data y que en los últimos años pasaron a un sistema bajo SD.

Con lo anteriormente expuesto se evidencia que en las estructuras tipo Φ y Δ, ubicadas a nivel subsuperficial, no se observaron variaciones de su porcentaje en el PC por efecto de los tratamientos aplicados sin incorporación a nivel superficial. No ocurre lo mismo con las estructuras ubicadas más superficialmente (P y Γ), ya que en dichas estructuras se apreciaron cambios influenciados por la SD, y una regeneración incrementada por el agregado de enmienda orgánica.

Estabilidad de agregados

Para la EA se observó un efecto significativo del agregado de enmiendas orgánica e inorgánica evidenciado en una interacción significativa entre los tipos de estructuras del perfil y los tratamientos aplicados (α=0.05). En este sentido, el análisis de la EA, dado por el DMPm, se muestra en la Fig. 4. En él se observa que la estructura Γ presenta mayor estabilidad en los tratamientos Y y CP+Y, lo cual estaría indicando un efecto de estabilidad aportado por esta enmienda inorgánica, ya que si se la compara con la misma estructura en los tratamientos sin Y, la diferencia resulta significativa ($p<0.05$) (DMPm 1,49 vs 1,14 para los tratamientos con y sin Y, respectivamente). Gabioud *et al.* (2011) hallaron valores de DMPm superiores a 2mm para los primeros 10 cm en situaciones inalteradas de pastizales naturales permanente en un Argiudol de Paraná y valores entre 1 – 1,5 mm para situaciones de cultivos bajo SD. Para el caso de la estructura P, solo se observó que el T fue significativamente menor a Y y CP, no difiriendo de CP+Y.

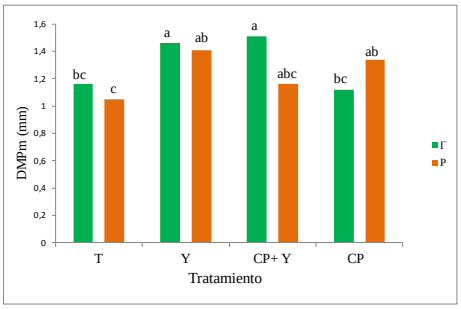


Figura 4: Estabilidad de agregados medido mediante el DMPm (mm) para las estructuras Gamma (Γ) y Platy (P) de los distintos tratamientos de enmiendas (T: testigo, Y: yeso, CP+Y: cama de pollo y yeso y CP: cama pollo, a los 20 meses post aplicación. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher $p<0.05$) para la interacción estructura – tratamientos.

Para los casos de las estructuras Φ y Δ, no se registraron diferencias significativas atribuidas a efecto de tratamientos, lo cual era esperable ya que estas estructuras fueron observadas por debajo de los 10 cm de profundidad.

En el caso del DMPe (datos no mostrados), cuyo valor es indicativo del estado de cohesión interna y de la velocidad de humectación del agregado (hidrofobicidad), hubo interacción significativa (α=0.05) entre las estructuras y los tratamientos. En este sentido, cabe destacar el caso particular de la estructura Γ, la cual presentó valores superiores de estabilidad en los casos donde se aplicó enmiendas (CP, Y y CP+Y) difiriendo significativamente de T. El promedio de los tratamientos con enmiendas fue de 0,45 mm, mientras que el T fue de 0,3 mm. Valores similares fueron descriptos por Gabioud et al. (2011) para este pretratamiento en los primeros cm de un Argiudol en Paraná.

El DMPd pone de manifiesto la cohesión de los agregados en estado húmedo cuando son sometidos a la acción de fuerzas externas, en este caso, el impacto de las gotas de lluvia que puede originar la fragmentación de los agregados. Por tal motivo cobra importancia este mecanismo de desagregación en aquellas estructuras que se encuentran en contacto con la superficie del suelo (Γ y P). En este caso, se observó interacción entre el tipo de estructura y los tratamientos aplicados pero para Γ no se observaron diferencias adjudicadas a efectos de tratamientos. En el caso de la estructura P, que presentaba desarrollo desde la superficie, la estabilidad fue menor en T en comparación con Y y CP. El DMPc permite por un lado estudiar el comportamiento de los agregados sometidos a los fenómenos de contracción – expansión que se producen durante la humectación (hinchamiento diferencial de las arcillas) y por otro los efectos físicos químicos de dispersión, gobernado por ciertos cationes presentes en la interfase del suelo. Dicha variable arrojó interacción significativa entre tipos de estructuras y tratamientos. No se apreciaron diferencias claras que denotaran algún efecto de los tratamientos sobre alguna estructura en particular, salvo el hecho que los mayores valores de estabilidad correspondieron a la estructura Γ de CP+Y e Y (1,81 mm y 1,79 mm respectivamente), (Tabla 4).

Tabla 4: valores de DMPc (mm), de Gamma (Γ), Platy (P), Phi (Φ) y Delta (Δ) a los 20 meses post aplicación para cada tratamiento de enmiendas (T: testigo, Y: yeso, CP+Y: cama pollo y yeso y CP: cama pollo). Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher p<0.05) en la interacción estructura - tratamiento

	Tratamiento			
Estructura	T	Y	CP + Y	CP
Γ	1,32 abc	1,79 a	1,81 a	1,18 abc
P	1,17 abc	1,67 ab	1,36 abc	1,43 abc
Φ	1,24 abc	1,13 c	1,61 ab	1,16 bc
Δ	1,34 abc	1,38 abc	1,17 abc	1,72 ab

CONCLUSIONES

La evaluación de enmiendas de disponibilidad regional, como alternativas de manejo para la mejora de las condiciones estructurales del suelo, evidenciaron una interesante potencialidad en cuanto a su utilización como estrategia a corto plazo para remediar las condiciones estructurales desfavorables de un Argiudol representativo de la zona agrícola de Entre Ríos afectado por el uso agrícola continuado bajo SD.

Por un lado, la CP evidenció un efecto positivo a nivel superficial dado por el incremento en el COS en los primeros 5 cm de profundidad, además produjo un aumento de la proporción de estructura Γ, en detrimento de la estructura P, debido principalmente al fomento de la actividad biológica del suelo. Por otro lado, la aplicación de Y aumentó de la EA, principalmente de la estructura Γ.

Ante las mejoras de las condiciones físicas evidenciadas en el presente trabajo, se podrían esperar que repercutan en mejoras en la infiltración de agua en el perfil del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023. Constituye parte de la tesis de posgrado del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C R; M A Taboada; S Perelman & H J M Morras. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampa, Argentina. Soil Res, 52(6): 533 - 542.
- Boizard, H; J Peigné; M C Sasal; F Guimaraes; D Piron; V Tomis; J F Vian; S Cadoux; R Ralisch; J Tavares Filho; D Heddadj; J J De Battista; A Duparque & J Roger-Estrade. 2017. Improvements of the "Profil Cultural" method to better assess soil structure under no till. Soil Till Res, 173: 92 – 103.
- De Battista, J J & N M Arias. 2016. Utilización de la cama de pollo como fertilizante en cultivos anuales, en suelos Vertisoles de Entre Ríos. 2016. En Almada, N. S y otros (2016). Cama de pollo en Entre Ríos: aportes para un mejor uso y manejo. 1ª Edición. Ediciones INTA. 85 pp.
- De Battista, J J; A Andriulo; M Ferrari & C Pecorari. 1994. Evaluation of the soils structural condition under various tillage systems in the Pampa Húmeda (Argentina). In: Proceedings of the 13th ISTRO Conference, Alborg, Denmark, pp. 99 – 103.
- Di Rienzo, J A; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C W Robledo. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Gabioud, E A; M G Wilson & M C Sasal. 2011. Análisis de la estabilidad de agregados por el método de Le Bissonnais en tres órdenes de suelos. Ciencia del Suelo 29(2) 129 - 139.
- Gautronneau, Y & H Manichon. 1987. Guide méthodique du profil cultural. CEREF/ISARA, Lyon, France.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability. Theory and methodology.Europ.J.SoilSci.47:425-437
- Sasal, M C; H Boizard; A Andriulo; M G Wilson & J Léonard. 2017. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. Soil & Tillage Research: 173: 33 - 41.
- Sasal M C. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis Doctoral. Escuela para Graduados Alberto soriano, Facultad Agronomía UBA. 126p.

C4P56. EFECTO DE APLICACIONES DE CAMA DE POLLO Y YESO SOBRE LA INFILTRACIÓN EN ARGIUDOLES BAJO SIEMBRA DIRECTA

Gabioud, Emmanuel A.[1]; Wilson, Marcelo G.[1]; Sasal, María Carolina[1]; Chagas, Celio I.[2]; Van Opstal, Natalia V.[1] y Barón, Hernán J.[3]

[1].Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná. Grupo de Recursos naturales y factores abióticos. gabioud.emmanuel@inta.gob.ar
[2]. FAUBA. Universidad de Buenos Aires. Cátedra Manejo y Conservación de Suelos.
[3]. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos.

RESUMEN

La dinámica del ingreso y distribución del agua en el perfil del suelo, puede ser un indicador indirecto de su estado estructural y cobra importancia en los suelos de textura limosa, en los cuales se requiere una estructura superficial agregada para una adecuada infiltración de agua, intercambio de aire y drenaje del suelo. La utilización de enmiendas orgánicas e inorgánicas puede ser una estrategia de manejo a corto plazo que permita mejorar las condiciones físicas del suelo, y a su vez, los parámetros de la curva de infiltración del agua. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del agregado de enmiendas orgánica e inorgánica sin incorporar, sobre la dinámica de ingreso de agua en un Argiudol bajo uso agrícola en siembra directa. Se llevó a cabo en un ensayo de enmiendas en la EEA Paraná del INTA. Los tratamientos consistieron en aplicaciones superficiales de cama de pollo (CP), yeso agrícola (Y), combinación de ambas y un testigo fertilizado. Se efectuaron simulaciones de lluvia (intensidad de 60 mm h^{-1}) hasta alcanzar escurrimiento base (EB) y se registraron a intervalos de 5 min los valores de escurrimiento para construir la curva de escurrimiento de agua. Se ajustó un modelo bilineal plateau y se calcularon los valores de lluvia acumulada hasta inicio de escurrimiento y hasta inicio del EB, pendiente de incremento del escurrimiento y EB. Las mediciones de escurrimiento tuvieron altos coeficientes de variación. Por esto, no se detectaron diferencias entre los parámetros de la curva de infiltración atribuibles a la aplicación de CP. Para Y, el parámetro que arrojó un modelo estadístico significativo fue la pendiente en la tasa de escurrimiento, atribuible al aumento en la estabilidad estructural. Además, también en los tratamientos con Y se registró una tendencia de reducción para el EB y retraso del tiempo hasta llegar al EB. Se demostró la capacidad de modificar parámetros asociados al ingreso del agua al suelo de textura limosa bajo SD debido a una estrategia de corto plazo como la aplicación de enmiendas.

Palabras clave: simulación de lluvia; curva de escurrimiento; enmienda orgánica.

INTRODUCCIÓN

Diversos trabajos coinciden en que el ingreso y la distribución en el perfil del suelo del agua es un indicador indirecto de su estado estructural. Estas funciones cobran importancia en los suelos de textura limosa, en los cuales se requiere una estructura superficial agregada para una adecuada penetración de las raíces, infiltración de agua, intercambio de aire y drenaje del suelo (Marano *et al.* 2006).

El estudio del ingreso de agua al suelo puede realizarse mediante el uso de simuladores de lluvia, que permiten evaluar la dinámica entre infiltración – escurrimiento, además del efecto del golpeteo o “splash” de la gota de lluvia y de la cobertura superficial de los suelos. Asimismo, los simuladores de lluvia son usados desde hace tiempo en investigaciones sobre erosión y escurrimiento a campo y en laboratorio (Bryan & Ploey 1983). Los datos obtenidos a partir de ensayos con estos aparatos permiten describir, mediante distintos modelos o ecuaciones, el proceso de infiltración -escurrimiento de agua en el suelo así como los impactos ambientales asociados (Aoki y Sereno 2006; Sasal *et al.*, 2015).

La aplicación de enmiendas orgánicas, como la cama de pollo (CP) es una práctica tradicional en la agricultura, fuente de macro y microelementos para las plantas. Sin embargo, además de suministrar nutrientes en el corto plazo, la aplicación de enmiendas orgánicas tiene efectos benéficos en las propiedades físicas del suelo pudiendo influir positivamente en la estructura edáfica, favoreciendo la formación y la estabilidad de agregados (Sasal *et al.*, 2000), disminuyendo la densidad aparente (Tester, 1990), mejorando las tasas de infiltración de agua, la conductividad hidráulica (Unc & Goss 2006) y la capacidad de retención hídrica del suelo (Roldán *et al.*, 2003).

Además de las enmiendas orgánicas, las enmiendas de carácter inorgánico, como el yeso agrícola (Y) son utilizadas para mejorar las propiedades físicas del suelo a través de la formación y estabilización de agregados del suelo (Norton *et al.*, 1998). En este caso, la aplicación de yeso permite reducir la dispersión y promueve la floculación de los suelos, condición necesaria para generar cambios en la estructura del suelo tendientes a mejorar la infiltración y la percolación de agua (Norton, 2008).

En este trabajo se plantea como hipótesis que en los suelos de textura limosa, la aplicación de CP, Y o la combinación de ambas sobre la superficie del suelo bajo SD pueden mejorar a corto plazo los parámetros que condicionan la infiltración de agua en un suelo degradado por presencia de estructura laminar superficial. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del agregado de enmiendas orgánica e inorgánica sin incorporar al suelo sobre la dinámica de ingreso de agua en un Argiudol bajo uso agrícola en siembra directa (SD) después de 2 años desde su aplicación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de la infiltración se llevó a cabo en un ensayo de enmiendas en la EEA de Paraná del INTA. El lote presentaba una rotación Soja–Maíz en SD por al menos 15 años. El tipo de suelo es un Argiudol ácuico de la Serie Tezanos Pinto. El diseño fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en aplicaciones superficiales realizadas en agosto de 2014 de cama de pollo (CP) como enmienda orgánica, yeso agrícola (Y) como enmienda inorgánica, combinación de ambas (CP+Y) y testigo fertilizado (T).

Las enmiendas fueron aplicadas superficialmente y sin incorporación. Las dosis fueron de:

- 7,5 Mg ha^{-1} de CP seca, correspondiente a un valor de aproximadamente 3.500 kg ha^{-1} de Carbono. La cama estuvo estabilizada en pila durante 5 meses y corresponde a 5 ciclos sucesivos de crianza de pollo parrillero.
- 3 Mg ha^{-1} de Y. El producto empleado fue yeso agrícola YESOER85 granulado de 1 – 5 mm, de la empresa Piedras Blancas S.A (http://www.yesoer.com.ar/caracteristicas-del-producto/). La dosis empleada se basó en trabajos previos de evaluación de condiciones físicas de suelos arroceros con dosis entre 1.5 a 3 Mg ha^{-1} de Y, sin causar efectos de fitotoxicidad en los cultivos.
- El tratamiento T se fertilizó mediante el empleo de fertilizantes de uso tradicional (superfosfato triple de calcio, urea granulada), ajustando la dosis para equiparar el aporte de N y P de la CP.

En cada tratamiento, al cabo de 20 meses post aplicación de las enmiendas, se realizó una simulación por parcela (3) a campo retirando previamente el rastrojo superficial para evitar su incidencia en el comportamiento del ingreso de agua al perfil (Chagas *et al.*, 2004), y la intensidad de trabajo fue de 60 mm h^{-1} hasta alcanzar escurrimiento base. En la Figura 1 se muestra el simulador empleado de 25 x 25 centímetros de base con una altura de 1,5 m (Irurtia & Mon 1994).

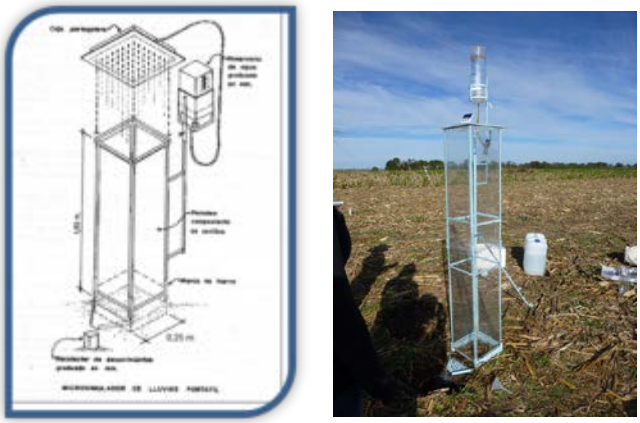


Figura 1: Esquema (Irurtia & Mon 1994) y foto del simulador de lluvia empleado para las mediciones a campo de escurrimiento.

Cada 5 minutos se registraron la lluvia caída y el escurrimiento, y esos datos se graficaron ajustando un modelo bilineal plateau, relacionando la lluvia acumulada desde el inicio de la simulación con la tasa de escurrimiento (mm h^{-1}), (De la Vega *et al.*, 2004). A partir de dicho modelo se calcularon los valores de lluvia acumulada hasta inicio de escurrimiento y hasta inicio del escurrimiento base, pendiente de incremento del escurrimiento y escurrimiento base (EB) (Figura 2).

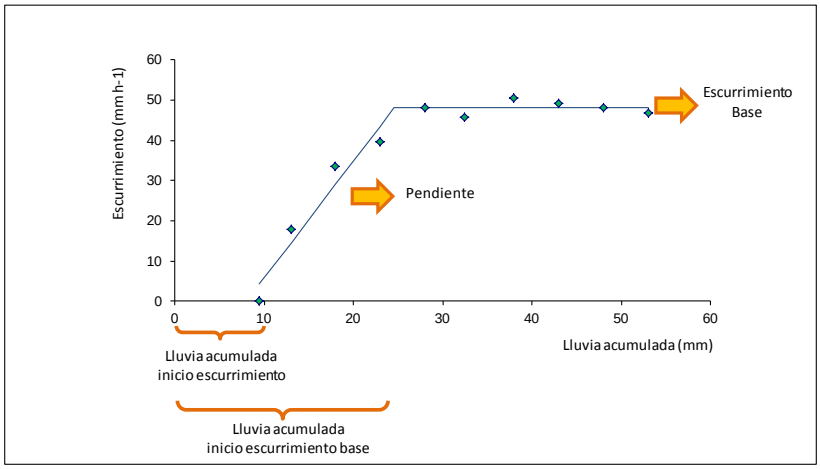


Figura 2: Ejemplo de modelo bilineal plateau donde se señalan los parámetros de la curva de escurrimiento estudiados.

Se extrajeron además muestras de suelo de las estructuras superficiales identificadas previamente con el perfil cultural (Gabioud et al 2018) para la determinación de la estabilidad de agregados mediante la metodología de Le Bissonnais (1996).

Los análisis estadísticos de todos los parámetros de la curva, constaron de análisis de varianza mediante el uso de modelos lineales generales mixtos, test de LDS Fisher para comparación de medias y regresiones lineales, utilizando el software Infostat 2017 (Di Rienzo *et al.*, 2017). Para el caso de los modelos lineales generales mixtos para las distintas variables estudiadas, se procedió a comparar el modelo con corrección por heterocedasticidad de tratamiento y el modelo original sin corrección para finalmente optar por aquel modelo que mejor ajuste posea (en base a los valores de AIC y BIC) (Di Rienzo *et al.*, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio de la dinámica de ingreso del agua mediante el modelo bilineal plateau resultó adecuado, debido a que permitió subdividir dicho proceso en diferentes etapas hasta alcanzar el EB. En el presente estudio, donde lo que se pretende evaluar indirectamente son los cambios en el perfil superficial del suelo (debido al efecto del agregado de enmiendas a nivel superficial sin incorporación), cobra relevancia este detallado estudio y existen evidencias de trabajos en los que se describe y comparan las distintas etapas de la infiltración de agua en situaciones de manejo bajo SD (De la Vega *et al.*, 2004).

Los resultados de los distintos parámetros de la curva de escurrimiento, obtenidos mediante simulaciones de lluvia, pueden observarse en la tabla 1. Los coeficientes de variación (CV) obtenidos para la mayoría de los parámetros fueron muy elevados, sólo para el EB del tratamiento CP se obtuvo un CV inferior al 10%. Debido a la alta variabilidad, propia de esta metodología de medición, el modelo estadístico (el cual se corrigió por heterocedasticidad de tratamiento) no arrojó diferencias significativas entre tratamientos para la mayoría de los parámetros.

Tabla 1: parámetros de la curva de escurrimiento (valor medio y coeficiente de variación) a los 20 meses post aplicación de los tratamientos de enmiendas (T: testigo, Y: yeso, CP + Y: cama pollo y yeso y CP: cama pollo). La columna sombreada corresponde al único parámetro que mostró diferencias significativas (letras diferentes) LSD Fisher ($p<0.05$). EB: escurrimiento base

Tratamiento	Lluvia acum inic esc (mm)		Pendiente		Lluvia acum inic EB (mm)		EB (mm h^{-1})	
	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV
T	14,3	62,9	3,05 b	117,8	39,78	57,3	38,26	18,6
Y	17,64	49,4	1,22 a	39,5	50,39	26,1	38,45	29,4
CP + Y	33,84	86,9	2,25 b	22,5	49,52	51,3	36,49	43,7
CP	22,75	25,9	2,66 b	22,7	39,09	11,8	42,02	9,6

Si bien los resultados no arrojaron diferencias consistentes, las mediciones directas realizadas en el mismo ensayo, en las cuales se estudió la estructura del perfil superficial del suelo mediante el Perfil Cultural, reportaron cambios significativos en la estructura del horizonte A por el agregado de estas enmiendas, destacándose una reducción significativa de las estructura laminar en fomento de una estructura granular superficial con características favorables al ingreso de agua al perfil en lo referente a porosidad total, macroporosidad, densidad aparente, y estabilidad de agregados (Gabioud *et al.*, 2018).

Analizando la curva de escurrimiento, el único parámetro que arrojó un modelo estadístico significativo ($\alpha=0.05$) fue la pendiente de aumento en la tasa de escurrimiento. En este caso particular el tratamiento Y fue significativamente menor al resto (Figura 3). Este resultado es indicativo que el Y ejerce un efecto de gradualismo en la entrada de agua a través del perfil debido al aumento en la estabilidad estructural (Gabioud *et al.*, 2018). En este sentido, Moore & Singer (1990), quienes estudiaron el ingreso de agua al suelo durante el proceso de formación de costras, establecieron un cierto grado de relación entre la etapa de incremento del escurrimiento (pendiente de la curva) y la estabilidad del suelo. A su vez Chagas *et al.* (1997) aplicando lluvia simulada sobre un Argiudol típico bajo labranza convencional, encontraron que a mayor estabilidad estructural, mayor tiempo transcurría hasta alcanzarse el equilibrio, y por ende, se producía menor escurrimiento total. Lo anteriormente expresado se corrobora en el presente análisis, mediante una correlación significativa negativa ($p<0,06$) entre el parámetro pendiente y el valor superficial de estabilidad de agregados dados por el DMPe (estallido) y DMPc (capilaridad) de la metodología de Le Bissonnais (1996) ($r=0,946$ y $r= 0,942$ respectivamente) (datos no mostrados).

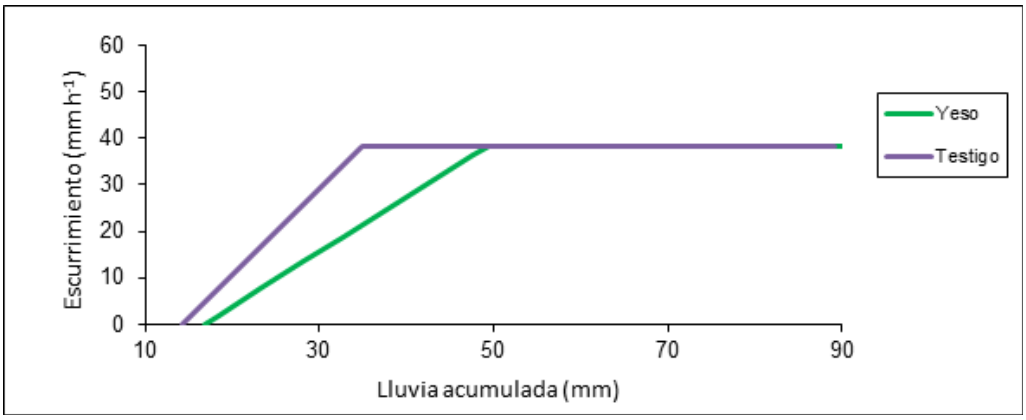


Figura 3: Representación gráfica del modelo bilineal plateau para los tratamientos T (curva lila) y Y (curva verde).

La aplicación de estas enmiendas no generó diferencias significativas en la etapa final de la curva de escurrimiento (EB), y el promedio general para todos los tratamientos fue de 39 mm h^{-1}. Trabajando con intensidades de

60 mm h^{-1} de lluvia, Cislagui (2013) obtuvo valores de EB cercanos a 33 mm h^{-1} en un ensayo en el mismo tipo de suelo donde se estudiaban pérdidas de nutrientes por escurrimiento mediante simulaciones de lluvias y Castiglioni *et al.* (2006), en un Argiudol vértico bajo siembra directa, obtuvieron valores cercanos a 50 mm h^{-1} para situaciones sin cobertura de rastrojos.

Si se considera la variable tiempo transcurrido desde el inicio de la simulación de lluvia hasta el comienzo de escurrimiento, puede apreciarse una tendencia, no significativa, de retraso en dicha variable en los tratamientos con CP. Esto podría deberse a una protección de la superficie por los restos de cama de pollo sumado al efecto de mullido superficial de este material. En tal sentido, Castiglioni *et al.* (2006), encontraron retardos en el inicio del escurrimiento dados por la cobertura del rastrojo en contraposición al suelo desnudo bajo siembra directa.

Asimismo, el parámetro lluvia acumulada hasta el inicio del EB, muestra una tendencia similar a la mencionada para el inicio del escurrimiento en los tratamientos con yeso (Y y CP+Y), lo que estaría indicando posibles efectos del Y en las etapas más avanzadas del ingreso de agua al perfil, específicamente etapas cercanas a alcanzar el equilibrio de infiltración.

CONCLUSIONES

La aplicación de enmiendas, tanto orgánicas como inorgánicas, es una herramienta de importancia estratégica a tener en cuenta para la modificación a corto plazo de muchos parámetros físicos del suelo (macroporsidad, estabilidad de agregados, etc) que condicionan el ingreso de agua al suelo. El instrumento de medición utilizado para caracterizar el ingreso de agua al suelo, de base pequeña, puso en evidencia la alta variabilidad que se genera en el suelo bajo aplicación de altas dosis de enmienda orgánica. Por otro lado, se destaca el efecto significativo en la disminución de la pendiente de la curva de escurrimiento dado por la aplicación superficial de Y. Además, también se registró una tendencia de reducción para el EB y retraso del tiempo hasta llegar al EB en los tratamientos con Y y combinación CP+Y. Con lo anteriormente expresado, se demostró la capacidad de modificar parámetros asociados al ingreso del agua al suelo de textura limosa bajo SD debido a una estrategia de corto plazo como la aplicación de enmiendas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023. Constituye parte de la tesis de posgrado del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Aoki, A M & R Sereno. 2006. Evaluación de la infiltración como indicador de calidad de suelo mediante un microsimulador de lluvias. Agriscientia. Vol. XXIII (1): 23 - 31.
- Bryan, R & J De Ploey. 1983. Comparability of soil erosion measurements with different laboratory rainfall simulators. Catena Supplement, 4: 33 - 56.
- Castiglioni, M G; C I Chagas; M J Massobrio; O J Santanatoglia & A Buján. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. Ciencia del Suelo, 24: 169 - 176.
- Chagas, C I; C Irurtia; J Thisted; O J Santanatoglia; M J Masssobrio; M G Castiglioni; & A Buján. 2004. Movimiento horizontal y vertical de agua y partículas en un Argiudol bajo siembra directa. Ciencia del Suelo 22(2): 117 - 122.
- Chagas, C I; H J Marelli; M C Gróttola & E A Rienzi. 1997. Influencia del uso de la tierra sobre la erosión entre surcos en un Argiudol típico de Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía UBA 17(3): 333 - 340.
- Cislaghi, A. 2013. Pérdida de Glifosato en aguas de escurrimiento y su relación con la fertilización fosforada. Trabajo Final de Graduación. Facultad de Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de Entre Ríos.
- De la Vega, G; M G Castiglioni; M J Massobrio; C I Chagas; O J Santanatoglia & C Irurtia. 2004. Efectos de la cobertura y la humedad inicial en la infiltración de un Argiudol Vértico bajo siembra directa. Ciencia del Suelo 22: 25 - 27.

- Di Rienzo, J A; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C W Robledo. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Di Rienzo, J A. 2011. Modelos lineales mixtos: aplicaciones en InfoStat / Julio Alejandro Di Rienzo Raúl Edgardo Macchiavelli., Fernando Casanoves - 1a. ed. - Córdoba : Grupo Infostat, 2011. 193 p.
- Gabioud, E A; M C Sasal; M G Wilson; M Seehaus & S Raggi. 2018. Regeneración de la estructura edáfica por efecto del agregado de enmiendas orgánicas e inorgánicas. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Tucumán. Trabajo en evaluación.
- Irurtia, C B & R Mon. 1994. Microsimulador de lluvia para determinar infiltración a campo. Instituto de Suelos, CIRN INTA Castelar. Publicación Técnica 176.18 pp.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability. I. Theory and methodology. European J. Soil Sci. 47: 425 - 437.
- Marano, R; S Imhoff & H Micheloud. 2006. Relación lluvia-infiltración en Argiudoles del centro-este santafesino. XX Congreso Argentino Ciencia del Suelo. Salta, 19 al 22 setiembre.
- Moore, D C & M J Singer. 1990. Crust formation effects on soil erosion processes. Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 1117 - 1123.
- Norton, L D. 2008. Gypsum soil amendment as a management practice in conservation tillage to improve water quality. J Soil Water Conserv, 63 (2), 46 - 48.
- Norton, L D & K M Dontsova. 1998. Use of soil amendments to prevent soil surface sealing and control erosion. Adv. Geoecol. 31: 581 – 587.
- Roldán, A; F Caravaca; M T Hernández; C García; Sánchez-Brito; C Velásquez & M Tiscareño. 2003. No-Tillage, Crop Residue Additions, and Legume Cover Cropping Effects on Soil Quality Characteristics Under Maize in Patzcuaro Watershed (Mexico). Soil and Tillage Research. 1786: 1 - 9.
- Sasal, M C; L Demonte; A Cislaghi; E A Gabioud; J D Oszust; M G Wilson; N Michlig; H R Beldoménico & M R Repetti. 2015. Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorous – fertilization. J. Agric. Food Chem. 63 (18): 4444-4448.
- Sasal, M C; A E Andriulo; J Ullé; F Abrego & M Bueno. 2000. Efecto de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades edáficas, en sistemas de producción hortícola del centro norte de la región pampeana. Ciencia del Suelo 18: 95 - 104.
- Tester, C G. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. Soil Sci. Soc. Amer. J. 54: 827 - 831.
- Unc, A & M J Goss. 2006. Impact of organic waste amendments on soil hydraulic properties and on water partitioning. J Environ Eng Sci 5(3): 243 - 251.

C4P57. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS COMO INDICADOR DE LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS

García, Gisela.V[1,2].; Studdert, Guillermo.A.[1]; San Martino, Silvina.[1]; Wyngaard, Nicolás.[1,3]; Reussi Calvo, Nahuel I.[1,4] y Covacevich, Fernanda[3].

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Becaria Doctoral de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. [3]CONICET. [4]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. gisela_garcia@hotmail.com

RESUMEN

El monitoreo de la estabilidad de agregados (EA) sería necesario para evaluar la salud edáfica desde el punto de vista físico, pero su determinación es complicada y, por lo tanto, no es adoptada como práctica de rutina por los laboratorios de suelos de servicio a productores. Por ello, es necesario conocer la relación entre una variable fácil de medir como el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN), y alguna propiedad física asociada al uso del suelo, como la EA, para monitorear el estado de salud física de los suelos de una forma sencilla. Para suelos del Centro-Sudeste Bonaerense se hipotetiza que el NAN se relaciona con la EA. Se colectaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad en lotes de producción agrícola y en zonas de referencia (*i.e.* sin disturbio) para cada lote, en 34 sitios del Centro-Sudeste de la Provincia de Buenos Aires. En cada muestra de suelo se determinó carbono orgánico (CO) total (COT), CO particulado (COP), CO asociado a la fracción mineral, NAN y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) como una medida inversa a la EA. Se observó que el NAN se relacionó positivamente con el COT y el COP. Además, el CDMP se relacionó negativamente con el COT, el COP y el NAN (para esta última con R^2 de 0,73, 0,59 y 0,71 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente). Así, el NAN, podría ser un indicador de estas propiedades edáficas y de otras relacionadas. Además, es fácil y económico de medir, sensible a las prácticas de manejo y se relaciona con el estado nutricional nitrogenado del suelo. Así, el NAN podría ser un adecuado parámetro para monitorear el estado de salud de los suelos.

Palabras claves: carbono orgánico total, carbono orgánico particulado, indicador de salud edáfica.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente del agroecosistema de crucial importancia para los servicios ecosistémicos que debe brindar a la sociedad (Powlson *et al*., 2011). Un suelo saludable es aquel que puede mantener su capacidad de funcionar en el agroecosistema según su aptitud y en relación con el uso que se le dé. Por ello, es importante identificar parámetros que puedan utilizarse como indicadores de salud edáfica (ISE) y permitan inferir sobre su estado. Los ISE deben proveer información sobre el impacto de la agricultura sobre el suelo y ser sensibles a los cambios por el uso, fáciles de interpretar, sencillos y económicos de determinar, y deberían relacionarse con una o más funciones y/o propiedades edáficas (Doran & Parkin, 1996).

El nitrógeno (N) mineralizado en anaerobiosis (NAN) ha sido propuesto como un parámetro edáfico que permite la estimación rápida y precisa del N potencialmente mineralizable (Echeverría *et al*., 2000). Asimismo, el NAN se relaciona con el contenido de carbono (C) en la materia orgánica (MO) total (COT) y más aún con el C en la MO particulada (COP) (Studdert *et al*., 2015; Domínguez *et al*., 2016). Se ha demostrado que el NAN se comporta de manera similar al COT y al COP frente a las prácticas de manejo y, por lo tanto, las variaciones que éstas produzcan en el COT y el COP, se ven también reflejadas sobre el NAN (García *et al*., 2016).

Por otro lado, dada su estrecha relación con fracciones lábiles de la MO, el NAN podría relacionarse con otras propiedades edáficas asociadas a la MO, por ejemplo la estabilidad de agregados (EA). La capacidad de los agregados de resistir la ruptura está relacionada con el contenido de COT y, especialmente, con el de sus fracciones lábiles (Six *et al*., 2004; Agostini *et al*., 2012). La EA determina la salud física del suelo ya que influye sobre el sistema poroso, la dinámica del agua y del aire en el suelo, la densidad aparente y la resistencia a la erosión (Kay, 1990). Sin embargo, su importancia también está dada por su influencia sobre la protección de la MO, la actividad microbiana y el crecimiento de las raíces de las plantas (Six *et al*., 2004). El monitoreo de la EA sería necesario para evaluar la salud edáfica, principalmente desde el punto de vista físico, pero su determinación es complicada y, por lo tanto, no es adoptada como análisis de rutina por los laboratorios de suelos de servicio a productores. Por ello, es necesario conocer la relación entre una variable fácil de medir como el NAN, y alguna propiedad física asociada al uso del suelo, como lo es la EA, para monitrear el estado de salud física de los suelos.

Para suelos bajo producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense, con diferente textura e historias de manejo, se hipotetiza que el NAN en la capa arable (0-20 cm), se relaciona positivamente con la EA. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación del NAN con los contenidos de COT y de COP y con la EA en lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense con diferente textura y manejos contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 34 lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense en posiciones georreferenciadas (Figura 1) cubriendo suelos de diferente textura (desde franco-arenosos a franco-arcillosos) y situaciones de manejo (sistemas de labranza, secuencias de cultivos, años de agricultura). En cada lote de producción agrícola, se colectaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad (compuestas por 15 y 5 submuestras, respectivamente), con un muestreador tubular de 4,41 cm de diámetro. Asimismo, se colectaron muestras de suelo (compuestas por 5 submuestras) de 0-5 y 5-20 cm de profundidad con una pala, desechando todas las partes de cada submuestra que habían sido afectadas por el corte de la herramienta. Las muestras fueron colocadas cuidadosamente en recipientes plásticos, evitando dañar los agregados. Se colectaron también muestras de ambas profundidades y de la manera descripta para los lotes de producción, de una situación de referencia para cada situación de manejo y de tipo de suelo (*i.e.* sectores sin disturbio por muchos años que pudieran ser equiparables a la situación prístina, denominados de aquí en adelante como “prístino”).

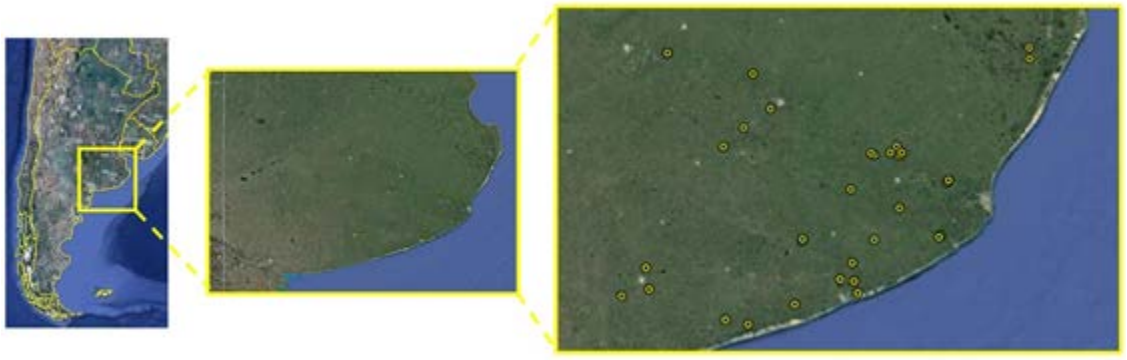


Figura 1: Sitios de muestreo en 34 lotes de producción del Centro-Sudeste Bonaerense.

Las muestras colectadas con el muestreador tubular, fueron secadas en estufa a 50°C con circulación forzada de aire hasta peso constante y molidas hasta pasar por tamiz de 2 mm, eliminando el material vegetal identificable que quedaba sobre el tamiz. Las muestras de suelo tomadas con la pala fueron cuidadosamente separadas con las manos en sus agregados por sus líneas naturales de ruptura, hasta pasar por un tamiz de 8 mm de apertura de malla. Esto fue realizado inmediatamente luego de la extracción (*i.e.* en condición húmeda). Se obtuvieron así agregados menores que 8 mm de diámetro. Luego, las muestras fueron secadas a 50ºC en estufa con circulación forzada de aire hasta peso constante.

A partir de las muestras de suelo tomadas con el muestreador tubular, se realizaron las determinaciones de COT, COP y NAN. Para la determinación de COP se realizó el fraccionamiento físico de las muestras según el método descripto por Cambardella & Elliott (1992), recuperándose la fracción <50 µm en la que se determinó C orgánico asociado a la fracción mineral (COA). El COT y el COA se determinaron por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (120 ºC) durante 90 minutos (Schlichting *et al*., 1995). El COP se determinó por diferencia entre los contenidos de COT y de COA (Cambardella & Elliott, 1992). Los resultados de cada fracción de C orgánico fueron expresados como concentración (g kg^{-1}) en el total del suelo. La determinación del NAN en el suelo se realizó con el método de incubación anaeróbica corta a 40 °C durante 7 días, según la técnica descripta por Keeney (1982) y la determinación de N de amonio ($N\text{-}NH_4^+$) producido durante la incubación, se realizó por destilación por arrastre con vapor (Keeney & Nelson, 1982). Los valores de NAN fueron expresados en mg kg^{-1} de suelo. A partir de las muestras de suelo tomadas con la pala y tamizadas por 8 mm, se realizó la separación por tamaño de agregados (Six *et al*., 1998) y la determinación de EA (Six *et al*., 2000). Para ello, se separó el suelo en cuatro clases de tamaño de agregados: i) 2000-8000, ii) 250-2000, iii) 50-250 y iv) <50 µm, mediante tamizados sucesivos en agua a través de tamices con distintas aperturas de malla. Esta metodología contempla la aplicación de dos métodos de re-humedecimiento de los agregados secos antes del tamizado en agua: i) re-humedecimiento por capilaridad hasta capacidad de campo (mojado por capilaridad, MC) y ii) la inmersión rápida en agua (mojado violento, MV). Con el peso de los agregados obtenidos en

cada tamiz se determinó el diámetro medio ponderado (DMP) para cada método de humedecimiento (MC y MV), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$DMP = \sum_{i=1}^{4} X_i \, W_i$$

donde *i* identifica a cada fracción de agregados incluyendo la que pasó por el tamiz de 50 µm, X_i es el diámetro promedio de la fracción *i* (mm) calculado como la media aritmética de la apertura de malla de dos tamices sucesivos, y W_i es la proporción del peso de la fracción *i* respecto de la muestra total tamizada (100 g). Por diferencia entre los DMP de MC y MV se obtuvo el cambio en DMP (CDMP, mm) como una medida inversa a la EA.

Se estimaron los valores de COT, COP, NAN y CDMP en 0-20 cm calculados a partir del promedio ponderado por espesor de los contenidos de estos parámetros a las profundidades de 0-5 y 5-20 cm. Los resultados fueron obtenidos a partir del análisis estadístico de los datos mediante análisis de regresión lineal simple para NAN en función de COT y de COP de 0-5, 5-20 y 0-20 cm y CDMP en función de COT, COP y NAN de 5-20 y 0-20 cm. Para CDMP en función de COT, COP y NAN de 0-5 cm se ajustó un modelo lineal plateu. Para ello, se utilizó el programa R Core Team (2017). Para evaluar la significancia de las regresiones se utilizó un nivel de significación de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los valores máximos y mínimos para cada una de las variables medidas (COT, COP, COA, NAN y CDMP). Los suelos prístinos presentaron mayores valores máximos que los lotes de producción agrícola para todas las variables, lo que permitió ampliar el rango de valores de cada una de ellas en todas las profundidades. Para todas las variables y situaciones (*i.e.* Lote y Prístino), los rangos de valores de 0-5 cm fueron mayores que los de 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Tabla 1: valores máximos y mínimos para las variables carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico asociado a minerales (COA), nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) para los lotes de producción agrícola (Lote) y para las zonas de referencia (Prístino) de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

			COT		COP		COA		NAN		CDMP	
			-------- (g kg^{-1}) --------		-------- (g kg^{-1}) --------		-------- (g kg^{-1}) --------		-------- (mg kg^{-1}) --------		-------- (mm) --------	
			Lote	Prístino	Lote	Prístino	Lote	Prístino	Lote	Prístino	Lote	Prístino
Profundidad	0-5 cm	Máximo	48,97	92,85	17,13	48,69	40,86	46,22	138,39	334,53	3,16	2,32
		Mínimo	21,99	27,87	2,33	5,01	18,37	20,94	51,73	63,11	1,29	0,04
	5-20 cm	Máximo	39,31	52,47	7,41	12,19	37,40	42,06	84,00	142,59	3,26	2,43
		Mínimo	16,17	20,13	0,34	0,55	15,62	17,14	24,99	29,09	1,86	0,16
	0-20 cm	Máximo	41,72	61,08	9,84	20,32	38,12	42,49	88,41	184,57	3,23	2,30
		Mínimo	17,70	22,07	0,98	3,15	16,31	18,09	38,29	42,77	1,72	0,23

Las regresiones lineales simples mostraron que el NAN aumentó ante aumentos de COT y de COP en las tres profundidades analizadas (0-5, 5-20 y 0-20 cm) (Figura 2). Esto reafirma lo informado por otros autores en horizontes superficiales de suelos del Sudeste Bonaerense (Studdert *et al*., 2006; Urquieta *et al*., 2008; Domínguez *et al*., 2016). Las relaciones entre NAN y COT, y NAN y COP tuvieron un mejor ajuste en la capa de 0-5 cm, lo que coincide con lo reportado por aquellos autores. Los R^2 de las regresiones entre NAN y COT fueron 0,83, 0,58 y 0,72 para las capas de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente. Las regresiones entre NAN y COP mostraron pendientes superiores a las de NAN en función de COT, para una misma profundidad. No obstante, a diferencia de lo observado en resultados previos (Studdert *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2016), las variaciones de NAN no fueron mejor explicadas por las variaciones en COP que por las variaciones en COT. Los R^2 de las relaciones entre NAN y COP fueron 0,82, 0,54 y 0,74 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente, siendo similares a los observados en las relaciones de NAN y COT. Lo observado hasta aquí confirma que el NAN se relaciona positivamente con el COT y el COP. Si bien, el NAN también se relacionó positivamente con el COA, los valores de R^2 de dichas relaciones fueron menores que con el COP (R^2 de 0,51, 0,40 y 0,45 para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente). Es así que, la dinámica del NAN podría ser explicada a través de la del C orgánico del suelo y la de sus fracciones lábiles. Las fracciones lábiles del C orgánico del suelo están estrechamente ligadas a la capacidad del suelo para mineralizar N (Gregorich *et al*., 2006).

Dada la relación observada entre el COT y principalmente sus fracciones lábiles, el COP, con el NAN, este último podría ser un indicador de todos los procesos que ocurren en el suelo que definen la salud edáfica y que están relacionados con el contenido de MO. Asimismo, se ha reportado que el NAN es sensible a las prácticas de manejo y que tiene un comportamiento similar al COT y al COP cuando es afectado por ellas, observándose disminuciones de NAN con los años de agricultura (García *et al*., 2016). Sin embargo, no se han observado cambios estacionales (Studdert *et al*., 2015) ni en respuesta a efectos de corto plazo (*i.e.* cantidad y calidad del cultivo antecesor inmediato) (García *et al*., 2016). Todo esto hace que el NAN sea un parámetro edáfico adecuado para monitorear el estado de salud de los suelos.

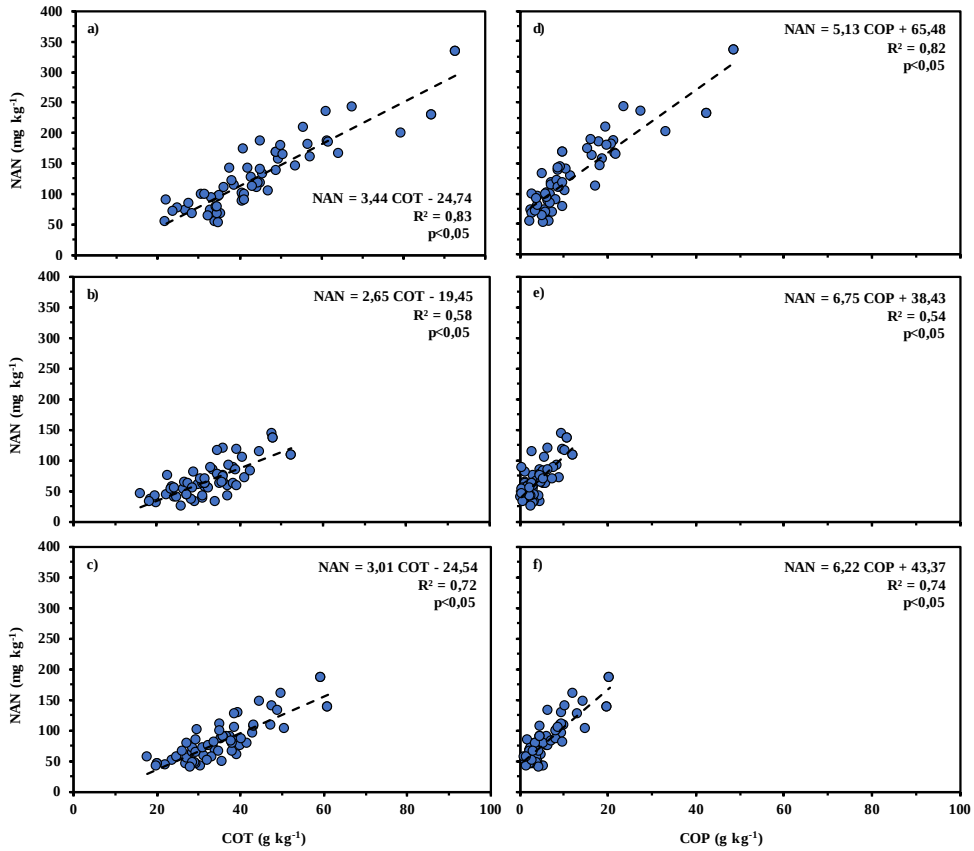


Figura 2: Relaciones entre nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) y carbono orgánico total (COT) (a, b, c) y carbono orgánico particulado (COP) (d, e, f) de 0-5 (arriba), 5-20 (en el medio) y 0-20 cm (abajo) de profundidad. Todas las regresiones fueron significativas ($p<0,05$). n = 61.

Se observó que el CDMP fue decreciendo con el aumento en el COT, el COP y el NAN para las tres profundidades analizadas (0-5, 5-20 y 0-20 cm), aunque para la capa más superficial tendió a estabilizarse (Figura 3). Los R^2 de los modelos entre CDMP y COT fueron de 0,58, 0,39 y 0,50 para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente. Los ajustes de los modelos entre CDMP y COP mostraron ser más estrechos que los mencinados previamente, con R^2 de 0,72, 0,57 y 0,68 para las mismas profundidades, respectivamente. Sin embargo, para los modelos entre CDMP y COA los valores de R^2 fueron menores (R^2 de 0,27, 0,20 y 0,23, respectivamente). La relación entre la EA y el COT y el COP confirma lo reportado en publicaciones previas (Eiza *et al*., 2006; Agostini *et al*., 2012). La EA está relacionada con el contenido de COT y, principalmente, de COP (Six *et al*., 2004; Agostini *et al*., 2012). Las variaciones en el CDMP estuvieron mejor explicadas por las variaciones en NAN que por las de COT. Los R^2 fueron de 0,73, 0,59 y 0,71 para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente.

Dada la relación de la EA con la MO y sus fracciones lábiles, y la de éstas con el NAN, era de esperar que el NAN se relacionara con la EA. Los resultados observados confirman lo reportado por Domínguez *et al*. (2016) quienes determinaron que la EA se relacionó con el NAN para un experimento realizado en condiciones controladas y para un único tipo de suelo. El mayor rango de situaciones (diferentes texturas e historias de manejo) del presente trabajo, amplía el espectro de condiciones edáficas evaluadas, lo que robustece la posibilidad de utilizar el NAN como ISE.

La EA incide sobre el sistema poroso y, consecuentemente, sobre la densidad aparente y la infiltración. Es el parámetro físico más sensible a los efectos de las prácticas de manejo (Aparicio & Costa, 2007) y es por ello que,

cualquier variación en la EA, genera cambios en la dinámica del agua y del aire en el suelo, la geometría de poros y la resistencia a la erosión (Agostini *et al*., 2012). Dada la relación observada entre la EA y el NAN, este último podría ser indicador de la salud física del suelo.

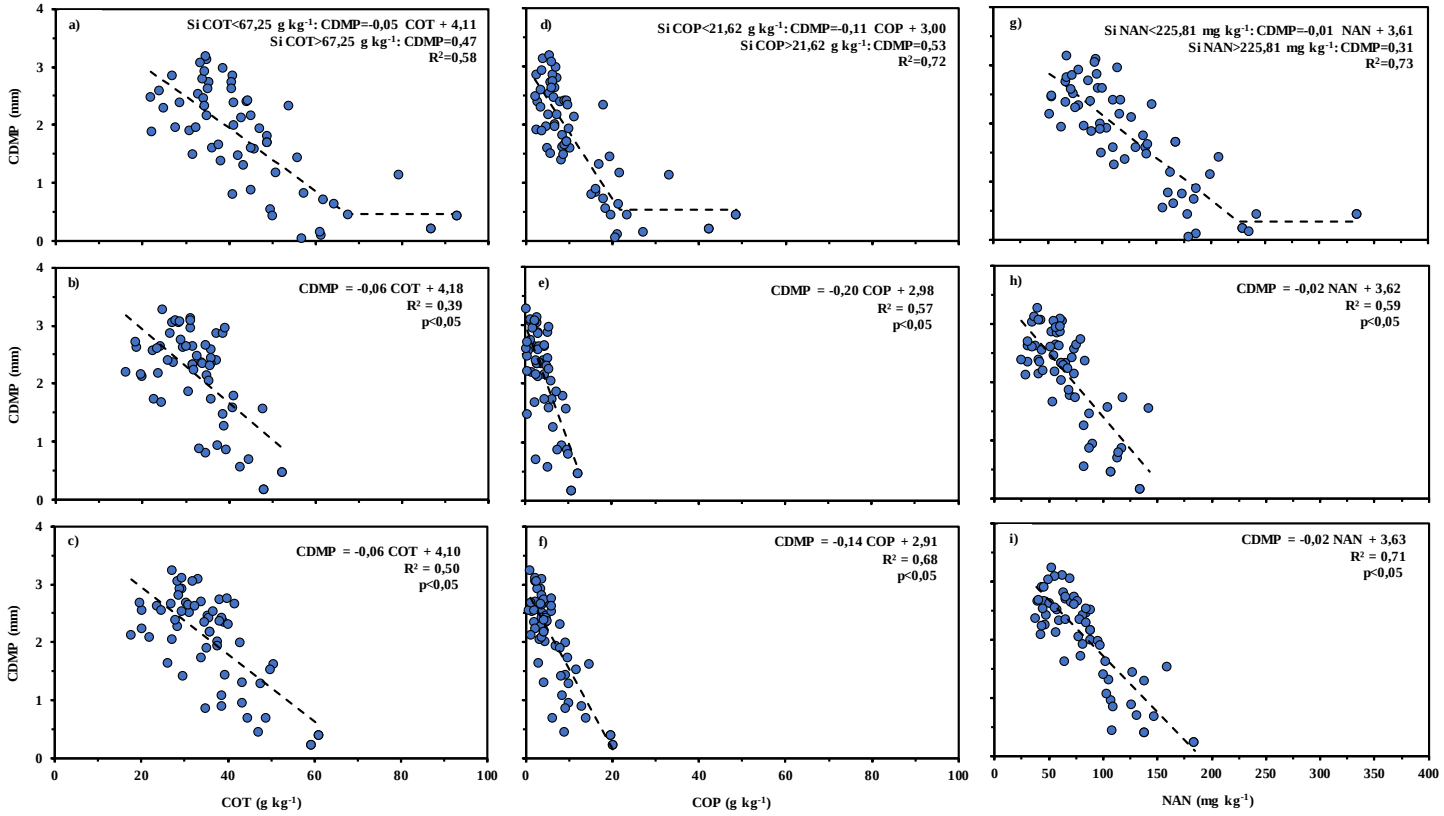


Figura 3: Relaciones entre cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) y carbono orgánico total (COT) (a, b, c), carbono orgánico particulado (COP) (d, e, f) y nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) (g, h, i) de 0-5 (arriba), 5-20 (en el medio) y 0-20 cm (abajo) de profundidad. Todas las regresiones fueron significativas (p<0,05). n = 61.

CONCLUSIONES

Se reunieron evidencias suficientes para no rechazar la hipótesis planteada. El NAN se relacionó positivamente con la EA en suelos del Centro-Sudeste Bonaerense con diferentes texturas e historias de manejo. El NAN es un parámetro fácil y económico de determinar, de interpretación sencilla, y sensible a cambios en el suelo en el mediano a largo plazo asociados con el uso, y se relaciona con el estado nutricional nitrogenado del suelo y la MO. El NAN podría ser utilizado como ISE, ya que permitiría monitorear el estado de salud del suelo en diferentes aspectos. Así, se podrían adaptar prácticas de manejo para no comprometer la salud edáfica y que el suelo pueda seguir cumpliendo con su función en el agroecosistema.

AGRADECIMIENTOS

La información de este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado en Ciencias Agrarias en curso de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092) y de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518/16 y AGR536/17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. Abril de 2012. En CD.
- Aparicio, VC & JL Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.

- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, JW & AJ Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Pp. 25-37. Soil Sci. Soc. Am.; Madison, Wisconsin, EEUU. SSSA Special Publication Nº 49.
- Echeverría, HE; NF San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo 18:9-16.
- Eiza, MJ; GA Studdert; N Fioriti & GF Domínguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo; Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD.
- García, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo. 34:127-138.
- Gregorich, EG; MH Beare; UF Mckim & JO Skjemstad. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:975-985.
- Kay, BD. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. Adv. Soil Sci. 12:1-52.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indexes. In Page, AL (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. Pp. 643-698. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In Page, AL (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Agron. Monogr. 9. Pp. 643-698. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Powlson, DS; PJ Gregory; WR Whalley; JN Quinton; DW Hopkins; AP Whitmore; PR Hirsch & KWT Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36:S72-S87.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R- project.org/.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- Six, J; ET Elliott; K Paustian & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil. Sci. Soc. Am. J. 62:1367-1377.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil. Sci. Soc. Am. J. 64:1042-1049.
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Studdert, GA; GF Domínguez; N Fioriti; MV Cozzoli; NV Diovisalvi & MJ Eiza. 2006. Relación entre nitrógeno anaeróbico y materia orgánica de molisoles de Balcarce. Actas XX Congreso de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, Argentina, septiembre de 2006. En CD.
- Studdert, GA; GF Domínguez; MC Zagame & JC Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. Ciencia del Suelo. 33:65-78.
- Urquieta, JF; GF Domínguez; GA Studdert & S Tettenborn. 2008. Relación entre nitrógeno anaeróbico y materia orgánica de suelos del Sudeste Bonaerense. Actas XX1 Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina, mayo de 2008. En CD.

C4P58. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN MACROAGREGADOS COMO INDICADOR DE SALUD EDÁFICA

García, Gisela.V[1,2].; Studdert, Guillermo.A.[1]; San Martino, Silvina.[1]; Wyngaard, Nicolás.[1,3]; Reussi Calvo, Nahuel I.[1,4] y Covacevich, Fernanda[3].

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Becaria Doctoral de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. [3]CONICET. [4]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. gisela_garcia@hotmail.com

RESUMEN

Monitorear el estado de salud edáfica permitiría adaptar prácticas de manejo para mantenerla o mejorarla. El nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) es un adecuado indicador de salud edáfica (ISE). Sin embargo, al ser los macroagregados (>250 µm, MACRO) los más sensibles a las prácticas de manejo, el NAN en los MACRO (NAN MACRO) podría ser un ISE más sensible que el determinado en la masa total del suelo. Para suelos bajo producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense se hipotetiza que el NAN MACRO es más sensible que el determinado en la masa total y mejora su desempeño como ISE. Se tomaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad en lotes de producción agrícola y en zonas sin disturbio para cada lote, en 34 sitios del Centro-Sudeste Bonaerense. Se determinó carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), NAN y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en la masa total del suelo y NAN MACRO. Se observó que el NAN MACRO se relacionó con la estabilidad de los MACRO, la que a su vez define el CDMP. El NAN MACRO se relacionó positivamente con el COT con R^2 0,73 en 0-20 cm y el COP (con R^2 0,69 en 0-20 cm) de la masa total. El CDMP se relacionó negativamente con el NAN MACRO (con R^2 0,67 en 0-20 cm). No obstante, NAN MACRO no fue más sensible que el NAN en la masa total. Además, NAN MACRO se relacionó con el NAN en masa total (R^2 0,88 en 0-20 cm), indicando que una gran proporción de la fracción orgánica de nitrógeno considerada por NAN está protegida en los MACRO. Por lo tanto, el NAN MACRO no presentó mejor desempeño como ISE que el NAN en la masa total del suelo.

Palabras claves: carbono orgánico total, carbono orgánico particulado, estabilidad de agregados.

INTRODUCCIÓN

La salud edáfica es la capacidad del suelo para funcionar en el agroecosistema según su aptitud y en relación al uso que se le dé. La capacidad de funcionar del suelo involucra tres aspectos importantes: i) sostener la productividad biológica, ii) mantener la calidad ambiental, y iii) promover la salud de las plantas, los animales y los seres humanos. Evaluar el estado de salud del suelo permitiría adaptar prácticas de manejo que pudieran mantenerla o mejorarla, y con ello mantener o mejorar la producción de alimentos para la sociedad. Por ello, es importante identificar parámetros que puedan utilizarse como indicadores de salud edáfica (ISE) y permitan inferir sobre su estado. Los ISE deben proveer información acerca del impacto de la agricultura sobre el suelo y ser sensibles a los cambios por el uso, fáciles de interpretar, sencillos y económicos de determinar, y deberían relacionarse con una o más funciones y/o propiedades edáficas (Doran & Parkin, 1996).

El nitrógeno (N) mineralizado en anaerobiosis (NAN) reúne las condiciones para ser un adecuado ISE (García *et al*., 2018). Esto se debe a que es un parámetro edáfico fácil y económico de medir, de interpretación sencilla, sensible a las prácticas de manejo (García *et al*., 2016), y se relaciona con el N potencialmente mineralizable (Echeverría *et al*., 2000), con el carbono orgánico total (COT) y el particulado (COP) (Studdert *et al*., 2015; Domínguez *et al*., 2016, García *et al*., 2018), y con la estabilidad de agregados (EA) (Domínguez *et al*., 2016; García *et al*., 2018).

La EA es el parámetro físico más sensible a la actividad antrópica (Aparicio & Costa, 2007) y puede ser caracterizada por los cambios en la estabilidad de los macroagregados (>250 µm) (Mandiola *et al*., 2011; Roldán *et al*., 2014). Se ha observado que la proporción de macroagregados, su estabilidad y su concentración de COT y de COP son sensibles a las prácticas de manejo (Mandiola *et al*., 2011; Roldán *et al*., 2014). Asimismo, las diferencias en masa de macroagregados reflejan los cambios producidos por las prácticas de manejo con mayor sensibilidad que la EA de la masa total del suelo (Roldán *et al*., 2014). Además, el cambio de la masa de macroagregados entre dos tamizados en agua con distinta agresividad se relaciona con el contenido de COP en la fracción de los macroagregados que quedan luego del tamizado menos agresivo. Así, el COP presente en los macroagregados que quedan luego del tamizado menos agresivo, podría ser un indicador más sensible de la EA del suelo (Studdert, 2014).

El contenido de COP en los macroagregados se relaciona con su estabilidad (Studdert, 2014) y, por lo tanto, el NAN también podría relacionarse con la estabilidad de los macroagregados. Asimismo, al ser los macroagregados los que más fácilmente reaccionan ante las prácticas de manejo (Mandiola *et al*., 2011; Roldán *et al*., 2014), el NAN en los macroagregados podría ser un ISE más sensible que el determinado en la masa total del suelo.

Para suelos bajo producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense, con diferentes texturas e historias de manejo, se hipotetiza que el NAN en macroagregados (>250 µm) en la capa arable (0-20 cm) es más sensible que el determinado en la masa total y mejora su desempeño como ISE. El objetivo de este trabajo fue evaluar el cambio en la sensibilidad del NAN como ISE al ser determinado en los macroagregados (>250 µm) del suelo, respecto al NAN en la masa total del suelo, al relacionarlo con el COT, el COP y la EA en la masa total del suelo, en lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense con diferentes texturas y manejos contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 34 lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense en posiciones georreferenciadas (Figura 1) cubriendo suelos de diferente textura (desde franco-arenosos a franco-arcillosos) y situaciones de manejo (sistemas de labranza, secuencias de cultivos, años de agricultura). En cada lote de producción agrícola, se colectaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad de un lote de producción agrícola y de su correspondiente situación de referencia (*i.e.* sectores sin disturbio por muchos años que pudieran ser equiparables a la situación prístina). La forma de muestreo y el acondicionamiento de las muestras fue descripta en García *et al*. (2018).

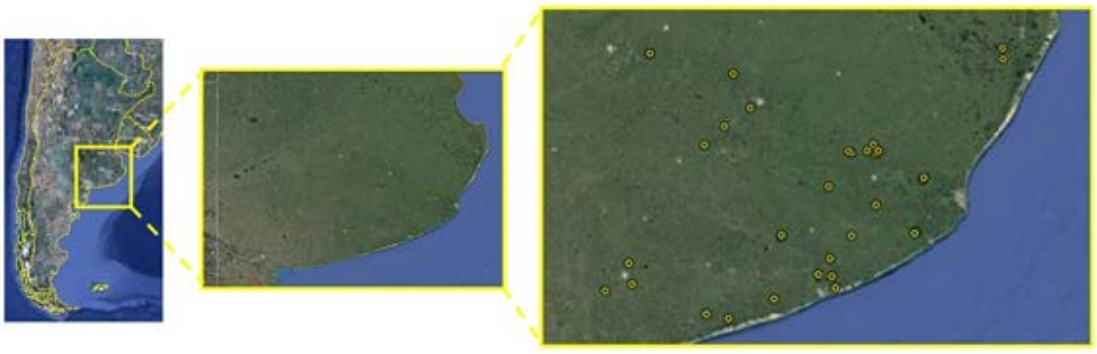


Figura 1: Sitios de muestreo en 34 lotes de producción del Centro-Sudeste Bonaerense.

En las muestras de suelo se determinaron COT, COP, NAN y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP, como una medida inversa a la EA) en la masa total del suelo según las metodologías descriptas en García *et al* (2018). Los resultados de cada fracción de C orgánico fueron expresados en g kg^{-1} de suelo y los de NAN en mg $N\text{-}NH_4^+$ kg^{-1} de suelo. La metodología utilizada para la separación de agregados por tamaño y la determinación del CDMP contempló la aplicación de dos métodos de re-humedecimiento de los agregados secos antes del tamizado en agua: i) re-humedecimiento por capilaridad hasta capacidad de campo (mojado por capilaridad, MC) y ii) la inmersión rápida en agua (mojado violento, MV). Las fracciones de macroagregados de 2000-8000 µm (MA) y de 250-2000 µm (Ma) que quedaron luego del MC fueron mortereadas hasta pasar por tamiz de 500 µm y en ellas se determinó el NAN. Los valores de NAN fueron expresados en mg kg^{-1} de suelo de la fracción de macroagregados correspondiente. Los valores de NAN en la fracción de 250-8000 µm (*i.e.* macroagregados totales, MACRO) (NAN MACRO) fue calculada a partir del promedio ponderado por peso de los contenidos de NAN en las fracciones de MA y Ma.

Se estimaron los valores de COT, COP, NAN, NAN MACRO y CDMP en 0-20 cm calculados a partir del promedio ponderado por espesor de los contenidos de estos parámetros a las profundidades de 0-5 y 5-20 cm. Los datos fueron analizados estadísticamente utilizando análisis de regresión lineal simple con el programa R Core Team (2017). Para la significancia de las regresiones se utilizó un nivel de significación de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los valores máximos y mínimos para NAN MACRO y cambio de masa (Δ) de MACRO (ΔMACRO) entre el MV y el MC. Los rangos de las variables medidas en la masa total del suelo (COT, COP, NAN y CDMP) fueron presentados en la Tabla 1 de García *et al*. (2018). Los suelos prístinos permitieron ampliar el rango de valores de cada una de las variables en todas las profundidades.

Tabla 1: Valores máximos y mínimos para nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) en la fracción de agregados de 250-8000 µm (MACRO) y cambio de masa entre mojado violento y mojado por capilaridad de MACRO (ΔMACRO) para los lotes de producción agrícola (Lote) y para las zonas de referencia (Prístino) de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Profundidad		NAN MACRO ---------- (mg kg^{-1}) ----------		□MACRO ---------- (g) ----------	
		Lote	**Prístino**	**Lote**	**Prístino**
0-5 cm	**Máximo**	175,78	365,91	-12,78	9,86
	Mínimo	55,97	47,51	-50,30	-31,26
5-20 cm	**Máximo**	109,07	200,80	-15,43	0,71
	Mínimo	43,72	47,67	-51,30	-42,72
0-20 cm	**Máximo**	121,11	242,08	-16,70	-1,24
	Mínimo	47,07	50,14	-48,31	-37,27

El CDMP se relacionó negativamente con el ΔMACRO en las tres profundidades analizadas, con R^2 de 0,62, 0,55 y 0,61 de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente (Figura 2). Cuando el ΔMACRO tiende a 0, la EA es máxima, ya que la masa de MACRO remanente luego del MV y del MC tienden a ser iguales, y por lo tanto los MACRO son resistentes a la ruptura tanto cuando son sometidos a fuerzas agresivas (MV) como cuando no lo son (MC). Esto indica que la EA de la masa total del suelo depende de la estabilidad de los MACRO.

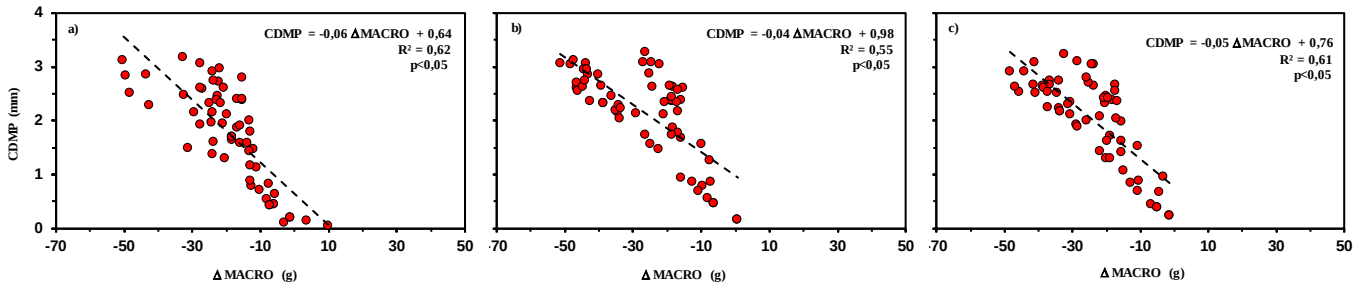


Figura 2: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en función del cambio de masa entre mojado violento (muy agresivo) y mojado por capilaridad (poco agresivo) de agregados de 250-8000 µm (ΔMACRO) de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c) de profundidad.

Studdert (2014) observó que el ΔMACRO se relacionaba con el contenido de COP de los MACRO remanentes luego del MC. Dada la relación existente entre el NAN y el COP (Domínguez *et al.*, 2016; García *et al.*, 2018), es esperable que el ΔMACRO pueda relacionarse con el NAN MACRO que quedan luego del MC. En este trabajo se observó que ΔMACRO tiende a 0 a medida que aumenta la concentración de NAN MACRO (Figura 3). Así, la estabilidad de los MACRO está relacionada con su concentración de NAN. Sin embargo, los R^2 fueron relativamente bajos (0,53, 0,30 y 0,45 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente).

Se ha comprobado que el NAN se relaciona con la EA (Domínguez *et al.*, 2016; García *et al.*, 2018). Además, la EA depende, por un lado del contenido de COT y de COP (Agostini *et al.*, 2012, García *et al.*, 2018) y por el otro, de la estabilidad de los MACRO. Ésta, a su vez, depende de su concentración de COP (Studdert, 2014) y de NAN (*i.e.* NAN MACRO). Por lo tanto, es factible esperar que el NAN MACRO se relacione con la EA y con el COT y el COP en la masa total del suelo. Se observó que el NAN MACRO se relacionó positivamente con el COT y el COP en la masa total del suelo (Figura 4). Los R^2 de las relaciones entre NAN MACRO y COT fueron 0,87, 0,57 y 0,73 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente, y los de las relaciones entre NAN MACRO y COP fueron 0,83, 0,45 y 0,69, respectivamente. El CDMP se relacionó negativamente con el NAN MACRO (Figura 5, con R^2 0,69, 0,55 y 0,67 de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente).

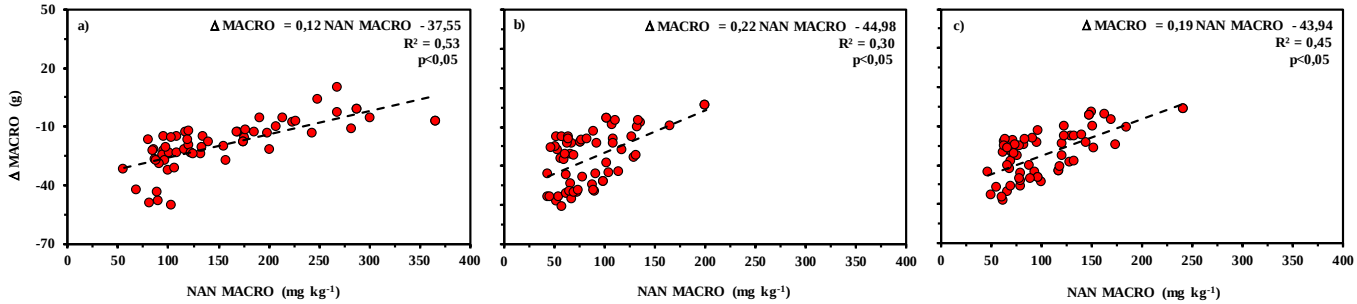


Figura 3: Cambio de masa entre mojado violento y mojado por capilaridad (Δ) de macroagregados de 250-8000 µm (ΔMACRO) en función del nitrógeno mineralizado en anaerobiosis en la fracción de macroagregados (NAN MACRO) para las profundidades de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c).

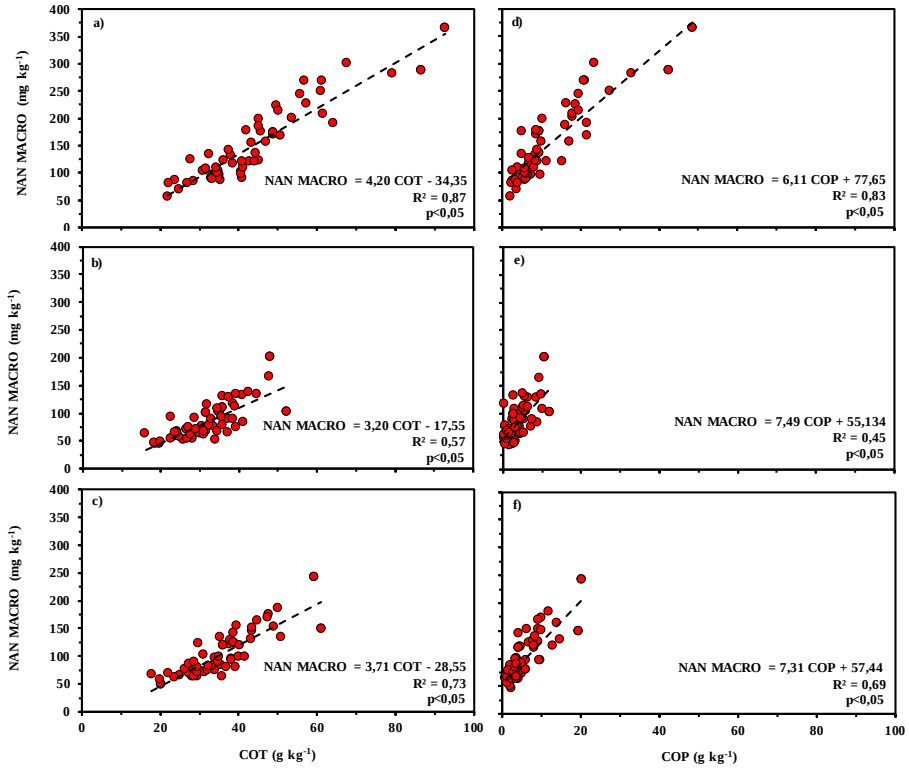


Figura 4: Regresiones entre nitrógeno mineralizado en anaerobiosis en agregados de 250-8000 µm (NAN MACRO) y carbono orgánico total (COT) (a, b, c) y carbono orgánico particulado (COP) (d, e, f) de 0-5 (fila superior), 5-20 (fila del centro) y 0-20 cm (fila inferior) de profundidad.

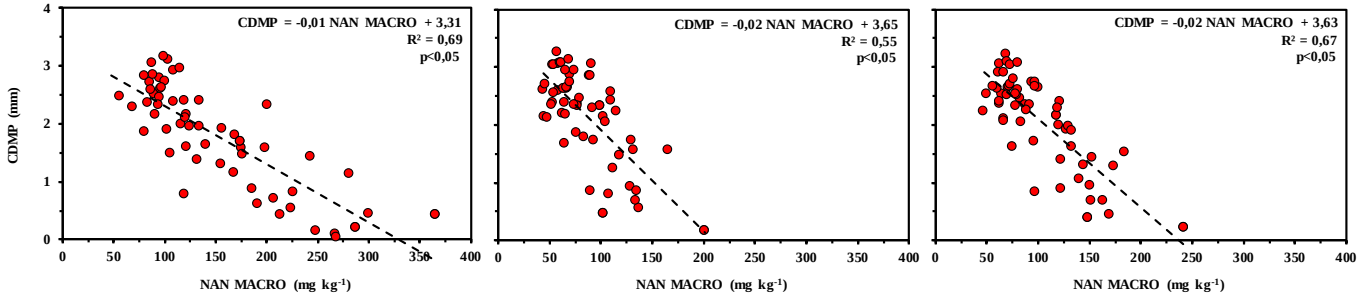


Figura 5: Regresiones entre cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) y nitrógeno mineralizado en anaerobiosis en agregados de 250-8000 µm (NAN MACRO) de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c) de profundidad.

El NAN MACRO se relacionó con el COT, el COP y la EA en la masa total del suelo y, por lo tanto, podría ser indicador de éstas propiedades y de otras relacionadas a ellas, pudiéndoselo utilizar como ISE. No obstante, el NAN MACRO no presentó mayor sensibilidad (*i.e.* tasa de cambio de la variable) que el NAN en la masa total del suelo por

unidad de cambio de COT ó COP (Tabla 2). Asimismo, los cambios en CDMP por unidad de cambio de NAN y de NAN MACRO (Tabla 3) no fueron estadísticamente diferentes ($p<0,05$). Las pendientes de las regresiones de NAN en masa total en función de COT y COP (Tabla 2, tomadas de García *et al*., 2018), no fueron significativamente diferentes a las de NAN MACRO en función de COT y COP para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm (Tabla 2, Figura 4). Asimismo, las pendientes de CDMP en función de NAN en masa total (Tabla 3, tomadas de García *et al*., 2018) no fueron estadísticamente diferentes a las de CDMP en función de NAN MACRO para 5-20 y 0-20 cm de profundidad (Tabla 3, Figura 5). No se realizaron comparaciones entre las pendientes de las regresiones de CDMP en función de NAN en masa total y en función de NAN MACRO de 0-5 cm, debido a que se ajustaron modelos diferentes (modelo lineal plateu y regresión lineal simple para CDMP en función de NAN en masa total y de NAN MACRO, respectivamente). Asimismo, en general, las relaciones entre NAN MACRO y COT, COP (de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad, Tabla 2) y CDMP (de 5-20 y 0-20 cm de profundidad, Tabla 3), no mostraron mejores ajustes que las de NAN en la masa total del suelo con dichas variables. Si bien se esperaba que el NAN MACRO fuera un ISE más sensible que el determinado en la masa total del suelo, resultó ser igual de sensible que éste. Esto puede deberse a que el NAN MACRO se relaciona con el NAN en la masa total del suelo. Se observaron regresiones lineales positivas entre NAN MACRO y NAN en masa total (con R^2 de 0,88, 0,73 y 0,88 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente, Figura 6). Ésto indica que tanto NAN en la masa total como NAN MACRO podrían ser utilizados de manera indistinta como ISE. Sin embargo, desde el punto de vista práctico, es más sencillo realizar NAN en la masa total del suelo que realizarlo en MACRO, ya que este último presenta mayor complejidad experimental e insume más tiempo. Gregorutti *et al*. (2013) reportaron resultados similares para otros suelos. Estos autores observaron una estrecha relación entre el NAN en la masa total del suelo y el NAN MACRO, indicando que una gran proporción de la fracción orgánica de N considerada por NAN determinado en la masa total del suelo, está protegido en los MACRO. Por ello, es imprescindible adaptar prácticas de manejo que procuren mantener o mejorar la estructura de los suelos y con ello su salud.

Tabla 2: Coeficientes de determinación (R^2) y pendientes de las regresiones: i) nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) vs. carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico particulado (COP) en la masa total del suelo (tomados de García *et al*., 2018), y ii) NAN en agregados de 250-8000 µm (NAN MACRO) vs. COT y COP en la masa total del suelo de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Profundidad	R^2				Pendientes (mg kg^{-1}/g kg^{-1})			
	NAN vs		NAN MACRO vs		NAN vs		NAN MACRO vs	
	COT	COP	COT	COP	COT	COP	COT	COP
0-5 cm	0,83	0,82	0,87	0,83	3,44	5,13	4,20	6,11
5-20 cm	0,58	0,54	0,57	0,45	2,65	6,75	3,20	7,49
0-20 cm	0,72	0,74	0,73	0,69	3,01	6,22	3,71	7,31

Tabla 3: Coeficientes de determinación (R^2) y pendientes de las regresiones: i) cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) vs. nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) en la masa total del suelo (tomados de García *et al*., 2018), y ii) CDMP vs. NAN en agregados de 250-8000 µm (NAN MACRO) de 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Profundidad	R^2		Pendientes (mm/mg kg^{-1})	
	CDMP vs NAN	CDMP vs NAN MACRO	CDMP vs NAN	CDMP vs NAN MACRO
5-20 cm	0,59	0,55	-0,02	-0,02
0-20 cm	0,71	0,67	-0,02	-0,02

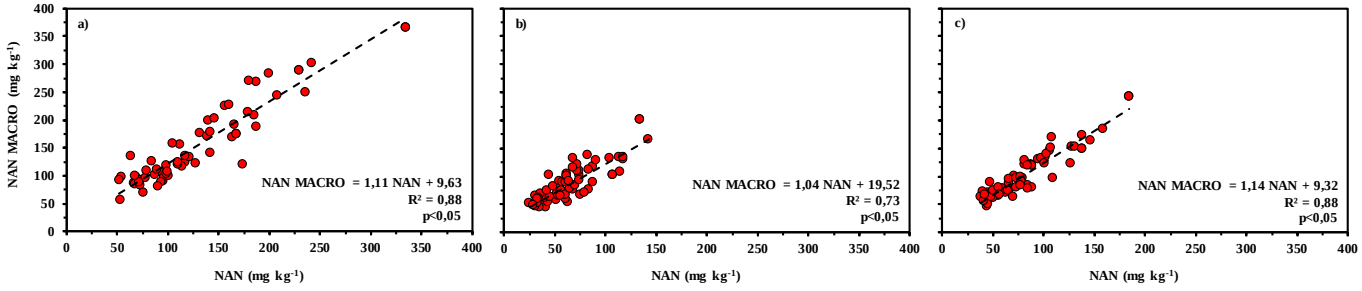


Figura 6: Regresiones entre nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) en agregados 250-8000 µm (NAN MACRO) y NAN en la masa total del suelo en 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c) de profundidad.

CONCLUSIONES

Se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. El NAN MACRO se relacionó positivamente con el COT, el COP y con la EA y, por lo tanto, podría ser un indicador de estas propiedades y de otras relacionadas a ellas en suelos del Centro-Sudeste Bonaerense con diferentes texturas e historias de manejo. Sin embargo, el NAN MACRO no presentó mayor sensibilidad que el determinado en la masa total del suelo. Por lo tanto, el NAN MACRO no presenta un desempeño sustancialmente mejor como ISE que el NAN en la masa total del suelo. Además, considerando que es un parámetro más difícil de determinar, no resulta ser más adecuado que el NAN en la masa total para monitorear el estado de salud de los suelos. No obstante, es necesario profundizar el análisis estadístico de los datos, así como discriminar entre situaciones de manejo y textura, e incluso ampliar el espectro de características edáficas, a los fines de corroborar estos resultados.

AGRADECIMIENTOS

La información de este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado en Ciencias Agrarias en curso de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092) y de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518/16 y AGR536/17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. Abril de 2012. En CD.
- Aparicio, VC & JL Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, JW & AJ Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Pp. 25-37. Soil Sci. Soc. Am.; Madison, Wisconsin, EEUU. SSSA Special Publication Nº 49.
- Echeverría, HE; NF San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo 18:9-16.
- García, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo. 34:127-138.
- García GV; GA Studdert, S San Martino; N Wyngaard; NI Reussi Calvo & F Covacevich. 2018. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis como indicador de la estabilidad de agregados. Actas XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo; Tucumán, Argentina, Mayo 2018. En CD.
- Gregorutti, VC; LE Novelli; RJM Melchiori; MV Ormaechea & OP Caviglia. 2013. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y su relación con el nitrogeno orgánico en diferentes fracciones. Ciencia del suelo 31:1-11.
- Mandiola, M; GA Studdert; GF Domínguez & CC Videla. 2011. Organic matter distribution in aggregate sizes of a molisol under contrasting managements. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 11:41-57.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R- project.org/.
- Roldán, MF; GA Studdert; CC Videla; S San Martino & LI Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- Studdert, GA. 2014. Materia orgánica y sus fracciones como indicadores de uso sustentable de suelos del Sudeste Bonaerense. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mesa Redonda: La materia orgánica como un indicador de calidad del suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires, 5 al 9 de mayo de 2014. En CD.
- Studdert, GA; GF Domínguez; MC Zagame & JC Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. Ciencia del Suelo. 33:65-78.

C4P59. TRATAMIENTO DE AGUA BICARBONATADA SODICA UTILIZADA PARA RIEGO SOBRE UN SUELO DEL SUDOESTE BONAERENSE

García, Ramiro. J[1]; Suñer, Liliana.[1 y 2]; Goñi, Leandro.[1]; Sarti, Martin[1] y Laurent, Gabriela.[1].

[1] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, San Andrés 800, 8000 Bahía Blanca. [2] Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) – CERZOS ramio.garcia@uns.edu.ar

RESUMEN

La zona Sudoeste de la provincia de Buenos Aires posee condiciones ecológicas aptas para el cultivo del olivo, que incrementan considerablemente su producción si se aplica riego. Las aguas que predominan en el área centro sur de la provincia de Buenos Aires son bicarbonatadas sódicas, lo que obliga adoptar prácticas de riego que permitan alcanzar un balance salino favorable. El objetivo de este trabajo fue anticipar el manejo del riego más adecuado en un suelo del sudoeste bonaerense para ser aplicado en olivos. Se aplicaron los siguientes tratamientos: I: suelo; II: suelo con aplicación de yeso en superficie, a cada uno de estos tratamientos se les aplicó riego con: a- agua de riego (de la napa); b- agua de riego + más ácido fosfórico; c- agua de riego más ácido sulfúrico. El suelo utilizado tenía un PSI de 12, una capacidad de intercambio catiónico y una concentración de Na^+ intercambiable de (22 y 2 $me.100g^{-1}$) respectivamente. Luego de someter el suelo a los distintos tratamientos de riego, el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) no presentó diferencias significativas con el agregado de yeso. Sin embargo, presentó diferencias significativas con el agregado de ácido, tanto fosfórico como sulfúrico. Los datos evaluados en el presente trabajo destacan que la adición de yeso no produjo diferencias en el PSI, pero sí la adición de ácidos, lo que permitiría anticipar que el manejo del riego con adición de ácido a este tipo de aguas es una alternativa viable para el riego de estos suelo del sudoeste bonaerense. Este procedimiento es compatible con el contenido salino de las aguas utilizadas y con las condiciones climáticas del área, permitiendo el mantenimiento de una agricultura sostenible para la región

Palabras claves: sodicidad, sostenibilidad, olivo

INTRODUCCIÓN

La zona Sudoeste de la provincia de Buenos Aires posee condiciones ecológicas aptas para el cultivo del olivo, que incrementa considerablemente su producción si se lo riega en momentos fenológicos críticos o en años de baja pluviometría (Pastor *et al*., 1999). Esto ha sido tenido en cuenta por productores locales en la implantación de nuevos olivares, alentados por la presencia en la región de agua subterránea de fácil extracción mediante perforaciones poco profundas (Paoloni & González U., 2005) de bajo caudal, pero con tenores salinos considerados medios y altos, con el consiguiente riesgo que conlleva su utilización en el cultivo. La mayoría de los suelos irrigados en el mundo están expuestos al peligro de la salinización o sodificación y estimaciones de la FAO (1975) indican que más del 50% de estas tierras han sido dañadas por salinización secundaria. La calidad del agua es esencial para la producción exitosa de cultivos, esta afecta tanto a los rendimientos de los mismos como a las características físicas del suelo, incluso si todas las demás condiciones y prácticas de producción son favorables.

Las aguas que predominan en el área centro sur de la provincia de Buenos Aires, que incluye el partido de Coronel Dorrego, están clasificadas como C3S3 (aguas altamente salinas y altas en sodio) según Richards (1954) y presentan valores de conductividad eléctrica entre 0,75 a 2,25 dS m^{-1} y de relación de adsorción de sodio (RAS) entre 11 y 18 (Baez, 1999). Aguas de estas características obligan generalmente a estudiar anticipadamente potenciales riesgos para el suelo y adoptar prácticas de riego que permitan alcanzar un balance salino favorable.

La cantidad de sal que se acumula en el suelo depende en gran medida del contenido salino del agua de riego, de la cantidad de agua aplicada y de que una cantidad adicional de agua, ya sea de riego o de lluvia, lixivie las sales de la zona efectiva de raíces (Rhoades & Halvorson, 1977). En nuestro caso un tema a dilucidar lo constituye el movimiento del agua frente a la barrera petrocálcica ya sea por su lenta infiltración o su escurrimiento subsuperficial.

Teniendo presente que el empleo de agua salina para riego altera las condiciones del suelo, afectando por ende el crecimiento y productividad de las plantas, para hacer un uso inteligente de tales aguas se entiende entonces como necesario, un conocimiento adecuado del sistema suelo-agua-planta. Por otro lado, para evitar el efecto pernicioso del sodio sobre una plantación de olivos es frecuente añadir calcio al suelo y así irrigar sin consecuencias negativas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la conveniencia o limitaciones del agua que se pretende usar para riego agrícola y determinar el posible manejo del riego en un suelo del sudoeste bonaerense para ser aplicado en olivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo

El suelo utilizado para este estudio procedió de una plantación de olivos de 50 años de edad, que se encuentra ubicada en las cercanías de la localidad de Faro, en el partido de Coronel Dorrego, Pcia. de Buenos Aires. Se trata de un perfil somero, clasificado como Paleudol petrocálcico, de entre 60 y 80 cm de profundidad que descansa sobre una capa de tosca (Teruel & Castelli, 2007).

Agua

El agua utilizada en este análisis tiene una conductividad eléctrica (CE) de 2,1 $dS.m^{-1}$ y una RAS de 13,8; se clasifica como S3C3, agua altamente salina y alta en sodio (Richards, 1954) o bien como C2S2 de mediana salinidad y sodicidad (Ayers & Westcot, 1976). El análisis permite establecer que predominan los bicarbonatos, por lo que existiría la tendencia del calcio y del magnesio a precipitar en forma de carbonatos a medida que la solución del suelo se vuelve más concentrada.

Tratamientos

Se aplicaron los siguientes tratamientos: I: suelo; II: suelo con aplicación de yeso en superficie, a cada uno de estos tratamientos se les aplicó riego con: a- agua de riego (de la napa); b-agua de riego + más ácido fosfórico; c- agua de riego más ácido sulfúrico. Para cada réplica se introdujo 20 g de suelo en un tubo cilíndrico (3 cm de diámetro y 12 cm de longitud). El tubo tenía una malla permeable en el extremo inferior para permitir el escurrimiento y evitar la pérdida de suelo. A dicho suelo se le aplicó el riego correspondiente. Teniendo en cuenta que el requerimiento hídrico del olivo en el ciclo del cultivo es de 111 mm $agua.ha^{-1}$; la eficiencia del gotero es de un 90% y la lluvia media en la región 600 $mm.ha^{-1}$ se realizaron los cálculos y se determinó que el riego deficitario para completar el requerimiento hídrico debería ser de 85 mL.

Se determinó la CE en extracto de saturación y Na^+ intercambiable, según las técnicas recomendadas por el Manual para el Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos (Richards, 1954). Se determinó el PSI como el cociente entre la concentración de Na^+ de intercambio y la Capacidad de intercambio catiónico (CIC) por desplazamiento con acetato de amonio y posterior valorazación del sodio.

Análisis estadísticos

Se realizó la evaluación de los resultados mediante el análisis de la varianza, las diferencias entre medias de tratamientos fueron determinadas mediante el test de Fisher ($p < 0,05$). Se utilizó el programa InfoStat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo utilizado tenía un PSI de 12, una CIC de 22 y una concentración de Na^+ intercambiablede 2 (Tabla 1).

Tabla 1: Valores de porciento de sodio intercambiable, capacidad de intercambio catiónico y sodio en el suelo estudiado

PSI %	CIC $me.100g^{-1}$	Na^{+} $me.100g^{-1}$
12	22	2

Luego de someter el suelo a los distintos tratamientos de riego, el porcentaje de sodio intercambiable no presentó diferencias significativas con el agregado de yeso. Sin embargo, presentó diferencias significativas con el agregado de ácido, tanto fosfórico como sulfúrico (Figura 1). Sin embargo, el ácido fosfórico fue el que presentó menores valores de CE en el extracto de saturación (datos no presentados).

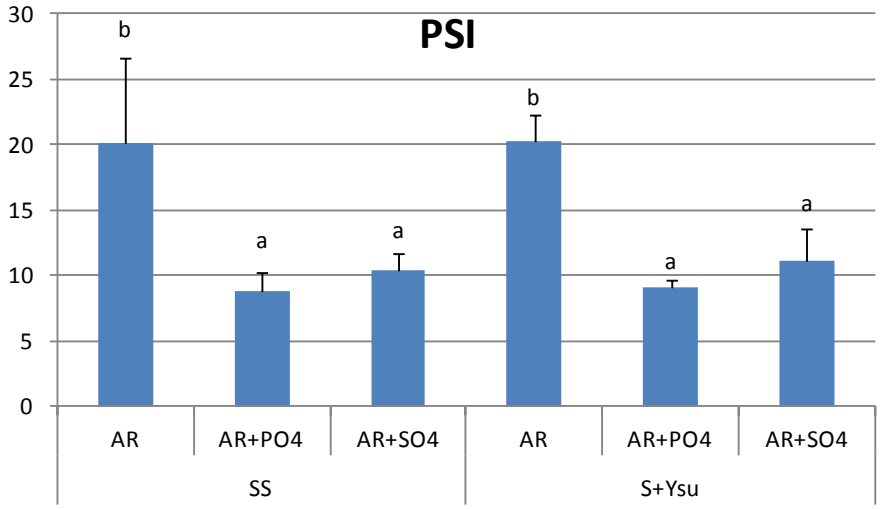


Figura 1: Porciento de sodio intercambiable de un suelo regado con agua de riego (AR), agua de riego + ácido fosfórico ($AR + PO_4^{+3}$) y agua de riego + ácido sulfúrico ($AR + SO_4^{-2}$).

CONCLUSIONES

Los datos evaluados en el presente trabajo destacan que la adición de yeso no produjo diferencias en el PSI, pero sí con la adición de ácidos, lo que permitiría anticipar que el manejo del riego con adición de ácido es una alternativa viable en el suelo del sudoeste bonaerense estudiado. Este procedimiento es compatible con el contenido salino de las aguas utilizadas y con las condiciones climáticas del área, permitiendo el mantenimiento de una agricultura sostenible para la región.

AGRADECIMIENTOS

Secretaría General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur por los subsidios otorgados.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayers, RS & DW Wescot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO: Riego y Drenaje. Roma. N° 29 (Rev.1) 173 p.
- Báez, A. 1999. Fuente, calidad y cantidad de agua para riego en el área de la CEI Barrow. En: Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. Monografía presentada como requisito para optar al

grado académico de Especialista en Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. de Mar del Plata, Est. Exp. Agrop. INTA Balcarce, 56pp

- FAO. 1975. Prognosis and salinity and alcalinity. Report of the Expert Consultation on Prognosis of Salinity and Alkalinity. FAO, Roma. 268pp.
- Paoloni, JD & M González Uriarte. 2005. Geoambiente y evaluación de las aguas freáticas del Partido de Coronel Dorrego (Provincia de Buenos Aires). Edit. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 108pp.
- Pastor, M; J Castro; MJ Mariscal; V. Vega & F Orgaz. 1999. Respuestas del olivar tradicional a diferentes estrategias y dosis de agua de riego. Investigación Agraria: Producción Vegetal 14 (3): 393-404.
- Rhoades, JD & AD Halvorson. 1977. Electrical conductivity methods for detecting and delineating saline seeps and measuring salinity in Northern Great Plains Soils. Agricultural Research Service. U.S. Department of Agriculture, USA, 45pp.
- Richards, LA. 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual de Agricultura Nº 60. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. 171pp.
- Teruel, E & L Castelli. 2007. Caracterización de tres suelos y determinación de parámetros para riego por goteo en el partido de Coronel Dorrego. Trabajo final de Técnico Superior en Suelos y Aguas. Dpto. de Agronomía, UNS, 89pp.

C4P60. LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE SERVICIO PARA USO FORRAJERO ¿AFECTA EL CARBONO DE SUELO?

Girard, Rodrigo; Eclesia, Roxana P.; Ojeda, Jonathan J.; Piñeiro, Gervasio y Caviglia, Octavio

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná. Ruta N° 11 Km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos.
eclesia.roxana@inta.gob.ar

RESUMEN

La inclusión de cultivos de servicio (CS) para forraje en secuencias dominadas por soja (*Glycine max [L.]* Merr.) permite reducir las pérdidas de carbono en la materia orgánica de suelo (C-MOS) en comparación al monocultivo. Este trabajo evaluó CS en secuencia con soja sobre la dinámica de C-MOS. Se utilizaron como CS melilotus (*Melilotus albus* Medik.) y raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), mientras que se mantuvo el barbecho como testigo. Así, las secuencias evaluadas fueron: melilotus/soja (Mel/Sj), raigrás/soja (Rg/Sj) y barbecho/soja (Bcho/Sj). Se sometió a los CS a tres intensidades de defoliación mecánica: alta (AI), baja (BI) y sin corte (SC). El experimento se llevó a cabo en INTA EEA Paraná, Entre Ríos (31°49'S; 60°32'O), durante tres años en el cual se analizó la producción de biomasa aérea y radical de las secuencias. Asimismo, se fraccionó la C-MOS en particulada (MOP) y asociada a minerales (MOAM) y se analizó el contenido de C en cada fracción. Mediante técnicas isotópicas de ^{13}C se diferenció el C nuevo formado a partir de los residuos de los cultivos (C_n) del C inicial remanente (C_r). El C_n-MOP en Rg/Sj, fue ~30 % y ~ 60 % superior que en Mel/Sj y Bcho/Sj, respectivamente. No se encontraron diferencias en los contenidos de C-MOS o Cn por efecto del corte. La biomasa radical de las secuencias se asoció directamente al contenido de C-MOP y C_n-MOP. La inclusión de CS redujo el 50 % de la pérdida de C-MOS durante el periodo evaluado. Los resultados demostraron que la inclusión de CS con objetivo forrajero sería una alternativa clave para reducir las pérdidas de C-MOS en secuencias dominadas por soja.

Palabras claves: raíces, stock de C, materia orgánica particulada, secuencias, sistemas mixtos

INTRODUCCIÓN

La tendencia hacia la agricultura continua y al monocultivo en los actuales sistemas de producción agropecuaria de la región Pampeana, representa un importante desafío para la sustentabilidad de los mismos. En la actualidad, los sistemas agrícolas predominantes en esta región se basan principalmente en la producción de cultivos estivales, con alta frecuencia de soja (*Glycine max* L.) (Viglizzo *et al.*, 2011). En este contexto, los cultivos invernales utilizados como cultivos de cobertura o de servicio (CS), surgen como una herramienta que permite conservar o mejorar la calidad de suelo en esquemas de agricultura continua (Komatsuzaki & Ohta, 2007). Sin embargo, su utilización no es una práctica común en la región. En éste sentido, una manera de promover su adopción podría ser la posibilidad de aprovechar los CS para uso forrajero, lo cual generaría un retorno económico extra al sistema.

La materia orgánica del suelo (MOS), y el carbono (C) como uno de sus principales componentes, han sido ampliamente utilizados como indicadores de calidad de suelo y de la sustentabilidad de los agro-ecosistemas (Viglizzo & Jobbágy, 2010). Asimismo, diferentes estudios destacan la importancia de la biomasa radical en la formación del carbono de la materia orgánica del suelo (C-MOS) debido a que la humificación de la biomasa radical es mayor que la de la biomasa aérea (Rasse *et al.*, 2005; Kong & Six, 2010). En éste sentido, es probable que la exportación de residuos aéreos para aprovechamiento forrajero no implique reducciones en los contenidos o en la formación de C-MOS.

Estudios previos han reportado que la cantidad de C que efectivamente ingresa al suelo depende de la productividad primaria neta de la vegetación, de su calidad (*i.e.*, relación C/N y composición bioquímica) y de la proporción de biomasa destinada a raíces u otros órganos subterráneos (Bolinder *et al.*, 2007; Piñeiro *et al.*, 2010). En este sentido, para iguales cantidades de biomasa, la mayor C/N de las gramíneas en relación a las leguminosas podría favorecer el ingreso de C al suelo, especialmente en secuencias con alta frecuencia de soja y sin inclusión de gramíneas estivales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión y tipo de CS (leguminosa o gramínea) y su combinación con el corte y exportación de la biomasa aérea, sobre la dinámica de diferentes fracciones del C-MOS, en una secuencia con soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción general y diseño del experimento

El experimento se instaló en abril de 2013 y fue conducido hasta abril de 2016 en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Paraná del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, 31°49'S; 60°32'O), provincia de Entre Ríos. El mismo se instaló sobre un suelo Vertisol, Cromuderte Árgico de la serie Febré (Plan Mapa de Suelos, 1998). El cultivo previo a instalar el ensayo fue maíz (*Zea mays* L.), que provenía de 10 años con una secuencia trigo (*Triticum aestivum* L.)/Soja-Maíz. El clima de la región es templado húmedo, con una precipitación media anual de ~1000 mm y una temperatura media anual de ~18,3 °C (Plan Mapa de Suelos, 1998). Los tratamientos surgieron de la interacción del tipo de CS y la altura de corte del mismo. El efecto del antecesor en la secuencia se testeó tomando el barbecho como testigo. Así, las secuencias evaluadas fueron: melilotus/soja (Mel/Sj), raigrás/soja (Rg/Sj) y barbecho/soja (Bcho/Sj). Mientras que los tratamientos de corte en los CS fueron: alta intensidad con corte a 6 cm (AI), baja intensidad con corte a 12 cm (BI) y sin corte (SC). El material cortado fue exportado de la parcela. Los cultivos fueron fertilizados anualmente con P (≈40 kg P_2O_5 ha^{-1}) y N (100 Kg N ha^{-1}, en el caso de las gramíneas). El diseño experimental consistió en parcelas divididas con estructura de parcelas en bloques completamente aleatorizado con tres repeticiones.

Muestreo de suelo y vegetación

Se tomaron muestras de suelo al inicio del experimento (abril de 2013) y luego de tres años (abril 2016) a diferentes profundidades de suelo (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm) utilizando un calador de 2 cm de diámetro. En forma simultánea se extrajeron muestras con cilindro de 54,29 cm^3 para estimar densidad aparente (Da). Hacia el final del ciclo de los CS y de la soja se tomaron muestras de la biomasa vegetal (aérea y radical).

Fraccionamiento del C-MOS y estimaciones de su dinámica

Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron por malla de 2 mm. Se realizó un fraccionamiento físico del suelo por tamaño (Cambardella and Elliott, 1992) donde se obtuvo la fracción arena (que incluyó la fracción C-MOP) y arcilla + limo (que incluyó la fracción C-MOAM), ambas fracciones componen la MOS. Debido a que el suelo utilizado fue un Vertisol con presencia de carbonatos, se realizó una eliminación de los mismos en cada fracción, utilizando 0,5 M de HCl y lavando con agua destilada los residuos del ácido.

Cada fracción de suelo y biomasa fueron acondicionadas para su posterior análisis de concentración de C y abundancia natural de isótopos de ^{13}C. Para ello, las muestras fueron enviadas al laboratorio de Isótopos Estables (DEVIL) de la Universidad de Duke (USA). A partir de los datos de concentración de C y la Da, se estimó el stock de C para cada fracción del C-MOS. A partir de la abundancia natural de ^{13}C, se estimó la señal isotópica al inicio del experimento en 2013 ($\delta^{13}C_i$) y al final del mismo en 2016 ($\delta^{13}C_f$) para cada fracción y de suelo, también en las muestras de biomasa ($\delta^{13}C_v$). Se utilizaron ecuaciones de mezclado para la estimación del carbono nuevo (Cn, ecuación 1) formado en el C-MOS y en el C-MOP y por diferencia en el C-MOAM. Asimismo, se estimó el carbono original remanente (C_r, ecuación 2) y la tasa de descomposición (*k*, ecuación 3).

$$Cn\ (\%) = \frac{\delta f - \delta i}{\delta v - \delta i} * 100 \qquad (1) \qquad C_r = (100\text{-}C_n)/100 * C_f \qquad (2) \qquad k = \frac{-\ln \frac{Cr}{Ci}}{t} \qquad (3)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las secuencias que incluyeron CS presentaron mayor contenido de C respecto a la secuencia Bcho/Sj, mientras que en todas las secuencias se observaron reducciones respecto al stock inicial, siendo significativas sólo en la secuencia Bcho/Sj (Tabla 1). Por otra parte, no se observaron diferencias en el contenido de C-MOP y C-MOAM por efecto del corte y exportación de la biomasa aérea de los CS, obteniendo, luego de tres años de experimento, valores similares tanto para el CS que aportó toda la biomasa (SC), como en aquel cultivo en que se exportó el 90% de la biomasa aérea (AI).

Tabla 1: Stock de C (± error estándar, EE) en la materia orgánica particulada (C-MOP), asociada a minerales (C- MOAM) y total (C-MOS) de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidad de suelo para tres secuencias continuas de cultivo de servicio/soja (melilotus/soja, raigrás/soja, barbecho/soja) luego de 3 años desde el inicio del experimento.

			Secuencias de cultivos		
	Prof. (cm)	Inicial	Melilotus/Soja	Raigrás/Soja	Barbecho/Soja
C-MOP (Mg ha^{-1})	0-5	1,33 ± 0,10	1,12 ± 0,04 a	1,19 ± 0,25 a	0,74 ± 0,10 a§
	5-10	0,49 ± 0,15	0,27 ± 0,04 a	0,35 ± 0,09 a	0,23 ± 0,04 a
	10-20	0,48 ± 0,06	0,48 ± 0,13 a	0,26 ± 0,03 a	0,31 ± 0,07 a
	20-30	0,55 ± 0,02	0,50 ± 0,04 a	0,52 ± 0,10 a	0,25 ± 0,08 a§
	0-30	**2,85 ± 0,15**	**2,38 ± 0,23 a**	**2,32 ± 0,34 a**	**1,53 ± 0,06 a****
C-MOAM (Mg ha^{-1})	0-5	14,97 ± 0,90	13,17 ± 0,51 a	14,05 ± 0,45 a	12,77 ± 1,06 a§
	5-10	12,45 ± 0,34	11,80 ± 0,35 a	11,28 ± 0,27 a	10,33 ± 0,39 b
	10-20	25,29 ± 1,45	22,73 ± 1,51 a	21,85 ± 0,91 a	18,19 ± 1,52 a**
	20-30	23,50 ± 1,29	21,03 ± 1,25 a	22,04 ± 2,67 a	16,77 ± 1,10 a§
	0-30	**76,21 ± 2,15**	**68,73 ± 3,11 a***	**69,23 ± 3,64 a**	**58,07 ± 3,39 a****
C-MOS (Mg ha^{-1})	0-5	16,29 ± 0,48	14,29 ± 0,70 a	15,24 ± 2,51 a	13,51 ± 1,04 a§
	5-10	12,94 ± 0,33	12,08 ± 0,35 a§	11,63 ± 1,00 a	10,56 ± 0,41 b§
	10-20	25,77 ± 1,44	23,21 ± 0,88 a	22,11 ± 0,30 a	18,51 ± 1,59 a**
	20-30	24,06 ± 1,24	21,53 ± 2,77 a	22,56 ± 3,79 a	17,02 ± 1,15 a§
	0-30	**79,06 ± 2,94**	**71,10 ± 3,83 a§**	**71,54 ± 5,11 a**	**59,60 ± 3,37 a****

Letras distintas en una misma fila indican diferencias significativas entre secuencias para el mismo estrato de suelo según test de Tukey (α<0,05). Los símbolos *(p<0,05), **(p<0,01), §(p<0,1) indican cambios significativos en el C final respecto al C inicial para cada secuencia según test de Tukey (α<0,05).

Se encontraron diferencias de Cn formado (0-30 cm) a partir de las distintas secuencias (Fig. 1), aunque no hubo efecto significativo por efecto del nivel de corte (p>0,05). Por otro lado, no hubo diferencias en el Cr de los diferentes tratamientos. La inclusión de raigrás aumentó la formación de C en mayor medida respecto a la secuencia que incluyó melilotus, mientas que la secuencia Bcho/Sj presentó los menores valores de formación de C (Fig. 1). Al cabo de 3 años del experimento, los contenidos de Cn-MOP (0-30 cm) oscilaron entre 0,82 y 1,37 Mg ha^{-1} para las secuencias Bcho/Sj y Rg/Sj respectivamente, mientras que el Cn-MOS varió entre 2,52 y 3,82 Mg ha^{-1} para las secuencias Bcho/Sj y Rg/Sj respectivamente. El Cn-MOP formado en la secuencia Rg/Sj, fue 30 % superior a la secuencia Meli/Sj (~0,3 Mg ha^{-1}) y 60 % superior a la secuencia Bcho/Sj (~0,55 Mg ha^{-1}) (p<0.05). El Cn-MOAM mostró tendencia a aumentar con CS aunque sin diferencias significativas (p=0.08) (Fig. 1). A pesar de que no hubo diferencia en el Cr entre las secuencias de cultivo ni en la tasa de descomposición (*k*), se observó una tendencia a preservar el C remanente original en la secuencia Mel/Sj y a descomponerlo mayormente en la Bcho/Sj (Fig. 1).

Esto sugiere que la secuencia que incorporó más C a su vez lo descompuso a mayor tasa. En efecto, pueden ocurrir aumentos en el C-MOS asociados a aportes de biomasa con alta C/N debido a su baja tasa de descomposición, pero también disminuciones debido a que se estimula la descomposición del Cr formado previamente (Pinto *et al.* 2016; Quirós-Herrera *et al.* 2006). En este sentido, la mayor relación C/N de los residuos de la gramínea (raigrás ~40 y melilotus ~15) podría estar conduciendo a un "priming effect". Este efecto se genera debido al aumento de requerimientos de N por parte de los microorganismos, estimulando a una mayor descomposición del C-MOS (Kuzyakov et al., 2000; Mazzilli et al., 2014). En este sentido, la inclusión de leguminosas como CC (*e.g.* melilotus) permitiría incorporar N al suelo con el objetivo de generar un balance entre los aportes de C y N (Balota *et al.*, 2014). A pesar de que no se detectaron diferencias de stock de C entre ambos CS, posiblemente las diferencias observadas en la dinámica de C tengan implicancias en los stocks de C hacia el mediano y largo plazo.

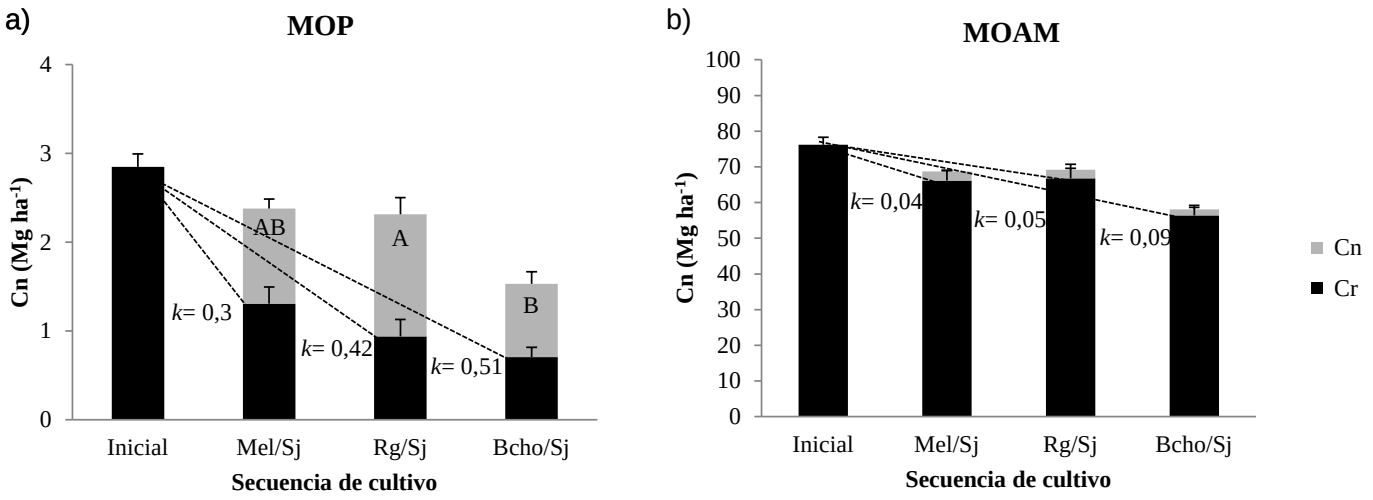


Figura 1: Carbono nuevo (C_n) y remanente (C_r) en a) la materia orgánica particulada (MOP) y b) asociada a minerales (MOAM) en tres secuencias de cultivos de servicio/soja (melilotus/soja [Mel/Sj], raigrás/soja [Rg/Sj], barbecho/soja [Bcho/Sj]) en el estrato de suelo de 0-30 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas de C_n entre secuencias, según test de Tukey (α=0,05). Las líneas punteadas señalan la caída del C original inicial y k es la tasa de descomposición del C original inicial para cada fracción. Las barras corresponden al error estándar de la media.

CONCLUSIONES

La inclusión de un CS en secuencias con soja fue fundamental para preservar los niveles de C en el suelo, a pesar de que se extrajo del sistema una gran proporción de la parte aérea. Tal es así que, al cabo de tres años de experimento, no se observó efecto de la extracción de residuos aéreos sobre el C-MOP y C-MOAM. Sin embargo, se observó un efecto de la inclusión de CS y del tipo de CS (gramínea o leguminosa). El tipo de CS modificó las tasas de ingresos (a través del Cn) y tendió a modificar también los egresos (cuantificados a través del *k*), por lo que dichos cambios podrían tener implicancias más marcadas en el mediano y largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por INTA (PNSUELO 1134042, PNPA 1126073, ERIOS 1263101y ERIOS 1263102) y por IPCVA (Convenio 27788).

BIBLIOGRAFÍA

- Balota, EL.; Calegari, A; Nakatani, AS & MS Coyne. 2014. Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. Agriculture, Ecosystems and Environment 197: 31–40.
- Bolinder, MA; Janzen, HH; Gregorich, EG; Angers, DA & AJ Vanden Bygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture, Ecosystems & Environment 118: 29–42.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. Soil Science Society of America Journal 56:777-783.
- Komatsuzaki, M & H Ohta. 2007. Soil management practices for sustainable agro-ecosystems. Sustainability Science 2: 103–120.
- Kong, AY & J Six. 2010. Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. Soil Science Society of America Journal 74: 1201–1210.
- Kuzyakov, Y; Friedel, JK & K Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects 32: 1485-1498
- Mazzilli, SR; Kemanian, AR; Ernst, OR; Jackson, RB & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. Soil Biology and Biochemistry 75: 273–281.

- Pinto, P; Sawchik, J; Terra, J; Ayala, W; Silva, L; Barrios, E & G Piñeiro, G. 2016. Formación y descomposición de la materia orgánica del suelo bajo distintos cultivos de cobertura. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Argentina.
- Piñeiro, G; Paruelo, JM; Oesterheld, M & EG Jobbágy. 2010. Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. Rangeland Ecology & Management 63: 109–119.
- Plan Mapa de Suelos.1998. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos, Serie Relevamiento de Recursos Naturales N° 17: 114.
- Quirós-herrera, R; Ramírez-martínez, C; Mesoamericana, A & UDC Rica. 2006. Redalyc.Efecto de rastrojos en el nitrógeno de biomasa microbiana en un agroecosistema arrocero inundado 17: 167–178.
- Rasse, D.P; Rumpel, C & MF Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant and Soil 269: 341–356.
- Viglizzo, EF & E Jobbágy. 2010. Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental. INTA, Buenos Aires, Argentina. 79.
- Viglizzo, EF; Frank, FC; Carreño, LV; Jobbágy, EG; Pereyra, H; Clatt, J; Pincén, D & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biology 17: 959–973.

.

C4P61. VARIACIONES DE SUPERFICIE Y TIEMPO DE PASTOREO SOBRE LA ALTURA DEL PASTO, HUMEDAD Y COMPACTACIÓN DEL SUELO

González Cáceres, Eugenio.; Rasche Álvarez, Jimmy W.; Duarte Monzón, Alder D.; Quiñonez Vera, Laura R.; Bonnin Acosta, Juan J.; Alonzo Griffith, Luis A. y Enciso Santacruz, Derlis.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mcal. López 2160. San Lorenzo, Paraguay. gonzalezeugenio21@gmail.com

RESUMEN

La ganadería es una actividad productiva que ha venido incrementándose, y ha ganado un importante espacio, mientras a la par sus efectos negativos para el suelo van evidenciándose. El objetivo de esta investigación fue analizar el efecto del manejo de pastoreo sobre la altura del pasto, humedad y compactación del suelo. El estudio fue realizado en el Departamento de Boquerón, Paraguay. La investigación se realizó en un cuasi experimento y se realizó bajo un esquema de un diseño completamente al azar, evaluando diferentes sistemas de manejo. Se evaluaron 3 tratamientos, que consisten en variaciones de tiempo de pastoreo y superficie de cada tratamiento: el T1 (12,5 ha con un sistema de pastoreo de 2 días y tiempo de descanso de 30 días), T2 (25 ha con un sistema de pastoreo de 4 días y tiempo de descanso de 28 días) y T3 (50 ha con un sistema de pastoreo de 8 días y tiempo de descanso de 24 días). Para cada tratamiento se tuvo una misma carga animal y diferentes números de repeticiones. Las variables evaluadas fueron: altura del pasto, humedad y compactación del suelo. Se obtuvo diferencias significativas en la altura del pasto y la humedad del suelo, la altura del pasto en el T3 presentó la media más baja de 92,1 cm, el T1 y T2 estadísticamente fueron iguales con promedios de 101,5 cm y 109,2 cm de altura respectivamente, en relación a la compactación del suelo no se encontró diferencias significativas a nivel estadístico, presentando una media general de 1,03 MPa. La variación de superficie y los sistemas de manejo de pastoreo influye en la altura del pasto y humedad del suelo.

Palabras clave: sistemas de pastoreo, descanso de pastura, manejo de suelo en pasturas

INTRODUCCIÓN

En la actualidad uno los mayores desafíos que enfrentan los especialistas del sector ganadero se relacionan con la generación de soluciones para disminuir la degradación del suelo, ya que como consecuencia de las actividades ganaderas, extensas áreas de tierra han sido degradadas, algunas en forma irreversible. Si bien la ganadería es una actividad productiva creciente, los efectos negativos por el manejo inadecuado del suelo se hacen más evidentes. Por lo cual, uno de los desafíos más grandes que enfrenta la investigación es la necesidad de desarrollar sistemas de manejos ganaderos viables que sean capaces de asegurar la producción incrementada y sostenible con un mínimo de degradación del recurso suelo.

Según Teuber & Parga (2003), un adecuado sistema de pastoreo es aquél que permite optimizar la producción de forraje de alta calidad y maximizar su consumo por los animales.

Parga (2003), menciona que el manejo de pastoreo es uno de los factores relevantes en la gestión técnico-económica de las explotaciones ganaderas, por una parte afecta la producción y persistencia de la pradera y, por otra, controla la disponibilidad y la calidad del pasto ofrecido a los animales, determinando así su nivel de consumo y eficiencia de utilización. En este sentido, decisiones de manejo tales como la frecuencia y la intensidad de pastoreo resultan clave para permitir una elevada producción de carne por animal y por hectárea, repercutiendo en la eficiencia y rentabilidad global de la explotación. El momento o frecuencia de utilización y la intensidad de pastoreo influyen directamente en los procesos de crecimiento y pérdida de hojas, determinando en gran medida la producción neta de la pradera.

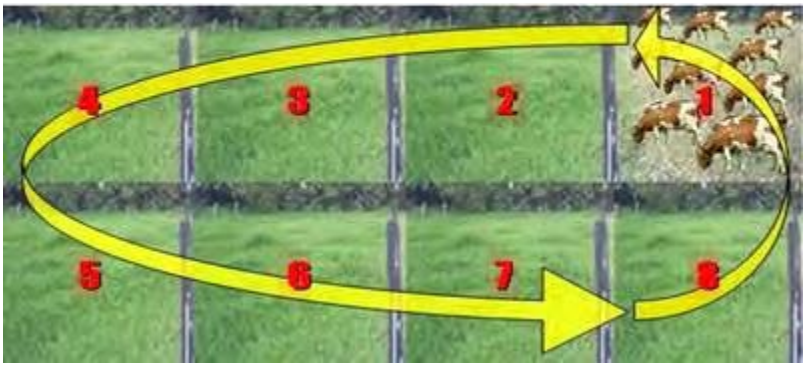
Siavosh (2005), menciona que pese a la importancia del tema, han sido pocos los esfuerzos para determinar el impacto de la ganadería sobre el suelo y, aunque actualmente existen alternativas tecnológicas más racionales, el nivel de su adopción ha sido relativamente bajo. El establecimiento de los sistemas ganaderos afecta la biodiversidad, modifica el balance de los nutrientes, aumenta la compactación en un tiempo relativamente corto (menor que 2 ó 3 años), reduce el volumen de los espacios porosos, disminuye la velocidad del flujo del agua y propicia la erosión.

La estrategia de pastoreo debería apuntar al mantenimiento del vigor de las especies claves del pastizal, de modo tal de permitir la expresión del potencial productivo, la capacidad reproductiva y la habilidad competitiva de las mismas El "pastoreo rotativo" de los experimentos, a escala temporal y espacial reducida y aplicado como tratamiento (carga animal fija, periodos de pastoreo y descanso fijos), dista en mucho del "pastoreo rotativo" adaptativo, flexible, que enfatiza beneficios socio-económicos, aplicado a escala comercial (Distel, 2013).

El objetivo de este trabajo fue analizar el efecto del manejo de pastoreo sobre la altura del pasto, la humedad y compactación del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Colonia Campo Loa, Estancia Nepolhing-Picada Ancha I y II en el distrito Chaco, ubicado en el Departamento de Boquerón, Paraguay, está situado al noroeste de la Región Occidental del Paraguay, entre los paralelos 22°20'20.5" latitud Sur y entre los meridianos 60°40'31.4" de longitud Oeste. El establecimiento cuenta con más de 4.000 ha de pasturas implantadas, primariamente con Gatton Panic, y 3.000 ha de reserva de bosque nativo. La investigación se realizó bajo un esquema de un diseño completamente al azar, evaluando diferentes sistemas de manejo de pastoreo sobre la altura del pasto, humedad y compactación del suelo. Se evaluaron 3 tratamientos en la investigación, que consisten en variaciones de superficie y tiempo de pastoreo de cada tratamiento: el T1 200 ha de superficie, divididas en 16 potreros de 12,5 ha con un sistema de pastoreo de 2 días y tiempo de descanso de 30 días, T2 200 ha de superficie, divididas en 8 potreros de 25 ha con un sistema de pastoreo de 4 días y tiempo de descanso de 28 días y T3 200 ha de superficie, divididas en 4 potreros de 50 ha con un sistema de pastoreo de 8 días y tiempo de descanso de 24 días, para cada tratamiento se tuvo una misma carga animal y diferentes números de repeticiones (cada potrero es una repetición), siendo para el T1-16 repeticiones, para el T2-8 repeticiones y T3-4 repeticiones. Las variables evaluadas fueron: altura del pasto, humedad y compactación del suelo. La altura del pasto se midió con un Sward Stick construida para tal medición, la compactación del suelo fue determinada con un Penetrómetro Electrónico Digital (PenetroViewer 6.07) de 0 hasta 60 cm de profundidad, el equipo tiene adaptada por la misma un medidor de humedad con el cual se realizaron las mediciones de la misma a una profundidad de 0-10 cm, para cada variable se tomaron 20 puntos en forma de zig-zag de cada potrero. Las unidades de observación con sus respectivas repeticiones tienen una dimensión total de 600 hectáreas. El estudio se inició en el mes de julio del 2017, cada trimestre se realiza el pesaje del ganado para observar las variaciones de peso por tratamiento, las variables presentadas en este trabajo se midieron a los 6 meses después del inicio de la investigación, correspondientes a resultados preliminares del estudio.



Fuente: adaptado de Franco, 2009

Figura 1. Representación del sistema de rotación utilizado en la investigación

Los datos obtenidos fueron sometidos a análisis de varianza para determinar si hubo o no diferencia estadísticas significativas entre los tratamientos aplicados. Con los resultados que arrojaron diferencias significativas se procedió a realizar la comparación de medias, utilizando el test de Tukey al 5% de probabilidad de error.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se muestran los valores medios de las variables evaluadas, se obtuvo diferencias significativas en la altura del pasto y la humedad del suelo, sin embargo, en relación a la compactación del suelo no se encontró diferencias significativas a nivel estadística.

En la altura del pasto se evidencia la influencia de las variaciones de la superficie de los potreros y el sistema de pastoreo, donde el T2 estadísticamente es superior al T3 e igual al T1, con esto se cumple la primera ley de Voisin de pastura mencionada por Suárez (2013) y Fernández (2007), "Para que un pasto cortado por el diente del animal pueda dar su máxima productividad, es necesario que, entre dos cortes sucesivos a diente, haya pasado el tiempo suficiente, que permita al pasto descansar lo suficiente entre un pastoreo y otro para que la planta pueda recuperar las reservas en la raíz. Como así también cumple con la segunda ley de Voisin mencionado por el mismo autor, referido al tiempo que los animales permanecen en una parcela tiene que ser lo suficientemente corto para que el pasto consumido por el animal al comienzo de la ocupación del potrero, no sea cortado nuevamente por los animales antes de que estos dejen la parcela.

Si bien en el T1 los animales pastorean solamente 2 días y el potrero tiene un descanso de 30 días, la superficie de esta (12,5 ha) es la mitad de la superficie del T2 (25 ha) y en el T2 los animales pastorean 4 días, estos tratamientos no difirieron estadísticamente entre ellas, no así en comparación con el T3, en el cual el sistema de pastoreo adoptado es de 8 días en una superficie de 50 ha, se puede considerar que este tiempo de pastoreo y descanso de este potrero al que es sometido no le permite al pasto recuperarse adecuadamente y no se cumple con las leyes de pastura mencionado anteriormente, cabe destacar que la superficie del T3 es el doble del T2 y el triple del T1, sin embargo, de igual manera por el tiempo en que los animales se quedan en el potrero el pasto no llega a recuperarse adecuadamente para el siguiente ingreso de los animales.

Tabla 1. Altura del pasto, resistencia del suelo a la penetración y humedad del suelo bajo diferentes sistemas de manejo ganadero, Boquerón, Paraguay, 2018.

Tratamientos	Altura del pasto (cm)	Resistencia del suelo a la penetración (MPa)	Humedad (%)
T1	101,54 ab	1,03 a	20,19 b
T2	109,16 a	0,96 a	20,63 b
T3	92,06 b	1,09 a	28 a
Media	100,92	1,03	22,94
CV (%)	8,22	18,20	20,15

CV: Coeficiente de variación. Medias seguidas por diferentes letras en la columna difieren estadísticamente entre sí por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad de error.

La compactación del suelo no mostró diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos estudiados, observándose que existe una tendencia de aumento de compactación en el T3 en donde los animales permanecen por más tiempo que sería de 8 días de pastoreo, siendo esta el doble del tiempo de pastoreo que en T2 y el triple en comparación al T1, estos resultados pueden estar influenciado por la alta humedad que presentó el suelo al momento de realizar las evaluaciones de compactación del suelo, en la misma se obtuvo diferencias significativas entre los tratamientos estudiados. A pesar de que el T3 estadísticamente presentó una humedad superior a los otros tratamientos la compactación sigue presentando valores numéricos más altos en comparación al T1 y T2, por lo que se deduce que la compactación del suelo puede estar afectada cuando los animales se quedan muchos días pastoreando en los potreros.

Martínez *et al*. (2014), evaluaron cuatro niveles de intensidad de pisoteo que fueron nula (A), media (B), alta (C), y muy alta (D), en la misma verificaron que el grupo A presentó el valor de la resistencia mecánica (Rp) del suelo más bajo, entre 0 y 10 cm (4,41 MPa).

CONCLUSIONES

La altura del pasto se ve influenciada por las variaciones de superficie y tiempo de pastoreo de los animales.

En la compactación del suelo en el corto tiempo de implantación de la investigación ya existe tendencia de aumento de la misma con las variaciones de superficie y tiempo de pastoreo, por lo que es importante seguir con la investigación para ver los efectos de los tratamientos en la compactación del suelo a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

A la empresa Emprendimientos Rurales por financiar parte del trabajo y proveer el establecimiento para la investigación.

A la Facultad de Ciencias Agrarias por proveer los equipos utilizados para las evaluaciones de las variables.

Al CONACYT por la financiación del Proyecto POSG16-178 “Postgrado en Ciencia de Suelos y Ordenamiento Territorial”.

BIBLIOGRAFÍA

- Distel, RA. 2013. Manejo del pastoreo en pastizales de zonas áridas y semiáridas. Revista Argentina de Producción Animal Vol 33 (1): 53-64. Disponible en: http://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/1469/manejopastoreozonasaridas.pdf?sequence=1&isAllowed=y Fecha de consulta 27 febrero 2018.
- Fernández, CE. 2007. Sistema de pastoreo racional. Sitio Argentino de Producción Animal. 27:16-19. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/68-racional.pdf. Fecha de consulta 21 febrero 2018.
- Franco, M. 2009. Las leyes universales de André Voisin para el pastoreo racional. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/115-Voisin.pdf. Fecha de consulta 10 febrero 2018.
- Martínez, D; A Landini; E Soza; O Heredia; C Sainato. 2014. Agro-Ciencia, Rev. Chil. Cs. Agropec. 27(1):5-14. Efecto del pisoteo animal sobre las propiedades de un suelo. Parte I: densidad aparente, humedad, resistencia a la penetración, y modelos asociados. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/97-Efecto_pisoteo_1.pdf. Fecha de consulta 20 febrero 2018.
- Parga, J. 2003. Utilización de praderas y manejo de pastoreo con vacas lecheras. Instituto de Investigaciones Agropecuarias – Centro Regional de Investigación Remehue. Disponible en: http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR30029.pdf. Fecha de consulta 20 febrero 2018.
- Parga, J. & N Teuber. 2003. Manejo del pastoreo con vacas lecheras en praderas permanentes. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. INIA Remehue. Disponible en: http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/boletines/NR33838.pdf. Fecha de consulta 28 enero 2018.
- Suárez, D. 2013. Pastoreo racional voisin, la salvación de tu ganadería. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/171-Pastoreo_Racional_Voisin.pdf. Fecha de consulta 22 febrero 2018.
- Siavosh, Kh. 2005. Impacto de la ganadería sobre el suelo alternativas sostenible de manejo. Disponible en: http://www.desertificacion.gob.ar/mapas/modelos/impacto%20de%20la%20ganaderia%20sobre%20el%20suelo.pdf. Fecha de consulta 22 febrero 2018.

C4P62. MICROEMBALSES PARA EL ORDENAMIENTO DE LOS ESCURRIMIENTOS HIDRICOS EN LA CUENCA LA ESPERANZA (DPTO. RIO CUARTO)

Gonzalez, Jorge y José Corigliano

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Av. Prof. Leónidas Cholaky Km 604. Río Cuarto. Argentina. jgonzalez@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Los procesos erosión hídrica que ocurren en la provincia de Córdoba, han tenido un fuerte crecimiento en los últimos años, por tal motivo la secretaria de recursos hídricos de la provincia de Córdoba ha lanzado y financiado un programa de ejecución de microembalses para regular los escurrimientos a nivel de cuencas agrícolas. La cuenca La Esperanza (dpto. Río Cuarto se encuentra ubicada al oeste de las localidades de Gigena y Coronel Baigorria. Se están ejecutando 13 reguladores de tierras. Para la definición del proyecto se utilizaron modelos hidrológicos, como el HEC-HMS, sistemas de información geográfica como el Quantun GIS y equipos Trimble 3300 para realizar levantamientos topográficos de detalles en los lugares donde se emplazan los microembalses. La construcción de microembalses de tierra debe ir acompañado del manejo integral de los suelos y del relieve.

Palabras clave: microembalses, erosión hídrica, cuenca

INTRODUCCIÓN

Gran parte de la región central de la Provincia de Córdoba presenta, desde hace algunas décadas, un desequilibrio en su dinámica hidrológica, este fenómeno se manifiesta por un proceso de erosión y sedimentación hídrica. En la provincia de Córdoba las áreas agrícolas con un grado significativo de erosión hídrica abracan una superficie de 3,2 M de has (Casas & Albaracín, 2015). Los principales departamentos afectados son Tercero Arriba, Rio Cuarto, Calamuchita y Marcos Juárez. Tierras con un grado leve de erosión hídrica representan unas 206.971 ha (%), con grado moderado 1.729.417 ha (%) y con un grado alto 1.243.612 ha (%) (Casas & Albaracín, 2015)

En la cuenca de estudio se puede observar diferentes tipos y grados de erosión hídrica, afectando los rendimientos agrícolas, debido a la pérdida de suelos y nutrientes entre otras causas, como así también a la infraestructura pública (caminos, alcantarillas, entre otras), impactando de manera negativa en la economía regional y provincial.

Entendemos a la cuenca hidrográfica como la unidad mínima de gestión y ordenamiento territorial. Las premisas a tener cuenta y aplicar en dicho ordenamiento consisten en incorporar el agua de lluvia al proceso productivo, para ellos se deben aplicar técnicas de manejo de suelo y técnicas de manejo del relieve, otra premisa sería retener el agua de lluvias donde cae, para ellos se pueden construir presas de hormigón o de tierra, reguladores de escurrimiento y la última premisa a considerar es conducir los excesos hídricos para evitar daños en poblaciones urbanas e inundaciones en tierras altamente productivas. Los reguladores de escurrimiento son estructuras de tierra ubicadas transversalmente a las vías naturales de escurrimiento, consistentes en un murallón de tierra, una salida o descarga principal, un área de embalse y una salida o vertedero de emergencia. Su función en la cuenca es la de modificar el hidrograma de escurrimiento aguas abajo de la estructura, disminuyendo los caudales pico y alargando la duración del hidrograma.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca La Esperanza se encuentra al oeste de la localidad de Alcira Gigena (Córdoba) y pertenece al sistema del arroyo Chucul. La misma tiene una superficie aproximada de 2100,72 has y está ubicada en los paralelos -32,764611° y -32,800845°latitud Sur y los meridianos -64,460589° y -64,525059° longitud oeste. El área presenta un relieve normal fuertemente ondulado con pendientes largas, con gradientes de hasta un 5%. El relieve y el paisaje se presentan como un conjunto de lomas, medias lomas y bajos muy concentradores de agua (Cantero *et al.*, 1986). Los suelos son bien drenados, desarrollados a partir de material loéssicos franco limosos, y están clasificados como Haplustoles típicos (Agencia Córdoba Ambiente-INTA, 2006).

La metodología consistió en una recopilación de antecedentes, abarcando desde la hidrogeomorfología, caracterización del tipo y uso del suelo, el régimen pluvial, hasta la identificación de obras existentes en el área de estudio.

Se realizó un relevamiento topográfico con GPS diferencial marca Trimble modelo 3300 a escala de detalle y semidetalle, los datos obtenidos fueron procesados con el software Quantum GIS, obteniéndose el modelo digital del terreno y el mapa de curvas de nivel. A partir de esta información se obtuvieron las subcuencas en forma automática con el software Qgis versión 2.18.

Se realizó una exhaustiva interpretación visual de imágenes satelitales provistas por la plataforma Google Earth para definir las distintas unidades de tierras, procesos degradacionales y usos de las mismas.

Se definieron los parámetros hidrológicos necesarios para incorporarlos al software hidrológico HEC-RAS (USACE , 2009) el cuál arrojó los valores de caudales picos (m^3/s) y las dimensiones que tendrían los microembalses para un escenario de uso actual y para un escenario de aplicación de técnicas de conservación en toda la cuenca.

Se realizaron varias recorridas para definir el uso y manejo por subcuencas, datos necesarios para definir los valores de CN (USDA, 1972) que se aplican en modelo hidrológico, arriba mencionado.

Se recolectaron registros pluviométricos diarios con un período de 28 años (1988-2016), a partir de los cuales se realizó el análisis estadístico descriptivo y probabilístico para definir los diferentes períodos de retorno y las correspondientes tormentas de diseño según lo planteado por Camaaño Nelli & Dasso (2003) .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los registros pluvimétricos analizados indican que las precipitaciones medias anual es de 886,1 mm distribuidos según un régimen de lluvias de tipo monzónico, 742,0 mm (83%) en el período estival y 144,1 mm (17%) en la época invernal.

La Figura 1 muestra las subcuencas definidas y su correspondiente superficie en ha.

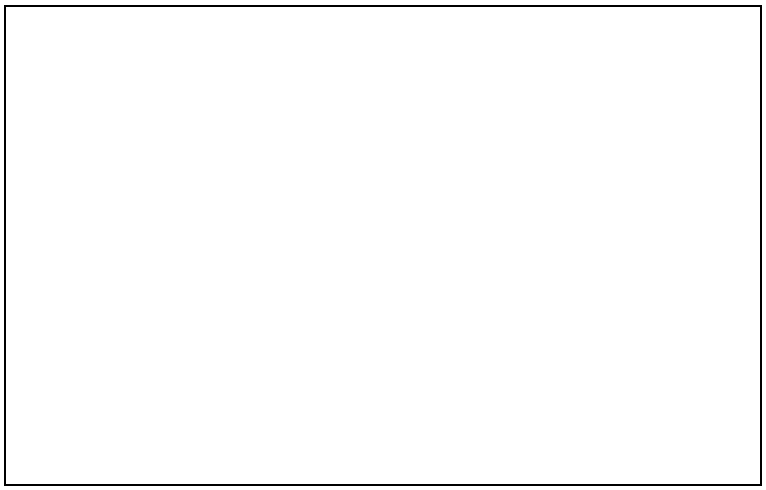


Figura 1: Mapa de subcuencas

La Tabla 1 muestra los parámetros característicos de la cuenca La Esperanza.

Tabla 1: Parámetros hidrológicos de la cuenca La Esperanza

id	Long Cuenca (m)	Sup (ha)	Pendiente (%)	CN	Ai (min)	Tc (USDA) (min)
1	1317,00	86,12	1,27	74	17,85	108,63
2	2081,00	149,42	1,05	74	17,85	172,26
3	1541,00	122,28	1,66	70	21,77	120,33
4	1770,00	86,72	1,34	70	21,77	149,63
5	2481,00	158,81	0,57	74	17,85	269,11
6	1206,00	95,31	0,74	74	17,85	132,63
7	2146,00	253,69	1,28	74	17,85	159,91
8	1989,00	260,23	1,79	74	17,85	127,25
9	1919,00	129,94	1,41	74	17,85	139,32
10	1968,00	137,11	1,21	70	21,77	171,40
11	2033,00	113,85	1,9	70	21,77	140,38
12	1662,00	110,21	1,66	74	17,85	114,45
13	1262,00	67,18	2,34	70	21,77	86,38

La tormenta de diseño es la secuencia de precipitaciones capaz de provocar la crecida de diseño en la cuenca. Su determinación implica definir la duración de la lluvia, la lámina total precipitada, su distribución temporal y espacial, y la porción de dicha lámina que efectivamente contribuye a la generación de escorrentías. La Tabla 2 muestra las lluvias estimadas para diferentes períodos de retorno (PR) y la Tabla 3 muestra los distintos valores de la tormenta de diseño de 6 h de duración y su respectivo tiempo de retorno.

Tabla 2: Tiempo de retorno calculado

P (%)	TR	y	LLUVIA DISEÑO
1	100	4,60	177,74
2	50	3,90	162,10
5	20	2,97	141,23
10	10	2,25	125,11
20	5	1,50	108,30

Tabla 3: Laminas de diseño en diferentes PR y para una duración de lluvias de 6 hs

	LAMINA DISEÑO (mm)					
TR	**1 sextil**	**2 sextil**	**3 sextil**	**4 sextil**	**5 sextil**	**6 sextil**
100	24,9	83,5	42,7	12,4	10,7	5,3
50	22,7	47,0	6,0	5,8	2,6	0,4
20	19,8	23,5	5,4	3,3	0,4	0,2
10	17,5	58,8	30,0	8,8	7,5	3,8
5	15,2	50,9	26,0	7,6	6,5	3,2

Como motor de funcionamiento se utilizó el programa HEC-HMS (USACE, 2009), mediante la metodología Curva Número se desarrollaron eventos las distintas simulaciones de cada escenario planteado. Los datos necesarios para poder desarrollar el modelo son: los valores de CN, longitudes de las redes de drenaje, superficies y pendientes generales de las subcuencas, abstracciones iniciales de cada subcuencas, tiempos de concentración y de traslado de las subcuencas. La Figura 2 muestra el modelo hidrológico.

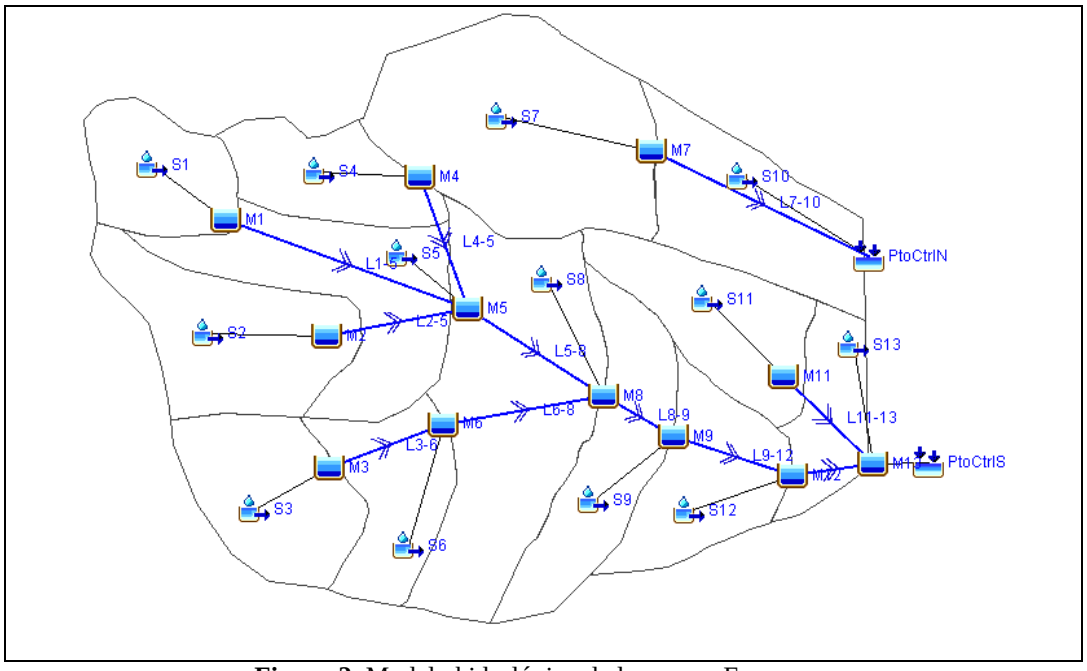


Figura 2: Modelo hidrológico de la cuenca Esperanza

La siguiente Tabla 4 muestra los valores de caudales picos para diferentes situaciones manejo.

Tabla 4: Caudales picos para diferentes situaciones de manejo

		Sin Proyecto	Proyecto Microembalses			Proyecto Microembalses + Sistematización		
id Subcuenca Sur	**id Micro**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**
1	1	3,6	3,6	1,6	20,4	2,9	1,5	15
2	2	4,8	4,8	1,7	46,8	3,8	1,5	36,4
3	3	4,2	4,2	1,9	21,3	4,2	1,9	21,3
4	4	2,6	2,6	1,6	11,5	2,4	1,6	11,5
5	5	13,3	8,5	5,8	61,7	7,5	5,5	48
6	6	7,7	5,3	3,3	29,9	4,6	3,1	25,1
8	8	29,4	15,9	9,6	134	13,9	8,8	121,4
9	9	33,9	11,2	8,6	112,6	10,1	8	91,5
11	11	3,5	3,5	1,5	25,8	3,5	1,5	25,8
12	12	37,3	9,6	8,4	77,3	8,7	7,6	69
13	13	42,2	9,1	8,1	89,5	8,6	7,7	70,8
	Total	182,5	**Total**	52,1	630,8	**Total**	48,7	535,8
		Sin Proyecto	**Proyecto Microembalses**			**Proyecto Microembalses + Sistematización**		
id Subcuenca Norte	**id Micro**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**
7	7	8,5	8,5	3,5	67,8	6,8	3,3	50,6
10	-	12,3	6,7	6,7	-	6,4	6,4	-
	Total	20,8	**Total**	10,2	67,8	**Total**	9,7	50,6

CONCLUSIONES

La integración de los modelos hidrológicos y los sistemas de información geográfica permite en corto tiempo tener mucha información sobre el funcionamiento de una cuenca.

La construcción de 13 reguladores de escurrimiento en la cuenca La Esperanza permitirá reducir los caudales picos a la salida de la cuenca en su parte norte de 20,8 m^3/s a 10,2 m^3/s y en la parte sur de 182,5 m^3/s a 52,1 m^3/s.

El volumen de almacenamiento es aproximadamente 697.000,00 m^3.

Si bien está practica de tipo estructural es muy eficiente, es necesario aplicar técnicas de manejo del suelos y del relieve en toda la cuenca, es decir, en el 70% restante.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Córdoba Ambiente-INTA, 2006. Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. Los Suelos. Argentina. 612 páginas.
- Caamaño Nelli, G & C Dasso. 2003. Lluvias de Diseño: Conceptos, Técnicas y Experiencias. Editorial Universitas. 222 páginas. ISBN: 987-9406-43-5. Córdoba, Argentina
- Cantero, A; E Bricchi; V Becerra; J Cisneros & H GIL. 1986. Zonificación y descripción de las tierras del departamento Río Cuarto (Córdoba, Argentina). UNRC.
- Casas, R & G Albarracin. 2015. El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. FECIC. Buenos Aires. Tomo II, 452 páginas.
- USACE (US Army Corp of Engineers). 2009. HEC-HMS Hydrologic model System, V 3.4. http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/. 2012
- USDA-SCS. 1972. Section 4: Hydrology. In National Engineering Handbook (NEH). Washington, D.C.: USDA Soil Conservation Service.

C4P63. OBSERVACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HÍDRICO DE UN SUELO DESCOMPACTADO MEDIANTE TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA

Grosso, Javier A.[1*2]; Weinzettel, Pablo[1.2.4]; Ressia, Juan M.[1]; Bongiorno, Carlos V.[1] y Dietrich, Sebastián[1.3.4].

[1] Facultad de Agronomía (UNCPBA). [2] CIC.[3]CONICET.[4]Instituto de Hidrología de Llanuras.
Campus Universitario Rep. de Italia 780 (7300) Azul (BA). grossojavier52@gmail.com

RESUMEN

Se presentan los resultados preliminares obtenidos de una serie de tomografías de resistividad eléctrica en un suelo con cultivo de maíz. Las mediciones se realizaron en distintos estadios del cultivo para observar las variaciones de resistividad y definir los cambios en la humedad del suelo. El ensayo se realizó en un lote con dos tratamientos: suelo compactado por siembra directa continua durante varios años y suelo descompactado. Las mediciones fueron realizadas con un tomógrafo AGI USA R1/IP e interpretadas con el programa Earthimager 2D. Para obtener la humedad del suelo se utilizaron sondas de registro continuo, complementariamente se instalaron tensiómetros para observar la dirección del flujo de agua. Periódicamente se extrajeron muestras para conocer la humedad volumétrica de la sección de estudio. Los cambios de humedad en el ensayo se estudiaron en base a la resistividad para lo cual se procesaron las tomografías mediante la función lapso de tiempo. Esta función permitió observar las diferencias resistividad en la transecta de 16,5 m de longitud y relacionarlas con la variación de la humedad mostrando un secado más profundo en la zona sin descompactar.

Palabras claves: Humedad del suelo, tomografía de resistividad eléctrica, descompactación

INTRODUCCIÓN

La tomografía de resistividad eléctrica (ERT) ha sido utilizada en los últimos años para observar distintas propiedades de los suelos como la presencia de horizontes petrocálcicos (Weinzettel *et al*., 2009), pasajes preferenciales de agua (Dietrich *et al*., 2014), extracción de agua por las raíces (Michot *et al*., 2003; Srayeddin & Doussan, 2009), variaciones en la humedad del suelo (Schwartz*et al*., 2008) entre varios casos más (Samouelian *et al*., 2005). Las ventajas principales del método se basan en que el suelo no se altera y que tiene la capacidad de considerar las variaciones de resistividad laterales y en profundidad. De acuerdo a la cantidad de electrodos disponibles en superficie y con los potentes programas de inversión aplicables a los datos, se puede obtener una interpretación en general con bajo error.

La descompactación mecánica de suelos es una práctica recomendada en lotes agrícolas que presentan capas compactadas (Grosso *et al*., 2014), generalmente asociada a la agricultura continua. Si bien los beneficios en las propiedades físicas del suelo son notables, los efectos sobre el rendimiento de los cultivos son variables (Sadras *et al*., 2005).

En este trabajo se ha utilizado la ERT para observar el desarrollo de un cultivo de maíz que se sembró en dos condiciones de suelo, bajo siembra directa durante varios años y descompactado a través de labranza vertical. Interesa conocer la disponibilidad de agua para cada condición de suelo y observar si se presentan diferencias significativas que impliquen variaciones en el rendimiento del cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo de descompactación

Se realizó un ensayo en un establecimiento ubicado en el partido de Azul, provincia de Buenos Aires (Latitud Sur 36° 49’ 49’’, Longitud Oeste 59° 53’ 18’’). El lote cuenta con un suelo Argiudol Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014), con una larga historia agrícola. A través de una caracterización previa, se detectó una capa compactada entre los 150 y 200 mm de profundidad, con valores de resistencia a la penetración cercanos a 1500 kPa, medidos con una humedad gravimétrica próxima a capacidad de campo para dicho suelo. A partir de esta información se definieron dos tratamientos: a) Testigo, sin descompactar (SD) y b) descompactado a 23 cm de profundidad (CD). Las parcelas que se utilizaron fueron de de 15 m de ancho y 240 m de longitud. Para el tratamiento de descompactación se utilizaron 6 cuerpos escarificadores separados a 535 mm con una reja alada en el extremo inferior.

Siembra de maíz

Se sembró un híbrido de maíz de alto potencial, DEKALB 73-20 VT 3P, el 5 de diciembre de 2017, con una separación entre líneas de 0,53 m y una densidad lograda de 67000 plantas/ha.

Fertilización de maíz

A la siembra se aplicó fosfato diamónico junto con la semilla, a razón de 91 kg/ha y cuando el cultivo alcanzó las 5 hojas totalmente desplegadas se aplicó fertilizante líquido "Solmix" al 28 % de N, con una dosis equivalente a 100 kg de N/ha.

Tomografía de resistividad eléctrica

Durante el período de crecimiento del maíz se realizaron cinco ERT de las cuales se seleccionaron tres, que se incluyen en este trabajo. El equipo utilizado es un resistivímetro AGI R1/IP con 56 electrodos. La separación electródica fue de 0,3 m con lo cual se cubrió una transecta de 16,5 m de longitud con una profundidad de investigación de 3,9 m. El dispositivo utilizado fue dipolo-dipolo y la interpretación se realizó con el programa Earthimager 2D (AGI, 2005) con el módulo de lapso de tiempo (time lapse). El procesamiento de las tomografías permitió observar el secado del perfil del suelo durante el crecimiento del cultivo, ya que las precipitaciones fueron muy escasas y solamente humectaron la primera parte del suelo. Las mediciones fueron laboriosas debido a la altura de las plantas y la separación entre las mismas lo cual hizo que se tenga especial cuidado en colocar los electrodos en los mismos lugares sin dañar las plantas. La línea de las tomografías se ubicó a 16 surcos desde la periferia del sembrado colocando los electrodos 1 al 28 en el sector descompactado y el resto en la zona sin descompactar. Se agregó una pequeña cantidad de agua a cada electrodo para mejorar el contacto y se midió la temperatura del suelo a lo largo de la transecta.

En cada tratamiento se excavó una calicata para observar la densidad de las raíces y al mismo tiempo realizar la medición de humedad con toma de muestra y sensor FDR, paralelamente se procedió a la medición de la resistividad del suelo a las profundidades de 20, 40 y 60 cm. Para la medición de la resistividad en la calicata se procedió a insertar cuatro electrodos separados una distancia de 10 cm entre sí, luego se aplicó la ecuación de Wenner que tiene en cuenta la profundidad de inserción de los electrodos en el suelo. En este trabajo no se ha utilizado la función para el pasaje de las resistividades a humedad, ya que se necesita de mayor cantidad de datos. Por este motivo se presentan las tomografías en valores de resistividad en ohm m y luego la operaciones de diferencias mediante la función de lapso de tiempo en porcentaje de la variación de la resistividad.

Humedad y tensión del suelo

Se instalaron en el suelo cuatro sensores FDR (Decagon 10 HS), uno en cada tratamiento, a dos metros de la transecta, los cuales midieron humedad volumétrica a los 25 cm y 40 cm de profundidad durante todo el ciclo del cultivo. Adicionalmente, en cada tratamiento se realizaron mediciones de humedad por el método gravimétrico hasta el metro de profundidad.

También se instalaron seis tensiómetros tres en cada uno de los tratamientos con longitudes de 25, 45 y 75 cm, los mismos se ubicaron a 1,6 m de la transecta. La instrumentación se completó con la colocación de dos lisímetros, uno en cada sector, a una profundidad de 0,4 m para colectar agua de drenaje del suelo. Un detalle del equipamiento instalado puede observarse en la Figura 1.

Pluviometría y freatimetría

La instrumentación se completó con un pluviómetro emplazado a unos 40 m de la transecta, para la medición de la profundidad de la zona saturada se contó con una perforación en la cual se midió semanalmente las variaciones del acuífero.

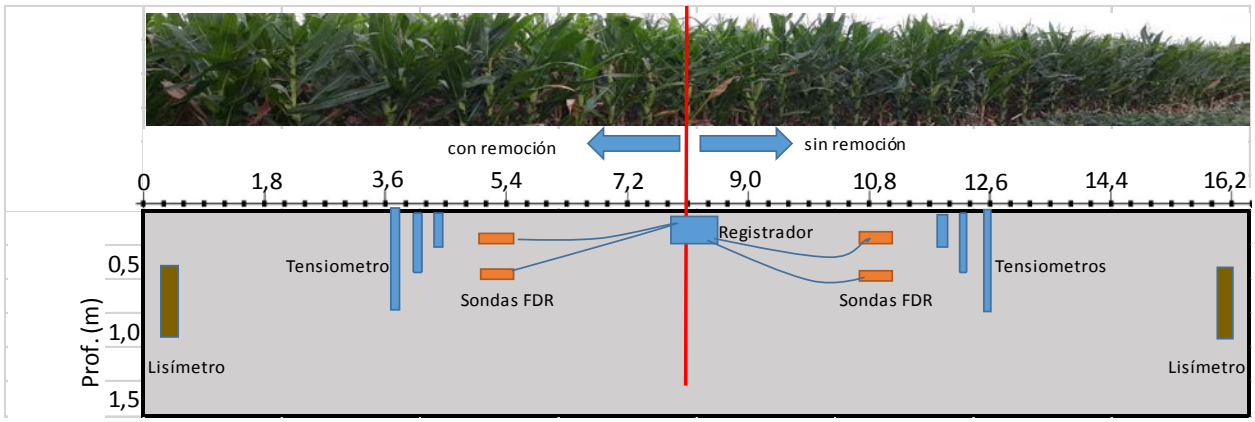


Figura 1.Instrumentación y disposición de los electrodos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variación de la humedad y tensión del suelo

Durante el período considerado se observa un progresivo secado del perfil debido a la extracción de agua por las raíces de las plantas y también debido a que la época estival fue tórrida y con escasas lluvias, durante el período precipitaron 147 mm en seis eventos, de los cuales el mayor fue de 37 mm el 27 de febrero de 2018.

Un gráfico de la evolución de la humedad puede verse en la Figura 2, la misma muestra un mayor secado del nivel superior del suelo, levemente mayor para el sector sin remoción. En el caso de la medición a 40 cm se produce una marcada diferencia con mayor secado del sector sin remoción.

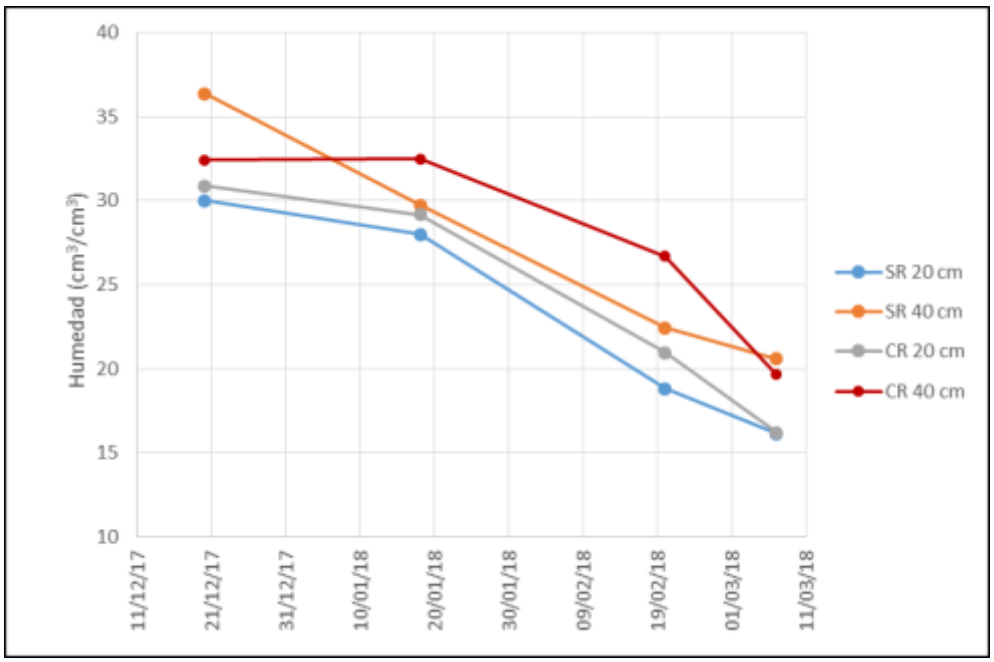


Figura 2. Evolución de la humedad volumétrica durante el ensayo.

La tensión matricial del suelo a 25 y 45 cm de profundidad fue menor en la zona con remoción con respecto a la no removida lo cual indicaría una más rápida succión por parte de las plantas con mayor evapotranspiración de este sector cuando el suelo se encontraba con buena disponibilidad de agua. Este comportamiento se verifica en los dos primeros meses, luego la ausencia de lluvias de importancia hicieron que las tensiones lleguen a valores muy bajos cercanos al límite de medición de los tensiómetros en los dos tratamientos. El sector sin remoción tuvo un descenso de la tensión matricial más paulatina al comienzo del ciclo.

Tomografías de resistividad eléctrica

Las tres tomografías se presentan en la Figura 3, puede observarse en primer lugar que el error en la inversión fue muy bajo lo cual permite tener mayor confianza en la interpretación y procesamiento de los datos de campo. Para una mejor comparación entre los registros se ha utilizado la misma escala de resistividades de 10 a 150 ohm m. Los sectores con resistividades menores a 20 ohm m indican suelo con buena humedad. A medida que la resistividad sube se interpreta que el suelo se encuentra más seco. Como la resistividad es una combinación del tipo de material, contenido de humedad y cantidad de sales del agua, se debe tener en cuenta que en partes del perfil, la resistividad está mostrando cambios de las características de los materiales presentes. Es así que a los 1,3 a 1,5 m de profundidad se encuentra un horizonte petrocálcico que en las tomografías es señalado con altas resistividades aun cuando este se encuentra con cierto grado de humedad.

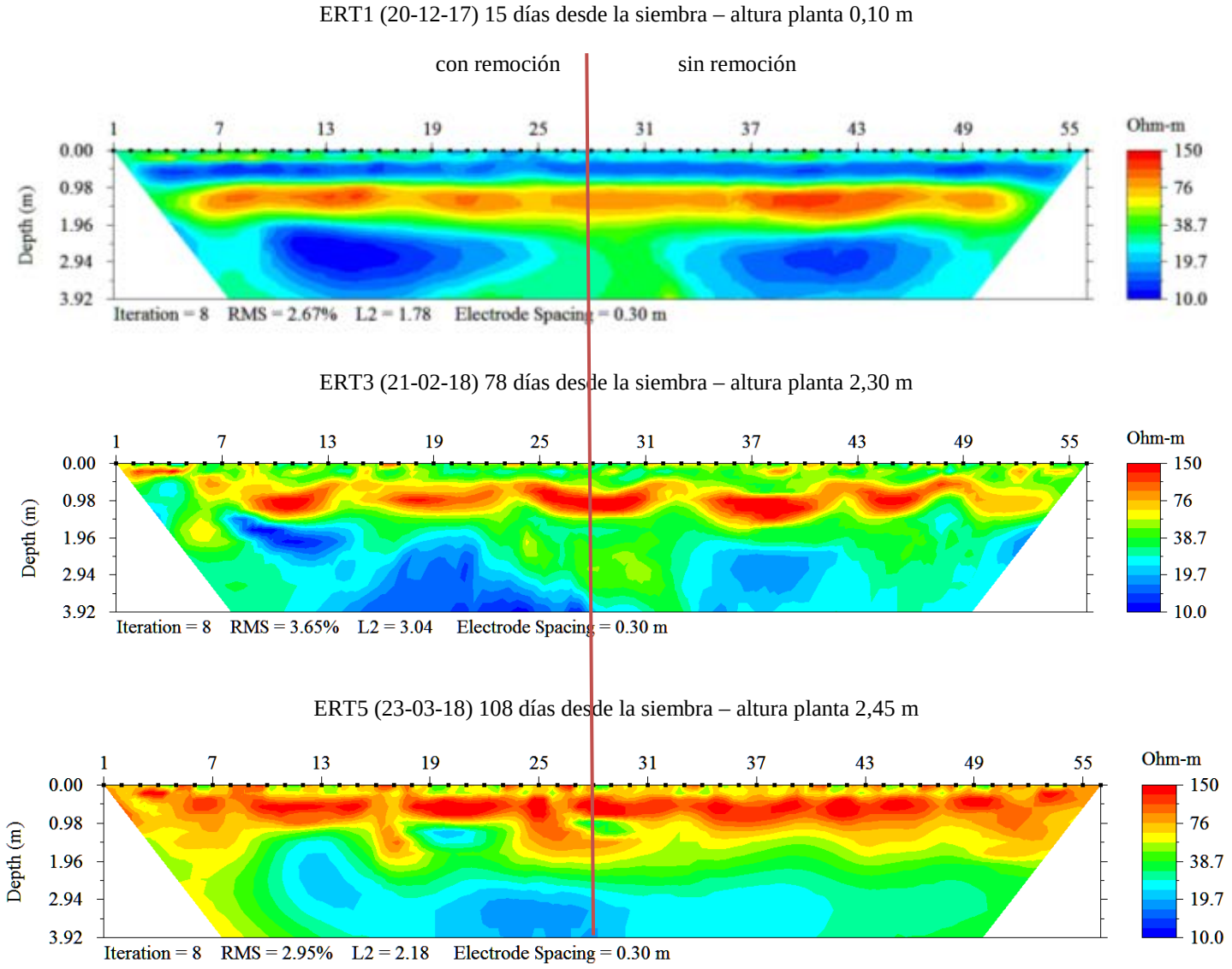


Figura 3. Resultado de las tomografías realizadas en valores de resistividad (ohm m) durante el ciclo del cultivo.

La primer ERT realizada luego de 15 días de la siembra muestra un suelo homogéneo en cuanto al estado hídrico, con buena humedad en todo el perfil hasta el metro de profundidad. Luego se observan resistividades mayores a 70 ohm m que corresponden al nivel petrocálcico ya mencionado. Se pueden ver variaciones en la resistividad debido a diferencias en la estructura y continuidad del nivel de tosca y la diferente humectación de la misma. Por debajo, luego de los dos metros, se presenta la zona no saturada, la cual también muestra buen contenido de humedad. El acuífero se encuentra a unos 4 m de profundidad.

La siguiente tomografía, después de 78 días de la siembra y con plantas de 2,30 m de alto, permite observar el profundo secado del suelo coincidente con los contenidos de humedad mostrados en la Figura 2.

La última ERT muestra un profundo secado del perfil, en principio se ve que este ha sido más profundo en el sector sin descompactar es decir la zona entre los electrodos 28 y 56. Esto está respaldado por las mediciones de humedad y tensiometría realizadas en la transecta. Mejores definiciones se tendrán cuando las resistividades sean convertidas a humedad luego de haber obtenido las correspondientes funciones.

Para mejorar la interpretación anterior basada en tomografías individuales, estas se procesaron por diferencia en el lapso de tiempo obteniendo los resultados mostrados en las Figuras 4, 5 y 6.

Las tomografías 1 y 3 (Figura 4) indican un mayor secado del perfil debido a que la primer tomografía mostraba buen almacenamiento de humedad del suelo, después de 78 días el suelo se secó por lo cual se observa un fuerte cambio en el porcentaje de la variación de la resistividad para el momento inicial e intermedio. La diferencia entre las tomografías 3 y 5 (Figura 6) indican una menor variación porcentual de las resistividades porque el suelo se mantuvo seco con muy escasas precipitaciones con lo cual la extracción de agua fue menor que la observada entre las dos primeras tomografías. En este caso se puede ver que la zona sin descompactar muestra mayor diferencia de resistividad es decir un mayor secado. Esta tendencia se observa también en la diferencia de resistividad entre la tomografía inicial y la última realizada a los 108 días de la siembra (Figura 5), las mayores diferencias de resistividad llegan a más de 1000 %. Como se expresó anteriormente estos resultados deberán ser corroborados con la conversión y procesamiento de las resistividades a humedad.

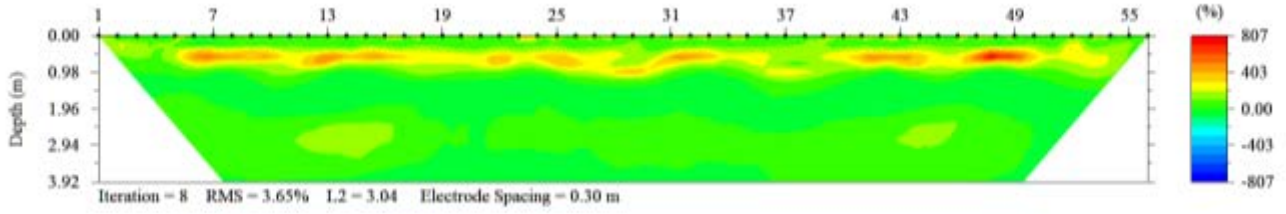


Figura 4. Procesamiento en el lapso de tiempo, valores de porcentaje de diferencia de la resistividad en ohm m entre la tomografía 1 y 3.

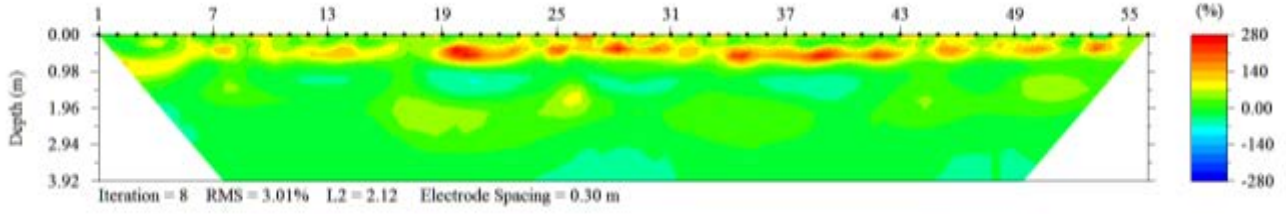


Figura 5. Procesamiento en el lapso de tiempo, valores de porcentaje de diferencia de la resistividad en ohm m entre la tomografía 3 y 5.

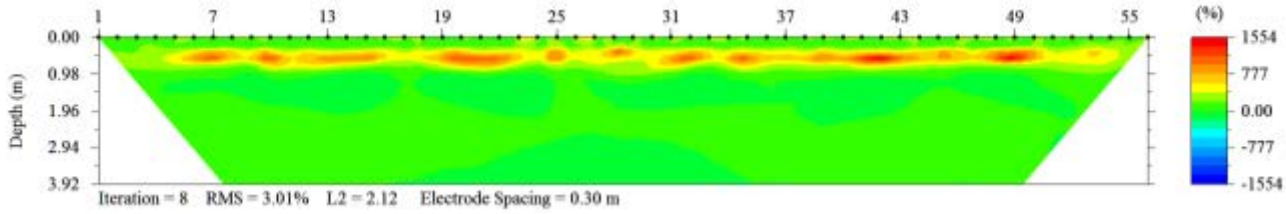


Figura 6. Procesamiento en el lapso de tiempo, valores de porcentaje de diferencia de la resistividad en ohm m entre la tomografía 1 y la 5.

CONCLUSIONES

La metodología propuesta ha mostrado ser una interesante herramienta para discernir acerca de la conveniencia o no de la descompactación mecánica de un lote trabajado durante varios años con siembra directa. Las mediciones de humedad realizadas en ambos tratamientos tienen relación con los resultados arrojados por la tomografía con el módulo de diferencias en el lapso de tiempo. El sector no descompactado muestra un secado más profundo del suelo según lo muestran las tomografías y lo corrobora las determinaciones de humedad en el tiempo que duró el ensayo. Estos resultados son preliminares y deberán ser considerados nuevamente aplicando funciones de humedad-resistividad a las tomografías para de ese modo poder realizar un balance de masa del agua durante el ciclo del cultivo.

La mayor ventaja como se ha visto de la metodología aplicada radica en que se obtiene una visión de una transecta sin disturbar y la posibilidad de hacer un seguimiento en el tiempo del estado de humedad del suelo bajo diferentes tratamientos.

AGRADECIMIENTOS

Se reconoce la colaboración del Sr. Alberto Lier, propietario del establecimiento donde se realizó el estudio y del Ing. Ricardo Fernández que proporcionó el híbrido de maíz.

BIBLIOGRAFÍA

- Advanced Geosciences, Inc., 2005. EarthImager 2D, resistivity and IP inversion software, version 2.2.8. Instruction manual. Austin Texas. 135 p.
- Dietrich S; P Weinzettel & M Varni. 2014. Infiltration and drainage analysis in a heterogeneous soil by electrical resistivity tomography. Soil Sci Soc Am J 78:1153–1167.
- Grosso, JA; JM Ressia; CV Bongiorno; GO Mendivil; MC de Pablo & R Balbuena. 2014. Eficiencia energética de la descompactación de un suelo bajo siembra directa. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, 5 al 9 de mayo. Trabajo: 0243 A. Pag. 6.
- Michot, D; Y Benderitter; A Dorigny; B Nicoullaud; D King & A Tabbagh. 2003. Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography. Water Resour. Res. 39:1138–1157.
- Sadras, VO; GJ O´Leary & DK Roget. 2005. Crop responses to compacted soil: capture and efficiency in the use of water and radiation. Field Crops Research, 91(2-3), 131-148.
- Samouëlian, A; I Cousin; A Tabbagh; A Bruand & G Richard. 2005. Electrical resistivity survey in soil science: a review. Soil and Tillage Res. 83:173-193.
- Schwartz, BF; ME Schreiber & T Yan. 2008. Quantifying field scale soil moisture using electrical resistivity imaging. J. of Hydrology, 362, 234-246.
- Soil Survey Staff. 2014. Claves para la Taxonomía de Suelos. Departamento de agricultura de los Estados Unidos. XII Edición. 399 p.
- Srayeddin, I & C Doussan. 2009. Estimation of the spatial variability of root water uptake of maize and sorghum at the field scale by electrical resistivity tomography. Plant Soil 319:185–207.
- Weinzettel, P; M Varni; S Dietrich & E Usunoff, 2009b. Evaluación de tres dispositivos de tomografía eléctrica para la identificación de horizontes petrocálcicos en el suelo. Ci. Suelo 27(1):135-146.

C4P64. DINÁMICA HÍDRICA EN UN SUELO BAJO DESCOMPACTACIÓN MECÁNICA. RESPUESTA EN RENDIMIENTO Y CALIDAD DEL CULTIVO DE TRIGO.

Grosso, Javier A.[1*3]; Ressia, Juan M.[1]; Bongiorno, Carlos V.[1]; Weinzettel, Pablo[1.2.]; Mendivil, Gustavo[1]; Lázaro, Laura[1] y de Pablo, Cristina[1].

[1] Facultad de Agronomía (UNCPBA). [2] Instituto de Hidrología de Llanuras (UNCPBA, CIC). [3] Becario CIC, pcia de Bs. As.
*Autor de contacto:grossojavier52@gmail.com; Rep de Italia 780 (7300) Azul (BA).

RESUMEN

La descompactación mecánica es una práctica que mejora las propiedades físicas del suelo, aunque no siempre se traduce en mayor rendimiento en grano. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la descompactación mecánica sobre la dinámica del agua en el suelo y su respuesta en rendimiento y calidad de un cultivo de trigo. En un lote, con signos de compactación, ubicado el centro de la provincia de Buenos Aires, se realizó un ensayo, donde se contrastaron dos tratamientos: i) testigo, sin descompactar y ii) descompactado. Se utilizó un diseño en bloques al azar, se midieron precipitaciones, escurrimiento, percolación, y humedad del suelo. En el cultivo se cuantificó la biomasa seca producida, el rendimiento en grano, algunos parámetros de calidad y se calculó la eficiencia del uso del agua (EUA). La descompactación no modificó la dinámica hídrica del suelo; sí generó un aumento en la producción de biomasa seca de 608 kg ha^{-1} aunque este aumento no se tradujo en mayor rendimiento en grano. El porcentaje de proteína en los tratamientos descompactados aumentó casi medio punto porcentual. La EUA fue un 5 % mayor en grano y un 7 % mayor en biomasa, respecto al tratamiento testigo. Esta mayor eficiencia podría explicarse por un aumento en la captura de otros recursos (radiación, nitrógeno) que mejoraron principalmente el crecimiento inicial, respecto al tratamiento sin descompactar; si bien las diferencias de rendimiento no fueron suficientes para detectar diferencias estadísticas, al considerarlas juntamente con una menor ET producida, permitieron que la EUA resultara mayor en el tratamiento descompactado.

Palabras clave: Rendimiento, eficiencia, humedad.

INTRODUCCIÓN

La descompactación mecánica de suelos es una práctica recomendada en lotes agrícolas que presentan capas compactadas (Spoor *et al.*, 2003; Grosso *et al.*, 2014), generalmente asociada a la agricultura continua. Si bien los beneficios en las propiedades físicas del suelo son notables, los efectos sobre el rendimiento de los cultivos son variables. En trabajos de descompactación realizados por Álvarez *et al.* (2006) y Botta *et al.* (2006), se obtuvieron aumentos de rendimiento en cultivos de maíz y de girasol. En cambio, Ferraris (2004), no obtuvo respuesta a la descompactación en maíz. Por otro lado, en trigo, Sadras *et al.* (2005) observaron resultados muy variables con la práctica de descompactación, desde sin respuesta hasta 43 % de aumento del rendimiento. Esta variabilidad en los rendimientos podría estar relacionada a una menor disponibilidad de agua en la etapa de llenado de grano, debido a la remoción (Rodríguez et al., 2000), más aún en campañas con escasas precipitaciones. En trigo, en tratamientos descompactados, Sadras *et al.* (2005) observaron incrementos en la intercepción de la radiación solar y en los valores de SPAD (contenido de clorofila) hasta mediados del período crítico para la generación del rendimiento. Estos resultados estarían indicando una mayor captura de recursos en las etapas iniciales de crecimiento, generando un mayor crecimiento radical y un mejor aprovechamiento del agua del suelo (Álvarez *et al.*, 2000). Por otro lado, la remoción a través de labranza vertical incrementa los niveles de nitrógeno mineralizado en el suelo, propiciando un mayor crecimiento inicial del cultivo (Ferrary *et al*., 2014), además de mejorar la calidad a través de un incremento en los niveles de proteína en grano (Sempé & Chidichimo, 2004). La compactación podría alterar la eficiencia del uso del agua por parte de los cultivos (EUA). Esta se define como la biomasa o el rendimiento de granos por unidad de evapotranspiración (ET) (López-Castañeda, 2007). Como regla general, los cereales en condiciones de crecimiento potencial tienen una producción de granos con relación al agua transpirada de aproximadamente 20 kg ha^{-1} mm^{-1} (Passioura, 2006). Castellarín *et al*. (2005) obtuvieron valores de EUA en grano de trigo de entre 8 y10 kg ha^{-1} mm^{-1} bajo las condiciones de suelo y clima reinantes en la provincia de Santa Fé, coincidente con los 8,7 kg ha^{-1} mm^{-1} para condiciones de secano en la región de Balcarce, provincia de Buenos Aires (Abbate *et al.*, 2004).

El conocimiento del balance y de la dinámica hídrica, podrían explicar la ocasional falta de respuesta a la descompactación mecánica en rendimiento, pese a las mejoras en las condiciones físicas del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la descompactación mecánica sobre la dinámica del agua en el suelo y su impacto en el rendimiento de un cultivo de trigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo en un establecimiento ubicado en el partido de Azul, provincia de Buenos Aires (Latitud Sur 36° 49' 49'', Longitud Oeste 59° 53' 18''). El lote cuenta con un suelo Argiudol Petrocálcico (Soil Taxonomy, 2014), con una larga historia agrícola. A través de una caracterización previa, se detectó una capa compactada entre los 150 y 200 mm de profundidad, con valores de resistencia a la penetración cercanos a 1500 kPa, medidos con una humedad gravimétrica próxima a capacidad de campo para dicho suelo. A partir de esta información se definieron dos tratamientos: a) Testigo, sin descompactar (SD) y b) descompactado a 23 cm de profundidad (CD). Se empleó un diseño estadístico en bloques al azar con cuatro repeticiones, con parcelas de 15 m de ancho y 240 m de longitud. Para el tratamiento de descompactación se utilizaron 6 cuerpos escarificadores separados a 535 mm con una reja alada en el extremo inferior. El 20 de junio, tres días después de realizada la labor, se sembró trigo, variedad ACA 356, de ciclo largo/intermedio para la zona. Se fertilizó a la siembra con 65 kg ha^{-1} de fosfato diamónico y en el estado Z20 (Zadoks *et al*., 1974) con urea a razón de 75 kg ha^{-1}.

Se instalaron en el suelo dos sensores FDR (Decagon 10 HS), uno en cada tratamiento, los cuales midieron humedad volumétrica entre los 150 y 270 mm de profundidad, durante todo el ciclo del cultivo. Los datos de cada medición se almacenaron en un registrador de datos "Decagon Em5b". Adicionalmente, en cada tratamiento se realizaron mediciones de humedad por el método gravimétrico, al comienzo y al final del ciclo, hasta el metro de profundidad.

Para determinar la escorrentía superficial se construyeron e instalaron parcelas de escurrimiento de 1,20 m^2. También se midió la percolación, para tal fin se construyeron e instalaron dos lisímetros de mecha, uno para cada tratamiento. Los lisímetros estuvieron basados en el modelo de flujómetro de Gee (2009). Las precipitaciones se midieron con un pluviómetro instalado en el ensayo.

A partir de las variables medidas, se calculó la evapotranspiración del cultivo, con la ecuación de balance hídrico (Zhang, 2001).

$$ET = P - D - E - (HF - HI)$$

ET: Evapotranspiración; P: Precipitaciones; D: Drenaje; E: Escurrimiento; HF: Humedad final; HI: humedad inicial.

En el estado Z55, aproximadamente a la mitad del período crítico en el que se define el rendimiento en trigo (Fischer, 1985), se midió biomasa, intercepción de radiación y SPAD (contenido de clorofila). A la madurez del cultivo, se realizaron 5 muestreos en una superficie de 1 m^2, en cada una de las parcelas, para determinar la biomasa seca producida, el rendimiento en grano y los atributos de calidad del grano (porcentaje de proteína, peso hectolítrico y peso de mil granos).

Finalmente, para cada tratamiento, se calculó la eficiencia en el uso del agua, tanto para la producción de grano (EUA_g), como para la producción de biomasa (EUA_b). Sobre los datos obtenidos se realizaron análisis de varianza, por medio del programa estadístico "Infostat" y el test de Tukey con α=0,10, para la comparación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de la dinámica hídrica

En la Figura 1 se presentan la distribución de las precipitaciones y la evolución de la humedad volumétrica del suelo entre los 150 y 270 mm, medida para todo el ciclo del cultivo de trigo durante la campaña 2016 en el sitio del ensayo.

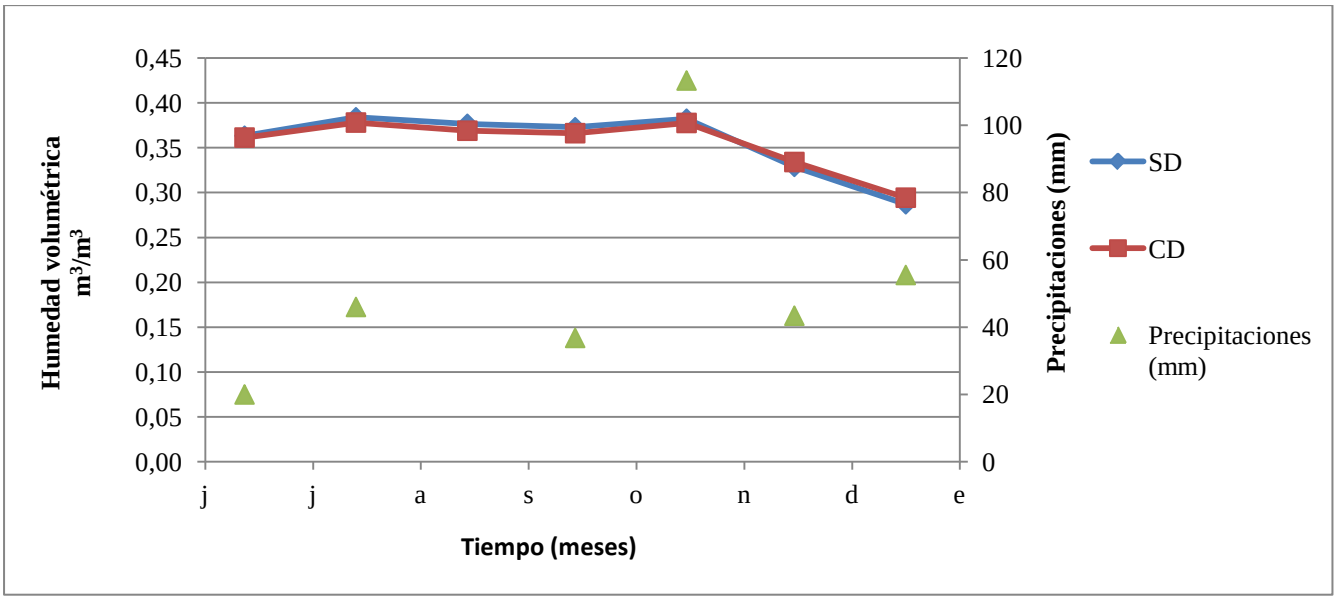


Figura 1: Humedad volumétrica (m^3/m^3) del suelo (150-270 mm) y precipitaciones mensuales (mm), en función del tiempo, durante el ciclo del cultivo para dos tratamientos de descompactación inicial del suelo, sin descompactar (SD) y descompactado (CD).

Las lluvias del año totalizaron 793 mm, por debajo de la media anual de la zona de 914 mm (promedio 1901-2012, estación Azul del Servicio Meteorológico Nacional). Alrededor del 40 % de las precipitaciones, 319 mm, se produjeron durante el ciclo del cultivo, desde el 20 de junio al 25 de diciembre. La distribución fue uniforme para la mayoría de los meses; en agosto no se registraron lluvias, mientras que, en octubre, coincidiendo con el período crítico del cultivo, ocurrieron las mayores precipitaciones (117 mm). La descompactación no tuvo influencia sobre la variable humedad volumétrica (DMS= 0,026), al menos en la profundidad evaluada. A partir de los primeros días de noviembre el contenido de humedad comenzó a descender significativamente en ambos tratamientos (Figura 1); esto fue debido a las condiciones de alta evapotranspiración del cultivo, las que generaron una demanda hídrica ampliamente superior a las precipitaciones ocurridas. En cuanto al escurrimiento, lo registrado no alcanzó el 0,5 % de las precipitaciones, por lo que se podría considerar nulo. Esto se explica por la ausencia de precipitaciones de alta intensidad, sumado a la ausencia de pendiente. La máxima intensidad de precipitación registrada para todo el ciclo de cultivo fue de 13 mm h^{-1} (IHLLA, 2016). Por otro lado, sólo se registró percolación en dos momentos del ciclo del cultivo, en julio y en septiembre, ya que la humedad del suelo entre julio y octubre (Figura 1) se mantuvo cerca de capacidad de campo (36-37 vol vol^{-1} aproximadamente). La pérdida por percolación fue de 27 mm en el tratamiento descompactado y alcanzó los 19 mm en el tratamiento sin descompactar; esto corresponde al 9 % y al 6 % respectivamente del total de agua precipitada. Estas diferencias no fueron significativas (Tabla 1). En líneas generales, la descompactación mecánica, no incrementó las pérdidas de agua por percolación, ni modificó de manera significativa la dinámica hídrica, por lo que ambos tratamientos contaron con la misma disponibilidad de agua durante todo el ciclo del cultivo, condición que difiere de lo reportado por Rodríguez et al. (2000).

Tabla 1: Precipitaciones (P); humedad inicial (HI); humedad final (HF); drenaje profundo (D); escurrimiento (E); evapotranspiración (ET); eficiencia en el uso del agua para grano (EUA); eficiencia en el uso de agua para biomasa seca producida (EUE).

Trat.	P (mm)	HI (mm)	HF (mm)	D (mm)	E (mm)	ET (mm)	ETdía^{-1} (mm.día^{-1})	EUA_g (kg grano mm^{-1})	EUA_b (kg Biom.mm^{-1})
SD	319	383,3	266,9	19,4	0	415,9	2,3	11,5 b	29,9 b
CD	319	381,3	264,3	27,2	0	408,8	2,3	12,1 a	31,9 a

Letras diferentes entre filas de una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre estratos; EUA: DMS=0,44; EUE: DMS=1,34

Efecto de la descompactación sobre el cultivo de trigo

El tratamiento descompactado generó mayor producción de biomasa seca, mayor intercepción de radiación y mayor contenido de nitrógeno en hoja, medido indirectamente a través del SPAD, en Z55 (Tabla 2). CD produjo 541 kgha^{-1} más de biomasa seca, 6 % más de intercepción de radiación, y el contenido de clorofila superó en 2,6 % al tratamiento SD. Estos resultados son coincidentes con lo hallado por Sadras *et al*. (2005); el cultivo estaría siendo favorecido en su crecimiento por una mayor disponibilidad de recursos, como resultado de la remoción mecánica.

Tabla 2: Biomasa seca (kg ha^{-1}) producida, radiación interceptada (%) y contenido de clorofila (SPAD) de trigo en el estado Z55 de los tratamientos sin descompactación (SD) y con descompactación (CD).

Tratamiento	Biomasa seca (kg ha^{-1})	Radiación interceptada (%)	SPAD (unidades SPAD)
SD	7673 b	0,78 b	38 b
CD	8214 a	0,83 a	39 a
DMS	450,12	0,05	0,87

Valores en la misma columna seguidos por igual letra no difieren entre sí (p≤0,10).

Si bien las diferencias en parámetros de cultivo fueron claras en la etapa de generación de área foliar previa al período crítico (20 días antes de antesis hasta 10 días después), estas se fueron perdiendo a medida que el cultivo avanzó en su desarrollo. Consecuentemente, la descompactación no generó un impacto significativo sobre el rendimiento en grano de trigo, aunque la biomasa seca producida hasta madurez fue 608 kg ha^{-1} mayor en este tratamiento (Tabla 3). Si bien la descompactación en este experimento en particular no mejoró el rendimiento, la EUA, tanto para rendimiento como para biomasa total, fue mayor (Tabla 1) 5 % y 7 % superior a los tratamientos sin descompactar, respectivamente. El aumento en la EUA podría explicarse por un aumento en la captura de otros recursos (radiación, nitrógeno) que mejoraron principalmente el crecimiento inicial; también hubo un leve incremento en la pérdida de agua por percolación, respecto al tratamiento sin descompactar. Para EUAg si bien las diferencias de rendimiento entre tratamientos no fueron suficientes para detectar diferencias estadísticas, al considerarlas juntamente con la menor ET, permitieron que la EUA resultara mayor en el tratamiento descompactado. En cuanto a la magnitud de la EUA, los valores obtenidos superan levemente a los citados por Castellarín *et al*. (2005) y Abbate *et al*. (2004).

Tabla 3: Biomasa seca (kg ha^{-1}) total producida, rendimiento de grano seco (kg ha^{-1}) y número de granos por (m^2) NG de trigo en los tratamientos sin descompactación (SD) y con descompactación (CD).

Tratamiento	Biomasa total (kg ha^{-1})	Rendimiento (kg ha^{-1})	NG (gr m^{-2})
SD	12446 b	4750 a	11377 a
CD	13054 a	4948 a	11876 a
DMS	526,6	179,8	663

Valores en la misma columna seguidos por igual letra no difieren entre sí (p≤0,10).

En líneas generales la descompactación puso a disposición del cultivo mejores condiciones de crecimiento, menor resistencia a la exploración radical (Álvarez *et al.*, 2000) y mayor mineralización, principalmente en la etapa vegetativa, donde la humedad del suelo no fue limitante. Ante condiciones de balance hídrico desfavorable en la etapa reproductiva, la mayor producción de biomasa alcanzada por las mejores condiciones no generó mayor rendimiento en granos.

En cuanto a los parámetros de calidad evaluados, se encontraron diferencias de casi medio punto porcentual en el porcentaje de proteínas en grano a favor del tratamiento CD (Tabla 4), concordando con lo encontrado por Sempé & Chidichimo (2004). Las diferencias en la concentración de proteína estarían asociadas a un leve aumento en los niveles de

nitrógeno mineralizado en el suelo (Ferrary *et al*., 2014) más que a un efecto de dilución, ya que el rendimiento en CD resultó ligeramente superior al testigo sin descompactar. Si bien en CD los valores de proteína no alcanzaron al 11%, en el cual la mercadería no sufre bonificaciones ni descuentos según las normas de comercialización de trigo en Argentina, los descuentos serían levemente menores que en SD. Por otro lado, el peso hectolítrico en ambos tratamientos fue similar y relativamente alto; mercaderías con esos valores son clasificadas como grado 1 y reciben bonificaciones en el precio de venta.

Tabla 4: Porcentaje de proteína en grano (%), peso hectolítrico (kg hl^{-1}) y peso de mil granos (g) de trigo bajo tratamiento sin descompactación (SD) y con descompactación (CD), en madurez.

Tratamiento	Proteína del grano (%)	Peso hectolítrico (kg/hL)
SD	10,3 b	80,6 a
CD	10,7 a	80,4 a
DMS	0,21	1,04

Valores en la misma columna seguidos por igual letra no difieren entre sí ($p \leq 0,10$).

CONCLUSIONES

La dinámica del agua no se vio modificada ante la labor de descompactación, siendo las pérdidas por escurrimiento nulas y por percolación indiferentes para ambos tratamientos.

La remoción de la capa compactada generó incrementos en la producción de biomasa seca y en el porcentaje de proteína en grano, pero no aumento de rendimiento.

Suelos descompactados presentan una mayor eficiencia en el uso del agua, no por un mayor contenido de agua en el suelo, sino por una mejora en la disponibilidad de recursos, durante la etapa de crecimiento vegetativo del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbate, PE; JL Dardanelli; MG Cantarero; M Maturano; RJ Melchiori & EE Suero. 2004. Climatic and water availability effects on water-use efficiency in wheat. Crop Science, 44(2), 474-483.
- Álvarez, C; MA Taboada; C Bustingorry & FH Gutiérrez Boem. 2006. Descompactación en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Ciencia del Suelo, 24(1), 1-10.
- Botta, GF; D Jorajuría; R Balbuena; M Ressia; C Ferrero; H Rosatto & M Tourn. 2006. Deep tillage and traffic effects on subsoil compaction and sunflower (Helianthus annus L.) yields. Soil and tillage Research, 91(1-2), 164-172.
- Castellarín, JM; F Salvagiotti; JM Andriani; O Rosso & D Dignani. 2005. Influencia de la disponibilidad de agua y de la radiación sobre parámetros fisiológicos en cultivares de trigo con diferentes estructuras de canopeo. Para mejorar la producción. Conferencia Mundial de Trigo. Mar del Plata (Buenos Aires), 31, 11-13.
- Ferraris, GN. 2004. Descompactación de suelos bajo siembra directa. Revista de Tecnología Agropecuaria-INTA Pergamino, 46-48.
- 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.
- Fischer, RA. 1985. Number of kernels in wheat crops and the influence of solar radiation and temperature. The Journal of Agricultural Science, 105(2), 447-461.
- Gee, GW; BD Newman; SR Green; R Meissner; H Rupp; ZF Zhang & J Salazar. 2009. Passive wick fluxmeters: Design considerations and field applications. Water Resources Research, 45(4).
- Grosso, JA; JM Ressia; CV Bongiorno; GO Mendivil; MC de Pablo & R Balbuena. 2014. Eficiencia energética de la descompactación de un suelo bajo siembra directa. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, 5 al 9 de mayo. Trabajo: 0243 A. Pag. 6.
- López-Castañeda, C. 2007. Eficiencia en el uso del agua: intercambio gaseoso entre transpiración y fotosíntesis. Conferencia: IV Encuentro Participación de la Mujer en la Ciencia, Guanajuato, México, vol. 1.

- Passioura, J. 2006. Increasing crop productivity when water is scarce - From breeding to field management. Agricultural Water Management, 80(1-3), 176-196.
- Rodríguez, S; J Ruz; P Valenzuela & N Belmar. 2000. Efecto del sistema de laboreo en las pérdidas de suelo por erosión en la rotación trigo-avena y praderas en la precordillera andina de la región centro sur. Agricultura Técnica, 60(3), 259-269.
- Sadras, VO; GJ O´Leary & DK Roget. 2005. Crop responses to compacted soil: capture and efficiency in the use of water and radiation. Field Crops Research, 91(2-3), 131-148.
- Sempé, ME & HO Chidichimo. 2004. Efecto del sistema de labranza en la calidad industrial del trigo. In: Actas del VI Congreso Nacional de Trigo. Bahía Blanca, 20, 312-313).
- Spoor, G; FGJ Tijink & P Weisskopf. 2003. Subsoil compaction: risk, avoidance, identification and alleviation. Soil and Tillage Research, 73(1-2), 175-182.
- Tanner, CB & TR Sinclair. 1983. Efficient Water Use in Crop Production: Research or Re-Search? 1. Limitations to efficient water use in crop production, (limitations toef), 1-27.
- Zadoks, JC; TT Chang & CF Konzak. 1974. A decimal code for the growth stage of cereals. Weed Research, 14(6), 415-421.
- Zhang, L; WR Dawes & GR Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 37(3), 701-708.

C4P65. VARIACIÓN CRONOLÓGICA DE LA SOSTENIBILIDAD EDÁFICA EN SISTEMA SOJA-MAÍZ-TRIGO EN SIEMBRA DIRECTA. TUCUMÁN, ARGENTINA.

Guillén, Silvia C.[1]; Corbella, Roberto D.[1]; Vidal, Pedro J.[1]; Grancelli, Stella M.[1]; Canelada Lozzia, María.I.[1]; Juri, Susana.[1] y Arraiza, María P.[2]

1 Facultad de Agronomía y Zootecnia. Av. Kirchner 1900, (4000), S.M. de Tucumán, Argentina.
2Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. España
sguillen@faz.unt.edu.ar – sguille13@gmail.com

RESUMEN

La agricultura sostenible se basa en principios ecológicos, sociales y económicos junto a actividades, tecnologías y políticas que conducen a incrementar o mantener la producción que satisfaga las necesidades humanas. En Tucumán la producción de granos presenta problemáticas que disminuyen la sostenibilidad, siendo la secuencia soja-maíz-trigo en siembra directa el manejo tecnológico más difundido que busca la conservación de recursos. Considerando que la evaluación de la sostenibilidad permite analizar simultáneamente dos o más sistemas y su evolución en el tiempo, el objetivo del trabajo fue realizar un análisis comparativo de la sostenibilidad edáfica en secuencia soja-maíz-trigo bajo sistema de siembra directa en el tiempo en la región agroecológica llanura chacopampeana. Se comparó la variación entre los años 2004 y 2015 empleando los indicadores: Estabilidad Estructural, Densidad Aparente, Carbono Liviano y Orgánico Total, Nitrógeno total y Fósforo disponible. Se calcularon Índices de Sostenibilidad Parciales y Globales.El análisis de la sostenibilidad edáfica del agroecosistema estudiado presenta una tendencia a la conservación del recurso suelo en su estado degradado, sin que se haya detectado una recuperación de características fundamentales que hacen a la calidad de los suelos, luego de 11 años con sistema de siembra directa.

Palabras clave: Sostenibilidad edáfica, indicadores, soja-maíz-trigo

INTRODUCCIÓN

La gestión sostenible de la tierra se resume como el uso de los recursos suelo, agua, flora y fauna para la producción de bienes requeridos por la humanidad, mientras se asegure el potencial productivo de dichos recursos a largo plazo y el mantenimiento de sus funciones ambientales. La agricultura que permite mejorar la productividad y la sostenibilidad de la producción intensiva de cultivos se basa en un enfoque ecosistémico que deberá estar sustentado en la contribución de la naturaleza al crecimiento de los cultivos, tales como la materia orgánica, la regulación de los ciclos de los nutrientes y de los flujos de agua, la gestión integrada de plagas y enfermedades, entre otras(FAO 2011).Para determinar si los agroecosistemas conducidos bajo preceptos y acciones de la agricultura sostenible se mantienen en el tiempo, se emplean indicadores que resumen información mostrando la tendencia del sistema evaluado (Masera *et al*. 1999, Gliesmman*et al*. 2007). A nivel mundial y en nuestro país se realizaron trabajos de investigación que incluyen el desarrollo y empleo de Indicadores de Sostenibilidad (IS) e Indicadores de Calidad (IC) de suelo, aplicados a diferentes agroecosistemas y agroindustrias en los que se evaluarondiversos vectores ambientales (Doran 2002, Rivero *et al*. 2002, Evia& Sarandón 2002, Sarandón 2009, Guillén *et al*. 2007, 2010).

Entre estos indicadores, los relacionados con la calidad de los suelos tienen gran importancia para definir propiedades y procesos para la evaluación del funcionamiento de los mismos (Doran y Jones, 1996). El estudio de estos indicadores también puede ser usado para determinar el grado de la sostenibilidad del manejo de los suelos a través de la evaluación de las propiedades físicas, químicas y biológicas. Pero para que estas variables se constituyan en indicadores de sostenibilidad, es decir, en unidades de información que resuman las características del sistema analizado, deben pasar por un proceso de selección (Guillén 2008, Sarandón 2009). Otra forma de evaluación de la sostenibilidad, que no siempre da una certeza sobre la tendencia de la sostenibilidad, es el empleo de listas de verificación en las que se registra la aplicación de prácticas de agricultura sustentable o de Buenas Prácticas Agrícolas (Guillén 2008). En ese sentido una asociación de productores argentinos certifica Prácticas Agrícolas Sustentables por medio de auditorías externas, donde se evalúa la rotación de cultivos y el manejo integrado de plagas, entre otros aspectos (Aapresid 2018).En el análisis de la producción de soja en Argentina, Altieri (2003) expresa que el modelo ha producido una deuda ecológica inmensaque las generaciones futuras deberán pagar, lo que justificaría los esfuerzos para evaluar la tendencia de la sostenibilidad de estos agroecosistemas.

En la provincia de Tucumán, en la región agroecológica pedemonte, se realizaron trabajos para seleccionar IS en el vector suelo, determinándose que las variables asociadas a la fertilidad revelaron una gran sensibilidad a los cambios en el manejo del suelo (Guillén *et al.* 2002, González *et al.* 2003a,b). La región agroecológica llanura chacopampeana, ubicada al Este de la provincia, presentaba hasta mediados del siglo pasado una vegetación importante y biodiversa constituida por el bosque chaqueño. Actualmente es una región caracterizada por la producción de granos como soja, maíz y trigo. Esa radical transformación unida a manejos no conservacionistas condujeron a un importante deterioro del vector suelo, el que fue estudiado por numerosos investigadores (Zuccardi y Fadda 1972, Dantur*et al.* 1989, García *et al.* 1997, Jobbágy*et al.* 2008).El manejo tecnológico siembra directa (SD) fue incorporado como una alternativa hacia la solución de estos problemas;García y colaboradores (2006) determinaron que la SD constituyó un sistema de manejo conservacionista en terrenos recientemente incorporados a la agricultura. Sin embargo, esto no era así en los suelos con muchos años previos de labranza convencional y demostraron que los principales indicadores de calidad de los suelos para esta región fueron la estabilidad estructural (EE) y el contenido de fósforo disponible (P). Dos premisas fundamentales del sistema SD son la inclusión de una gramínea en la rotación y la aplicación de fertilizantes (Corbella *et al.* 2005; García *et al.* 2006). Para esta región agroecológica, Corbella y colaboradores (2008) determinaron que los contenidos de carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico liviano (CL) pueden ser considerados excelentes indicadores químicos de calidad en SD secuencia soja/trigo.Desde el año 2004 se trabajó (Guillén *et al.* 2006) conindicadores de sostenibilidad a partir de indicadores de calidad de suelo en agroecosistema soja-trigogenerando un Conjunto Mínimo de Indicadores (CMI) tomando como referencia al bosque nativo. Se encontró que la EE disminuyó un 60% y la densidad aparente (DA) aumentó entre un 16 y 30%; de las variables químicas se detectó una disminución de alrededor del 50 % en COT, Ntotal y P disponible.Según el registro de la Bolsa de Cereales (2017), en la provincia de Tucumán, en la campaña 2016/17 se sembró 203.430 ha de soja; de esa superficie cultivada, se estima que más del 90% se produce con sistema de siembra directa (SD) con variantes de rotaciones y cultivos invernales como secuencia soja-maíz-trigo, soja-trigo, entre otros esquemas de manejo. Considerando que es prioritario conservar y/o incrementar los recursos productivos de estos agroecosistemas y su importancia dentro de la matriz económica de la provincia, y la necesidad de contar con información que nos muestre la tendencia de sustentabilidad, el objetivo del trabajo fue realizar un análisis comparativo de la sostenibilidad edáfica en secuencia soja-maíz-trigobajo sistema de SD en un lapso de 11 años.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en la subregión chacopampeana subhúmeda seca, en la localidad de Gobernador Piedrabuena, Departamento Burruyacú (26º 44´ S y 64º 41´ O), al Noreste de la provincia de Tucumán, Argentina.Los suelos de esta región se han desarrollado, en su mayor parte, sobre un material madre de origen loésico (Zuccardi y Fadda 1972). El suelo más difundido es de perfil ABwC. El horizonte A es moderadamente profundo y regularmente provisto de materia orgánica, constituyendo un epipedón mólico que sobreyace sobre un endopedón cambico. Estos suelos se clasifican como Haplustoles típicos, son muy uniformes en sus propiedades, de textura franco limosa a través de todo el perfil y se caracterizan por ser propensos al planchado o encostramiento superficial.

Para la evaluación cronológica de la sostenibilidad edáfica se emplearon los datos obtenidos en el año 2004 (Guillén *et al.*2006) y se realizó un segundo muestreo en el año 2015. Se trabajó en dos macroparcelas que presentan las siguientes características:

a- Agroecosistema con cultivo de soja. En el año 2004, el lote presentaba 9 años con cultivo ininterrumpido, de los cuales los 5 primeros, desde el desmonte, fueron trabajados con sistema convencional (LC) con arado de cinceles y rastra de disco. Luego se continuó durante cuatro años con siembra directa (SD), sobre rastrojo del cultivo anterior y en los dos últimos años posteriores se incorporó trigo como cultivo invernal. Luego del año 2004, se incorporó al sistema y hasta la actualidad, otra gramínea con el siguiente esquema: cada tres campañas de soja dos de maíz y con humedad en suelo, trigo en invierno. Fertilización con fósforo según análisis de suelo.

b- Parcela con bosque nativo (BN) secundario, como sistema natural de referencia. Escasos árboles del género *Schinopsis quebracho-colorado* (Schecht.) Barkl. et Meyer (quebracho colorado) y *Prosopis alba*Grisebach. (algarrobo blanco); con presencia de arbustos: principalmente *Acacia caven*(Mol.) Mol. (churqui), *Acacia aroma* Gill. ex Hook. &Arn. (tusca) y *Geoffroeadecorticans*(Gill. ex Hook. &Arn.) Burkart (chañar) y un estrato herbáceo con especies de los géneros *Setaria, Trichloris y Chloris.*

Las muestras de suelo se tomaron durante la primavera de los años 2004y 2015, abarcando una superficie de 10 ha para cada una de las dos parcelas estudiadas. Las variables relativas a la fertilidad física y química del suelo, el método de muestreo y de análisis se expresan en la Tabla 1.

Tabla 1: variables asociadas a la fertilidad física y química del suelo, métodos de análisis y muestreo empleados para evaluar la sostenibilidad del sistema soja-maíz-trigo

Variable	Métodos de análisis y muestreo
Densidad Aparente DA gr/cm^3	Método del cilindro, profundidades: 0-10 (a: DA superior) y 10-20 cm (b: DA inferior). Muestras no perturbadas. El empleo del indicador DA requiere del uso del valor obtenido en forma inversa, pues valores menores de DA se asocian a una mejor calidad de suelo relacionada a una mayor sostenibilidad del recurso.
Estabilidad Estructural EE %	Leenheer& de Boodt (1958), obteniéndose CDMP (Cambio en diámetro medio ponderado), dado que este método muestra en forma inversa a la EE, se tomó el Índice de Estabilidad Relativo. Profundidad de 0-30 cm. Muestras no perturbadas.
Carbono Liviano CL %	Walkley & Black (1934). Profundidad de 0-2.5 cm. Muestra compuesta con barreno helicoidal.
Carbono orgánico total COT %	Walkley & Black (Nelson y Sommer, 1982). Profundidades de 0-5 cm y 5-20 cm.Muestra compuesta con barreno helicoidal.
Nitrógeno Total Nt%	Kjeldahl (Methods of soil analysis 1982). Profundidades de 0-5 cm y 5-20 cm.Muestra compuesta con barreno helicoidal.
Fósforo disponible P ppm	Bray II (Bray&Kurtz 1945). Profundidades de 0-5 cm y 5-20 cm.Muestra compuesta con barreno helicoidal.

Los datos de muestreo del año 2004 fueron sometidos a tratamiento estadístico mediante el análisis de las distintas variables por comparación de medias. Se utilizó el Test de Student con un nivel de confianza de 95%. En el año 2015 se tomaron muestras compuestas para CL, COT, Nt y P y 5 muestras no perturbadas para las propiedades físicas. Se emplearon los valores de BN del año 2004 como referentes para el análisis comparativo del año 2015.

Con los resultados se generaron gráficos de coordenadas polares con Microsoft Excel® obteniendo el valor de la sostenibilidad mediante índices de sostenibilidad parcial (ISP)e índices de sostenibilidad global (ISG), los cuales se calcularon aplicando una expresión matemática (Martínez Santa-María 2006, Guillén 2008). En los gráficos de coordenadas polares se formaron dos polígonos, uno resultante de los valores del agroecosistema y el otro del bosque nativo, los ISP se calcularon mediante el cociente entre ambas áreas. El valor 1 (uno) del índice representa la máxima sostenibilidad del sistema evaluado con los indicadores seleccionados. Se calcularon los siguientes ISP: Fertilidad Física (ISPFF), Fertilidad Química Superior $ISPFQ_{sup}$(Profundidad de 0 a 5 cm) e Inferior $ISPFQ_{inf}$(Profundidad de 5 a 20 cm) y los ISG para los años 2004 y 2015 (ISG_{2004} e ISG_{2015}).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Alcanzar la sostenibilidad es un objetivo muy complejo y ambicioso, que no se reduce a la aplicación de buenas prácticas o a la inclusión de normas relacionadas con el medio ambiente. Consta de un complejo entramado de interacciones de los aspectos sociales, ambientales, económicos y en algunos casos institucionales. Los valores obtenidos correspondientes a las propiedades físicas y químicas en los sistemas estudiados se indican en la Tabla 2.

Tabla2: Valores medios de las propiedades físicas y químicas para BN y sistema soja-trigo año 2004 y soja-maíz-trigo año 2015

SECTOR	Propiedades Físicas		Propiedades Químicas			
	Índice de EE Relativo (%)	DA (g.cm^{-3}) Prof. 0-10 cm	CL (%) Prof. 0-2.5 cm	COT (%) Prof. 0-5 cm	Nt(%) Prof. 0-5 cm	P (ppm) Prof. 0-5 cm
BN*	90	1.08	2.48	2.98	0.27	39.15
S-T 2004*	37	1.25	1.67	1.45	0.13	17.94
S-T-M 2015*	42	1.26	1.00	1.33	0.14	11.80
		Prof. 10-20 cm		Prof. 5-20 cm	Prof. 5-20 cm	Prof. 5-20 cm
BN		0.97		2.37	0.21	25.80
S-T 2004		1.26		1.31	0.12	14.16
S-T-M 2015		1.24		1.23	0.13	9.12

* Diferencias significativas (p=0,05)

Con los datos obtenidos de propiedades físicas y químicas se realizaron: a) gráficos de coordenadas polares que se representan en la Figura 1, calculándose los valores de los ISP correspondientes y b) gráfico de coordenadas polares correspondiente al análisis de la sostenibilidad global campañas 2004 y 2015 (Figura 2).

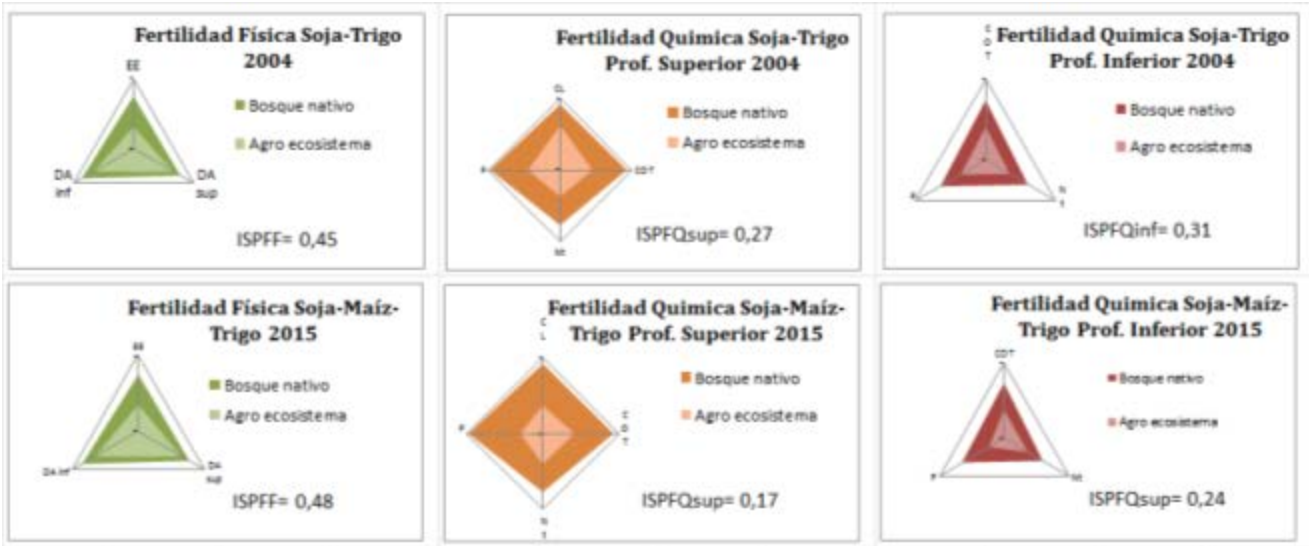


Figura 1: Representación de los IS de fertilidad física y química de un agroecosistema soja-maíz-trigo en relación a un sistema de referencia (BN) en llanura chacopampeana y los correspondientes ISP en los años 2004 y 2015.

Del análisis de los ISP se observa que el valor de la sostenibilidad medida mediante indicadores de fertilidad física se mantuvo en valores similares mientras que la respuesta de la fertilidad química fue una disminución de los valores de sostenibilidad tanto en el nivel superior como inferior.

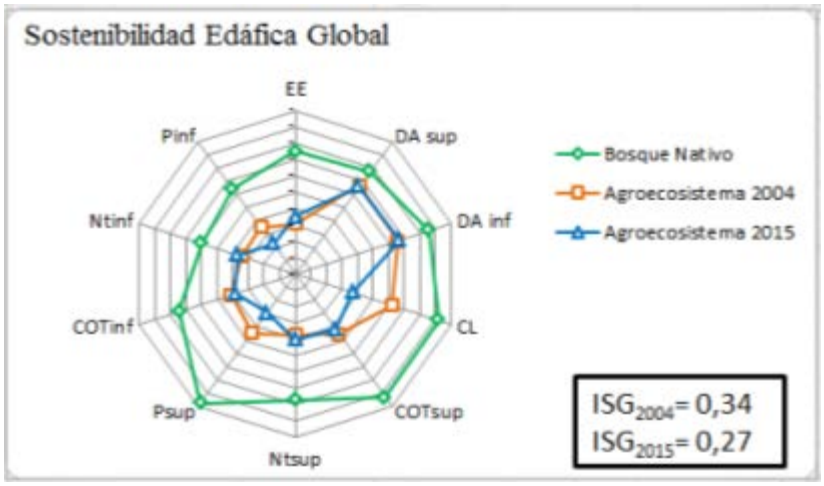


Figura 2: Representación de los IS de fertilidad física y química de un agroecosistema soja-maíz-trigo con SD en relación a un sistema de referencia BN en llanura chacopampeana y los correspondientes ISG en los años 2004 y 2015.

Coincidiendo con lo establecido por García (2008) en relación a que SD es un sistema de manejo conservacionistaen terrenos recientemente incorporados, los valores obtenidos de los indicadores estudiados reflejan una marcada diferencia en el agroecosistema vs el sistema de referencia, con un alejamiento de los valores iniciales.

La selección del CMI y la representación en gráficos de coordenadas polares junto a la herramienta empleada para integrar los datos en índices, permitieron visualizar y valorar la sostenibilidad y su tendencia en concordancia con Rivero (2002), Sarandón (2009) y Masera (1999).

Tras 11 años de SD en el agroecosistema estudiado, en fertilidad física la DA disminuyó y la EE mejoró un 5% atribuible al aporte de rastrojo de las gramíneas maíz y trigo, coincidiendo con Corbella (2005).

En contraposición a los sistemas que valoran la sostenibilidad mediante auditorías externas que evalúan la aplicación de prácticas sustentables (Aapresid 2018), en el presente trabajo se revela que las mismas no son suficientes para mejorar los indicadores de calidad/sostenibilidad de suelo.

CONCLUSIONES

La utilización del CMI seleccionado para valorar la sostenibilidad edáfica en sistema soja-maíz-trigo en siembra directa es una herramienta de sencilla aplicación que permite realizar un análisis comparativo entre campañas. Tanto en la fertilidad física como la química se detectó un alejamiento de la línea base BN que se mantuvo en el tiempo.

El agroecosistema estudiado en la llanura chacopampeana, luego de 20 años de agricultura, cinco con LC luego de desmonte y 15 con sistema de SD y variantes soja-soja, soja-trigo y soja-maíz-trigo, reveló un marcado bajo índice de sostenibilidad edáfica en relación con el sistema de referencia BN para los indicadores empleados. Considerando que el estado del suelo del BN secundario referente lo podemos asociar a una apropiada oferta ambiental en la estudiada región agroecológica y que el profesional responsable del agroecosistema es un referente zonal en cuanto a las prácticas agrícolas aplicadas, sería necesario rever el manejo holístico de estos sistemas productivos de modo de mejorar su tendencia hacia la sostenibilidad. Buscando no solo conservar los recursos naturales sino intentar recuperar valores tan preciados y fundamentales a la producción agrícola como son la disponibilidad de nutrientes y la salud física del suelo.

El análisis de la sostenibilidad edáfica del agroecosistema estudiado presenta una tendencia a la conservación del recurso suelo en su estado degradado, sin que se haya detectado una recuperación de características fundamentales que hacen a la calidad de los suelos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a SCAIT - Secretaría de Ciencia, Arte e Innovación Tecnológica por el financiamiento. Al Ing. Agr. Gonzalo Blasco, a la alumna Srta. Macarena Rearte.

BIBLIOGRAFÍA

- Aapresid (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa). 2018. Agricultura sustentable: un sello de calidad que sumará otras 20.000 hectáreas este año. http://www.aapresid.org.ar/blog/agricultura-sustentable-un-sello-de-calidad-que-sumara-otras-20-000-hectareas-este-ano/. 01.12.2018
- Altieri, MA. 2003. Una respuesta agroecológica al problema del monocultivo en Argentina. Entrevista. http://www.agroeco.org/doc/miguel/. 10.05.2016
- Bolsa de Cereales. 2017. Departamento de estimaciones agrícolas. En: PAS Panorama Agrícola Semanal, www.bolsadecereales.com/descargar-documento1-0/pass, 01.02.2018.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. SoilSci. 59: 39 -5
- Corbella, RD. 2005. Tesis de Maestría Dinámica de la descomposición y liberación de nutrientes de rastrojo de soja y maíz, en suelos del subtrópico subhúmedo seco y semiárido del Noroeste Argentino. FAZ-UNT, Argentina.
- Corbella, RD; JR García; GASanzano& AM Plasencia. 2008. Interacción de los indicadores de calidad de suelo: el efecto de las diferentes fracciones de carbono orgánico sobre la fertilidad física en suelos tucumanos. XXI Congreso Argentino de Ciencia del Suelo.
- Dantur, CA; C Hernández; M Casanova; V Bustos & L Guzmán. 1989. Evolución de las propiedades de los suelos en la región de la Llanura Chaco Pampeana de Tucumán, bajo diferentes alternativas de Producción. Revista Industrial y Agrícola de Tucumán 66(1): 31-60.
- Doran, JW. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. Agriculture, Ecosystems and Environment. 88: 119-127
- Doran, JW & AJ Jones (Eds.). 1996. Methods for Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America. Special Publication 49. Madison, Wisconsin, USA. 410 p.
- Evia, G & S Sarandón. 2002. Aplicación del Método Multicriterio para valorar la sustentabilidad de diferentes alternativas productivas en los humedales de la Laguna Merín, Uruguay. Cap. 22 Pp. 431-448 en S Sarandón (Ed.). Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable.

- FAO Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2011. Alimentación y Agricultura Sostenibles. Marcos y Enfoques. http://www.fao.org/sustainability/frameworks-approaches/es/11.11.2017
- García, JR; RD Corbella & GA Sanzano. 1997. Cambios Inducidos por la Labranza en la Materia Orgánica y en la Actividad Biológica en Suelos del Este Tucumano. I Reunión Científico -Técnica de Biología del Suelo del NOA y I Encuentro sobre Fijación Biológica del Nitrógeno. C Bellone (Ed.). Primera Edición: 111-114.
- García, JR; RD Corbella; GA Sanzano; AM Plasencia & AManlla. 2006. Dinámica del Agua e Influencia de las Propiedades del Suelo en la Producción de Granos en Tucumán. XX Congreso Argentino de Ciencia del Suelo – I Reunión de Suelo de la Región Andina. Vol1 Pp 386.
- Gliessman,SR;FJ Rosado-May;C Guadarrama-Zugasti;JAJedlickaCohn;VE Méndez;R Cohen;L Trujillo;C Bacon&R Jaffe. 2007. Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. Ecosistemas 16 (1): 13-23.
- González, MC; S Guillén; J Manzur & PJ Vidal. 2003a. Indicadores de Calidad de Suelo en Cultivo de Caña de Azúcar en el Pedemonte Tucumano, Argentina. Tercera Reunión de producción Vegetal y Primera de producción Animal del NOA, Tucumán.
- González, MC; SC Guillén; RD Corbella & J García. 2003b. La Medición de Parámetros Edafológicos como una Medida de Sostenibilidad. IV Reunión Nacional Científico Técnica de Biología de Suelos – IV Encuentro de Fijación Biológica de Nitrógeno. Termas de Río Hondo, Santiago del Estero, Argentina.
- Guillén, SC; MC González; PJM Vidal; J Manzur & C Díaz. 2002. Carbono Liviano como Indicador en la Principales Actividades Agrícolas del Pedemonte Tucumano. XIX Jornadas Científicas Asociación de Biología de Tucumán. Tucumán 17 al 19 de Octubre.
- Guillén, SC; MC González; PJ Vidal; J Manzur & D Pérez Gómez. 2006. Indicadores de Sustentabilidad Edáfica en un Sistema de cultivo soja/trigo. Tucumán, Argentina. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunión de Suelos de la Región Andina. Salta-Jujuy.
- Guillén, SC; RD Corbella; MC González; JP Vidal; E Farber& J Manzur. 2007. Caracterización de Indicadores de Sostenibilidad en cultivo de Caña de Azúcar. Tucumán, Argentina. Avances en la Producción Vegetal y Animal del NOA 2005-2007. V Reunión de Producción Vegetal y III de Producción Animal del NOA. San Miguel de Tucumán: 356-361.
- Guillén, SC. 2008. Modelo de Valoración de la sostenibilidad en agrosistemas subtropicales. Tucumán, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. España. 322 p.
- Guillén, SC; RD Corbella; MCGonzález; S Grancelli, PJ Vidal; DPérez Gómez. 2010. Quantification of the process of edaphic degradation in soybean-wheet cultivars in the chaco-pampeana region. Tucumán-Argentina. BIOCELL 34 (2)
- Jobbágy, EG; MD Nosetto; CS Santoni&G Balde.2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. Ecol. austral v18 n 3
- Rivero ET; CB Irurtia& RO Michelena. 2002. Indicadores cuantitativos de calidad de suelo y salud de un cultivo de soja en siembra directa. INTA EEAA Castelar. Instituto de Suelos: 5p
- Leenheer, L&M de Boodt.1958. Determination stability by the change in mean weight diameter. Proc. Int. Syn. Soil structure. Ghent.
- Martínez Santa-María,C & J Fernández Juste. 2006. Índices de alteración hidrológica en ecosistemas fluviales. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas. Centro de publicaciones. Ministerio de Fomento CEDEX 178p.
- Masera, O ;MAstier &S López Ridaura.1999. Sustentabilidad y manejo de recursosnaturales. El Marco de Evaluación MESMIS. Mundi-PrensaMéxico.
- Sarandón JS & CC Flores. 2009. Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. Agroecología 4: 19-28.
- Walkley, A. &IABlack. 1934. An examination of method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.
- Zuccardi,R & G Fadda. 1972. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. Pub. Esp. Nº 85, Facultad de Agronomía y Zootecnia-UNT

C4P66. APROXIMACIÓN AL USO DE LA HERRAMIENTA: SOIL–LANDSCAPE ESTIMATION AND EVALUATION PROGRAM

Havrylenko, Sofía; Espindola, Aime y Damiano, Francisco
Instituto de Clima y Agua, INTA-Castelar. Argentina.
damiano.francisco@inta.gob.ar

RESUMEN

Los modelos hidrológicos son una herramienta que permiten conocer el comportamiento de las diferentes componentes del ciclo hidrológico a nivel de cuenca. Su aplicación puede verse limitada debido a que requieren de información espacialmente semi-distribuida o distribuida, series de datos extensas y confiables. En muchas regiones de Argentina el conocimiento de las principales variables de entrada a escala de semidetalle y detalle es escaso. En relación a la información de suelos, existe una taxonomía puntual, pero la cartografía se ha desarrollado mayoritariamente a escala de reconocimiento o estudios de casos específicos. Debido a esta problemática hay herramientas que facilitan el conocimiento de la distribución geográfica de las características del suelo. El Soil–Landscape Estimation and Evaluation Program (SLEEP) es un software creado por el Laboratorio de Ciencias Espaciales de la Universidad de Texas A&M y el Centro Internacional de Investigación de Agricultura en Zonas Áridas (ICARDA). Utiliza una plataforma de Sistema de Información Geográfica y permite predecir atributos del suelo en aquellos lugares donde no hay información o la disponible es de baja resolución espacial. El objetivo de este trabajo es aplicar SLEEP en la cuenca del río Arrecifes, localizada al norte de Buenos Aires, con el propósito de estimar la distribución espacial de diferentes variables físicas y físico-químicas del suelo de interés, como profundidad, textura y contenido de carbono orgánico. El programa requiere como dato de entrada puntos geolocalizados con la información edáfica del perfil del suelo que se desee predecir, el modelo digital de elevación (MDE) e imágenes satelitales para el cálculo del Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y el Índice de vegetación ajustado (SAVI). Es posible incorporar información auxiliar que se considere significativa. Se contó con 33 puntos de observación de perfiles disponibles en el Sistema de información de Suelos del INTA (SISINTA) y 5 suelos independientes para validación. Se utilizó el MDE Shuttle Radar Topography Mission (STRM) de 30 metros de resolución espacial para calcular diversos índices topográficos, importantes en la diferenciación y distribución de los suelos. Los índices de vegetación fueron obtenidos mediante las imágenes del satélite Landsat 8- LDCM de septiembre de 2017 y proveen información sobre el color del suelo y las condiciones de la cobertura vegetal, que indirectamente reflejan las variaciones de las propiedades del suelo. El resultado final es un mapa raster de la cuenca del río Arrecifes, que se obtiene utilizando algoritmos de regresión lineal simple o múltiple, estableciendo relaciones lineales entre el atributo a predecir y los demás atributos del suelo, las variables topográficas y los índices de vegetación. Se seleccionaron variables independientes con coeficiente de correlación significativo. El raster es convertido a formato ASCII y tabla, generándose así una base de datos con los atributos predichos. Lo innovador de esta herramienta es que provee información con mayor resolución espacial que el generado a través de un método de interpolación ya que considera las características topográficas entre los puntos de observación. La implementación del programa SLEEP es muy promisorio en cuencas hidrológicas con fines de evaluación del cambio de uso del suelo y sistema de producción.

Palabras claves: propiedades del suelo, modelos hidrológicos, cartografía.

C4P67. ESTIMACIÓN DEL PUNTO DE MARCHITEZ PERMANETE EN SUELOS DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS.

Hernandez, Juan P.[1]; Díaz, Eduardo L.[2] y Cerana, Jorge[1].

[1]Cátedra de Edafología. [2]Cátedra de Riego y Drenaje. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta 11 Km 10,5. 3100. Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. jphernandez@fca.uner.edu.ar

RESUMEN

Uno de los principales factores limitantes para la producción agropecuaria lo constituye la disponibilidad de agua. Para conocer de manera satisfactoria la disponibilidad de agua es necesario conocer los valores de capacidad de campo y el punto de marchitez permanente (PMP). Aunque la determinación de estos parámetros no es sencilla, ya que es necesario contar con instrumental de alto costo, inaccesible para muchos grupos de trabajo. Con el fin de generar una ecuación de ajuste para estimar el PMP en suelos de la provincia de Entre Ríos, en función de las características texturales de los mismos, se obtuvieron 160 muestras de suelo representativas de la provincia de Entre Ríos, a las que se determinó el PMP en olla de Richards a -1500 kPa y el contenido de arcilla por el método de Robinson. Para lo cual se obtuvo una función que se ajusta satisfactoriamente a los valores de PMP en función del contenido de arcilla de los suelos con un (R^2= 0,743) y una correlación positiva entre el contenido de arcilla de los suelos y el valor de PMP.

Palabras claves: Función, Agua, Arcilla.

INTRODUCCIÓN

El agua es un factor clave a tener en cuenta para la producción de los cultivos. Existe el convencimiento por parte de la comunidad científica de que el principal factor limitante en la producción agropecuaria lo constituye la disponibilidad de agua en el perfil del suelo en la zona no saturada, Andrade & Sadras (2000), Andrade & Gardiol (1994), Andrade F.H. (1995), Andriani (2000), Andriani (2006), Doorenbos y Pruitt (1977).

La capacidad de un suelo para conservar el agua es un parámetro muy importante a la hora de relacionarlo con la producción vegetal, Gardner (1960) y Gardner W.R. y Gardner H.R. (1983). La única medida satisfactoria de la disponibilidad de agua en el suelo es su potencial. Sin embargo, son usados ampliamente la capacidad de campo, el punto de marchitez permanente y el contenido de agua útil, Hamblin (1985) y Porta *et al*., (2008). A los efectos de analizar la segunda de las variables a tener en cuenta Brigg & Shantz (1913) y Brigg & Shantz (1914) enfatizan la importancia de este contenido de agua en el suelo, denominándola como coeficiente de marchitez. Richards & Wadleigh (1952) encontraron que la mayoría de las plantas cultivadas tienen potenciales osmóticos en el rango de -14 a -18 bares, de tal manera que para propósitos prácticos el contenido de agua en -15 bares es un valor generalmente usado como la mejor aproximación del contenido de agua en el suelo en el punto de marchitez permanente.

Pilatti (1989) señala que la relación entre la planta, el suelo y el agua, indica que la estimación del PMP debe vincularse estrechamente con la textura de los suelos, poniendo énfasis en el contenido de arcilla. Siguiendo esta línea y teniendo en cuenta los altos contenidos de arcilla montomirollítica de los suelos de Entre Ríos, es que se hace necesario estimar el contenido de PMP para este tipo de suelos. La metodología disponible, hace necesaria la utilización de equipos de alto costo, o se require de mucho tiempo para obtener los resultados.

El objetivo del trabajo es generar una ecuación de ajuste con el fin de estimar el PMP en suelos de la provincia de Entre Ríos, en función de las características texturales de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se obtuvieron 127 muestras de suelo representativas de toda el área agrícola de la Provincia de Entre Ríos. A las que se agregaron 33 obtenidas por Grantón (1996) de horizontes superficiales; como así también en algunos casos de todo el perfil de suelo. Los mismos corresponden a suelos Vertisoles, Molisoles, Alfisoles y Entisoles. A las que se le determinó el Punto Marchitez Permanente (PMP) a 1500 kPa mediante la olla de Richards (Richards, 1948). Paralelamente se determinó el contenido de Arcilla, Limo y Arena (%) mediante el Análisis Granulométrico con Pipeta de Robinson (Page, A.L. Ed. 1982). Luego de obtenido el resultado, se agruparon de acuerdo a las clases texturales.

Para el análisis de los datos se utilizó el programa GeoGebra Classic versión 5.0.438.0-d. Mediante el mismo se determinó la ecuación de ajuste, el coeficiente de regresión y de determinación y el valor p.

Luego con los valores obtenidos se calculó el Error Relativo Medio (ERM), de acuerdo a lo planteado por Pilatti (1989), donde se comparan los valores de PMP medidos (M), con los calculados mediante la ecuación de ajuste (C), donde n es el número de muestras utilizadas.

$$ERM = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} \left(\frac{M_i - C_i}{M_i}\right)}{n}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el caso de la textura de los suelos, se presenta un triángulo textural, que muestra una alta frecuencia de suelos de textura arcillosa o con una alta proporción de arcillas en su composición. El 34,5% de los suelos corresponde a una clase textural arcillosa, un 29,1% de los suelos corresponde a la clase textural franco arcillosa y un 17% corresponde a la clase textural franco arcillo limosa. Figura 1.

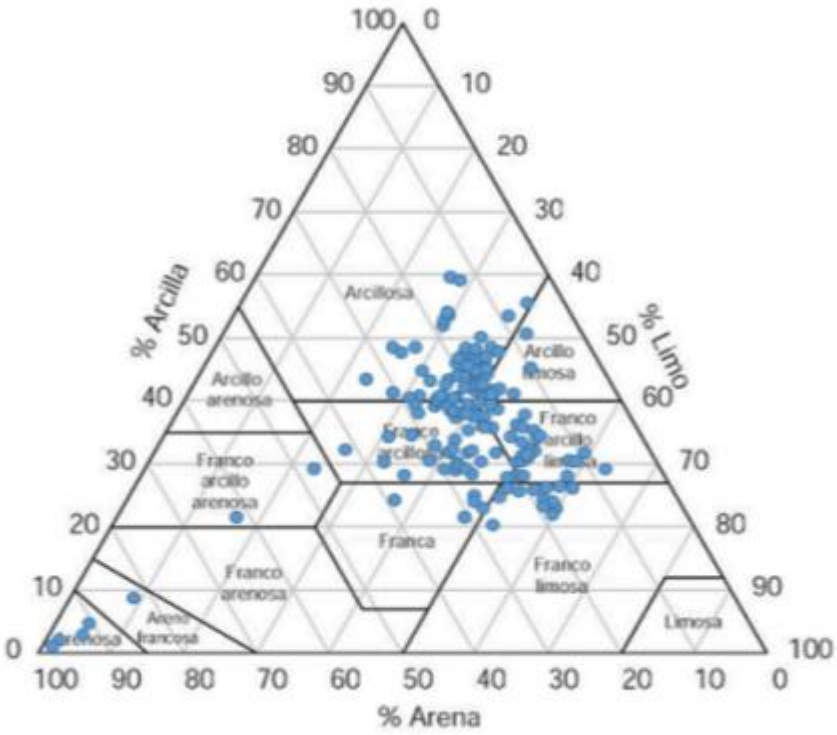


Figura 1. Clasificación textural de los suelos analizados.

De acuerdo a los valores obtenidos de Punto de Marchitez Permanente obtenidos con la olla de Richards a 1500 kPa de presión, y el contenido de arcilla (%) observados, se realizó un análisis de regresión de los datos obtenidos. Los mismos se presentan en la figura 2.

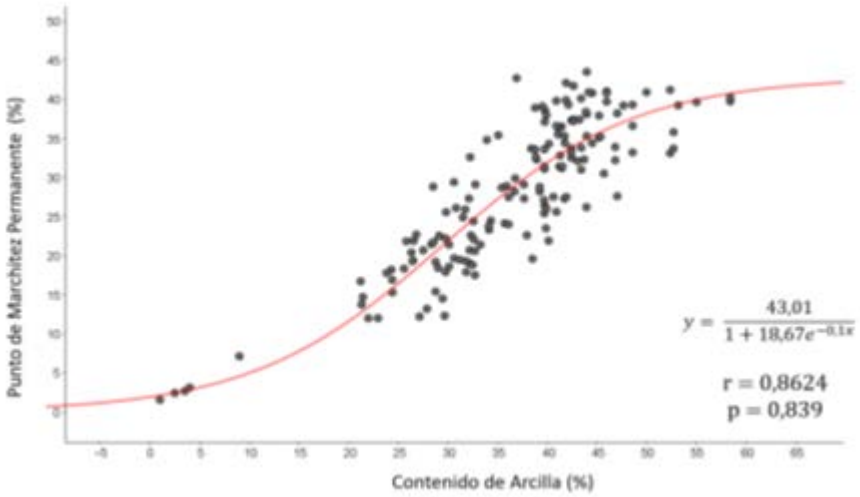


Figura 2. Ajuste de los datos obtenidos.

El valor de r (r = 0,839), demuestra que hay una correlación positiva entre las variables % de arcilla y % PMP. Esto explica que suelos con mayor contenido de arcilla acusarán mayores valores de PMP %. Este comportamiento se debe a que esta fracción granulométrica favorece la presencia de microporos y aumenta la superficie específica de la matriz del suelo aumentando de esta forma la capacidad de absorción de agua.

Se observa una buena correlación, entre los datos obtenidos (R^2= 0,743). Por lo cual la ecuación que mejor se ajusta a los datos, corresponde a $y = \frac{43,01}{1+18,67e^{-0,1x}}$, donde "y" es la variable respuesta (PMP %) y "x" es la variable independiente, que corresponde al contenido de arcilla (%) de acuerdo al análisis textural de la muestra. Siendo una función logística del tipo curva sigmóidea.

La función tiene trazo continuo para todo el dominio de la misma, sólo que debe acotarse a un contenido de arcilla (%) $0 \leq x \geq 100$.

Límite de la función cuando x-> a 0 $\lim_{x\to 0} \frac{43,01}{1+18,67e^{-0,1x}} = 2,18$

Límite de la función cuando x-> a 100 $\lim_{x\to 100} \frac{43,01}{1+18,67e^{-0,1x}} = 42,67$

Teniendo en cuenta que los valores límites del contenido de arcilla, los valores de PMP (%) de acuerdo al modelo varían 2,18% a 42,67%.

Observando la figura 2, se concluye que la retención de agua en un suelo, tiene una correlación positiva con el contenido de arcilla (p= 0,839) y coincide con lo encontrado por Reichel *et al*. (2009) para suelos del estado de Río Grande do Sul Brasil y Pilatti (1989) para suelos de la provincia de Santa Fe.

Tabla 1: Error Relativo Medio (ERM) según clase textural.

Clase textural	Número de muestras	ERM
Arcillo Limosa	9	0,13
Arcillosa	55	0,1
Arenosa	4	0,21
Arenosa Franca	1	0,29
Franca	5	0,13
Franco arcillo arenosa	2	0,09
Franco arcillo limosa	26	0,14
Franco arcillosa	45	0,20
Franco limosa	13	0,11
Total	**160**	**0,14**

De acuerdo a la tabla 1, se observa el error relativo medio, de acuerdo a la clase textural, del cual se extrae que el modelo explica de manera satisfactoria el comportamiento en suelos con un alto contenido de arcilla, o arcillosos. Cabe aclarar, que muchos de los suelos poseen arcillas montmorillonitas del tipo expandentes. Esto explica su comportamiento con valores tan elevados de PMP, ya que la contracción en el secado puede estar acompañada del agrietamiento, interrumpiéndose el movimiento de agua.

CONCLUSIONES

La función logística, se adecúa de manera satisfactoria a los valores de PMP (%) en función del contenido de arcilla.

Se observa un buen ajuste de los datos a la función obtenida.

Esta herramienta puede llegar a ser muy importante para poder estimar el PMP (%) en suelos de la provincia, lo cual es fundamental para el diseño de sistemas de riego.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade F.H. & JM Gardiol. 1994. Sequía y producción de los cultivos de maíz, girasol y soja. Boletín técnico 132. EEA INTA Balcarce.
- Andrade F.H. 1995. Analysis of growth and yield of maize, sunflower and soybean grown at Balcarce, Argentina). Field Crops Res. 41: 1-12.
- Andriani J. M. (2000). El agua en los sistemas productivos. Para mejorar la producción. SAGPyA e INTA-EEA Oliveros, Santa Fe N°13, 72 pp.
- Andriani, JM. 2006. Dinámica del agua en rastrojos con y sin pastoreo. 6as. Jornadas Nacionales Cría Bovina Intensiva en Venado Tuerto, Santa Fe
- Baver, L.D.; WH Gardner & WR Gardner. 1973. Física de Suelos. Ed. Hispanoamericana.
- Briggs, L.J., & H.L. Shantz. 1913. The water requirements of plants: I. Investigations in the Great Plains in 1910 and 1911. USDA Bur. Plant Indr. Bull. 284, 49 p.
- Briggs, L.J & H.L. Shantz. 1914. “Relative water requirements of plants”. J. Agr. Res., III(1):11-64.
- Grantón, M. 1996. Puesta a punto del equipo de placa y olla a presion modelo Richards para la determinacion del agua aprovechable por los cultivos en suelos de Entre Ríos. Trabajo Final de Graduación. Universidad Nacional de Entre Ríos. Faculta de Ciencias Agropecuarias. Oro Verde Entre Ríos.

- Andrade F.H. & VO Sadras. (2000). Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Editores: F.H. Andrade y V.O. Sadras. EEA INTA Balcarce-Fac. de Ciencias Agrarias UNMP. Pp 173-206.
- Denmead O.T. & RH Shaw. 1962. Availability of soil water to plants as affected by soil moisture content and meteorogical conditions. Agron. J. 54, 385-390.
- Doorenbos J. & WO Pruitt. 1977. Crop water requirements. FAO. Irrigation and Drainage Paper N°24. Rome. Italy.
- Gardner W.R. 1960. Dynamics aspects of water availability to plants. Soil Sci, 89, 63-73.
- Gardner W.R. y Gardner H.R. (1983). "Principles of water management under drought conditions". Agric. Water Manag. 7: 143-155.
- GeoGebra. GeoGebra ClassicDynamic Mathematics for Everyone. Versión 5.0.438.0-d. http://www.geogebra.org. International GeoGebra Institute Wolfauerstr 90, 4040 Linz, Austria.
- Hattendorf M.J; Redelf M.S; Amos B; Stone L.R. y Gwin R.E. 1988. Comparative water use characteristics of six row crops. Agron. J. 80: 80-85.
- Hamblin A.P. (1985). The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. Advances in Agronomy 38:95-158.
- Page, A. L.; R. H. Miller & D. R. Keeney. 1982. Methods Of Soil Analysis: 2. Chemical and microbiological properties, 2. Aufl. 1184 S., American Soc. of Agronomy (Publ.), Madison, Wisconsin, USA, gebunden 36 Dollar.
- Pilatti, M. 1989. Estimación del Punto de Marchitez Permanente en Molisoles de Santa Fe. Ciencia del Suelo. Volumen 7 – N° 1-2. ISSN 0326-3169.
- Porta J.; M Lopez-Acevedo & R.M. Poch. 2008. "Introducción a la edafología: uso y protección del suelo". Ediciones Mundi-prensa, Madrid. 451 páginas
- Richards L.A. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110
- Richards, L.A. &C.H. Wadleigh. 1952. Soil water and plant growth. In B.T.Shaw (ed.) "Soil physical conditions and plant growth".Agronomy. (2 ed.):73-251. NA.

C4P68. APORTE DESDE LA PAMPA ONDULADA ARGENTINA A LA "INICIATIVA 4 POR MIL"

Irizar, Alicia B.; Milesi, Luis A.; Giannini, Ana P. y Andriulo, Adrián E.

Estación Experimental Agropecuaria de Pergamino, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta 32 km 4,5. Pergamino, Buenos Aires, Argentina. irizar.alicia@inta.gob.ar.

RESUMEN

El C orgánico del suelo (COS) regula múltiples funciones ecosistémicas, tales como retención, almacenamiento, reciclado y filtrado. La capacidad de almacenarlo depende fuertemente del COS inicial y de las variaciones en las prácticas agronómicas y en el clima. Actualmente, la degradación de los suelos constituye una amenaza para más del 40% de la superficie terrestre y los suelos de la Pampa Ondulada no escapan a esta realidad, luego de 120 años de agricultura continua han perdido ~40% de sus reservas originales de COS. Al presente, existe una gran incertidumbre acerca del futuro almacenamiento de COS debido a que los sistemas de cultivo predominantes de la región no son ambientalmente sustentables. La "Iniciativa 4 por mil: suelos para la seguridad alimentaria y el clima" tiene como objetivo aumentar las reservas globales de COS en 0,4% por año a 0-30 cm de profundidad, mediante la implementación de prácticas agrícolas adaptadas localmente, para compensar las emisiones globales de gases de efecto invernadero de origen antrópico. Entre las tecnologías disponibles para mitigar la pérdida de COS se encuentran la siembra directa (SD), la intensificación y diversificación de las rotaciones, la inclusión de cultivos de cobertura (CC) y de pasturas perennes o temporarias y el uso de enmiendas orgánicas. Nuestro objetivo fue evaluar dos alternativas productivas bajo SD, con efecto positivo sobre el almacenaje de COS en el corto plazo, para comprobar si cumplen con la "Iniciativa 4 por mil". Se utilizaron bases de datos provenientes de experimentos de largo plazo de secuencias de cultivo localizados en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino del INTA. Los tratamientos analizados fueron: a) CC de avena/vicia en suelo bajo monocultivo de soja y b) pastura consociada de alfalfa y festuca, manejada con cortes y exportación, en suelos bajo rotación de cultivo (trigo/soja: T/S y maíz-trigo/soja: M-T/S). Se tomaron muestras compuestas de suelo a cuatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm) en cuatro sitios seleccionados al azar. El contenido COS se determinó por combustión seca. A su vez, en los mismos puntos de muestreo se determinó la densidad aparente (dap) por el método del cilindro y como existieron diferencias significativas en dap, las reservas de COS se expresaron a masa de suelo equivalente. Cuatro años después de la inclusión de CC en suelos, la reserva de COS pasó de 52 a 58 Mg ha^{-1} para una masa de 3860 Mg suelo ha^{-1}. La implementación de la pastura temporaria (3 años) en suelos bajo rotación aumentó el COS desde 51 a 59 Mg ha^{-1} con antecesor M-T/S y desde 54 a 58 Mg ha^{-1} con antecesor T/S para una masa de 3470 Mg suelo ha^{-1}. Ambas tecnologías superaron ampliamente la meta propuesta al aumentar las reservas de COS en 2,7% y entre 2,4 y 5% por año, para CC y pastura, respectivamente. Estas elevadas tasas de secuestro de COS están condicionadas por el tiempo de estudio; por ello, es necesario continuar evaluando estas tecnologías para encontrar el nuevo equilibrio en las reservas de COS.

Palabras claves: secuestro de carbono orgánico del suelo, cultivos de cobertura, pasturas temporarias.

C4P69. EVALUACIÓN DE INDICADORES DE SALINIZACIÓN/SODIFICACION EN SUELOS BAJO RIEGO COMPLEMENTARIO, EN SUIPACHA, PROVINCIA DE BS. AS.

Iseas, Mariano S.; Sainato, Claudia M.; Romay, Catalina y Márquez Molina, John J.

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 444. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. miseas@agro.uba.ar

RESUMEN

El riego complementario es una práctica agronómica que se ha incrementado en las últimas décadas en la región de la Pampa Húmeda. Consiste en aplicar láminas de agua al cultivo en momentos críticos, cuando pueda ocurrir déficit hídrico durante etapas fenológicas sensibles al mismo. En ciertas condiciones ambientales y/o de manejo, esta práctica puede resultar en un deterioro del suelo causado por procesos de sodificación y salinización debido al agregado de iones disueltos en el agua de riego. En este trabajo se evaluaron algunos indicadores del suelo relacionados con estos procesos: Sodio intercambiable (PSI), Conductividad en extracto de saturación (CEex), pH y Densidad Aparente (Dap). La zona de estudio comprende un lote agrícola bajo riego complementario (pivote central) en Suipacha, Prov. De Buenos Aires. El tratamiento control se ubicó fuera del círculo del pivote en una esquina del mismo lote. Se delimitaron parcelas de 100x50m en ambos tratamientos y se realizó una exploración geofísica previa de la conductividad eléctrica aparente (CEap) del suelo mediante un sensor electromagnético. Luego se tomaron muestras de suelo en dos profundidades según rangos de conductividad obtenidos con los mapas de CEap de cada parcela. El sector de secano presentó mayores valores de CEap que en el riego. Esta situación se adjudicó al posible efecto del acuífero freático y la posición topográfica baja. Por otro lado, el sector de riego presentó mayores valores de Dap y pH en el nivel superficial, y en PSI en las dos profundidades que el testigo. No se encontraron diferencias significativas en la CEex. En forma preliminar, encontramos que existe un leve proceso de sodificación en estos suelos aunque aun los valores obtenidos se encuentran muy por debajo de los límites de riesgo.

Palabras claves: riego suplementario, exploración geofísica, degradación física, degradación química.

INTRODUCCIÓN

En la Pampa húmeda, aunque las láminas de riego aplicadas son mínimas, el aumento de la salinidad y el deterioro físico causado por la sodicidad, podrían ser importantes, de acuerdo a algunos antecedentes (Andriulo *et al.*, 1998; Vázquez *et al.*, 2006). Sin embargo, Génova (2003, 2006) determinó que la resiliencia de suelos Argiudoles y Hapludoles pampeanos a la degradación salina y sódica, no es afectada por el riego complementario con aguas bicarbonatadas sódicas, debido a procesos de recuperación, que mantienen la calidad de los suelos. El autor argumenta dos mecanismos de recuperación: el lavado de sales producto de las lluvias y el intercambio catiónico.

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar los indicadores de salinización y sodificación en un lote agrícola bajo riego complementario con una historia corta en el uso de esta práctica, antes de la campaña de riego, a través de un muestreo dirigido mediante exploración geofísica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio (ver figura 1) corresponde a un establecimiento agropecuario ubicado en la localidad de Suipacha al noroeste de la provincia de Buenos Aires. Hidrográficamente se encuentra dentro de la cuenca del Salado, más precisamente dentro de la microcuenca de la cañada La Salada.

A nivel regional el paisaje se presenta monótono y llano, con suaves pendientes. Sin embargo, el área de trabajo se encuentra en una zona alta en el límite de dos cuencas: Salado y Luján, lo que favorece el buen drenaje en la mayor parte del establecimiento. El escurrimiento superficial de las aguas meteóricas se produce en sentido sur – suroeste. Las precipitaciones son abundantes, alcanzando un promedio de 1000 mm anuales. Los suelos del lote seleccionado pertenecen a la serie Chacabuco. Es un Argiudol Típico de textura franco limoso, profundo, bien provisto de materia orgánica, no alcalino, no sódico y bien drenado.

En el establecimiento se realiza agricultura de manejo tradicional con rotación maíz-trigo-soja en siembra directa y se practica riego complementario por aspersión con pivote central. Los lotes se suelen regar en forma complementaria cada dos años ya que se riega solamente el cultivo de maíz. Cabe mencionar que este sistema de riego fue implementado en el año 2011. El agua de riego proviene de 3 pozos de captación con una profundidad promedio de 45m y su explotación corresponde al acuífero Epipuelche. La calidad química de la misma resulta apropiada para el riego complementario (Informe técnico ADA). Son aguas bicarbonatadas sódicas con un RAS de 5.27 y con una conductividad eléctrica estimada entre 1000-1400 (µS/cm).

Figura 1. Mapa del lote de estudio en un Establecimiento Agropecuario en Suipacha, Provincia de Buenos Aires.

Metodología

Se trabajó en un lote sembrado con maíz, el cual ha sido regado por última vez hace dos años, durante la campaña 2015/16. Dentro del lote se estudiaron dos tratamientos: uno bajo riego complementario (dentro del circulo del pivote) y otro testigo o secano en una esquina del lote (fuera del pivote). En cada sector se delimitó una parcela de 100x50m y se realizó exploración geofísica mediante un sensor electromagnético por inducción EMP-400 (GSSI, inc.) utilizando la frecuencia de 16 KHz, la cual explora el perfil más superficial de la zona no saturada. Este sensor electromagnético mide la Conductividad Eléctrica aparente (CEap) en cada punto de medición (Allred *et al.*, 2008). Luego mediante el software Surfer v.11 (Golden Software, Inc.) se realizó la interpolación con Kriging de estos datos y se obtuvo un mapa de CEap para cada sector. Finalmente, de cada parcela se determinaron 2 rangos de CEap (método SRS (stratified random sampling), Eigenberg et al., 2008) y en cada uno se tomaron 3 muestras de suelo (repeticiones) a nivel superficial (0-20 cm) y subsuperficial (20-40cm). En cada muestra de suelo se analizó: Conductividad Eléctrica en extracto de saturación (CEex), contenido de Humedad (θ_g) con el método gravimétrico, Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI), densidad aparente (Dap), pH, porcentaje de materia orgánica y textura (Page *et al.*, 1982).

El análisis de los datos se realizó con estadística clásica mediante el software InfoStat v.2008. Se realizó ANOVA con test de Tukey para comparar las medias muestrales de los tratamientos en las dos profundidades.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se muestran los mapas de conductividad aparente (CEap) obtenidos a partir de los sondeos electromagnéticos realizados en cada parcela. En el caso de la parcela de riego se tomó la “zona baja” en el rango de 30-35 mS/m y alta entre 35-40 mS/m. En la parcela de secano se seleccionó el rango 46-52 mS/m como “zona baja” y 52-58 (mS/m) como “zona alta”.

En términos generales, se puede observar que los rangos de CEap de la parcela de riego son menores respecto al secano, aunque ambos son bajos. Sin embargo, podríamos encontrar su explicación en dos situaciones. En primer lugar, la parcela de riego se encuentra en el centro del lote y ocupa una posición de loma (ver figura 1). En cambio, la parcela de

secano, topográficamente se encuentra en una posición más baja respecto al sector de riego. En segundo lugar, durante el relevamiento se midió la profundidad freática dando un valor de 80 cm en un pozo cercano al sector de secano. Por otro lado, el sensor electromagnético utilizado en la frecuencia de 16 kHz, para este tipo de sedimentos, presenta un rango de exploración que va de 0 a 1,5 m. La CEap se ve influenciada por varias variables como porosidad, humedad, sales disueltas totales en la solución del suelo y pH que caracterizan a todo ese espesor de exploración. Entonces, se puede inferir que, debido a la proximidad de la freática a la superficie y la posición baja de la parcela de secano, y teniendo en cuenta que el contenido de humedad y textura es similar en ambas parcelas de estudio, posiblemente el efecto del acuífero freático con poros saturados de agua (mayor conductividad eléctrica) puede estar influyendo en el aumento de la CEap en la parcela de secano.

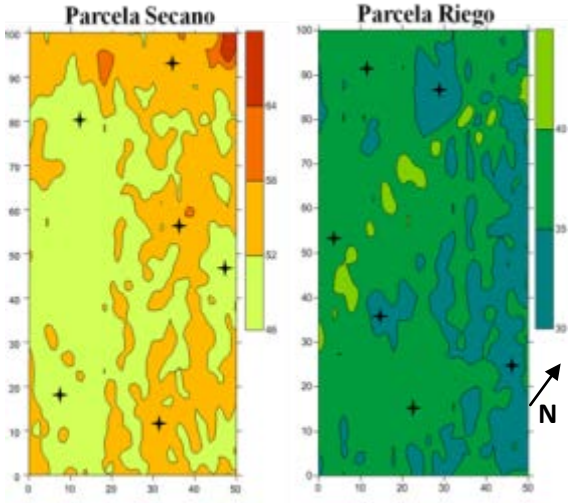


Figura 2. Mapas de CEap (mS/m) en parcelas de 100x50 m en tratamiento bajo riego y secano. Las cruces indican los sitios de muestreos de suelo en las dos profundidades de estudio.

En la figura 3 se muestran los resultados de los indicadores de salinidad/sodicidad en la dos profundidades muestreadas. Es importante mencionar que la textura resultó franco-limosa con similares porcentajes de arcilla y limo en los suelos de ambas parcelas, al igual que los contenidos de materia orgánica (secano= 2,8% riego=2.9%) y humedad gravimétrica (secano=22.2% riego=20.6%).

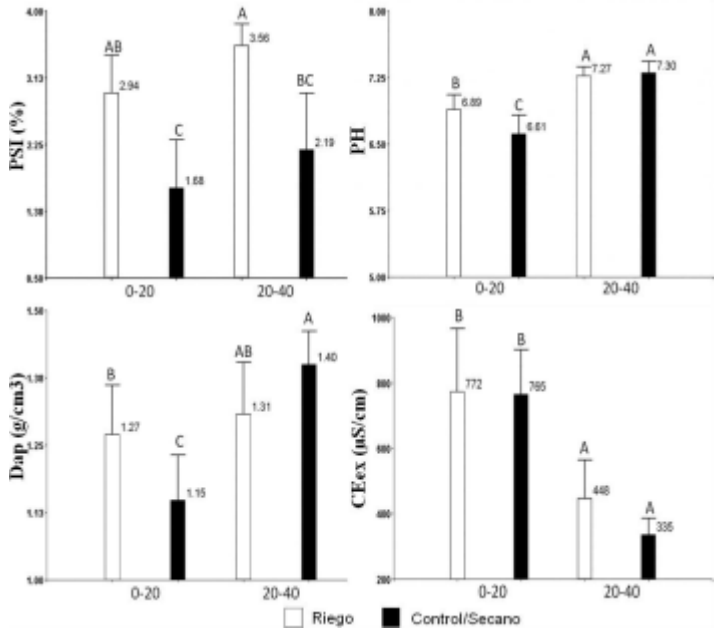


Figura 3. Resultados promedio de Sodificación (PSI), Salinidad (CEex), PH y Dap en las dos profundidades para los dos tratamientos. Las distintas letras indican que existen diferencias significativas entre las medias muestrales. N=24 n=6

El contraste más marcado se observó en el indicador de sodificación (PSI), donde se encontraron diferencias significativas entre riego y secano en las dos profundidades de muestreo. Los suelos regados en este lote tienen mayores contenidos de Na+ (Sodio) en el complejo de intercambio (CIC) que el testigo/control, este efecto se acentúa más en la profundidad de 20-40 cm. Respecto al pH y Dap, sí bien se hallaron diferencias significativas entre ambos tratamientos, solo resultó a nivel superficial. Es decir, el aumento del pH indica una leve alcalinización y la densidad aparente una posible pérdida de estructura y porosidad de los suelos bajo riego, ambos coincidentes con suelos con mayores porcentajes de Na+.

En cambio en el indicador de salinización (CEex) no se encontraron diferencias significativas. Se observó una disminución de la CEex en la profundidad de 20-40 cm. Esto se correspondería con la fertilización realizada previa a la siembra que impacta en mayor medida a nivel superficial que en profundidad.

CONCLUSIONES

El mapeo previo permitió optimizar el muestreo estableciendo cierta homogeneidad dentro de cada parcela ya que los rangos de CEap encontrados fueron acotados y con poca variación espacial. Además se identificó un posible efecto de la zona saturada en el sector de secano estudiado debido a la posición baja en el paisaje y la escasa profundidad del acuífero freático.

Los indicadores de sodificación y salinización se encuentran muy por debajo del riesgo a degradación físico-química por efecto del riego complementario. Además en términos de historia de riego, son pocos los años a los que estuvo sometido el lote de estudio. Sin embargo se observó un leve proceso de sodificación en estos suelos aunque los valores obtenidos se encuentran muy por debajo de los límites de riesgo. En el futuro se analizará la evolución de estos indicadores en el tiempo para verificar la capacidad de recuperación de estos suelos y/o dilucidar efectos acumulativos de esta práctica.

BIBLIOGRAFÍA

- Allred, B.; Daniels, J.J.; Ehsani, M.R. 2008.Handbook of Agricultural Geophysics. Taylor & Francis. 410 pp.
- Andriulo, A; Ml. Galetto; C Ferreira; G Cordone; C Sasal et al. 1998. Efecto de 11 Años de riego complementario sobre un Argiudol típico Pampeano. Ciencia del Suelo 16 (2): 125-127.
- Di Rienzo J.A.,Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W.2008. *InfoStat, versión 2008*, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Eigenberg Roger A., Scott M. Lesch, Bryan Woodbury and John A. Nienaber. 2008. Geospatial Methods for Monitoring a Vegetative Treatment Area Receiving Beef Feedlot Runoff. J Environ Qual 37: S-68-S-77
- Génova, L. J.2003. Resistencia y resiliencia a la degradación salina y sódica de suelos pampeanos, disturbados por riego complementario. Revista de la Facultad de Agronomía.
- Génova, L. 2006. Sustentabilidad de agroecosistemas bajo riego complementario en la Pampa Húmeda Argentina. Cadernos de Agroecologia,1(1).
- Page A.L. 1982. Methods of soil analisys.Chemical and microbiological properties.2º ed. (Part 2), in the series Agronomy.American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA, 1159pp
- Vázquez, M. E., Millán, G., & Gelati, P. R. 2006. Efecto del riego complementario sobre la salinidad y sodicidad de diferentes suelos del NO y Centro-E de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía, 106.

C4P70. CALIDAD Y CANTIDAD DE SUSTANCIAS HUMICAS BAJO USOS CONTRASTANTES. RELACION CON CATIONES MULTIVALENTES.

Kloster, Nanci [1]*; Fernández, Romina [1], Puccia, Virginia [2] y Avena, Marcelo[2].

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", INTA, ruta Nac. Nº 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.
[2] INQUISUR, Dpto. de Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

kloster.nanci@inta.gob.ar

RESUMEN

La productividad sustentable en agroecosistemas se focaliza en mantener y mejorar el contenido de materia orgánica (MO) en el suelo. Las sustancias húmicas (SH) constituyen la fracción más estable de la MO, y su estabilización depende de la textura, de la mineralogía y de la presencia de cationes multivalentes (Ca, Fe y Al) en el suelo. El objetivo de este trabajo fue obtener información sobre la cantidad y calidad de las SH sobre Paleustoles petrocálcicos bajo usos contrastantes de la región semiárida pampeana. Para ello se seleccionaron dos sitios (sitio 1 y 2). En cada sitio se identificaron dos usos contrastantes: agrícola (A) y vegetación nativa (VN) de más de 50 años. Se determinó el contenido de Ca, Fe y Al en los suelos. Se extrajeron y caracterizaron las fracciones de SH, ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF), y la fracción de sólidos minerales suspendidos. Los resultados confirman que las prácticas agrícolas disminuyen la MO más estable bajo la forma de SH. El rendimiento en la extracción de AH fue más alto en el sitio 1 VN, debido a la condición sin disturbar de este manejo desde su formación (monte de Caldén) y a la mayor concentración de Fe y Al que favorecen la formación de complejos órgano-minerales. Los AH se diferencian en sus propiedades químicas. Los AH extraídos de los suelos bajo el uso A y en el sitio 2 sobre VN están formados por moléculas orgánicas que son más persistentes en el suelo. El AH del sitio 1 sobre VN tiene una capacidad limitada para el enlace de Ca que no es debido a un enlace de tipo electrostático. Son necesarios más estudios para comprender si este comportamiento ocurre por saturación parcial de los sitios de adsorción con cationes co-extraídos.

Palabras claves: Ácidos húmicos, Ácidos fúlvicos, Calcio-Hierro-Aluminio.

INTRODUCCIÓN

La productividad sustentable en agroecosistemas se focaliza en mantener y mejorar el contenido de materia orgánica (MO). Sin embargo, en la región semiárida pampeana Argentina, donde extensas áreas de pasturas se convierten a uso agrícola, los suelos se degraden rápidamente por pérdida de MO, afectando la agregación y propiedades hidráulicas del suelo (Noellemeyer, *et al*., 2008).

La MO del suelo es una sustancia heterogénea, formada por las sustancias no húmicas y las sustancias húmicas (SH). Éstas últimas son altamente resistentes a la degradación biológica y se asocian íntimamente a la fase mineral del suelo, por lo que son consideradas más estables en el tiempo. Sin embargo los mecanismos responsables de la permanencia de las SH en el suelo no son suficientemente entendidos. De acuerdo a su solubilidad éstas son diferenciadas en ácidos fúlvicos (AF), solubles en medio ácido y alcalino, y ácidos húmicos (AH), solubles en medio alcalino pero insolubles en medio ácido. Estas fracciones se diferencian en su tamaño molecular y contenido de grupos funcionales (Abril, *et al*., 2013; Molina, 2014).

La estabilización de la MO en el suelo depende significativamente de la textura, dado que el contenido de MO se relaciona directamente con el contenido de arcilla y limo (Quiroga, *et al*., 2006). La mineralogía del suelo también es importante para estimar la capacidad de reserva de MO, debido a que la superficie específica y la carga superficial de las partículas depende del tipo de mineral (Vogel, *et al*., 2015; Falsone, *et al*., 2016). Además se conoce que la presencia de iones multivalentes como el Ca mejora considerablemente la adsorción y agregación de AH sobre partículas de tamaño arcilla, dado que contribuyen a la formación de agregados órgano-minerales (Kloster & Avena, 2015). Drosos *et al* (2017) han estudiado el efecto de Fe y Al sobre la retención de MO en el suelo, y reportaron la formación de complejos órgano-minerales entre moléculas orgánicas y minerales amorfos, que juegan un rol de sustrato de anclaje sobre el cual otras moléculas orgánicas se adsorben y se estabilizan de forma progresiva.

Las prácticas de manejo actuales e históricas en la región semiárida pampeana proveen una oportunidad para el estudio de las SH focalizado en las interacciones con minerales: bosque nativo sin disturbar en relación a su par agrícola bajo de 50 años de uso (Sitio 1) y una pastura perenne implantada hace 50 años junto a un lote de historia agrícola más reciente (10 años) (Sitio 2). El objetivo de este trabajo fue obtener información sobre la cantidad y calidad de las SH en la región semiárida pampeana y su relación con la composición granulométrica y presencia de cationes multivalentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en Paleustoles petrocalcicos ubicados en el sur de la planicie con tosca de la región semiárida pampeana. En dos sitios (1 y 2) se identificaron dos usos contrastantes: agrícola (A) y vegetación nativa (VN) de más de 50 años. En el sitio 1 sobre VN, predominó el manejo ganadero sobre pastizales naturales de *Prosopis caldenia*, mientras que en el sitio 2, en VN hubo una pastura implantada (gramínea) de alrededor de 50 años. Los cultivos más frecuentes en los planteos A fueron maíz, trigo, girasol, sorgo y cebada establecidos en siembra directa no continua que alterna con labranza de discos.

Muestreo y análisis de suelo

Se obtuvo una muestra compuesta de tres submuestras del horizonte superficial (0-20 cm) de cada sitio y uso de suelo. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron por 2 mm. Sobre las mismas se determinó la distribución de tamaño de partículas empleando el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962), y el valor de pH en relación suelo:agua 1:2,5. El contenido de carbono (C) y nitrógeno total (N) se determinó mediante análisis elemental (Truspec, LECO), y la capacidad de intercambio catiónico y el Ca intercambiable se obtuvieron por extracción con acetato de amonio 1 mol L^{-1} a pH 7 (Sumner & Miller, 1996). El Ca soluble se obtuvo en extracto de pasta saturada. Los óxidos de Fe y Al amorfos se extrajeron en oscuridad con ácido oxálico, mientras que los óxidos de Fe y Al cristalinos se obtuvieron con ácido oxálico a ebullición (Schlichting, *et al*., 1995). Los elementos Ca, Fe y Al se cuantificaron por absorción atómica (PinAAcle 900H, Perkin Elmer).

Extracción y caracterización de ácidos húmicos, fúlvicos y sólidos suspendidos

La extracción de AH y AF se realizó empleando el método propuesto por Swift (1996). En la Figura 1 se indican las etapas del proceso de extracción y la caracterización realizada sobre cada fracción.

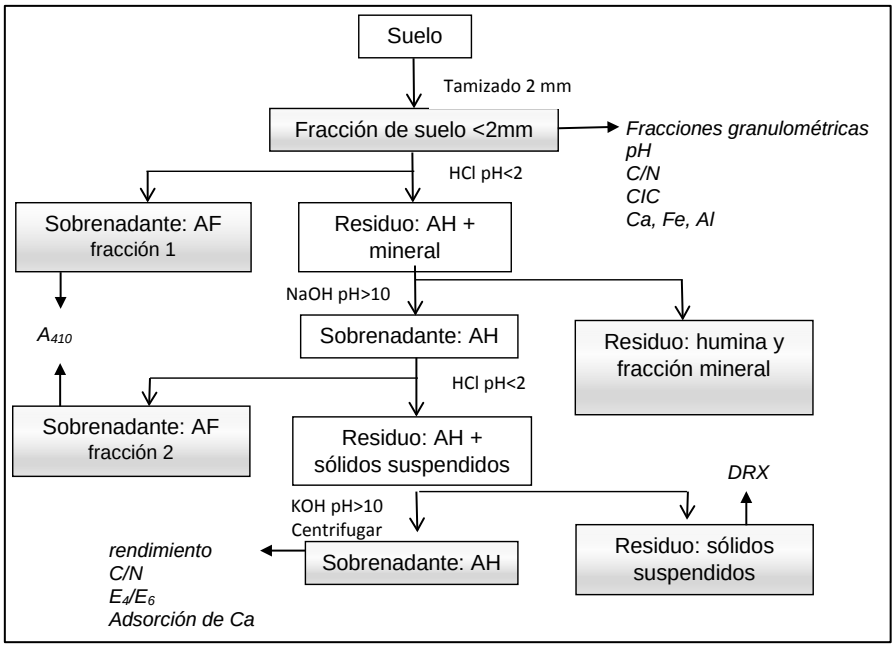


Figura 1. Procedimiento de extracción y caracterización de ácidos húmicos, fúlvicos y sólidos suspendidos.

El rendimiento de la extracción de AH se determinó de forma cualitativa como el volumen de AH obtenido previo a la etapa de liofilización. Los AH se caracterizaron según propiedades químicas y espectroscópicas. C y N se determinaron por análisis elemental (Truspec, LECO) y los datos obtenidos fueron corregidos de acuerdo a su contenido de cenizas (700 ºC, 2h). La relación de absorbancias a 465 y 665 nm (E_4/E_6) se obtuvo a partir de soluciones de AH 25 mg L^{-1}

preparadas en bicarbonato de sodio 0,05 mol L^{-1} (Lambda 35, Perkin Elmer) (Chen, *et al*., 1977). El análisis por espectroscopia infrarroja (IR) se realizó en pastilla de KBr al 1 % (Nicolet Nexus). La unión de Ca a los AH se determinó mediante isotermas de adsorción usando un electrodo de ion selectivo, sobre soluciones 1 g L^{-1} de AH a pH 7. También se determinó el potencial zeta en función del pH con NaCl o $CaCl_2$ (fuerza iónica=0.01) (Zetasizer ZS90, Malvern). Un análisis cualitativo del contenido de C en soluciones de AF se obtuvo determinando la absorbancia a 410 nm (A_{410}) en soluciones de AF a pH 2 (Zalba, *et al*., 1996). La fracción mineral obtenida en la última etapa de extracción de AH (sólidos suspendidos) se caracterizó por difracción de rayos X (DRX) (Rigaku D-Max III-C).

Análisis estadístico

Todos los análisis se realizaron por triplicado. Las diferencias entre sitios y manejos se determinaron aplicando ANOVA y test de mínima diferencia significativa (LSD) de Fisher con un nivel de significancia 0,05 utilizando el programa INFOSTAT (Di Rienzo, *et al*., 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades físico químicas de los suelos

Los resultados de caracterización de suelos se muestran en la Tabla 1. El sitio 1 tiene un contenido de arcilla + limo más alto que el sitio 2. El contenido de C y N fue significativamente más alto en VN con respecto al uso A. El contenido de C en los suelos agrícolas se corresponde con los bajos niveles de MO de la región semiárida (Quiroga, *et al*., 1999). El mayor contenido de N en el sitio 1 en VN es consistente con la deposición de residuos de pasturas naturales de leguminosas (*Prosopis caldenia*) en simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno (Riestra, *et al*., 2012 Los valores de CIC se correspondieron al tipo de minerales que predominan en zonas semiáridas, tal como esmectitas pobremente cristalinas e illitas con trazas de caolinitas (Hepper, *et al*., 2006; Iturri & Buschiazzo, 2014). El valor de CIC obtenido en el sitio 1 fue más bajo que el encontrado en el sitio 2, lo cual es controversial debido a que podría esperarse que el sitio 1 tuviera mayor CIC asociado al mayor contenido de arcilla + limo y MO. Los valores de pH son consistentes para la región, siendo significativamente más bajo el pH en el sitio 1 VN, debido a la deposición permanente de residuos orgánicos que produce la acidificación del suelo.

Tabla 1. Caracterización físico química de los suelos en cada sitio y manejo.

	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	**A**	**VN**	**A**
Arcilla + Limo (%)	53,6	55,2	51,8	49,3
MO (%)	4,70	1,90	3,40	2,30
C (%)	2,73	1,12	1,98	1,34
N (%)	0,20	0,09	0,14	0,10
C/N	13,50	13,00	14,70	13,30
pH	5,20	6,40	6,87	7,00
CIC ($cmol_c$ Kg^{-1})	16,5	16,7	20,5	19,6

En la Tabla 2 se muestra la concentración de Ca, Fe y Al obtenida mediante procedimientos de extracción química. Se observa que la concentración de Ca tanto intercambiable como soluble presenta diferencias significativas entre sitios y manejos. El Ca soluble fue significativamente más alto en el sitio 1 sobre VN, lo cual podría estar asociado a menor extracción de bases en este uso. El contenido de óxidos de Fe amorfo y cristalino fue mayor en VN que en A. El sitio 1 VN mostró el contenido más alto de estas fracciones, lo cual se corresponde con el pH más bajo del suelo (5,2). Los óxidos de Al cristalino y amorfo muestran diferencias significativas en el sitio 1, siendo los contenidos menores bajo uso A.

Tabla 2. Concentración elemental obtenida por extracción química en los suelos de cada sitio y manejo.

	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	**A**	**VN**	**A**
Ca intercambiable ($cmol_c$ kg^{-1})	7,84 ± 0,25 d	9,28 ± 0,44 c	13,38 ± 0,07 a	12,08 ± 0,03 b
Ca solución (mmol L^{-1})	0,55 ± 0,01 a	-	0,34 ± 0,01 b	0,35 ± 0,01 b
Fe amorfo (g kg^{-1})	0,82 ± 0,01 a	0,50 ± 0,03 b	0,52 ± 0,03 b	0,40 ± 0,02 c
Fe cristalino (g kg^{-1})	2,41 ± 0,16 a	2,02 ± 0,25 b	2,10 ± 0,21 ab	1,54 ± 0,15 c
Al amorfo (g kg^{-1})	0,66 ± 0,02 a	0,39 ± 0,01 d	0,58 ± 0,02 c	0,62 ± 0,03 b
Al cristalino (g kg^{-1})	1,00 ± 0,02 a	0,71 ± 0,02 b	0,97 ± 0,03 a	1,02 ± 0,04 a

Caracterización de AH

En la Tabla 3 se observan los parámetros de caracterización de los AH. El rendimiento en la extracción de AH en VN fue mayor que el obtenido bajo uso A, y dicho rendimiento fue más alto en el sitio 1. Estos resultados se corresponden con el mayor contenido de MO en este sitio bajo VN debido a que el mismo no fue disturbado desde su condición natural inicial. El C en los AH no mostró diferencias significativas entre sitios y usos, pero el N fue más alto para el sitio 1 en VN. Debido a ello, éste último sitio exhibe una relación C/N más estrecha que la obtenida en situación A. El sitio 2 mostró una significativa aunque muy estrecha diferencia en la relación C/N para ambos usos.

La relación E_4/E_6 es significativamente diferente y más alta en el sitio 1 VN que en los demás. En general valores más altos de la relación E_4/E_6 están asociados a moléculas orgánicas más pequeñas o a estructuras alifáticas más que aromáticas, o a un contenido más alto de grupos funcionales (Zalba, *et al*., 1996).

Tabla 3. Composición elemental, relaciones atómicas y espectrales de AH en cada sitio y manejo.

Parámetro	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	A	VN	A
rendimiento (mL 100 g^{-1})	65	17,5	23	13
E_4/E_6	4,45 ± 0,03 a	3,99 ± 0,03 b	3,84 ± 0,03 b	4,02 ± 0,19 b
Aromaticidad (%)	31,6 ± 0,2 a	53,4 ± 0,4 b	52,7 ± 0,3 b	52,8 ± 1,3 b
C (%)	51,6 ± 3,97 a	55,2 ± 1,45 a	55,3 ± 2,63 a	55,4 ± 1,22 a
N (%)	5,13 ± 0,35 a	3,78 ± 0,11 b	3,96 ± 0,13 b	3,68 ± 0,04 b
C/N	10,0 ± 0,13 a	14,6 ± 0,13 b	14,0 ± 0,26 c	15,1 ± 0,26 d

Los espectros IR de las muestras de AH presentan bandas en las siguientes frecuencias (cm^{-1}) : 3400 (tensión OH del puente hidrógeno), 2840-2960 (flexión del enlace C-H del CH_2 y CH_3 alifático), 1715 (C=O del COOH, flexión C=O del C=O cetónico), 1615 (C=C aromático, C=O puente hidrógeno del carbono carbonilo o quinona, COO^-), 1400 (COO^-, C-H alifático), y 1230 (flexión CO de la deformación OH del COOH) (Molina, 2014). La diferencia que se observó en los espectros IR de muestras de AH corresponde a la disminución de las intensidades correspondientes a las bandas a 1715 cm^{-1} y 1230 cm^{-1} para el AH del sitio 1 VN. Este cambio en la intensidad podría deberse a que esta muestra presenta un menor contenido de grupos carboxílicos que las demás, o bien puede que los grupos carboxílicos estén enlazados a cationes. Otra diferencia entre los espectros de AH es el aumento de la intensidad de las bandas situadas en aproximadamente 1050 cm^{-1} (asignada a vibraciones Si-O) en el sitio 1 VN, esto estaría asociado al elevado grado de impurezas inorgánicas luego de la extracción (~30%).

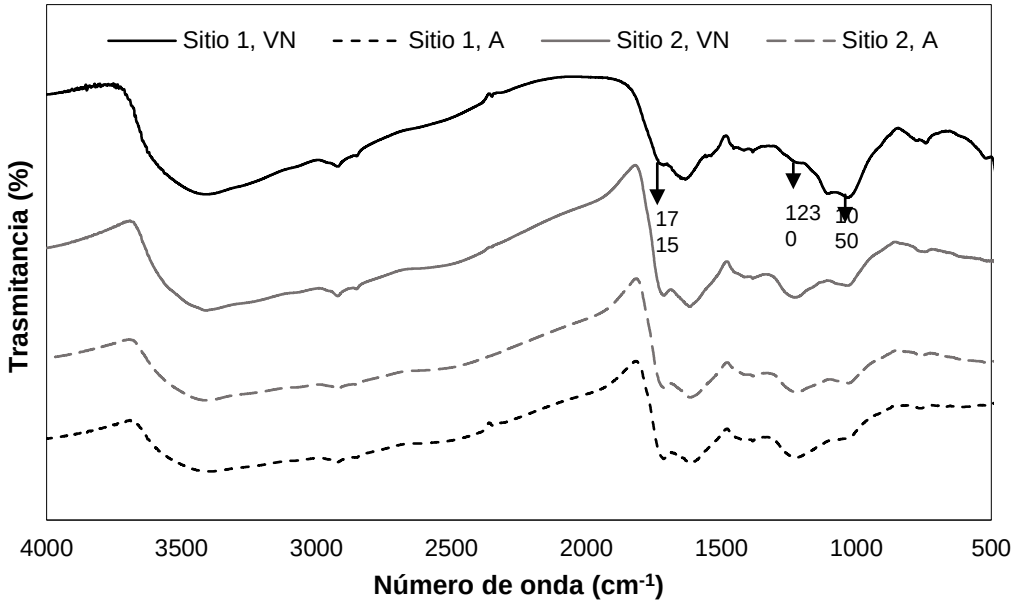


Figura 2. Espectros IR de AH extraídos de suelo y asignación de bandas características en IR.

La Figura 3a representa el enlace de Ca a los AH extraídos de cada sitio y uso. La isoterma de adsorción de Ca a AH en el sitio 1 VN alcanza una meseta en el enlace de Ca, a diferencia de las demás que no presentan una saturación de la adsorción (Tipping, 2002). Es decir que el AH extraído del sitio 1 sobre VN tiene una capacidad limitada para la unión de Ca. La Figura 3b muestra el potencial zeta de los AH en función del pH en presencia de NaCl y $CaCl_2$. Se observa que

el potencial zeta adquiere valores negativos en todos los casos, lo cual se corresponde con el contenido de grupos funcionales que generan cargas negativas variables en función del pH (Alvarez Puebla & Garrido, 2005). En presencia de $CaCl_2$ el potencial zeta disminuye su valor negativo, debido a que el Ca neutraliza parte de las cargas negativas en las moléculas de AH (Kloster *et al.*, 2013). Además se observa que en $CaCl_2$ se estrecha la variabilidad en el valor determinado del potencial zeta para los diferentes AH con respecto al valor determinado en NaCl. Conociendo que el valor de potencial zeta del AH del sitio 1 en VN es similar a los demás AH en presencia de Ca, se podría postular que la diferencia en la adsorción de Ca, en principio, no es debido a un enlace de tipo electrostático. Sin embargo, debido al elevado contenido de impurezas minerales presentes en este AH, determinadas por calcinación y confirmadas mediante el espectro IR, también podría ocurrir que la menor adsorción ocurra porque parte de los sitios de enlace de tipo electrostático, ya estén saturados por adsorción de los cationes co-extraídos.

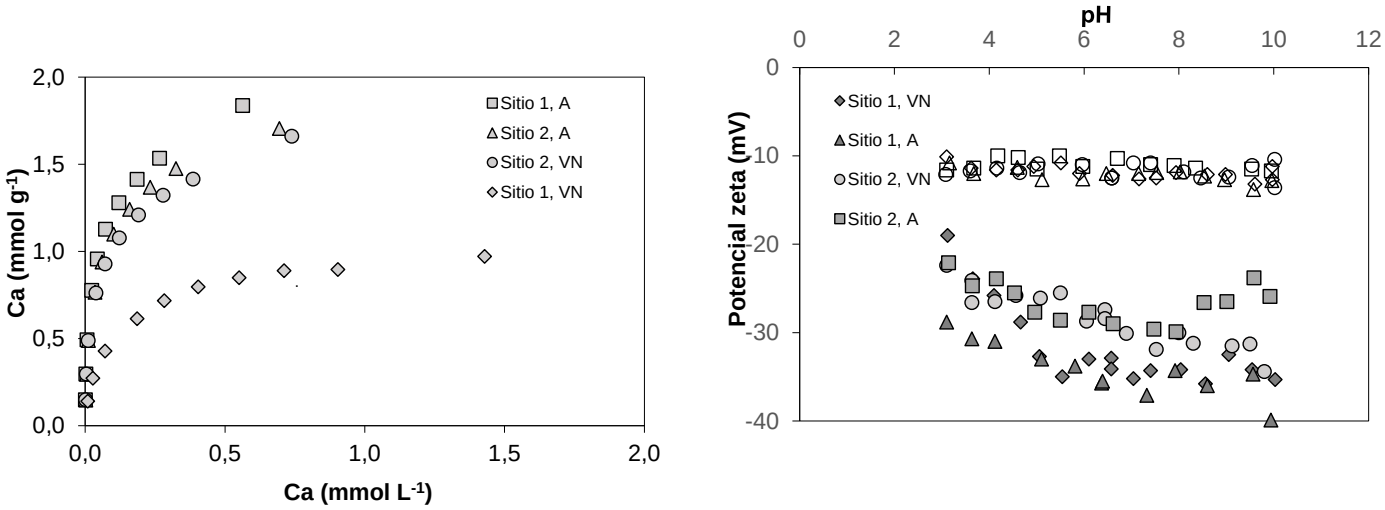


Figura 3. a) Isotermas de adsorción de Ca a los AH extraídos de cada sitio y uso (pH 7); b) Potencial zeta de los AH en función del pH en presencia de NaCl (puntos grises) y $CaCl_2$ (puntos blancos).

Caracterización de AF

En la Tabla 4 se muestran los parámetros de caracterización de AF. Se observan diferencias significativas en el contenido de AF extraído en el sitio 1 en VN y las demás situaciones, siendo más alto en el primer caso. Estos resultados son consistentes con la disminución del contenido de MO en el sitio 1 bajo uso A y a diferencias en la cantidad y calidad de residuos en el sitio 2. Éste último tiene una historia agrícola reciente (solo 10 años), por lo que es de esperar que aún no se detecten diferencias significativas en algunos parámetros para los diferentes manejos.

Tabla 4. Absorbancia a 410 nm (A_{410}) de fracciones de AF en cada sitio y manejo.

Parámetro	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	A	VN	A
A_{410} fracción 1	0,078 ± 0,009 a	0,007 ± 0,001 b	0,011 ± 0,001 b	0,013 ± 0,001 b
A_{410} fracción 2	0,448 ± 0,002 a	0,075 ± 0,013 b	0,077 ± 0,009 b	0,081 ± 0,006 b

Caracterización de sólidos suspendidos

El estudio de difracción de rayos X sobre la fracción mineral en suspensión, que representa sólidos fuertemente asociados a las moléculas de AH, arrojó resultados similares en ambos sitios y condiciones de manejo. Se identificaron minerales representativos de los suelos bajo estudio: principalmente illitas, feldespatos y montmorrillonitas, además en los sólidos suspendidos de los sitios VN se detectó la presencia de hematita.

CONCLUSIONES

El rendimiento en la extracción de AH bajo VN fue notablemente mayor que el obtenido bajo manejo A. Estos resultados confirman que las prácticas agrícolas disminuyen el contenido de la MO en las fracciones de MO más estables. El rendimiento en la extracción varió entre sitios, siendo más alto en el sitio 1 sobre VN. Esto se asocia a la condición sin disturbar de este manejo desde su formación (monte de Caldén), a diferencia del sitio 2 que ha sido intervenido con un cultivo de pastura perenne hace 50 años. Además, la mayor cantidad de óxidos de Fe y Al en el sitio 1 sobre VN podría

favorecer la formación de complejos órgano-minerales que sirven de anclaje para la posterior adsorción y estabilización progresiva de MO.

Los AH extraídos se diferencian en sus propiedades químicas. A partir de la relación E_4/E_6 se podría inferir que los AH extraídos de los suelos bajo uso A y en el sitio 2 VN están formados por moléculas orgánicas que son más persistentes en el suelo. Al estudiar las propiedades de unión a Ca, se determinó que el AH del sitio 1 sobre VN tiene una capacidad limitada para el enlace de Ca, que en principio, no sería debido a un enlace de tipo electrostático. Son necesarios más estudios para comprender si este comportamiento se corresponde con la saturación parcial de los sitios de adsorción debido a impurezas minerales.

AGRADECIMIENTOS

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

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A; N Casado-Murillo; C Vázquez & P Olivera. 2013. Labile and recalcitrant carbon in crop residue and soil under No-Till practices in central region of Argentina. The open Agriculture Journal 7:32-39
- Alvarez-Puebla RA & JJ Garrido. 2005. Effect of pH on the aggregation of a gray humic acid in colloidal and solid states. Chemosphere 59:659-667.
- Bouyoucos, GJ. 1962. Hydrometer method for making particle size analysis soils. Agronomy Journal 54:464-465.
- Chen, Y; N Senesi & M Schnitzer. 1977. Information provided on humic substances by E2/E3 ratio. Soil Science Society of America Journal 41:352-358.
- Di Rienzo, J; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. Infostat versión 2015.
- Drosos, M; A Nebbioso; P Mazzei; G Vinci; R Spaccini & A Piccolo. 2017. A molecular zoom into soil Humeome by a direct sequential chemical fractionation of soil. Science of the Total Environment 586:807-816.
- Falsone, G; L Celi; S Stanchi & E Bonifacio. 2016. Relative importance of mineralogy and organic matter characteristics on macroaggregate and colloid dynamic in Mg-silicate dominated soils. Land Degrad. & Develop. 27:1700-1708.
- Hepper, EN; DE Buschiazzo; GG Hevia; A Urioste & L Antón. 2006. Clay mineralogy, cation exchange capacity and specific surface area of loess soils with different volcanic ash contents. Geoderma 135:216-223.
- Iturri, LA & DE Buschiazzo. 2014. Cation exchange capacity and mineralogy of loess soils with different amounts of volcanic ashes. Catena 121:81-87.
- Kloster, N; M Brigante; G Zanini & M Avena. 2013. Aggregation kinetics of humic acids in the presence of calcium ions. Colloids and surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects 427:76-82
- Kloster, N & M Avena. 2015. Interaction of humic acids with soil minerals. Adsorption and surface aggregation induced by Ca2+. Environmental Chemistry 12(6):731-738.
- Molina, FV. 2014. Soil Colloids properties and ion binding. CRC Press.
- Noellemeyer, E; F Frank; C Alvarez; G Morazzo & A Quiroga. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land use sequence in the semiarid region of central Argentina. Soil & Tillage Research 99:179-190.
- Quiroga, A; D Funaro; E Noellemeyer & N Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. Soil & Tillage Research 90:63-68.
- Quiroga, AR; DE Buschiazzo & N Peinemann. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. Soil & Tillage Research 52:21-28.
- Riestra, D; E Noellemeyer & A Quiroga. 2012. Soil texture and forest species condition the effect of afforestation on soil quality parameters. Soil Science 177:279-287.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. 2nd ed. Hamburg-Berlín: Paul Parey Berlag.
- Sumner, ME & WP Miller. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. En: Methods of soil analysis. Part 3-Chemical Methods. Madison, Wisconsin, USA: Soil Sci. Soc. Am.
- Swift, RS. 1996. Chapter 35: Organic matter characterization. En: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Madison WI: Soil Sci. Soc. Am. Book Series: 5. pp. 1018-1020.
- Tipping E. 2002. Cation Binding by Humic Substances. Cambridge University. New York. pp 434.

- Vogel, C; K Heister; F Buegger; I Tanubuidjaja; S Haug; M Schloter & I Kogel-Knabner. 2015. Clay mineral composition modifies decomposition and sequestration of organic carbon and nitrogen in fine soil fractions. Biol. Fertil. Soils 51:427-442.
- Zalba, P; JC Gasparoni & N Peinemann. 1996. A rapid method for estimating the carbon concentration of fulvic acids. Communications in Soil Science and Plant Analysis 27(1-2):1-5.

C4P71. ESTUDIO A ESCALA DE SITIO SOBRE IMPACTO DE LA SIEMBRA DIRECTA EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Koritko, Lucas; Suarez, Ariel; Anriquez, Analia; Silberman, Juan y Albanesi, Ada

Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (s) 1912. Santiago del estero. Argentina. lucaskoritko@gmail.com

RESUMEN

La porción argentina de la ecoregión Gran Chaco ha sido particularmente afectada por una tasa de deforestación mayor que el promedio continental. La mayor tasa de desmonte ocurrió en el norte del país, particularmente en Santiago del Estero, Salta y Chaco. Este es un problema sustancial dado que es el polo de calor de Sudamérica y las consecuencias de los desmontes exponen a los suelos a procesos de mineralización acelerando la pérdida de carbono orgánico del suelo (COS). El objetivo del presente trabajo fue describir y explicar a escala de sitio en la ecoregión mencionada los cambios en el COS y sus fracciones que suceden en el monte nativo por la intervención agrícola con siembra directa y la dinámica del C en el tiempo. El lugar de estudio se ubica en la unidad de suelos Llanura nororiental suavemente ondulada en el Dpto. Moreno y J.F. Ibarra localizada en la región Centro-Este de la provincia de Santiago del Estero, Argentina (área con mayor tasa de desmontes). En base a una cronosecuencia inferida y con puntos georreferenciados bajo el uso de fotografía aérea se seleccionaron 3 sitios de muestreo (campos) con suelos de lotes que luego del desmonte pasaron al manejo agrícola bajo Siembra Directa (SD). Se midió carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), carbono asociado a la fase mineral (COA), carbono potencialmente mineralizable (C0) y tasa de mineralización (kc) tomando muestras de 0 a 0,05 m y de 0,05 a 0,20 m de profundidad con diferentes años de siembra directa (3, 6, 10 y 17 años) tomando el monte nativo (MN) como sitio de referencia (año 0). El carbono asociado a macroagregados (COP) fue la fracción más sensible con pérdidas del 60% una vez ocurrido el disturbio. A partir de los 6 años de SD se estabilizó el C en todas sus fracciones respecto del MN manteniendo valores similares hasta SD de 17 años. Se registraron diferencias significativas entre ambas profundidades de muestreo. El C0 y el COT tendieron a estabilizarse en la transformación de MN a SD. En los sitios con diferentes años de SD no se modificaron el C0 y el kc, sosteniendo la población y la actividad de los microorganismos del suelo. Luego de 17 años bajo SD la materia orgánica del suelo no sufrió alteraciones significativas evidenciando la estabilización de la misma.

Palabras claves: Chaco semiárido, COS, Tasa de mineralización.

C4P72. PROFUNDIDAD EFECTIVA DEL SUELO Y RENDIMIENTOS DE TRIGO EN EL SUDOESTE BONAERENSE

Krüger, Hugo R.; Frolla, Franco D y Zilio, Josefina P.

INTA. EEA Bordenave. CC 44 (8187) Bordenave. Argentina. kruger.hugo@inta.gob.ar

RESUMEN

Se estudió la influencia de la profundidad efectiva del suelo (PE) sobre el contenido de agua útil al momento de la siembra (AUS), en el mes de noviembre (AUN) y sobre el rendimiento del cultivo (REND) en un monocultivo de trigo en siembra directa de la región semiárida bonaerense. Los objetivos fueron establecer la relación entre PE y REND y determinar la PE crítica para la producción de trigo. En 15 puntos de un lote comercial, seleccionados anualmente, se midieron durante siete campañas AUS, AUN y REND. Se calculó el rendimiento relativo (RR) y se utilizaron procedimientos de regresión simple y árbol de clasificación-regresión. Los rendimientos mínimo y máximo absolutos fueron de 870 y 5900 kg ha^{-1}. Se observaron relaciones significativas entre PE y REND en seis de las siete campañas. Se estableció una PE crítica de 0,52 m, para un RR de 0,68, que corresponde a un rango de producción entre 1500 y 4000 kg grano ha^{-1}. En todas las campañas se observó relación entre PE y AUS (R^2>0,31, p<0,06), y en seis de ellas con AUN (R^2>0,34, p<0,02). A su vez, el contenido de agua del suelo influyó sobre el rendimiento del cultivo: AUS en cinco campañas (R^2>0,41, p<0,01), y AUN en seis (R^2>0,23, p<0,07). Aunque se observó relación entre estas variables y la precipitación, no se pudieron establecer correlaciones significativas. El árbol de clasificación-regresión seleccionó PE como primera variable determinante del RR del trigo seguida de la precipitación durante el ciclo y en el mes de noviembre para los suelos menos profundos, y la precipitación durante el ciclo y el barbecho para los más profundos. Los resultados indican que es posible el manejo por ambientes basados en la PE.

Palabras claves: Manejo por ambientes, zona semiárida, cereales de invierno

INTRODUCCIÓN

La presencia de un horizonte petrocálcico en los suelos regionales condiciona la profundidad efectiva (PE) y la capacidad de retención de agua útil del suelo (CRAU) (Puricelli *et al.*, 1997). En un trabajo anterior (Krüger et al., 2014), se observó que la PE influyó sobre algunas variables de producción de trigo como: el nivel de residuos logrado a través de varias campañas, el contenido de agua útil del suelo a la siembra (AUS) y durante el ciclo del cultivo, y la eficiencia de uso del agua. La interacción de estas variables determinó mayores rendimientos en suelos de alta PE. Se postula que, sin independizar la producción del cultivo respecto de la cantidad y distribución de las precipitaciones durante el barbecho y el ciclo, la utilización de suelos relativamente profundos mejora la probabilidad de lograr rendimientos aceptables, incide sobre la respuesta a la fertilización nitrogenada (Frolla *et al.*, 2016), y genera un criterio de manejo por ambientes relativamente simple y permanente. El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto de la PE del suelo sobre los rendimientos de trigo en siembra directa, y establecer la profundidad crítica para esta actividad en la planicie sobre tosca del sudoeste bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en un establecimiento del sur del partido de Puan (Bs. As.), sobre una asociación de *Argiustol típico, somero* y *Haplustol lítico* de textura franco a franco-arcillosa (SAGyP -INTA, 1989). Durante el período 2011-2017 se determinaron: el contenido de agua útil a la siembra del cultivo (AUS), en el mes de noviembre (AUN), y los rendimientos del trigo (REND), en 15 puntos seleccionados anualmente con PE entre 0,2 y 1 m. AUS y AUN se midieron en forma gravimétrica, en capas de 0,2 m hasta el horizonte petrocálcico y REND por cosecha manual (0,84 m^2 $punto^{-1}$) y trilla mecánica. El rendimiento relativo (RR) se calculó, para cada campaña, como el cociente entre el rendimiento de cada punto y el rendimiento máximo. Se aplicaron procedimientos de regresión simple (Cate & Nelson, 1971), y árbol de clasificación-regresión (Johannes & Hoddinott, 1999) para analizar la relación entre variables utilizando software Infostat® (Di Rienzo *et al.*, 2012) y R (R Core Team, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra los registros de precipitación mensual de cada año y los valores medios correspondientes a los registros históricos disponibles (2003-2017).

La cantidad y distribución de lluvias resultó diferente en cada campaña y varió, además, respecto de los valores medios históricos. En 2011 la precipitación durante el barbecho superó a la media mientras que fue reducida durante el ciclo y concentrada sobre su final. En 2012 fue cercana a la media en el barbecho y ciclo, en ambos casos concentrada sobre las etapas iniciales. En 2013 fue escasa durante el barbecho, con registros importantes sobre el final, y escasa en el ciclo con mejor distribución relativa. En 2014 la precipitación fue normal durante el barbecho y excesiva durante el ciclo. En 2015 resultó excesiva durante el barbecho y relativamente baja durante el ciclo, con picos en agosto y octubre. En 2016 fue abundante durante el barbecho y algo menor a la media en el ciclo, concentrada sobre octubre. En 2017 fue excesiva durante el barbecho y normal en el ciclo, con déficit en octubre. Si bien no existieron dos campañas similares, en general se observó una tendencia a mayor precipitación durante el barbecho que en el ciclo.

Tabla 1: Precipitación mensual y total anual en San Germán (Bs.As.) para el período estudiado.

Año	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
	---------- mm ----------												
2011	293	45	100	47	61	0	16	4	0	53	112	26	757
2012	74	64	61	0	36	0	0	180	98	20	0	37	570
2013	28	71	6	106	2	0	70	0	66	39	22	2	412
2014	18	59	11	160	86	18	104	140	67	150	99	18	930
2015	127	128	118	158	40	0	35	55	15	103	34	108	921
2016	140	166	20	94	70	67	42	4	33	132	10	21	799
2017	59	131	86	330	79	73	20	48	79	25	49	24	1003
2003-2017	92	97	75	87	34	17	36	40	60	87	61	71	757

La Figura 1 presenta los rendimientos del trigo en función de la PE para cada campaña. Los rendimientos medios por campaña oscilaron entre 1800 y 3600 kg ha^{-1}, con un máximo absoluto en 2016 (5898 kg ha^{-1}) en un suelo profundo, y un mínimo en 2012 (871 kg ha^{-1}) en un suelo somero.

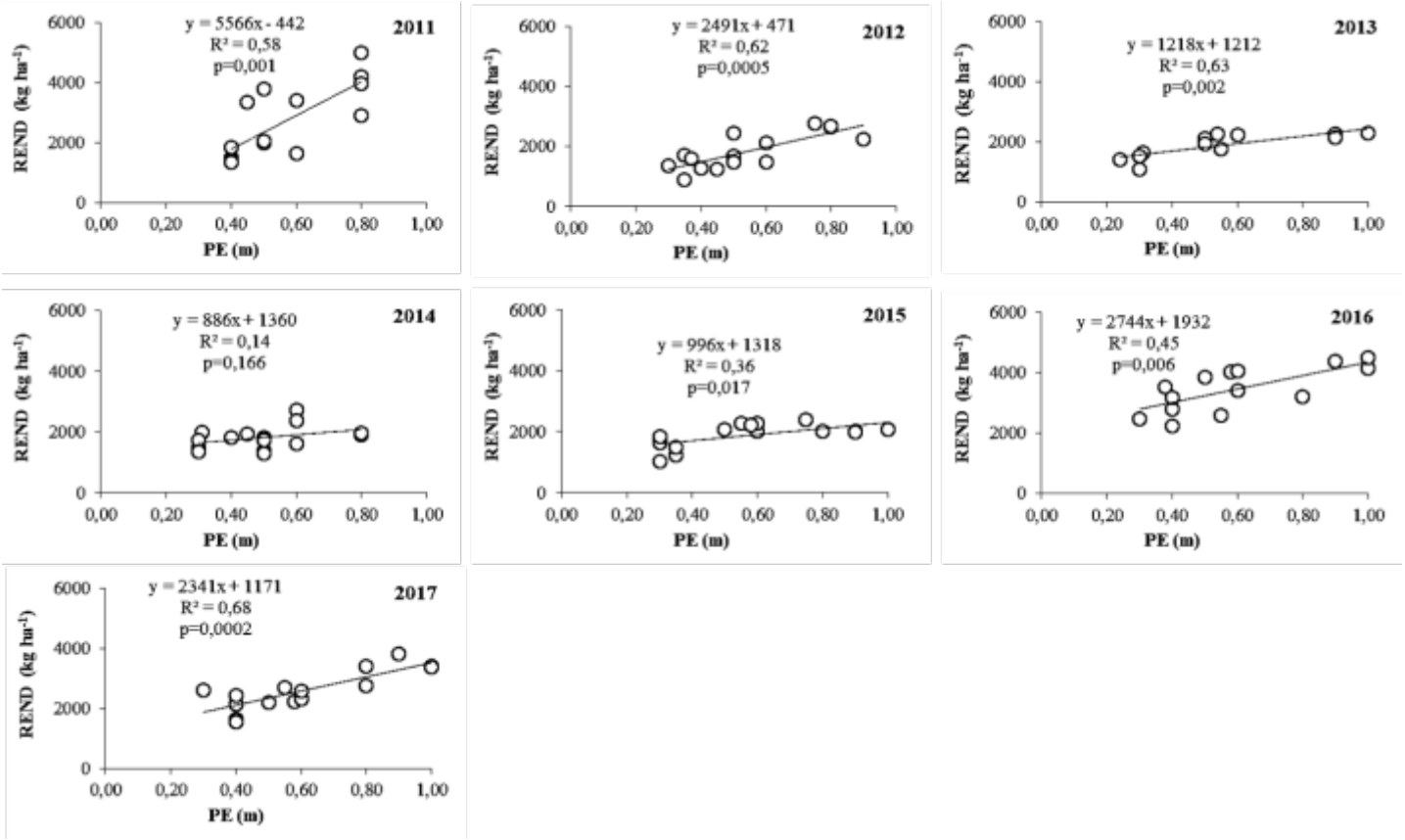


Figura 1: Relación entre la profundidad efectiva del suelo (PE) y el rendimiento del trigo (REND).

Se observaron relaciones significativas entre PE y REND en seis de las siete campañas. En 2014, con exceso de precipitaciones durante el ciclo, lavado de nitrógeno en el suelo y alta incidencia de enfermedades fúngicas, la relación fue baja y no significativa por caída de rendimientos en los suelos más profundos. La correlación PE vs. REND fue diferente en cada campaña explicando, la variación de la PE entre el 36 y el 63% de la variación del REND. Bravo *et al.* (2004), durante una campaña en la misma región observaron una variación del 54% en el rendimiento debido a la variación de la PE, ubicándose los menores rendimientos en suelos de profundidad menor a 0,4 m.

Considerando la presencia regional del horizonte petrocálcico, esta relación genera condiciones apropiadas para el manejo de suelos por ambientes basados sobre la PE. Resulta de interés, en este caso, la determinación de valores críticos de PE para la producción de trigo u otros cereales de invierno.

La Figura 2 muestra, para el conjunto de las campañas, un diagrama de Cate y Nelson, representando la variación del rendimiento relativo (RR) del trigo en función de la PE. De los cuatro cuadrantes de la figura, las observaciones comprendidas en los numerados II y IV conforman el modelo que determinó un valor crítico de 0,52 m de PE para obtener rendimientos relativos mayores a 0,68. Esta PE establece un límite para la producción de trigo en la zona estudiada y sirve de referencia para considerar suelos someros y profundos respectivamente. De acuerdo con los rendimientos máximos observados en cada campaña (Figura 1), un valor de RR de 0,68 corresponde a un rango de producción entre 1500 y 4000 kg grano ha^{-1}.

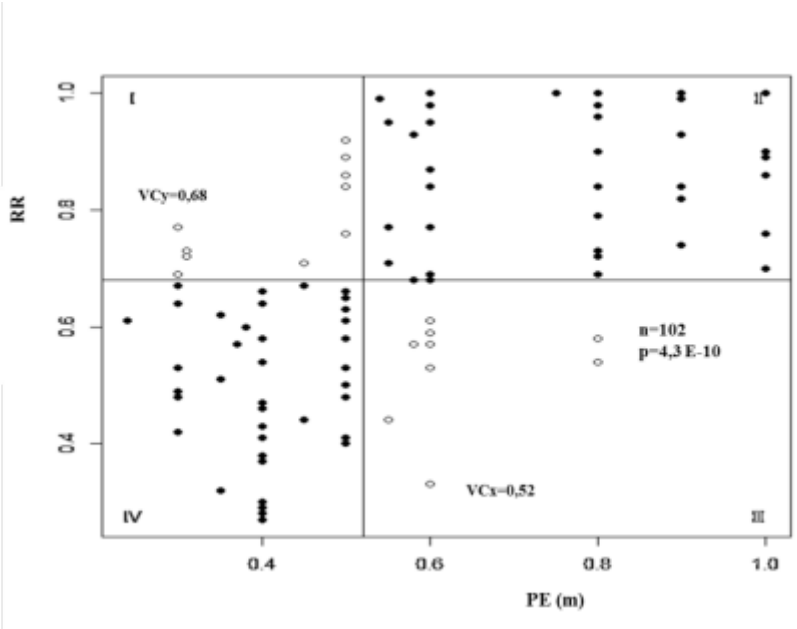


Figura 2: Rendimiento relativo del trigo (RR) en función de la profundidad efectiva (PE).Valores críticos de profundidad efectiva (VCx) y rendimiento relativo del trigo (VCy) para el conjunto de las campañas estudiadas

Para los suelos estudiados, con similar composición granulométrica y contenido de materia orgánica, la PE puede considerarse representativa de la CRAU, influyendo sobre el rendimiento a través del contenido de agua del suelo. La Tabla 2 muestra los resultados de los análisis de regresión lineal simple entre las variables PE, AUS, AUN y REND.

En todas las campañas se observó relación entre PE y AUS (R^2>0,31, p<0,06), y en seis de ellas con AUN (R^2>0,34, p<0,02). A su vez, el contenido de agua del suelo influyó sobre el rendimiento del cultivo: AUS en cinco campañas (R^2>0,41, p<0,01), y AUN en seis (R^2>0,23, p<0,07).

La relación entre al agua almacenada en el suelo a la siembra y los rendimientos del trigo y otros cultivos ha sido descripta en la Región Semiárida Pampeana (Fontana et al., 2006; Quiroga & Bono, 2007). Sin embargo en suelos con capacidades de retención de agua útil menores a 150 mm, como las observadas en la zona, la dotación hídrica inicial a menudo no explica aceptablemente la variación de rendimientos, y debe combinarse con el contenido de agua durante el período crítico para la definición del rendimiento (Quiroga *et al.*, 2005; Venanzi *et al.*, 2007).

El contenido de agua útil del suelo depende de la precipitación recibida previamente, asumiendo que no existe un escurrimiento significativo. Distintos autores explicaron la variación de rendimientos de trigo en función de la variación de la precipitación. Loewy (1987) la relacionó con la precipitación anual (R^2=0,83); Miranda y Junquera (1994) con la precipitación acumulada entre septiembre y noviembre (R^2=0,36); Zilio et al. (2014) lo hicieron con la precipitación acumulada entre agosto y noviembre (R^2=0,30) y, en menor medida (R^2=0,10), con la precipitación durante el período crítico del trigo (octubre-noviembre).

Tabla 2 – Coeficientes de determinación (R^2) y valores de probabilidad (p) para la relación lineal entre distintas variables: profundidad efectiva (PE), contenido de agua útil (a la siembra, AUS y en el mes de noviembre, AUN), y rendimiento del trigo (REND). En cada serie de análisis se identifica la variable independiente y dependiente en ese orden

Año	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
				----- PE vs. AUS -----			
R^2	0,66	0,35	0,31	0,57	0,76	0,68	0,42
p	0,0002	0,02	0,062	0,001	0,0001	0,0002	0,0086
				----- PE vs. AUN -----			
R^2	0,02	0,55	0,49	0,82	0,78	0,34	0,34
p	0,598	0,001	0,011	0,0001	0,0001	0,023	0,023
				---------- AUS vs. REND ----------			
R^2	0,57	0,18	0,63	0,08	0,49	0,41	0,62
p	0,011	0,115	0,002	0,301	0,004	0,01	0,0005
				---------- AUN vs. REND ----------			
R^2	0,23	0,33	0,49	0,09	0,39	0,60	0,60
p	0,07	0,025	0,011	0,291	0,013	0,0007	0,0007

La amplia variabilidad en cantidad y distribución de las precipitaciones entre campañas, junto con otros factores climáticos y bióticos, hacen que estas relaciones no siempre se cumplan o el ajuste de los modelos no sea aceptable. En este estudio, la variación de la precipitación durante distintos períodos: barbecho, ciclo del cultivo (junio-noviembre), etapa vegetativa (agosto y septiembre), período crítico (octubre y noviembre) y anual, no explicó significativamente la variación de los rendimientos medios del cultivo (datos no presentados). Tampoco se observó relación entre dichas variables y el grado de respuesta de REND a la PE, representado por la pendiente de las rectas de regresión de la Figura 1.

Si se analizan las campañas en forma individual es posible observar, sin embargo, relación entre las precipitaciones, el contenido de agua del suelo y los rendimientos. Precipitaciones relativamente abundantes durante el barbecho permiten completar la capacidad de almacenamiento de los suelos profundos y determinan relaciones significativas entre PE, AUS y REND. Escasas precipitaciones, o concentradas sobre el inicio del barbecho disminuyen su eficiencia hídrica, especialmente en los suelos profundos, y atenúan estas correlaciones. De la misma forma, precipitaciones cercanas a las normales durante el ciclo del cultivo mejoran la relación PE vs AUN, pero pueden influir negativamente sobre la relación AUS vs. REND. El escaso número relativo de campañas analizadas, hace que las combinaciones entre estas variables dificulten el establecimiento de relaciones lineales simples.

La existencia de colinealidad impide, por otra parte, la utilización de modelos de regresión múltiple para explicar la relación y la importancia relativa de las variables involucradas en la dinámica hídrica del cultivo y los rendimientos. El árbol de clasificación-regresión (Figura 3) permite jerarquizar variables y establecer valores críticos tentativos a pesar de esta restricción (Johannes & Hoddinott, 1999). En este caso, considerando PE, AUS, AUN, precipitación durante el barbecho (PPb), durante el ciclo (PPc) y durante el mes de noviembre (PPn) como variables determinantes y RR como variable dependiente, el modelo seleccionó PE como primera variable determinante del RR. Con un valor límite de 0,52 m, la PE separó dos grupos con RR medios de 0,56 y 0,80 respectivamente.

En un segundo nivel de discriminación, PE continuó siendo la variable más importante para suelos profundos mientras que para suelos con <0,52 m de PE el modelo seleccionó la PPc. En el tercer nivel la PPb fue la variable discriminante en suelos profundos (>0,68 m) y la PPc en el rango 0,52-0,68 m de PE. En los suelos menos profundos que recibieron PPc>191 mm la PE volvió a separar grupos de suelos.

Los resultados del árbol de clasificación-regresión coinciden con el diagrama de Cate y Nelson señalando un valor crítico de 0,52 m de PE. En los distintos niveles de jerarquización observados los RR medios superan el valor 0,67

aunque no debe subestimarse la variabilidad de los datos que determina valores mayores y menores al RR de cada grupo. Independientemente de la validez de los valores críticos y de RR medios, que deben ser chequeados en mayor número de años, la jerarquización de variables resulta lógica a la luz de la experiencia recabada a lo largo del estudio. En los suelos menos profundos la PPc es fundamental para lograr rendimientos aceptables. Una adecuada distribución, con cierto volumen en noviembre, combina la relativamente baja capacidad de retención de agua con su recarga frecuente y satisface los requerimientos del cultivo. Por este motivo en ciclos lluviosos suele disminuir la relación PE vs. REND. En suelos con PE y capacidad de retención de agua intermedia, la PPc sigue siendo importante para lograr rendimientos mayores que los de suelos someros. En los suelos más profundos cobra importancia la PPb que permite lograr almacenamientos de agua cercanos a su CRAU. Si esto se combina con baja PPc, se puede alcanzar una alta relación PE vs. REND, aunque esto no es muy frecuente ya no siempre los barbechos permiten acumular más del 60% de su CRAU (Murphy et al, 2010; Krüger *et al.*, 2014).

La múltiple combinación de estas situaciones determina la mayor o menor influencia de PE sobre REND (i.e. la pendiente de la recta de regresión). Si bien la relación resulta significativa en la mayor parte de los años, en algunas campañas las diferencias de REND entre suelos someros y profundos se estrechan, determinando un cierto nivel de riesgo económico si se pretende hacer un alto uso de insumos en los últimos.

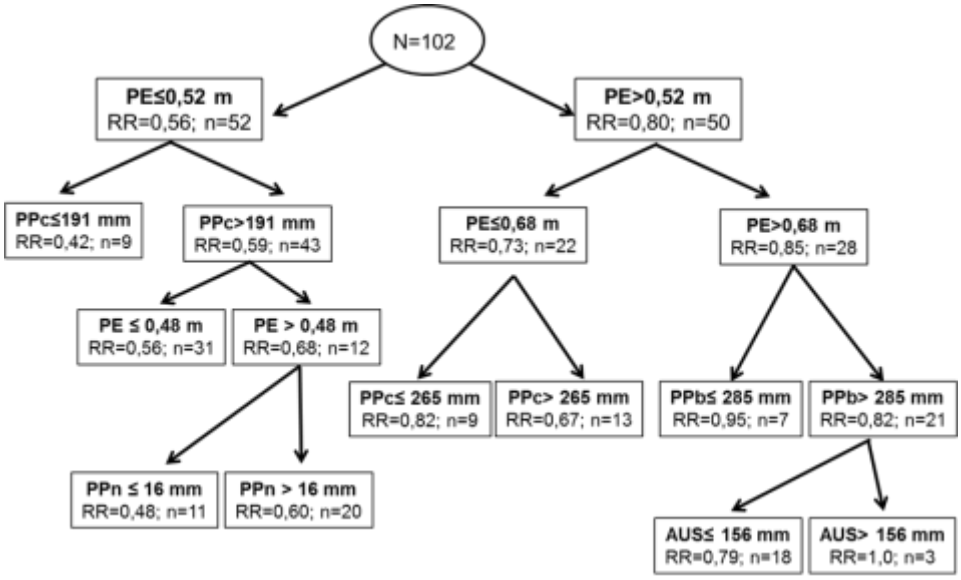


Figura 3: Árbol de clasificación-regresión para el rendimiento relativo del trigo (RR) considerando siete campañas, en función de las variables: profundidad efectiva (PE), contenido de agua útil del suelo a la siembra (AUS), contenido de agua útil del suelo en el mes de noviembre (AUN), precipitación durante el barbecho (PPb), el ciclo del cultivo (PPc) y durante el mes de noviembre (PPn). N indica el número total de casos, y n los incluidos en cada grupo.

CONCLUSIONES

La profundidad efectiva del suelo se relacionó significativamente con los rendimientos del trigo explicando, su variación, entre el 36 y el 63% de la variación del rendimiento. La correlación se justifica por su influencia sobre el contenido de agua útil del suelo, tanto a la siembra del cultivo como en el mes de noviembre. Por la baja capacidad de retención de agua de estos suelos, la dotación hídrica durante el período crítico del cultivo se combinó con la inicial para determinar el rendimiento. Aunque se observó relación entre la precipitación y el contenido de agua útil del suelo, con los datos disponibles esta no resultó significativa.

Mediante distintos métodos estadísticos se obtuvo una profundidad de referencia de 0,5 m, por encima de la cual se espera una producción aceptable de trigo. Sobre la base de los rendimientos observados durante el estudio, el rendimiento relativo determinado (0,68) implica un rango entre 1500 y 4000 kg grano ha^{-1}.

La técnica del árbol de clasificación-regresión produjo un ordenamiento lógico de las variables involucradas en la definición del rendimiento relativo del trigo. Como primer variable de discriminación se estableció la profundidad

efectiva, seguida de la precipitación durante el ciclo y en el mes de noviembre para los suelos menos profundos, y la precipitación durante el ciclo y el barbecho para los más profundos.

Los resultados indican que es posible y recomendable el manejo por ambientes basados en la profundidad efectiva de los suelos estudiados, siempre que no existan variaciones importantes en la composición granulométrica de los mismos. Las diferencias de rendimiento observadas en la mayoría de las campañas permiten el planteo de estrategias diferenciales de uso de insumos, principalmente fertilización y protección del cultivo, que contribuirán a la sustentabilidad del sistema de producción.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la permanente colaboración de la Sra. Ana María Dell Elce y la Ing. Magalí Gutiérrez, a cargo del establecimiento estudiado. El presente trabajo fue realizado con el aporte de los proyectos PNAGUA-1133033 y BASUR-1272205 del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

BIBLIOGRAFÍA

- Bravo, O; N Amiotti; JP Rollhauser & P Zalba. 2004. Variabilidad de suelos y su incidencia en el rendimiento de trigo a nivel de predio. En: Resúmenes XIX CACS (Pp 353). Paraná, Argentina.
- Cate, RB & LA Nelson. 1971. A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes. Soil Sc Soc Am Proc. 35: 658–660.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar.
- Fernández, R; N Peinemann; E Noellemeyer & A Quiroga. 2006. Efecto de la cobertura sobre la eficiencia del barbecho en la Región Semiárida Pampeana. Resúmenes XX CACS (Pp.397). Salta-Jujuy, Argentina.
- Fontana, F; M Paturlane; M Saks & A Quiroga. 2006. Efecto del espesor de suelo sobre propiedades edáficas y rendimiento de trigo en la región semiárida pampeana. En: Aspectos de la evaluación y el manejo de los suelos en la región semiárida pampeana. Física de suelos (Pp15-22). Public.Técn. N°66. (51 Pp). EEA INTA Anguil.
- Frolla, F; J Zilio & H Krüger. 2016. Profundidad de suelos y respuesta a la fertilización nitrogenada de trigo en siembra directa en la Región Semiárida Bonaerense. En: Actas VIII Congreso Nacional de Trigo. Pergamino, Argentina (digital).
- Johannes, Y & J Hoddinott. 1999. Classification and regression trees: an introduction. Technical Guide #3. International Food Policy Research Institute. Washington, D.C. U.S.A. (26 Pp).
- Krüger, H; F Frolla & J Zilio. 2014. Trigo en zonas marginales. Precipitaciones, retención en el suelo y EUA. En: Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Argentina. (digital).
- Miranda, R & A Junquera. 1994. Rendimiento de trigo y precipitaciones. I: Campo Experimental. En: Actas III Congreso Nacional de Trigo (Pp 89-90). Bahía Blanca, Argentina.
- Murphy, G; L Spescha & A Veliz. 2010. Condiciones hídricas para el trigo en el sur de Buenos Aires. En: Actas XIII Reunión Argentina y VI Latinoamericana de Agrometeorología (Pp.18-19). Bahía Blanca, Argentina
- Puricelli, C; M Puricelli & H Krüger. 1997. Profundidad útil del suelo y rendimiento del trigo. Propuesta para un criterio de evaluación de las tierras. Bol. Tecn. Nº14 (14 Pp). EEA INTA Bordenave.
- Quiroga, A; D Funaro; R Fernández & E Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la región pampeana. C. Suelo. 23(1), 79-86.
- Quiroga, A & A Bono. 2007. Manual de fertilidad y evaluación de suelos. Publ. Tecn. N°71(104 Pp). EEA INTA Anguil.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- SAGyP-INTA. Proyecto PNUD ARG/85/019. 1989. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires. Escala 1:500000 (525 Pp). Buenos Aires, Argentina.
- Venanzi, S; H Krüger; J Galantini & J Iglesias. 2008. Rendimientos de trigo en el SO Bonaerense. I.Sistema de labranza y fertilización nitrogenada. En: Actas VII Congreso Nacional de Trigo. Santa Rosa, Argentina. (digital).
- Zilio J; F Frolla & H Krüger. 2014. Variabilidad climática, fertilidad edáfica y rendimientos de trigo en la zona semiárida. En: Actas XXIV CACS. Bahía Blanca, Argentina. (digital).

C4P73. VALORACIÓN ECONÓMICA DELA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN LAS VÍAS DE SACA DE COSECHA FORESTAL

Larocca, Federico[1]; Dalla Tea Fernando[2], Neifert, Miguel[1] y Luna Ayrton[1].

[1]Universidad Tecnológica Nacional,Facultad Regional Concordia. Salta 277. Concordia. Argentina. n.p.utnconcordia@gmail.com
[2]Forestal Argentina S.A. Parque Industrial Concordia. Concordia. Argentina.

RESUMEN

El tránsito de maquinaria en el aprovechamiento forestal modifica propiedades físicas del suelo y conlleva consecuencias en la productividad posterior del suelo y en funciones vinculadas al agua alterando el microambiente, entre otros efectos. El objetivo del trabajo es contribuir a la valorización económica del impacto de las huellas de vías de saca por el tránsito de maquinaria en condiciones de suelo inadecuadas. Se evalúan Parcelas Permanentes de Medición en los años siguientes a un raleo comercial en lotes forestales de *Eucalyptus grandis* del sudeste de Corrientes. Para valorizar el impacto, se emplean tres métodos: 1.Merma de productividad 2.Costo de reparación y 3.Valoración contingente.
En los 30 meses analizados, se registraron mermas en el crecimiento del 16% en las parcelas con huellas respecto a las sin huella que significan8.885 $/ha(pesos argentinos por hectárea) si se valora por el método de pérdida de productividad. De acuerdo al cálculo del costo de reparación, las labores que podrían recuperar propiedades del suelo, costarían 3.527 $/ha, mientras que la valoración contingente determinó la pérdida estimada por los entrevistados de un 15% del valor de mercado de la tierra lo que significó 7.575$/ha. Se concluye que: se producen pérdidas importantes que son valoradas con diferencias según el método utilizado,la estimación de pérdida de productividad arrojó el mayor valor, el costo de reparación un valor sensiblemente menor a los otros dos; mientras la valoración contingente dio respuestas medias comparables con el método de pérdida de productividad, pero las grandes variaciones según el rol que ocupan los actores consultados, indican que se debe tener especial cuidado en la selección y el balance de respuestas de los entrevistados.

Palabras claves: valor, suelo, compactación

INTRODUCCIÓN

De alrededor de 1.200.000 ha de forestaciones implantadas en la Argentina, más del 75% se encuentran en la Mesopotamia, especial importancia ha tomado la provincia de Corrientes en las últimas dos décadas debido al crecimiento exponencial de su superficie forestada que se estima supera las 420.000 ha (más del 35% del total del país). Respecto a las especies, las del género *Pinus (elliottii y taeda)*, son las predominantes y, en segundo término, el *Eucalyptus grandis* (Ministerio de Agroindustria, 2017).

En la cosecha forestal, se utilizan maquinarias específicas para cortar o extraer los árboles, ya sea en raleo o en tala rasa. Esta operación se ha ido mecanizando progresivamente, incorporando máquinas de mayor porte, capacidad de trabajo y que realizan un mayor número de tareas. Son capaces de trabajar en condiciones más desfavorables, transportan más carga y a su vez tienen un peso propio mayor.

Según el capítulo 9 de la Guía de Buenas Prácticas Forestales para la Provincia de Corrientes (Rolón, 2014), “cuando el contenido de humedad del suelo es excesivo, se deberían suspender las operaciones temporalmente hasta que las condiciones permitan reanudarlas sin producir los daños como compactación, formación de huellas y mezcla de suelo por tráfico de maquinaria”. Sin embargo la demanda constante de materia prima por parte de la industria sumada a los problemas de logística que conlleva cambiar de sitio o de zona las operaciones de cosecha y los sociales y económicos que generan tener grandes equipos de trabajo, parados o suspendidos en épocas de lluvias abundantes, llevan a realizar la cosecha y la extracción aún a costa de producir impactos ambientales y económicos.

El objetivo de este trabajo es estimar el valor económico de estos impactos por tres métodos diferentes a fin de contrastarlos verificando su utilidad para generar una herramienta para valorizarlos en una unidad de medida común, que contribuya al decidir si entrar o no a cosechar un lote cuando las condiciones del suelo no son las adecuadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis se realizó en predios forestados con *Eucalyptus grandis* en el departamento Paso de los Libres, Corrientes, Argentina, unos 10 km al norte de la localidad homónima, sobre suelos *Paleudalfes ródicos.* Los lotes analizados fueron plantados con *Eucalyptus grandis* en el año 2005, con un distanciamiento de 4 metros entre filas y 2,3 metros entre plantas, resultando una densidad inicial media de 1087 plantas/ha. En el año 2008 -3 años de edad-, fueron raleados “a pérdida” llevando la densidad remanente entre 650 y 700 plantas/ha. A los 9 años de edad -entre noviembre de

2014 y febrero de 2015-, se realizó un raleo comercial y selectivo, dejando una densidad remanente de 313 plantas/ha. Este último raleo se ejecutó utilizando un cosechador y un procesador, y la extracción (principal causante de la huella) con un "*forwarder"* marca *John Dehre1710*, el cual extrajo 16 Mg (toneladas) en cada viaje –con un número variable de pasadas en función de la distancia al borde del lote, ocasionando las huellas en las vías de saca (1 cada 4 filas).

Para determinar valor del daño por el tránsito de la maquinaria en el lote, de los métodos listados por Tomasini (2008), se utilizan y comparan los tres que serían aplicables en esta situación:

- pérdida de productividad
- costo de reparación
- valoración contingente.

Valoración económica de la pérdida de productividad

Para estimar la pérdida de productividad se evalúan cinco pares de parcelas, cada uno en condiciones de sitio similares en los que una parcela está *Con Huella* recientemente producida (se toman las dos filas laterales a la vía de saca) y su par *Sin Huella*. Cada parcela tiene una superficie de 2.244 m^2 y cuenta con 70 árboles en pie. Se midieron los diámetros a 1,3 m de altura desde el suelo (DAP) y la altura total de los árboles remanentes del raleo apenas producida las huellas y se volvieron a medir a los 18 y 30 meses. A partir de esas variables se determinó el volumen total al momento de producirse el impacto y el crecimiento posterior. Comparando el volumen producido por cada uno de los tratamientos y su producto por el precio de mercado, tomando como referencia la última publicación disponiblede la Planilla de Precios Forestales – Zona NE de Entre Ríos, correspondiente al 30 de Noviembre de 2017 (INTA EEA Concordia 2017). Para ajustar el precio a la zona estudiada se realizó un descuento por la diferencia de flete hasta Paso de los Libres.

Valoración por "Costo de Reparación"

Para la estimación del costo de reparación, se realizóla determinación al valor de las labores que podrían reparar algunas de las propiedades del suelo afectadas, en este caso se calculan los costos operativos de un esquema de labores utilizado en lotes similares que consiste en: pasar en primer término un despejador tipo *V Shear* empujado por un tractor "*Valtra A 990"* de 95 HP, (con el objetivo de empujar hacia los costados de la línea de trabajo los residuos remanentes de la cosecha), posteriormente dos pasadas de rastra mediana de tiro de 2 cuerpos de 18 discos, con 2,5 metros de ancho de labor y dos pasadas de subsolador, que al demandar mayor potencia, requiere un tractor tipo *"Valtra BM-125i"*4x4 de 132HP. Se calculó el Costo Operativo Total, constituido por el Costo Fijo Total que incluye: amortizaciones, intereses, personal y resguardo más el Costo Variable Total, que incluye: combustibles y lubricantes más gastos de reparación y mantenimiento. Al dividir esta suma por la capacidad operativa, se obtuvo el costo operativo por hectárea.

Paralelamente se realizaron consultas a tres prestadores de servicios diferentes por el costo de cada una de las operaciones.De los valores presupuestados se calculael promedio para comparar con el costo elaborado según el párrafo anterior en el que se suponía el uso de "maquinaria propia".

Método de "Valoración Contingente"

Para la valoración contingente se utilizaron cuestionarios simulando una situación de un mercado hipotético, en donde se busca determinar la "disposición a pagar" por un lote sin huellas o con huellas. Se estratificaron los encuestados en 5 "grupos de interés" según su rol dentro del sistema: 1.-Propietarios de forestaciones, 2.-Ingenieros agrónomos o forestales 3.- Prestadores de servicios de plantación, 4.- Prestadores de servicios de Cosecha, y 5.- Intermediadores comerciales. Se entrevistaron 5 actores de cada uno de los 5 grupos. Las entrevistas se realizaron con un formulario mostrando tres pares de imágenes reales del sector en estudio con y sin el impacto y una serie de 8 preguntas, 7 de ellas con valores tabulados para poder operarlos matemáticamente y una abierta final para recopilar datos no previstos. 2 de las 8 preguntas tienen el objetivo de control.Finalmente se obtiene un valor medio final a través de un análisis cuantitativo.

Los valores de costos precios y cambio utilizados para los tres métodos fueron los que se muestran en la tabla 1:

Tabla 1: Costos, precios y valores de cambio utilizados

Tipo de cambio (BNA 13/03/18 promedio compra-venta U$S)	$ 20,20
Precio gas oil (sin IVA)	$ 17,79
Remuneración total mensual tractorista	$ 20.040
Precio neto de mercado por megagramo (tn) diferencial producida	$ 753

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se realizaron evaluaciones de la densidad aparente y de la resistencia mecánica a la penetración del suelo que no son abordadas en este trabajo pero que pueden encontrarse en "Valoración económica del impacto de la maquinaria de cosecha forestal sobre el suelo" (Luna y Neifert, en prensa). Estos resultados confirman diferencias significativas en ambas propiedades, encontrando registros mayores a los que la bibliografía considera limitantes para el crecimiento.

Evolución del crecimiento de los árboles: Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el crecimiento del año posterior a la producción entre las parcelas que la tuvieron *Huella*y las que no. La tabla 2 muestra los volúmenes totales apenas raleado (y producidas las huellas) y a los 18 y 30 meses posteriores.

Tabla 2: Evolución del volumen total en parcelas *Con* y *Sin Huella* (en m^3 sólidos/ha

Fecha de medición (meses desde el impacto)	**Enero de 2015(mes 0)**		**Agosto de 2016(mes 18)**		**Agosto de 2017 (mes 30)**	
Par	SIN	HUE	SIN	HUE	SIN	HUE
1	185,5	220,0	243,0	268,8	-	297,8
2	182,6	184,2	237,4	235,5	-	-
3	163,4	136,5	217,3	175,8	268,1	214,6
4	188,6	184,0	240,4	232,4	274,9	275,0
5	185,0	195,6	245,2	246,1	-	-
Promedio total Vol/ha	181	184	237	232	271	262

SIN = Sin Huella / HUE = Con Huella

Debido a que en el año 2017 se realizó la tala rasa de los pares 2 y 5, y de la parcela sin huella del par 1, no pudo completarse la última medición en los 5 pares. Con las parcelas remanentes en pie, se corrobora que de acuerdo a la última medición, la diferencia continuaba incrementándose. Para la última medición a los 30 meses del raleo, se analizan los pares restantes al 2017, es decir, los promedios de los pares 3 y 4, y la parcela con huella del par 1.

En la Tabla 2, se puede observar un crecimiento mayor en 16% para las parcelas *Sin Huella* (52,9 m3/ha + 42,6 m3/ha) sobre las parcelas *Con Huella* (45,5 m3/ha + 36,8 m3/ha) en las dos mediciones.

Durante el total del período analizado (enero 2015-agosto 2017), en las parcelas *Con Hue*lla se registra un crecimiento de 82,3 m^3/ha y en las parcelas *Sin Huella* de 95,5 m3/ha, siendo la pérdida de productividad por el efecto de la huella de 13,2 m^3/ha.

Valoración económica de la pérdida de productividad: Dada la distribución diamétrica, se consideró que el crecimiento diferencial entre uno y otro tratamiento corresponde a las categorías comerciales de mayor diámetro (rollos mayores a 25 cm de diámetro) según la planilla de precios ya citada. Con ello y las equivalencias entre unidades de medida se construye el valor final que resultó **8.885 $/ha** por este método tal como se muestra en la tabla 3. Se debe tener en cuenta que este valor cuantifica las pérdidas sólo para los 30 meses analizados y los efectos podrían continuar, además este valor sería sólo parcial ya que se estima sobre la productividad de los eucaliptos, pero no se están evaluando otros efectos como alteraciones en el sistema que influyen en el ciclo del agua entre otras cosas.

Tabla 3: Estimación del valor de la pérdida de producción en las parcelas *Con Huella*

Producto	**Especificación**	**Unidad**	**Valor**
Rollizo para aserradero elaborado sobre	Eucalipto (+25cm)	$/ton	1040
camión (NE de E. R.)	Eucalipto (+25 cm podado, con raleo)	$/ton	1150
Valor promedio del rollizo	Eucalipto	$/ton	1095
Servicios	Elaboración (corte y carga)	$/ton	-190
Diferencial de flete	Flete P. Libres (250$/tn) - Flete corto (98$/tn)	$/ton	152
Precio neto		$/ton	753
Mg (Tn) perdidas de producir	s/conversión de la misma cita:0,9 ton/m^3	Tn/ha	11,8
Valor de la pérdida	11,8 tn/ha x 753 $/ton	$/ha	8.885

Valoración por "Costo de Reparación": En la tabla 4 se observa el costo operativo total de las labores propuestas. La tabla 5 muestra los presupuestos de cada actividad resultantes de las consultas a prestadores de servicios.

Tabla 4: Costo de labores según implemento utilizado y total por cada hectárea tratada

Implementos	Valor
Despejador	$ 387
Rastra (x2)	$ 1.212
Subsolador (x2)	$ 1.928
TOTAL	$ 3.527

Tabla 5: presupuestos de prestadores de servicios para las labores de reparación

Implementos	**Contratista N° 1**	**Contratista N° 2**	**Contratista N° 3**	**Promedio**
Despejador	$565,46	$613,29	$581,78	$586,84
Rastra	$886,18	$958,76	$911,49	$918,81
Subsolador	$1.102,80	$900,24	$990,27	$997,81

Utilizando los promedios de los tres presupuestos y aplicando las labores supuestas: 1 despejado más dos rastras más dos subsolados, se llega a la suma de **4.420 $/ha** un 25% más que los 3527 $/ha estimados para la realización con maquinaria propia, lo cual resulta consistente en la previsión de la ganancia del contratista.

Este costo "de reparación" que representa alrededor del 40 % (para maquinaria propia) o un 50 % (para maquinaria contratada) de la pérdida de productividad calculada, es un indicador claro de que si las labores son factibles de realizar y recuperan realmente las propiedades que limitan la productividad sería conveniente realizarlas ya que el mayor ingreso sería al menos el doble del costo incurrido. De todos modos debe tenerse en cuenta que son costos estimados en distinto "momento" del proceso productivo, es decir mientras el costo de reparación debería imputarse al momento inicial del análisis el de merma de la productividad resulta de aplicación al final del ciclo cuando se cosecha. Del mismo modo que se mencionó la limitación del método anterior, en este también la valoración es sólo parcial, ya que la pretendida "reparación" del suelo nunca es total en cuando al espacio ni a todas las propiedades alteradas. No debe soslayarse que este es un método de valoración y resulta en una aproximación, no asegura necesariamente que la aplicación de estas actividades propuestas restaure totalmente la productividad

Valoración contingente: El método de valoración contingente fue realizado entrevistando actores de la producción forestal tomando como referencia para la estimación la zona de Paso de los Libres durante el segundo semestre del 2017. La mayoría fueron entrevistados de manera presencial por los autores del trabajo, solo dos actores contestaron su entrevista por medio de un e-mail completando la planilla mientras se guiaba con una explicación telefónica. 4 encuestas fueron descartadas por errores iniciales en la toma de datos o por presentar fuertes inconsistencias en las preguntas de control, las mismas fueron vueltas a realizar con otros actores que ocuparan el mismo rol.

A la primera pregunta: *¿Cuál considera que es el valor promedio de la tierra para forestar con eucalipto en su zona de trabajo?*, cerca de un 78% de las respuestas se situaron en los valores de 2.000 a 2.500 y de 2.500 a 3.000 U$S/ha para el valor de la tierra (figura 1). Utilizaremos por tanto el valor de 2.500 U$S/ha promedio.

La figura 2 muestra las estadísticas de las respuestas a segunda pregunta: *¿Cuánto tiempo piensa que demora el suelo en recuperarse naturalmente?*, indica que un 61,5% de los entrevistados piensan que el suelo se recupera a más de 7 años, además ningún entrevistado piensa que tome menos de 2 años de recuperarse y el 92% piensa que toma más de 3 años.

La tercera pregunta fue: *¿Usted piensa que un lote presenta este tipo de huellas tiene un valor diferente a uno igual sin huellas?*, un 90% piensa que el efecto de la huella cambia el valor de venta del lote.

La figura 3 representa las respuestas a la cuarta pregunta: *¿En qué proporción cree que podría disminuir el valor de la tierra con huellas?*, un 29,2% considera que las pérdidas son entre 0 a 10%, la misma proporción entre 10 a 20% y un 33,3% opina de 20 a 30% del valor de la tierra, y el 8,4% consideró un valor superior al 30%. En función de estas respuestas, se considera que en promedio, la pérdida de valor estimada de estas respuestas es de un 15%.

A la pregunta: *¿Qué proporción de productividad piensa usted que puede cambiar por este tipo de compactación, sin ningún tipo de reparación?* (figura 4) se evidencia que el 22,7% piensa que la productividad se pierde entre 0% a 10%, la misma proporción entre 10% a 20% y un 40,9% opinó que se pierde entre un 20% a 30%, y un 13,7% restante consideró pérdidas superiores al 30%. De acuerdo a estas opiniones, se considera una pérdida promedio del 20% de productividad.

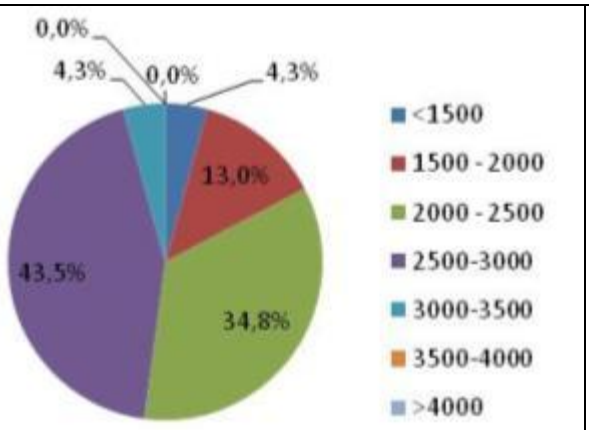


Figura 1: Proporción de respuestas sobre el valor de la tierra (en U$S/ha)

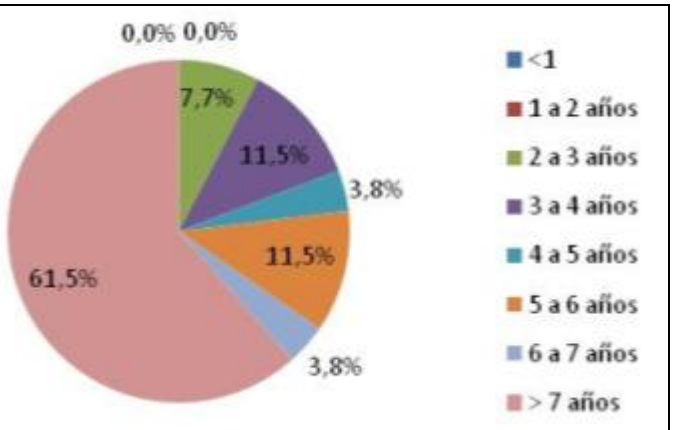


Figura 2: Proporción de respuestas sobre el tiempo que le toma al suelo recuperarse del daño (en años)

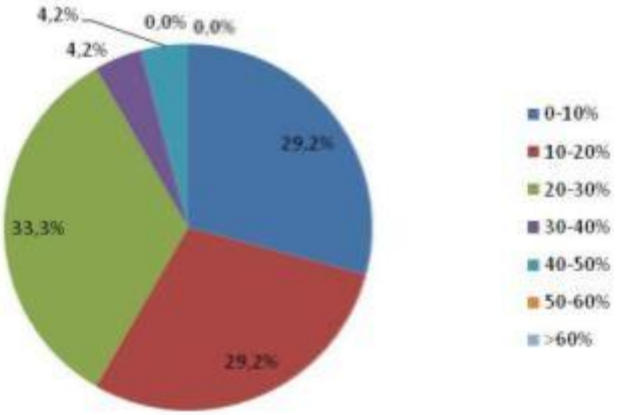


Figura 3: Proporción de respuestas sobre la pérdida de valor del lote por el efecto de la huella

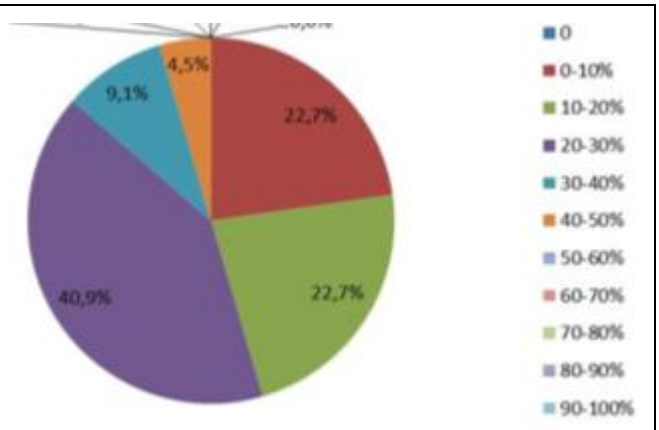


Figura 4: Proporción de respuestas sobre la pérdida de productividad del lote por el efecto de la huella

De la comparación de las respuestas en las figuras 3 y 4 surge una fuerte asociación entre la percepción de los consultados sobre el porcentaje de pérdida de valor de la tierra y el de pérdida de productividad con cierta tendencia a interpretar que pierde algo más de productividad que de valor. Comparando a su vez estas respuestas con los resultados de pérdida de productividad efectivamente medidas (16 % el primer año posterior al impacto) resultan similares.

A la pregunta: *¿Cuánto estima usted que podría costar laborear el terreno para reparar esta situación?*, el 11,8% opinó entre 1.000 a 2.000 $/ha, el 35,3% entre 2.000 a 3.000 $/ha, el 23,5% entre 3.000 a 4.000 $/ha, y el 29,4% restante consideró valores superiores a 4.000 $/ha, por lo cual se considera un costo algo por encima de los 2500 $/ha, valor bastante menor que el obtenido por el método de "costo de reparación" obtenido (3527 $/ha con maquinaria propia y 4.420 $/ha con maquinaria contratada) diferencia se atenúa si se considera que los últimos fueron calculados en marzo de 2018 y las entrevistas 6 meses antes, período en el que el combustible incrementó su valor alrededor del 24%.

Tomando el 15% de pérdida de valor del lote que surge de las respuestas a la pregunta 4 (figura 3), y considerando el valor promedio obtenido de la primera pregunta (fig 1) de 2500 U$S/ha, se concluye en que la pérdida por valoración contingente es de 375 U$S/ha, a un valor de dólar estadounidense de 20,2 $/U$S que equivale a **7.575 $/ha** (tabla 6), un resultado más cercano al obtenido por "pérdida de productividad" que al "costo de reparación".

Tabla 6: determinación de la pérdida de valor por el método de "Valoración Contingente"

Valor promedio tierra en US$/ha	2.500,00
Disminución proporcional del valor de la tierra	15%
Tipo de cambio ($ / US$)	20,20
Pérdida de valor ($/ha)	7.575

Al analizar comparativamente por grupos de interés, se encontró que los intermediarios de compras-ventas, los propietarios y los que se dedican al servicio de plantación piensan que la tierra tiene un valor sustancialmente mayor a los ingenieros agrónomos y forestales y quienes se dedican al servicio de cosecha. A su vez, quienes se dedican a los servicios de plantación, son los que consideran que la compactación disminuye el valor de la tierra en mayor medida (21%). Por otro lado quienes prestan servicio de cosecha son los que consideran el menor tiempo de recuperación (un promedio de 5,4 años), mientras ingenieros agrónomos y forestales, prestadores de servicios de plantación e intermediarios son los que piensan que más demora (más de 7 años en promedio de cada grupo). Marcando estas respuestas claramente la influencia del rol de cada grupo en la percepción del impacto es decir: quienes lo ocasionan al cosechar piensan que es menos importante que los que tienen que enfrentar el problema al replantar. De allí la importancia de balancear la cantidad de respuestas según roles en este tipo de valoración

CONCLUSIONES

El tránsito con maquinaria para extracción en raleo produce huellas y cambios en las propiedades físicas del suelo que determinan un menor crecimiento posterior. Al valorizar esa pérdida de productividad multiplicando por el precio “en pie” de la madera se llega a un valor de 8.885 $/ha.

Otra forma de determinar el valor mínimo del impacto fue la sumatoria de las tareas culturales que podrían realizarse para recuperar al menos parte de las propiedades físicas deterioradas en el suelo, los 3.527 $/ha realizado con maquinaria y personal propio o 4.420 $/ha si se contrata una empresa de servicios (un 25% más).

La tercera forma de estimar el valor fue la Valoración Contingente, siendo tal vez el aporte más novedoso de este trabajo. Sobre un total de 25 entrevistados, el 90% considera que el lote pierde valor por estar compactado con las huellas. La pérdida de productividad promedio según los entrevistados, es de alrededor del 20%. En cuanto a la pérdida de valor del lote, se estimó en 15 % que para el caso determinaun valor promedio de 7.575 $/ha.

Los entrevistados por este método opinan que el efecto de la huella puede generar ciertas pérdidas económicas y otras productivas. Esto permite considerar el método de valoración contingente como una herramienta útil para determinar valores de acuerdo a actores relevantes en el tema.

Es notoria la influencia del rol del entrevistado dentro del sistema forestal sobre su percepción del problema y la valoración, por ello es determinante para la aplicación de este método un buen balance en ese sentido.

Los métodos empleados permitieron estimar la pérdida de valor, y pueden contribuir como herramienta para la toma de decisiones antes de producirla, pudiendo estimar a priori las pérdidas o cuánto costaría y analizar ello en contraste con los efectos por decidir no entrar a cosechar para evitar el impacto.

En futuros trabajos se podrían mejorar los resultados realizando mediciones a mayor plazo para valorar la duración del efecto sobre la productividad, ya que en la última medición a los 30 meses seguía diferenciándose el ritmo de crecimiento. A su vez, una mayor cantidad de entrevistados podría mejorar el método de valoración contingente, mientras que el método de costo de reparación podría mejorarse si aparecen nuevas soluciones tecnológicas para solucionar mecánicamente las propiedades del suelo deterioradas, ya que las labores propuestas no reparan totalmente la situación.

BIBLIOGRAFÍA

- INTA EEA Concordia. 2017. Planilla de precios forestales - Zona NE de Entre Ríos. INTA EEA Concordia, En Línea: https://inta.gob.ar/documentos/planilla-de-precios-forestales-de-la-region-ne-de-entre-rios.Consulta: 15/0318
- Ministerio de Agroindustria. 2017. Datos Abiertos Agroindustria. En línea:https://datos.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=ForestalProduccion. Consulta 1 de Abril de 2017,
- Neifert M. & A. Luna. En prensa. Valoración Económica del Impacto de la Cosecha Forestal sobre el Suelo. Trabajo de Seminario Final de Lic. en Adm. Rural. Fac. Reg.Concordia. Universidad Tecnológica Nacional.
- Rolón, M. 2014. Cap 9 Cosecha y Extracción. En: Saiz, Vera Bravo y Luna (Ed). Guía de Buenas Prácticas Forestales para la Provincia de Corrientes.AFoA - INTA – Fac. de Cs. Agrarias UNNE.Pp 43-46.
- Tomasini, D. 2008. Valoración económica del ambiente. En R. J. Fernández, V. Cervio, A. Ferrazzino, S. Formento, L. Giuffré, S. Ratto, M. I. Puentes, & L. Giuffré (Ed.), Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad (Primera ed., págs. 187-214). Buenos Aires: Facultad de agronomía UBA.

C4P74. EFECTO DEL CENTENO DE COBERTURA SECADO EN DIFERENTES MOMENTOS COMO CULTIVO POSTERIOR A MAÍZ ENSILADO

Lescano, Marcelo[1] y Prieto Angueira, Salvador[1 y 2]

[1]INTA, EEA Santiago del Estero. Santiago del Estero. Jujuy 850. Santiago del Estero. Argentina. [2]Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. Argentina. prieto.salvador@inta.gob.ar

RESUMEN

En los sistemas agrícolas del noroeste de Santiago del Estero los residuos vegetales que cubren la superficie tienen un rol fundamental en la economía del agua. En los últimos años, se incorporó en estos sistemas el engorde a corral por lo que el maíz es ensilado, disminuyendo el aporte de rastrojos. La realización de cultivos de cobertura (CC) como el centeno (*Secale cereale* L.) permitiría contrarrestar este efecto, mejorando la captura y almacenamiento del agua. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la biomasa producida por centeno secado en diferentes momentos y como esta afecta la dinámica del agua. Se realizó un experimento en Santa Inés (Isca Yacu, 27º06´S, 64º39´W). El cultivo antecesor fue maíz ensilado sobre el que se evaluaron 4 tratamientos (Tr) en un diseño completamente aleatorizado: barbecho químico (BQ), centeno secado en: encañazón (Enc), hoja bandera (Hb) y espigazón (Esp). Se sembró el 25/05/2016 y 25/04/2017 en lotes con rastrojo inicial de 3.320 y 2.900 kg.ha^{-1}, respectivamente. Se determinó biomasa aérea (BA) del centeno, contenido de agua del suelo (CAS) por gravimetría hasta 2 metros de profundidad en el secado de cada Tr y en la siembra del cultivo posterior (soja, sembrada el 20/12) y se calculó el consumo de agua (CA), eficiencia en el uso del agua en el centeno (EUA, cociente entre la biomasa aérea y CA) y eficiencia de barbecho (EB, cociente entre diferencia del contenido de agua y las precipitaciones). El CA y la BA fue significativamente superior conforme se retrasó el secado, siendo el valor promedio del CA de 76, 132 y 202 mm.ha^{-1} y de BA de 1.694, 3.230 y 4.839 kg.ha^{-1} en Enc, Hb y Esp, respectivamente. La EUA promedio fue de 22.6 kg.ha^{-1}.mm^{-1}, solamente inferior en el Tr Enc en el 2016. Durante el período comprendido entre la siembra y secado de Esp, si bien el CA en los Tr con centeno fue significativamente superior respecto al BQ, la evaporación de agua improductiva en el BQ fue elevada siendo de 84 mm, lo que representa 69, 60 y 42% del CA total para el mismo período de los Tr Enc, Hb y Esp, respectivamente. Luego del secado del último tratamiento (Esp) y hasta la siembra de la soja, el CA (evaporación) acumulado difirió significativamente entre Tr, siendo superior en el BQ, seguido de Enc y Hb y finalmente Esp. Para este período, se encontró una relación negativa y significativa entre el CA y la BA producida por el centeno. Consecuentemente, la EB (i.e. captura de agua de las precipitaciones) fue significativamente superior respecto al BQ en el Tr Esp en el 2016 y en todos los Tr con centeno en el 2017, por lo que no se encontraron diferencias significativas en el CAS en la siembra de la soja. Por lo tanto la realización de centeno como CC luego del picado de maíz permite reducir la evaporación e incrementar la captura de las precipitaciones luego de su secado sin afectar negativamente el CAS en la siembra de la soja.

Palabras claves: consumo de agua, eficiencia de barbecho, soja

C4P75. METODOLOGIA DE ANALISIS EXPEDITIVO DE LA EROSION HÍDRICA EN LOS VALLES Y BOLSONES DEL NORTE ARGENTINO

Maggi, Alejandro E.; Introcaso, Rafael M.; Bargiela, Martha y Bosio, Matías.

Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. CABA. Argentina. maggi@agro.uba.ar

RESUMEN

El Sitio Piloto (SP) Valles y Bolsones perteneciente al Observatorio Nacional de degradación de las tierras y desertificación (ONDTyD)-CONICET, ocupa desde Payogasta en Salta y hasta el S Punta Balasto Catamarca. En el mismo se definieron las siguientes unidades de referencia (UR): vegetación de montaña estepa pre puneña, estepa arbustiva de jarrilla, bosque abierto, bosque salino, chacras y bosques, ambiente ripario y desmonte. Se implementó la metodología propuesta por el ONDTyD para relevar en el campo 44 puntos de observación de vegetación, suelo, erosión hídrica y eólica distribuidos en todas las UR y siguiendo los protocolos previstos por el ONDTyD. Se estudiaron la frecuencia absoluta (tipo, estado, extensión, severidad y clases de erosión hídrica) y frecuencia relativa (tipo y clases) de los puntos de observación por UR a fin de desarrollar un análisis integral por unidades. Por efecto de la pendiente determinada por el gradiente altitudinal, en el SP los procesos de erosión hídrica son más graves que los de erosión eólica. Las fuertes pendientes, la poca coherencia de los materiales superficiales hacen que a pesar de que las precipitaciones anuales son escasas, la ocurrencia de las mismas en la época estival determinan que se produzcan grandes concentraciones de agua. En casos extremos han ocurrido precipitaciones de más de 50 mm en un solo día, con escurrimientos concentrados, lo que determina torrentes de gran energía erosiva especialmente cuando llegan al valle donde provoca grandes cárcavas e importantes conos de sedimentación que afectan a los cultivos. Más del 80% de las observaciones muestran algún grado de erosión hídrica siendo la categoría moderada la más frecuente. Las UR con menor cobertura vegetal y mayor pendiente como la vegetación de montaña y la estepa arbustiva, el desmonte o los bosques abiertos muestran la mayor extensión y los grados más severos. En un estudio previo este fenómeno había sido descripto en 1999 por Rienzi et al. El desmonte si bien se halla en un sector plano recibe las aguas de los lugares más elevados favoreciendo la erosión laminar activa y en forma muy extendida. En el bosque abierto muestra erosión hídrica activa y severa, relevándose cárcavas en más del 60% de los puntos observados que se corresponden con mayor pendiente y cobertura de suelo desnudo. En el Piedemonte en las partes distales de los abanicos y glacis donde se ubican los bosques abiertos, hay presencia de cárcavas y surcos activos, debido a la periodicidad de las lluvias torrenciales estivales y la concentración de los flujos por las vaguadas y líneas de máxima pendiente. La cobertura vegetal y los bosques marginales actúan como protectores de las cuencas, moderando la fuerza de las correntadas y disminuyendo los efectos de la erosión. Esto se hace evidente en las zonas desmontadas, donde las cárcavas y surcos son más severos y activos que en las zonas con vegetación natural. Por el contrario ambientes más planos y con elevada cobertura como las riberas en las ciénagas no manifiestan este proceso de degradación o la misma es muy ligera y localizada.

Palabras claves: erosión hídrica, valles Calchaquíes, degradación de las tierras

C4P76. INFLUENCIA DEL RELIEVE SOBRE EL RENDIMIENTO DE LA CAÑA DE AZUCAR, ANALIZADO CON MODELOS MIXTOS.

Manlla[1], A, Caldez[2], L., y Corbella[3], R.

[1]Cátedra de Matemática. [2]Cátedra de Uso y Manejo de Suelos,[3] Cátedra de Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. manlla@hotmail.com

RESUMEN

La caña de azúcar constituye el cultivo sacarífero más importante del mundo. El ambiente (suelo y clima) y el tipo de paisaje generan el marco en el que se desarrolla y crece el cultivo, definiendo las limitaciones y disponibilidades de recursos agroecológicos dentro de los cuales se debe implantar, cultivar y producir la caña de azúcar. El objetivo del presente trabajo es potenciar estadísticamente la información del trabajo "Determinación de la variación del rendimiento cultural de Caña de Azúcar en Tucumán-Argentina, posicionada con GPS" de Luis Ernesto Vicini, donde se relacionan características del paisaje (relieve) y el rendimiento de caña verde en un lote cañero del departamento Cruz Alta, Tucumán y tratar de explicar la causa del origen del incremento del mismo. El estudio se realizó en un campo experimental de 5,8 hectáreas, ubicado en Colonia Luisiana, departamento Cruz Alta. Se hicieron determinaciones de propiedades edáficas hasta la profundidad de 60 cm: Carbono orgánico; Nitrógeno total; Fósforo asimilable, pH; Textura. y se realizaron mediciones de rendimiento cultural. Los puntos de muestreo fueron georeferenciados con un equipo Ag-Navegator de Astech, que trabajo conectado a un GPS Furgo, que en su salida emite información de Latitud, Longitud y Altura (msnm). Se recurrió a los modelos de la Regresión (para cuantificar la relación entre variables rendimiento como dependiente y altura como independiente) y del ANOVA (para determinar diferencias estadísticas entre los promedios de los cuatros relieves definidos), pero como el análisis de los residuos en ambos caso demostró un desajuste respecto a los supuestos paramétricos, se recurrió a modelos Mixtos adecuados a cada circunstancia. El análisis para cuantificar la relación entre las variables, determinó un coeficiente de regresión que permite estimar un incremento general del rendimiento de 4.36 tn/ha por cada metro de elevación en la altura del relieve.

Palabras claves: Topografía, supuestos parámetricos

INTRODUCCIÓN

La caña de azúcar constituye el cultivo sacarífero más importante del mundo, responsable del 70% de la producción total de azúcar. Este cultivo se extiende a lo largo de los trópicos y subtrópicos, entre los 36,5º latitud Norte (España) hasta los 31º latitud Sur (Uruguay, Australia). Su capacidad productiva varía, entre las zonas cañeras tropicales y subtropicales, de 40 a 150 t/ha de caña y de 3,5 a 15 t/ha de azúcar (Romero *et al* 2009) .El ambiente (suelo y clima) y el tipo de paisaje generan el marco en el que se desarrolla y crece el cultivo, definiendo las limitaciones y disponibilidades de recursos agroecológicos dentro de los cuales se debe implantar, cultivar y producir la caña de azúcar. Sus requerimientos ambientales están adaptados a un amplio rango de climas tropicales y subtropicales. No tolera temperaturas de congelamiento (bajo 0ºC) y el crecimiento prácticamente cesa por debajo de los 10- 12ºC, crece satisfactoriamente en una gran variedad de tipos de suelos, pero los más adecuados son los de textura franca o franco-arcillosa, bien drenados y los suelos aluviales de textura mediana. Tolera un amplio rango de acidez y alcalinidad del suelo y pueden obtenerse altas producciones en suelos con pH entre 5 y 8. Es importante destacar que cada fase de crecimiento tiene requerimientos térmicos diferentes. La brotación se inicia o activa con temperaturas superiores a 10°C pero hasta los 16-18°C la velocidad es baja, generalizándose con valores mayores a 20°C. Las temperaturas óptimas de brotación y macollaje fluctúan entre los 28-32°C. La radiación solar es otro factor importante, no solo por sus efectos indirectos (variaciones térmicas, evapotranspiración, etc.), sino fundamentalmente por su incidencia en la actividad fotosintética, la que determinará el nivel de crecimiento y la acumulación de materia seca. En general, intensidades crecientes de radiación lumínica se asocian con incrementos en la producción cultural y de azúcar por unidad de superficie, ya que este cultivo ha evidenciado ser de las especies más eficientes en responder a elevadas intensidades lumínicas y otro factor decisivo es la disponibilidad hídrica en el crecimiento de la caña de azúcar.

Al ser un cultivo de gran capacidad de producción de material vegetal por unidad de superficie, involucra altos requerimientos de agua, ya que para construir un gramo de materia seca de tallo molible requiere 0,5 L de agua y con

igual cantidad de agua se acumulan de 0,25-0,40 g de sacarosa. Si bien se cultiva caña a secano en zonas desde 700 a 2000 mm anuales, las mejores producciones se obtienen en los ambientes que satisfacen adecuadamente sus necesidades hídricas.

El objetivo del presente trabajo es potenciar estadísticamente la información del trabajo "Determinación de la variación del rendimiento cultural de Caña de Azúcar en Tucumán-Argentina, posicionada con GPS" de Luis Ernesto Vicini (publicado en Actualización Técnica Nº 8 – Proyecto Nacional Agricultura de Precisión del INTA), donde se relacionan características del paisaje (relieve) y el rendimiento de caña verde en un lote cañero del departamento Cruz Alta, Tucumán y tratar de explicar la causa del origen del incremento del mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un campo experimental de 5,8 hectáreas, ubicado en Colonia Luisiana, departamento Cruz Alta, en la subregión subhúmeda seca de la Llanura chacopampeana de la provincia de Tucumán (Zuccardi y Fadda 1985). El mesoclima es seco subhúmedo cálido. Las precipitaciones varían de 750 mm al oeste y 650 mm al este. La evapotranspiración potencial anual es de 950 mm. a 1.000 mm, registrándose una deficiencia hídrica de 200 a 350 mm, está último en su límite oriental, durante el período invernal-primaveral e inicio de verano. Durante los meses de febrero y marzo se registra un balance hídrico positivo. La temperatura media anual es de 19º C. La temperatura media de enero es 25º C y la de julio de 12,5 ºC. Las heladas se producen entre junio y agosto, con una frecuencia de 12 a 15 días anuales. Una limitación moderada en esta subregión es de carácter topográfico ya que se presentan lomadas al este de Cruz Alta. Se trabajó sobre Haplustoles típicos.

Se hicieron las siguientes determinaciones de propiedades edáficas en muestras tomadas con pala barrreno hasta la profundidad de 60 cm: Carbono orgánico por Walkley y Black (1934); N total (Nt) por Kjehldal; Fósforo asimilable (P) en ppm por Bray Kurtz 1, pH: potenciométrico dilución 1:2,5; Textura (método de la pipeta). Se realizó una fertilización de 100 kg de Nitrógeno por hectárea.

También se realizaron mediciones de rendimiento cultural. Por las características del cultivo se emplearon parcelas grandes de una superficie de 64 m² (2 surcos de 20 metros de largo separados a 1,60 metros, esto es 3.20 metros de ancho por 20 metros de largo). Se trabajó sobre 416 parcelas con caña soca segundo año de la variedad Tuc 7742.

El manejo del cañaveral en el campo experimental fue el estándar realizado para este sector de cultivos. La cosecha aplicada, en estos lotes con pendientes, fue semi-mecanizada y con un trash del 4%. Las prácticas de fertilización, control de maleza, cosecha, incluido las precipitaciones caídas, fueron iguales para todos los sectores.

Los puntos de muestreo fueron georeferenciados con un equipo Ag-Navegator de Astech, que trabajo conectado a un GPS Furgo, que en su salida emite información de Latitud, Longitud y Altura (msnm). En el análisis e interpretación de resultados y despliegue de la información, participaron técnicos de la Agencia de Extensión Rural Banda del Rio Salí del INTA. Obtuvieron un mapa de rendimiento georreferenciado con un análisis detallado de la variación observada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización edáfica:

Perfil Lusiana	Profundidad (cm)	
	0-33	**33-59**
Carbono Orgánico %	1.84	0.60
Materia Orgánica %	3.16	1.03
Nitrogeno total	0,26	0,09
P ppm	25	10
pH actual 1:2,5	6.1	6.7
CIC cmolc/kg	23.01	14.49
Clase Textural	Franco limoso	Franco limoso

En función de la cuantificación de las propiedades edáficas podemos afirmar que los contenidos de materia orgánica son moderados a altos, de pH ligeramente ácidos, de buena capacidad de intercambio catiónico y con buen contenido de fósforo disponible. Como el paisaje está representado por una llanura suavemente ondulado, con pendientes variables entre el 0,5 y 1% y de cierta extensión se procedió a caracterizar y estudiar el relieve.

Caracterización topográfica:

De la tabla con la salida de datos del navegador AG – NAVEGATOR SEÑAL DGPS FURGO (OMINISTAR), Figura 1, se extrajeron los datos correspondientes a las variables que cuantifican el relieve del suelo (ALTURA en msnm) y el rendimiento de caña verde (PESO por ha en Ton.). A los datos se los agrupó arbitrariamente, en función de los cuartiles de la variable altura, en cuatro categorías (relieve inferior de 483.54 a 488.19 msnm, relieve medio inferior de 488.19 a 490.24, relieve medio superior de 490.24 a 492.03 msnm y relieve superior de 492.03 a 495.33 msnm) para comparar estadísticamente los promedios de rendimientos en los relieves representativos del campo experimental.

SALIDA DE DATOS DEL NAVEGADOR AG - NAVEGATOR SEÑAL DGPS FURGO (OMNISTAR)

VALOR DE SALIDA AG - NAVEGATOR	LATITUD	LONGITUD	ALTURA (m.s.n.m.)	NÚMERO DE ORDEN	PESO (kg. en 64 m²)	PESO/SURCO (kg.)	PESO por ha (Ton.)	CATEGORIA
125644	-26.8042115	-65.0166589	491.33	1	464	1208.3	72.5	2
125736	-26.8040789	-65.0165516	493.49	2	517	1346.4	80.8	3
125757	-26.8039354	-65.0164313	493.22	3	513	1335.9	80.2	3

Figura 1- Salida de datos

Posteriormente se desarrollo un diagrama de dispersión (Figura 2) para visualizar el ensayo en sus datos originales y un boxplot (Figura 3) para mostrar comparativamente la distribución de los rendimientos en las categorías definidas en función del relieve y para identificar datos outliers.

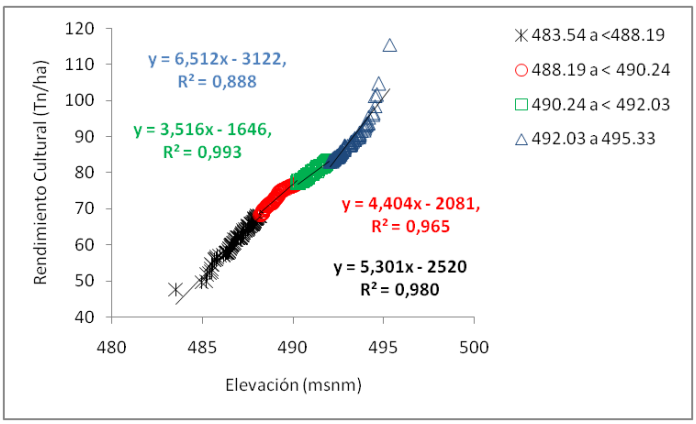


Figura 2: Diagrama de dispersión que muestra la relación de las variables en los cuatros grupos

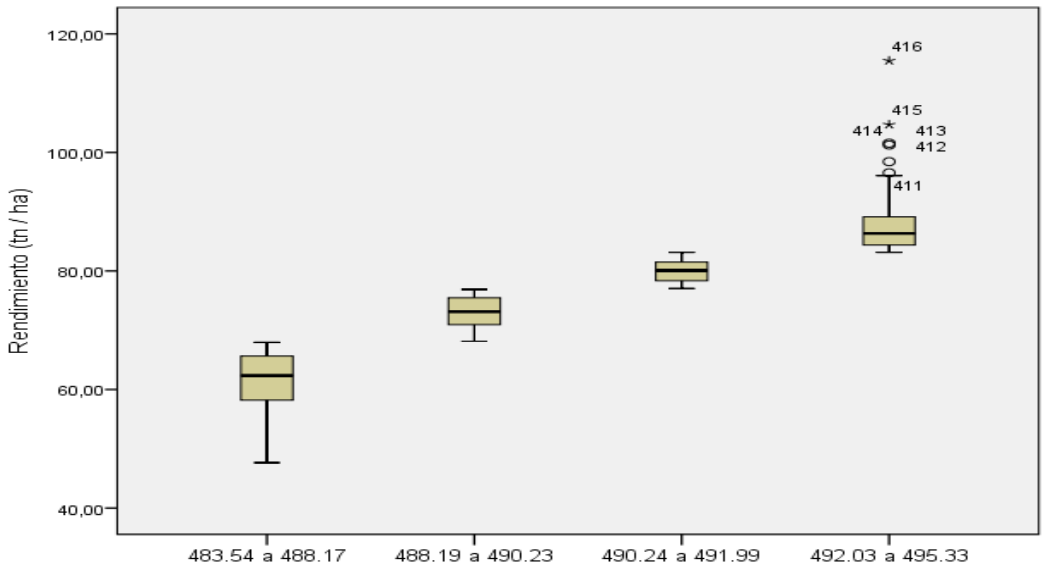


Figura 3: Diagrama de cajas y extensiones que muestra la dispersión del rendimiento en los cuatros grupos

Inicialmente se recurrió a los modelos de la Regresión (para cuantificar la relación entre variables rendimiento como dependiente y altura como independiente) y del ANOVA (para determinar diferencias estadísticas entre los promedios de los cuatros relieves definidos), pero como el análisis de los residuos en ambos caso demostró un desajuste respecto a los supuestos paramétricos, se recurrió a modelos Mixtos adecuados a cada circunstancia (los resultados se reportan en las Tabla I, II, III, IV y V).

Tabla I. Estadísticos descriptivos

	n	Media	DE	CV(%)
Rdto	416	75.62	10.30	13.6%
Elev.	416	490.05	2.34	0.5%

Tabla II: Parámetros de la relación lineal obtenidos con modelos Mixtos

Parámetro	Estimación	Error típico	gl	t	Sig.	Intervalo de Confianza 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Intersección	- 2062,05	15,91	414,00	- 129,60	,00	- 2093,33	- 2030,78
Elev.	4,36	,03	414,00	134,35	,00	4,30	4,43

Tabla III: Estadísticos descriptivos por categorías según relieve

RELIEVES	n	Media	DE	CV %
483,54 a 488,17	104	61,70	4,68	7,58
488,19 a 490,23	104	73,08	2,66	3,64
490,24 a 491,99	104	79,98	1,86	2,32
492,03 a 495,33	104	87,73	5,09	5,80
total	104	75,62	10,30	13,63

Tabla IV: Tabla del ANOVA obtenida con modelos Mixtos

Origen	Numerador df	Denominador df	Valor F	Sig.
Intersección	1	412	163017,76	<,001
Relieve	3	412	869,05	<,001

Tabla V: Estimaciones de los efectos fijos obtenidos con modelos Mixtos

Parámetro	Estimación	Error típico	gl	t	Sig.	Intervalo de confianza 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Intersección	87,73	,37	412	234,20	< ,001	86,99	88,46
(Relieve =1)	-26,03	,53	412	-49,13	< ,001	-27,07	-24,99
(Relieve =2)	-14,65	,53	412	-27,66	< ,001	-15,69	-13,61
(Relieve =3)	-7,75	,53	412	-14,63	< ,001	-8,79	-6,71
(Relieve=4)	0[b]	0					

El valor de la Estimación es la diferencia entre el nivel en cuestión (1 o 2 o 3) respecto al nivel 4.

El trabajo original informó sobre la existencia de grandes variaciones en el rendimiento cultural con más de 50 tn/ha de diferencia entre puntos de muestreo, sugiriendo la necesidad de profundizar el análisis de ésta variación.

El análisis para cuantificar la relación entre las variables, determinó un coeficiente de regresión que permite estimar un incremento general del rendimiento de 4.36 tn/ha por cada metro de elevación en la altura del relieve. El análisis para cuantificar diferencias entre los promedios de rendimientos de los relieves cotejados, determinó un estadístico de prueba ($F = 869.05$) con una significancia ($p < 0.001$) que indica la existencia de diferencias altamente significativas. Complementariamente, al comparar de a pares los rendimientos promedios, se estimaron diferencias altamente significativas ($p < 0.01$) entre el relieve inferior respecto al relieve superior (-26.03 tn/ha), del medio inferior respecto al superior (-14.03 tn/ha) y entre el medio superior y el superior (-7.75).

CONCLUSIONES

Evidentemente a igualdad de condiciones edáficas, las características del paisaje y básicamente el relieve juega un rol fundamental en las variaciones del rendimiento

Las variaciones en el contenido hídrico y las elevadas intensidades lumínicas también son determinantes en la obtención de mayores rendimientos culturales.

Se puede mejorar la producción, detectando las variaciones agronómicas y topográficas y practicando una agricultura de precisión en sitios específicos.

BIBLIOGRAFÍA

- Digonzelli, P., Romero, E. R. y Scandaliaris J. 2015. Guía técnica del cañero, Año 2015 PROICSA y EEAOC, Tucumán.
- Romero, E. R, Digonzelli, P., y Scandaliaris J. 2009. Manual del Cañero. Año 2009. EEAOC, Tucumán, Argentina
- Venables, W.N. and Ripley, B.D. (2002) "Modern Applied Statistics with S", 4th Edition, Springer-Verlag.
- Vicini, L. E., 2007. Determinación de la variación del rendimiento cultural de caña de Azúcar en Tucumán-Argentina, posicionada con GPS. Actualización Técnica N° 8, Proyecto Nacional Agricultura de Precisión. INTA.
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Zuccardi, RB y GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

C4P77. SUSCEPTIBILIDAD A LA EROSIÓN DE SISTEMAS SILVOPASTORILES DE CHACO

Mansilla, Natalia P. [1]; Rojas Julieta M.[2].; Goytía, Silvia Y. [2] y Quiróz, Norma [1]

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

Los Sistemas Silvopastoriles (SSP), constituyen una modalidad de uso de la tierra, donde se incluye la generación simultánea de productos ganaderos, forestales y servicios ambientales en distintas combinaciones. Se planteó a nivel nacional un conjunto de criterios e indicadores que permitirían conocer el impacto de los SSP a escala predial y evaluarlos periódicamente. Por otra parte, en el centro oeste del Chaco, desde 2007 se realizan mediciones de riesgo de erosión eólica (EE) a través de indicadores como fracción erosionable (FE) por el viento; y se ha evaluado la relación de la FE con el carbono orgánico (CO), indicador de calidad de suelos por excelencia para sistemas naturales y productivos. El presente trabajo presenta valores obtenidos de FE en SSP ubicados en el N de Chaco, con 3 a 14 años de cambio en el uso del suelo (CUS) y su relación con la textura, densidad aparente y CO, teniendo como objetivo principal evaluar la susceptibilidad a la erosión en suelos de bosque nativo (BN) destinados a SSP. El trabajo se desarrolló sobre dos sitios con SSP actuales, comparando las características del suelo del SSP y el BN adyacente sometido a CUS, sobre diferentes tipos de suelos. Los valores de FE revelaron interacción significativa entre el manejo (BN o SSP) y el tipo de suelo; y baja susceptibilidad a la EE en las situaciones estudiadas. La susceptibilidad a la EE en estos suelos estaría determinada por una combinación entre las características genéticas del tipo de suelo, principalmente por la textura y la estructura del horizonte superficial, y la condición de uso: BN o SSP. Por otra parte altos contenidos de CO no significaron susceptibilidad a la erosión, que en el conjunto de los diversos suelos estudiados estuvo direccionada principalmente por las propiedades físicas.

Palabras claves: erosión eólica, bosque nativo, cambios en el uso del suelo

INTRODUCCIÓN

Los Sistemas Silvopastoriles (SSP), constituyen una modalidad de uso de la tierra donde coexisten los componentes arbóreo, forrajero, ganadero, edáfico y humano, y donde se generan interacciones ambientales, económicas y sociales, bajo un manejo integrado en el tiempo y en el espacio (Ibrahim *et al.*, 2007). Incluyen la generación simultánea de productos ganaderos, forestales y servicios ambientales en distintas combinaciones, y son vistos como una alternativa de producción válida, debido a que diversifican la producción, aprovechan la sinergia entre componentes e integran la producción con la conservación de los recursos (Amézquita *et al.*, 2005) Una de las características importantes es la preservación de hábitat para la fauna. La diversidad de especies vegetales y su estructura en comunidades con leñosas, alberga a una pluralidad animal muy importante, tanto para su uso alimenticio como por su valor biológico (Crespo, 2008).

En la Provincia de Chaco, entre los años 1956 a 2015 se dieron intensos cambios en el uso del suelo (CUS) principalmente por reemplazo de bosques nativos (BN) por agricultura o SSPs. Esto tuvo como consecuencia principal la fragmentación del paisaje, el riesgo de degradación química y física de los suelos forestales (Rojas *et al*., 2016a) y la pérdida de la biodiversidad de especies vegetales y animales para la región (Volante *et al.*, 2014). El documento de trabajo "Indicadores para el monitoreo a escala predial en el marco del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI)", elaborado por una Mesa Técnica Responsable posterior a una previa consulta a expertos, plantea que en sistemas MBGI es necesario monitorear variables socioeconómicas y ambientales para resguardar las características naturales de estos ecosistemas. Para esto, se planteó un conjunto de criterios e indicadores que permitirían conocer el impacto de las actividades realizadas a nivel predial y evaluarlas periódicamente. Los indicadores de suelo propuestos para la caracterización ambiental y el monitoreo de los MBGI en dicha reunión fueron erosión del suelo y materia orgánica (Documento MBGI, 2015).

Por otra parte, en la región semiárida-subhúmeda del centro oeste del Chaco, desde 2007 se realizan mediciones de riesgo de erosión eólica (EE) a través de indicadores como fracción erosionable (FE) por el viento y estabilidad estructural en seco (EEs); además se ha evaluado la relación de la FE con el carbono orgánico (CO) del suelo, componente principal de la materia orgánica e indicador de calidad de suelos por excelencia para todos los sistemas naturales y productivos. Las determinaciones realizadas integran las áreas de investigación "Procesos de erosión eólica en

Argentina" e "Indicadores de calidad de suelos para el monitoreo de la sustentabilidad de los sistemas productivos", dentro del Programa Nacional Suelo de INTA. Los resultados obtenidos han señalado la FE como indicador sensible al estado de los suelos forestales sometidos a CUS, principalmente bajo uso agrícola; y han alertado sobre alta susceptibilidad a la erosión incluso en suelos de BN con altos contenidos de CO (Rojas & Zurita, 2017; Rojas *et al.*, 2016b). Sin embargo no se han realizado aún mediciones en Chaco sobre riesgo de erosión en suelos bajo sistemas SSP. El presente trabajo presenta valores obtenidos de FE en SSP ubicados en el N de Chaco, con 3 a 14 años de CUS y su relación con la textura, densidad aparente (Da) y CO, teniendo como objetivo principal evaluar la susceptibilidad a la erosión en suelos de BN destinados a este uso. El mismo es parte de la tesis de maestría "Evaluación de sistemas silvopastoriles en la Provincia del Chaco (Argentina) por medio de indicadores de calidad de suelo" que actualmente se encuentra en elaboración.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se desarrolló sobre dos sitios con SSP actuales (Figura 1), comparando las características del suelo del SSP y el BN o implantado adyacente que fue sometido a CUS, en diferentes tipos de suelos. Los sitios se encuentran en los departamentos Almirante Brown y Gral. Güemes de la Provincia de Chaco, en zonas amarilla y verde, según la Ley 26.331 de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos.

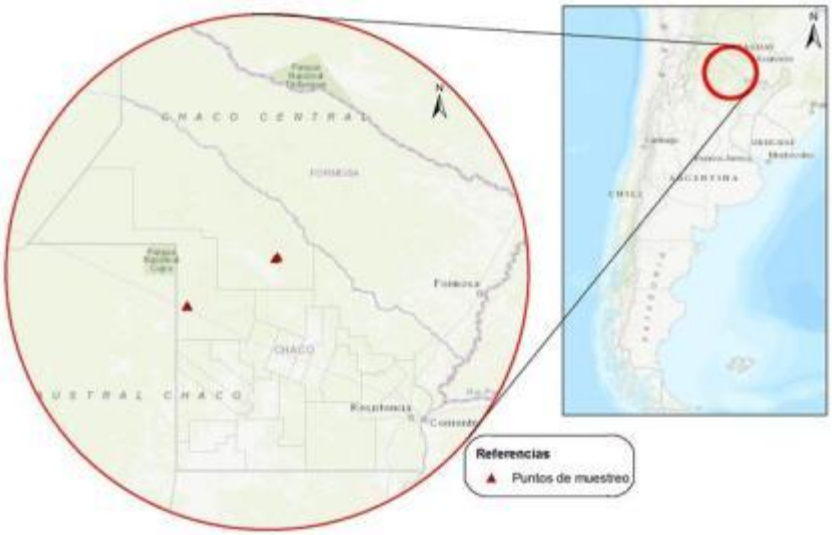


Figura 1: Ubicación de los puntos de muestreo en la Provincia del Chaco

Los suelos evaluados son Alfisoles y Entisoles: *Natrustalf Mólico* (Serie Bermejito), *Natracualf Típico* (Serie González), *Ustifluvent Mólico* (Serie Límite), *Natrustalf Salortídico* (Serie Palmeral), (Zurita, 2007); y *Durustalf* (Serie Pampa), (Ledesma & Zurita, 1995). La secuencia de horizontes para cada serie y los valores de las clases texturales se presentan en la Tabla 1. Los lotes tenían 5, 7, 9 y 14 años de conversión a SSP y las muestras se tomaron en octubre de 2016, febrero y de 2017. Se analizó el binomio BN-SSP dentro de la misma serie en todos los casos, menos en el *Natracualf Típico* donde la situación de estudio era un algarrobal implantado con pasturas.

Tabla 1: Tipos de suelo estudiados

Tipo de suelo	Serie	Secuencia de horizontes	Familia	% Arcilla	%Limo	% Arena
Natrustalf Mólico	Bermejito	A-Bt-Ck	Arcillosa fina	45	52.6	2.4
Natracualf Típico	González	E-Bt-BC-Ck	Limosa fina	21.9	54.8	23.3
Ustifluvent Mólico	Límite	A-AC-C-Ck	Franca fina	20.5	24.7	47.9
Natrustalf Salortídico	Palmeral	E-Bt-BC-Cz-Ckz	Arcillosa fina	22.8	58.6	18.6

Durustalf	Pampa	A-Bt- BC-Cq-Ckq	Franco arenosa fina	16.8	25.2	57.8

Para determinar FE, estabilidad de agregados en seco (EEs) se tomaron 3 muestras sin disturbar por triplicado de los primeros 2.5 cm de suelo en un área de aproximadamente 100 m^2 y se analizaron por medio de un tamiz rotativo en el Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA INTA Sáenz Peña. El tamiz rotativo es un dispositivo compuesto por una serie de 5 tamices cilíndricos compuestos que tienen aperturas de 0.42, 0.84, 2, 6.4 y 19.2 mm (Chepil, 1962). La fracción erosionable del suelo (FE) se calcula a partir de un primer tamizado el % de agregados < a 0.84 mm, por medio de la siguiente ecuación:

$$FE(\%)_{=} \frac{P<0.84}{Pt} \times 100$$

P en la fórmula es el peso (g) de los agregados < a 0.84 mm y Pt el peso inicial (g) de la muestra total. El tamiz se hace funcionar hasta que pasa la muestra completa. Se evaluó además el % > a 19.2 mm de cada muestra, que no pasa por el tamiz. La porción de la muestra > a 19.2 mm se encuentra en general compuesta por terrones compactados, provocados por el paso de maquinaria o el pisoteo del ganado, que no se disgregan en seco pero que pueden ser inestables al agua y no son indicadores de buena estructura sino de compactación. Se determinó Da por medio del método del cilindro, tomando la muestra con un cilindro metálico de volumen conocido (47 cm^{-3}), secado en estufa a 105º C, obteniendo el valor de $g.cm^{-3}$ en el Laboratorio de Suelo de la Subsecretaría de Recursos Naturales de la Provincia del Chaco, donde también se analizó el carbono orgánico por el método de Walkley- Black.

Las medias de FE se analizaron por medio de modelos mixtos, estableciendo tratamiento (situación de referencia o SSP) y tipo de suelo como *efectos fijos* y campo y repetición como *efectos aleatorios*, evaluando los efectos simples y la interacción por medio del test LSD Fisher a un nivel de significancia del 95%. Se modeló la heterogeneidad de las varianzas para el efecto limo+arcilla. Se corrieron los valores de FE por medio de la ecuación:

$$FE = 42 + 4.17\,Are/Arc + 9.77 \times IM - 4.90 \times CO + 0.14 \times (CO)^2$$ (Rojas *et al*., 2016),

Se calcularon los coeficientes de correlación entre los valores medidos y calculados para cada tipo de suelo. Los análisis estadísticos y gráficos se realizaron por medio del programa Infostat/P (Di Rienzo, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de FE medida revelaron interacción significativa ($p<0.001$) entre el manejo (situación de referencia o SSP) y el tipo de suelo (Figura 2). El *Ustifluvent* bajo BN presentó valores altos de FE (34.6% promedio) sin superar el valor límite considerado riesgoso; este suelo tiene un de 47.9 % de arena en su composición. El *Durustalf* bajo BN presentó valores por encima del límite considerado erosionable por el viento (40%), con el máximo medido de 46.4% y promedio de 32.4%. Este suelo es el que posee mayor contenido de arena (57.8%) de la población en estudio, factor que ha sido mencionado como uno de los principales determinantes de la susceptibilidad a la erosión eólica, siendo los suelos de texturas gruesas y muy finas más fácilmente erosionables que los suelos de texturas medias con buena estructura (Buschiazzo & Aimar, 2003); el *Durustalf* estudiado pertenece a la familia franco arenosa fina.

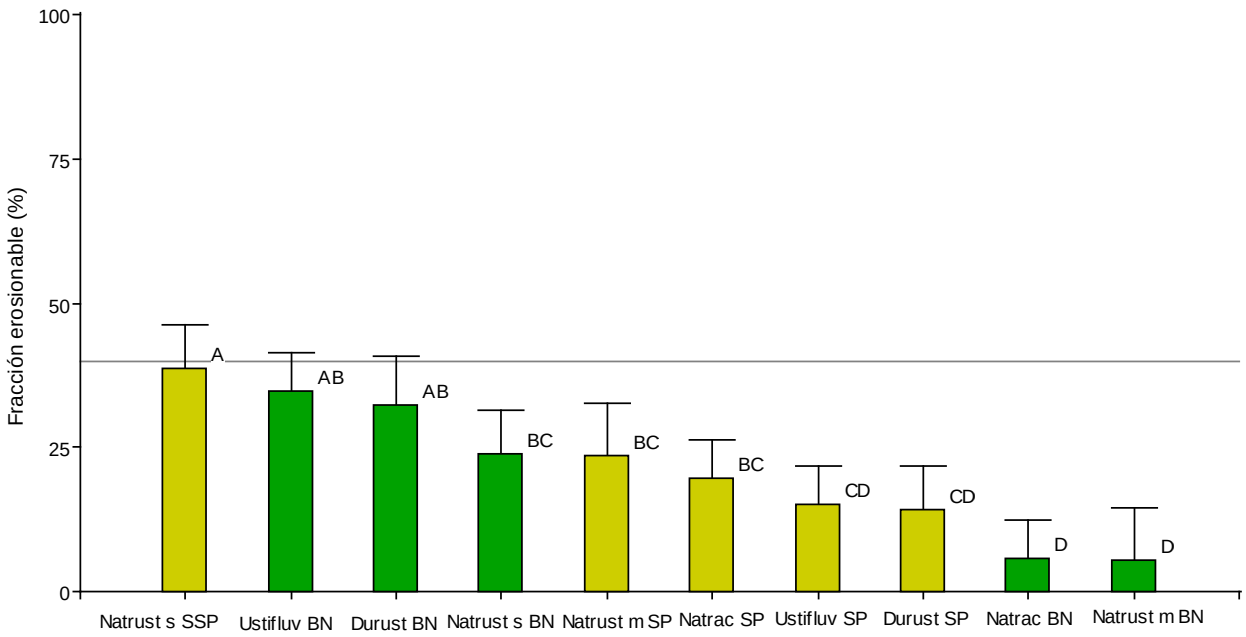


Figura 2: FE de la situación de referencia y el SSP para los diferentes tipos de suelo

Ambos tipos de suelo presentaron menores valores de FE bajo SSP, probablemente por un aumento de la densificación en el *Durustalf* debido al pisoteo animal. Bajo SSP, el *Natrustalf Salortídico* fue el suelo que presentó el valor medio más alto de FE (38.6%). Este suelo presenta el horizonte E en superficie (Tabla 1), generalmente con estructura laminar, y la Carta de Suelos del Departamento General Güemes describe como uno de sus principales problemas la erosión moderada (Zurita, 2007) lo cual se pudo comprobar por la alta FE también bajo la condición prístina, a diferencia del *Natrustalf Mólico* de secuencia de horizontes A-Bt-C que presentó también alta FE bajo SSP (valor máximo 35.7), pero baja FE en la situación de BN. Los *Natrustalfes*, presentan altos contenidos de Li + Arc (81.4 y 97.6% para el salortídico y mólico respectivamente) y estos contenidos altos de textura fina si no tienen una estructura que favorezca la agregación, son muy susceptibles al arrastre y suspensión por medio de viento o agua. Según estos resultados el manejo modificaría la susceptibilidad del suelo a la erosión según sus propiedades físicas, aumentándola en los suelos de textura más fina y/o con horizonte E expuesto y disminuyéndola en suelos de textura más gruesa por procesos de densificación.

Posteriormente, se calculó la FE por medio de la ecuación de predicción desarrollada para suelos de texturas contrastantes de Chaco bajo diferentes manejos productivos y bosque nativo (Rojas *et al*., 2016b) que considera la relación arena/arcilla y el CO, además de un factor que representa la presencia o ausencia de BN. Se halló que el ajuste entre la FE calculada y la observada estuvo determinado por el tipo de suelo, presentando el mejor ajuste con esta ecuación el *Ustifluvent* para el cual el coeficiente de correlación de Pearson entre los valores calculados por medio de la ecuación y medidos con el tamiz fue = 0.97. El *Natrustalf Salortídico y el Natrustalf Mólico* presentaron un ajuste de r = 0.83 y r = 0.76 entre los valores calculados y observados, mientras que el *Natracualf* y el *Durustalf* presentaron grandes subestimaciones de la FE medida, no ajustando la ecuación de predicción a los datos reales. El hecho de que *Ustifluvent* y *Natrustalf* tuvieron mejor ajuste pudo deberse al menor coeficiente de variación del CO en las muestras y a valores aunque altos, dentro de los rangos normales, contrario a los suelos que no ajustaron donde se determinaron valores excesivos de CO entre 3 y 5%, lo cual significa entre 5 y 8.6 % de materia orgánica. Este es un tema que aún está en etapa de esclarecimiento ya que los valores considerablemente altos de CO de estas muestras fueron sometidos a análisis interlaboratorio y se obtuvo repetidas veces el mismo resultado. Cabe agregar además que la estructura se presenta degradada, con presencia de costra superficial y el horizonte es de color parduzco.

Con respecto a la compactación, la Da de la situación de referencia no fue la misma para todas las situaciones. El *Natracualf* y el *Ustifluvent* presentaron en la situación prístina valores de 1.15 y 1.13 g.cm^{-3}, teniendo diferentes características texturales. Probablemente en el caso del *Natracualf* su textura limosa fina favoreció la compactación, incluso en la situación de BN y en el *Ustifluvent*, aunque la textura es franca, las cortinas de BN se encontraban muy

disturbadas. Estas son las dos únicas series cuya situación de referencia superó el valor de 1, mientras que las demás situaciones de BN presentaron valores de Da entre 0.8 y 0.91 g.cm^{-3}. En general la Da es un indicador estable, sin embargo mostró mucha variabilidad en los SSP, donde se obtuvo un coeficiente de variación entre 4.7 y 21.4 %. De todos modos, la mayor Da se determinó a los 14 años de CUS bajo SSP sobre *Ustifluvent* y *Durustalf*, mostrando cierta relación con los años de CUS, aunque no lineal. Es importante puntualizar que la Da en el *Durustalf* varió de 0.9 g.cm^{-3} en el BN a 1.34 g.cm^{-3} en el lote adyacente de SSP luego de 14 años de conversión pero sin mostrar densificación a los 9 años de CUS. Esto sugiere que el cambio en la calidad del suelo no es inmediato sino que puede darse en forma acentuada luego de varios años de manejo silvopastoril (Figura 3).

El *Natracualf* además de alta Da presentó el valor más alto de % de agregados > 19.2 mm, es decir agregados que no pasan por ninguno de los tamices que conforman el tamiz rotativo, llegando a presentar hasta el 75.9% de la muestra en forma de bloques angulares > 19.2 mm que no se disgregan en seco; seguido del *Natrustalf* que como promedio tuvo el 53% de agregados > 19.2 mm. La baja FE de estos suelos indica menor riesgo de erosión por viento pero no necesariamente menor riesgo de degradación de la estructura ya que los terrones que no se disgregan pueden señalar procesos de compactación y por lo tanto pueden afectar a la porosidad necesaria para la actividad biológica y el movimiento del agua en el suelo.

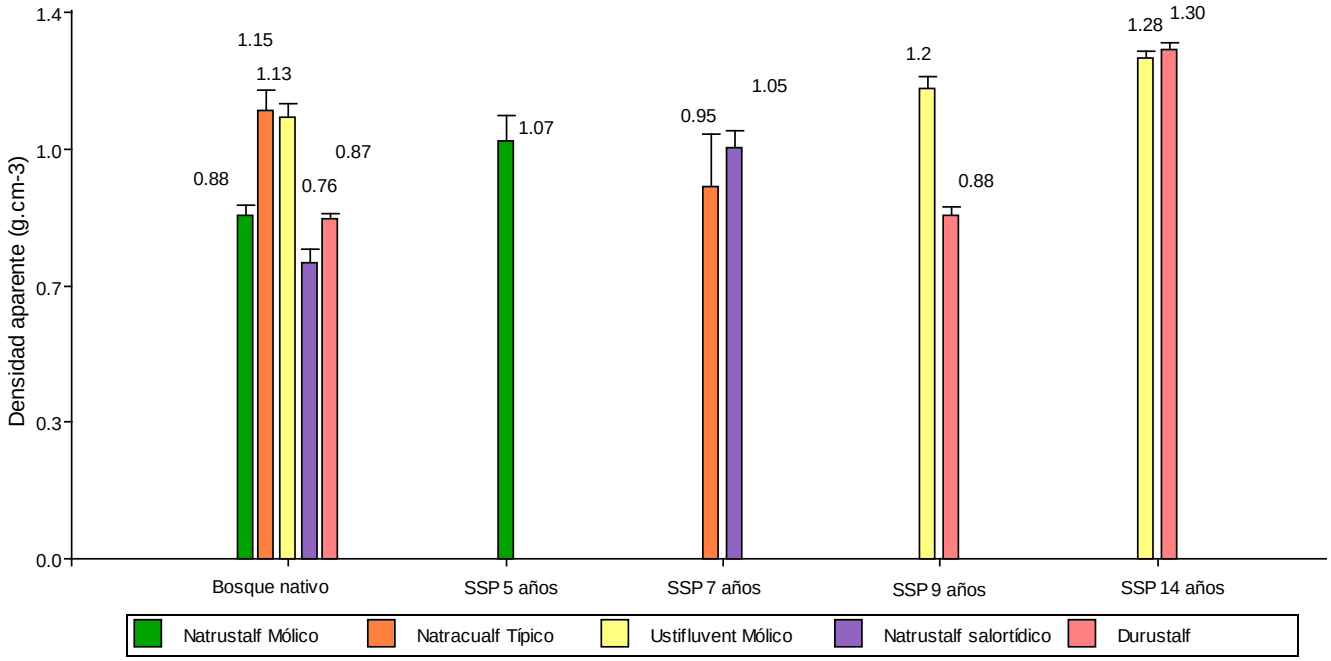


Figura 3: Densidad aparente (g.cm^{-3}) de los suelos estudiados bajo BN y SSP

CONCLUSIONES

La susceptibilidad a la erosión eólica de los suelos del Chaco en los SSP estudiados estuvo determinada por una combinación entre las características genéticas del tipo de suelo dadas principalmente por la textura y la estructura del horizonte superficial y la condición de uso. Es fundamental considerar la susceptibilidad a la erosión previo al CUS dada por la secuencia de horizontes (horizonte E expuesto principalmente), estructura de la capa superficial y contenido de arena, más allá de las características químicas, dado que los altos contenidos de CO presentes no reflejaron la susceptibilidad a la erosión, que en el conjunto de los diversos suelos evaluados estuvo direccionada principalmente por las propiedades físicas.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto PE 1134023: "Indicadores de calidad de suelos para el monitoreo de la sustentabilidad de los sistemas productivos" (PNSuelo, INTA) y al personal del Ministerio de la Producción de la Provincia del Chaco que participó y colaboró en la toma de muestras.

BIBLIOGRAFÍA

- Amézquita MC; M Ibrahim; P Buurman & E Amézquita. 2005. Carbon sequestration in pastures, silvo-pastoral systems and forests in four regions of the Latin American Tropics. J. Sustain. For. 21: 21- 49
- Buschiazzo DE & SB Aimar. 2003. Erosión eólica: procesos y predicción. Pp: 23-34. En: AD Golberg & AG Kin (Eds). Viento, Suelo y Plantas. Ediciones INTA. Buenos Aires. 130 pág.
- Chepil, W.S. 1962. A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 26:4-6
- Crespo, G. 2008. Importancia de los sistemas silvopastoriles para mantener y restaurar la fertilidad del suelo en las regiones tropicales. Revista Cubana de Ciencia Agrícola 42(4): 329-335
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, CW Robledo. 2017. InfoStat versión 2017p. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Ibrahim, M; J Gobbi; F Casasola; M Chacón; N Ríos; D Tobar; C Villanueva & C Sepúlveda. 2007. Enfoques alternativos de pagos por servicios ambientales: Experiencia del proyecto Silvopastoril. http://siteresources.worldbank.org/INTEEI/Resources/CostaRica-15-Silvopastoral.pdf . Fecha de consulta: 28/02/2018.
- Ledesma LL & JJ Zurita. 1995. Los suelos del Departamento General Belgrano. Convenio INTA- Ministerio de la Producción del Gobierno de la Provincia del Chaco. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_informe_mapa_de_suelo_belgrano.pdf. Fecha última consulta: 28/02/2018
- Documento MBGI. 2015. Indicadores para el monitoreo a escala predial en el marco del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada MBGI. Mesa Técnica Responsable: C Carranza (INTA), G Daniele (SAyDS), MJ Cabello (MAGyP) & PL Peri (INTA). https://es.scribd.com/document/343666407/Indicadores-para-el-monitoreo-a-escala-predial-en-el-marco-del-Manejo-de-Bosques-con-Ganaderia-Integrada-MBGI . Fecha de consulta: 28/02/2018
- Rojas JM & JJ Zurita. 2017. Ecorregión Chaqueña. Sistema productivo: agricultura de secano en siembra directa sobre suelos forestales sujetos a cambios en el uso del suelo.
- Rojas JM; J Prause; GA Sanzano; OEA Arce & MC Sánchez. 2016a. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested áreas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. Soil Till.Res. 155: 250-262
- Rojas, JM; SY Goytía; MF Roldán & DE Buschiazzo. 2016b. Predicción de fracción erosionable para bosques nativos y suelos agrícolas (Chaco, Argentina). XXI Congreso Latinoamericano de Ciencia del Suelo. 24 al 28 de Octubre- Quito- Ecuador
- Zurita, JJ. 2007. Los suelos del Departamento General Güemes. Primera Etapa. Convenio INTA- Ministerio de la Producción del Gobierno de la Provincia del Chaco. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_informe_mapa_de_suelo_guemes.pdf . Fecha última consulta: 28/02/2018
- Volante, JN; MJ Mosciaro; D Alcaraz-Segura; LM Vale; EF Viglizzo & JM Paruelo. 2014. Dinámica del avance de la frontera agropecuaria y cambios funcionales en ecosistemas del Noroeste de Argentina. Pp: 344-366. En: Suelos, producción agropecuaria y cambio climático: Avances en la Argentina. C Pascale Medina; MM Zubillaga & MA Taboada (Eds.) 1º Ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. 632 pág.

C4P78. ADAPTACIÓN DEL SWB PARA MODELAR LA INFLUENCIA DE LA FREÁTICA SALINA SOBRE EL CRECIMIENTO DEL CULTIVO

Marcos, J.[1] y Videla Mensegue, H.[2]

[1]Investigador independiente. javiermarcos@agro-data.net

[2]EEA INTA Marcos Juárez. Castelli 16, Laboulaye, Córdoba. videla.horacio@inta.gob.ar

RESUMEN

Se adaptó el modelo SWB para la simulación de la influencia recíproca de la fluctuación de la capa freática y salinidad del suelo en la producción de cultivos. Este modelo estima en forma detallada y mecanística los procesos de balance hídrico en el sistema suelo-planta-atmósfera como también el desarrollo y crecimiento de cultivos. Con la adaptación se le adicionó la capacidad de simular la fluctuación de la capa freática, el transporte de sales en el perfil y las interacciones de ambos con los cultivos. Se simularon y analizaron dos situaciones representativas del sur de Córdoba con diferentes régimen pluviométrico, profundidad y salinidad de freática. Según la información obtenida, el SWB se presenta como una herramienta adecuada para comprender y cuantificar las relaciones funcionales entre la capa freática salina y el rendimiento de cultivos.

Palabras clave: freática, salinidad, rendimiento

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la relación capa freática somera y cultivo se señaló como factor de alta importancia para la producción agropecuaria de la región pampeana subhúmeda a semiárida de Argentina (Nosetto *et al*., 2015; Cisneros *et al*., 2013). Nosetto *et al*. (2009) analizaron la influencia recíproca entre la profundidad de la freática y el rendimiento del cultivo en esta región y coinciden con Cisneros *et al*. (2013) en destacar la ausencia de un enfoque más explícito de las relaciones freática-cultivo en los modelos de cultivos más usados. Por otra parte, Cisneros *et al*., (1999) desarrollaron un modelo empírico para la región sudeste de Córdoba para predecir las oscilaciones de capa freática somera según un esquema conceptual que incluye un balance hidrológico entre precipitaciones y evapotranspiración potencial. Sin embargo, para la región de estudio, actualmente no se tiene conocimiento sobre modelos mecanísticos de la zona vadosa que expliquen cuantitativamente las relaciones funcionales de las interacciones entre freática, cultivos y salinidad. El modelo de cultivos SWB (Soil Water Balance) (Marcos, 1997; Campbell & Stöckle, 1993) simula el continuo suelo-cultivo-atmósfera y ha sido calibrado y usado en esta región para el análisis del balance hídrico en cultivos (Videla Mensegue *et al*., 2016). No obstante, el SWB no incluía hasta el momento la dinámica de la freática y sales y sus influencias conjuntas sobre el cultivo. El objetivo de este trabajo fue adaptar el modelo SWB para la simulación de la influencia recíproca de la capa freática salina sobre el crecimiento de cultivos en forma mecanística. Esto permitirá utilizar este modelo como herramienta para comprender y cuantificar con mayor detalle las interacciones entre la capa freática salina y el crecimiento del cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del modelo

El SWB es un modelo de paso diario y horario que estima los procesos de balance hídrico en el sistema suelo-planta-atmósfera, desarrollo del cultivo, crecimiento foliar y radicular, producción de biomasa y rendimiento. Se describen a continuación solo aquellas relaciones del modelo que son relevantes a los objetivos de este trabajo.

El balance hídrico calculado por el SWB incluye los procesos de precipitación, escurrimiento, infiltración, redistribución del agua en el perfil de suelo, percolación profunda, transpiración del cultivo y evaporación. El transporte de agua se estima mediante una solución numérica de la ecuación de Richard's. Esto permite simular flujos de agua en el perfil tanto ascendentes como descendentes. El perfil de suelo es dividido en elementos separados por nodos en los cuales se definen potencial agua de suelo, contenido hídrico y fracción de raíces. El cambio de contenido hídrico en cada nodo *i* está dado según la ecuación de Richard's como:

$$\rho_w \frac{\partial \theta_i}{\partial_t} = -\frac{\partial}{\partial_{z_i}}\left(K_i \frac{\partial \psi_{mi}}{\partial z_i}\right) + g\frac{\partial K_i}{\partial z_i} - U_i \quad (1)$$

donde, ρ_w es la densidad del agua (kg m^{-3}), θ_i es el contenido hídrico volumétrico (m^3 m^{-3}), t es tiempo (s), z_i es el espesor de la capa i (m), K_i es la conductividad hidráulica (kg s m^{-3}), ψ_{mi} es el potencial de agua matricial (J kg^{-1}), g la constante gravitatoria (m s^{-2}) y U_i es la utilización de agua por parte de las raíces en la capa i (kg m^{-2} s^{-1}). La conductividad hidráulica en cada nodo se relaciona con el contenido y potencial agua del suelo. Se implementa un sistema de ecuaciones planteando la ecuación de Richard's en cada nodo y el sistema se resuelve mediante una solución numérica de diferencias finitas. A este sistema se le provee como condiciones de límite valores de evaporación e infiltración en la superficie del perfil y de potencial agua en la parte inferior del mismo.

La evapotranspiración potencial (*ETP*) se calcula según Penman-Monteith. La *ETP* se divide en evaporación potencial (E_P=*ETP (1-F)*) y transpiración potencial del cultivo (T_P=*ETP F*) basado en la fracción de la radiación solar que es absorbida por el suelo (*1-F*) y la que es interceptada por el cultivo (*F*), respectivamente (Campbell & Stöckle, 1993). El crecimiento de biomasa afecta el balance de agua mediante cambios en el índice de área foliar (*IAF*, m^2 m^{-2}) los cuales a su vez influyen *F*, la transpiración y la evaporación. La acumulación de biomasa (G_{TR}, kg biomasa m^{-2} día^{-1}) se calcula como el mínimo del crecimiento limitado por radiación y por agua (método dual). El primero es función de la radiación fotosintéticamente activa (*PAR*, *MJ* m^{-2} día^{-1}) interceptada por el dosel del cultivo. Ambos métodos tienen como parámetros de cultivo las eficiencias de uso de radiación (*RUE*, kg biomasa MJ^{-1}) y de transpiración (K_{BT}, kg biomasa kPa kg^{-1} agua). El crecimiento limitado por agua se calcula de acuerdo a Tanner & Sinclair (1983):

$$G_{TR=K_{BT}\frac{T}{VPD}} \quad (2)$$

donde T es la transpiración actual del cultivo en kg de agua m^{-2} dia^{-1} y *VPD* es el déficit de presión de vapor del aire medio en horas de sol en kPa.

El desarrollo del cultivo es estimado mediante la acumulación de tiempo térmico y determina la partición de biomasa entre las partes de las plantas controlando la biomasa destinada a hojas, tallos y a los órganos reproductivos o de cosecha. El desarrollo también opera en los cálculos del crecimiento de raíces en profundidad y de las fracciones de las mismas en cada capa de suelo (F_{ri}).

Cuando el suelo está húmedo la tasa de transpiración se acerca a T_P y a medida que se seca, el agua se encuentra cada vez menos disponible para la planta. La tasa a la cual el suelo y el sistema de raíces pueden abastecer con agua la demanda de transpiración está determinada por la humedad de suelo y la distribución de raíces en el suelo. La tasa de utilización de agua por parte de la planta en cada capa i se calcula con la siguiente ecuación de flujo:

$$U_i = C_{pi}(\psi_{si} - \bar{\psi}_{hoja}) \quad (3)$$

Donde C_{pi} es la conductancia de la planta en cada nodo (kg s m^{-4}), ψ_{si} es el potencial agua de suelo en el nodo i y $\bar{\psi}_{\text{hoja}}$ el potencial agua de hoja medio en el dosel del cultivo (J kg^{-1}). La tasa máxima de transpiración posible (E_{max}, kg m^{-2} s^{-1}) justo antes del cierre estomático y cuando el suelo se encuentra completamente húmedo puede formularse como $E_{max} = C_{pmax}\left(-\psi_{hoja-sc}\right)$, donde C_{pmax} representa la conductancia de un cultivo sano, totalmente desarrollado y sin limitación de agua y $\psi_{hoja\text{-}sc}$ (J kg^{-1}) es el potencial agua de hoja justo antes del cierre estomático. Los valores de E_{max} y $\psi_{hoja\text{-}sc}$ son provistos como parámetros de cultivo para obtener el valor de C_{pmax}. La conductancia de la planta en cada nodo C_{pi} está dada como $C_{pi} = C_p F_{ri}$ donde C_p es la conductancia total de la planta y se estima como el producto de C_{pmax} y F. La tasa de transpiración (U_{max}, kg m^{-2} s^{-1}) decrece casi linealmente con la disminución del potencial agua actual que presenta el suelo desde un valor máximo cuando U_{max}=E_{max} en la situación sin limitación de agua en el suelo hasta un valor en que el potencial agua del suelo alcanza el punto de marchitez permanente del cultivo en cuestión (ψ_{pmp}, J kg^{-1}). Esta relación se expresa así:

$$U_{max} = E_{max} F\left(1 - \frac{\bar{\psi}_s}{\psi_{pmp}}\right) \quad (4)$$

Donde $\bar{\psi}_s$ es el potencial agua medio del suelo ponderado por F_{ri}. El factor F es agregado a la ecuación como factor de proporción cuando el cultivo no cubre totalmente el suelo. Asumiendo que la planta ajusta su conductancia de acuerdo a la demanda hídrica de la canopia, un determinado consumo de agua a nivel de toda la canopia (U, kg m^{-2} s^{-1}) es entonces:

$$U = C_p\left(\overline{\psi_s} - \bar{\psi}_{hoja}\right) \quad (5)$$

La transpiración total es la suma de U_i calculada para cada nodo *i* según ecuación (3). Además, U_i se usa en la ecuación (1) para estimar el consumo de agua en cada nodo debido a transpiración. La ecuación (5) se usa para obtener el $\bar{\psi}_{hoja}$ a nivel canopia requerido para sostener un nivel dado de transpiración según sea limitada por la demanda atmosférica (T_p) o la humedad de suelo (U_{max}):

$$\bar{\psi}_{hoja} = \overline{\psi_s}\frac{T_p}{C_p} \quad \text{para } U_{max}>T_p \qquad \bar{\psi}_{hoja} = \overline{\psi_s}\frac{U_{max}}{C_p} \quad \text{para } T_p>U_{max} \tag{6}$$

En este trabajo se presentan las adaptaciones realizadas al modelo SWB para la simulación de la fluctuación de la capa freática y la influencia recíproca de la dinámica de la misma y de sales en el crecimiento y rendimiento de los cultivos. Para la simulación de la fluctuación de la capa freática se utiliza la densidad de flujo de agua (J_{li} , kg m^{-2} s^{-1}) en el nodo *m* (J_{lm+1}), siendo *m* el número de capas que entran en la solución del balance de agua según la ecuación (1). Este flujo puede ser descendiente o ascendente hacia o desde el nodo *m+1* respectivamente. La ecuación (1) incluye implícitamente las densidades de flujo de agua (J_{li}) entrantes y salientes en cada nodo *i* desde o hacia la capa subyacente respectivamente (i+1). Al comienzo de cada paso se recalcula el valor de profundidad de la capa freática (*wtz*, m). Para computar el cambio de *wtz*, se calcula el contenido hídrico (θ_{SatL}, m^3 m^{-3}) de la capa con presencia de la capa freática (*SatL*), la cual correspondería al nodo (m+1), como un promedio ponderado entre los contenidos de agua de la capa por encima de *SatL*(m) y el de saturación de *SatL*. A su vez, previo a la ejecución de la solución, con el valor de *wtz* se coteja cuál es la capa *SatL* y se determinan cuáles serán las capas superiores a la misma que participen en la solución. Según el planteo del sistema de ecuaciones de la solución numérica, *SatL* corresponde al nodo m+1. Por lo tanto, el contenido hídrico θ_{SatL} de dicha capa determina el valor de potencial agua del suelo que se usa como condición de límite inferior para el sistema de ecuaciones y consecuentemente el valor de la conductividad hidráulica no saturada que controla el aporte/recarga de agua al perfil desde *SatL* ($K(\psi)_{i+1}$, kg s m^{-3}) en presencia de capa freática.

Tanto la adaptación del transporte de sales dentro del perfil y desde la capa freática como su influencia en el cultivo se basa mayormente en Ferrer & Stöckle (1999) quienes implementaron esas adaptaciones al modelo CropSyst (Stöckle *et al*., 2003). La elección de ese trabajo se basa en que dicho modelo, en su estructura básica, es muy similar al SWB. Para el transporte de sales se implementa una solución numérica de diferencias finitas considerando solo convección como mecanismo de transporte y al momento no se incluye la química de interacción entre sales:

$$\frac{\partial S_i}{\partial_t} = \frac{\partial J_{si}}{\partial_{zi}} \tag{7}$$

Donde S_i es la concentración de solutos en el suelo (kg m^{-3}) en la capa *i* y J_{si} es la densidad de flujo de solutos a través de las capas de suelos (kg m^{-2} s^{-1}). Este último se calcula como el producto de la densidad de flujo de agua por la concentración de solutos en la solución del suelo (kg m^{-3}).

La influencia de la salinidad y anegamiento se estiman como el efecto que tienen ambas limitantes en la C_{pi} de la ecuación (3) mediante el reemplazo de dicho término por una conductancia de la planta corregida (C_{pi}*) por factores de salinidad (F_{si}) y de anegamiento (F_{ai}):

$$C^*_{pi} = C_{pi}\, F_{si} F_{ai} \tag{8}$$

Ambos factores varían de 0 a 1, se calculan para cada capa *i* y simulan el efecto conjunto que tendrían tanto el incremento de la salinidad en la solución del suelo como la disminución de la aireación en la reducción del transporte de agua a nivel de raíces. Por lo tanto, ambos afectan la transpiración a nivel del perfil del suelo agregando de este modo el efecto de sales y contenido hídrico de cada capa que resultan de la interacción de la fluctuación de la capa freática, transporte de agua en la zona vadosa, los procesos de absorción de agua por parte de las raíces y el transporte de sales.

Para el efecto de sales (F_{si}) se sigue el esquema y razonamiento de Ferrer & Stöckle (1999) quienes adaptan la formulación propuesta por Van Genuchten (1987) y aplicada luego por Steppuhn *et al*. (2005), que relaciona en su forma funcional el rendimiento relativo de los cultivos con la conductividad eléctrica del suelo (CE_s) y como parámetro de cultivo una conductividad eléctrica correspondiente al 50% de reducción del rendimiento relativo (CE_{s50}). Además, para complementar el efecto de sales a nivel de C_{pi} en cada nodo se incluye el potencial osmótico de suelo (ψ_o) en la ecuación (3). El factor F_{ai} se estima en función del contenido hídrico entre capacidad de campo y saturación, contenido hídrico que suele presentarse con capa freática somera y cercana a raíces con transpiración activa.

Calibración y escenarios simulados

La calibración del modelo se realizó con datos de biomasa, rendimiento en grano (*Rend*) y *wtz* de un ciclo de cultivo de soja medidos en Laboulaye para dos situaciones de suelo representativas (Videla Mensegue *et al*. 2006). El ajuste del modelo se evaluó con los siguientes indicadores: raíz del error medio cuadrático (RMSE), raíz del error medio cuadrático relativo (RRMSE) y índice de agregación de Willmott (Willmott, 1982; Kobayashi y Salam, 2000).

Para comprender y cuantificar la influencia recíproca de la capa freática y salinidad del suelo con el cultivo se utilizaron resultados de una serie de simulaciones realizadas con el modelo SWB adaptado. Se simularon dos situaciones representativas del sur de Córdoba con cultivo de soja (grupo de madurez 4) sembradas el día seis de Noviembre. Las situaciones fueron: Mackenna (MAC) y Laboulaye (LAB) usando perfiles de suelos representativos. En MAC se simuló un suelo arenoso franco y en LAB un franco arenoso. Se utilizaron rangos de profundidad y salinidad característicos y dos escenarios de precipitación durante el ciclo de crecimiento (*P*): húmedo (HUM) y seco (SECO) con *P* de 590 y 230 mm respectivamente para ambas situaciones. Las simulaciones se inicializaron con 6 valores de *wtz* (0,5 a 3 m) y con dos conductividades eléctricas iniciales de capa freática (*CEwtz*): media y alta: respectivamente 4 y 8 dS m^{-1} para MAC y 7 y 15 dS m^{-1} para LAB. Además se simularon las situaciones MAC y LAB con ambos regímenes de precipitación sin presencia de capa freática. Se adicionaron estos últimos escenarios para comparar predicciones de rendimiento basados en balances hidrológicos de suelo que incluyen la influencia de la capa freática con aquellas en que su influencia es completamente omitida. Debido a la gran cantidad de salidas, tanto en número como en detalle, solo algunos de ellas son presentados y analizados en este trabajo para discutir las principales tendencias sugeridas por el modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calibración del modelo

Los resultados de la calibración de SWB para la simulación de biomasa, *Rend* de soja y *wtz* son presentados en la Tabla 1. El RRMSE para biomasa y *Rend* fue 8,6% y el *d* 0,99 mostrando estos estadísticos un buen ajuste. La modelación de la *wtz* mostró un ajuste aceptable con un error medio de 0,25 m (RMSE). Además, cabe mencionar que fue difícil encontrar datos de contenido hídrico y salinidad a diferentes profundidades y fluctuación de la capa freática que puedan ser usados adecuadamente para una calibración más extensiva de este tipo de modelos detallados.

Tabla 1: Indicadores estadísticos de biomasa, Rend y *wtz* obtenidos en la calibración de SWB. n = número de datos, RMSE = raíz del error medio cuadrático, RRMSE = raíz del error medio cuadrático relativa, y *d* = índice de Willmott.

Variable	n	RMSE	RRMSE	d
Biomasa y *Rend* (t ha^{-1})	6	0,33	8,6%	0,99
wtz (m)	13	0,25	15,2%	0,9

Dinámica de la capa freática y rendimiento del cultivo

En la Figura 1 se muestra la respuesta de *Rend* de soja para las situaciones MAC y LAB. En general se observa que la capa freática tiene un grado de influencia variable sobre *Rend* según *wtz*, la salinidad del suelo y *P*.

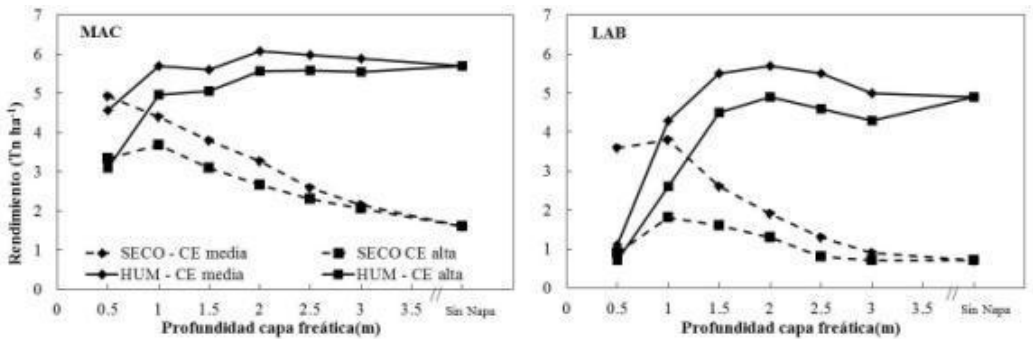


Figura 1: Respuesta del rendimiento en función de la profundidad, salinidad de la capa freática y escenario climático para dos tipos de suelos representativos del sur de Córdoba (arenoso franco = Mackenna y franco arenoso = Laboulaye).

Tabla 2: Rendimiento (*Rend*), Transpiración en el ciclo (T_s), Aporte Freático (*AF*), relación *AF*/*T* y cambio de nivel freático (**Δ*wtz*)** para las situaciones MAC y LAB, en ausencia de capa freática somera y *wtz*=1m para HUM y SECO.

	Rend	***AF***	***T_s***	***AF/T***	**Δ*wtz***
	Tn ha^{-1}	mm	mm		m
MAC s/freat HUM	5,7		405		
MAC s/freat SECO	1,6		226		
MAC *wtz*=1m HUM	5,7	148	367	0,40	0,51
MAC *wtz*=1m SECO	4,4	196	315	0,62	0,84
LAB s/freat HUM	4,9		337		
LAB s/freat SECO	0,7		145		
LAB *wtz*=1m HUM	4,3	24	234	0,10	0,20
LAB *wtz*=1m SECO	3,8	174	296	0,59	0,53

En ambas situaciones el *Rend* fue mayor con mayor *P* y menor *CEwtz*. Además, se observó que el *Rend* para el régimen SECO en ambas situaciones disminuye notablemente con el incremento de *wtz* a partir de *wtz*=1m comparado con HUM. La tendencia de mayores rendimientos en ciclos húmedos en situaciones con influencia de capa freática está de acuerdo con lo obtenido por Nosetto *et al*. (2009) quienes presentaron relaciones de rendimientos con profundidad de capa freática basadas en un número muy considerable de observaciones en la misma región. Estos autores encontraron importantes diferencias en el rendimiento de soja (aproximadamente 2 t ha^{-1}) cuando compararon rendimientos absolutos de un año húmedo y uno seco. También obtuvieron, en línea con nuestros resultados, un mayor descenso de *Rend* con el aumento de *wtz* en un régimen de menor comparado con uno de mayor *P*. Si bien, el incremento de *Rend* con mayores *P* es esperable, sería importante considerar las causas del incremento de rendimiento atribuidas a una capa freática somera per sé.

La Tabla 2 presenta los resultados seleccionados para una *wtz* de 1 m para las situaciones HUM y SECO en MAC y LAB, ambas con bajas *CEwtz* y los resultados obtenidos de las simulaciones sin presencia de capa freática. Los resultados muestran que los *Rend* están relacionados primeramente con el volumen transpirado durante el ciclo de crecimiento (T_s, mm) (R^2=0.83, p>0,05) pero comparando los *Rend* de situaciones con presencia y ausencia de capa freática se observa que el aporte neto de agua de la capa freática (*AF*, mm) en años secos puede alcanzar valores de 60% de la T_s. El valor de *AF* para un ciclo se extrae de las simulaciones como la densidad de flujo de agua de la capa de suelo (J_{lm+1}) por debajo de las capas enraizadas y que provendría principalmente de *SatL* y representaría el aporte neto de flujos tanto ascendentes como descendentes desde la capa freática a la zona vadosa con raíces. Los resultados obtenidos sugieren que el grado de influencia relativa de la capa freática en los rendimientos en años de menor *P* está dado por los menores contenidos y potenciales agua en las capas enraizadas que resultan de los menores aportes pluviales (mayor desecamiento). Estos tendrían efectos directos en T_s (y en *Rend*) y en el aumento del gradiente directriz del flujo de agua desde *SatL* (ecuación 1) hacia las capas con raíces en activa absorción. Otra causa posible de mayores *Rend* con mayor *P* puede ser un efecto de dilución de sales en la solución del suelo que contribuya a mayores *Rend* y especialmente situaciones donde el contenido salino del suelo alcanza niveles limitantes para el crecimiento del cultivo como pe. en LAB. La Tabla 2 también muestra el cambio de *wtz* desde el comienzo hasta el final de la simulación (Δ*wtz*, m). Los valores de Δ*wtz*, según la implementación del modelo al momento, no incluyen aportes ni descargas laterales subterráneas ni aportes superficiales. Un factor de calibración puede ser agregado en el cálculo de recarga/descarga para considerar aquellos componentes del balance hidrológico no incluidos explícitamente (Anderson *et al*., 2015) hasta en tanto no se incluya e integre a este balance de agua del continuo suelo-cultivo-atmósfera, que sólo opera en la dimensión vertical, el cálculo explícito de la dinámica lateral de la capa freática y escurrimientos superficiales.

Analizando el efecto de *CEwtz* y la consecuente salinidad del suelo, en general el *Rend* disminuyó con el aumento de *CEwtz*. Con menor salinidad y suelos con textura más arenosa se observa que el *Rend* se mantuvo relativamente alto con *wtz* muy cercana a la superficie como pe. La situación MAC. Esto sugiere que el efecto negativo de anegamiento sólo

operaría con contenidos hídricos muy altos o freática muy somera. El modelo no simula explícitamente los problemas de manejo y aquellos relacionados con inundación como falta de piso que suelen acompañar a este tipo de situaciones de capa freática muy cercana a superficie y que reducen notablemente los rendimientos en estos sitios anegados.

CONCLUSIONES

Se concluye que el modelo SWB es una herramienta adecuada para comprender las relaciones funcionales entre la capa freática salina y el crecimiento del cultivo. Se encontró que la influencia de la capa freática sobre el rendimiento del cultivo está vinculada a la interacción entre la precipitación durante el ciclo de crecimiento, la profundidad y salinidad de la capa freática. No obstante, debido a que su base de cálculo es mayormente determinística-mecanística, sería necesaria su ampliación e incluir mayor número de procesos tanto en la dimensión vertical como en la dimensión espacial para utilizar debidamente su capacidad de producir resultados detallados y exhaustivos para una comprensión integral del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.; L. Pereira; D. Roes & M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements. FAO - Irrigation and Drainaje, Roma, Italia.
- Anderson, M.; W. Woessner & R. Hunt. 2015. Applied Groundwater Modeling, Simulation of Flow and Advective Transport. 2da edn. Academic Press, Elsevier. London. 630p
- Campbell, G.S. & C. O. Stöckle. 1993. Prediction and simulation of water use in agricultural systems. Proceeding of the International Crop Science Congress, Iowa State University. Iowa, USA.
- Cisneros, J. M.; J. J. Cantero & A. Cantero. 1999. Vegetation, soil hydrophysical properties, and grazing relationships in saline-sodic soils of Central Argentina. Canadian journal of soil science, 79(3), 399-409.
- Cisneros, J. M.; J. M. Scilingo; O. Giayetto; F. Morla & E. Jobbágy. 2013. Uso del modelo de simulación Aquacrop Fao para estimar el aporte subterráneo de agua al cultivo de soja. En Actas XXIV Congreso Nacional del Agua. San Juan.
- Ferrer, F. & C.O. Stöckle. 1999. A model for assessing crop response to salinity. Irrig. Sci. 19, 15-23.
- Kobayashi, K. & M. U. Salam. 2000. Comparing simulated and measured values using mean squared deviation and its components. Agron. J. 92, 345–352.
- Marcos, J. 1997. Corn production under dryland conditions in eastern Washington. Departament of Crop and Soil Sciences. Washington State University, Pullman, USA.
- Nosetto, M.D.; R.A. Paez; S.I. Ballesteros & E.G. Jobbagy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. Agric. Ecosyst. Environ. 206, 60–70. doi:10.1016/j.agee.2015.03.009
- Nosetto, MD; E.G. Jobbagy; R.B. Jackson & G.A. Sznaider. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. Field Crop Res. 113: 138-148.
- Steppuhn, H.; M. Th. van Genuchten & C. M. Grieve. 2005. Root-Zone Salinity: I. Selecting a Product–Yield Index and Response Function for Crop Tolerance. Crop Sci. 45:209-220.
- Stöckle, C.O.; M. Donatelli & R. Nelson. 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. European Journal of Agronomy 18:289-307.
- Tanner, C.B. & T.R. Sinclair. 1983. Efficient water use in crop production: research or re-search? En: H. M. Taylor, J. R. Wayne, S. R. Thomas (Eds.) Limitations to Efficient Water Use in Crop Production, ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. p. 1-27.
- Van Genuchten MT. 1987. A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Research Report 121. USDA-ARS, US Salinity Laboratory, Riverside, Calif.
- Videla Mensegue, H.; A. Degioanni & J. Cisneros. 2006. Peligro de salinización en suelos bajo producción agrícola en secano. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta – Jujuy.
- Videla Mensegue, H.; J. Marcos; A. Degioanni & E. Bonadeo. 2016. Modelo de simulación de sistemas de cultivo SWB-Rot (Soil Water Balance): calibración y validación para la región pampeana Argentina. 8º Congreso Argentino de AgroInformática. 45 JAIIO-CAI. CABA. Argentina.
- Willmott, C.J. 1982. Some comments on the evaluation model performance. Bull. Am. Meteorol. Soc. 63, 1309–1313.

C4P79. USO DE INDICADORES FUNCIONALES PARA EVALUAR SUELOS EN AMBIENTES URBANOS Y PERIURBANOS

Marelli, Silvia E.; Lorenz, Guido; Izzo, Marta E. y Martín, María F.

Facultad de Ciencias Forestales, INSIMA (Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques). Av. Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. C.P: 4200. Argentina. marellisilviae@gmail.com

RESUMEN

Los procesos de urbanización se caracterizan por la sustitución de componentes naturales del paisaje por otros de origen antropogénico. Esta situación afecta servicios ecosistémicos del paisaje, por ejemplo: regulación térmica e hídrica, protección del suelo, funciones importantes en la zona por sus características temperaturas altas, lluvias torrenciales, elevada evapotranspiración. El objetivo de este trabajo fue evaluar el grado de alteración del suelo en dos ambientes con diferentes niveles de urbanización. Las unidades de estudio fueron dos barrios, uno de trama urbana densa y otro de trama abierta, ubicados al sur de la ciudad de Santiago del Estero, capital de la provincia homónima, situada en el noroeste argentino. Se identificaron 6 sub-unidades representando componentes estructurales típicos: veredas verdes, plazas, baldíos, platabanda de avenida, terraplén de avenida de circunvalación, espacio natural. Estas subunidades fueron definidas mediante análisis de imágenes satelitales (Quickbird de Google Earth) y registro fotográfico, aplicando el índice de hemerobia, que permitió clasificar el grado de intervención antrópica del paisaje. Para estos sitios se determinaron los siguientes parámetros edáficos: capacidad de infiltración in situ y densidad aparente, pH y conductividad eléctrica en extracto 1:2,5 y tasa de mineralización de carbono en laboratorio, estos tienen una estrecha relación con el estudio de la calidad de los servicios ecosistémicos. Los estudios de infiltración indican que los espacios naturales presentan capacidad de infiltración significativamente más elevada que el resto de los sitios que presentan valores medios de 300 a 128 milímetros por hora y valores bajos para avenida (58 milímetros por hora). Este resultado concuerda con densidad aparente, donde espacio natural posee valores mínimos mientras plazas y platabanda valores máximos. El pH de espacios naturales, baldíos y plazas oscila entre 7,2 y 7,9, tratándose de suelos muy ligeramente básicos mientras que en los restantes sitios se observan valores entre 6,1 y 6,8 (suelos ligeramente ácidos). La conductividad eléctrica de espacios naturales y baldíos tienen los valores más bajos, las restantes sub-unidades superan los 15 mS/cm en solución del suelo, reflejando salinización fuerte. La tasa de mineralización de carbono fue baja para todas las sub-unidades (oscila entre 29,5 a 60,2 mg CO2-C/kg/d), esto es un indicador de la reducida capacidad de estos sitios para el desarrollo de la actividad microbiana y la limitada disponibilidad de nutrientes. Mediante este estudio se observaron diferencias significativas en las características físicas, químicas y biológicas entre suelos de ambientes urbanos. Como principales amenazas respecto a los suelos, se identificaron: compactación de suelos, reflejándose también en una tasa de infiltración baja, lo que afecta la capacidad de regular la hidrología superficial, y la salinización, perjudicando la función biológica del suelo, que a su vez compromete el servicio de regulación térmica del paisaje, aspecto esencial en este contexto climático. Estos indicadores son herramientas útiles para elaborar diagnósticos en el estudio de ambientes urbanos y periurbanos a fin de desarrollar estrategias apropiadas para la planificación de estos espacios.

Palabras claves: urbanización, planificación, servicios ecosistémicos.

C4P80. INDICES DE CALIDAD DE SUELO BAJO SISTEMAS DE LABRANZA CONTRASTANTES: EFECTOS DE LARGO PLAZO

Martínez, Juan M.[1]; Duval, Matias E.[2]; López, Fernando M.[1] y Galantini, Juan A[3].

[1]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)- CONICET, Bahía Blanca, Argentina. San Andrés 800. Bahía Blanca. Argentina. jmmartinez@criba.edu.ar
[2]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur.
[3]Comisión de Investigaciones Científicas.

RESUMEN

La información científica es esencial para encontrar indicadores o índices apropiados que puedan evaluar con precisión la calidad de suelo (CS). El objetivo de este estudio fue cuantificar el efecto en el largo plazo de dos sistemas de labranza sobre indicadores e índices para evaluar la CS en un Argiudol Típico en la región subhúmeda del Sudoeste Bonaerense. En 2015, se muestreó un ensayo de larga duración (iniciado en 1986) basado en dos sistemas de labranza: siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Además, se muestreó un sector contiguo sin actividad antrópica (Ref.). La profundidad de muestreo en todos los tratamientos fue 0-5 y 0-20 cm. Se determinaron indicadores edáficos de la CS asociados con las fracciones orgánicas: materia orgánica (MO) y MO particulada (MOP); nitrógeno (N) orgánico (Nt); N potencialmente mineralizable (Npm) y respiración microbiana (Resp). Luego, se establecieron índices mediante el cociente entre los diferentes indicadores. Los indicadores demostraron diferencias significativas entre tratamientos en ambas profundidades, siempre con valores más elevados en Ref. Sin embargo, cuando se comparó SD y LC, los resultados fueron variables. Los índices evaluados difirieron según la profundidad considerada. Sin embargo, se pudo comprobar una mayor sensibilidad de los índices Npm/Nt y Resp/MO con respecto a los sistemas de labranza en 0-20 cm, los cuales permitieron diferenciar SD y LC, siendo en ambos casos los valores Ref.>LC>SD. Los índices Npm/Nt y Resp/MO demostraron ser índices promisorios para evaluar la CS bajo estas condiciones, sin embargo, sólo deberían considerarse cuando la profundidad de muestreo sea de 0-20 cm. La utilización de índices permite caracterizar el funcionamiento del sistema, por lo que representan una herramienta más adecuada para evaluar la CS.

Palabras claves: ensayo de larga duración, materia orgánica, región subhúmeda

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la evaluación de la CS se ha convertido en una preocupación de gran relevancia (Duval *et al.*, 2013). Además, la información científica es esencial para encontrar indicadores o índices apropiados que puedan evaluar con precisión la CS (Toledo *et al.*, 2013a). Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden ser buenos indicadores de CS aunque la mayoría no son universales, y son variables con el ambiente y características edáficas bióticas y abióticas (Shukla *et al.*, 2005). Por esta razón, es esencial realizar ensayos de largo plazo (ELD) para comparar la variación de las propiedades del suelo que sirven como indicadores a corto, mediano y largo plazo (Poulton *et al.*, 1995). Los estudios de largo plazo son esenciales debido a que los cambios en las propiedades edáficas a corto plazo son usualmente pequeñas y el sistema no se encuentra aún estabilizado (Heenan *et al.*, 2004). Además, los ELD permiten describir cuáles son los mecanismos involucrados en la dinámica temporal de los factores y en la variación de las respuestas en el tiempo (Berti *et al.*, 2016). Abril *et al.* (2005) afirmaron que los cambios sobre el suelo pueden ser de mayor magnitud en regiones con menor cantidad de precipitaciones debido al efecto de la cobertura, particularmente en climas de alta estacionalidad (Schoenau & Campbell, 1996).

Con respecto a los sistemas de labranza, diferentes autores (Cannell & Hawes, 1994; Reeves, 1997) informaron que los sistemas de labranza pueden afectar la CS. La LC favorece la incorporación de los residuos y la descomposición de la MO a través de la alteración de los agregados del suelo. Otros autores (Mrabet *et al.*, 2001; Moreno *et al.*, 2006) han reportado una degradación de la CS bajo LC en ambientes con baja disponibilidad de agua debido principalmente al bajo retorno de MO por parte de la biomasa producida. En cambio, la SD promueve la agregación del suelo y protege a los compuestos orgánicos contra la degradación (St. Luce *et al.*, 2011). Además, este sistema mejora o al menos mantiene la CS en áreas con baja disponibilidad de agua, debido a los mayores rendimientos de los cultivos bajo SD en comparación con LC por un uso más eficiente del agua almacenada (Melero *et al.*, 2009).

Los indicadores de CS más efectivos probablemente varían acorde a la región, clima y sistema de producción (Parr *et al.*, 1992). Toledo *et al.* (2013a) informaron que existen diferentes índices relacionados a las fracciones orgánicas para evaluar la CS, que proporcionan información sobre el funcionamiento del agroecosistema y pueden ser sensibles a las variaciones edáficas, estacionales y climáticas. Sin embargo, no existe información disponible sobre la aplicación de estos índices bajo diferentes sistemas de labranza de largo plazo en un clima subhúmedo. El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de los sistemas de labranza a largo plazo en indicadores e índices para evaluar la calidad de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

El estudio fue realizado en Hogar Funke (38º 07' 06" S- 62º 02' 17" O) ubicado en el partido de Tornquist, Provincia de Buenos Aires. El suelo fue clasificado como Argiudol Típico, profundo (perfil mayor de 1 m de profundidad), de textura franca en el horizonte A y franco-arcillosa en el B_2. Sobre dos parcelas de 8 has cada una se aplicaron dos sistemas de labranza: SD y LC, desde el año 1986. Sobre cada sistema de labranza se realizaron tres parcelas de 36 m^2 en un diseño experimental completamente aleatorizado. Las muestras fueron tomadas durante el año 2015, es decir, 28 años después del establecimiento del ensayo sobre los tratamientos: SD y LC, y en un sitio lindante en situación casi prístina (Ref.) sin ninguna actividad antrópica considerado como referencia. La época de muestreo fue con el cultivo de trigo implantado en estadio vegetativo (agosto). A continuación se describen en detalle los tratamientos evaluados:

- Ref.: sitio lindante al ensayo de diferentes labranzas con abundantes estratos herbáceos graminosos y presencia de especies arbóreas (*Acacia sp*).
- SD: se caracterizó por la ausencia de labranzas, con un porcentaje de cobertura por residuos mayor al 30% de la superficie del suelo. En general, se realizaron 2-3 aplicaciones de herbicida glifosato para el barbecho químico.
- LC: fue llevado a cabo mediante arado y rastras de disco a una profundidad de laboreo de 10-15 cm.

La secuencia completa de cultivos bajo ambos sistemas fue desde el comienzo del ELD: M-T-G-T-G-T-S-C-M-C-M-T-M-T-C-G-T-T-G-C-G-T-M (pastoreado)-T (sin cosecha por sequía)-T-T-S-M-C-**T** (siendo: M, maíz (*Zea mays* L.); siendo T, trigo; G, girasol (*Helianthus annuus* L.); C, cebada (*Hordeum vulgare* L.); S, sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) y en letra negrita se halla el año muestreado.

Análisis químicos

Se tomaron muestras compuestas de cada tratamiento y réplica, en las profundidades de 0-5 y 0-20 cm durante el estadio vegetativo del cultivo de trigo. En ese mismo momento, se recolectaron muestras de suelo sin disturbar en 0-5, 5-10, 10-15 y 10-20 cm de profundidad con cilindros de acero para la determinación de la densidad aparente (Blake & Hartge, 1986). El suelo se secó al aire, se tamizó y se homogeneizó mediante tamizado con una malla de 2 mm. Se determinaron los siguientes indicadores químicos: MO total a través de la determinación de carbono orgánico total (COT) por analizador automático Leco Truspec (Leco Corporation, St Joseph, MI) y luego convertido a MO utilizando un factor de conversión de 2,2 (Martínez *et al.*, 2017a), Nt mediante el método de Kjeldahl (Bremner, 1996). Además, se estimó la MOP a través del fraccionamiento físico por tamaño de partícula (Duval *et al.*, 2013). Entre los parámetros biológicos se determinó la respiración (Zibilske, 1994) y el N potencialmente mineralizable estimado a partir de incubaciones anaeróbicas (Waring & Bremner, 1964). Los detalles de las propiedades de manejo de sitios fueron descriptos por Martínez *et al.* (2017b). Debido a que Galantini *et al.* (2006) reportaron procesos de erosión en este mismo ensayo, no se pudo realizar la comparación de las variables a una misma masa de suelo (Toledo *et al.*, 2013b). Las propiedades físicas y químicas analizadas se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1: Propiedades físicas y químicas del suelo en 0-20 cm al momento del muestreo.

prof.(cm)	Tratamiento	MO (g kg^{-1})	pH	Arena	Limo	Arcilla	DA (Mg m^{-3})
				(g kg^{-1})			
0-20	Ref.	44	6,0	240	421	338	1,24
	LC	31	6,3	286	437	278	1,26
	SD	31	6,0	253	426	321	1,32

MO, materia orgánica; DA, densidad aparente.

Índices funcionales de CS

Los índices evaluados se basaron en los propuestos por Toledo *et al.* (2013a) y López (2017): i) fracción del Nt fácilmente mineralizable (Npm/Nt); ii) susceptibilidad del material lábil a la degradación biológica (Resp/MOP), iii) susceptibididad de la MO a la degradación biológica (Resp/MO); iv) potencial del suelo de suministrar N del material lábil (Npm/MOP); v) la proporción de material lábil de la MO del suelo (MOP/MO).

Se realizó análisis de la varianza (ANAVA) simple para encontrar diferencias entre tratamientos para los indicadores y los índices en cada profundidad. Por su parte, la comparación de medias se realizó por el test de diferencias mínimas significativas de Fisher ($p<0,05$). Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) en la densidad aparente por tratamiento para cada profundidad (datos no mostrados). Debido a esto, se analizaron los indicadores de CS en masa (Mg ha^{-1} y kg ha^{-1}), para evitar el sesgo cognitivo en la interpretación causada por las diferencias en la DA por sistema de labranza.

Los resultados de los indicadores evaluados según tratamiento se detallan en la Tabla 2. Se encontraron diferencias altamente significativas ($p<0,01$) para todos los indicadores según tratamientos en ambas profundidades. Los valores más elevados en todos los casos se halló en Ref. Sin embargo, cuando se compararon los sistemas de labranza (SD y LC) se hallaron resultados variables. En 0-5 cm, se hallaron valores de MO siguiendo el orden Ref.>SD>LC, mientras que en 0-20 se diluyeron los efectos entre sistemas de labranza. Esto coincide lo hallado por otros autores (Buschiazzo *et al.*, 1998; Duval *et al.*, 2013), quienes reportaron una acumulación superficial de MO bajo SD, las cuales desaparecen o se revierten si se consideran profundidades de suelo mayores de 10 a 15 cm (Quiroga *et al.*, 1996; Jagadamma & Lal, 2010). En cambio, con la fracción más lábil de la MO, no se hallaron diferencias entre SD y LC en ninguna profundidad. El Nt siguió la misma tendencia que la MO, obteniéndose diferencias entre sistemas en 0-5 cm y ninguna diferencia en 0-20 cm. Esto es esperable debido a la estrecha relación que existe entre MO y Nt (St. Luce *et al.*, 2011). Con respecto a los indicadores más dinámicos, la Resp no presentó diferencias entre sistemas en 0-5 cm, mientras que se hallaron mayores valores en LC en 0-20 cm. El Npm permitió hallar diferencias entre sistemas en 0-5 cm, con mayores valores bajo SD, mientras que en 0-20 cm no se hallaron diferencias entre sistemas.

Los resultados hallados demostraron que las variables MO, Nt y Npm evidenciaron diferencias entre LC y SD en 0-5 cm, mientras que el indicador Resp evidenció diferencias en 0-20 cm. En el orden para evaluar la CS, lo primero es conocer cuáles son indicadores sensibles (Noellemeyer *et al.*, 2006). Algunos autores (Toledo *et al.*, 2013a; Martínez *et al.*, 2017b) han reportado la sensibilidad de los indicadores lábiles como Resp y Npm. Sin embargo, teniendo en cuenta que los indicadores de CS más sensibles para detectar los cambios debido al manejo, también pueden diferir de acuerdo a las variaciones meteorológicas, edáficas, topográficas y/o estacionales, podría ser más beneficioso aplicar índices vinculados al funcionamiento (índices funcionales) del sistema ya que los mismos son considerados de crucial importancia en la determinación del estado de degradación o de reconversión de los suelos (Zornoza *et al.*, 2008).

Tabla 2: Valores de los indicadores medidos (media±desvío estándar) y análisis de la varianza según sistema de labranza.

Indicador	Sistema de labranza	Profundidad (cm) 0-5	0-20
MO (Mg ha^{-1})	Ref.	41,3±1,3 **a**	102±2,8 **a**
	LC	24,9±2,5 **c**	85,7±1,9 **b**
	SD	31,5±2,7 **b**	89,4±1,4 **b**
MOP (Mg ha^{-1})	Ref.	9,1±1,0 **a**	27,8±2,2 **a**
	LC	4,3±0,3 **b**	12,3±1,1 **b**
	SD	4,1±0,1 **b**	10,7±1,0 **b**
Nt (Mg ha^{-1})	Ref.	2,14±0,19 **a**	5,97±0,41 **a**
	LC	0,89±0,03 **c**	3,70±0,05 **b**
	SD	1,36±0,01 **b**	4,17±0,15 **b**
Resp (kg C-CO_2 ha^{-1} dia^{-1})	Ref.	23,8±3,7 **a**	43,6±3,4 **a**
	LC	13,8±6,2 **b**	26,9±5,6 **b**
	SD	9,8±1,4 **b**	16,8±0,8 **c**
Npm (kg ha^{-1})	Ref.	69,8±4,9 **a**	63,0±4,1 **a**
	LC	20,7±0,5 **c**	27,7±1,0 **b**
	SD	33,1±4,3 **b**	21,8±1,3 **b**

Letras en negrita diferentes indican diferencias significativas en los indicadores entre tratamientos (p<0,05) para cada profundidad.

Los índices de CS evaluados se resumen en la Tabla 3. En general, los resultados hallados difirieron según la profundidad considerada. Sin embargo, se pudo comprobar una mayor sensibilidad de los índices Npm/Nt y Resp/MO, los cuales permitieron diferenciar los sistemas de labranza, pero en la capa de 0-20 cm, siendo en ambos casos los valores Ref.>LC>SD. En la capa más superficial, los índices demostraron una mayor variabilidad sin detectarse una tendencia clara con respecto al sistema de labranza. Es por esto, que se podría utilizar al Npm/Nt y Resp/MO como índices para evaluar la calidad de suelo con sistemas de labranza contrastantes cuando se considera una profundidad de muestreo de 0-20 cm.

Tabla 3: Índices de calidad de suelo (media±desvío estándar) y análisis de la varianza según sistema de labranza.

Tratamiento	Prof. (cm)	Npm/Nt	Npm/MOP	MOP/MO	Resp/MO	Resp/MOP
		(%)				
Ref.	0-5	3,3±0,05 **a**	0,77±0,03 **a**	28,6±4,0 **a**	0,058±0,01 **a**	0,265±0,06 **a**
LC		2,4±0,33 **b**	0,49±0,02 **b**	21,9±0,8 **a**	0,055±0,02 **a**	0,321±0,15 **a**
SD		2,3±0,04 **b**	0,80±0,09 **a**	16,8±1,1 **a**	0,031±0,01 **a**	0,236±0,03 **a**
Ref.	0-20	3,6±0,21 **a**	0,57±0,04 **a**	31,9±4,1 **a**	0,043±0,01 **a**	0,158±0,02 **b**
LC		2,1±0,07 **b**	0,56±0,05 **a**	18,3±1,3 **b**	0,031±0,01 **b**	0,217±0,03 **a**
SD		1,8±0,11 **c**	0,55±0,04 **a**	15,3±1,5 **b**	0,019±0,01 **c**	0,158±0,02 **b**

Letras en negrita diferentes indican diferencias significativas en los índices entre tratamientos (p<0,05) para cada profundidad.

CONCLUSIONES

El Npm/Nt y Resp/MO demostraron ser índices promisorios para evaluar la CS bajo las condiciones particulares de este estudio. Sin embargo, sólo deberían considerarse cuando la profundidad de muestreo sea de 0-20 cm. La utilización de índices permite caracterizar el comportamiento del sistema, por lo que representan una herramienta más adecuada para evaluar la CS, si bien resulta necesario un mayor conocimiento de las variaciones en los diferentes suelos y ambientes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a Profertil S.A. y a los productores de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID, en particular a Christian Kleine del establecimiento Hogar Funke donde se realizó el estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A; P Salas; E Lovera; S Kopp & N Casado-Murillo. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de la Argentina. Ci. Suelo 23: 179-188.
- Berti, A; A Dalla Marta; M Mazzoncini & F Tei. 2016. An overview on long-term agro-ecosystem experiments: Present situation and future potential. Eur. J. Agron. 77:236-241.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. In: A Klute (ed.). Methods of soil analysis. Part 1. 2nd edition. Pp. 363-375. American Society of Agronomy & Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen- Total. In: DL Sparks (ed.). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Pp. 1085-1121. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America & Crop Science Society of America, Madison, WI.
- Buschiazzo, D; J Panigatti & P Unger. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 49: 105-116.
- Cannell, RQ & JD Hawes. 1994. Trends in tillage practices in relation to sustainability crop production with special reference to temperate climates. Soil Till. Res. 30, 245–292.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Doran, JW. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and ploughed soils. Biol. Fert. Soils 5: 68-75.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias & H Krüger. 2013. El cultivo de trigo en la Región Semiárida Bonaerense: impacto sobre algunas propiedades químicas del suelo. Rev. Inv. Agrop. (RIA-INTA) 39 (2): 178-184.
- 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. Invest. Agropec. (RIA-INTA) 35: 15-30.
- Heenan, DP; KY Chan & PG Knight. 2004. Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. Soil Till. Res. 76: 59-68.
- Jagadamma, S & R Lal. 2010. Distribution of organic carbon in physical fractions of soils as affected by agricultural management. Biol. Fert. Soils 46:543–554.
- López, FM. 2017. Dinámica de la cobertura de residuos en suelos bajo siembra directa: relación con la humedad del suelo y la transformación de las fracciones orgánicas lábiles. Tesis de Doctorado en Agronomía, Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, 138 págs.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval; FM López & JO Iglesias. 2017a. Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en Molisoles del sudoeste bonaerense. Ci. Suelo 35: 181-187.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2017b. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen and relationships with wheat crop in a semi-humid climate: A long-term field study. Soil Till. Res. 169: 71-80.
- Melero, S; R López-Garrido; JM Murillo & F Moreno. 2009. Conservation tillage: shortand long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. Soil Till Res. 104: 292–298.

- Moreno, F; JM Murillo, F Pelegrín & IF Girón. 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss oftotal and active CaCO3. Soil Till. Res. 85: 86–93.
- Mrabet, R; N Saber; A El-Brahli; S Lahlou & F Bessam, 2001. Total, particulateorganic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. Soil Till. Res. 57: 225–235.
- Noellemeyer, E; A Quiroga & D Estelrich. 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. J. Arid Environ. 65: 142–155.
- Parr, JF; RI Papendick; SB Hornick & RE Youn. 1992. Soil quality: Attributres and relationship to alternative and sustainable agriculture Am. J. Altern. Agric. 7: 5-16.
- Poulton, PR. 1995. The importance of long-term trials in understanding sustainable farming systems: The Rothamsted Experience. Aus. J. Exp. Agric. 35: 825-34.
- Quiroga, A.; Buschiazzo, D.; Peinemann, N. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the Semiarid Argentinean Pampas. Soil Sci. 161, 104–108.;
- Reeves, DW. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43: 131–167.
- Schoenau, J & C Campbell. 1996. Impact of crop residues on nutrient availability in conservation tillage systems. Can. J. Plant Sci. 76: 621-626.
- Shukla, MK; R Lal & M Ebinger. 2005. Soil quality indicators for reclaimed mine soils in southeastern Ohio. Soil Sci. 169: 133-142.
- St. Luce, M; JK Whalen; N Ziadi & BJ Zebarth. 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. Adv. Agron. 112: 55-102.
- Toledo, DM; JA Galantini; E Ferreccio; S Arzuaga; L Giménez & S Vazquez. 2013a. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. Ci. Suelo 31(2): 201-212.
- Toledo, DM; JA Galantini; H Dalurzo; S Vazquez & G Bollero. 2013b. Methods for Assessing the Effects of Land Use Changes on Carbon Stocks of Subtropical Oxisols. Soil Sci. Soc. Am. J. 77(5): 1542-1552.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Nature 201: 951-952.
- Zibilske, LM. 1994. Carbon Mineralization. In: Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties. Weaver et al. (eds.). Soil Science Society of America Inc., Wisconsin, USA. Pp. 835-863.
- Zornoza, R; J Mataix-Solera; C Guerrero; V Arcenegui; J Mataix-Beneyto & I Gómez. 2008. Validating the effectiveness and sensitivity of two soil quality indices based on natural forest soils under Mediterranean conditions. Soil Biol. Biochem. 40: 2079-2087.

C4P81. EFECTO DE LA COMPACTACIÓN SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO BAJO PRODUCCIÓN EN CAÑA DE AZÚCAR

Martinez Rospilloso, Joel M.; Rueda, Raúl G.; Colque, Raúl y Rospilloso Chavez, Jhony J.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. San Salvador de Jujuy. Argentina. mirko.cabj1711@gmail.com

RESUMEN

La degradación por compactación se refiere al aumento en la densidad y a la reducción del espacio poroso del suelo como resultado de las cargas aplicadas a éste, viéndose influenciada también por el tamaño de partículas y el contenido de materia orgánica. La compactación de suelos integra varios factores de análisis y tiene significativas interrelaciones entre sus propiedades físicas y químicas. Dada la incidencia que la compactación tiene sobre la producción agrícola, sus mediciones son fundamentales para una adecuada y efectiva producción. El estudio fue desarrollado en la localidad de Arroyo Colorado en el departamento de San Pedro, Provincia de Jujuy, donde se evaluaron 4 tratamientos (Caña planta, Soca 3, Soca 6 y Soca 8). El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la compactación que genera la cosecha mecanizada en caña de azúcar considerando diferentes edades de cepa. Las variables analizadas fueron densidad aparente (Da), resistencia a la penetración (Rp) e infiltración básica (Ib). Se registró mayor compactación en la soca de mayor edad (soca 8) y a mayor profundidad, los valores máximos de densidad aparente (Da) se registraron en la Soca 8 (1,66 g/cm³), cercano al valor critico (1,80 g/cm^3) y en la resistencia a la penetración (Rp), 1378,21 ~~Kpa ,~~Kpa, el cual no supero al valor crítico (2.000 Kpa). En cuanto a la infiltración básica (Ib) se registraron los menores valores en soca 8, y los mayores en caña planta. Se concluye que existe mayor compactación en las socas de mayor edad y en mayor profundidad, atribuyéndose al mayor número de pasadas de la maquinaria agrícola, provocando una disminución en la Ib y un incremento de la Da & Rp.

Palabras claves: cosecha mecanizada; densidad aparente; resistencia a la penetración

INTRODUCCIÓN

La producción de caña de azúcar es una actividad importante para la economía de la provincia y su estudio del estado de compactación de los suelos destinados a este cultivo es relevante. El tipo de neumáticos y su presión de inflado juegan un papel importante en la compactación del suelo, pues se debe tener en cuenta que el suelo no solo soporta el peso propio de la máquina, sino también fuerzas de tracción y vibraciones. La acción de los neumáticos provoca hundimiento, patinamiento y por ende mayor compactación del suelo (Gómez R. K.). Diversos autores reportan reducciones en la porosidad e incrementos en la densidad aparente y resistencia a la penetración (Hamza & Anderson, 2005). El cultivo requiere numerosas labores del suelo para su implantación como así también usos de maquinarias pesadas para la cosecha, provocando un deterioro físico, químico y biológico difícil de revertir. La mecanización integral de la cosecha afecta la producción, duración del cultivo y propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos (Souza et al., 2005). La compactación del suelo con el cultivo de caña de azúcar aumenta durante la preparación del suelo, siembra del cultivo, prácticas culturales y principalmente durante la cosecha. Por ende monitorear la compactación del suelo es de fundamental importancia para poder mantener la longevidad de los cañaverales lo que significa regular las cantidades de presión aplicadas por las maquinarias y así definir estrategias de manejo basadas en la predicción de los impactos de las operaciones sobre la estructura del suelo y el momento adecuado para la realización de las operaciones mecanizadas (Severiano et al, 2010). El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la compactación que genera la cosecha mecanizada sobre el funcionamiento del suelo en el monocultivo de caña de azúcar considerando diferentes edades de cepa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El trabajo se llevó a cabo en la localidad de Arroyo Colorado que comprende el departamento de San Pedro, provincia de Jujuy. Ubicado a 88 Km de San Salvador de Jujuy. Se encuentra a una latitud de -24° 20´ 17” y una longitud de -64° 39’ 42”. Presenta una temperatura media anual de 19°, una precipitación estival de 700mm, perteneciendo a la región natural de un piedemonte húmedo de nuestra zona subtropical de nuestra provincia (Figura 1).

El criterio que se utilizó para la evaluación del lugar de estudio fue de distintos ciclos ontológicos de caña de azúcar (Tabla 1), donde se tuvieron en cuenta los criterios de edad, profundidad y lugar de la misma.

Tabla 1: Situación de estudio y sistema de cosecha según sector.

Sector 1 (FaA)	Sistema de cosecha
Situación de estudio	
Caña planta (testigo)	Mecanizada
Soca 3	Mecanizada
Soca 6	Mecanizada
Soca 8	Mecanizada

Variables evaluadas

Densidad aparente (Da): Para medir esta variable se utilizó el método del cilindro a diferentes profundidades de 0 a 10 cm; 10 a 20cm y de 20 a 30cm, en el cual se extrajeron 3 puntos de muestreo por tratamiento tanto en el surco como en el entresurco.
Resistencia a la penetración (Rp): Para medir esta variable se utilizó un Penetrómetro digital FIELDSCOUT SC 900 el cual nos brinda la resistencia a la penetración del instrumento a diferentes profundidades (cada 5cm) medidas en unidades de presión (Kpa). Se tomaron 6 puntos de muestreo, con 4 repeticiones en cada tratamiento, la humedad del suelo se mantuvo en un rango del 15 a 28% donde se considera un estado aceptable para realizar las mediciones.
Velocidad de infiltración: Para su medición se empleó un infiltrometro de disco que mide la velocidad de la infiltración básica en un tiempo determinado en el cual se siguieron las instrucciones del manual de infiltración (Gómez-Tagle, A., Geissert, D., & Enriquez, F. E. 2014). Se tomaron 3 muestras por tratamiento con 3 repeticiones en cada uno.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Vemos claramente como disminuye la velocidad de infiltración a medida que trascurre el ciclo ontológico de la caña de azúcar, evidenciando diferencias significativas entre los tratamientos, la caña planta presenta los valores más elevados y los más bajos la soca de mayor edad (soca VIII). En general se aprecia una disminución de la Infiltración base, a mayor intensidad del tránsito, evidenciando claramente la influencia que tiene el paso de la maquinaria sobre el comportamiento de dicha propiedad, correspondiendo con lo reportado por Boulal et al. (2007), Li et al. (2004 y 2009) y Allen & Musick (1997). Tabla 2.

En cuanto a la Densidad aparente no existen diferencias significativas entre los tratamientos de caña planta y soca III, pero si entre la caña planta y la soca VI y VIII, a su vez estas últimas no se diferencian. El efecto del tránsito sugiere un aumento de los valores de Da, claramente evidenciado en el suelo con soca VIII, obteniéndose los mayores valores, afianzándose el aumento de esta propiedad a medida que se incrementa el número de pases de la maquinaria como hace mención Botta et al., 2003; Al-Ghazal et al., 2002; Mamman & Ohu 1997; Yavuscan et al., 2005). Tabla 2

En referencia a la RP se observa diferencias estadísticas entre los tratamientos, presentando valores más elevados la soca VIII, le sigue la soca VI y III, y la Caña Planta registra los valores más bajos. Observándose así un aumento gradual de la Resistencia a la penetración a medida que aumentan las edades de las Socas, esto es debido básicamente a que a medida que aumenta las edades de la Socas hay un mayor número de pasadas con maquinaria agrícola, tal como hace mención Botta et al., 2003; Al-Ghazal et al., 2002; Mamman & Ohu 1997; Yavuscan et al., 2005. Tabla 2

Tabla 2: Variables evaluadas en función de la edad de la cepa de caña de azúcar.

Situación de estudio (Edad de la Caña de Azúcar)	Ib (cm/h)	Da. (gr/cm^3)	Rp (Kpa/cm^2)
Soca VIII	1.25 (A)	1,66 (B)	1378.21 (C)
Soca VI	1.65 (A)	1,60 (B)	1115.85 (B)
Soca III	2.85 (B)	1,55 (A) (B)	1023.69 (B)
Caña Planta	3.71 (C)	1.47 (A)	647.44 (A)

Ib: infiltración base; Da: densidad aparente y Rp: resistencia a la penetración.
Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Test Tukey ($p<0,05$)

Esquema del ensayo realizado en la finca ubicada en Arroyo Colorado, San Pedro de Jujuy (Figura 1).

Figura 1: Zona de estudio. Parcelas del ensayo.

CONCLUSIONES

- Un suelo expuesto a un monocultivo de Caña de Azúcar en el que se realizan cosechas mecanizadas es susceptible de sufrir una compactación a medida que se avanza en la edad de la sepa y en profundidad del suelo.
- Las dos variables analizadas tanto como Dap y Resistencia a la penetración siguen la misma tendencia en cuanto al aumento de la compactación del suelo a medida que pasa el tiempo y en profundidad, pero cabe destacar que la infiltración base es inversamente proporcional a estas dos.
- La velocidad de infiltración fue afectada por la compactación mostrando una interpretación de velocidad moderada para Caña Planta y Soca III; y una velocidad moderadamente lenta para Soca VI y VIII.
- De las variables evaluadas la Rp mostro mayor sensibilidad para determinar la compactación en un suelo por la rapidez con la que se obtienen los datos y por la facilidad en la manipulación de este equipo.

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de análisis de suelos y aguas de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNJu. y EEA - INTA Cerrillos, Salta.

BIBLIOGRAFÍA

- Al-Ghazal, AA. 2002. Effect of tractor wheel compaction on bulk density and infiltration rate of a loamy sand soil in Saudi Arabia. Emirates Journal of Food and Agriculture, 24-33.
- Allen J & T Musick. 1995. Furrow irrigation intake whit multiple traffic and increased axel mass. Estados Unidos: ASAE meeting presentation, 95-2418.
- Boulal H, T Sobrinho, H Gómez-McPherson, J Gómez. 2007. Efecto del tráfico controlado sobre la infiltración del agua y la erosión del suelo en un sistema de cultivos anuales en lomos permanentes en el sur de España. España: Estudios de la zona no saturada del suelo Vol. VIII 211-215
- Gómez Rodríguez, K. 2011. Incidencia de la compactación ocasionada por el tractor en las propiedades físicas en un andisol (Doctoral disertarían, Universidad Nacional de Colombia).
- Gómez-Tagle, A, D Geissert & FE Enriquez. 2014. Manual de infiltrometría. Infiltrometro de tensión: INDI. Instituto de Ecología, AC, Xalapa, Veracruz.
- Hamza, MA & WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. Soil and tillage research, 82(2): 121-145.
- Mamman, E & JO Ohu. 1997. Millet yield as affected by tractor traffic in a sandy loam soil in Borno State, Nigeria. Soil & Tillage Research, 42(1-2): 133-140.
- Severiano, EDC, MDSD Júnior, MB de Castro, LF de Oliveira & KADP Costa. 2010. Compactação de solos cultivados com cana-de-açúcar; II-quantificação das restrições às funções edáficas do solo em decorrência da compactação prejudicial. Engenharia Agrícola, 30(3): 414-423.
- Yavuzacn, H, D Matthies & H Aurnhammer. 2005. Vulnerability of Bavarian silty loam soil to compaction under heavy wheel traffic: impacts of tillage method and soil water content. Soil & Tillage Research 84: 200-215.

C4P82. INFLUENCIA DE LABRANZA VERTICAL SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE UN HAPLUSTOL TÍPICO DE CORDOBA

Mattalia, Maria L.; Bongiovanni, Marcos D. y Cholaky Carmen G.

Facultad de Agronomía y Veterinaria – Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nac. 36 - Km. 601 - X5804BYA Río Cuarto, Córdoba, Argentina. lmattalia@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

La descompactación mecánica puede mejorar la fertilidad física y química de suelos compactados. El objetivo fue evaluar el efecto de una labor de descompactación sobre la condición física y química de un suelo manejado en siembra directa continua. El ensayo se realizó en la zona rural de Rio Cuarto, Córdoba, en lotes que presentaban una historia de siembra directa de más de diez y que presentaban capas de elevada resistencia mecánica. Los tratamientos fueron: Testigo (TEST), siembra directa continua y Descompactado (DESCcon descompactación con paratil y dentro de éste se diferenciaron sectores por donde pasaron las rejas del implemento (Sobre Líneas) y entre rejas (Entre Líneas). Se evaluó resistencia mecánica (RM), humedad gravimétrica (H%), densidad aparente (Dap), velocidad de infiltración (VI) y contenido de N-NO_3^- acumulado a los 80 cm de profundidad. Los resultados indicaron que la Dap disminuyó significativamente de 1,43 y 1,44 Mg m^{-3} de 0-20 y 20-40 cm, respectivamente en TEST a de 1, 30 y 1,35 Mg m^{-3} de 0-20 y 20-40 cm, respectivamente en DESC Entre líneas y a 1,20 y 1,29 Mg m^{-3} en similares espesores en DESC Sobre Líneas; la RM siguió similar tendencia con valores medios de 2, 99 MPa en TEST a 1,11 y 0,89 MPa en DESC Entre y Sobre Líneas, respectivamente. La VI aumentó 14 y 7 veces en DESC Sobre y Entre Líneas, respectivamente respecto a TEST. La disponibilidad media de N-NO_3^- acumulado aumentó de 14,12 a 18,06 Kg ha^{-1} en TEST y DESC, respectivamente. La labor de descompactación modifica la condición física y química del suelo respecto al perfil manejado en siembra directa continua. Las variables estudiadas son sensibles a los cambios producidos por la labor e indican mejoras de la condición física y química del perfil respecto a siembra directa.

Palabras clave: siembra directa, descompactación, fertilidad

INTRODUCCIÓN

Las ventajas de la Siembra directa (SD) en cuanto a sus costos, uso y conservación eficiente del agua, mejor control de la erosión, reducción del uso de combustibles, entre otros, hicieron que sea un paquete tecnológico ampliamente adoptado en países con grandes superficies de agricultura en secano, desde hace más de 30 años (Schmidt & Amiotti, 2015; Álvarez *et al.*, 2009). Si bien la SD nace como un manejo promisorio para la conservación de los recursos naturales y el mejoramiento de la producción agropecuaria (Triplett & Dick, 2008), la aplicación de técnicas inapropiadas han contribuido al deterioro de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, dando como resultado, en muchos casos, una reducción de la productividad a largo plazo (Oesterheld, 2008). Actualmente la SD se practica en alrededor de 95 millones de hectáreas en el mundo, donde las mayores tasas de adopción se experimentaron en Sud América (Schmidt & Amiotti, 2015). La elección de sistemas de manejo adecuados en el largo plazo que permitan mantener la producción de alimentos y, a la vez, restaurar y proteger las propiedades del suelo y de otros recursos naturales sería un buen criterio para el uso de la tierra (Lal, 2010). Para llevarlo a cabo es necesario emplear indicadores que permitan evaluar el grado de impacto sobre la salud del suelo y contribuir así a la toma de decisiones (Doran & Zeiss, 2000). Según Álvarez *et al.* (2009) en Argentina es creciente la preocupación por el impacto negativo de la compactación excesiva del suelo en conjunto con la expansión e intensificación agrícola. La degradación del recurso suelo, hace referencia principalmente a una disminución de la fertilidad entendida como alteraciones en los procesos biológicos, disminución en el contenido de carbono orgánico, disminución en la disponibilidad de nutrientes, cambios en la estructura del suelo que contribuyen entre otros aspectos a una disminución de la velocidad de infiltración del agua en el suelo (García Ramírez & Sánchez, 2012). Varios trabajos realizados señalan que los suelos pampeanos se caracterizan por presentar elevada susceptibilidad a sufrir procesos de degradación física, debido principalmente a su prolongada historia agrícola y su textura franco-limosa predominante (Alvarez, 2013; Cosentino & Pecorari, 2002; Taboada & Alvarez, 2008). La baja estabilidad de agregados generada por el pobre contenido de materia orgánica y alta fracción de limo y arena muy fina que presentan los suelos de la zona contribuyen en mayor medida a la reducción de la capacidad de infiltración de los mismos (Sanzano *et al.*, 2005; Soracco *et al.*, 2009; Manso *et al.*, 2012; Rollán & Bachmeier, 2015). Si al mismo tiempo se suma una simplificación de rotaciones como sucede en algunas áreas de la región con el monocultivo de soja, la situación de degradación se acentúa

(García et al., 2012). La ausencia de remoción del suelo en los sistemas de siembra directa, sumado al efecto compactante que genera el paso de maquinarias (Botta *et al*., 2006), entre otros aspectos, generan el aumento de los valores de resistencia a la penetración y en algunos casos de densidad aparente (Alvarez & Steinbach, 2009). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de una labor de descompactación sobre la condición física y química de un suelo manejado en siembra directa continua.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en un establecimiento ubicado a unos 15 km al noroeste de la ciudad de Rio Cuarto, provincia de Córdoba (Latitud 33° 0'56.57"S longitud 64°27'13.81"O). El suelo es un Haplustol típico franco arenoso muy fino. El lote donde se instaló el ensayo posee una historia de siembra directa de más de diez años, con rotaciones de leguminosas-gramíneas, en una relación 2:1 y en los cuales se manifiestan capas de alta resistencia a la penetración. Los tratamientos fueron: Testigo (TEST), siembra directa continua por más de diez años y Descompactado (DESC) mediante el pasaje de un descompactador tipo paratill. La profundidad teórica de trabajo fue de 30 cm, con 45 cm de distanciamiento entre púas. La capa aflojada del perfil presentó consistencia friable al momento de realizar la labor. El diseño experimental fue en bloques completos al azar, con dos tratamientos y tres repeticiones. Los datos fueron analizados estadísticamente empleando el programa INFOSTAT -ANOVA y para la comparación de medias se utilizó el test LSD Fisher (Di Rienzo *et al.*, 2014).

En presiembra del cultivo de maíz se realizaron las siguientes evaluaciones: -Resistencia mecánica (RM): a través de un penetrómetro de impacto (INTA Villegas, 2010). En cada tratamiento y bloque, sobre una transecta de 2 metros de largo cortando la dirección de siembra, se realizarán 5 determinaciones distanciadas a 40 cm hasta los 65 cm de profundidad con lecturas cada 5 cm. De manera simultánea se extrajeron muestras de las profundidades analizadas para determinar Humedad gravimétrica. -Densidad aparente (Dap): se efectuó a campo mediante el método del cilindro (Klute, 1986), comprendiendo el espesor del suelo afectado por la labor a intervalos 20 cm -Velocidad de infiltración (VI): se midió según el método del anillo simple USDA (1999), y debido a la amplia variabilidad de resultados con la primera lámina aplicada, se usó la segunda lámina para calcular esta variable. Las mediciones de variables físicas se hicieron en distintas áreas resultantes del trabajo del descompactador: entre el paso de las púas (DESC Entre líneas) y sobre el paso de las púas (DESC Sobre la línea) con el objeto de evaluar el área de impacto de la labor. Como parámetro químico se midió el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ hasta los 80 cm de profundidad, expresado en kg $N\text{-}NO_3^-$ acumulados hasta la misma profundidad con la técnica de fenoldisulfónico (SAMLA, 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente (Dap)

La densidad aparente varió entre 1,40 y 1,49 Mg m^{-3}en la capa 0-20 cm y entre 1,35 a 1,54 Mg m^{-3}en la capa 20-40 cm del TEST, valores que indican elevada compactación del perfil. La evaluación en DESC indicó que se produjo una reducción significativa en toda la profundidad evaluada. Sin embargo, en el sector Entre líneas hubo diferencias significativas entre la Dap de 0-20 cm y la de 20-40 cm, resultando inferior en la capa más superficial, mientras que en el sector Sobre líneas no hubo diferencias en la Dap de ambos espesores (Tabla 1) Estos resultados indicarían que la labor generó un aflojamiento de toda la capa compactada, aunque en el sector por donde pasó la reja del implemento el estallido fue uniforme abarcando toda el área trabajada, mientras que entre rejas el mayor aflojamiento se produjo a menor profundidad, pudiendo asociarlo a la forma en cono invertido en que las herramientas de corte vertical fisuran el suelo (Balbuena *et al*,, 2009). Resultados similares fueron obtenidos por Cholaky *et al*. (2005), sobre la Dap de un Haplustol típico de la región central de Córdoba, inmediatamente después de haber sido descompactado con un subsolador alado.

Tabla 1: Valores medios de Densidad aparente en los tratamientos de labranza para dos capas del perfil cultural.

Tratamientos	Densidad Aparente (Mg m^3)	
	0-20 cm	20-40 cm
TEST	1,43a	1,44a
DESC Entre líneas	1,35b	1,30b
DESC Sobrelíneas	1,20c	1,29b

Medias con letra común no son significativamente diferentes, según test LSD (p > 0,05)

Resistencia Mecánica (RM)

El perfil de distribución de RM se presenta en la Figura 1, mostrando diferencias marcadas en el espesor de 0-25 cm, por debajo de la cual los valores de RM se uniformizan entre los tratamientos. Estas diferencias pueden deberse a que la profundidad de trabajo de la labor fue efectiva hasta esa profundidad. El TEST presentó una RM media de 2,99 MPa en los primeros 25 cm de profundidad, diferenciándose estadísticamente con los valores de DESC para el mismo espesor, que presentó medias de 1,11 MPa y 0,89 MPa en DESC Entre líneas y DESC Sobre líneas, respectivamente. En la Figura 2 se muestra la variación de humedad para las mismas profundidades, en donde se hallaron diferencias significativas entre TEST y DESC con medias de 18,82% y 19,32%, respectivamente. Sin embargo, la magnitud de estas diferencias es pequeña por lo que se podría sostener que los mayores valores de RM que presentó el TEST no se deben solo al menor contenido de humedad, si no a la presencia de una capa compactada a esta profundidad, como lo indicó la evaluación de la Dap.

Ambas variable, Dap y RM, indicaron mejoras en la condición física del perfil para la exploración radicular de los cultivos a partir de la descompactación. En coincidencia con lo observado por Botta et al. (2006) en el suelo bajo estudio, la ausencia de remoción por la siembra directa y el tránsito de maquinarias produjeron compactación al menos en el espesor estudiado.

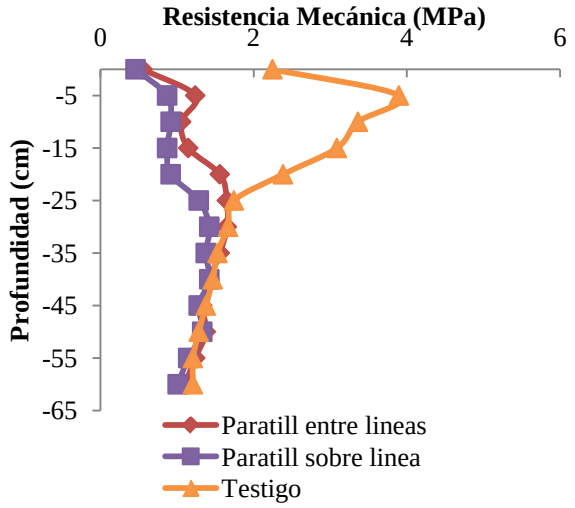


Figura 1: Perfil de distribución de Resistencia Mecánica en profundidad en los tratamientos.

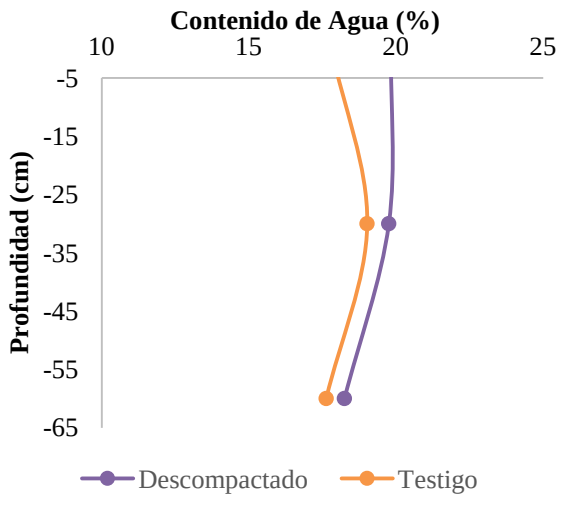


Figura 2: Perfil de distribución de Humedad gravimétrica en profundidad en los tratamientos.

Velocidad de Infiltración

En cuanto a la VI se observó una elevada variabilidad espacial en el tratamiento DESC, situación debida principalmente al trabajo del descompactador que como se mencionó precedentemente, y de acuerdo a Spoor (2006) se caracteriza por generar elevada disrupción en la zona de paso de la púa perdiendo intensidad hacia los laterales de la misma. Según esta variabilidad, los valores obtenidos en DESC Sobre líneas presentaron VI 14 veces mayor a la del TEST, diferenciándose estadísticamente. La VI en DESC Entre líneas fue7 veces mayor que el TEST (Tabla 2). Estos resultados guardan relación con lo observado en Dap y RM y ponen en evidencia en TEST la existencia de la capa compactada con estructura en bloques angulares con tendencia a aplanados limitante de la entrada de agua desde la superficie (Figura 3) y en DESC, la generación de flujos preferenciales en los sectores por donde pasa el órgano activo del implemento. Resultados similares fueron obtenidos por Zaniboni (2015) en un Haplustol descompactado con subsolador tipo paratil, condiciones que perduraron en postcosecha en los sectores donde no transitó la cosechadora.

Tabla 2: Velocidad de Infiltración media para los distintos tratamientos

Tratamientos	Velocidad de infiltración (mm hora^{-1})
TEST	58,25b
DESC Entre líneas	438,99ab
DESC Sobrelíneas	831,33 a

Medias con una letra común no son significativamente diferentes, según test LSD (p > 0,05)

Figura 3: Capa compactada con degradación de estructura.

N-Nitratos

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el contenido N-NO_3^- acumulado hasta los 80 cm de profundidad del tratamiento DESC con respecto al TEST, presentando medias de 18,06 Kg ha^{-1} y 14,12 Kg ha^{-1},respectivamente. Tal como señala Alvarez (2009), existió estratificación del contenido de nitratos en profundidad (capa 0-20 cm > capa 20-40 cm), posiblemente asociado a la distribución de la materia orgánica del suelo en el perfil. El tratamiento DESC presentó mayores valores de N-NO_3^- en toda la profundidad estudiada, con respecto al TEST (Figura 4). La labor de descompactación pudo haber influido en la mineralización de la materia orgánica del suelo y en la del residuo enterrado por ella, lo que incrementó el contenido de N disponible en los primeros 20 cm del perfil, además de haber ocurrido una movilidad del nutriente hacia las capas más profundas del perfil.

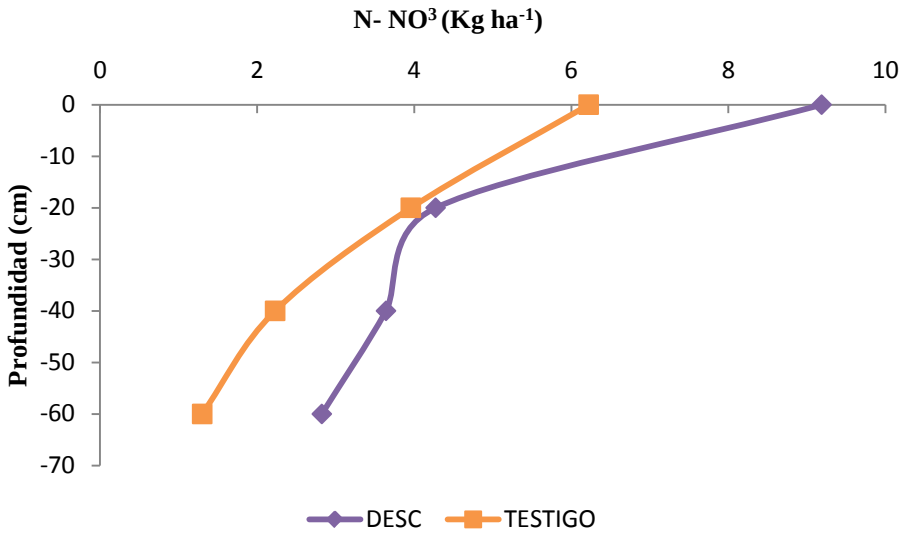


Figura 4: Perfil de distribución en profundidad de N-NO^{-3} de los tratamientos de labranza. DESC=con descompactador tipo paratil y TEST= testigo con siembra directa.

CONCLUSIONES

La labor de descompactación modifica la condición física y química del suelo respecto al perfil manejado en siembra directa continua.

La densidad aparente, resistencia mecánica y velocidad de infiltración son variables sensibles a los cambios producidos por una labor de descompactación e indican mejoras de la condición física del perfil respecto a siembra directa.

El N-NO_3^- es un indicador sensible para detectar modificaciones en la condición química del suelo producidas por una labor de descompactación.

BIBLIOGRAFIA

- Alvarez, C. 2013. Condicion Fisica de los suelos limosos bajo siembra directa: Caracterizacion, genesis y manejo. IAH, 10. Retrieved from http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/34389B11EB8404CB05257B9F004B0C65/$FILE/Art 1.pdf
- Álvarez, C. (n.d.). Álvarez, CR; MA Taboada; C Bustingorri & amp; FH Gutierrez Boem. 2006. Descompactación de suelo en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Ciencia del Suelo 24: 1-10. Retrieved from http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/34389B11EB8404CB05257B9F004B0C65/$FILE/Art 1.pdf

- Álvarez, CR, MT 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. Cienc Suelo 27(2): 159-169.

- Alvarez, R & HS Steinbach. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. https://doi.org/10.1016/j.still.2009.02.005.

- Balbuena RH; GF Botta & ER Rivero. 2009. Herramientas de Labranza para la descompactación del suelo agrícola. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. 205 pp.

- Botta, GF, D Jorajuria, H Rosatto, & C Ferrero. 2006. Light tractor traffic frequency on soil compaction in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil and Tillage Research 86(1): 9-14.

- Cosentino, D & C Pecorari. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la

región pampeana. Cienc Suelo 20 (1): 9-15.

- Cholaky C; J Cisneros & RH Balbuena. 2005. El perfil cultural: una herramienta para discriminar modificaciones en la estructura edáfica producidas por una labor profunda. Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto 25 (1): 53-83.
- Doran, JW & MR Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Applied Soil Ecology 15: 3-11.

- García, Y, W Ramírez & S Sánchez. 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso Soil quality indicators: A new way to evaluate this resource. Pastos y Forrajes, *35*(2): 125-138.

- Lal, R. 2010. Enhancing Eco-efficiency in Agro-ecosystems through Soil Carbon Sequestration. Crop Science, 50 (Supplement_1), S-120. https://doi.org/10.2135/cropsci2010.01.0012

- Lozano, LA, GO Sarli, RR Filgueira, D Jorajuría Collazo, L Draghi, & CG Soracco (n.d.). Degradación física de un suelo bajo siembra directa. Retrieved from http://fich.unl.edu.ar/CISDAV/upload/Ponencias y Posters/Eje02/Lozano_Sarli_Filgueira_etc/LOZANO Degradacion fisica de un suelo bajo siembra directa.pdf

-Manso , ML, GA Studdert, HJ Forján & SM Silvina. 2012. Efecto de sistemas de labranza contrastantes bajo distintos usos previos. Retrieved from http://www.scielo.org.ar/pdf/refca/v44n1/v44n1a08.pdf

- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecología Austral 18: 337-346.

- Rollán, AA del C & OA Bachmeier. 2015. Efecto de la siembra directa continua sobre el comportamiento físico funcional de los suelos franco limosos de la region semiarida central de la provincia de Córdoba (Argentina) http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v33n4/2395-8030-tl-33-04-00275.pdf

- Sanzano, GA, RD Corbella, JR García & GS Fadda. 2005. Degradación física y química de un haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo de suelo. Cienc Suelo 23 (1): 93-100.

- Schmidt, ES & NM Amiotti. 2015. Conservación en la región pampeana semiarida sur. Cienc Suelo 33(1): 79-88.

- Soracco, CG, LA Lozano, P Gelati, GO Sarli & R Filgueira. 2009. Ansitropía en la porosidad de un suelo Franco-Limoso bajo siembra directa contínua. Revista de la Facultad de Agronomía 107 (1): 11-18.

- Taboada, MA & CR Alvarez. 2008. Root abundance of maize in conventionally tilled and zero tilled soils Argentina. Rev. Bras. Ciênc. Solo 32(2), 769-779.

- Triplett, GB & WA Dick. 2008. No-Tillage Crop Production: A Revolution in Agriculture! Agronomy Journal, 100 (Supplement_3), S-153.

- Zaniboni R. 2015. Efecto de la descompactación subsuperficial y tránsito de maquinarias sobre variables hidrofísicas del suelo y la producción de maíz. Trabajo final de graduación, Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC, Argentina.

C4P83. ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE RESIDUOS VEGETALES EN SISTEMAS AGROPECUARIOS DE LA LLANURA DEPRIMIDA SALINA DE TUCUMÁN

Maza, Marianela[1]; Viruel, Emilce[2] y Banegas, Natalia R.[2,3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - IIACS-CIAP, INTA. Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [2]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido. Centro de Investigaciones Agropecuarias (IIACS - CIAP, INTA). Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [3]Cátedra Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Florentino Ameghino S/N. El Manantial (4105), Tucumán, Argentina.
maza.marianela@inta.gob.ar

RESUMEN

El tipo de vegetación, las condiciones climáticas, la calidad del mantillo así como la cantidad y frecuencia de su deposición, el pastoreo y otras prácticas de manejo y las características de la biota del suelo condicionan los procesos de descomposición y los flujos de nutrientes. Por esto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la cantidad y dinámica del mantillo depositado en un sistema ganadero pastoril bovino con *Chloris gayana* cv Finecut versus sistemas agrícolas de labranza convencional y siembra directa; tomando como situación de referencia la información obtenida de parcelas de vegetación nativa. Los tratamientos fueron: 1) sistema ganadero pastoril bovino (*Chloris gayana* cv Finecut) con pastoreo rotativo (GR); 2) exclusión de pastoreo (EX); 3) maíz (*Zea mays*) bajo siembra directa (M-SD); 4) maíz bajo labranza convencional (M-LC); 5) vegetación nativa (VN). Se trabajó en parcelas (10x30 m), con un diseño complemente aleatorizado de 3 repeticiones. Para evaluar la dinámica de mantillo se tomaron 3 muestras parcela^{-1} cada 40 días empleando cuadrantes de 0,25 m^2. La deposición del material vegetal se determinó en un área previamente limpia en la que se colocó un cuadrante de 0,25 m^2 y se recolectó el mantillo cada 14 días. Las muestras fueron llevadas a 65°C hasta peso constante. El valor medio más alto de cantidad de mantillo acumulado fue en el periodo comprendido entre diciembre y febrero para todos los tratamientos, con valores de 2.576, 4.241, 7.366, 10.266 y 10.920 kg de MS ha^{-1} para M-LC, M-SD, EX, GR y VN, respectivamente. A partir del pico de acumulación observado en febrero, se evidenció un descenso en los contenidos de mantillo hasta llegar al mínimo valor en mayo, debido al adecuado contenido de humedad (mayor temperatura y precipitaciones), lo cual favorece la actividad microbiana y la consiguiente descomposición del material. Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos agrícolas y los pastoriles en las diferentes fechas de muestreo ($p<0,0001$). La mayor acumulación de mantillo se presentó en las parcelas de VN con valores superiores a 9.000 kg de MS ha^{-1}. Como en el caso de la deposición, que para el periodo estival en GR y EX fue de 13 y 11 kg de MS ha^{-1} día^{-1}, respectivamente mientras que para VN este valor se calculó en 63 kg de MS ha^{-1} día^{-1}. Los valores de MS ha^{-1} se incrementaron durante los 4 meses posteriores a la cosecha, correspondiente al periodo comprendido entre los meses de junio y octubre (2.273, 3.930, 7.620, 7.938 y 11.117 kg de MS ha^{-1} en M-LC, M-SD, EX, GR y VN, respectivamente). La deposición disminuyó en la VN y EX durante la estación seca y fría, sin embargo, se incrementó en el caso de GR (29 kg de MS ha^{-1} día^{-1}) y los tratamientos agrícolas debido a la etapa del ciclo del cultivo. La mayor acumulación de mantillo se presentó en las parcelas implantadas con pasturas y VN lo que se relaciona con una mayor deposición y menor tasa de descomposición debido probablemente a la composición química del tipo de residuo.

Palabras clave: residuos, sistemas agropecuarios, ciclado de nutrientes

C4P84. CAMBIO DE USO DE SUELO: ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE INDICADORES BIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS

Maza, Marianela[1]; Viruel, Emilce[2] y Banegas, Natalia R.[2,3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - IIACS-CIAP, INTA. Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [2]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido. Centro de Investigaciones Agropecuarias (IIACS - CIAP, INTA). Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [3]Cátedra Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Florentino Ameghino S/N. El Manantial (4105), Tucumán, Argentina.
maza.marianela@inta.gob.ar

RESUMEN

El avance de la agricultura sobre zonas ganaderas y/o forestales, y su impacto en la calidad de suelo es un tema de interés político, social y ambiental en la región NOA. Los parámetros biológicos y bioquímicos tienden a reaccionar de manera más rápida y sensible a los cambios producidos por el manejo, por lo tanto podrían constituir una señal temprana y sensible. Estos indicadores guardan entre sí una estrecha interrelación y dependencia, lo que determina que el comportamiento de uno pueda inferir en la dinámica del otro. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la transformación de un sistema ganadero pastoril bovino a sistemas agrícolas por labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) mediante la relación entre los indicadores biológicos (respiración edáfica y actividad enzimática) e indicadores bioquímicos (carbono orgánico y carbono orgánico particulado). El trabajo experimental se realizó en el IIACS-CIAP (INTA) localizado en Leales, Tucumán, Argentina. El suelo en estudio es Haplustol fluvacuéntico de textura franca. Se determinó carbono orgánico (CO) y particulado (COPa), respiración edáfica (RE) y actividad enzimática (FDA) en tres profundidades (0-5, 5-20 y 20-40 cm) durante tres años consecutivos (2015, 2016 y 2017). Los tratamientos evaluados fueron: 1) pastoril bovino con *Chloris gayana* cv Finecut (GR); 2) caupi (*Vigna unguiculata*) bajo siembra directa (C-SD); 3) caupi bajo labranza convencional (C-LC); 4) maíz (*Zea mays*) bajo siembra directa (M-SD) y 5) maíz bajo labranza convencional (M-LC). El diseño experimental fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. Se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson (r) entre RE y FDA con el CO y el COPa. No se observaron diferencias significativas en CO y COPa entre los tratamientos a las diferentes profundidades evaluadas. En todas las profundidades, se observó mayor actividad enzimática y RE en los tratamientos GR y LC que en SD. Se hallaron asociaciones positivas significativas entre actividad enzimática y COT (en GR: r=0,60, p=0,0009; C-LC: r=0,61, p<0,0001; M-LC: r=0,48, p=0,0112; C-SD: r=0,75, p<0,0001; M-SD: r=0,56, p=0,0023) y COPa (en GR: r=0,74, p<0,0001; C-LC: r=0,45, p<0,0001; M-LC: r=0,28, p<0,0001; C-SD: r=0,68, p<0,0001; M-SD: r=0,59, p=0,0012). En el caso de la RE, se encontró correlación positiva con COT, no evidenciándose igual asociación con COPa (en GR: r=0,38, p=0,1003; C-LC: r=0,31, p=0,1688; M-LC: r=0,19, p=0,3992; C-SD: r=0,47, p=0,0313; M-SD: r=0,31, p=0,1784). El impacto de la transformación de sistemas ganaderos a sistemas agrícolas fue rápidamente evidenciado por los indicadores biológicos; a su vez éstos estuvieron positivamente relacionados con el COT, pero no se observó una relación de FDA y RE con la fracción lábil del CO, a pesar de que la misma constituye el sustrato para la actividad microbiana.

Palabras clave: actividad enzimática, calidad del suelo, carbono orgánico total

C4P85. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO MOLISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES

Melgares, Emanuel[1]; Wingeyer, Ana B.[2]; Ozust, José D.[1]; Eclesia, Roxana P.[2] & Ocaranza Bianca[1]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Pcial. 11 Km. 10.5, 3101 Oro Verde, Entre Ríos. Argentina.
[2]EEA Paraná – Ruta Pcial 11 km 12,5; 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina
melgaresemanuel@gmail.com

RESUMEN

El uso de cultivos de cobertura (CC) podría mejorar entre otras propiedades del suelo, la captura de agua de lluvia en comparación con los barbechos largos encontrados en los sistemas de monocultivo de soja, contribuyendo a la adaptación al incremento en la intensidad de lluvias primaverales asociado al cambio climático. El objetivo de este trabajo fue realizar el seguimiento del balance de agua en el suelo de diferentes cultivos de cobertura invernal y barbecho antes del cultivo de soja. En este trabajo se calcularon los balances hídricos para distintas situaciones de CC en secuencia con soja en la campaña 17/18. Se realizaron mediciones de disponibilidad de agua hasta 100 cm entre junio y diciembre de 2017. Los cultivos de cobertura de avena y raigrás tuvieron un mayor consumo de agua durante los meses de estudio mientras que las leguminosas obtuvieron un consumo menor en relación al testigo (barbecho). La extracción de agua por raigrás y avena se manifestó en los primeros 30 cm de suelos entre Julio y Octubre. Por debajo de los 30 cm la extracción de agua fue similar entre cultivos de cobertura hasta Agosto. Luego de la terminación de los cultivos de cobertura el 10 de octubre, las lluvias permitieron la recarga del perfil, excepto para raigrás que presentó menor contenido hídrico en los primeros 15 cm hasta luego de la emergencia del cultivo de soja. Los resultados preliminares sugieren que el uso de los CC, en especial gramíneas, favorecería la captura del agua de lluvia primaveral reduciendo la escorrentía.

Palabras clave: balance de agua, cultivos de cobertura.

INTRODUCCIÓN

Las proyecciones del clima a futuro prevén mayor frecuencia de eventos extremos, en particular lluvias intensas, para la región húmeda (Buenos Aires, Entre Ríos, Santa Fe, Corrientes y Misiones) (CIMA, 2015). Estos escenarios comprometerían la producción de alimentos y fibras en la región, así como el control de la escorrentía y la erosión hídrica, y la mitigación de gases de efecto invernadero de los sistemas agropecuarios (CIMA, 2015).

El suelo a través de la capacidad de infiltración y almacenaje de agua puede moderar el impacto del clima sobre los ecosistemas. La infiltración y almacenaje de agua en el suelo es determinada por las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, su posición en el paisaje y la actividad humana (Gliessman, 2002). Para suelos molisoles y vertisoles característicos de las áreas agrícolas de Entre Ríos, se ha observado una reducción de la estabilidad estructural, la porosidad y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial asociados al uso agrícola (Novelli *et al.*, 2011; 2013; Wilson & Paz-Ferreiro, 2012), así como un incremento en el coeficiente de escurrimiento especialmente bajo monocultivo de soja (Sasal *et al.*, 2010). El incremento en la intensidad de uso del suelo por los cultivos mediante la inclusión de cultivos invernales/cultivos de cobertura en la rotación favorece la acumulación de residuos en superficie, el secuestro de carbono en el suelo y la formación de agregados de mayor tamaño (>0.250 mm), así como la reducción del escurrimiento superficial (Sasal *et al.*, 2010; Novelli *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2015).

Los cultivos realizan cambios en el ciclo debido a que disminuyen la evaporación del suelo, la consumen para sus procesos metabólicos y la transpiran durante el ciclo de vida, estos procesos hacen que la oferta de agua en el suelo varíe, permitiendo capturar agua de lluvia y reducir la escorrentía. El monitoreo del contenido de agua del suelo permite estimar el balance de agua, evaluar la respuesta de los cultivos al estrés hídrico, realizar riego complementarios, y calcular la eficiencia de uso de agua y balance de agua (Wingeyer *et al.*, 2014). El objetivo de este trabajo fue realizar el seguimiento del agua útil en el suelo de diferentes cultivos de cobertura invernal y barbecho antes del cultivo de soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

El seguimiento del balance de agua se realizó sobre los cultivos de cobertura con manejo para uso forrajero pertenecientes a la estación de INTA Paraná ubicada en la provincia de Entre Ríos. El ensayo fue sembrado sobre un suelo argiudol acuico perteneciente a la serie Tezanos Pinto. Los tratamientos fueron avena (*Avena sativa* L.), nabo (*Raphanus sativus* L.), raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo. La siembra de los mismos se efectuó el 05/05/17, luego de ésta se realizaron 3 aplicaciones para el manejo de malezas y fertilización. El 06/05/17 se realizó una aplicación de glifosato para el control de malezas sobre la superficie, el 30/06/17 se pulverizaron las parcelas para controlar a *Bowlesia incana* y el 05/07/17 se fertilizó con urea a razón de 50 kg/ha. La terminación del cultivo de cobertura se realizó el día 10/10/17 para poder llevar a cabo la siembra de la soja (*Glicine max* (L.) Merr.), ésta se realizó el 13/11/17. El tratamiento de raigrás y de trébol persa requirió una segunda aplicación de herbicidas para terminar el cultivo (25/10).

Mediciones y Análisis

Los datos de lluvias y evapotranspiración potencial (ETP) se obtuvieron del Observatorio Agrometeorlógico de la EEA Paraná. Las mediciones de humedad del suelo se realizaron con la utilización de una sonda de neutrones ((Troxler, mod. 4300; Troxler Electronic Laboratories Inc., Research Triangle Park, NC, USA, con una periodicidad entre 7-14 días aproximadamente, comenzando el 7/6/14. Las evaluaciones se realizaron en las 4 repeticiones (bloques) por tratamiento, a 5 profundidades distintas: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm, 60-80 cm y 80-100 cm. Para convertir los valores obtenidos a partir de la sonda de neutrones a humedad volumétrica se utilizaron las ecuaciones de regresión para las distintas profundidades de estos suelos provistas por la Ing. Agr. Susana Albarenque; y se utilizaron los datos de densidad aparente medidos por Picotti (2010) y el punto de marchitez permanente (PMP) reportado de Ozust (2010). El nivel de agua útil se reporta para las profundidades de 0-15, 15-30 y 30-100 cm. Para cada momento de medición se realizó un análisis de varianza por profundidad (α=0,05) para comparar el nivel de agua útil entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones mensuales y ETP se muestran en la Tabla 1. Lluvias mayores a 23 mm por día causan escurrimiento y potencial pérdida de suelo por erosión (Sasal 2012). Entre junio y diciembre se registraron 6 días con lluvias potencialmente erosivas: 29/8 (32 mm), 10/9 (44 mm), 17 y 18/10 (27 y 36 mm, respectivamente), 2/11 (49 mm) y 17/12 (30 mm).

Tabla 1: Precipitaciones mensuales acumuladas, promedio histórico mensual y evapotranspiración potencial acumulada.

Mes	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Lluvias mm 2017	20,6	21,3	80,2	85,1	99,1	82,2	78,4
Lluvias mm 1934-2016	33	37	32	69	125	112	110
ETP mm 2017	53,6	58,4	68,8	83,4	118,9	171,7	176,9

La evolución del agua útil para las distintas profundidades se presenta en la Figura 1. La mayor variabilidad entre los tratamientos ocurrió en los primeros 15 cm del suelo (Figura 1a). Las diferencias entre tratamientos disminuyen a los 15-30 cm de profundidad (Figura 1b) y son aún menores entre los 30-100 cm de profundidad (Figura 1c). Para 0-15 cm en la única fecha en la que no se encontraron diferencias significativas estadísticamente en agua útil fue para el 24 de agosto ($p= 0,0914$). En general hasta el momento del secado, las gramíneas avena y raigrás son las que presentaron un mayor consumo de agua con respecto al barbecho considerado como testigo, en cambio las leguminosas se encontraron por

encima del mismo sugiriendo menor consumo de agua. El raigrás presentó mayor consumo llegando a obtener en las fechas 7/7 y 26/8 valores inferiores a los 10 mm de agua útil en los primeros 15 cm de suelo.

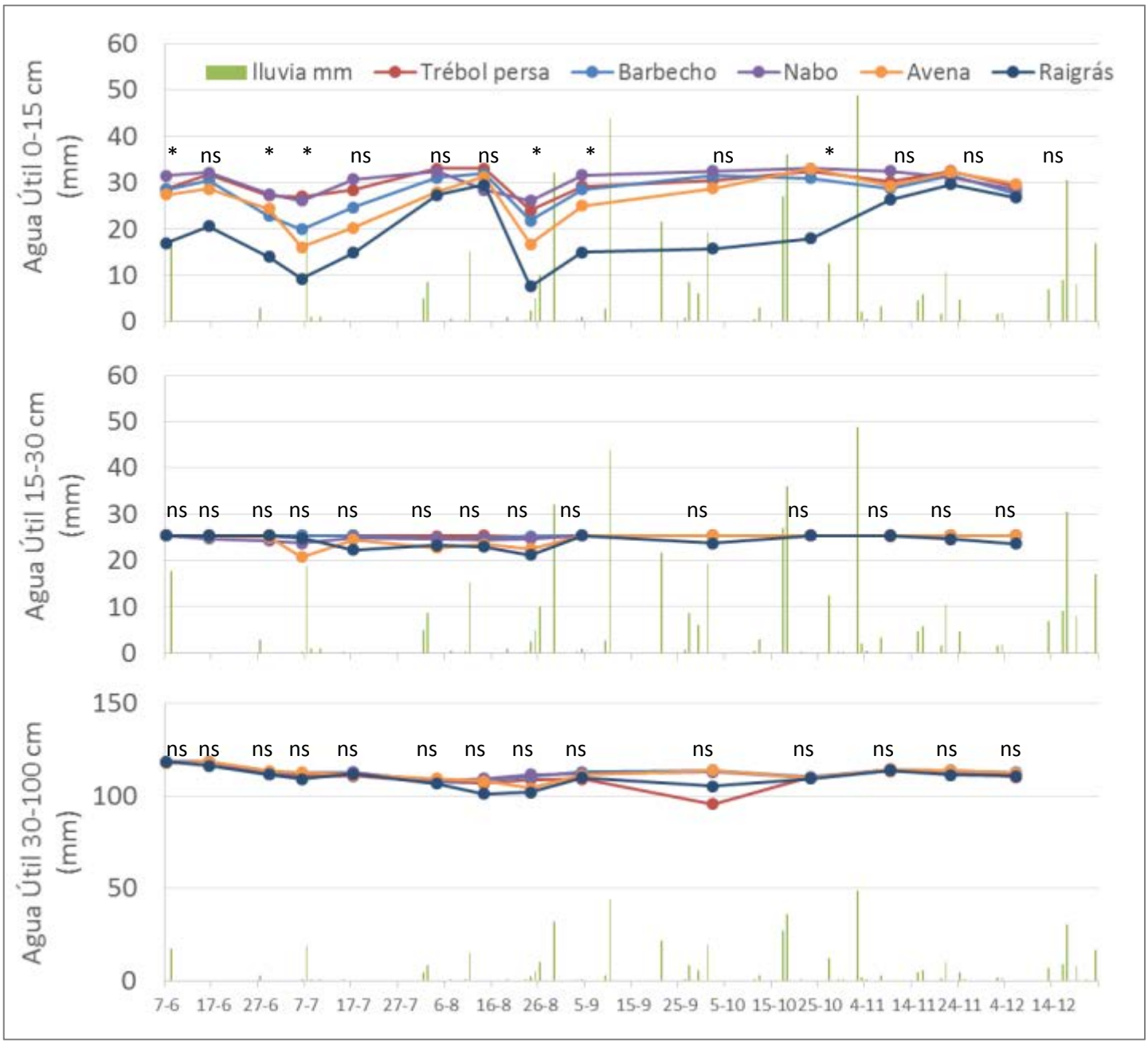


Figura 1: Evolución del agua útil del suelo entre tratamientos de cultivo de cobertura y precipitación diaria. a) 0-15 cm de profundidad; b) 15-30 cm de profundidad; c) 30-100 cm de profundidad. ns diferencia entre tratamientos no significativa. * diferencia entre tratamientos significativa.

Entre los 15 y 30 cm de profundidad, el contenido de agua útil varió entre 23 y 25 mm durante todos los meses para el trébol persa y el nabo, también observamos que tanto la avena como el raigrás poseen un valor por debajo del testigo en julio y agosto. Sin embargo las lluvias de mediados de Octubre a principios de Noviembre contribuyeron a reducir las diferencias en agua útil para el cultivo de soja Para la profundidad de 30-100 cm hay una leve reducción en el contenido de agua útil desde junio a principios de agosto, sin diferencias entre tratamientos. Durante agosto se observa un mayor consumo de agua en raigrás y avena, pero las diferencias se diluyen con las lluvias de fines de agosto. El mayor consumo de trébol persa luego del secado de los cultivos se debe a que este cultivo se mantuvo vivo luego de la

terminación de los cultivos de cobertura, requiriendo de una aplicación adicional de herbicida. Similar a la profundidad 15-30 cm, luego de las lluvias de mediados de octubre a principios de noviembre, las diferencias entre tratamientos en agua útil desaparecieron. La evolución del agua útil en el perfil para el raigrás sugiere que un mayor porcentaje de las lluvias a fines de agosto y principios de setiembre fueron capturadas en el perfil del suelo.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares sugieren que los cultivos de cobertura invernales tienen un efecto sobre el agua útil de los primeros 30 cm de profundidad. El trébol persa y el nabo consumieron menos cantidad de agua que el barbecho continuo lo cual permitiría al suelo acumular las lluvias del periodo invernal, pero reduce la capacidad de captura de lluvias primaverales, lo que podría incrementar la escorrentía. El cultivo de raigrás y avena permitirían una mayor captura de agua de lluvia primaveral al reducir el agua útil del suelo. En un año con reducidas precipitaciones durante la primavera como el 2017, el momento efectivo de terminación del cultivo de cobertura es crítico, ya que el nivel de agua útil en el suelo al momento de la siembra de la soja podría comprometer la germinación y emergencia del cultivo de soja con antecesor raigrás.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Agropecuarias y a la EEA Paraná por el aval para la Comisión de Estudio Orientada. Al técnico Gustavo Maffini por la asistencia para la instalación de los tubos para medir humedad, y al técnico Angel Pioto por la colaboración con las mediciones con la sonda de neutrones. A los proyectos PICT 2015-0383, PNNAT 1128022 (INTA), y ERIOS 1263101 (INTA).

BIBLIOGRAFÍA

- CIMA. 2015. 3ra Comunicación Nacional de Cambio Climático. Disponible en: http://3cn.cima.fcen.uba.ar/
- Duval, M; Capurro, J; Galantini, J & Adriani, J. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261.
- Gliessman, SR. 2002. Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. CATIE.
- Novelli, LE; OP Caviglia & RJM Melchiori. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. Geoderma, 167-168: 254-260.
- 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.
- Ozsust, JD. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, R. 2010. Perfiles Hidricos de Suelos de la Provincia de Entre Rios. Su Relacion con la Textura. Universidad Nacional de Entre Rios. Oro Verde
- Sasal, MC; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural rainfall erosion plots under no tillage. Soil & Till. Res. 108: 24-29.
- Wilson, M & J Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43: 71–80.
- Wingeyer, AB, HE Echeverría & HR Sainz Rozas. 2014. Growth and yield of irrigated and rainfed soybeans with late nitrogen fertilization. Agronomy Journal, 106: 567-576.

C4P86. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO MOLISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA

Melgares, Emanuel[1]; Ocaranza, Bianca[1]; Ozust, José D.[1]; Wingeyer, Ana B.[2] y Gabioud, E.[2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Pcial. 11 Km. 10.5, 3101 Oro Verde, Entre Ríos. Argentina.
[2]EEA Paraná – Ruta Pcial 11 km 12,5; 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.
melgaresemanuel@gmail.com

RESUMEN

El rango de agua útil del suelo podría variar en función de la rotación de cultivos ya que ésta afecta el aporte de carbono de las plantas y la estructura del suelo. El objetivo del trabajo fue cuantificar la capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez permanente (PMP) y calcular el agua útil (AU) en distintas situaciones de cultivos de cobertura en rotación con soja. Se tomaron muestras de suelo de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm y 80-100 cm de profundidad en cuatro tratamientos de cobertura invernal: Avena, Raigrás, Trébol persa y testigo (barbecho). Se determinó el contenido de agua a CC (33kPa) para todas las profundidades y tratamientos y el contenido de agua en PMP (1500 kPa) para todas las profundidades del tratamiento testigo con ollas de Richards. El contenido de agua a CC y PMP se incrementó entre los 20 y 80 cm comparado con las profundidades 0-20 y 80-100 cm. El contenido de agua a CC se incrementó en el orden Avena < Raigrás ≤ Trébol persa ≤ Barbecho. Los resultados preliminares sugieren que luego de 4 años de introducción de los cultivos de cobertura invernales no se evidencia una mejora en la acumulación de agua útil del suelo.

Palabras clave: agua útil, capacidad de campo, punto de marchitez permanente

INTRODUCCIÓN

La distribución y estabilidad de los poros y estructura del suelo, contribuye a determinar el contenido de agua útil en el suelo, especialmente actuando en la CC. Para suelos molisoles y vertisoles característicos de las áreas agrícolas de Entre Ríos, se ha observado una reducción de la estabilidad estructural, la porosidad y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial asociados al uso agrícola (Novelli *et al.*, 2011; 2013; Wilson & Paz-Ferreiro, 2012), esta degradación de la capacidad de almacenaje de agua también se ha observado para la región pampeana (Wingeyer *et al.*, 2015). El incremento en la intensidad de uso del suelo por los cultivos mediante la inclusión de cultivos invernales/cultivos de cobertura en la rotación favorece la acumulación de residuos en superficie, el secuestro de carbono en el suelo y la formación de agregados de mayor tamaño (>0.250 mm) (Novelli *et al.*, 2013). Esto podría resultar en un incremento en la capacidad de almacenaje de agua útil en el suelo. El objetivo de este trabajo fue cuantificar las constantes hídricas (CC y PMP) de un suelo molisol bajo diferentes rotaciones de cultivo de cobertura/soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

La evaluación de la CC y PMP se realizó sobre un ensayo de cultivos de cobertura con manejo para uso forrajero en rotación con soja pertenecientes a la estación de INTA Paraná ubicada en la provincia de Entre Ríos (31°49'S; 60°32'O). El ensayo fue sembrado sobre un suelo argiudol acuico perteneciente a la serie Tezanos Pinto. Los tratamientos fueron Avena (*Avena sativa* L.), Nabo (*Raphanus sativus* L.), Raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), Trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo. El ensayo fue iniciado en otoño de 2013, y al momento de muestreo en invierno 2017 contó con 4 campañas completas de la rotación cobertura invernal/soja.

Determinaciones y Análisis

Se tomaron muestras de suelos de los 4 bloques del ensayo para cada tratamiento en 5 profundidades: 0 - 20 cm, 20 - 40 cm, 40 - 60 cm, 60 - 80 cm y 80 - 100 cm. Una vez extraídas las muestras fueron llevadas al laboratorio para su acondicionamiento, este consistió en el secado a estufa a 105°C por 48 hs, molienda y tamización por 2 mm. La determinación de las constantes hídricas se realizó en ollas de Richards siguiendo las modificaciones propuestas por

Ozust (2010). Posteriormente, se seleccionaron agregados entre 1-2 mm, que se colocaron sobre un papel de filtro de alta porosidad como base y dentro de un anillo metálico sobre la placa de las ollas. Las muestras se humedecieron por capilaridad hasta saturación (aproximadamente dos horas) y luego se procedió a cerrar las ollas y aplicar presión para determinar las constantes. Para obtener la capacidad de campo se utilizó una presión de 33 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 3 días, el momento en el cual se determinó que las muestras habían llegado a la capacidad de campo fue cuando la olla dejó de liberar agua por el capilar. Para obtener el punto de marchitez permanente la presión utilizada fue de 1.500 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 8 días. Para el cálculo de las constantes se tomó el peso de las muestras sobre placas de aluminio de peso conocido luego de extraerlas de las ollas (Peso húmedo). A continuación fueron llevadas a estufa a 105°C por 48 hs, se volvieron a pesar las muestras para obtener el peso seco de las muestras y poder calcular las constantes.

El contenido de CC se determinó para todos los tratamientos, en cambio el PMP se determinó solamente para el barbecho y se asumió que los demás tratamientos poseen el mismo valor, ya que el contenido de agua a PMP varía principalmente con la textura del suelo (Cassel & Nielsen, 1986). El contenido de humedad volumétrica para cada constante se calculó utilizando los valores de densidad aparente reportados por Picotti (2010) para las diferentes profundidades de este suelo. Se realizó un análisis de varianza (α=0,05) para determinar el efecto sobre CC y agua útil de los tratamientos. El diseño fue de bloques completos al azar con 4 repeticiones, 4 tratamientos y 5 profundidades. Cuando el efecto fue significativo se utilizó el test LSD para la separación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de agua a capacidad de campo se incrementó con la profundidad (Tabla 1). Respecto a los tratamientos, el contenido de agua a CC se incrementó en el orden Avena < Raigrás ≤ Trébol persa ≤ Barbecho (Tabla 1). Girard (2017) determinó que en los primeros cm de profundidad los tratamientos con cultivos de cobertura invernal cuentan con más biomasa radicular y carbono orgánico del suelo, lo que podría influenciar en forma positiva la estructura del suelo, favoreciendo la capacidad para retener agua en comparación a un suelo descubierto como lo es el barbecho. Los resultados de laboratorio para los primeros 20 cm de suelo, sugieren que sólo en el caso de Trébol persa podría estar mejorándose la capacidad de almacenar agua a capacidad de campo.

Tabla 1: Humedad gravimétrica (g g^{-1}) a capacidad de campo (33 kPa). Medias entre profundidades seguidas de la misma letra mayúscula no son significativamente diferentes (p > 0,05). Medias entre tratamientos seguidas de la misma letra minúscula no son significativamente diferentes (p > 0,05).

	Cobertura invernal				
Profundidad cm	Raigrás	Barbecho	Trébol persa	Avena	Medias por profundidad
0-20	0,33	0,35	0,36	0,32	0,34 A
20-40	0,38	0,41	0,40	0,34	0,38 B
40-60	0,38	0,44	0,41	0,36	0,39 B
60-80	0,39	0,44	0,39	0,37	0,40 B
80-100	0,39	0,40	0,40	0,38	0,39 B
Medias de tratamiento	0,37 b	0,41 c	0,39 bc	0,35 a	

El contenido hídrico a punto de marchitez permanente del tratamiento testigo no presentó diferencias entre profundidades. Los valores determinados fueron 0,27 g g^{-1} para las profundidades 0-20 cm y 60-80 cm; y 0,28 g g^{-1} para las profundidades 20-40 cm, 40-60 cm y 80-100 cm, respectivamente.

El contenido de agua útil en el perfil del suelo fue similar entre tratamientos para los primeros 20 cm de suelo (Figura 1). El contenido de agua útil acumulada para las profundidades de 0-40 a 0-100 presentó diferencias entre tratamientos. Para 0-40, 0-60 y 0-80 cm el agua útil acumulada bajo Avena fue similar a Raigrás pero menor que Trébol persa y Barbecho. Para la profundidad de 0-100, el agua útil acumulada bajo Avena y Raigrás fue menor que Barbecho.

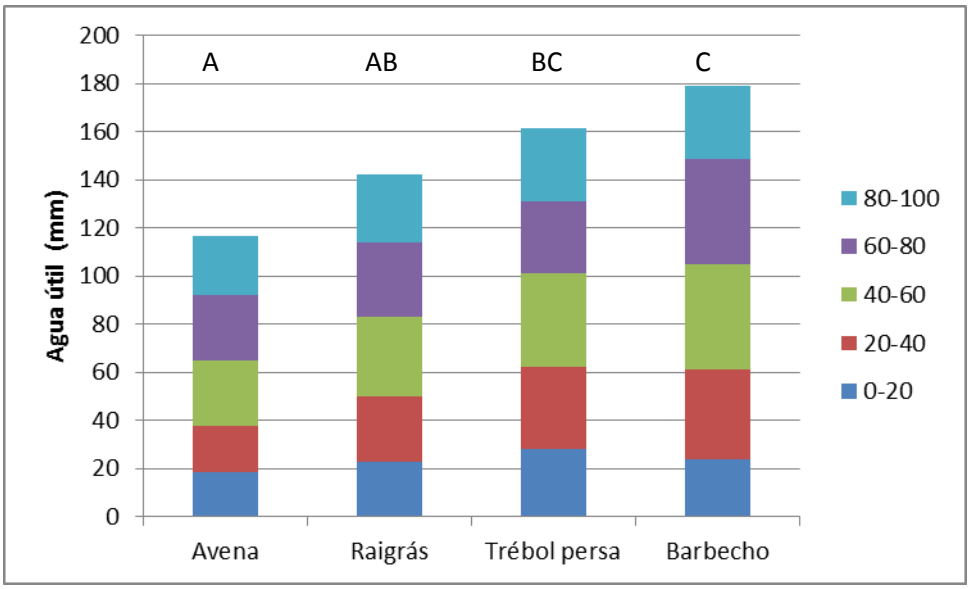


Figura 1: Estimación de agua útil acumulada por estrato de profundidad de suelo para cada tratamiento de cultivo de cobertura. Medias seguidas de la misma letra para la profundidad 0-100 cm no son significativamente diferentes.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares sugieren que luego de 4 años de introducción de los cultivos de cobertura invernales no se evidencia una mejora en la acumulación de agua útil del suelo.

La determinación de la densidad aparentente en los distintos bloques de los tratamientos podría generar variaciones en los resultados obtenidos pero dichas mediciones no fueron realizadas hasta el día de la fecha.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Agropecuarias y a la EEA Paraná por el aval para la Comisión de Estudio Orientada. Al técnico Gustavo Maffini por la asistencia para la toma de muestras. A los proyectos PICT 2015-0383, PNNAT 1128022 (INTA), y ERIOS 1263101 (INTA).

BIBLIOGRAFÍA

- Cassel, DK & DR Nielsen. 1986. Field capacity and available water capacity. En Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. (Ed. A Klute) pp. 901-926. Am. Soc. Agr. and Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI.
- Duval, M; J Capurro; J Galantini & J Adriani. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261
- Girard, R. 2017. Efecto de cultivos de cobertura con diferentes manejos de corte sobre distintas fracciones del C de suelo. Tesis de grado. Universidad Nacional de Entre Ríos, Oro Verde, Entre Ríos Argentina
- Ozsust, J. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Tesis de grado. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, R. 2010. Perfiles Hidricos de Suelos de la Provincia de Entre Rios. Su Relacion con la Textura. Tesis de grado. Universidad Nacional de Entre Rios. Oro Verde
- Wingeyer, AB, T Amado, M Perez Bidegain, G Studdert, C Perdomo Varela & F Garcia. 2015. Increasing Agricultural Production Impact on Soil Quality in Argentina, Bolivia, Southern Brazil, Paraguay and Uruguay: A Review. Sustainability 7: 2213-2242.

C4P87. LA DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS ACOPLA LOS CICLOS DE LOS ELEMENTOS MAYORES DEL SUELO

Milesi Delaye, Luis Antonio; Andriulo, Adrián Enrique; Wilson, Marcelo Germán y Ferraro, Diego Omar.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Pergamino. Ruta 32 km 4,5. Pergamino. Argentina. milesi.luis@inta.gob.ar

RESUMEN

La simplificación de los sistemas de cultivos ocurrida en la Pampa ondulada desacopló el ciclo del carbono de los elementos mayores del suelo. Su acoplamiento permitiría lograr sistemas de cultivos menos dependientes de insumos, más resilientes y reducir impactos sobre ecosistemas adyacentes. Pautas de manejo que promuevan la perennización, la diversificación de las rotaciones y la incorporación de leguminosas y de cultivos de cobertura son las medidas de mayor impacto, mientras que las de menor impacto son las técnicas eco-eficientes. Con respecto a la diversificación de las rotaciones, la cantidad y calidad de la biomasa producida, el sistema radicular, la cinética de crecimiento y de acumulación de nutrientes de las diferentes coberturas vegetales generan diversas interacciones con el suelo que se corresponden con cambios en la diversidad de la estructura microbiana que favorecen la sincronización de los ciclos de los elementos mayores en el suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de tres sistemas de producción agrícola bajo siembra directa sobre las reservas de carbono y nitrógeno orgánico del suelo (COS y NOS, respectivamente) y de fósforo y azufre total (Pt y St, respectivamente) luego de 9 años y en relación a su punto de inicio. Los sistemas evaluados se diferencian por la estrategia de producción de granos, el manejo de los cultivos y por la diversidad de cultivos: 1) monocultivo de soja (SS) sin fertilización, sin manejo integrado de plagas y paquete reducido de herbicidas; 2) rotación soja-trigo/soja 2da-maíz (Rot) y 3) producción de cultivos con precio diferencial (Sp), ambos con reposición de macronutrientes según balances y manejo integrado de plagas. SS, Rot y Sp tuvieron 1, 3 y 7 cultivos diferentes en nueve años, respectivamente, y un índice de ocupación de la tierra de 0,4, 0,56 y 0,45, respectivamente. El aporte medio anual de carbono (C) mostró diferencias estadísticas entre sistemas de producción, siendo de 3,6, 4,5 y 5,5 Mg C ha^{-1} para SS, Sp y Rot, respectivamente. Al año 9, Rot y Sp presentaron mayores reservas de COS y NOS que SS. Sin embargo, Sp mostró secuestro de COS y NOS con respecto al origen, Rot tendencia en el secuestro de COS (p=0.09) y SS perdió NOS. Además, Sp y SS presentaron mayores reservas de St que Rot al año 9 (p=0.09) y Sp fue el único que se diferenció con respecto al origen. Los sistemas no mostraron diferencias entre sí ni con respecto al inicio para Pt. Las reservas finales de COS, NOS y St en Rot y Sp no estuvieron asociadas al aporte anual de C, nitrógeno y azufre, la cual fue un 22, 40 y 72% mayor en Rot, respectivamente, considerando el aporte mineral N y S. A pesar que estos dos sistemas presentaron una intensificación similar y un manejo de la nutrición “eco-eficiente”, la diversidad de cultivos mostró una mayor capacidad de acoplar el ciclo de C con los de nitrógeno y azufre debido, posiblemente, a la generación de múltiples y beneficiosas interacciones suelo-planta.

Palabras clave: diversificación, ciclo biogeoquímico de los elementos, sustentabilidad.

C4P88. CULTIVO DE COBERTURA VICIA VILLOSA (ROTH.)-MAIZ TARDÍO: AGUA Y NITRÓGENO. CAMPAÑAS 2015/2016 Y 2016/2017

Miranda, Walter R; Barraco, Mirian y Girón, Paula.

EEA INTA General Villegas. San Martín 26. (6230) General Villegas, Argentina. e-mail: miranda.walter@inta.gob.ar

RESUMEN

Uno de los inconvenientes para la utilización de leguminosas como cultivos de cobertura (CC) es la falta de información técnica entre las cuales se encuentra la densidad de siembra (de alto impacto en el costo de implantación) y su efecto sobre la producción de biomasa aérea, dinámica de agua, y aporte de nitrógeno (N). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de diferentes densidades de siembra del cultivo de Vicia villosa (Roth) sobre su producción de biomasa, el aporte de N, eficiencia de uso de agua (EUA) y rendimiento de maíz tardío en dos campañas agrícolas contrastantes. Durante las campañas 2015/2016 y 2016/2017 se sembraron dos experimentos, en la EEA INTA General Villegas, con los siguientes tratamientos: 1=10 semillas m^{-2}; 2=20 semillas m^{-2}; 3=30 semillas m^{-2}; 4=40 semillas m^{-2} y 5=50 semillas m^{-2}. Se evaluó la biomasa en diferentes momentos, contenido de N en biomasa, descomposición de rastrojo, N liberado, uso consuntivo (UC) y EUA en vicia y rendimiento de maíz tardío. La campaña 2016/2017 fue más cálida y llovieron 200 mm más que en la anterior durante el ciclo del cultivo de vicia. La producción de biomasa al momento de secado varió entre 4200 y 6200 kg ha^{-1}. La densidad óptima productiva fue de 43 pl m^{-2}. La concentración de N en biomasa estuvo alrededor de 2%. Sin embargo, el contenido de N (kg ha^{-1}) tuvo una estrecha correlación con la biomasa generada. La descomposición de rastrojo y el % de N liberado fue similar entre tratamientos. El UC de vicia fue de 300 mm sin diferencias entre densidades de siembra. Sin embargo, se encontraron diferencias en EUA mostraron una respuesta similar a la biomasa generada. El rendimiento de maíz tardío fue similar para las diferentes densidades de siembra de vicia evaluadas.

Palabras clave: leguminosas, uso consuntivo, EUA

INTRODUCCIÓN

En el Partido de General Villegas (Pcia de Bs. As.) la superficie de maíz ocupa un 22% de área de cultivos agrícolas (promedio 2009-2016, Fuente: http://datos.gba.gob.ar/). A partir de la campaña 2011/2012 donde el rinde promedio de maíz sembrado en fecha temprana fue de 3190 kg ha^{-1} adquirió más importancia y comenzó a crecer en superficie el maíz tardío. Este último, si bien presenta un menor potencial de rendimiento, posee mayor estabilidad productiva y menores costos de producción dado que se utilizan menores densidades y menor nivel de fertilización comparado con maíz temprano (Miranda *et al*., 2012). Respecto a esto último existen tecnologías alternativas que podrían suplir las necesidades nutricionales del cultivo. Las leguminosas invernales utilizadas como CC presentan la capacidad de retener nitrógeno (N) en su biomasa obtenido en parte por fijación biológica del N atmosférico y podrían contribuir con parte del N requerido en un cultivo de maíz tardío (Ruffo & Bollero, 2003). Además de los múltiples beneficios que tienen los CC sobre la eficiencia de captura y uso de agua, control de erosión hídrica y eólica, descompactación, ciclado de nutrientes, competencia con malezas, etc. (Baigorria *et al*., 2013; Quiroga *et al*., 2007). Sin embargo, la inclusión de estos cultivos agrega una herramienta más a considerar y manejar en los sistemas productivos agrícolas, e implica costos adicionales (siembra, semilla y fertilización). Dentro de las vicias, la Vicia villosa (Roth) es una de la especies más interesantes para utilizar como cultivo antecesor de maíz tardío por su alto contenido N en biomasa (Renzi, 2009). Uno de los posibles inconvenientes para la utilización de leguminosas como CC es la falta de información técnica entre las cuales se encuentra la densidad de siembra (de alto impacto en el costo de implantación del CC) y su efecto sobre la producción de biomasa aérea, consumo de agua, aporte de N y rendimiento de maíz tardío.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cultivo de Vicia villosa en diferentes densidades de siembra sobre su producción de biomasa, el aporte en N, eficiencia de uso de agua y rendimiento de maíz tardío en dos campañas agrícolas contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue conducido en el campo experimental de la EEA General Villegas (34º51,4´42,8´´ S; 62º46,9´9,86´´ O) durante las campañas 2015/2016 y 2016/2017 sobre un suelo clasificado taxonómicamente como Hapludol Típico.

Los ensayos se implantaron el 20/04/2015 y el 28/4/2016 sobre rastrojo de soja de primera. La vicia fue sembrada con una máquina experimental neumática de 7 surcos distanciados a 0,2 m. La unidad experimental estuvo compuesta por 7 surcos y 15 m de largo durante la primera campaña y 14 surcos y 20 m de largo durante la segunda.

Los tratamientos evaluados fueron:

1=10 semillas m^{-2}
2=20 semillas m^{-2}
3=30 semillas m^{-2}
4=40 semillas m^{-2}
5=50 semillas m^{-2}

El 20/10/2015 y el 25/10/2016 se interrumpió el crecimiento de la vicia con 1,8 l ha^{-1} de glifosato al 66%, 0,5 l ha^{-1} de 2,4 D ester y 0,12 l ha^{-1} de dicamba. En ambas campañas, el 15/1 se logró implantar el cultivo de maíz tardío. Se utilizó en la campaña 2015/2016, el genotipo I-550 (Madurez Relativa 102) de la empresa Illinois con una densidad de 10 pl m^{-2} y en la siguiente campaña el genotipo SYN 875 (Madurez Relativa 123) de la empresa Syngenta con una densidad de 6,5 semillas m^{-2}. A la siembra se hizo un tratamiento de herbicidas con 3 l ha^{-1} de atrazina, 1 l ha^{-1} metolaclor y 1,6 l ha^{-1} glifosato 66%. La cosecha se realizó de manera mecánica en el mes de julio en ambas campañas.

Se evaluó la biomasa aérea de vicia en diferentes momentos (corte 1=19/08/2015 y 24/08/2016, corte 2=30/09/2015 y 27/09/2016 y corte 3 o secado del CC=20/10/2015 y 25/10/2016) mediantes cortes sobre una superficie de 1 m^2. Las muestras se llevaron a peso constante en estufa a 60°C y se expresaron en kg ha^{-1}. Sobre las muestras obtenidas al momento del secado de los CC se determinó el contenido de N mediante la técnica de Kjeldahl. Además en la campaña 2016/2017 se evaluó la materia seca (MS) de rastrojo en suelo y su contenido de N en muestras obtenidas en los tratamientos 1 y 4 a los 45 días posteriores al secado con herbicidas. La cantidad de N en biomasa y rastrojo se expresó en kg ha^{-1} mediante el producto de % N en biomasa y la biomasa producida. En la campaña 2016/17 se calculó el N liberado como el cociente entre el contenido de N en rastrojo (kg ha^{-1}) y el contenido de N en biomasa de vicia al secado (kg ha^{-1}), expresado en porcentaje.

Se determinó el contenido de N-$N0_3^-$ en suelo (0-60 cm) a los 45 días del secado de los CC y la humedad de los suelos a la siembra y secado de los CC y se calculó el agua disponible (AD) con la siguiente ecuación;

AD (mm) = [Hactual (%) – PMP (%)] x DA (g cm^{-3}) x espesor (mm)

Siendo: Hactual la humedad gravimétrica medida, PMP el punto de marchitez permanente y DA la densidad aparente de cada capa de suelo.

Se calculó el uso consuntivo (UC), como la suma del AD siembra y las precipitaciones del ciclo menos el AD al secado y la eficiencia de uso de agua (EUA) mediante el cociente entre la biomasa aérea al secado del CC y el UC.

En madurez fisiológica se determinó el rendimiento de maíz tardío (kg ha^{-1}) mediante la cosecha mecánica de los 2 surcos centrales de la parcela por 5 m lineales de largo.

El diseño estadístico del ensayo fue en bloques completos al azar (DBCA) con tres repeticiones. Los resultados se analizaron mediante ANOVA y diferencias de medias mediante la prueba LSD ($p<0,05$) empleando el programa estadístico InfoStat versión 2014 (Di Rienzo *et al*., 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La campaña 2016/2017 fue más cálida y llovieron aproximadamente 200 mm más que en la anterior durante el ciclo del cultivo de vicia. En el caso de los maíces las precipitaciones fueron similares entre campañas (Tabla 1).

Tabla 3: Precipitaciones (PP) en mm durante el ciclo de los cultivos y totales para las campañas 2015/2016 y 2016/2017.

Campaña	PP Ciclo Vicia	PP Ciclo Maíz	PP Total Ciclo	Tº media ciclo vicia
2015/2016	386	636	1021	8,7
2016/2017	565	701	1266	13,8

El coeficiente de logro de implantación fue de 79% para las dos campañas.

Se registraron diferencias significativas (p<0,05) en biomasa aérea entre tratamientos en cada uno de los momentos de corte en ambas campañas (Figura 1). A medida que avanzó el ciclo se magnificaron las diferencias. En ambas campañas la densidad de siembra más alta (tratamiento 5) disminuyó ligeramente su crecimiento al aproximarse el momento de secado. La respuesta de la biomasa a la densidad de siembra en los primeros cortes podría tener importancia para la competencia con malezas (Mirsky *et al*., 2013). A mayor densidad más rápida cobertura del suelo.

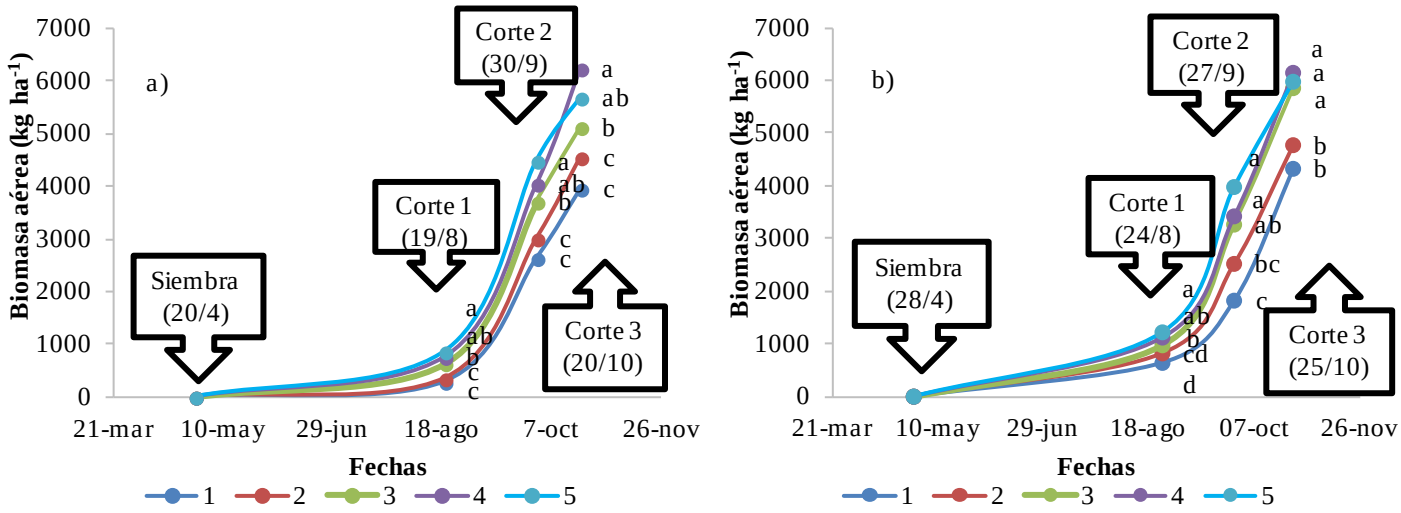


Figura 11: Acumulación de biomasa (kg ha^{-1}) de Vicia villosa durante la campaña 2015/2016 (a) y 2016/2017 (b) para los diferentes tratamientos. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos en cada momento de muestreo (corte).

En ambas campañas, la producción de biomasa final estuvo entre 4200 y 6200 kg ha^{-1}. En función del análisis de regresión no lineal de ambas campañas en conjunto (p<0,05), se estimó que la densidad a la cual se obtuvo el óptimo productivo de biomasa fue de 43 pl m^{-2} (Figura 2). Sin embargo, en el ANOVA de ambas campañas por separado no se encontraron diferencias significativas (p>0,05) por encima de 36 y 30 pl m^{-2} (campañas 2015/2016 y 2016/2017, respectivamente). Lo encontrado es similar a lo hallado por Baigorria *et al*. (2013) en Marcos Juárez, Argentina, sobre suelos Argiudoles típicos.

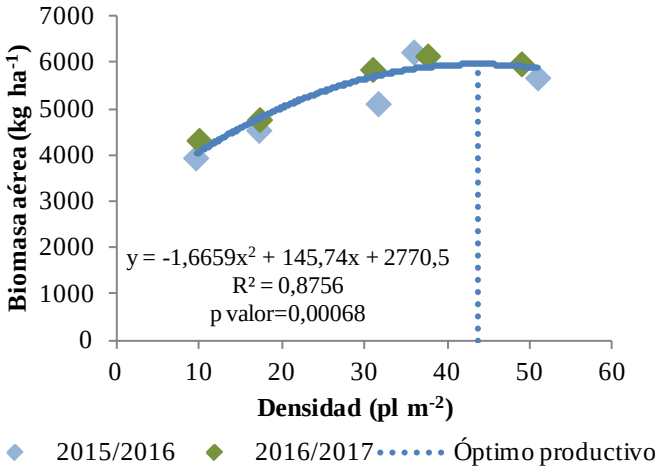


Figura 12: Biomasa aérea (kg ha^{-1}) en función de la densidad logada para las campañas 2015/2016 y 2017/2018. La línea punteada azul indica el óptimo productivo.

No se observaron diferencias significativas (p>0,05) en % de N en biomasa entre los diferentes densidades durante ambas campañas (Figura 3). En promedio, el % de N en biomasa fue de 2 y 2,2 %, para las campañas 2015/2016 y 2016/2017, respectivamente. Mayores precipitaciones y mayores temperaturas durante la segunda campaña (Tabla 1) podrían explicar estas diferencias (Renzi, comunicación personal). En cambio, se registraron diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos en kg ha^{-1} de N en biomasa (Figura 3) en ambas campañas. Por un lado, las diferencias entre

tratamientos se debieron a las diferencias encontradas en producción de biomasa al secado del CC (Figura 2). Las mismas fueron muy similares entre campañas (Figura 2) según los tratamientos. Por otro lado, las diferencias entre campañas en % de N, explicarían las diferencias en kg ha^{-1} de N entre campañas para cada unos de los tratamientos. Es decir, para un mismo tratamiento, con similar producción de biomasa entre campañas, se observó diferencias entre campañas en kg ha^{-1} de N en biomasa. Desde el punto de vista agronómico resulta interesante la posibilidad de suplir el aporte de N de insumos de síntesis química, por el aporte de N que se produce como consecuencia de la descomposición de la biomasa de vicia generada en un período donde no compitió con cultivos de grano.

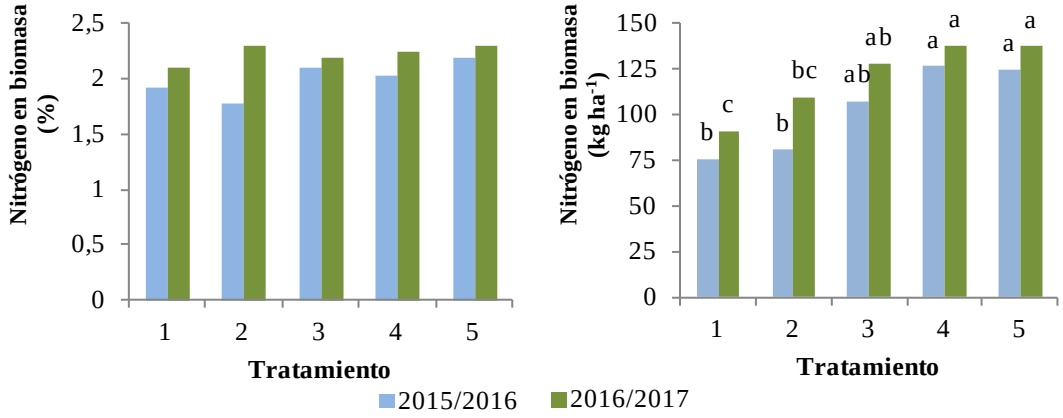


Figura 13: Nitrógeno en biomasa (% y kg ha^{-1}) de Vicia villosa para los diferentes tratamientos en las campañas 2015/2016 y 2017/2018. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña.

Se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) en biomasa al secado, MS de rastrojo de vicia a la siembra, kg de N en biomasa y kg de N en rastrojo entre los tratamientos 1 y 4 en la campaña 2016/2017 (Figura 4). Se mantuvieron las diferencias iniciales a lo largo del período entre secado del CC y siembra del maíz tardío. Por lo tanto, no hubo diferencias ($p>0,05$) en % de N liberado de la biomasa de vicia. El mismo fue de 51% en ambos tratamientos. Es decir, que el 51% de N que se encontraba en la biomasa de vicia al secado de la misma, no se encontró en su residuo a la siembra del maíz tardío. Sin embargo, a pesar de las diferencias entre contenido de N en biomasa al secado y de las diferencias en N en rastrojo a la siembra, no se observaron diferencias significativas ($p>0,05$) en contenido de N-NO_3^- en el suelo (0-60 cm) a la siembra de maíz tardío (datos no mostrados) en ninguna de las dos campañas. Incluso no hubo diferencias con los testigos sin CC.

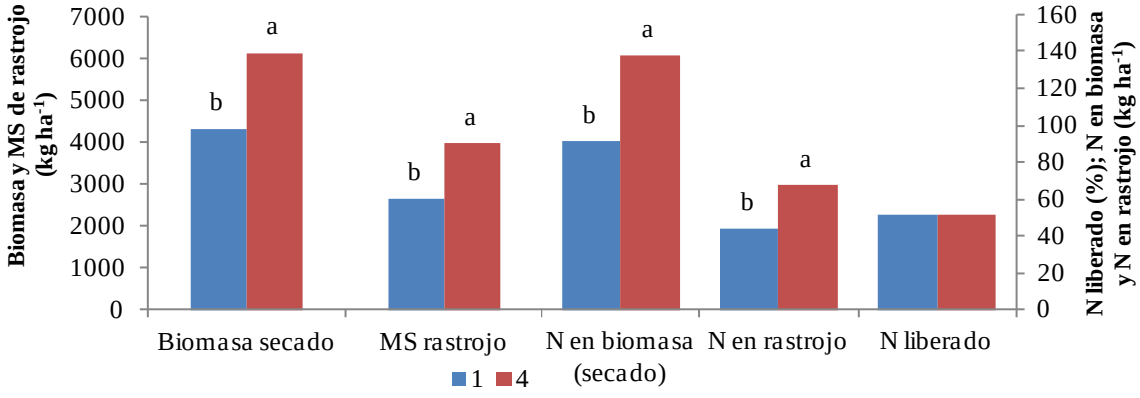


Figura 14: Biomasa secado (kg ha^{-1}), materia seca (MS) de rastrojo (kg ha^{-1}), nitrógeno (N) en biomasa (kg ha^{-1}), nitrógeno (N) en rastrojo (kg ha^{-1}) y nitrógeno (N) liberado (%) de la biomasa entre secado de CC y siembra de maíz para los tratamientos 1 y 4 de la campaña 2016/2017. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas entre tratamientos.

No se observaron diferencias significativas ($p>0,05$) en UC entre tratamientos en ambas campañas (Figura 5). El UC de los diferentes tratamientos varió entre 280 y 310 mm para ambas campañas. Por lo tanto, las diferencias ($p<0,05$)

encontradas en EUA se debieron, principalmente, a las diferencias encontradas en producción de biomasa (Figura 5). Es importante conocer el UC de vicia ya que esto tiene implicancia en el momento de secado y, en función de éste último, en el agua inicial del cultivo estival. En comparación con centeno, la vicia consume unos 100 mm más (Alvarez *et* al., 2008), pero se suma el agravante de que se seca como CC un mes más tarde (fines de octubre) y por lo tanto, se reduce el período de recarga de humedad previo a la siembra de maíz tardío. Sin embargo, en ambas campañas la humedad inicial del cultivo estival no varió respecto de un testigo sin CC (datos no mostrados).

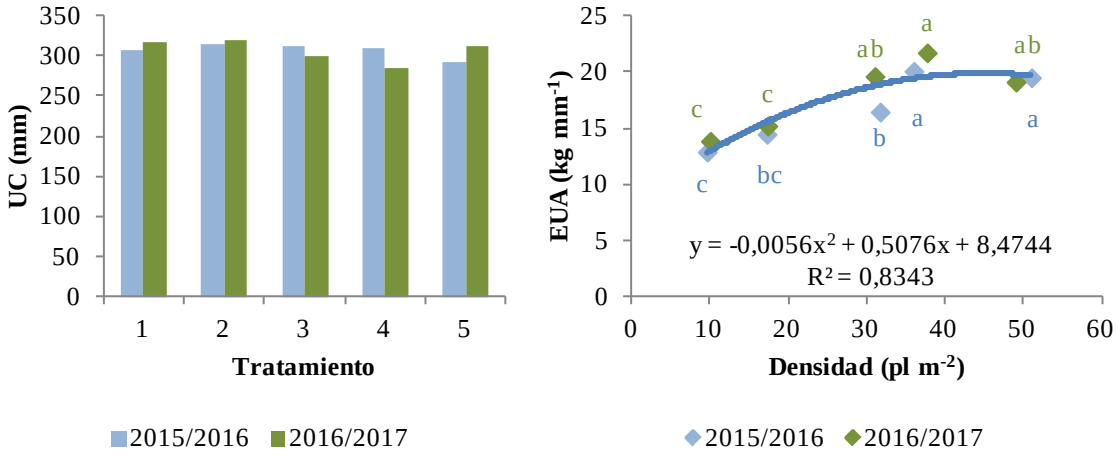


Figura 15: Uso consuntivo (UC, mm) y eficiencia en el uso de agua (EUA, kg mm^{-1}) para los diferentes tratamientos en las campañas 2015/2016 y 2017/2018. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña.

No se registraron diferencias significativas ($p>0,05$) en rendimiento de maíz tardío entre tratamientos durante ambas campañas (Figura 6). El promedio de producción fue de 7889 y 10308 kg ha^{-1}, para las campañas 2015/2016 y 2016/2017, respectivamente. Los distintos aportes de N realizado por las diferentes biomasas generadas por los tratamientos no tuvieron su correlato en el rendimiento del cultivo de maíz tardío. Posiblemente en años con abundancia de precipitaciones estivales como las campañas 2015/2016 y 2016/2017, podrían haber provocado la lixiviación del N liberado por el CC y, por lo tanto, evitado la posibilidad de encontrar diferencias en rendimiento entre tratamientos.

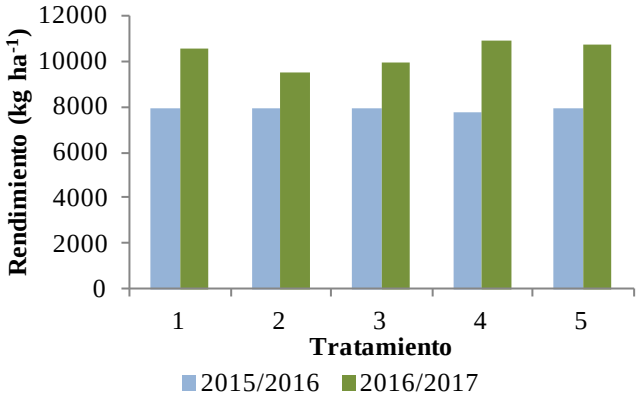


Figura 16: Rendimiento (kg ha^{-1}) de maíz tardío para los diferentes tratamientos en las campañas 2015/2016 y 2016/2017. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas.

CONCLUSIONES

Las condiciones climáticas durante el ciclo de vicia fueron diferentes entre campañas. La campaña 2016/2017 fue más cálida y húmeda, y esto podría haber aumentado ligeramente el % de N en biomasa al secado.

En función de la biomasa acumulada a lo largo de las dos campañas, la densidad óptima para vicia secada en la segunda quincena de octubre, estuvo entre 30 y 40 pl m^{-2}.

La concentración de N en biomasa estuvo alrededor de 2%. Sin embargo, el contenido de N (kg ha^{-1}) tuvo una estrecha correlación con la biomasa generada.

La descomposición de rastrojo y el % de N liberado fue similar entre los tratamientos 1 y 4.

El UC estuvo alrededor de los 300 mm sin diferencia entre tratamientos. Sin embargo, las diferencias en EUA mostraron una respuesta similar a la biomasa generada.

Los rendimientos de maíz tardío fueron similares entre tratamientos en ambas campañas.

AGRADECIMIENTOS

A Pablo Agüero, Nery Faundes y Agustin Iaconis. Al proyecto BANOR-1271305 Contribución al Desarrollo del Territorio Noroeste Bonaerense.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; C Scianca; M Barraco; M Díaz-Zorita. 2008. Impacto de diferentes secuencias de cultivos en siembra directa sobre propiedades edáficas en Hapludoles de la pampa arenosa. En: Resúmenes. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Potrero de los Funes, San Luis, 13 al 16 de mayo de 2008. p.381.
- Baigorria T; D Gomez; C Cazorla; A Lardone; M Bojanich; B Aimetta; A Bertolla; M Cagliero; D Vilches; D Rinaudo & A Canale. 2013. Bases para el manejo de vicia como antecesor del cultivo de maíz. En: Alvarez C, Quiroga A, Santos D, Bodrero M (eds.). Contribuciones de los cultivos de coberturas a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Capítulo 19. 158-164.
- datos.gba.gob.ar, 2017. Principales cultivos por municipio. http://catalogo.datos.gba.gob.ar/dataviews/243011/principales-cultivos-por-municipio/. Fecha de consulta. 28/12/2017.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada; CW Robledo. InfoStat versión 2014. Córdoba: Grupo InfoStact, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Miranda, WR; A Cirilo; M Barraco; C Scianca; A Lardone & C Justo. 2012. Análisis de estrategias de manejo y factibilidad climática de maíces de primera y tardío en el noroeste de Buenos Aires. XXIX Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Organizado por SAFV, del 17 al 20 de setiembre de 2012, en Mar del Plata.
- Mirsky, SB; MR Ryan; JR Teasdale; WS Curran; SC Reberg-Horton; JT Spargo; MS Wells; CL Keene & JW Moyer. 2013. Overcoming Weed Management Challenges in Cover Crop–Based Organic Rotational No-Till Soybean Production in the Eastern United States. Weed Technology 27: 193-2013.
- Quiroga, A; P Carfagno; MJ Eiza & R Michelena. 2007. Inclusión de cultivos de cobertura bajo agricultura de secano en la Región Semiárida Pampeana. Jornadas de cultivos de cobertura, 28 y 29 de setiembre de 2007, General Villegas y General Pico.
- Renzi, JP. 2009. Efecto de la estructura de cultivo y el grado de madurez a cosecha sobre el rendimiento y calidad de semillas de vicia villosa L y sativa Roth., bajo riego. Tesis de magister en ciencias agrarias, departamento de agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahia Blanca, Argentina.
- Ruffo, ML & GA Bollero. 2003. Residue decomposition and prediction of carbón and nitrogen release rates based on biochemical fractions using principal-component regression. Agron. J. 95:1034-1040.

C4P89. VALIDACIÓN DE ROTHC PARA SIMULAR CAMBIOS EN LA MATERIA ORGANICA BAJO ROTACIONES MIXTAS Y SIEMBRA DIRECTA

Montiel[1], Fátima S.; Studdert[1], Guillermo A.; Moreno[2], Rocío y Domínguez[1], Germán, F.

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. [2]Actividad privada. Ruta Nacional 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. studdert.guillermo@inta.gob.ar

RESUMEN

La materia orgánica (MO) es fundamental para la salud del suelo y el agroecosistema. Las rotaciones de cultivos y las labranzas influyen sobre el balance de carbono (C) edáfico. La dinámica compleja de la MO dificulta su estudio y los modelos permitiría simular/predecir el cambio de la MO y constituirse en una herramienta de apoyo a las decisiones de manejo. El modelo RothC fue diseñado para ambientes como los del Sudeste Bonaerense (SEB) pero para agricultura continua bajo labranza convencional (LC). Se hipotetiza que RothC 1) simulará los cambios en los contenidos de C orgánico del suelo (COS) en rotaciones mixtas y 2) simulará los cambios en el COS bajo siembra directa (SD). Se utilizó información del ensayo "Rotaciones mixtas" sobre molisoles del SEB. Dicho ensayo comprende dos fases y tratamientos con agricultura continua bajo LC y SD y tratamientos bajo rotaciones mixtas bajo LC y SD, con y sin nitrógeno (N) en los cultivos agrícolas. Se dispuso de información de stock de COS a 0-20 cm y se estimó el aporte de C por los cultivos. Se validó el modelo en los tratamientos bajo SD en los períodos agrícolas y bajo rotación mixta tanto con LC y SD en el período agrícola. Los indicadores estadísticos del desempeño de RothC fueron aceptables en general, tanto bajo pasturas como bajo agricultura. Sin embargo, el modelo tuvo un comportamiento menos satisfactorio cuando los períodos bajo pastura en rotaciones mixtas eran más prolongados (4-5- años), pero fue muy bueno bajo pastura continua. En los períodos agrícolas RothC se comportó de la misma manera bajo LC y bajo SD y mostró muy buen comportamiento bajo agricultura continua con SD. Para las condiciones del SEB no hubo evidencias suficientes para rechazar las hipótesis planteadas. Es necesario ajustar la estimación de los inputs al modelo.

Palabras clave: sistemas de cultivo, labranza conservacionista, pasturas

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica (MO) es uno de los componentes más importantes del suelo dada su participación fundamental en procesos y mecanismos que definen su funcionamiento y capacidad de recuperación ante disturbios y, además, como sumidero de carbono (C) atmosférico. La disminución de la MO de los suelos lleva a la afectación de su salud, es decir, a reducir su capacidad de cumplir con su función (Quiroga & Studdert, 2014). Es necesario plantear sistemas que mantengan o mejoren la MO del suelo a través del manejo componentes del balance de C, para asegurar la producción de alimentos sin afectar el ambiente (Weil & Magdoff, 2004).

El tipo de cultivos en la rotación y su rendimiento estarán directamente relacionados con el ingreso de C al suelo (Quiroga & Studdert, 2014). Las rotaciones con pasturas son una alternativa para recuperar la MO reducida durante los períodos agrícolas ya que las pasturas contribuyen a aumentar la MO a través de períodos sin laboreo y del aporte de raíces y biomasa aérea (Franzluebbers *et al*., 2014). Por otro lado, el laboreo (p.e. labranza convencional, LC) incrementa el flujo de oxígeno y expone la MO protegida favoreciendo la mineralización. La labranza conservacionista (p.e. siembra directa, SD) reduce la mineralización por no exponer la MO protegida dentro de los agregados (Puget & Lal, 2005).

La complejidad de los procesos y mecanismos de la dinámica de la MO dificultan el estudio del efecto del manejo y la planificación considerando todos los factores intervinientes (Puget & Lal, 2005). Los modelos de simulación son una alternativa para estimar cambios en la MO asociados al uso. El modelo RothC (RRes, 2007), es simple y se ha utilizado exitosamente en muchas regiones del mundo. Permite simular los cambios en el C orgánico del suelo (COS) a partir de información fácilmente accesible y sencilla. Fue desarrollado para condiciones de agricultura continuada bajo LC y ha demostrado un buen comportamiento en el SEB bajo esas condiciones de manejo (Studdert *et al.*, 2011).

Dado que en el SEB la SD es el sistema de laboreo más utilizado (AAPRESID, 2016), que se ha observado que la dinámica de la MO bajo SD no difiere en gran medida de aquélla bajo LC (Domínguez *et al.*, 2009; García *et al.*, 2016) y que no se ha validado RothC en rotaciones mixtas, se hipotetiza que RothC 1) simulará satisfactoriamente los cambios en los contenidos de COS en rotaciones mixtas y 2) simulará satisfactoriamente los cambios en el COS bajo SD. El objetivo

de este trabajo fue validar RothC con información generada en un ensayo de larga duración desarrollado en el SEB bajo agricultura con SD y bajo rotaciones mixtas con LC y SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó información del ensayo "Rotaciones mixtas" de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm). El suelo es un complejo de Argiudoles Típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El sistema de cultivo (SC: T1, T2, T3, T4, T5, T6 y T7) fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N) (Con N y Sin N), a las sub-parcelas. El ensayo constó de dos fases:

- Fase 1 (F1): entre 1976 y 1993 con distintas combinaciones de periodos bajo cultivos con LC y periodos (2 a 5 años) bajo pasturas con base de gramíneas (Studdert *et al*., 1997). Los tratamientos T6 y T7 de esta fase tuvieron agricultura continua y no fueron utilizados en este trabajo. Los cultivos involucrados fueron trigo (*Triticum aestivum* L.), maíz (*Zea mays* L.), girasol (*Helianthus annuus* L.), papa (*Solanum tuberosum* L.) y avena (*Avena sativa* L.) y vicia (*Vicia sativa* L.) como abonos verdes. Las pasturas no fueron pastoreadas, pero sí cortadas. La fertilización nitrogenada se aplicó a partir de 1980 sólo a los cultivos de cosecha.
- Fase 2 (F2): entre 1994 y 2006. El T1 se convirtió a pastura de gramíneas continua. Se definieron seis SC continuando los de la F1 e incluyendo la SD en algunos de ellos: 50% (3 años) agricultura y 50% (3 años) pastura bajo LC (T2) y bajo SD (T3), 25% (3 años) bajo pastura y 75% (9 años) agricultura bajo LC (T4) y bajo SD (T5) y agricultura permanente con LC (T6) (no utilizado en este trabajo), y con SD (T7). La secuencia de cultivos en los períodos agrícolas fue maíz-soja (*Glycine max* (L). Merr.)–trigo. Las pasturas fueron con base de gramíneas y no fueron pastoreadas ni cortadas. La fertilización nitrogenada fue aplicada anualmente sólo a los cultivos agrícolas. Mayor descripción en Moreno *et al*. (2016).

Se contó con el rendimiento de los cultivos de cosecha y de acumulación de biomasa aérea de los cultivos abono verde. Se dispuso, además, del contenido de COS determinado por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting *et al*., 1995) en muestras tomadas a 0-20 cm en otoño de cada año: a) en los tratamientos Sin N de la F1 entre 1981 y 1993, b) en los tratamientos Con N de la F1 entre 1989 y 1993, y c) en todos los años de la F2. Entre 1997 y 2006 se determinó la densidad aparente (Agostini *et al*., 2014) a 0-20 cm y se la utilizó para el cálculo de stock de COS. Para el resto de los años, el stock de COS se calculó asumiendo un valor de densidad aparente de 1,25 Mg m^{-3} a partir de información de otros ensayos.

El modelo RothC fue aplicado de acuerdo con las especificaciones de los desarrolladores (RRes, 2007). La información meteorológica (temperatura media mensual del aire, precipitación mensual, evapotranspiración mensual) fue obtenida de la Estación Agrometeorológica de la UIB (ubicada a 1000 m del ensayo). Los ingresos de C al suelo fueron calculados a partir de los rendimientos de los cultivos según lo descripto por Studdert *et al*. (2011). El aporte de C al suelo por las pasturas fue estimado según lo indicado por Moreno *et al*. (2016). El desempeño del modelo se evaluó a través de indicadores estadísticos basados en la diferencia entre los valores de COS observados y simulados (Studdert *et al*., 2011; Moreno *et al*., 2016): medias de las diferencias entre observados y simulados (MBE, Mg C ha^{-1}), medias de esas diferencias relativas a los valores observados (MBRE, %), raíces cuadradas del cuadrado medio de la variación (RMSV, Mg C ha^{-1}) y del error (RMSE, Mg C ha^{-1}), y el RMSE relativo al promedio de los datos observados (RMSEp, %). Los valores de RMSE y RMSV fueron calculados con el programa IRENE (Fila *et al*., 2003). Además, se hicieron análisis de regresión lineal simple entre los valores de COS observados y los simulados y se evaluó la igualdad simultánea de la ordenada al origen y de la pendiente a cero y uno, respectivamente, con el programa IRENE (Fila *et al*., 2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al analizar toda la información en conjunto, los valores de los indicadores fueron promisorios (Tabla 1). Estos valores menos favorables que los reportados por Studdert *et al*. (2011) para suelos del SEB bajo agricultura continua y LC. Sin embargo, están dentro de los límites reportados por Smith *et al*. (1997). Estos autores indicaron que simulaciones con RMSE hasta entre 6 y 10 Mg C ha^{-1} y RMSEp entre 5 y 8%, eran aceptablemente buenas. No obstante, si bien la regresión lineal de observados vs. simulados fue altamente significativa ($p<0,01$), el R^2 fue de sólo 0,45 y la ordenada al origen y la pendiente no fueron simultáneamente iguales ($p<0,01$) a 0 y 1, respectivamente. Al discriminar entre dosis de N, no se observaron tendencias diferenciales entre ellas y los indicadores fueron similares a los del análisis conjunto (Tabla 1). Asimismo, las regresiones lineales de observados vs. simulados fueron altamente significativas ($p<0,01$), y las

ordenadas al origen y las pendientes no fueron simultáneamente iguales ($p<0,01$) a 0 y 1, respectivamente. No obstante, los R^2 obtenidos para Sin N y Con N fueron 0,60 y 0,17, respectivamente. Coincidiendo con Studdert *et al*. (2011), esto sugiere un relativamente mejor comportamiento de RothC en las situaciones Sin N.

Tabla 1: Indicadores estadísticos de desempeño de RothC. n: número de observaciones; MBE: media de observados menos simulados; MBRE: media de observados menos simulados relativa a observados; RMSE: raíz cuadrada del cuadrado medio del error; RMSV: raíz cuadrada del cuadrado medio de la variación; RMSEp: RMSE relativo al promedio de los observados, Sin N: sin nitrógeno; Con N: con nitrógeno.

Tratamiento	n	MBE	MBRE	RMSE	RMSV	RMSEp
		Mg C ha^{-1}	%	-------- Mg C ha^{-1} --------		%
Todos	230	-1,4	-2,3	5,1	4,9	6,6
Sin N	137	-0,6	-1,3	5,1	5,1	6,5
Con N	93	-2,5	-3,7	5,1	4,4	6,7

Al discriminar entre períodos bajo agricultura y los períodos bajo pastura se obtuvieron los indicadores mostrados en la Tabla 2. En esta Tabla no se incluyen T7 (agricultura continua bajo SD) ni T1 (pastura continua, Tabla 1) de la F2 porque se quiso evaluar el comportamiento de los periodos agrícolas y de pasturas en condiciones de alternancia de dichas actividades. Los indicadores presentados en la Tabla 2 también presentan valores aceptables (Smith *et al*., 1997) y que hablan de un buen comportamiento general de RothC en ambas situaciones.

Tabla 2: Indicadores estadísticos de desempeño de RothC durante períodos bajo agricultura y bajo pastura. Referencias en la Tabla 1.

Tratamiento	n	MBE	MBRE	RMSE	RMSV	RMSEp
		Mg C ha^{-1}	%	-------- Mg C ha^{-1} --------		%
Agricultura	125	-1,2	-2,1	5,7	5,5	7,2
Pastura	49	-1,0	-1,7	4,9	4,8	6,2

En la F1, los MBRE de T1, T3 y T5 (rotaciones con pasturas de 2,0-3,0 años) oscilaron entre 1,6 y 3,3%, mientras que los de T2 y T4 (con pasturas de 4,5-5,0 años) fueron 7,5 y 4,4%, respectivamente. Smith *et al*. (1997) indicaron que desvíos de ±5% de los simulados respecto a los observados, eran aceptables. Los MBRE de los períodos agrícolas de T1, T3 y T5 de la F1 fueron de entre 2,0 y 3,7%, mientras que bajo pastura fueron de entre 0,5 y 1,0%. Sin embargo, para T2 y T4, los MBRE bajo agricultura fueron 8,5 y 4,0%, respectivamente, y bajo pastura fueron 5,3% para ambos tratamientos. Esto indica, en primer lugar, que en la F1, RothC tendió a subestimar el COS (observados > simulados). En segundo lugar, cuando las pasturas fueron de mayor duración (T2 y T4), la subestimación fue de mayor magnitud tanto bajo agricultura como bajo pastura acercándose o superando el umbral considerado admisible (Smith *et al*., 1997). En tercer lugar, los desvíos medios de la simulación fueron menores bajo pastura que bajo agricultura. En la Figura 1 se muestran los valores simulados y los observados de algunos de los tratamientos durante la F1.

Por otro lado, en la F2 Roth C tendió a sobreestimar el COS (observados < simulados). Los MBRE de T2, T3, T4 y T5 fueron -4,1, -5,5, -7,9 y -6,1%, respectivamente. Con excepción de T2, en general, los desvíos medios de los simulados respecto a los observados estuvieron fuera del rango considerado aceptable (±5%, Smith *et al*., 1997). El tratamiento T2 (50% agricultura bajo LC-50% pastura) tuvo MBRE de -5,7 y -2,1% para los períodos bajo agricultura y pastura, respectivamente. Los MBRE del resto de los tratamientos oscilaron entre -6,3 y -8,4% y entre -3,5 y -6,0% para os períodos bajo agricultura y pastura, respectivamente. En esta fase del experimento, los desvíos medios de la simulación fueron menores bajo pastura (en todos los casos de 3 años) y con valores mayormente dentro del rango admisible (Smith *et al*., 1997). No obstante, en los períodos bajo agricultura, el desempeño del modelo fue menos alentador y con desvíos medios fuera del rango aceptable (Smith *et al*., 1997). En esta fase, los períodos bajo agricultura fueron con LC (T2 y T4) o con SD (T3 y T5) pero indistintamente, los MBRE fueron superiores al 5%, sugiriendo que el modelo no funcionó de manera diferencial entre sistemas de labranza.

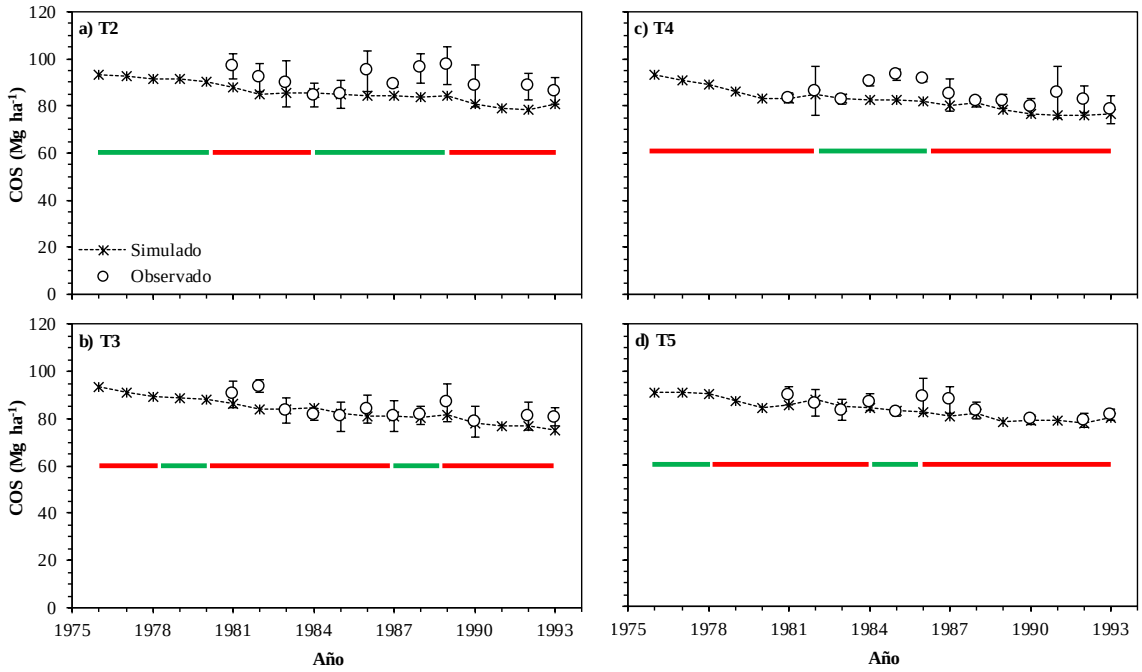


Figura 1: Stock de carbono orgánico del suelo (COS) observado y simulado con RothC en la Fase 1 del ensayo de Rotaciones Mixtas en cuatro tratamientos de rotación y sin agregado de nitrógeno. Las barras verdes representan los períodos bajo pastura y las rojas, los períodos bajo agricultura. Las barras verticales en cada valor observado representan el error estándar de la media.

Se calcularon los indicadores estadísticos de los periodos agrícolas bajo SD y LC de la F2 (Tabla 3). En esta Tabla se incluyeron además los indicadores de T6 de la F2 (Studdert *et al*., 2011) y los del T7.

Tabla 3: Indicadores estadísticos de desempeño de RothC en los períodos agrícolas de la Fase 2 bajo dos sistemas de labranza: labranza convencional (LC) y siembra directa (SD). Referencias en la Tabla 1.

Tratamiento	n	MBE	MBRE	RMSE	RMSV	RMSEp
		Mg C ha^{-1}	%	-------- Mg C ha^{-1} --------		%
T2-T4 (LC)	34	-5,1	-7,3	6,2	3,6	8,6
T3-T5 (SD)	34	-4,9	-6,8	6,1	3,7	8,2
T6 (LC)*	26	-1,3	-2,0	3,5	3,0	4,8
T7 (SD)	26	-1,5	-2,3	3,5	3,1	4,8

* Agricultura continua bajo LC en la Fase 2 (Studdert *et al*., 2011).

La Tabla 3 muestra que RothC simuló adecuadamente los cambios de COS bajo agricultura continua tanto con LC (T6, Studdert *et al*. (2011)) como con SD (T7). Cabe aclarar que estos dos tratamientos habían estado bajo agricultura continua con LC entre 1976 y 1994. Su contenido de COS en 1994 fue el más bajo de todo el ensayo (en promedio 79,6 Mg C ha^{-1}, Studdert *et al*., 1997). La simulación de los cambios de COS por RothC en condiciones de rotaciones mixtas fue algo menos aceptable y con algunos indicadores fuera de los umbrales de aceptabilidad indicados en la bibliografía (Smith *et al*., 1997). No obstante, la Tabla 3 muestra que al igual que para las condiciones de agricultura continua, bajo rotaciones mixtas el modelo se desempeñó de manera similar para ambos sistemas de labranza. En la Figura 2 se muestran algunos ejemplos de evolución en el tiempo de los valores de COS observados y simulados en la F2.

Las Figuras 1 y 2 muestran que, a pesar de que algunos indicadores estadísticos generales (Tablas 2 y 3) y para situaciones particulares no estuvieron dentro del rango aceptable (Smith *et al*., 1997), RothC simuló aceptablemente la variación general del COS en un molisol del SEB bajo rotaciones mixtas y/o distintos sistemas de labranza. Las desviaciones entre valores observados y simulados no necesariamente pudieron haber estado relacionadas con el modelo en sí. Por un lado, pueden haber existido problemas la variabilidad de los valores de COS observado. Por otro lado, la información utilizada para la estimación de los ingresos de C puede haber generado valores simulados que no reflejaron totalmente la realidad. Las probables fuentes de error asociadas a los ingresos de C, podrían ser: 1) la estimación de la masa de C aportado por los residuos aéreos a partir de valores de índice de cosecha de los cultivos citados en fuentes

bibliográficas y uniformes; 2) el cálculo de la masa de C aportada por las raíces a partir de la biomasa aérea estimada, dado que puede variar de acuerdo con las condiciones ambientales en los ensayos y, por último, 3) la estimación del rendimiento de las pasturas debido a la falta de datos observados (Moreno *et al*., 2016). Además, el bajo ajuste podría estar asociado al rango estrecho de valores de COS observado con el que se trabajó.

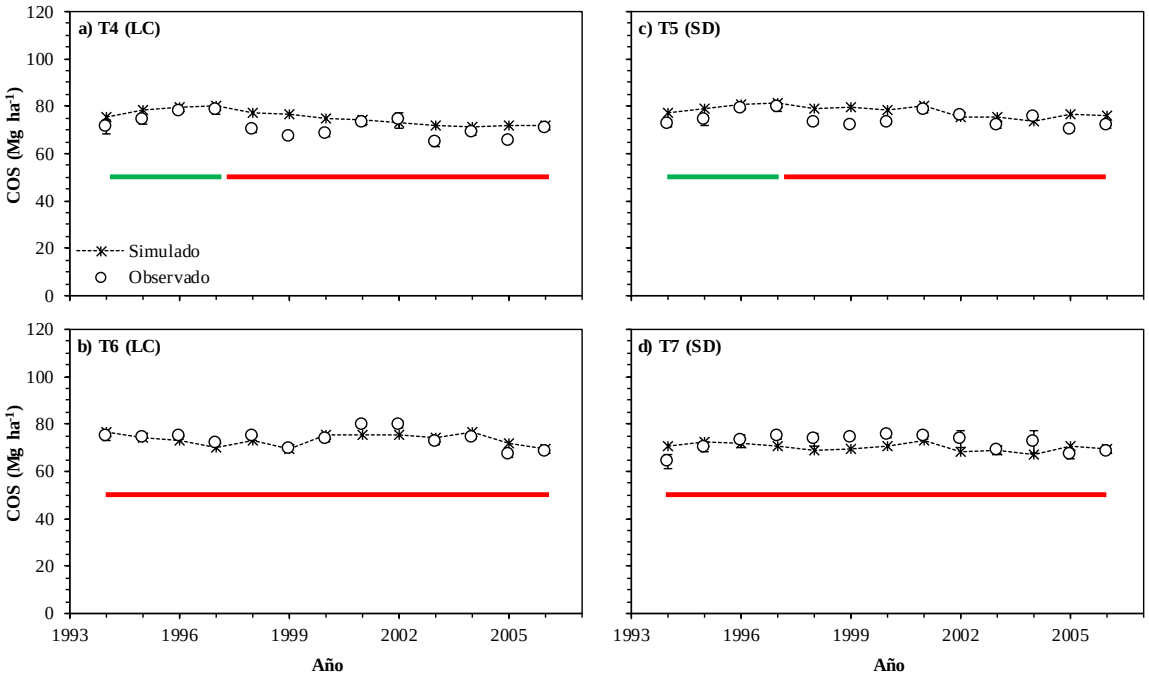


Figura 2: Stock de carbono orgánico del suelo (COS) observado y simulado con RothC en la Fase 2 del ensayo de Rotaciones Mixtas en cuatro tratamientos de rotación (dos bajo labranza convencional (LC) y dos bajo siembra directa (SD)) y sin agregado de nitrógeno. Las barras verdes representan los períodos bajo pastura y las rojas, los períodos bajo agricultura. Las barras verticales en cada valor observado representan el error estándar de la media. Los datos de b) fueron tomados de Studdert *et al*. (2011).

Al analizar el desempeño del modelo bajo rotaciones mixtas, los tratamientos de la F1 presentaron mejor comportamiento que los de la F2. Esto puede deberse a que en la F1 se utilizó sólo LC, que para la que se diseñó RothC. No obstante, en la F1 los tratamientos con mayor duración del periodo bajo pastura (T2 y T4) fueron los que presentaron peor comportamiento, indicando que la magnitud de la subestimación está relacionada con la duración del periodo. En la F2 sólo uno de los tratamientos bajo rotaciones mixtas generó indicadores dentro del rango propuesto por Smith *et al*. (1997) como aceptable. En F2 existen tratamientos con SD y LC, pero al dividir el análisis según el tipo de labranza (Tabla 3, Figura 2), los resultados no explicaron el mal desempeño modelo en la F2 bajo rotaciones mixtas. Por otro lado, los tratamientos T6 (agricultura continua bajo LC) y T7 (agricultura continua bajo SD) de la F2 presentaron indicadores estadísticos muy aceptables. Esto indica que el modelo presenta fallas cuando la simulación se realiza bajo rotaciones mixtas, aunque los indicadores estadísticos de los períodos bajo pastura fueron mejores que los de los períodos bajo agricultura y que funciona de la misma manera para ambos sistemas de labranza tanto bajo agricultura continua cuanto bajo rotaciones mixtas.

CONCLUSIONES

A partir de lo expuesto y para las condiciones edafoclimáticas bajo las que se obtuvieron los resultados para evaluar el desempeño del modelo, se puede concluir que no se generó evidencia suficiente para rechazar la hipótesis referida a que el modelo RothC es capaz de simular aceptablemente los cambios en los contenidos de COS cuando se incluyen pasturas en la rotación de cultivos. Por otro lado, tampoco se han reunido evidencias suficientes para rechazar la hipótesis referida a que el modelo RothC simula satisfactoriamente cambios en el COS cuando el sistema de labranza utilizado es SD. No obstante, si bien las evidencias recolectadas no fueron suficientes para rechazar las hipótesis planteadas, se comprobaron diferencias del comportamiento del modelo según las características de las rotaciones mixtas y los sistemas de cultivo en que se aplicó la SD. Se conjeturó que tales desviaciones en el desempeño del modelo no necesariamente podían ser atribuidas a RothC sino que podrían tener origen en cómo se generó la información de entrada de C y en los valores observados. Futuros estudios deberían buscar un mejor ajuste de la información utilizada.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Ingeniera Agrónoma de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR402-12 y AGR481-15) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID. 2016. Estimación de superficie en siembra directa. http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimación-de-superficien-en-SD-1.pdf. Consulta: 10/8/2017.
- Agostini, MA; M.G: Monterubbianesi; GA Studdert & S Maurette. 2014. Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. Ciencia del Suelo 32:171-176.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. Soil Till. Res. 102:93-100.
- Fila, G; G Bellocchi; M Acustis & M Donatelli. 2003. IRENE: a software to evaluate model performance. Europ. J. Agron. 18:369–372.
- Franzluebbers, A; J Sawchik & M Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations in temperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18-26.
- Garcia, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo 34:127-138.
- Moreno, R; GA Studdert; MG Monterubbianesi & AI Irigoyen. 2016. Soil organic carbon changes simulated with the AMG model in a high-organic-matter Mollisol. Spanish J. Soil Sci. 6:212-229.
- Puget, P & R Lal. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. Soil Till. Res. 80:201-213.
- Quiroga, RA & GA Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: HE Echeverria & FO García (eds.) Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da edn. Pp. 73-100. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- RRes. 2007. Rothamsted Carbon Model (RothC). Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire, Reino Unido. Programa computacional.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- Smith, P; J Smith; D Powlson.; W McGill; J Arah; O Chertov; K Coleman; U Franko; S Frolking; D Jenkinson. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. Geoderma 81:153-225.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, GA; HE Echeverría & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.
- Studdert, GA; MG Monterubbianesi & GF Domínguez. 2011. Use of RothC to simulate changes of organic carbon stock in the arable layer of a Mollisol of the southeastern Pampas under continuous cropping. Soil Till. Res.117:191–200.
- Weil, RR & F Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. En: F Magdoff & RR Weil (eds.) Soil organic matter in sustainable agriculture. Pp. 1-43. CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA.

C4P90. SIMULACIÓN CON AQUACROP DEL CONSUMO HÍDRICO DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS CON INFLUENCIA DE NAPA

Morla[1], Federico D.; Giayetto[1], Oscar; Cerioni[1], Guillermo A. y Cisneros[2], José M.

Departamento de [1]Producción Vegetal y [2]Ecología Agraria- Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nac. 36 Km. 601. Río Cuarto, Córdoba. Argentina. fmorla@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Los modelos de simulación parametrizados y validados bajo condiciones locales constituyen herramientas importantes para el monitoreo de la sustentabilidad de agrosistemas y para el planteo de escenarios alternativos. AquaCrop es un modelo de FAO que simula el crecimiento y desarrollo de cultivos, calibrado y validado para cultivos a nivel local. Teniendo en cuenta la problemática de acenso de napas y el riesgo de anegamientos, el objetivo de este trabajo fue simular de consumo hídrico de cultivos de cobertura con el modelo AquaCrop en ambientes con influencia de napas freáticas cercanas a la superficie en la región centro-sur de Córdoba. Para ello se simuló y se analizó en un periodo de 17 años (2000/16) un trigo como cultivo de cobertura bajo condiciones ambientales locales y tres situaciones de napa (sin influencia, napa a 1 m y napa a 2 m), registrándose el ciclo (siembra a floración-secado), cobertura del canopeo, biomasa y consumo de agua. La capacidad anual de abatimiento de la napa freática (mm) fue calculada como la diferencia entre el consumo de agua del cultivo de cobertura y las precipitaciones durante su ciclo. El modelo presentó sensibilidad a las variables ambientales y del cultivo simuladas. Los mayores consumos (hasta 174 mm), cobertura de canopeo (>98%) y producción de biomasa (11921 kg ha^{-1}) se dieron en las condiciones donde la napa tenía una alta interacción con el cultivo de cobertura, *i.e.* la napa a una profundidad de 1 m. A su vez, la mayor variabilidad se dio en la condición sin influencia de napa, indicando la dependencia del cultivo de cobertura a las precipitaciones durante su ciclo. La capacidad de abatimiento de la napa (de hasta 63,5 cm) encontrada indica la utilidad los cultivos de cobertura para el consumo de excesos hídricos en zonas donde el ascenso de las napas puede generar inconvenientes.

Palabras claves: Napa, AquaCrop, Cultivos de Cobertura

INTRODUCCIÓN

Incrementos de la cantidad e intensidad de precipitaciones generadas por efecto del cambio climático, y cambios en el uso de la tierra, particularmente el reemplazo de bosques nativos y praderas de pastura por la agricultura continua, han producido un aumento del nivel freático en la región (Jobbágy *et al*., 2008). Éste efecto emergente constituye una seria amenaza a la producción no sólo por la pérdida de los cultivos, sino porque se desencadenan procesos de inundación - anegamiento afectando a viviendas rurales, caminos y hasta centros poblados (Cisneros *et al*., 2014).

La región sur de Córdoba está conformada por planicies sedimentarias de baja pendiente regional y escaso escurrimiento superficial, lo cual hace difícil y costoso evacuar los excesos hídricos por sistemas de canalización, por ello el rol del manejo de la evapotranspiración de los cultivos sobre el abatimiento del nivel freático toma mayor relevancia. Así, la planificación de los diferentes sistemas agrícolas pueden influenciar los niveles locales de la napa. Cuando el nivel del agua freática es alto, las raíces pueden acceder a ella y transpirar agua de las napas (Jobbágy y Jackson 2004). Estas napas interactúan con los cultivos, dependiendo de las profundidades prevalecientes, el agua subterránea puede estar totalmente desacoplada de la vegetación, puede ser una valiosa fuente de agua, o bien transformarse en un agente de estrés por anegamiento y/o salinidad (Jobbágy & Nosetto, 2009).

La utilización de los cultivos de cobertura (CC) es una práctica agronómica que consiste en sembrar un cultivo, generalmente de invierno, con el fin de generar cobertura y favorecer diferentes aspectos relacionados con la salud del suelo, siendo una alternativa sustentable y compatible con los sistemas actuales de producción (Lal *et al*., 2007). Si bien el rol tradicional de los CC en la región ha sido la prevención de la erosión, principalmente después del cultivo de maní (Morla *et al*., 2015), diferentes autores han descripto otras funciones como (i) aumento de fijación de carbono; (ii) aumento de la infiltración, una menor pérdida por escurrimiento superficial y percolación; (iii) disminución de la pérdida de nutrientes móviles; (iv) competencia con malezas; y, actualmente, se presentan como una alternativa para el (v) consumo de excesos hídricos en zonas donde la napa freática se encuentra cerca de la superficie y con riesgo de producir inundación.

AquaCrop es un modelo desarrollado por la División de Tierra y Agua de la FAO que simula el crecimiento y desarrollo de cultivos herbáceos como una función del consumo de agua bajo condiciones de secano, riego, o con aportes desde la napa freática (Steduto *et al*., 2009), siendo posible su aplicación para un amplio rango de condiciones ecológicas y sistemas productivos. Este modelo integra el efecto de las variables edáficas y climáticas, junto con las variables de manejo, para simular la producción de los cultivos en respuesta al agua en el sistema suelo-planta. AquaCrop ha sido validado y aplicado con éxito para diferentes tipos de cultivos y en una amplia gama de entornos ambientales y agronómicos (Vanuytrecht *et al*., 2014). A nivel local, fue calibrado y validado para los cultivos de maíz, soja y trigo (Giayetto &Morla, 2013). Simuló satisfactoriamente el consumo total de agua, el de la napa freática, y el rendimiento final de dos cultivares de soja en respuesta a la influencia de una napa freática para las condiciones ambientales del sur de Córdoba, con suelos arenosos, profundos y napas de baja salinidad (Cisneros *et al.*, 2013).

Los modelos de simulación parametrizados y validados bajo condiciones locales constituyen herramientas de gran valor para el monitoreo de la sustentabilidad de los agrosistemas y el planteo de escenarios alternativos en el diseño de sistemas productivos sustentables (Van Keulen, 1975). En función de los antecedentes planteados, el objetivo de este trabajo fue simular el consumo hídrico de cultivos de cobertura con el modelo AquaCrop de FAO en ambientes con influencia de napas freáticas cercanas a la superficie en la región centro-sur de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Condiciones de Simulación

Las condiciones de operación y los valores de calibración - parametrización del modelo de simulación AquaCrop de FAO fueron las siguientes:

- Versión de AquaCrop: V6.0. (Marzo de 2017) (www.fao.org/aquacrop/es/).
- Variables climáticas: Precipitación, Temperatura diaria y Evapotranspiración de referencial (ETo): Se generaron los archivos de 17 años (2000 a 2016) en base a registros diarios obtenidos de la estación agrometeorológica automática ubicada en el campo de docencia y experimentación de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Concentración de CO_2: Se tomaron los valores por defecto del programa (archivo MaunaLoa.CO_2).
- Cultivo: Se utilizó como cultivo de cobertura el archivo de trigo parametrizado y validado para la región de estudio, donde se definieron principalmente parámetros referidos al ciclo del cultivo, su fenología, características del canopeo y el índice de cosecha de referencia, ver Giayetto y Morla (2013). El ciclo considerado fue desde la siembra, a mediados de mayo (15/05) hasta el comienzo de floración, momento en que comúnmente el cultivo de cobertura es interrumpido mediante secado químico (herbicida).
- Condiciones de manejo: La simulación se iniciaba 45 días antes de la fecha de siembra para cada año con un contenido equivalente al 50% del agua útil hasta 1 m de profundidad. Se asumió ausencia de limitantes en la disponibilidad de nutrientes durante el crecimiento del cultivo y que el suelo presentaba un 80% de cobertura de rastrojos.
- Suelo: Se utilizó como suelo representativo de la región a un Haplustol éntico de textura franca arenosa, profundo algo excesivamente drenado. Por su capacidad hídrica se definieron 5 horizontes. Se utilizó un valor de curva número CN= 60, y no se consideraron capas restrictivas en la profundidad enraizable del cultivo (para más información ver Cisneros *et al.* (2013)).
- Profundidad de napa, se simularon tres diferentes condiciones: i) sin influencia de la napa; ii) una influencia media en el cultivo de trigo de una napa a 2 m de profundidad fija durante el ciclo del cultivo; y iii) una profundidad de napa de 1 m donde la influencia es alta y el crecimiento del cultivo máximo (Jobbágy y Nosetto, 2009).

Salidas de la simulación

Se simularon 17 ciclos agrícolas para el cultivo de cobertura y se analizaron las siguientes salidas del modelo: ciclo del cultivo, cobertura del suelo por el canopeo y producción de biomasa aérea total al momento de secado, y consumo de agua por el cultivo de cobertura. La capacidad anual de abatimiento de la napa freática (cm) fue calculada

como la diferencia entre el consumo de agua por parte del cultivo de cobertura (mm) y las precipitaciones durante su ciclo de crecimiento (mm) y una relación ascenso/descenso de napa según recarga y consumo de 1:4 (Cisneros *et al.*, 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La duración del ciclo del cultivo de cobertura varió entre 124 y 143 días desde la siembra con un valor medio de 133 días, que equivaldría al 25 de septiembre como fecha de secado. La duración de este periodo no fue afectada por la disponibilidad hídrica dada por la influencia de la napa.

La producción de biomasa aérea y la cobertura del canopeo al momento de secado (comienzo de floración) variaron según la interacción entre el cultivo de cobertura y la profundidad de la napa (Tabla 1). Los menores valores simulados de estas variables se dieron en la condición sin influencia de napa (17,3% de cobertura y 2100 kg ha^{-1} de biomasa aérea), donde también se observó la mayor variabilidad de resultados en respuesta a la cantidad de precipitaciones ocurridas. Por el contrario, en la condición de napa a 1 m de profundidad los valores de cobertura (98%) y biomasa producida (11921 kg ha^{-1}) son altos y con baja variación entre años, lo que pone de manifiesto la importancia del aporte de agua de la napa freática. En este sentido Jobbágy & Nosetto (2009) señalan que existen marcados cambios en la interacción del cultivo y la napa según como se presenten las condiciones hidrológicas en el ciclo del cultivo.

Tabla 1: Cobertura del canopeo y biomasa aérea total producida al momento del secado de un Cultivo de Cobertura para el período 2000-2016 en la región centro sur de la provincia de Córdoba.

Variable	Napa	Media	Mínima	Máxima	Q1 (25%)	Q3 (75%)
Cobertura de Canopeo (%)	Sin Influencia	71,4	17,3	93,3	39,3	91,4
	Napa a 1 m	96,4	93,0	98,1	93,4	97,0
	Napa a 2 m	87,0	65,0	93,5	85,3	93,3
Biomasa aérea (kg ha^{-1})	Sin Influencia	8317	2100	11887	5414	10718
	Napa a 1 m	11263	10522	11921	10995	11612
	Napa a 2 m	10117	6607	11887	9294	11080

Q1 y Q3 representan los valeres del cuartil 1 y 3, respectivamente.

En la figura 1 se observan las precipitaciones durante el ciclo y los consumos de agua por parte del cultivo de cobertura en diferentes condiciones de influencia de la napa freática. Los mayores consumos hídricos se observaron cuando se simuló la presencia de napa a 1 m de profundidad con un valor medio de 153 mm de agua, seguido por la condición con napa a 2 m con 127 mm y por último la condición sin influencia de napa con 110 mm. Cabe destacar que la condición de napa a 1m fue la que menor variación de consumo presentó con valores en un rango de 136 a 174 mm, en contraposición la condición sin influencia de napa que presentó el rango más amplio de variación con valores de 51 a 151 mm, y la condición con napa a 2 m tuvo un comportamiento intermedio (rango de 105 a 152 mm).

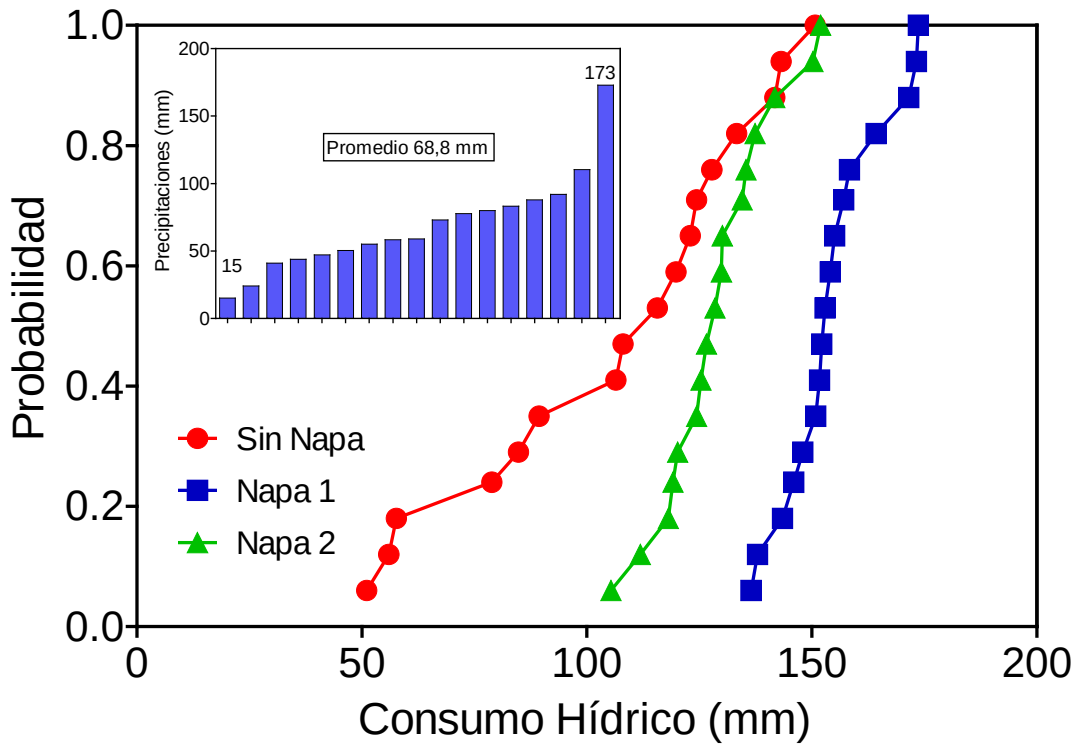


Figura 1: Consumo hídrico de un Cultivo de Cobertura para el período 2000-2016 en la región centro sur de la provincia de Córdoba.

Los valores máximos de consumo hídrico, observados en las salidas de la simulación de la condición de napa a 1 m de profundidad, están siendo traccionados por la demanda atmosférica, es decir la evapotranspiración de referencia, durante el ciclo de cultivo y representaría el techo de este ambiente evaluado para consumo hídrico de un cultivo de cobertura.

Estos consumos de agua por parte del cultivo de cobertura, sumados al de un cultivo de verano ayudarían a estrechar la brecha actual entre el consumo y el aporte de agua por precipitaciones (Jobbágy *et al*., 2008; Cisneros *et al*., 2014), con disminuciones en la recarga de la napa y de las consecuencias indeseadas de este proceso.

A su vez, la simulación del cultivo de cobertura permitió observar que existe capacidad de abatimiento de la napa (mm) expresada como la diferencia entre el consumo de agua y las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo y una relación entre lámina de agua y profundidad de napa de 1:4 (Tabla 2).

Tabla 2: Capacidad promedio de abatimiento de la napa (cm) de un Cultivo de Cobertura para el período 2000-2016 en la región centro sur de la provincia de Córdoba.

Variable	Napa	Media	Mínima	Máxima	Q1 (25%)	Q3 (75%)
Abatimiento de la napa (mm)	Sin Influencia	15,1	-12,5	29,7	12,8	23,1
	Napa a 1 m	34,3	-0,6	63,5	25,9	43,1
	Napa a 2 m	24,0	-12,5	38,8	18,1	31,7

Q1 y Q3 representan los valeres del cuartil 1 y 3, respectivamente.

La capacidad de abatimiento varió según la condición hídrica del año simulado y la influencia de la napa sobre el cultivo, presentando valores desde -12,5 cm, en un año con altas precipitaciones y condiciones donde la influencia de la napa fue media (napa a 2 m) o nula; hasta valores de 63,5 cm en condiciones con aporte bajo de las precipitaciones y

donde el cultivo de cobertura tenía una alta disponibilidad de agua para evapotranspirar (napa a 1 m). Los valores medios de abatimiento de napa estuvieron en un rango de los 15,1 a los 34,3 cm.

CONCLUSIONES

El modelo AquaCrop presentó sensibilidad para las variables ambientales y del cultivo simuladas, por lo que podría ser utilizado en otros trabajos exploratorios de este tipo. Los mayores consumos hídricos (de hasta 174 mm), cobertura de canopeo (> 98%) y producción de biomasa aérea (11921 kg ha^{-1}) simulados en este trabajo se dieron en las condiciones donde la napa tenía una alta interacción con el cultivo de cobertura, es decir a una profundidad de 1 m. A su vez, la mayor variabilidad se dio en la condición sin influencia de napa, indicando la dependencia del cultivo de cobertura de las precipitaciones durante su ciclo. La medida de capacidad de abatimiento de la napa (de hasta 63,5 cm) encontrada en este trabajo destaca la utilidad de los cultivos de cobertura en la rotación, para el consumo de excesos hídricos en zonas donde el ascenso de las napas freáticas puede generar inconvenientes. Se suma así otro beneficio importante de esta práctica de manejo agronómico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los Proyectos “Ascenso de la Napa freática e inundaciones en el este de Córdoba” – Convenio INTA – AUDEAS – CONADEV y “Manejo integrado y gestión Ambiental de los cultivos industriales de la zona centro” - Programa Nacional Cultivos industriales de INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Cisneros J.M., H.A. Gil; J.D. de Prada; A.J. Degioanni; A. Cantero & O. Giayetto. 2014. Estado actual, pronósticos y propuestas de control de inundaciones en el centro-este de la provincia de Córdoba. Informe Técnico. Servicio de Conservación y Ordenamiento de Tierras (SECYOT). 22 p.
- Cisneros, J. M., J. J. Cantero, A. Cantero G. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de argentina. Rev. UNRC 17 (1): 23-35.
- Cisneros, J.M., Scilingo J.M.; Giayetto, O., Morla F.D. & E. Jobaggy. 2013. Uso del modelo de simulación AquaCrop - FAO para estimar el aporte subterráneo de agua al cultivo de soja. *XXIV Congreso Nacional del Agua*. San Juan, Argentina.
- Giayetto O. & F.D. Morla. 2013. Calibración de Modelos en Cultivos Agrícolas. En: *Bases conceptuales y metodológicas para el ordenamiento territorial en el medio rural*. Giayetto O.; Plevich J. O.; Lallana V. H. y M. A. Pilatti, Eds. LibroClick Ediciones, Río Cuarto (Córdoba). p 281 - 292.
- Jobbágy, E.G. & R.B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10:1299-1312.
- Jobbágy, E.G., & M.D. Nosetto. 2009. Napas freáticas: pautas para comprender y manejar su impacto en la producción. In *XVII Congreso Nacional de AAPRESID. Argentina*.
- Jobbágy, E.G., M.D. Nosetto, C.S. Santoni & G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18: 305-322.
- Lal, R., Reicosky, D.C., & J.D. Hanson. 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil and Tillage Research*, *93*(1): 1-12.
- Morla, F.D.; Giayetto, O.; Girardi, D.M.; Fernandez, E.M.; Cerioni, G.A.; Kearney, M.I.T.; Violante, M.G.; & M.B. Rosso. 2015. Efecto de un cultivo de cobertura, sembrado durante la cosecha de maní, sobre el agua del suelo y rendimiento de un cultivo de soja. *XXX Jornada Nacional del Maní*. General Cabrera, Córdoba.
- Steduto, P., Hsiao, T.C., Raes, D., & E. Fereres. 2009. AquaCrop—The FAO crop model to simulate yield response to water: I. Concepts and underlying principles. *Agronomy Journal*, *101*(3): 426-437.
- Van Keulen, H. 1975. Simulation of water use and herbage growth in arid regions. Simulation Monographs, Pudoc, Wageningen, The Netherlands, 184 p.
- Vanuytrecht, E., Raes, D., Steduto, P., Hsiao, T.C., Fereres, E., Heng, L.K., & P.M. Moreno. 2014. AquaCrop: FAO's crop water productivity and yield response model. *Environmental modelling & software*, *62*: 351-360.

C4P91. HACIA EL MANEJO ESPACIAL DE LA FERTILIDAD DE SUELOS EN LA REGIÓN PAMPEANA

Navarro, Martín; Díaz, Eduardo y Díaz-Zorita, Martin.

Desarrollo de Tecnologías en Monsanto, Ruta 188 Km 77, (2700), Pergamino, Buenos Aires, Argentina.
martin.navarro@monsanto.com

RESUMEN

Los atributos que influyen sobre el desempeño de los cultivos varían en el espacio y tiempo. Su estructura espacial es específica para cada lote y su cuantificación es necesaria para la aplicación del manejo sitio-específico. El objetivo de este estudio es analizar la estructura espacial de Fósforo (P), Materia orgánica (MO) y Zinc (Zn) para la elaboración de diagnósticos de fertilización y su potencial aplicación para el manejo variable de la nutrición de cultivos. En 28 lotes de producción de la región pampeana central, durante las campañas 2012 a 2014, se tomaron muestras de suelos (capa de 0 a 20 cm) según un patrón en grilla. La superficie de los lotes varió entre 68 y 136 ha y la intensidad de muestreo de suelos en cada uno fue de dos muestras compuestas de 10 submuestras por cada hectárea (0,5 muestras ha^{-1}). En total se evaluaron 6231 muestras. En este estudio los datos de cada lote se analizaron calculando parámetros estadísticos descriptivos (promedio, mediana, coeficiente de variación, rangos según distribución de frecuencias). Se realizó un análisis de la variabilidad espacial de cada una de las propiedades físicas del suelo utilizando herramientas geoestadisticas para definición y ajuste de semivariograma. En la mayoría de los casos estudiados, la distribución espacial de MO P y Zn en suelos bajo prácticas agrícolas representativas de la región pampeana muestra patrones ajustables a partir de la información de muestreos en grillas. Sin embargo, se observan diferencias tanto entre las propiedades evaluadas como los tipos de modelos que permiten su análisis espacial. La información analizada no resultó suficiente para la identificación de condiciones específicas de distribución de las propiedades analizadas para la caracterización completa predictiva de patrones de variabilidad por lo que estudios posteriores procurarán la incorporación de otras variables de evaluación espacial de los sitios.

Palabras claves: Diagnóstico de fertilización, fósforo, zinc

INTRODUCCIÓN

En Argentina, nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) son los nutrientes que en mayor medida limitan rendimientos agrícolas y cationes como potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) lo hacen solo en situaciones particulares. Respecto a los micronutrientes, los más estudiados en la región pampeana son molibdeno (Mo), boro (Bo), zinc (Zn) y manganeso (Mn), presentando la respuesta a estos resultados variables debido a que las deficiencias no son generalizadas o están asociadas a cultivos de alto rendimiento (Salvagiotti, 2013). Algunos relevamientos actuales de suelos sugieren que la disponibilidad de Zn en una amplia área de la región pampeana limitaría los rendimientos de los cultivos (Sainz Rozas *et al.*, 2013).

Las recomendaciones de fertilización frecuentemente requieren de la toma de muestras de suelos para su análisis de laboratorio y la cuantificación de los niveles de algunas propiedades de diagnóstico. Diversos estudios describen la variabilidad espacial dentro de los lotes de producción, tanto en términos productivos observables en mapas de rendimientos como de distribución de los nutrientes en el suelo (Alesso *et al*., 2012; Lopez de Sabando *et al*., 2010). Según Navarro *et al*. (2017), los niveles extractables de algunos nutrientes tales como P y Zn en lotes agrícolas de la región pampeana bajo prácticas regulares de producción (cultivos, estrategias de fertilización, niveles de producción, etc.) muestran distribuciones asimétricas con sesgo positivo. Por lo tanto, los diagnósticos de necesidades de fertilización con P o con Zn, y potencialmente de otros elementos vinculados al ciclo de la materia orgánica, a partir del análisis de suelos con muestras compuestas conduce a la aplicación insuficiente de estos nutrientes tomándose como lotes con adecuada oferta de P y de Zn a casos donde más del 50% del área presenta concentraciones inferiores a las críticas consideradas como referencia (Navarro *et al*. 2017).

El objetivo de este estudio es, a partir de la integración de muestreos en grilla de lotes agrícolas representativos de la región pampeana, analizar la estructura espacial de algunas propiedades edáficas para la elaboración de diagnósticos de fertilización y su potencial aplicación para el manejo variable de la nutrición de cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

En 28 lotes de producción de la región pampeana central, durante las campañas 2012 a 2014, se tomaron muestras de suelos (capa de 0 a 20 cm) según un patrón en grilla. Los lotes estudiados fueron seleccionados por representar condiciones regulares de producción agrícola, mayormente bajo prácticas continuas en siembra directa con diversas secuencias de cultivos mayormente de soja y de maíz, planteos de fertilización con P (desde poco frecuente, de suficiencia en cereales y hasta de mantenimiento y reposición según niveles extraídos con los cultivos) y con Zn (desde nula a frecuente en cultivos de maíz), tipos de suelos (Hapludoles énticos a Argiudoles típicos).

La superficie de los lotes varió entre 68 y 136 ha y la intensidad de muestreo de suelos en cada uno fue de dos muestras compuestas de 10 submuestras por cada hectárea (0,5 muestras ha^{-1}). En total se evaluaron 6231 muestras en las que, entre otras propiedades, se determinaron los contenidos extractables de P y de Zn según la metodología de Mehlich-3 (Mehlich, 1984) y de materia orgánica por digestión húmeda (método de Walkley y Black). Debido a que los niveles de extracción de Zn con el método Mehlich-3 son mayores que los obtenidos con DTPA, dichos valores se transformaron a niveles Zn con extractante DTPA utilizando una relación lineal de 0,62 a 1, según la relación entre ambas metodologías a partir de resultados obtenidos por Hernán Sainz Rosas (comunicación personal).

En este estudio los datos de cada lote se analizaron calculando parámetros estadísticos descriptivos (promedio, mediana, coeficiente de variación, rangos según distribución de frecuencias). Se realizó un análisis de la variabilidad espacial de cada una de las propiedades físicas del suelo y el rendimiento del cultivo utilizando herramientas geoestadisticas para definición y ajuste de semivariograma de acuerdo con Isaak y Srivastava (1989). De esta manera es posible realizar el ajuste de un modelo matemático que represente la variabilidad espacial de los parámetros estudiados. Los parámetros de ajustes son: efecto pepita; Varianza estructural y Rango. El efecto pepita representa la variabilidad no detectada en el muestreo. La varianza estructural indica hasta qué punto la variabilidad de los datos se incrementa hasta que no hay más semejanza entre la variabilidad de las muestras y el rango muestra hasta que distancia las muestras tienen dependencia espacial. Para los análisis estadísticos se utilizó el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los niveles extraídos de P variaron entre 7,4 y 39,2 mg kg^{-1}, los de Zn entre 0,5 y 1,8 mg kg^{-1} y los contenidos de materia orgánica entre 1,6 y 3,2 %. En todos los casos mostraron alta variabilidad tanto entre lotes como dentro de estos (Tabla 1, Fig.1).

Tabla 1: Descripción de propiedades de suelos agrícolas representativos de la región pampeana. Promedio de parámetros dentro de 28 lotes de producción. MO = materia orgánica D.E. = desvío estándar, CV = coeficiente de variación (%), Q1 = primer cuartil. Q3 = tercer cuartil, P(10) = 10% inferior, P(90) = 10% superior

Variable	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Mediana	P(25)	P(75)	P(10)	P(90)
Zn (mg kg^{-1})	1,09	0,64	58,25	0	10	1	0,7	1,3	0,5	1,8
P (mg kg^{-1})	21,77	15,21	69,87	2,98	150	18,24	11,56	27,3	7,4	39,2
MO (%)	2,38	0,63	26,53	0,63	5,3	2,39	1,93	2,8	1,6	3,2

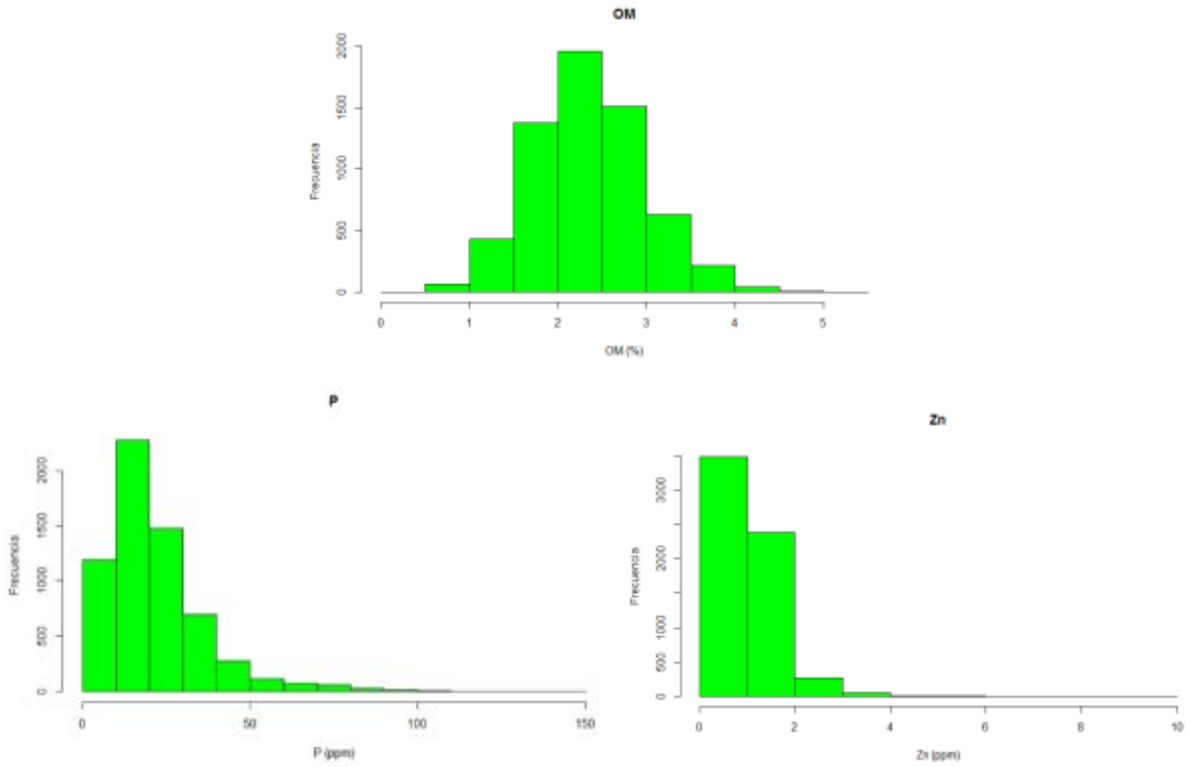


Figura 1. Distribución de frecuencias de propiedades edáficas entre 6231 observaciones de 28 lotes de producción representativos de la región pampeana.

A nivel general, integrando todos los lotes, se observó una relación positiva y débil entre P y MO; y Zn y MO (coeficiente de correlación 0,18 y 0,31 respectivamente). En el caso de la relación P y Zn también fue positiva pero más fuerte, con un coeficiente de correlación de 0,5. Todas las correlaciones fueron significativas ($p \leq 0.01$). Los valores de correlación a nivel de lote variaron entre 0,01 y 0,42 para P y MO, entre 0,09 y 0,52 para Zn y MO y 0,12 y 0,76 para P y Zn. No se observó una tendencia de lotes con altas o bajas correlaciones para todas las variables, sino que fue individual para la combinación de lote y par de variables a analizar. Por ejemplo, el lote que presentó máxima correlación entre P y Zn (0,76), mostró valores de 0.08 para Zn y MO y 0.28 para Zn y P.

Los contenidos de materia orgánica y de los niveles extractables de Zn se ajustaron a modelos espaciales de distribución en (20/28) % de los lotes evaluados mientras que en el caso de los niveles extraídos de P el ajuste se logró en (26/28) % de los casos analizados. Sin embargo, los casos sin ajustes espaciales en la distribución de las propiedades evaluadas no fueron coincidentes ni mostraron características uniformes que sugieran condiciones en los patrones de variabilidad específicos para su identificación (Tabla 2). Entre los lotes con ajuste espacial también se describieron diferencias entre los modelos que permitieron tal análisis, en el caso de las propiedades P y MO entre el 70 y 75% de los ajustes fueron según modelos esféricos mientras que para Zn este modelo se ajustó en el 60% de los lotes.

Tabla 2: Caracterización de los casos sin ajuste espacial en la distribución de propiedades de suelos representativos de la región pampeana. MO = materia orgánica, D.E. = desvío estándar, CV = coeficiente de variación (%), Q1 = primer cuartil. Q3 = tercer cuartil, P(10) = 10% inferior, P(90) = 10% superior

Variable	Lote	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Mediana	P(25)	P(75)	P(10)	P(90)
P (mg kg^{-1})	1	14,97	8,44	56,39	5,76	76,53	12,86	10,06	16,32	8,5	23,09
	2	26,99	9,21	34,15	7,25	80,35	25,97	20,63	31,65	17,22	37,91
	Prom	**21,55**	**13,08**	**67,05**	**7,46**	**92,44**	**18,06**	**13,90**	**24,09**	**11,34**	**35,37**
Zn (mg kg^{-1})	1	0,79	0,62	78,5	0,11	6,53	0,66	0,49	0,95	0,38	1,31
	2	1,28	0,49	38,07	0,5	5,8	1,2	1	1,4	0,9	1,8
	3	1,21	0,37	30,78	0,7	2,8	1,1	0,9	1,4	0,8	1,7
	4	0,66	0,54	81,37	0,27	7,87	0,56	0,46	0,72	0,38	0,93
	5	1,33	0,34	25,69	0,9	2,9	1,2	1,1	1,4	1,1	1,8
	6	1,7	0,5	29,32	0,8	3,6	1,6	1,3	2	1,1	2,4
	7	0,85	1	118,38	0,21	9,9	0,58	0,44	0,88	0,36	1,49
	8	1,05	0,96	91,24	0,26	10	0,85	0,65	1,13	0,51	1,59
	Prom	**1,12**	**0,47**	**43,54**	**0,34**	**4,31**	**1,028**	**0,85**	**1,27**	**0,71**	**1,60**
MO (%)	1	2,33	0,21	9,07	1,8	2,9	2,3	2,2	2,5	2,1	2,6
	2	2,15	0,41	19,2	1,47	4,06	2,09	1,86	2,38	1,66	2,68
	3	2,28	0,44	19,35	1,43	4,13	2,25	1,93	2,54	1,75	2,85
	4	2,31	0,72	31,1	0,92	4,66	2,22	1,79	2,82	1,4	3,27
	5	3,46	0,42	12,17	2,1	4,7	3,5	3,2	3,7	3	4
	Prom	**2,40**	**0,46**	**19,55**	**1,28**	**3,85**	**2,40**	**2,07**	**2,67**	**1,82**	**2,98**

Los parámetros de descripción de los modelos espaciales de distribución ajustados según el modelo esférico (20 lotes para P, 18 lotes para Zn y 20 lotes para MO) se presentan en la tabla 3. Se observa que los rangos de autocorrelación varían según la propiedad considerada siendo en promedio menor en el caso de MO que en el de P y de Zn.

Al comparar los casos correspondientes a los 4 lotes de menor rango de autocorrelación con los 4 de mayor rango (Tabla4) se observó para todas las variables que los lotes de menor rango presentaron una media inferior en comparación a los lotes de mayor rango. En el caso de P y MO también se observó un menor CV en comparación a los lotes de mayor rango.

Considerando el diseño de estrategias de caracterización por muestras en diseños de grillas y asumiendo que entre 2 puntos consecutivos sería conveniente el ajuste de las tendencias espaciales con al menos 3 observaciones dentro del rango de autocorrelación, se requerirían entre 4 y 23 observaciones cada 10 has según la propiedad a caracterizar.

Tabla 3: Caracterización de los casos sin ajuste espacial en la distribución de propiedades de suelos representativos de la región pampeana. MO = materia orgánica

Variable	N° Lotes	Rango promedio (m)	Rango mínimo (m)	Rango máximo (m)	Distancia de Muestreo (m)	Muestras por ha
MO	20	198	81	400	66	2,3
P	20	370	130	657	123	0,7
Zn	18	451	148	1000	150	0,4

Tabla 4: Propiedades en sitios con rangos contrastantes de autocorrelación en propiedades de suelos representativos de la región pampeana. MO = materia orgánica, D.E. = desvío estándar, CV = coeficiente de variación (%), Q1 = primer cuartil. Q3 = tercer cuartil, P(10) = 10% inferior, P(90) = 10% superior

Variable	Rango	Media	D.E.	CV	Mínimo	Máximo	Mediana	P(25)	P(75)	P(10)	P(90)
P (mg kg^{-1})	menor	21,40	11,99	61,89	8,09	97,30	18,26	14,66	23,98	12,38	32,61
	mayor	25,27	15,6	73,21	9,23	105,46	20,99	16,44	28,92	13,42	40,54
	Prom	**22,80**	**13,19**	**62,97**	**7,92**	**90,45**	**19,33**	**14,90**	**25,54**	**12,14**	**37,12**
Zn (mg kg^{-1})	menor	0,77	0,46	57,97	0,22	4,89	0,66	0,52	0,89	0,41	1,16
	mayor	1	0,34	34,66	0,3	3,65	0,97	0,77	1,12	0,65	1,35
	Prom	**1,15**	**0,46**	**41,47**	**0,37**	**4,14**	**1,05**	**0,88**	**1,30**	**0,74**	**1,64**
MO (%)	menor	2,51	0,36	14,48	1,47	3,74	2,52	2,25	2,72	2,07	3,0
	mayor	2,77	0,52	19,68	1,5	4,49	2,72	2,38	3,07	2,11	3,44
	Prom	**2,38**	**0,45**	**19,70**	**1,13**	**3,80**	**2,38**	**2,05**	**2,65**	**1,81**	**2,96**

La información analizada no resultó suficiente para la identificación de condiciones específicas de distribución de las propiedades analizadas para la caracterización completa predictiva de patrones de variabilidad por lo que estudios posteriores procurarán la incorporación de otras variables de evaluación espacial de los sitios (ej, altimetría, conductividad eléctrica, etc.) para el diseño de propuestas de caracterización de estos indicadores de fertilidad edáfica y planteos de recomendación de manejo de la fertilización.

CONCLUSIONES

En la mayoría de los casos estudiados, la distribución espacial de contenidos de MO y niveles extractables de P y de Zn en suelos bajo prácticas agrícolas representativas de la región pampeana muestra patrones ajustables a partir de la información de muestreos en grillas. Sin embargo, se observan diferencias tanto entre las propiedades evaluadas como los tipos de modelos que permiten su análisis espacial.

En el caso de análisis de distribución espacial ajustada empleando modelos esféricos los rangos de autocorrelación difirieron entre las propiedades evaluadas afectando los diseños de grillas de evaluación o la intensidad de las observaciones. En general la caracterización de los contenidos de materia orgánica requiere mayor frecuencia de observaciones que en el caso de los niveles extractables de P y de Zn.

BIBLIOGRAFÍA

- Alesso, CA; MA Pilatti; S 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,
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez & M Tablada. 2017. InfoStat versión 2017, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www,infostat,com,ar. 14/04/2017
- Isaaks, EH & RM Srivastava. 1989. An Introduc-tion to Applied Geostatistics. Oxford UniversityPress. New York. USA. 561 pp.
- Lopez de Sabando, MJ; M, Díaz-Zorita & P Mercuri. 2010. Variability in wheat crop production base on management zones in Humid Pampas Region. Proceedings of the 10th International Conference on Precision Agriculture. Colorado (EUA). En CD.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. Commun Soil Sci Plant Anal.15: 1409-1416
- Navarro, M; M Diaz Zorita; M Bermudez & H Gonzalez. 2017. Interpretación de niveles de fósforo y de zinc extractables de suelos agrícolas según su variabilidad dentro de los lotes. Simposio Fertilidad 2013. Rosario, Santa Fé, Argentina. Pp 41-46.
- Salvagiotti, F. 2013. ¿Cómo podemos aumentar los rendimientos de soja? La visión desde la nutrición. Proc Simposio de Fertilidad 2013. Rosario. Pp 45-50
- Sainz Rozas, H; RM Eyherabide; HE Echeverría; PA Barbieri; HP Angelini; G Larrea; GN Ferraris & M Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos?. Simposio Fertilidad 2013. Rosario, Santa Fé, Argentina.

C4P92. DEGRADACIÓN DE SUELOS EN UNA ZONA DE RIEGO. CARACTERIZACIÓN Y RECUPERACIÓN MEDIANTE SIEMBRA DIRECTA

Nazar, Pablo E. y Galizzi, Fernando A.

Facultad de Agronomía y Agroindustrias. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano sur 1912. 4200. Santiago del Estero. Argentina. Autor de contacto: fgalizzi@unse.edu.ar

RESUMEN

Los suelos de la zona de riego del Rio Dulce se han desarrollados sobre materiales aluvial y eólico. En los suelos loessicos (eólicos) predomina el limo como partícula textural. Presentan propiedades características, como son moderados contenidos de materia orgánica, riesgo de compactación, estructura frágil y escaso desarrollo del perfil (A- AC- C), lo cual le otorgan mayor facilidad a la degradación. La densidad aparente (Dap), porosidad total (Pt), resistencia a la penetración (Rp), índice de estabilidad estructural (EE), conductividad eléctrica (CE), pH, carbono orgánico del suelo (COS), carbono de la respiración (Cr), fosforo disponible (Pd) y otras propiedades más, que son atributos del suelo, y que sirven para caracterizar, determinar y cuantificar la degradación si se dispone de un suelo de referencia. Siembra directa (SD) y rotaciones son prácticas conservacionistas que pueden regenerar algunas propiedades del suelo, revirtiendo o disminuyendo un proceso degradatorio. Con la finalidad de evaluar el efecto de la SD y rotaciones sobre un suelo degradado se estudiaron variables edáficas en un ensayo con riego que involucran diferentes secuencias de cultivos. Se determinaron Dap, Rp y COS en dos profundidades, 0-10 cm y 10-20 cm y en dos momentos, al inicio del ensayo y después de 4 años. Se observó que las propiedades se han comportado con distintas tendencias. Hay una mejora en Dap y COS pero Rp aumentó. Los efectos generados por la SD y rotaciones no fueron tan concluyente debido al escaso tiempo transcurrido, aunque si marcan una tendencia de mejora en algunas propiedades estudiadas.

Palabras claves: suelo loéssico, propiedades físicas, químicas

INTRODUCCIÓN

La zona de riego del Proyecto Rio Dulce, está ubicada en la zona central de la provincia de Santiago del Estero y se ha desarrollado sobre suelos de origen aluvial y loéssico (Duffau *et al.*, 2000). Los suelos de origen loéssico presentes en esta área, combinan perfiles poco desarrollados con características físicas particulares (texturas limosas, baja estabilidad estructural, riesgo de compactación) y con propiedades químicas como un contenido moderado a bajo de materia orgánica humificada que hacen que estos tipos de suelos se alteran fácilmente y rápidamente cuando son desmontados e incorporados a la producción agrícola (Ramsperguer, 1992). En la provincia de Santiago del Estero distintos estudios han determinado que la calidad del suelo disminuye cuando se desmonta y se introduce la agricultura, ya sea en la zona de riego como en la zona de secano (Ramsperguer, 1992; Roldán *et al.*, 2000; Galizzi *et al.*, 2012).

El carbono orgánico del suelo (COS) disminuye rápidamente cuando se trasforma un suelo virgen a suelo laboreado y luego de un tiempo se alcanza un nuevo equilibrio quedando la COS estabilizada a un nivel mucho más bajo. Así Casanobas *et al.* (1995) señalan que la perdida de COS durante los primeros años de agricultura convencional es más alta que en los años subsiguientes. Durante los 3 primeros años de cultivo se pueden perder el 80% de las pérdidas de carbono lábil (Quiroga *et al.*, 2001). Esto sucede, porque en suelo agrícola, la materia orgánica se pierde con la labranza y por incrementos de los sucesivos laboreos que aumentan la descomposición de residuos orgánicos frescos, por una estimulación de la aireación, es decir, esta práctica producirá un aumento de la actividad biológica y mineralización de COS.

Estos cambios en los contenidos de materia orgánica atribuibles al manejo afectarían los niveles y rango de variación de algunas propiedades físicas (Quiroga *et al.*, 2001). Además puede afectar significativamente la producción debido a su influencia sobre la distribución de COS, la actividad microbiana y la dinámica de nutrientes (Banegas *et al.*, 2007). Para tratar de revertir estos procesos de degradación se pueden proponer distintas “estrategias” de intervención conservacionistas de COS, tales como rotación de cultivo, siembra de pasturas, siembra directa, labranza reducida, incorporación de abonos orgánicos, siembra de abonos verdes, cultivos de cobertura, etc. Al incrementar la cantidad de cultivos que se hacen por año o incorporar en la rotación cultivos de mayor producción de biomasa, como el maíz, es mayor el nivel de carbono del suelo luego de varios años, que en secuencia con menos cultivos por año o de menor

producción de biomasa (Álvarez, 2006). A su vez los residuos de diferentes especies de plantas, contribuyen de manera diferencial a las fracciones de materia orgánica del suelo (Silberman *et al.*, 2015). Por lo que, la correcta elección de una combinación de rotaciones y labranzas puede ser una herramienta útil para reducir los riesgos de degradación del suelo y maximizar la producción con el mínimo compromiso para el ambiente (Eiza *et al.*, 2005).

La siembra directa y las rotaciones son dos prácticas de manejo conservacionista del suelo que contribuyen a mantener la fertilidad del suelo y detener su degradación. La evaluación de la condición física y química del suelo en ensayos de larga duración es una herramienta que permite establecer si la combinación de distintas secuencias de cultivos y SD puede originar algún cambio positivo o mejora del suelo.

Se ha estudiado el efecto de la SD y las rotaciones sobre las propiedades de un suelo loéssico no degradado (Tejedor *et al*., 2015; Elías Tissera, 2016) pero no hay información que explique si las practicas conservacionistas pueden revertir o contrarrestar un proceso degradatorio a través de rotaciones de cultivos y SD. El objetivo general de este trabajo fue "Cuantificar la posible recuperación del suelo degradado, después de 4 años de aplicación de un manejo conservacionista que combina siembra directa, rotaciones de cultivos extensivos y riego por gravedad".

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo en estudio se clasificó como *Haplustol torriorténtico* Serie La María (Angueira & Zamora, 2007), es franco-grueso, mixto, hipertérmico, de escaso desarrollo presentando una secuencia de horizontes A-AC-C (Lorenz, 1995).

Este ensayo se lleva a cabo en el Lote "1" del Campo Experimental "Ing. Agr. Francisco Cantos" del INTA Santiago del Estero. Tiene un diseño experimental en bloques completos al azar con 5 repeticiones. Son 5 tratamientos consistentes en diferentes tipos de secuencias de cultivos. El tamaño de cada parcela es 25 m por 20 m (500 m^2). Los tratamientos y los cultivos por año o ciclo agrícola se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Secuencia de rotaciones (tratamientos)

	1er ciclo				2º ciclo			
Trata-	**1 año**	2 año	3 año	**4 año**	5 año	6 año	7 año	8 año
miento	**2013/14**	2014/15	2015/16	**2016/17**	2017/18	2018/19	2019/20	2020/21
T1	**Alg**	Alg	Alg	**Alg**	Alg	Alg	Alg	Alg
T2	**Mz**	Alg	Alg	**Sj**	Alg	Alg	Mz	Alg
T3	**Mz**	Sj	Alg	**Alg**	Mz	Sj	Alg	Alg
T4	**Mz**	Alg	Alg	**Mz**	Alg	Alg	Mz	Alg
T5	**Tr-Mz**	Alg	Alg	**Tr-Sj**	Alg	Alg	Tr-Mz	Alg

Nota: Sj = soja; Tr = trigo; Alg = algodón; Mz= maíz

Muestreo del suelo

Se hizo un muestreo al inicio del ensayo (campaña 2013-2014) en época estival, y un segundo muestreo en la campaña 2016-2017 en los meses de abril y mayo, a los efectos de comparar 4 años de manejo con rotaciones y siembra directa. Se muestreó el lote sacando una muestra compuesta por cada parcela a dos profundidades, 0-10 cm y 10-20 cm.

Determinaciones

Densidad aparente (Dap): mediante un cilindro metálico (Lorenz, 2004). Se usaron cilindros de 100 cm^3 y se expresa en g cm^{-3}. Se extrajeron cilindros a dos profundidades 0-10 cm y 10-20 cm

Resistencia a la penetración (Rp) con un penetrómetro dinámico (golpes) con punta en forma de cono con ángulo de 50º y constante del aparato de 1560 kPa . cm. Se expresa en kPa (0,001 MPa) (Oneto & Ferreiro, 2011).

Contenido de agua del suelo (Hv): por gravimetría a diferentes profundidades. Se expresa en % volumen en volumen. Este muestreo se hizo en forma conjunta con la medición de la resistencia a la penetración

Carbono orgánico del suelo (COS): por Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1996) por la técnica macro. Se expresa en % p/p.

Análisis de los datos

Los datos se analizaron mediante ANOVA y las medias se contrastaron con el test de diferencia límite significativo (DLS, Fisher) con un nivel de significancia del 0,05. El ANOVA se realizó con el software InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente (Dap)

La densidad aparente es una propiedad física que se relaciona con la estructura, textura y la cantidad y calidad del espacio poroso del suelo. También es una variable muy sensible al manejo del suelo.

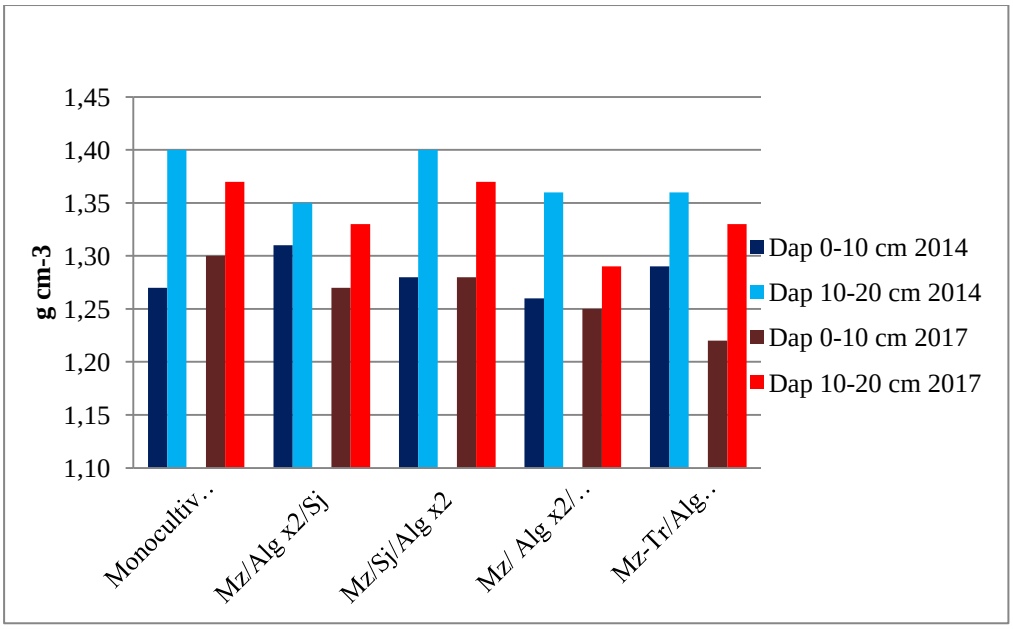


Figura 1. Valores promedios de Dap (g cm^{-3}) por tratamiento profundidad y año

En la figura 1 se muestran los valores medios de densidad aparente por profundidad, tratamiento y año para el ensayo de rotaciones y SD. Al momento inicial, la densidad aparente de los 5 tratamientos no fueron diferentes estadísticamente y el promedio para el ensayo estuvo entre 1,28 y 1,35 g cm^{-3} en las dos profundidades estudiadas. Al cabo de 4 años de manejo conservacionista se observa que para la capa de 0-10 cm no hay diferencias entre los tratamientos, pero si hay diferencias estadísticamente significativas en la capa de 10-20 cm entre tratamientos, siendo que los tratamientos T1 (monocultivo de algodón) y T3 (maíz, soja y dos años de algodón) tienen valores de densidad aparente mayores que el tratamiento T4 (maíz, dos años de algodón y maíz).

En las dos fechas estudiadas siempre la densidad aparente de la capa 10-20 cm fue superior a la de 0-10 cm. Al comparar la Dap por tratamiento entre fechas no tuvo diferencias significativas, sin embargo, en el segundo muestreo, fue menor en la profundidad de 10-20 cm en comparación con el primer muestreo. Los resultados de este trabajo concuerdan con Oneto *et al*. (2005) que estudiaron diferentes propiedades con labranza tradicional y reducida y concluyeron que luego de 9 años con labranza reducida encontraron disminuciones en esta propiedad.

Resistencia a la penetración (Rp)

La resistencia mecánica a la penetración es una propiedad física que mide la dureza o compactación del suelo y expresa la resistencia que ofrece el suelo a la exploración de las raíces. Es una propiedad variable con la profundidad y con el contenido de humedad. Indica la profundidad y el espesor del suelo que esta endurecido.

En la figura 3 se muestran valores promedios de Rp para el año 2017(no se muestran los valores al inicio del ensayo). Se observa que en ambos momentos de muestreo se mantiene la tendencia general, destacándose que la zona de mayor compactación está entre 15-20 cm salvo en el tratamiento T1. También se puede ver que comparando los años para un mismo tratamiento, hay diferencia significativa en el T1 a 15 y 20 cm, donde es mayor en el segundo muestreo, en el T2 se observan diferencias a 5, 10, 15 y 25 cm de profundidad, en el T3 todos las profundidades del 2017 son mayores y presentan diferencia significativa con las del inicio, en el T4 se observan diferencias a 5, 10, 20 y 25 cm siendo mayores nuevamente en el 2017, y en el T5 se aprecia una diferencia significativa en todas las profundidades siendo mayor en el 2017. Resulta de mucha importancia destacar que los datos tomados en el último muestreo fueron con mayor porcentaje de humedad, lo que indica, al haber diferencias significativas entre años, y ser mayor en todos los casos en el último año que hay un endurecimiento absoluto con respecto de la situación inicial del ensayo. El aumento de la resistencia a la penetración en todos los tratamientos en la segunda fecha, se relacionaría con el manejo del ensayo, es decir, SD y riego

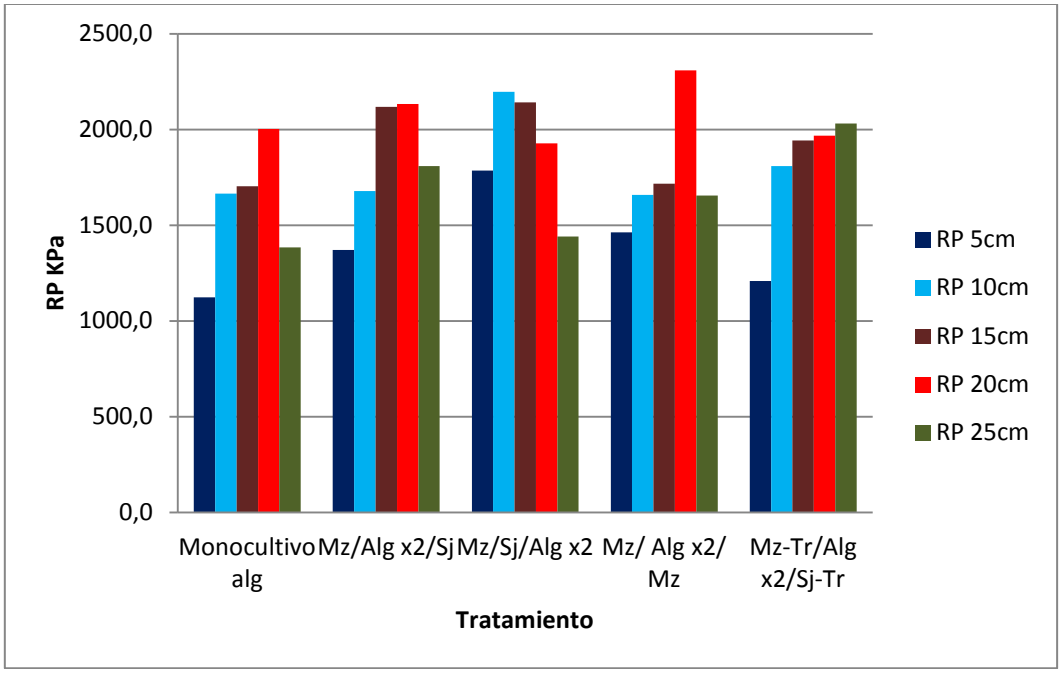


Figura 2: Valores promedios de Resistencia a la penetración (Rp, kPa) por tratamiento y profundidad del año 2017.

Carbono orgánico del suelo (COS)

Los valores de COS del ensayo de SD y rotaciones se muestran en la figura 3.

Se puede ver que en las dos fechas de muestreo no hay diferencias significativas para cada rotación ensayada. Para el T1, comparando la situación final frente a la inicial puede observarse que hay diferencias significativas en la profundidad 0-10 cm, pero en las demás rotaciones no se obtuvieron diferencias. Contrastando el promedio de 0-10 cm en los dos años, se puede observar un leve aumento en el segundo muestreo sin que esta sea significativa. Se puede notar que para el año 2017 en comparación con el año 2014 que hay una evidente estratificación del COS, así para el año 2014 el COS de 0-10 cm es solo ligeramente superior que para 10-20 cm, pero esta diferencia es bien marcada para el segundo muestreo (2017), en donde los contenidos de COS a 0-10 cm son consistentemente mayores que en 10-20 cm. Esto se explicaría por el manejo del suelo (SD) y el rastrojo que queda en superficie, pero no se observa efecto apreciable debido a los tratamientos ensayados.

Elías Tissera (2016) trabajó con SD y rotaciones en la misma serie de suelos, y obtuvo resultados semejantes para este ensayo, sin encontrar diferencias significativas entre los tratamientos planteados. Galizzi *et al*. (2012) encontraron estos mismos resultados. Oneto *et al*. (2005) trabajaron con diferentes tipos de labranzas encontraron mayores contenidos de COS en labranzas reducidas. Tejedor *et al.* (2015) al trabajar con rotaciones en siembra directa no encontraron diferencias significativas en los primeros 20 cm de suelo, donde era mayor el contenido de COS que en el siguiente

estrato, concluyendo que hay una estratificación del COS del suelo encontrando en la superficie la mayor cantidad de carbono acumulada.

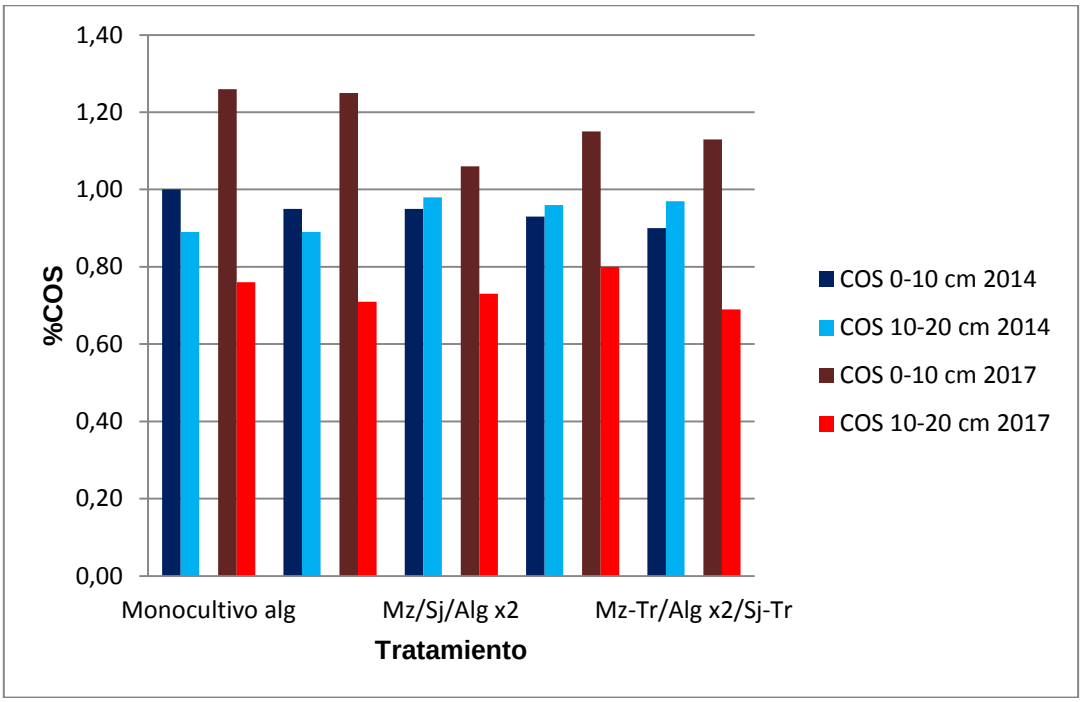


Figura 3: Valores promedios de carbono orgánico del suelo (COS) por tratamiento, profundidad y año.

CONCLUSIONES

Se observó para un suelo loéssico degradado, un manejo conservacionista con SD, rotaciones, riego y sin fertilización, que después de un plazo de 4 años, las secuencias estudiadas mostraron que hubo un mantenimiento del contenido de carbono orgánico, densidad aparente y aumentó la resistencia a la penetración. Si se han detectado cambios en algunas propiedades estudiadas a consecuencia de las diferentes rotaciones pero debido al escaso tiempo transcurrido bajo este tipo de manejo la influencia de cada rotación no ha sido tan evidente. Estos resultados indicarían que no hubo reversión de las propiedades iniciales del suelo degradado pero que se habría detenido el proceso de degradación del suelo lo cual se refleja en los valores de COS, Dap y el índice de EE.

AGRADECIMIENTOS

Al CICYT – UNSE por financiar parcialmente este proyecto de investigación.

Al INTA Santiago del Estero a través del PNCYO 1127032 por financiar el ensayo de rotaciones en el campo experimental “Ing. Agr. Francisco Cantos”.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. (Coord.). 2006. Materia Orgánica. Valor Agronómico y Dinámica en Suelos Pampeanos. Editorial FAUBA. I° Edición. Impreso por Orientación Grafica Editora SRL. ISBN 950-29-0911-9. 206 páginas.
- Angueira C. & E Zamora. 2007. Carta de suelos. Oeste del Área de Riego del Rio Dulce, Santiago del Estero, Argentina. Serie informes técnicos EEA Santiago del Estero N° 40. ISSN 1850 – 4086.
- Banegas, NR, AS Albanesi, R Pedraza, JA Nasca & MR Toranzos. 2007. Determinación de fracciones de carbono edáfico en un sistema pastoril bovino de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán, Argentina. Trabajo obtenido de internet del sitio http://www.produccion-animal.com.ar/. Acceso enero de 2018.
- Casanobas E, H Echeverria & G Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. Contenido total y de distintas fracciones. Ciencia del suelo 13: 16-20.

- De Leeneheer, L & M De Boodt. 1958. Determination of Aggregates Stability by the Change in Mean Weight Diameter. Inter. Symp. on Soil Structure. Medeligen. Landbouwchogeschool. Ghent (Belgium) 24: 290-300.
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L González, M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, UN de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar
- Duffau, RA; FA Escurra; FA Galizzi & RH Soria. 2000. Tipos de suelos asociados a las unidades geomorfológicas del área de riego del Dulce (Santiago del Estero). XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata. Resúmenes, página 250.
- Eiza MJ, GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Ciencia del Suelo 23: 59-67.
- Elías Tissera, MJ. 2016. Rotaciones de cultivo en siembra directa: efectos en las fracciones de carbón del suelo. Trabajo final de intensificación para acceder al título de Ingeniero Agrónomo. FAyA - UNSE. 71 páginas.
- Galizzi FA, CC Gonzales, 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. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Lorenz G. 1995. Caracterización ecológica de un suelo Eutric Regosol bajo bosque en el chaco semiárido, Argentina. Quebracho (Revista de la Facultad de Ciencias Forestales-UNSE) 3: 13-23.
- Lorenz, G. 2004. Guía de Evaluación Ecológica de sitio. Publicación de la Cátedra de Edafología Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. UNSE. 120 páginas.
- Nelson DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. 901 – 1010. In: D Sparks, AL Page, PA Helmke; RH Loeppert, PN Soltanpour, MA Tabatabai; CT Jonhsnton & ME Sumer. Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Number 5 of Soil Science Society of America Book Series. Madison, Wi. USA. 1390 páginas.
- Oneto, CA; LA Sokolic & H Cáceres. 2005. Diferentes labranzas y evolución de parámetros físico-químicos de suelo sobre rendimiento de algodón bajo riego con rotación de verdeo. Congreso Argentino de Ingeniería Rural (CADIR). Merlo, San Luis. Resúmenes expandidos 6 páginas.
- Oneto, CA & A Ferreiro. 2011. Resultados comparativos de uso a campo para penetrómetros estáticos manuales y dinámicos, diseñados. VII Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA. UNCa. Libro de resúmenes 8 páginas.
- Quiroga, A., O Ormeño & N Peinemann. 2001. Materia orgánica. Un indicador de calidad de suelos relacionado con la productividad de los cultivos. Boletín de divulgación técnica N° 70. Estación experimental agropecuaria Anguil. “Ingeniero Agrónomo Guillermo Covas”. INTA. ISSN 0325-2167. 27 páginas.
- Ramsperguer, B. 1992. Veränderung des Bodenzustandes durch Nutzungswechsel am Beispel von Regosols aus Löß im Chaco seco, Argentinien. Tesis de grado. Univ. Hohenheim. Stuttgart. Alemania. 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. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata. 11 al 14 de Abril del 2000. Resúmenes. Comisión I – Panel N° 54.
- Silberman JE, AL Anríquez, JA Domínguez Núñez, CG Kunst & AS Albanesi. 2015. La cobertura arbórea en un sistema silvopastoril de Chaco y su contribución diferencial al suelo. Ciencia del Suelo 33: 19-29.
- Tejedor MT, FA Galizzi & MC Sánchez. 2015. Efecto de prácticas de manejo sustentable sobre propiedades químicas y biológicas de un suelo. X Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA Salta, 21 y 22 de Mayo de 2015. Marianella de Paul Camacho y Selva del valle Guanuco (Eds.). Libro de Resúmenes: X jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA ISBN 978-987-633-133-3. Páginas 44.
- Wilson M; O Peparotti, A Paz González & E. Díaz Ucha. 2006. Ecuaciones de ajuste entre la resistencia a la penetración y el contenido hídrico de un lote en siembra directa. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunión de Suelos de la Región Andina Salta-Jujuy. Septiembre 2006. Resúmenes: página 108. Resumen Expandido en un CD 5 Páginas.

C4P93. DIFERENTES ESTRATEGIAS DE BARBECHO EN CULTIVOS EXTENSIVOS: EFECTO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

[1]Novillo, Bárbara V.; [2]Voisin, Axel; [3]Pellegrini, Andrea E.; [4]Chamorro, Adriana M.; [4]Bezus, Rodolfo; [5]Machetti, Natalia y [6]Golik, Silvina I.

[1]Becaria CIC-UNLP. [2]Becario CIC. [3]Curso Edafología. [4]Curso Oleaginosas y Cultivos Regionales. [5]Becaria CONICET. [6]Curso Cerealicultura. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119. La Plata, Buenos Aires. Argentina. bnovillo@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La eficacia productiva de la soja se basa en la sobreexplotación de la fertilidad edáfica que contribuye a numerosos problemas. Una alternativa para atenuar los efectos de su monocultivo es la utilización de desechos orgánicos y un cultivo de cobertura durante el barbecho. El objetivo de este estudio fue analizar el efecto de tres estrategias de barbecho: barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CC) y aplicación de compost (COM), sobre las propiedades químicas del suelo: carbono orgánico (CO), nitrógeno total (Nt) y fósforo extraíble (P). En la estación experimental J Hirschhorn (FCAyF) se iniciaron ensayos en 2011, donde se compararon cuatro secuencias agrícolas que tenían diferentes frecuencias del cultivo de soja, en dos niveles tecnológicos, un nivel medio (NM) y un nivel alto (NA). En 2016, entre la cosecha de soja de segunda y la siembra de maíz, en el NM se implementaron los tres tipos de barbecho y en la NA solo se implementó el CC. Se encontró que al final del período de barbecho no había diferencias para las secuencias estudiadas, si para los barbechos donde el COM era significativamente superior y no había diferencias entre el CCM y el Q con respecto a CO, Nt y P del suelo. Los niveles tecnológicos no presentaron diferencias en el efecto de las propiedades químicas del suelo. El CC muestra una tendencia a mejorar las propiedades químicas del suelo, requiriendo el uso de estos en el mediano y largo plazo, siendo un posible tema de investigación para un trabajo futuro.

Palabras clave: compost, cultivo de cobertura, barbecho químico

INTRODUCCIÓN

La eficiencia productiva del cultivo de soja en nuestro país se basa en la sobreexplotación de la fertilidad que ofrece la Pampa Húmeda, lo cual redunda en problemas como compactación, pérdida de fertilidad y estructura del suelo, exportación de nutrientes, encostramiento, impactos sobre la biodiversidad, afectación del acuífero y problemas de inundaciones (Mengo, 2008). Si bien es el cultivo más rentable y de mayor retorno por capital invertido, a largo plazo su realización no es la mejor alternativa ya que se contrapone con un desarrollo agropecuario sustentable.

A su vez el sistema de producción actual basado en una agricultura continua bajo siembra directa donde prevalecen los cultivos de verano, suele dejar un período de tiempo el suelo descubierto, normalmente durante el otoño e invierno, el cual se puede extender de 5 a 9 meses. Para manejar esta problemática una posibilidad es realizar la incorporación de cultivos de cobertura invernales (CC) que proporcionan una fuente adicional de cobertura viva y una cantidad importante de mulch, como también el "laboreo biológico" de sus raíces que mejora la estructura, porosidad y estabilidad estructural de los agregados (Walker & Reuter, 1996). Dependiendo de su manejo es posible sincronizar mejor la oferta de nutrientes para los cultivos sucesores, mejorar el anclaje de residuos de cultivos de cosecha minimizando las pérdidas por efecto del viento y/o agua y mejorar la actividad biológica (Kruger & Quiroga, 2012). Asimismo, CC consociados de gramíneas y leguminosas contribuyen de diferente manera al aporte, reciclado y disponibilidad de nutrientes y actúan en la inhibición de malezas (Zamar *et al.*, 2000).

Otra alternativa durante el tiempo de barbecho está dada por la utilización de residuos orgánicos, como es el caso de la cama de pollo, la cual en algunas regiones es posible encontrarla en volúmenes abundantes lo que hace factible su aplicación a nivel extensivo. La cama de pollo es un subproducto avícola compuesto principalmente por cáscara de arroz o girasol, estiércol de ave, plumas y pequeñas cantidades de alimento balanceado. Su composición química es variable, sobre todo en cuanto al contenido de nitrógeno, dependiendo de la cantidad de crianzas que se haya realizado sobre la misma y de las condiciones de manipuleo y almacenaje posteriores (Ré & Ferrer, 2016). La utilización de residuos orgánicos como enmendantes sería una alternativa viable para reutilizarlos dentro de un sistema productivo, disminuyendo su exportación, evitando una posible fuente de contaminación y dando así una solución al destino final de los mismos.

El área de influencia de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), abarca varios partidos, entre ellos, el Partido de Magdalena. Trabajos recientes indican que alrededor del 40 % de los suelos de Magdalena son aptos o moderadamente aptos para el cultivo de soja (Etchegoyen, 2011), equivalente a unas 73.000 hectáreas, lo cual da una idea de las posibilidades de crecimiento para el cultivo en el Partido, proceso que ya se ha iniciado. Con el fin de evitar o minimizar los problemas ambientales asociados al monocultivo sojero, se considera necesario generar información local a través de ensayos, que permitan incluir a este cultivo de manera más racional en los esquemas productivos zonales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del barbecho químico, cultivo de cobertura y aplicación de compost sobre el contenido de carbono, nitrógeno total y fósforo extractable en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la Estación Experimental Julio Hirschhorn (dependiente de la FCAyF, UNLP), ubicada en Los Hornos (34° 52´ LS, 57° 58´ LO), sobre un suelo *Argiudol típico*, se inició en 2011 un ensayo donde se evaluaron cuatro secuencias de cultivos (S) Las mismas fueron: S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo; S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. Se analizaron también dos condiciones de manejos tecnológicos, un nivel medio (NM) considerado como el que realiza el productor promedio de la zona, y un nivel alto (NA) que es aquél que utilizan los productores que habitualmente obtienen mayores rendimientos en sus cosechas, y que implica generalmente mayor fertilización y eventualmente aplicación de funguicida. La diferencia entre ambos niveles tecnológicos, en el presente trabajo, se debió a los niveles de fertilización. Se utilizó un diseño experimental en bloques al azar con parcelas divididas con cuatro repeticiones, donde la parcela principal correspondió a las secuencias y la subparcela al nivel tecnológico.

En 2016, durante el tiempo transcurrido entre la cosecha de la soja de segunda (21 de abril) y la siembra del maíz (4 de noviembre) sobre el NM se realizaron tres tipos de barbechos: a) químico (Q), siendo el manejo tradicional de los productores de la zona el cual consiste en la aplicación de herbicida para el control de malezas; b) cultivo de cobertura (CCM), compuesto por una asociación de vicia (*Vicia sativa* L.) y avena (*Avena sativa* L.) y c) aplicación de compost (COM), compuesto por cama de pollo estabilizada. Sobre el NA se implantó un cultivo de cobertura (CCA) con las mismas especies y densidades que en el NM.

Los cultivos de cobertura se sembraron el 8 de junio con una mezcla de 50 kg/ha de avena y 20 kg/ha de vicia. La siembra fue sin remoción del suelo.

La aplicación de compost se realizó el 6 de junio. De acuerdo a los datos existentes en la bibliografía según tipo de suelo (*Argiudol típico*), para cultivos extensivos y tipo de compost se utilizaron 20 t/ha (Golabi *et al.*, 2004).

Al inicio y fin del periodo de barbecho en cada uno de los tratamientos se realizó un muestreo compuesto de 10 submuestras de 0-20 cm a las que se le determinaron: carbono orgánico (CO) del suelo por el método de Walkey-Black modificado, (PROMAR, 1991), nitrógeno total (Nt) por digestión húmeda y destilación Kjeldahl (PROMAR, 1991) y fósforo (P) disponible Bray Kurtz 1 modificado (IRAM-SAGyP 29570-1).

El procesamiento de los datos se efectuó mediante el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo, 2011) utilizando análisis de la varianza y para la comparación de medias se usó la prueba de Tukey al 5 % de probabilidad. Se analizaron los efectos principales y sus interacciones entre los tres tipos de barbechos del NM (COM, CC y Q) y las cuatro secuencias. Y también los dos niveles tecnológicos NM y NA a través de los CC y las cuatro secuencias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contenidos de CO ($g.kg^{-1}$), Nt (%) y P (ppm) al inicio del periodo de los barbechos (Tabla 1) no difirieron significativamente entre secuencias ni entre niveles de tecnología.

Tabla 1. Contenido de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (Nt) y fósforo (P) en el suelo al inicio del periodo de los barbechos para las secuencias y niveles tecnológicos.

TRATAMIENTO	CO (g.kg^{-1})	Nt (%)	P (ppm)
Secuencias			
S1	19,7 a	0,210 a	36,4 a
S2	19,8 a	0,220 a	36,9 a
S3	20,0 a	0,230 a	43,8 a
S4	20,3 a	0,220 a	39,9 a
Tecnología			
NA	20,1 a	0,220 a	40,9 a
NM	19,8 a	0,220 a	37,6 a

Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Al fin de los barbechos en el NM, el CO no presentó diferencias significativas para las secuencias estudiadas (Figura 1 a), sí para el barbecho COM que resulto significativamente mayor que Q (Figura 1 b). Este resultado es análogo a lo encontrado por Moreno Sánchez *et al.* (2012) quienes exponen que los compostajes suelen ejercer acciones positivas principalmente porque mejoran el contenido y la calidad de la materia orgánica del suelo. El CCM mostró un comportamiento intermedio con respecto al aumento del contenido de CO. Restovich *et al.* (2011) señalaron que la rotación soja-maíz que incluyó avena-vicia como CC no se diferenció del testigo respecto al stock de CO. Duval *et al.* (2016) informaron aumentos en los contenidos superficiales (0-20 cm) de CO luego de seis años de aportes por los cultivos de cobertura. Por lo tanto, en este trabajo se podría considerar que el comportamiento no diferencial del CC respecto a los demás barbechos podría relacionarse a que la evaluación solo fue de un año, a diferencia de lo hallado por los autores citados.

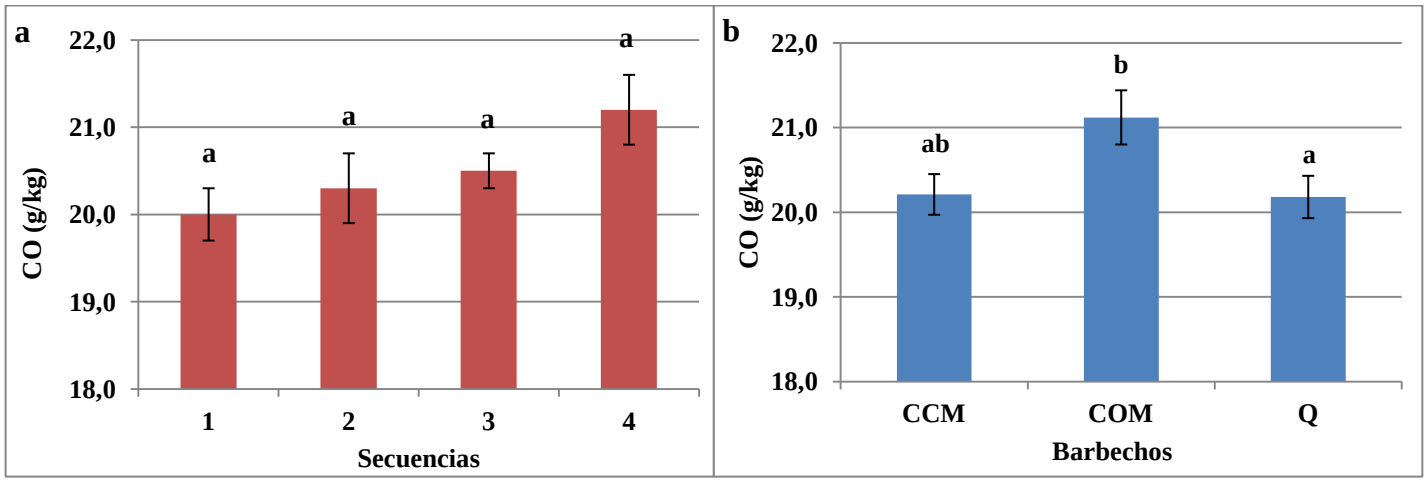


Figura 1 a: Carbono orgánico CO (g/kg) al final del periodo de barbechos del nivel medio (NM), donde S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo y S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. **b:** CO (g/kg) del barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CCM), y compost (COM). Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey ($p > 0,05$). Las barras verticales indican error estándar.

El Nt no presentó diferencias significativas para las secuencias estudiadas (Figura 2 a), si para el barbecho COM con respecto a Q, diferenciándose significativamente (Figura 2 b). El CCM no presentó diferencias estadísticas con el barbecho Q ni con COM, mostrando un comportamiento intermedio. Estos resultados podrían estar relacionados por las apreciaciones de Vanzolini *et al.* (2013), quienes manifestaron que el aporte de N de los residuos de los CC al N del suelo

puede ser un dato variable según las condiciones meteorológicas del año de experimentación, pudiendo verse afectado por la temperatura y la humedad de los meses previos al secado.

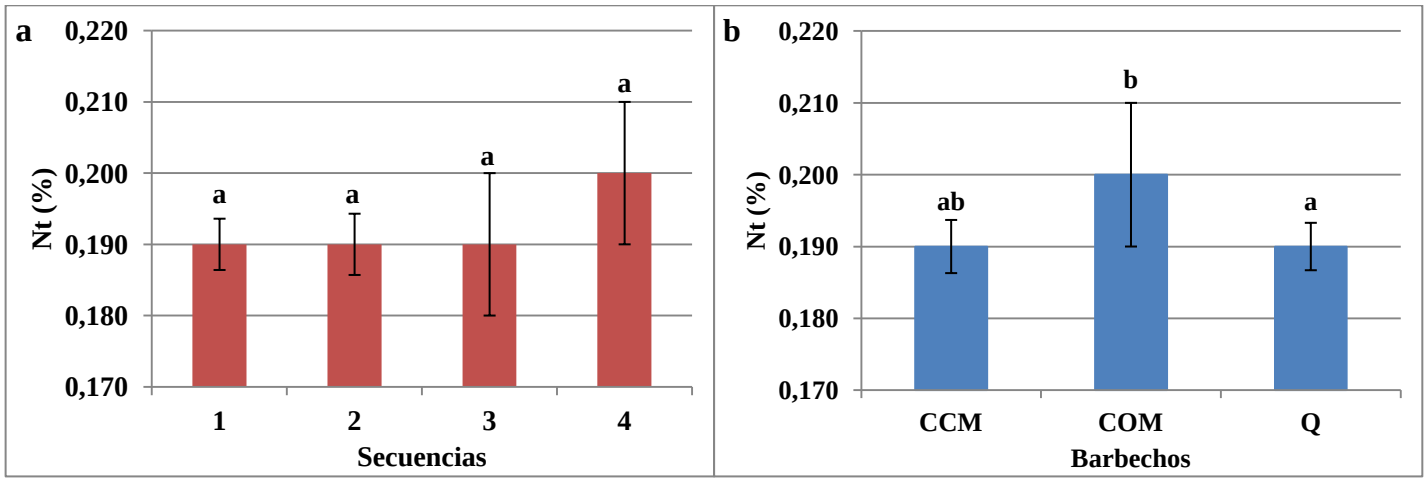


Figura 2 a: Nitrógeno total Nt (%) al final del periodo de barbechos del nivel medio (NM), donde S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo y S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. **b:** Nt (%) del barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CCM), y compost (COM). Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey (p > 0,05). Las barras verticales indican error estándar.

El P no presentó diferencias significativas para las secuencias estudiadas (Figura 3 a), si resultó significativamente mayor en el barbecho COM sobre CCM y Q (Figura 3 b). Este resultado es concordante con lo hallado por Flores (2007) quien observó que el efecto más importante del agregado de cama de pollo fue sobre el contenido de fósforo disponible. Igual resultado encontraron De Battista & Arias (2010) quienes indican que el contenido de este nutriente fue el único parámetro afectado por el agregado de cama de pollo aumentando en forma proporcional a la dosis.

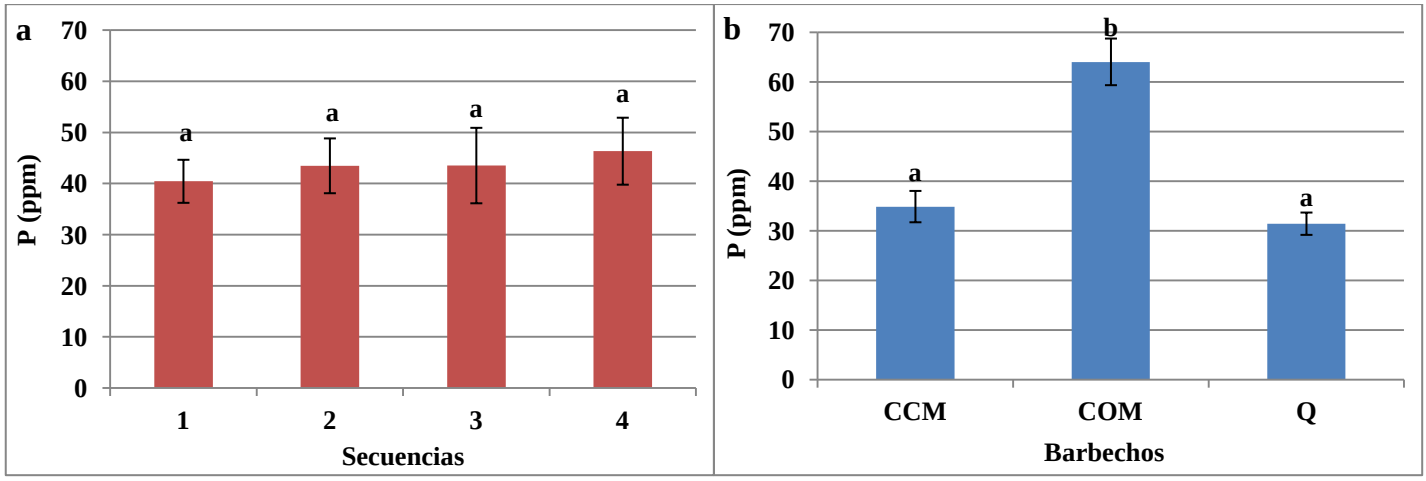


Figura 3 a: Fósforo P (ppm) al final del periodo de barbechos del nivel medio (NM), donde S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo y S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. **b:** P (ppm) del barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CCM), y compost (COM). Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey (p > 0,05). Las barras verticales indican error estándar.

Comparando los niveles tecnológicos CCM y CCA no mostraron diferencias significativas en CO, Nt y P, ni tampoco sobre las secuencias estudiadas.

Si bien no se observaron importantes mejoras sobre las propiedades del suelo evaluadas, atribuibles al cultivo de cobertura, en ninguno de los manejos tecnológicos, por un lado es posible que se requiera de una implementación más prolongada de esta práctica para que se evidencien, y por otro lado, también son conocidas otras ventajas de los cultivos de cobertura, como su contribución a un mejor uso del agua y al manejo de malezas y otras adversidades, que justifican continuar con su evaluación.

CONCLUSIONES

El barbecho con compost aumenta el contenido de CO, Nt y P del suelo respecto al barbecho químico, mejorando las condiciones edáficas para el cultivo sucesor.

El cultivo de cobertura demuestra un efecto intermedio entre el barbecho químico y la aplicación de compost sobre las propiedades químicas del suelo analizadas.

Los niveles tecnológicos no afectan diferencialmente las variables del suelo evaluadas.

BIBLIOGRAFÍA

- De Battista, JJ & N Arias. 2010. Utilización de la cama de pollo como fertilizante en cultivos anuales, en suelos Vertisoles de Entre Ríos. En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. Gange, JM (Ed.). Libro digital. ISBN 978-987-521-772-0. INTA Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina. Pp. 70-75.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Software Estadístico. Versión libre en línea. En: http://www.infostat.com.ar/index.php?mod=page&id=46 Consulta: enero de 2018.
- Duval, ME; JA Galantini; JE Capurro & JM Martínez. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. Soil Till. Res. 161, 95-105.
- Etchegoyen, J. 2011. Evaluación de la aptitud de los suelos para el cultivo de soja. Partido de Magdalena, Pcia de Buenos Aires. 1ra aproximación. Trabajo final de Carrera Ingeniería Agronómica. Universidad Nacional de la Plata. Pp. 71. Disponible en la biblioteca conjunta de la Facultad de ciencias agrarias y forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Flores, R. 2007. Fertilización con diferentes dosis de cama de pollo. Efecto de dosis de CP en el rendimiento de maíz y en el contenido de P del suelo, campaña 2006/07 En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. Gange, JM (Ed.). Libro digital. ISBN 978-987-521-772-0. INTA Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina. Pp. 61-69.
- Golabi Mohammad, H; MJ Denney & C Iyekar. 2004. Use of composted organic wastes as alternative to synthetic fertilizers for enhancing crop productivity and agricultural sustainability on the tropical island of guam. 13th International Soil Conservation Organization Conference. 4-8 July. Brisbane, Australia. Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions Paper No. 234.
- Kruger, H & A Quiroga. 2012. La “interfaz suelo-atmósfera” y su valor estratégico en regiones semiáridas. En: Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Álvarez C., Quiroga A., Santos D., Bodrero M. (Eds.). ISBN 978-987-679-177-9. INTA EEA Anguil, Argentina. Cap. 1. Pp. 5-6.
- Mengo, RI. 2008. República Argentina: Impacto social, ambiental y productivo de la expansión sojera. Córdoba, Argentina. Ecoportal.net, Temas especiales, Desarrollo sustentable. En: https://www.ecoportal.net/temas-especiales/desarrollo-sustentable/republica_argentina_impacto_social_ambiental_y_productivo_de_la_expansion_sojera/. Consulta: enero de 2018.
- Ré AE & JL Ferrer. 2016. Utilización de cama de pollo como fertilizante de pasturas y verdeos en Vertisoles de Entre Ríos. En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. Gange, JM (Ed.). Libro digital. ISBN 978-987-521-772-0. INTA Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina. Pp. 61-69.
- Restovich, SB; AE Andriulo & C Améndola. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. Ciencia del suelo, vol. 29, no 1, p. 61-73.
- Vanzolini, JI; J Galantini & R Agamennoni. 2013. Cultivos de cobertura de Vicia villosa Roth. en el valle bonaerense del Río Colorado. En: Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. De Álvarez C., Quiroga A., Santos D., Bodrero M. (Eds.). ISBN 978-987-679-177-9. INTA EEA Anguil, Argentina. Cap. 4. Pp. 21-28.
- Walker, J & J Reuter. 1996. Indicators of catchments health: a technical perspective CSIRO. Melbourn. En: https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19971908177. Consulta: enero de 2018.
- Zamar, JL; EE Alessandria; AH Barchuk & SM Luque. 2000. Emergencia de plántulas de malezas bajo residuos de especies utilizadas como cultivos de cobertura. Agriscientia Vol. XVII: 59-64.

C4P94. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO VERTISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES

Ocaranza, Bianca V.[1]; Wingeyer, Ana B.[2]; Melgares, Emanuel[1]; Eclesia, Roxana P.[2] y Osuzt, José D.[1]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Prov. 11 Km 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. [2]Estación Experimental Agropecuaria Paraná – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Prov. 11 Km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. ocaranzabianca@gmail.com

RESUMEN

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo, y de la estabilidad estructural. La inclusión de cultivos de cobertura (CC) podría mejorar la captura de agua de lluvia en comparación con los barbechos largos encontrados en los sistemas de monocultivo de soja, contribuyendo a la adaptación al incremento en la intensidad de lluvias primaverales asociado al cambio climático. El objetivo de este trabajo fue realizar el seguimiento del balance de agua en el suelo luego de la terminación de los cultivos de cobertura y los primeros estadíos del cultivo de soja. Se realizaron mediciones de disponibilidad de agua hasta 100 cm para un suelo vertisol entre octubre 2017 y enero 2018 bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal) /soja. En los primeros 15 cm de suelo se encuentran diferencias entre las coberturas sobre la disponibilidad de agua. El Trébol persa presentó menores valores de agua útil en la mayoría de las fechas de medición. Para el resto de las profundidades los valores de agua útil no presentan mayores diferencias entre coberturas. La dificultad en terminar el cultivo (requiriendo una segunda aplicación de herbicida) podría explicar parcialmente los resultados. Por debajo de los 15 cm, los resultados sugieren que no habría una gran influencia por parte del cultivo, sino que la mayor o menor acumulación de agua se debe netamente a las características del suelo y sus propiedades físicas. Se espera agregar información de los demás cultivos de cobertura utilizados en el ensayo.

Palabras clave: raigrás, trébol persa, consumo de agua

INTRODUCCIÓN

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS), y de la estabilidad estructural (Andriulo & Cordone, 1998; Wilson & Paz-Ferreiro 2012; Wingeyer *et al.*, 2015). La inclusión de cultivos de cobertura (CC) en las rotaciones, podría ser una medida que atenúe los cambios que pudieran ocurrir en estos sistemas. Los CC son una herramienta agronómica que incrementa los aportes de C, aéreo y radicular, además de promover la recuperación de la MOS y la estabilidad estructural (Novelli *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2015; Girard, 2017; González *et al.*, 2017). Esto redundaría también en reducción de la escorrentía y mejora del balance hídrico (Sasal *et al.*, 2010; Duval *et al.*, 2015) y como consecuencia, mejorarían las condiciones para el crecimiento del cultivo siguiente en la rotación.

En la provincia de Entre Ríos se encuentra la mayor parte de los Vertisoles de la Argentina, ocupando 2.300.000 ha. Son suelos muy oscuros; con alto contenido de arcillas expandibles, que se contraen y dilatan con los cambios de humedad provocando movimientos de masa dentro del perfil; auto-estructuración en el horizonte superficial; agrietamiento y caras de fricción en los horizontes subsuperficiales. Los beneficios de la introducción de cultivos de cobertura sobre la MOS y la estabilidad estructural son poco evidentes e inciertos (Novelli *et al.*, 2013). Por otro lado, las proyecciones del clima a futuro prevén mayor frecuencia de eventos extremos, en particular lluvias intensas, para la región, lo que comprometería el control de la escorrentía y la erosión hídrica de los sistemas agropecuarios (CIMA, 2015). Dado que los suelos vertisoles presentan permeabilidad muy baja en húmedo y grietas de más de 2 cm en condiciones secas la introducción de los cultivos de cobertura podría tener influencia sobre el balance hídrico de los suelos favoreciendo la infiltración de las lluvias primaverales y reduciendo el riesgo de erosión. El objetivo de este trabajo fue la determinación del contenido de agua útil para un suelo Vertisol, bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal)/soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

Este trabajo se realizó con un suelo Cromuderte árgico crómico perteneciente a la Serie Febré, en INTA EEA Paraná (INTA, 31°49'S; 60°32'O). En dicho sitio se encuentra instalado un ensayo de cuatro bloques que consta de diferentes cultivos de cobertura como antecesores de soja de primera. Los tratamientos reportados en este trabajo son Raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo (sin cultivo de cobertura). El ensayo fue sembrado el 06/05/17, luego de esta se realizaron 3 aplicaciones para el manejo de malezas y fertilización nitrogenada. La terminación del cultivo de cobertura se realizó el día 10/10/17 para poder llevar a cabo la siembra de la soja (*Glicine max* (L.) Merr.). Los tratamiento de raigrás y de trébol persa requirieron de una segunda aplicación de herbicidas para terminar el cultivo (25/10). En este trabajo se reportan los valores de humedad de suelo para Raigrás, Trébol persa y barbecho.

Mediciones y Análisis

Los datos de lluvias y evapotranspiración potencial (ETP) se obtuvieron del Observatorio Agrometeorlógico de la EEA Paraná. Las mediciones de humedad del suelo se realizaron con la utilización de una sonda de neutrones (Troxler, mod. 4300; Troxler Electronic Laboratories Inc., Research Triangle Park, NC, USA), con una periodicidad entre 7-14 días aproximadamente comenzando el 3/10/17. Las evaluaciones se realizaron en las 4 repeticiones (bloques) por tratamiento, a 5 profundidades distintas: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm, 60-80 cm y 80-100 cm. Para convertir los valores obtenidos a partir de la sonda de neutrones a humedad volumétrica se utilizaron las ecuaciones de regresión para las distintas profundidades de estos suelos provistas por la Ing. Agr. Susana Albarenque; y se utilizaron los datos de densidad aparente medidos por Picotti (2010) y el punto de marchitez permanente (PMP) reportado de Ozust (2010). El nivel de agua útil se reporta para las profundidades de 0-15, 15-30 y 30-100 cm. Para cada momento de medición se realizó un análisis de varianza por profundidad (α=0,05) para comparar el nivel de agua útil entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones mensuales se muestran en la Tabla 1. Lluvias mayores a 23 mm por día causan escurrimiento y potencial pérdida de suelo por erosión (Sasal 2012). Entre mayo 2017 y enero 2018 se registraron 7 días con lluvias potencialmente erosivas: 8/5 (43 mm), 29/8 (32 mm), 10/9 (44 mm), 17 y 18/10 (27 y 36 mm, respectivamente), 2/11 (49 mm) y 17/12 (30 mm).

Tabla 1: Lluvias mensuales acumuladas durante la campaña 2017/2018.

Meses	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero
mm	50,8	20,6	21,3	80,2	85,1	79,8	82,2	75,3	11,6

La evolución en el contenido de agua útil para las distintas profundidades se presenta en la Figura 1. Para los primeros 15 cm de suelo, el contenido de agua útil luego de la terminación de los cultivos de cobertura y antes del desarrollo del cultivo de soja presentó una tendencia a ser menor bajo Trébol persa (p>F=0,09 para 25/10; 9/11; 24/11). Para el 18/1 se presentó una misma situación. Para el caso de las profundidades 15-30 y 30-100 cm, no se evidenciaron diferencias significativas en el contenido de agua para los diferentes cultivos. El cultivo de trébol persa requirió de una segunda aplicación de herbicida para su terminación. Esto podría explicar los menores contenidos de agua bajo esta cobertura. Las lluvias primaverales permitieron recuperar la disponibilidad de agua útil en el perfil a valores similares al barbecho bajo el cultivo de raigrás.

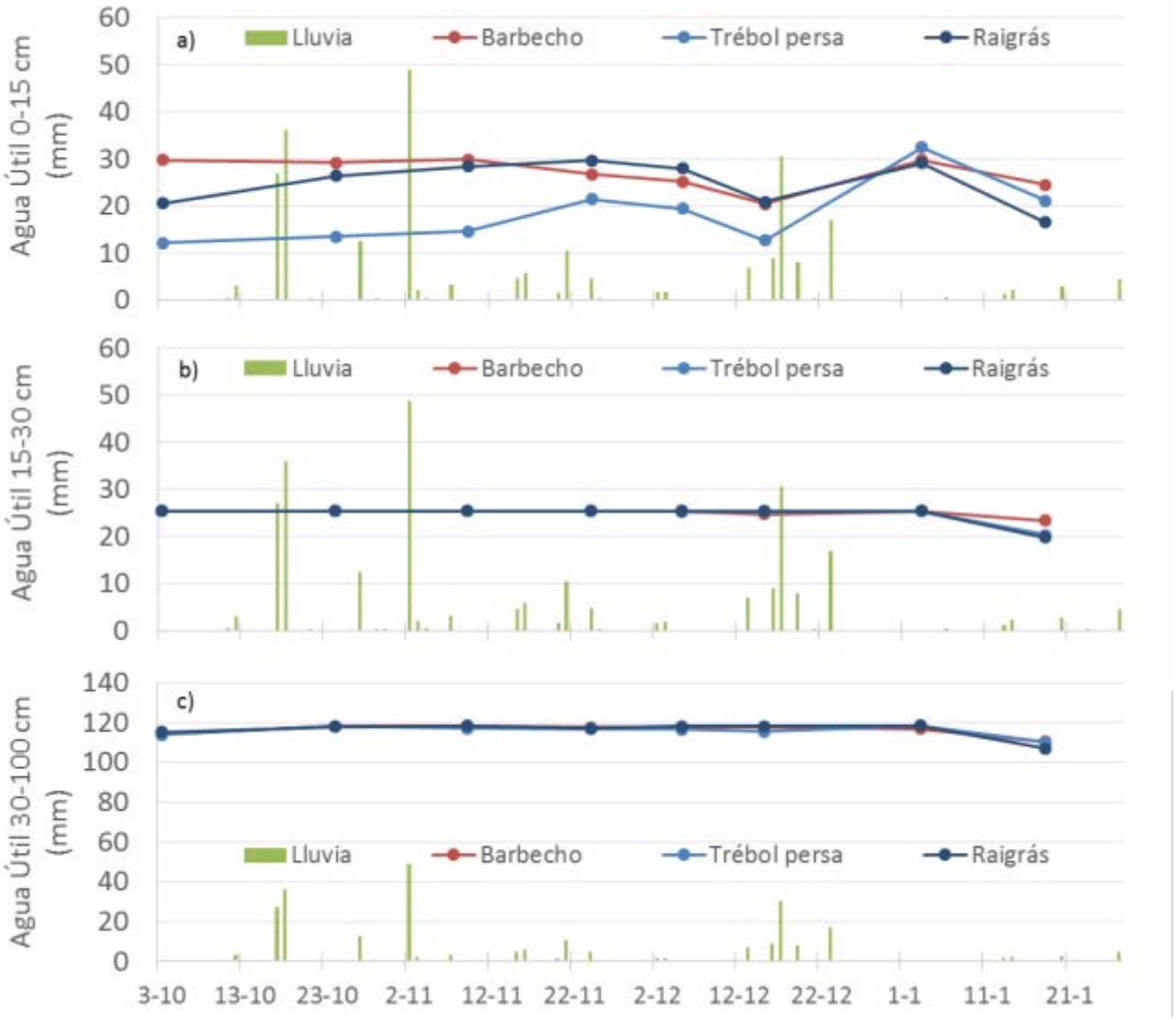


Figura 1: Evolución del agua útil del suelo entre tratamientos de cultivo de cobertura y precipitación diaria. a) 0-15 cm de profundidad; b) 15-30 cm de profundidad; c) 30-100 cm de profundidad.

CONCLUSIONES

El consumo de agua de los cultivos de cobertura hasta el momento de la terminación disminuyó el agua útil en los primeros 15 cm de suelo. Los resultados preliminares sugieren que las lluvias primaverales permitieron recuperar la disponibilidad para el cultivo de soja. Por debajo de los 15 cm, los resultados sugieren que no habría una gran influencia por parte del cultivo, sino que la mayor o menor acumulación de agua se debe netamente a las características del suelo y sus propiedades físicas. Aún se está procesando información de los demás cultivos de cobertura utilizados en el ensayo.

AGRADECIMIENTOS

Rodrigo Girard, Gustavo Maffini, Marcelo Capellaci contribuyeron a la instalación de los tubos de la sonda de neutrones. FCA-UNER beca. EEA-INTA Paraná oportunidad de CEO. Proyectos PICT 2015-0383, PNNAT 1128022, y ERIOS 1263101.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A & G Cordone. 1998. Impacto de las labranzas y rotaciones sobre la MO de los suelos de la región pampeana húmeda. En: Panigatti JL y col. (Eds) Siembra Directa. INTA. SAGyP. Pp 65-96. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires.

- CIMA. 2015. 3ra Comunicación Nacional de Cambio Climático. Disponible en: http://3cn.cima.fcen.uba.ar/
- DE ENTRE .Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- Duval, M; Capurro, J; Galantini, J & Adriani, J. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261.
- Girard, RA. 2017.Efecto de cultivos de cobertura con diferentes manejos de corte sobre distintas fracciones del C de suelo. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- González, HM; SB Restovich & SI Portela. 2017. Utilización de cultivos de cobertura invernales como alternativa para mejorar la estabilidad estructural del suelo. Ciencia del Suelo 35(1): 1–10.
- Novelli, L.E.; Caviglia, O.P.; Wilson, M.G.; Sasal, M.C. 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.
- Oszust, JD. 2010. AJUSTE METODOLÓGICO DE LAS CONSTANTES HÍDRICAS PARA SUELOS
- Ozsust, J.D. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, AR. 2010. Perfiles hídricos de suelos de la Provincia de Entre Rios. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- Picotti, R. 2010. Perfiles Hidricos de Suelos de la Provincia de Entre Rios. Su Relacion con la Textura. Universidad Nacional de Entre Rios. Oro Verde
- Richards, LA. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110.
- Sasal, MC.; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of Crop Sequences on Soil Properties and Runoff on Natural-Rainfall Erosion Plots under No Tillage. Soil and Tillage Research 108(1–2): 24–29.
- Wilson, MG & J Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43:71–80.
- Wingeyer A.B., Amado T., Perez Bidegain M., Studdert G., Perdomo Varela C., Garcia F. 2015a. Increasing Agricultural Production Impact on Soil Quality in Argentina, Bolivia, Southern Brazil, Paraguay and Uruguay: A Review. Sustainability 7:2213-2242. doi:10.3390/su7022213.

C4P95. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO VERTISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA

Ocaranza, Bianca V. [1]; Melgares, Emanuel [1]; Wingeyer, Ana B. [2]; Osuzt, José D. [1]; Gabioud, Emmanuel. [2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Prov. 11 Km 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. [2]Estación Experimental Agropecuaria Paraná – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Prov. 11 Km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. ocaranzabianca@gmail.com

RESUMEN

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo, y de la estabilidad estructural. La inclusión de cultivos de cobertura en las rotaciones, podría ser una medida que atenúe los cambios que pudieran ocurrir en estos sistemas. El objetivo de este trabajo fue la determinación de las constantes hídricas: contenido de agua a CC, PMP y cálculo de agua útil para un suelo Vertisol, bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal) /soja, para las profundidades de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 y 80-100 cm. El trabajo se realizó con un suelo Cromuderte árgico crómico perteneciente a la Serie Febré, del campo anexo de INTA EEA Paraná. Se determinaron los valores de Capacidad de Campo (CC) y Punto de Marchitez Permanente (PMP) mediante el método de ollas de Richards. El contenido de agua a capacidad de campo se incrementó con la profundidad pero no presentó diferencias significativas entre los tratamientos. El PMP también se incrementó con la profundidad. El efecto de la profundidad y de la interacción profundidad por cultivo fueron significativos sobre el agua útil. En la profundidad de 0-20, el Trébol persa presentó mayor contenido de agua útil que Raigrás y Barbecho. Esto se invirtió en la profundidad de 20-40 cm, en tanto que para la profundidad de 40-60 cm el raigrás presentó mayor contenido de agua útil. El agua útil acumulada hasta los 60 cm se incrementó en el orden Trébol persa < Barbecho < Raigrás. Los resultados preliminares sugieren que los cultivos de cobertura como el raigrás permitirían incrementar la disponibilidad de agua útil en los primeros 60 cm de suelo.

Palabras clave: raigrás, trébol persa, consumo de agua

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Entre Ríos se encuentran la mayor parte de los Vertisoles de la Argentina, ocupando 2.300.000 ha. Son suelos muy oscuros; con alto contenido de arcillas expandibles, que se contraen y dilatan con los cambios de humedad provocando movimientos de masa dentro del perfil; auto-estructuración en el horizonte superficial; agrietamiento y caras de fricción en los horizontes subsuperficiales. Presentan permeabilidad muy baja en húmedo y grietas de más de 2 cm en condiciones secas que llegan normalmente hasta la base del epipedón, llegando hasta la superficie en condiciones muy secas o de degradación por erosión o compactación.

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS), y de la estabilidad estructural (Andriulo & Cordone, 1998; Wilson & Paz-Ferreiro 2012; Wingeyer *et al.*, 2015). La inclusión de cultivos de cobertura (CC) en las rotaciones, podría ser una medida que atenúe los cambios que pudieran ocurrir en estos sistemas. Los CC son una herramienta agronómica que incrementa los aportes de C, aéreo y radicular, además de promover la recuperación de la MOS y la estabilidad estructural (Novelli *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2015; Girard, 2017; González *et al.*, 2017). Esto redundaría también en reducción de la escorrentía y mejora del balance hídrico (Sasal *et al.*, 2010; Duval *et al.*, 2015) y como consecuencia, mejorarían las condiciones para el crecimiento del cultivo siguiente en la rotación.

El objetivo de este trabajo fue la determinación de las constantes hídricas: contenido de agua a CC, PMP y cálculo de agua útil para un suelo Vertisol, bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal) /soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

Este trabajo se realizó con un suelo Cromuderte árgico crómico perteneciente a la Serie Febré, en INTA EEA Paraná (INTA, 31°49'S; 60°32'O). En dicho sitio se encuentra instalado un ensayo de cuatro bloques que consta de diferentes cultivos de cobertura como antecesores de soja de primera. Los tratamientos reportados en este trabajo son Raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo (sin cultivo de cobertura).El ensayo fue iniciado en otoño de 2013, y al momento de muestreo en invierno 2017 contó con 4 campañas completas de la rotación cobertura invernal/soja.

Determinaciones y Análisis

Se tomaron muestras de suelos de los 4 bloques del ensayo para cada tratamiento en 5 profundidades: 0 - 20 cm, 20 - 40 cm, 40 - 60 cm, 60 - 80 cm y 80 - 100 cm. Una vez extraídas las muestras fueron llevadas al laboratorio para su acondicionamiento, este consistió en el secado a estufa a 105°c por 48 hs, molienda y tamización por 2 mm. La determinación de las constantes hídricas se realizó en las ollas de Richards siguiendo las modificaciones propuestas por Ozust (2010). Brevemente, se seleccionaron agregados entre 1-2 mm, que se colocaron sobre un papel de filtro de alta porosidad como base y dentro de un anillo metálico sobre la placa de las ollas. Las muestras se humedecieron por capilaridad hasta saturación (aproximadamente dos horas) y luego se procedió a cerrar las ollas y aplicar presión para determinar las constantes. Para obtener la capacidad de campo se utilizó una presión de 33 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 3 días, el momento en el cual se determinaba que las muestras habían llegado a la capacidad de campo fue cuando la olla dejaba de liberar agua por el capilar. Para obtener el punto de marchitez permanente la presión utilizada fue de 1.500 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 8 días. Para el cálculo de las constantes se tomó el peso de las muestras sobre placas de aluminio de peso conocido luego de extraerlas de las ollas (Peso húmedo). Luego fueron llevadas a estufa a 105°c por 48 hs, se volvieron a pesar las muestras para obtener el peso seco de las muestras y poder calcular las constantes.

El contenido de CC se determinó para todos los tratamientos en cambio el PMP se determinó solamente para el barbecho y se asumió que los demás tratamientos poseen el mismo valor ya que el contenido de agua a PMP varía principalmente con la textura del suelo (Cassel & Nielsen, 1986). El contenido de humedad volumétrica para cada constante se calculó utilizando los valores de densidad aparente reportados por Picotti (2010) para las diferentes profundidades de este suelo. Se realizó un análisis de varianza (α=0,05) para determinar el efecto sobre CC y agua útil de los tratamientos. El diseño fue de bloques completos al azar con 4 repeticiones, 4 tratamientos y 5 profundidades. Cuando el efecto fue significativo se utilizó el test LSD para la separación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de agua a capacidad de campo se incrementó con la profundidad (Tabla 1). Respecto a los tratamientos, el contenido de agua a CC no presentó diferencias significativas (Tabla 1). Girard (2017) determinó que en los primeros cm de profundidad los tratamientos con cultivos de cobertura invernal cuentan con más biomasa radicular y carbono orgánico del suelo, lo que podría influenciar en forma positiva la estructura del suelo, favoreciendo la capacidad para retener agua en comparación a un suelo descubierto como lo es el barbecho. El PMP también se incrementó con la profundidad.

Tabla 1: Análisis estadístico para la variable contenido de agua a capacidad de campo

Fuente de variación	SC	gl	CM	F	p-valor
Bloque	3,3E-03	3	1,1E-03	0,78	0,5112
Cultivo	4,1E-03	2	2,1E-03	1,48	0,2412
Profundidad	0,10	4	0,02	17,58	<0,0001
Profundidad*Cultivo	0,01	8	1,0E-03	0,72	0,6719
Error	0,05	36	1,4E-03		
Total	0,16	53			

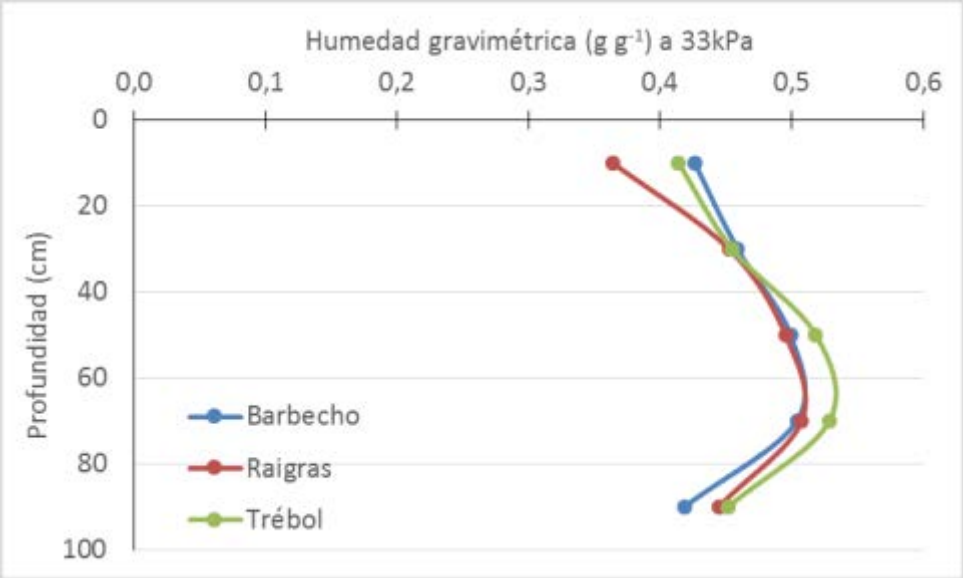


Figura 1: Humedad gravimétrica (g g-1) a capacidad de campo (33 kPa).

Tabla 2: Análisis estadístico para la variable Agua Útil

Fuente de variación	SC	Gl	CM	F	p-valor
Bloque	613,47	3	204,49	4,21	0,0119
Profundidad	5033,36	4	1258,34	25,88	<0,0001
Cultivo	141,22	2	70,61	1,45	0,2474
Profundidad*Cultivo	1598,86	8	199,86	4,11	0,0015
Error	1750,20	36	48,62		
Total	9137,11	53			

El efecto de la profundidad y de la interacción profundidad por cultivo fueron significativos sobre el agua útil (Tabla 2). El efecto del cultivo sobre el agua útil se analizó para cada profundidad (Tabla 3). En la profundidad de 0-20, el Trébol persa presentó mayor contenido de agua útil que Raigrás y Barbecho (p>F = 0,013). Esto se invirtió en la profundidad de 20-40 cm (p>F= 0,011), en tanto que para la profundidad de 40-60 cm el raigrás presentó mayor contenido de agua útil (p>F=0,024). Los valores de agua útil encontrados para algunas profundidades y cultivos son inferiores a los hallados en el trabajo de Picotti (2010) para la misma serie y tipo de suelo, pero en este caso el suelo no se encontraba bajo una rotación de cultivos como en este caso. Dado que solo se analizó el PMP para un bloque por cultivo, para poder explicar las diferencias en agua útil se requiere realizar las determinaciones de PMP en todos los bloques.

Tabla 2: Agua Útil por profundidad y cobertura invernal.

Agua útil (mm)			
Profundidad	Barbecho	Raigrás	Trébol Persa
0-20	16 a	15 a	29 b
20-40	43 b	47 b	25 a
40-60	38 a	48 b	34 a
60-80	48 a	44 a	41 a
80-100	28 a	25 a	24 a

Medias dentro de cada profundidad seguidas por la misma letra no presentan diferencias significativas.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares sugieren que los cultivos de cobertura permitirían incrementar la disponibilidad de agua útil en los primeros 60 cm de suelo. No obstante más determinaciones (de PMP y densidad aparente) son necesarias para corroborar esto.

AGRADECIMIENTOS

Rodrigo Girard, Gustavo Maffini, Marcelo Capellaci contribuyeron a la instalación de los tubos de la sonda de neutrones. FCA-UNER beca. EEA-INTA Paraná oportunidad de CEO. PICT 2015-0383

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A & G Cordone. 1998. Impacto de las labranzas y rotaciones sobre la MO de los suelos de la región pampeana húmeda. En: Panigatti JL y col. (Eds) Siembra Directa. INTA. SAGyP. Pp 65-96. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires.
- Cassel DK & DR Nielsen. 1986. Field capacity and available water capacity. En Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. (Ed. A Klute) pp. 901-926. Am. Soc. Agr. and Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI.
- CIMA. 2015. 3ra Comunicación Nacional de Cambio Climático. Disponible en: http://3cn.cima.fcen.uba.ar/
- Duval, M; J Capurro; J Galantini & J Adriani. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261.
- Girard, RA. 2017. Efecto de cultivos de cobertura con diferentes manejos de corte sobre distintas fracciones del C de suelo. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- González, HM; SB Restovich & SI Portela. 2017. Utilización de cultivos de cobertura invernales como alternativa para mejorar la estabilidad estructural del suelo. CienC. Suelo 35(1): 1–10.
- 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.
- Ozsust, JD. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Tesis de Grado,. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, AR. 2010. Perfiles hídricos de suelos de la Provincia de Entre Rios. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- Richards, LA. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110.
- Sasal, MC; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of Crop Sequences on Soil Properties and Runoff on Natural-Rainfall Erosion Plots under No Tillage. Soil and Tillage Research 108(1–2): 24–29.
- Wilson, MG & J Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43:71–80.
- Wingeyer AB; T Amado; M Perez Bidegain; G Studdert; C Perdomo Varela; F Garcia. 2015. Increasing Agricultural Production Impact on Soil Quality in Argentina, Bolivia, Southern Brazil, Paraguay and Uruguay: A Review. Sustainability 7: 2213-2242.

C4P96. DESEMPEÑO ESTACIONAL DEL RIEGO GRAVITACIONAL A NIVEL PREDIAL. CHILECITO, LA RIOJA.

Ochova, Iván M.; Meleh, Juan J. y Figuerola, Patricia

Universidad Nacional de Chilecito. 9 de Julio 22. Chilecito, La Rioja. Argentina. ivan.8va@gmail.com

RESUMEN

En regiones áridas, el riego produce resultados muy favorables para la actividad agrícola. Sin embargo, un manejo inadecuado del mismo puede llevar al deterioro del suelo y el agua. Por lo tanto, es fundamental el uso racional del recurso hídrico, mediante la aplicación eficiente del riego. Con el objetivo de conocer el desempeño estacional del riego en Chilecito, se evaluaron tres distritos de este departamento. El método de entrega de agua es por turnado y no existen obras de regulación de caudal. Los sitios de estudio fueron lotes de vid regados por melgas sin desagüe al pie. Con infiltrómetro de anillo simple, se determinó la velocidad de infiltración del agua en el suelo. Antes y después de cada riego, se determinó el contenido de humedad del suelo aplicando el método gravimétrico. Se midieron caudales totales y parciales con aforador sin cuello y se determinaron los tiempos de avance, receso y total de riego. A partir de estas mediciones, se determinaron las eficiencias de aplicación (EAP), almacenaje (EAL) y distribución (EDI). Para el análisis de los datos, se dividió la temporada de riego en 2 períodos: otoño-invierno (O-I) y primavera-verano (P-V). En general, el caudal recibido por las fincas evaluadas varió durante la temporada de riego. En el período O-I fue en promedio de 51 L s^{-1} y se redujo en un 32% durante el período P-V. El caudal ingresado en la unidad de riego también fue variable y tuvo valores comprendidos entre 9 y 14 L s^{-1}. Por esta razón, las melgas regadas simultáneamente recibieron diferentes caudales en cada riego. En general, los intervalos de riego fueron excesivos, sobre todo en el período P-V, en el que transcurrieron hasta 45 días entre 2 riegos sucesivos. De acuerdo con la clasificación de Roscher, las EAP fueron buenas (Período O-I= 78%, Período P-V= 98%), mientras que las EAL fueron satisfactorias (81% durante toda la temporada). La distribución del agua en las melgas fue mala en el período O-I (EDI= 65%) y satisfactorias en P-V (EDI= 81%). En general, se observó una gran variabilidad en los tiempos de riego empleados y en las láminas de riego aplicadas. En consecuencia, no se cubrió adecuadamente la necesidad hídrica del cultivo. A pesar de que las EAL en general fueron buenas, en la mayoría de los casos, se superó el umbral de riego recomendado para la vid (UR= 50%). Esto, hizo que en ciertos momentos la humedad del suelo alcance valores próximos al punto de marchitez permanente. Así, las plantas podrían haber sido sometidas a períodos de estrés hídrico severo. La distribución del agua en las melgas fue des-uniforme, lo que generó situaciones de riego excesivo en ciertos sectores y deficitario en otros. Los resultados evidenciaron problemas de administración extrapredial del agua en los distritos de riego evaluados. En el interior de predios, resulta primordial la implementación de técnicas de mejora de la distribución del agua en cabecera y en el interior de las unidades de riego.

Palabras clave: eficiencia de riego, riego por superficie, infiltración

C4P97. COEFICIENTES DE ESCURRIMIENTO EN 10 CAMPAÑAS AGRICOLAS PARA DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Oszust, José D.[1]; Wilson, Marcelo G. [2]; Gabioud, Emmanuel A. [2] y Sasal, María Carolina[2]

[1]UNER, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [2]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina.jdoszust@fca.uner.edu.ar.

RESUMEN

La siembra directa (SD) comprende prácticas agronómicas que permiten un manejo del suelo con una perturbación mínima de su composición, estructura y dinámica,manteniendo la cobertura del suelo con residuos de cosecha paraconservarel agua en el perfil de suelo y reducir el escurrimiento superficial. Una buena cobertura del suelo se logra utilizando secuencias de cultivos con varias especies. La menor rentabilidad de trigo y maíz respecto de la soja, indujeron a planteoscon tendencia a su monocultivo, restringiéndose las premisas de SD y, como consecuencia, se ha observado la disminución dela permeabilidad del horizonte superficial, aumentando el escurrimiento superficial. Este trabajo se planteó como objetivo obtener y comparar el coeficiente de escurrimiento superficial de 4 secuencias agrícolas realizadas sobre un Molisol bajo SD. A partir de los registros de precipitacionesy escurrimientos diarios medidos en 4 secuencias,se calcularon las precipitaciones y coeficientes de escurrimientos trimestrales (CET)y anuales (CEA),durante 10 campañas.Laprecipitación media de cada campaña fue de 1126 mmaño^{-1}, con un mínimo de 732 mm año^{-1}y un máximo de 1595 mm año^{-1}. De los 795 días con lluvia, en 526 precipitó menos de 12,5 mm (66%), mientras que el 95 % del total son menores a 50 mm. El 64% de la precipitación de una campaña ocurre en los trimestres T3 y T4 (octubre a marzo).Los mayores valores de CET se dan en T3 y T4 (7,5 y 7,7%). Existen diferencias entre secuencias para escurrimiento anual. Sj y Sj/CC presentan los mayores valores y se diferencian de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz. Estos resultados permiteconocer las variaciones trimestrales y anuales de las precipitaciones y escurrimiento, brindando herramientas para la selección de prácticas de manejo o aplicación de tecnologías adecuadas que disminuyan el escurrimiento superficial y los impactos ambientales asociados.

Palabras claves: Cobertura del suelo, coeficientes escurrimiento, monocultivo soja.

INTRODUCCIÓN

En Argentina, la superficie destinada a cultivos agrícolas aumentó a razón de 8100 km^2*año^{-1}durante las campañas de 1992/93 a 2007/08, siendo la etapa de mayor aumento interanual de superficie destinada a la actividad agrícola (SAGyP, 2018). Este incremento se caracterizó por la incorporación de variedades transgénicas, sistemas de siembra conservacionistas y fertilización en forma generalizada, con el fin de aumentar la rentabilidad (Reca, 2006; Reboratti, 2010). La SD comprende prácticas agronómicas que permiten un manejo del suelo con una perturbación mínima de su composición y estructura. Una de sus premisas básicas es el mantenimiento de la cobertura del suelo con residuos de cosecha (rastrojos) que permiteconservarel agua en el perfil de suelo y reducir el escurrimiento superficial.Para ello, se recurreal control químico de malezas y a la incorporación de secuencias de cultivos que aportanaltos niveles de rastrojos en superficie. Esto produce una mejora en el balance de carbono del suelo, en la conservación dela humedad edáfica y en la eficiencia en el uso de fertilizantes (Abril *et al.*, 2005; Satorre, 2005).

Situaciones externas a lo técnico -productivo,como los impuestos, el aumento del valory la tenenciade la tierra, originaronuna menor rentabilidad en cultivos como el trigo y maíz respecto de la soja e indujeron a planteoscon tendencia a su monocultivo (Engler, 2007). Ante esta realidad, se vieron restringidos algunos aspectos beneficiosos de la SD como la cobertura del suelo. La disminución en la cantidad y calidad de rastrojos aportados por los cultivos, como así también la distribución y el tipo de sistemas radicales afectaron directamente la agregación y estabilidad del suelo; produciendo degradación en la estructura y disminución dela provisión decarbono del suelo (Wilson *et al.*, 2010;Gabioud*et al.*, 2012; Novelli*et al.*, 2012).Esto se evidencia en la aparición de estructura laminar en los primeros centímetros del horizonte superficial que limita el ingreso de agua al suelo, aumentando el escurrimiento superficial, la susceptibilidad a la erosión hídrica y la pérdida de nutrientes hacia fuentes de agua superficiales (Sasal, 2012; Sasal*et al.*, 2015).

Resulta importante cuantificar la relación existente entre los efectos producidos por el sistema agrícola bajo SD sobre el escurrimiento superficial. En la Estación Experimental de Paraná, en 1971, se construyeron parcelas para la

medición de escurrimiento de acuerdo con la metodología propuesta por el Servicio de Conservación de Suelos de USA y la FAO. Estas parcelas permiten el control de los ingresos de agua de las lluvias y la medición de los excedentes hídricos por escurrimiento. El análisis de la relación escurrimiento/lluvia en parcelas cultivadas permitirá identificar aquellas secuencias de cultivos que permitan una mayor eficiencia en el uso del agua y que a su vez, minimicen los efectos perjudiciales del escurrimiento superficial. Este trabajo plantea como objetivo principal obtener y comparar el coeficiente de escurrimiento superficial de 4 secuencias agrícolas realizadas sobre unMolisol y bajoSD. Para cumplir con estapremisa se plantearon algunos objetivos particulares:

- Caracterizar el régimen de precipitaciones de 10 campañas agrícolas
- Buscar una clasificación de dichas precipitaciones que permitan diferenciarlas
- Obtener el coeficiente de escurrimiento para cuatrode las secuencias agrícolas más utilizadas

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron los registros de precipitaciones diarias (PPd) tomadas en el Observatorio Meteorológico de la Estación Experimental Paraná de INTA desde el año 1934 hasta el 2016. A partir de PPd se calcularon las precipitaciones trimestrales (PPT) y precipitaciones de una campaña agrícola (PPA) para las campañas comprendidas entre 2006-2007 a 2015-2016. PPA es la suma de PPd desde el 1 de julio de un año hasta las del 30 junio del año siguiente. En tanto, para obtener PPT se dividió a cada campaña agrícola en 4 trimestres. El trimestre 1 (T1), inicia el 1 de julio y termina el 30 de setiembre; el trimestre 2 (T2), desde el 1 de octubre hasta el 31 de diciembre; el trimestre 3 (T3), incluye a enero a marzo y el trimestre 4 (T4), los meses de abril, mayo y junio. Se contabilizaron el número de días con PPd dentro de cada campaña (n°PA) y trimestre (n°PT). Se clasificaron las PPd en 5 categorías, PPd de hasta 12,5 mm, mayores a 12,5 y hasta 30 mm, PPd mayores a 30 mm y hasta 50 mm, PPd mayores a 50 mm hasta 75 mm y mayores a 75 mm. Para cada categoría se obtuvieron n°PA y n°PT y los volúmenes de agua precipitada en los mismos períodos de tiempo. Se utilizó el Índice Normalizado de Precipitación (SPI) (OMM N° 1090, 2012), para clasificar a los trimestres (SPIt) y campañas agrícolas (SPIa). Los valores de SPI para cada período de tiempo dan una idea del estado de humedad/sequía de un determinado recurso hídrico. Cuando es positivo, SPI indica que la precipitación es mayor que la mediana, y por lo tanto ese período corresponde a un clima húmedo. Cuando los valores son negativos, el clima en ese período es seco (McKee*et al*., 1993). Para el cálculo de SPI se utilizaron las precipitaciones de la campaña 1935-1936 hasta 2015-2016.

El escurrimiento diario (Esc) se midió en parcelas de escorrentía ubicadas en la EEA Paraná del INTA. Es un sistema formado por 15 parcelas 100 m^2 (4m x 25m) de superficie, ubicadas sobre un suelo Argiudolácuico, serie Tezanos Pinto, dispuestas sobre un paisaje con 3,5% de pendiente (Fig. 1). El Esc de una PPd es recolectado en una pileta principal de 0,45 m^3, el excedente es reconducido a una pileta secundaria de 1 m^3. Ambaspiletas pueden registrar un escurrimiento de 72 mm. Desde la campaña 2006-2007 se establecieron 4 secuencias de cultivo con 3 repeticiones cada una en 12 de las 15 parcelas. Las 12 parcelas se organizaron en 3 bloques. Cada bloque está formado por cuatro parcelas con 1 tratamiento por parcela. Las secuencia de cultivo utilizadas son: soja continua (Sj), trigo/soja (Tg/Sj), cultivo de cobertura invernal/soja (Sj/CC) y trigo/soja-maíz (Tg/Sj-Mz). Se analizaron las campañas normales según SPIa. A partir del volumen de agua medido en cada pileta se estimó cuanto volumen escurrió en una superficie de 100 m^2. El escurrimiento anual (EA) es la suma de todos los Esc de una campaña agrícola. El escurrimiento trimestral (ET), es la suma de todos los Esc durante los trimestres en que se dividió cada campaña. El coeficiente de escurrimiento anual (CEA) se calculó como el porcentaje entreEA y PPA de cada campaña. En tanto, el coeficiente de escurrimiento trimestral (CET) es el porcentaje entre ET y PPT ocurrida en cada trimestre.

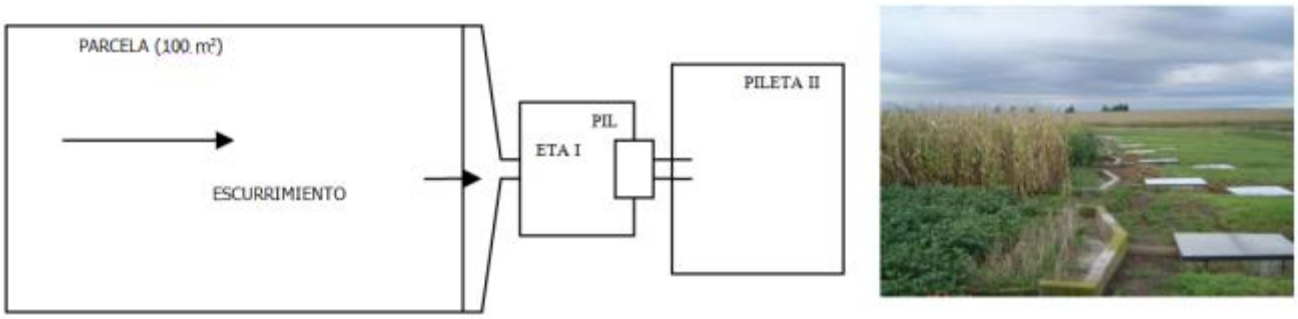


Figura 1. Esquema con el diseño de las parcelas de escorrentía utilizadas en este ensayo

Para analizar todas las variables se ajustaron modelos lineales mixtos con distintas estructuras de varianza combinadas con estructuras de correlación residual, heteroscedasticidad residual y efectos aleatorios. Mediante criterios de verisimilitud penalizada (AIC y BIC) se eligió el mejor modelo que describía los datos. Una vez seleccionado el modelo, se realizaron las comparaciones de medias mediante test LSD Fisher p< 0,05. Posteriormente se utilizaron análisis de correlación y regresión entre las variablesanalizadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Régimen de precipitaciones

Las PPA en la década presentan un valor medio de 1126 mm año^{-1}, con un mínimo de 732 mm*año^{-1} y un máximo de 1595 mm*año^{-1}. De los 795 días con PPd, en 526 llovió menos de 12,5 mm (66%), mientras que el 95 % del total son menores a 50 mm. El valor máximo de PPd registrado fue de 241 mm*día^{-1}. Se produjeron en promedio, 80 días con precipitaciones por campaña; con un mínimo de 61 días y un máximo de 95 días. Las PPT no se diferenciaron significativamente entre campañas, pero si entre trimestres dentro de una campaña. T2 (oct-dic), se diferencia significativamente de los demás, presentando el mayor valor de PPT (463mm*trimestre^{-1}), y T1 (jul-set), es el que menor valor de PPT posee (113 mm trimestre^{-1}), diferenciándose del resto. Se encontraron diferencias significativas entre trimestres para n°PT: T3 y T2 no se diferencian entre sí, pero sí de los demás. T1 es el que menor cantidad de días lluviosos presenta (Tabla 1).

Tabla 1: Valores de precipitaciones medias por trimestre para 10 campañas agrícolas (2006-2007 a 2015-2016)

Trimestre	N° PPT	PPT (mm trimestre^{-1})
T1	11 **C**	113 **D**
T2	26 **A**	334 **B**
T3	25 **A**	463 **A**
T4	17 **B**	216 **C**

Referencia:n° PPT es el número de días con precipitaciones en el trimestre y PPT es el valor total precipitado en el trimestre

Para un año promedio, en T1 precipitan el 17% de PPA, en T2 y T3 el 32 % en cada uno y en T4 el 20 % de PPA. Pero cuando se expresa en volumen se observa que T1 (jul-set), aporta solo con un 9% de la PPA. Mientras que, en T3 precipita un 41% de PPA; 9% más que T2. Si bien el 66 % de PPd son menores a 12,5 mm, sólo representan el 17 % del volumen de PPA. El 68 % del volumen de PPA es aportado por PPd, que oscilan entre los 12,5 mm y 75 mm. Las PPd mayores a 75 mm contribuyen en un 15 % a PPA y el 84 % de ese volumen precipita en T3 (ene- mar), (Tabla 2).

Tabla 2: Porcentaje de la precipitación anual en cada trimestre según categoría de precipitación diaria

Trimestre	< 12,5 mm día^{-1}	12,5 a30 mmdía^{-1}	>30 a 50 mm día^{-1}	>50 a 75 mm día^{-1}	> a 75 mm día^{-1}	Totales
T1	3,2	3,2	2,5	0,5	0,0	9,4
T2	5,4	10,4	10,7	4,9	0,8	32,2
T3	5,4	8,7	8,6	5,7	12,5	40,9
T4	3,3	4,8	4,2	3,6	1,6	17,5
Totales	17,3	27,1	26,0	14,7	14,9	100,0

Caracterización de las precipitaciones anuales de las 10 campañas analizadas

SPIa caracteriza a 6 campañas como normales, 2 muy húmedas, 1 moderadamente húmeda y 1 moderadamente seca(Tabla 3). Existió un período de sequía anual con una duración de 2 campañas (2007-2008 y 2008-2009) con una magnitud de 1,73. SPIt no se diferenció significativamente entre campañas, pero se encontraron diferencias significativas entre trimestres para el mismo período. T3 es significativamente diferente a los demás, con el mayor valor de SPIt. Se encontró una correlación significativa entre PPA y SPI anual (r=0,997; n=10); PPT y SPI trimestral (r= 0,77; n=40).

Tabla 3: Valores de precipitación anual (PPA) y Índice Normalizado de Precipitación anual (SPI), para 10 campañas agrícolas (2006-2007 a 2015-2016)

Campaña agrícola	PPA (mm año^{-1})	SPIa	Clasificación
2006-2007	1595,4	1,9	Muy húmedo
2007-2008	732,2	-1,2	Moderadamente seco
2008-2009	885,6	-0,5	Normal
2009-2010	1485,2	1,6	Muy húmedo
2010-2011	871,7	-0,6	Normal
2011-2012	948,7	-0,3	Normal
2012-2013	1249,3	0,9	Normal
2013-2014	1047,6	0,1	Normal
2014-2015	1145,5	0,5	Normal
2015-2016	1298,7	1,0	Moderadamente húmedo

Escurrimiento superficial

Para las campañas normales (n=6), no existen diferencias significativas entre secuencias de cultivo para EA (p=0,1047), pero si para CEA (p=0,049). Se observa que en las secuencias Sj y Sj/CC, presentan valores similares de CEA y se diferencian significativamente de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz (Tabla 4). Sj y Sj/CC presentan los mayores valores de CEA (7,3 % y 7,1%), y se diferencian significativamente de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz que presentan valores de CEA de 4,2 % y 2,5 % respectivamente. CET presenta diferencias significativas entre trimestres pero no entre secuencias. T3 y T4 tienen CET similares y se diferencian significativamente de T1 y T2. El CET de T1 presenta el menor valor (1,6%). No se encuentran diferencias significativas para CET dentro de cada trimestre, excepto para T4 donde Tg/Sj-Mz se diferencia de las demás secuencias. En este trimestre las demás secuencias tienen un CET mayor a Tg/Sj-Mz. Se observa una tendencia, no significativa, mostrando que en cada trimestre las secuencias Sj y Sj/CC tienen mayores valores de CET que Tg/Sj y Tg/Sj-Mz (Tabla 4).

Tabla 4: Tabla de doble entrada paracoeficiente de escurrimiento trimestral (CET)según trimestre y secuenciapara las 10 campañas agrícolas (2006-2007 a 2015-2016). Letras diferentes indican diferencias significativas test DGC p<0,05

Secuencia	T1	T2	T3	T4
Sj	1,8A	6,3 A	9,6 A	8,2 A
Sj/CC	2,0A	6,1 A	7,8 A	9,4 A
Tg/Sj	1,4A	3,5A	7,0 A	7,5 A
Tg/Sj-Mz	1,2A	2,9 A	5,6 A	5,9 B
Media de 10 campañas	1,6C	4,7 B	7,5A	7,7A

Durante T3 (ene-mar), existe mayor probabilidad que ocurraPPd mayores a 75 mm, explicando el alto valor de CET para este período. En T4 las PPd se distribuyen uniformemente en todos los rangos menores a 75 mm y los cultivos

se encuentran cercanos a la madurez fisiológica disminuyendo la demanda de agua al perfil, contribuyendo a un aumento en CET. Las diferencias encontradas en CET para este período entre secuencias pueden ser atribuidasal mayor aporte de rastrojos de la secuencias Tg/Sj-Mz respecto de la demás. Estos mayores aportes pueden mejorar la captura de carbono por parte del perfil aumentando la porosidad y como consecuencia, la infiltración. En este sentido, Novelli*et al*. (2012) encontraron que al aumentar el número de cultivos en una secuencia existe una mejora en la porosidad debido a un aumento en el carbono. También, Sasal*et al*. (2017) reportaron que las secuencias más intensificadas en la región de estudio son las que presentan trigo, ya que es el principal cultivo de invierno y siempre precede a una soja de segunda fecha de siembra. De esta manera, se mantiene el suelo con elevado tiempo de ocupación, similar al tiempo que ocuparía una pastura. Además, el trigo se siembra con poca distancia entre hileras y así puede favorecer la interrupción de capas continuas de estructura laminar con sistemas radicales en cabellera y la formación de estructura granular superficial, que favorecen el ingreso de agua al suelo.

En T1 (jul-sep) el 68% del volumen aportado es a través de PPd que tienen un valor menor a los 30 mm y produciendo una disminución en CET. Estos bajos valores de PPd coinciden con los menores valores de intensidad de lluvia (Garciarena*et al.*, 2010), lo que reduciría los valores de CET por una mayor captura del agua por parte del perfil.

CONCLUSIONES

Se realizó un análisis detallado de las características de las precipitaciones y del escurrimiento superficial durante 10 campañas agrícolas. Estas se clasificaron de acuerdo alÍndice Normalizado de Precipitaciónque además de la correlación encontrada conPPA permitió diferenciar y analizar por separado aquellas campañas con un comportamiento normal de las extremas. La categorización de las precipitaciones diarias y la división en trimestres de cada campaña, permitieron profundizar el análisis del escurrimiento superficial. Se observó que las precipitaciones diarias mayores a 75 mm sólo representan el 2 % del total de días con lluvia, pero aportan el 15 % del volumen anual y el 86 % de ese volumen precipita en el tercer trimestre. Dicho trimestre presenta uno de los mayores valores de coeficiente de escurrimiento. Por otro lado, durante el primer trimestre el 98 % de las precipitaciones diarias son menores a 50 mm, pudiendo ser una de las causas del bajo valor del coeficiente de escurrimiento en el mismo. Si bien el 66 % de las precipitaciones diarias durante una campaña son menores a 12,5 mm, sólo el 9 % del volumen precipitado en un año, no teniendo incidencia sobre el escurrimiento superficial.

Se compararon los coeficientes de escurrimiento superficial de 4 secuencias agrícolas representativas del área agrícola pampeana húmeda. Se encontró que en las secuencias Sj continua y Sj con Cultivo de Cobertura invernal, presentan valores similares de coeficientes de escurrimiento y se diferencian significativamente de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz. Estos resultados permiten valorar la importancia de caracterizar y conocer las variaciones trimestrales y anuales de las precipitaciones y del escurrimiento. Esta información brinda herramientas para seleccionar prácticas de manejo o aplicar tecnologías adecuadas para disminuir el escurrimiento superficial y los impactos ambientales asociados durante los trimestres con precipitaciones con altos volúmenes diarios y con los mayores coeficientes de escurrimiento. Así, la disponibilidad de esta información permitirá tomar decisiones para mejorar la captación de agua, aumentar rendimientos de cultivos y minimizan riesgos ambientales asociados a las pérdidas de agua por escurrimiento.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023. Constituye parte de la tesis doctoral del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- AbrilA.; Salas P.; E.Lovera; S.Koppy & N. Casado-Murillo. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de la argentina. Revista Ciencia del Suelo. Edición 23 (2). Pág 179-188
- Engler P.;G.Vicente & R.Cancio. 2007. Evolución de la agricultura y la sustentabilidad a lo largo de un siglo en Entre Ríos. Agricultura Sustentable en Entre Ríos, 230 p. Ediciones INTA.

- Gabioud E.A.;M.G.Wilson; S. Albarenque;A.Kemerer;R.Melchiori;M.C.Sasal & C. Pioto. 2012. Variabilidad espacial de la RMP y la Dap de un Molisol en siembra directa y su relación con el rendimiento de soja. Anales XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Abril 2012 Mar del Plata, Argentina. Trabajo en CD. ISBN 978-987-1829-11-8
- Garciarena N.A.; M. C. Sasal; M. G. Wilson & C. I. Chagas. 2010. "Factor C" de la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE) bajo siembra directa. Agricultura Sustentable 2010. Ediciones INTA. ISSN 0325-8874.
- McKee, T.B., N.J. Doesken & J. Kleist, 1993: The relationship of drought frequency and duration to time scale. In: Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology, Anaheim, California,17 a 22 de enero de 1993. American Meteorological Society, Boston, 179–184
- Novelli L.E.;O. P. Caviglia; M. G. Wilson & M. C. Sasal. 2012. Estabilidad de agregados y almacenaje de carbono con diferentes usos de latierra. Anales XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Abril 2012 Mar del Plata, Argentina. Trabajoen CD. ISBN 978-987-1829-11-8
- Reca, Lucio G. 2006. El sector agropecuario argentino: despegue, caída y resurgimiento (1875 Y 2005). Estud. Econ., Bahía Blanca, v.23, n°47, jul 2006. http://bibliotecadigital.uns.edu.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2525-12952006002200005&lng=en&nrm=iso. Accedido en 1 de marzo de 2018
- Reboratti, Carlos. 2010. Un mar de soja: la nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias. Revista de Geografía Norte Grande. Edición 54. pág 63-76.
- Sasal M.C. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis Doctoral. Escuela para Graduados Alberto Soriano, Facultad de Agronomía UBA. 126 p.
- Sasal M. C.; M. G. Wilson; A. E. Andriulo; J. D. Oszust; E. A. Gabioud; S. M. J.Sione; M. L. Darder & M. J. Torti. 2015. Pérdida de nutrientes desde agrosistemas y su destino en el ambiente. Simposio Fertilidad 2015.Nutrición de cultivos para la intensificación productiva sustentable. pp: 286-293
- Sasal, M. C.; H. Boizard; A. Andriulo; M. Wilson & J. Léonard. 2017. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. Soil&TillageResearch: 173: 33 - 41.
- SAGyP, 2018. Estimaciones agrícolas.http://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones. Accedido 1 de marzo de 2018
- SatorreE. H. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Revista Ciencia Hoy. Volumen 15 Nº 87. Pág 24-31
- Wilson M.G.;J. Oszust;M. C. Sasal & A. Paz González. 2010. Variación espacial de la resistencia mecánica a la penetración y su relación con estados estructurales del suelo bajo distintas secuencias de cultivos. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Argentina. Trabajo en CD.

C4P98. ANÁLISIS DEL RIESGO DE EROSIÓN HÍDRICA EN SUELOS DEL PARTIDO DE AZUL

Palacin, Esteban A.y Lopez, Mariano E.

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martin 4453, CABA, Argentina. palacin@agro.uba.ar

RESUMEN

El avance de la agricultura en el Partido de Azul en los últimos 30 años, ha producido un incremento en 2,5 veces el área sembrada con cultivos agrícolas. Esto ha causado el aumento de la presión sobre tierras con fragilidad a la erosión hídrica. A fin de cuantificar los niveles de fragilidad y vulnerabilidad a la erosión hídrica en tierras del partido, se procedió a trabajar con mapas digitalizados de las variables de la ecuación de erosión hidrica A = R x K x L.S x C x P; a través de un sistema de información geográfica. Se usaron lo datos pluviométricos de la estación Azul Aero del SMN, con los cuales se calculó la variable R (erosividad de las lluvias) que se consideró constante para el area en estudio, dada su extensión. La informacion de suelos se obtuvo de la carta de suelos Pablo Acosta de INTA (3760-22-2), a partir de la cual se obtuvieron los límites de las unidades cartográficas para crear los polígonos y los valores para la estimación de la variable K (erodabilidad de los suelos). Usando la carta topográfica "Pablo Acosta" se digitalizaron las curvas de nivel, se tranformaron a sistema vectorial y se interpolaron para obtener un Modelo Digital de Elevación, con el cual se obtuvieron los mapas de pendientes porcentual y en grados y el de direcciones de flujo de escorrentía y a partir del mismo se generó la capa de acumulación de flujo. A continuación, y haciendo uso de la capa de pendientes en grados, se generó el factor F. Luego, empleando el factor F se generó el factor *m*, o exponente del largo de pendiente. Luego, los rásters generados se incuyeron dentro de las ecuaciones seleccionadas para generar los subfactores L y S; y combinando estos se obtuvo el mapa del factor L.S. Para la obtención de un valor para el factor C, se tomaron la distribuciones de cultivos dadas por el Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de La Nación para las campañas de los años 2005 a 2015. Al combinar todos los factores obtenidos en una capa, y estimando que no se realizan prácticas específicas para la erosión hídrica, obtenemos el mapa de erosión hídrica promedio medido en toneladas por hectárea por año. En las ubicaciones donde hubiera prácticas instaladas o pudieran realizarse, el valor de vulnerabilidad obtenido debería multiplicarse por el valor de la variable P, correspondiente a dicha practica. Operando así, los mapas temáticos de cada variable se obtuvieron los mapas de fragilidad y vulnerabilidad de las tierras. Para la clasificación de la Erosión se utilizaron las clases de erosión de perdida de suelos establecidas por FAO-PNUMA-UNESCO: Nula a Ligera menor a 10; Moderada 10–50; Alta 50–200 y Muy Alta mayor a 200. Según esta clasificación de la superficie total comprendida por el análisis, un 79 % del área presentaría erosión ligera, un 20 % erosión moderada y el 1 % restante presenta erosión alta con una mínima participación de erosión muy alta.

Palabras claves: EUPS, RUSLE, SIG.

C4P99. CALIDAD DEL AGUA EMPLEADA POR AGRICULTORES FAMILIARES DEL NOROESTE DE CORRIENTES

Paredes, Federico A.[1] y Langé, Patricia P.[2]

[1] EEA Corrientes, INTA. Ruta Nac. N°12, km 1008, CC57. Corrientes, Argentina. paredes.federico@inta.gob.ar; [2] AER Corrientes, INTA. Ruta Prov. N°5, km 2,5. Corrientes, Argentina. lange.patricia@inta.gob.ar

RESUMEN

El agua posee un valor e importancia innegable para el desarrollo sustentable de las sociedades, la producción de alimentos y la soberanía alimentaria. En el Noroeste de Corrientes, la Agricultura Familiar emplea el agua con múltiples destinos: consumo doméstico, bebida de animales, riego y agroindustria familiar. A su vez, resulta particularmente vulnerable, por sus dificultades para el acceso a infraestructura adecuada para su captación, distribución y utilización. El objetivo del trabajo fue analizar la calidad microbiológica y físico-química del agua empleada en 42 sistemas productivos de Agricultores Familiares del Noroeste de Corrientes. De las muestras analizadas, el 31% presentó valores menores a 3 NMP para bacterias coliformes totales por 100 mL, mientras que el 69% restante superó el valor de 3, de las cuales el 28,6% superó el valor de NMP de 1100 coliformes totales por 100 mL. Del total de observaciones, solo una muestra dio positivo para *Escherichia coli*, mientras que para *Pseudomonas aeruginosa*, el 21,4% dio positivo (NMP 100 mL) y para *Enterococcus y Estreptococcus* fecales (NMP 100 mL) fueron 38,1% los casos positivos. Estos resultados indican un elevado riesgo sanitario de las aguas destinadas para consumo humano. El total de las muestras presentaron valores admisibles para el consumo humano de cloruros y sulfatos. En cuanto a la dureza total, todas las muestras registraron valores inferiores a 400 mg $CaCO_3^-L^{-1}$, aunque el 38,1% se clasificaron como aguas blandas o moderadamente duras, y el 61,9% como duras y muy duras. Solamente 4,8% de las muestras presentaron valores de alcalinidad superior a los admisibles. El 28,6% del total presentó problemas de contaminación con NO_3^{-1}, excediendo el límite de 10 mg $N\text{-}NO_3^-*L^{-1}$; mientras que el 4,8% obtuvo valores de nitrito mayores a 0,10 $mg*L^{-1}$; y el 9,5% de las muestras obtuvo valores de amonio mayores a 0,2 $mg*L^{-1}$, indicando una degradación incompleta de la materia orgánica. Posiblemente ello se deba a la filtración de aguas residuales u otros residuos orgánicos a las fuentes de agua. En cuanto a la calidad físico química, el promedio de solidos disueltos totales (250,6 mg L^{-1}) permitió clasificar las muestras como aguas dulces. De acuerdo al USDA (Riverside), el 45,3% de las muestras se clasificaron como aguas de baja salinidad (C1), con mínimos riesgos de salinización; el 47,6% como moderada salinidad (C2); mientras que el 4,7% como medio (C3) y sólo el 2,4% alta. Los niveles de Na son bajos (S1), con valores promedio de RAS de 0,56. El 95,2% de las observaciones son clasificadas como de calidad excelente y buena, considerando el porcentaje de sodio soluble, mientras que el 4,8% son de calidad permisible o dudosa. Los resultados obtenidos no señalan problemas graves en las propiedades químicas de las aguas, aunque algunos casos requieran de medidas asociadas al contenido de sales presentes. En el caso de la calidad microbiológica, los datos sugieren poner especial atención en aquellos casos que superan los valores admisibles de presencia de bacterias y recurrir a medidas correctivas en los casos positivos de *E. coli* y *Pseudomonas*.

Palabras claves: Análisis de agua, usos múltiples, contaminación

C4P100. EFECTO DE CULTIVOS DE COBERTURA, FERTILIZACIÓN Y DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA

Parra, Baltazar J.; Cholaky, Carmen; Bongiovanni, Marcos D.; Cabrera, Soledad; Mattalia, Laura; Celli, Lucrecia, Marzari, Rosana; Gorjon, Juan, Ganum Gorriz, María J. y Maseda Edgar

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta nacional N° 36 km 601. Río Cuarto. Córdoba. Argentina. bparra@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la incorporación de un cultivo de cobertura (triticale) y su interacción con tres sistemas de labranza y dos niveles de fertilización, sobre la disponibilidad hídrica, eficiencia del uso del agua (EUA) y rendimiento del cultivo de maíz en un sistema de producción agrícola con una rotación soja-maíz. El estudio se realizó sobre un Hapludol típico del sur oeste de Córdoba, en un ensayo de larga duración (iniciado en 1994) donde se evalúan sistemas de labranza y niveles de fertilización, entre otros factores, en una rotación soja-maíz. Sobre este ensayo se agregó un factor a modo de franja consistente en la incorporación de triticale como cultivo de cobertura. De esta menera los factores evaluados y sus niveles fueron labranza: labranza convencional, reducida y siembra directa (LC, LR y SD), fertilización del cultivo principal: fertilizado y no fertilizado (F y NF) y cobertura: con y sin cultivo de cobertura (CC y SC). La primera incorporación de triticale como cultivo de cobertura en una rotación agrícola soja-maíz no afectó, bajo las condiciones ambientales y de manejo particulares del ciclo evaluado, el rendimiento ni la eficiencia del uso del agua del cultivo estival principal (maíz en este caso). El grado de enmalezamiento de los tratamientos sin cultivos de cobertura y la ocurrencia de precipitaciones relativamente abundantes durante el período crítico del maíz, diluyeron el efecto del cultivo de cobertura sobre la disponibilidad de agua para el cultivo principal.

Palabras claves: Triticale, eficiencia del uso del agua, Hapludoles.

INTRODUCCIÓN

La incorporación de cultivos de cobertura es una estrategia de manejo que se presenta como una alternativa que tiene la potencialidad de controlar procesos de degradación del suelo como la erosión hídrica (De Baets *et al.*, 2011) y eólica, de mejorar la calidad física del suelo asociada a un balance de carbono más positivo (Duvall *et al.*, 2015)e incorporando raíces, permite también mejorar la eficiencia del uso del agua y nutrientes como el nitrógeno (Restovich & Andriulo, 2013), disminuir la incidencia de algunas malezas (Kunz *et al.*, 2016), entre otras.

En las regiones subhúmedas como en el centro y sur oeste de la provincia de Córdoba, el uso de agua por parte de los cultivos de cobertura, puede afectar significativamente los rendimientos de los cultivos estivales, que representan la actividad económica central de los sistemas de producción agrícolas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la incorporación de un cultivo de cobertura (triticale) y su interacción con tres sistemas de labranza y dos niveles de fertilización, sobre la disponibilidad hídrica, eficiencia del uso del agua (EUA) y rendimiento del cultivo de maíz en un sistema de producción agrícola con una rotación soja-maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

El estudio se realizó en el campo de Docencia y Experimentación «Pozo del Carril» perteneciente a la Universidad Nacional de Río Cuarto, ubicado en la cuenca del arroyo La Colacha, departamento Río Cuarto, provincia de Córdoba (64º39' y 64º50' de Longitud Oeste y 32º54' y 33º03' de Latitud Sur y entre 850 y 550 m.s.n.m.). El clima es templado húmedo con nula a pequeña deficiencia de agua en los meses de enero y febrero e importantes excesos hídricos de octubre a abril. La precipitación media anual es 950 mm y se concentra en primavera-verano. La temperatura media anual es 16,5 ºC. La

El área presenta un relieve moderado a fuertemente ondulado con pendientes de distinta longitud y gradientes de hasta el 7%, constituido por sedimentos loésicos, arenosos muy finos del Pleistoceno superior tardío y Holoceno donde se desarrollan Hapludoles típicos, limoso grueso, illítico, térmico de bajo desarrollo. Los suelos se caracterizan por presentar

un horizonte Ap (0-14 cm) franco arenoso, bloques angulares, gruesos, moderados con laminación; Bw (14-42 cm) franco arenoso, bloques angulares y prismas simples irregulares, gruesos, moderados, escasos barnices arcillo-húmicos; BC (42-65 cm) franco arenoso, prismas simples y bloques sub-angulares finos, moderados a débiles que rompen a bloques menores débiles; C (65 -+cm) franco arenoso, bloques angulares irregulares muy finos y muy débiles que rompen a masivo. La granulometría del horizonte superficial presenta 17,48% de arcilla (< 2 µm), 30,32% de limo (2-50 µm) y 52,80% de arenas muy finas (50-100 µm) (Becker, 2006). El área de estudio pertenece a la región fitogeográfica del Espinal (bosque de especies leñosas y pastizales) del que sólo quedan relictos. El principal problema de degradación al que están sujetas las tierras de la región es la erosión hídrica, la cual se manifiesta con diferente grado de magnitud y forma, abarcando erosión laminar, en surcos y cárcavas (Becker, 2006). El uso actual de la tierra comprende sistemas mixtos y agrícolas con predominio de cultivos estivales.

Diseño experimental y tratamientos

Este trabajo se desarrolló en un ensayo implementado desde 1994, ubicado en el campo de Docencia y Experimentación de la FAV- UNRC (32° 58’ 02,89’’S y 64° 36’ 12,42”O, 638 msnm). El ensayo comprende numerosos factores, de los que en este trabajo se evaluarán tres: sistema de laboreo, fertilización y manejo de la condición de cobertura durante el barbecho. El factor sistema de laboreo comprendió Siembra Directa (SD), Labranza reducida (LR) que actualmente realizada con una labor tipo paratill a 30 cm de profundidad + rolo y labranza convencional (LC) realizada a partir de 2011 conarado cincel más rastra de discos, sobre una labor histórica de arado de rejas más rastra de discos de tiro excéntrico. El factor fertilización estuvo representado por los niveles: con fertilización (F) (fertilización de maíz con fosfato diamónico al momento de la siembra y refertilización con urea y en el caso de la soja fertilización junto a la siembra con super fosfato triple y sulfato de calcio) y sin fertilización (SF). El manejo de la condición de cobertura superficial tuvo dos niveles: con cultivo de cobertura (CC) y sin cultivo de cobertura (SC).El cultivo de cobertura utilizado fue triticale (*Triticosecale* Wittm. ex A.Camus, Cultivar “Yavú -UNRC”), con una densidad de siembra de 70 $kg*ha^{-1}$. El mismo se implantó posteriormente a la cosecha de un cultivo de soja, el 5/5/2016, en una franja que atravesó a todos los sistemas de labranza. El ciclo del cultivo de cobertura se interrumpió químicamente el 30/9/2016.La rotación de cultivos agrícolas del ensayo actualmente consiste en la alternancia de soja y maíz por lo que posteriormente al secado del CC se sembró maíz el 28 de diciembre de 2016.

Para cada cultivo se realizará la fertilización correspondiente: en el de maíz con Fósforo (FDA), al momento de la siembra y Nitrógeno (UREA), al estado de 6º hojas y en soja a la siembra con Fósforo y Azufre (SFT y Sulfato de Calcio).

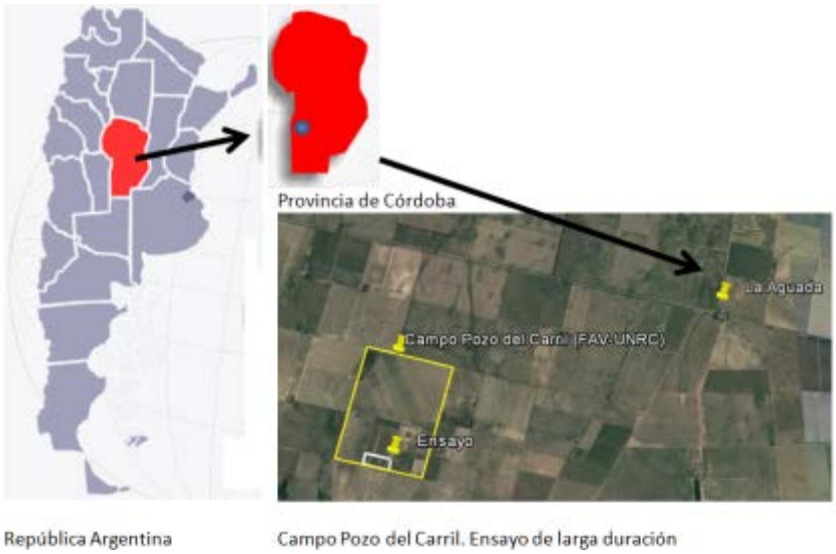


Figura 1: Esquema de la ubicación del sitio exprimental.

Determinaciones realizadas

Se realizaron determinaciones del contenido hídrico gravimétrico hasta el metro de profundidad a intervalos de 20 cm en los momentos de: implantación del CC, secado del CC, siembra de maíz y cosecha de maíz. Previamente a la

siembra del cultivo de cobertura se determinó la densidad aparente por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) y los contenidos hídricos a capacidad de campo y punto de marchitez permanente mediante olla de presión a 33 kPa (Klute, 1986) y membrana de presión a 1500 kPa (Richards, 1947), respectivamente. Se determinó la producción de materia seca del cultivo de cobertura (MS) mediante cuadrantes de 0,25m^{2}y posterior secado en estufa a 40°C y el rendimiento del maíz en forma manual. Se determinó el uso consuntivo de agua (UC) del cultivo de cobertura como la suma de la lámina inicial y las precipitaciones durante el ciclo del cultivo de cobertura, menos la lámina final al momento del secado del cultivo de cobertura. La eficiencia de uso del agua (EUA) por parte del cultivo de cobertura se determinó como el cociente entre la producción de MS del cultivo de cobertura y su UC, de manera similar se obtuvo la EUA del maíz utilizando el rendimiento en granos como numerador.

Análisis estadístico

El diseño experimental fue en franjas con estructura en bloques, con 4 repeticiones. Los datos fueron analizados con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016), mediante ANOVAS y las comparaciones de medias se realizaron a través del test LSD de Fisher, con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se muestra la distribución de las precipitaciones mensuales durante el ciclo del cultivo de cobertura y del maíz las cuales fueron cercanas a los valores normales o algo superiores salvo para el mes de enero de 2017 caracterizado por un marcado déficit hídrico. (INTA-MAGRR, 1994).Las precipitaciones durante el ciclo del cultivo de cobertura fueron de 89 mm, entre el secado del cultivo de cobertura y la siembra de maíz de 220 mm y durante el ciclo del maíz de 390 mm.

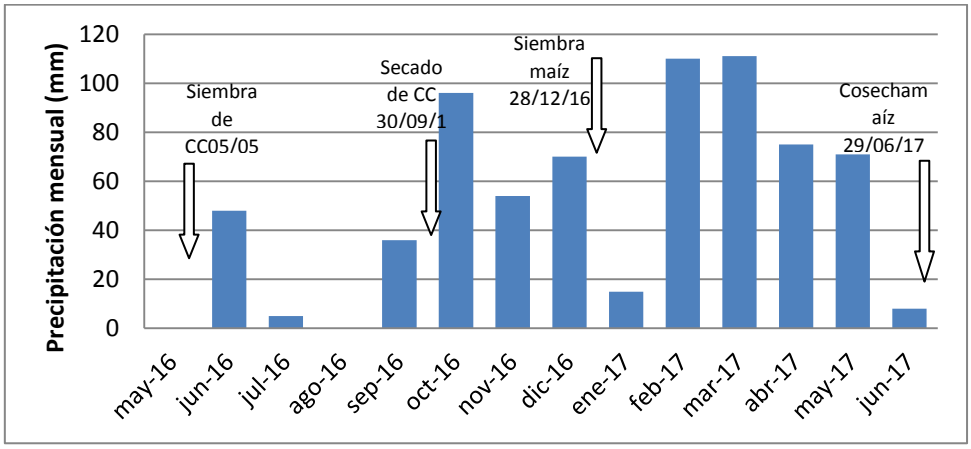


Figura 2: Precipitaciones mensuales durante el ciclo de los cultivos de cobertura y maíz.

El UC por parte del cultivo de cobertura fue en promedio de 218 mm (Tabla 1). Coincidiendo con Lardone *et al*. (2013), no se observaron diferencias significativas entre labranzas ni por efecto de la fertilización. No obstante el UC de los tratamientos fertilizados tendió a ser mayor en todos los tratamientos de labranza (p=0,16).

La producción de MS del cultivo de cobertura estuvo alrededor de los 5900 kg MS ha^{-1}(Tabla 1) y no difirió significativamente entre labranzas ni entre tratamientos de fertilización (p=0,066), aunque también para esta variable se observó una tendencia a mayores producciones en los tratamientos fertilizados de cada sistema de labranza. Cabe recordar que la fertilización de los tratamientos fertilizados se realiza sobre el cultivo estival principal y que la mejor condición nutricional de estas unidades experimentales durante el ciclo del cultivo de cobertura respondería a un efecto residual.

La eficiencia del uso del agua del cultivo de cobertura en los diferentes tratamientos estuvo alrededor de los 27,2 kg MS*ha^{-1}*mm^{-1} y no fue diferente entre tratamientos (Tabla 1).

Tanto la producción de MS, la respuesta a la fertilidad química, como la EUA dependen de la disponibilidad hídrica para los cultivos. En este sentido Baigorria & Cazorla (2010) hallaron al comparar estas variables en dos años con diferente disponibilidad hídrica que, en años con menor disponibilidad, el triticale produjo un menor volumen de MS,no manifestó diferencias significativas entre tratamientos fertilizados y no fertilizados y la EUA fue mayor (de

aproximadamente 53 kg MS ha^{-1} mm^{-1} comparada con una EUA de 27 kg M $ha^{-1}mm^{-1}$en promedio para el ciclo más húmedo). Durante el período de desarrollo del CC, la disponibilidad hídrica correspondió a una situación intermedia a las dos evaluadas por Baigorria y Cazorla (2010) pero con una EUA, similar a la observada en el período más húmedo evaluado por estos autores. Esta EUA relativamente baja se puede explicar por el hecho de que estos autores, en los tratamientos fertilizados, fertilizaron de directamente el triticale con 50 kg ha^{-1} con fosfato monoamónico y 200 kg ha^{-1} de urea.

Tabla 1: Uso consuntivo (UC), producción y eficiencia del uso del agua (EUA) del cultivo de cobertura y de maíz en función de la labranza y de la fertilización.

Labranza	Cobertura	Fertilización	UC (mm)	MS (kg ha^{-1})	EUA CC (kg MS ha^{-1} mm^{-1})	EUA Maíz (kg ha^{-1} mm^{-1})	Rend. Maíz (kg ha^{-1})
LC	CC	F	218,93	6356	29,0	16,58	6194
LC	CC	NF	213,97	5130	24,0	15,87	5864
LR	CC	F	223,33	6264	28,0	15,19	5837
LR	CC	NF	221,75	6401	28,9	16,16	6231
SD	CC	F	228,4	5951	26,1	18,10	6408
SD	CC	NF	200,84	5474	27,3	14,80	5389
LC	SC	F	nc	nc	nc	18,89	7033
LC	SC	NF	nc	nc	nc	12,08	4922
LR	SC	F	nc	nc	nc	16,31	6322
LR	SC	NF	nc	nc	nc	13,56	5643
SD	SC	F	nc	nc	nc	19,37	7016
SD	SC	NF	nc	nc	nc	12,05	4679

La lámina acumulada en el momento de la siembra del maíz fue mayor en los tratamientos SC; mostró diferencias significativas entre labranzas siendo mayor en LR y LC que en SD y se observó una interacción significativa entre cobertura y fertilización definida principalmente por la diferencia entre los tratamientos SC (menor lámina en los tratamientos fertilizados) (Figura 2). Las diferencias entre sistemas de labranza podrían ser explicadas por el control químico deficiente de malezas durante el barbecho. En el caso de LR y LC las malezas tuvieron un control mecánico durante el laboreo, que fue previo a la mayoría de las precipitaciones anteriores a la implantación del maíz. Éste control deficiente de malezas también podría explicar la menor lámina disponible a la siembra del maíz de los tratamientos fertilizados, ya que un mayor desarrollo vegetativo de malezas propiciado por un mejor nivel nutricional, estaría asociado a una mayor evapotranspiración.

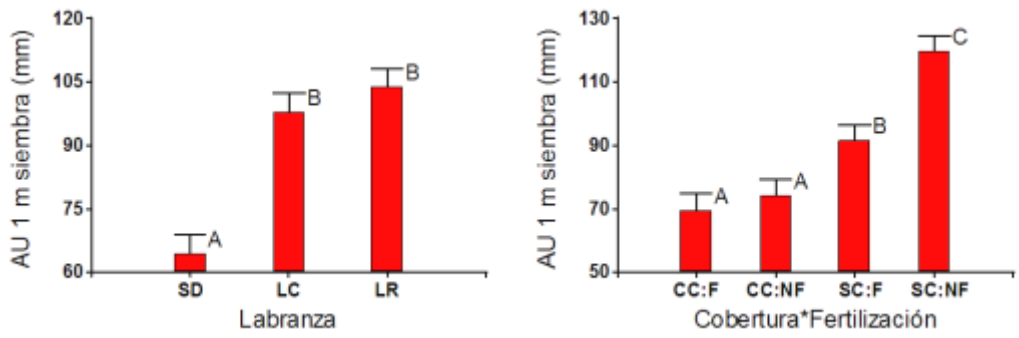


Figura 2: Lámina de agua útil (AU 1m) al momento de la siembra del cultivo de maíz.

A pesar de la diferencia inicialen la lámina de agua útil acumulada, la implantación del cultivo de cobertura no afectó significativamente el rendimiento ni la EUA del cultivo de maíz. Tampoco se observaron diferencias significativas entre tratamientos de labranza para estas variables. Sin embargo la fertilización tuvo un impacto positivo sobre el rendimiento y la EUA interaccionando significativamente con el factor cobertura (Figura 3). Al estar estas dos variables altamente correlacionadas respondieron de manera casi idéntica al efecto de los diferentes factores del ensayo. El tratamiento SC/NF presentó el menor rendimiento y EUA diferenciándose significativamente de los tratamientos fertilizados ya sea CC como SC.

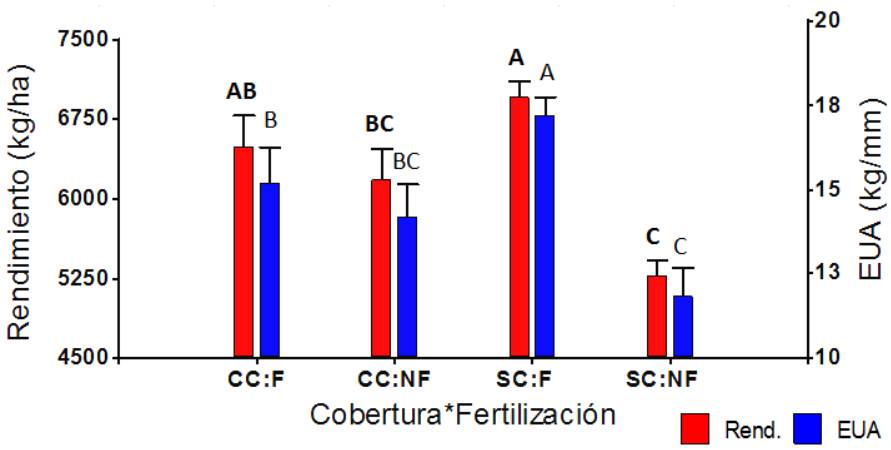


Figura 3: Rendimiento y eficiencia del uso del agua (EUA) del maíz.

El efecto positivo de la fertilización se vio atenuado en los tratamientos CC, debido probablemente al aporte de nutrientes por mineralización por parte de los residuos de triticale, especialmente en los tratamientos con labranzas en los que, además del aporte realizado por las raíces del cultivo de cobertura, se incorpora parte de la biomasa aérea al suelo. En este sentido, Redin *et al*. (2014) estimó que la relación C/N de las raíces de triticale es de 25 y que su mineralización fue (aunque en condiciones controladas) de un 35% del C agregado por parte de las raíces en alrededor de 80 días.

Si se realiza un análisis integral de la EUA que incluya tanto al cultivo de cobertura y como al maíz obviamente los sistemas CC serían los más eficientes ya que a la producción de maíz (que no difirió entre sistemas CC y SC) se suma la producción de biomasa de los cultivos de cobertura.

CONCLUSIONES

La primera incorporación de triticale como cultivo de cobertura en una rotación agrícola soja-maíz no afectó, bajo las condiciones ambientales y de manejo particulares del ciclo evaluado, el rendimiento ni la eficiencia del uso del agua del cultivo estival principal (maíz en este caso).

El grado de enmalezamiento de los tratamientos sin cultivos de cobertura y la ocurrencia de precipitaciones relativamente abundantes durante el período crítico del maíz, diluyeron el efecto del cultivo de cobertura sobre la disponibilidad de agua para el cultivo principal.

AGRADECIMIENTOS

El equipo de investigación agradece la donación de semillas de triticale al Criadero Uninarc de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

BIBLIOGRAFÍA

- Baigorria, T. & C. Cazorla. 2010. Eficiencia del uso del agua por especies utilizadas como cultivos de cobertura. Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, 31de Mayo al 4 de Junio del 2010.
- Becker, A., 2006. Evaluación del proceso de degradación de suelos por erosión hídrica en una subcuenca representativa de la región pedemontana del suroeste de la provincia de Córdoba, Argentina. Tesis doctoral. Fac. Cs. Ex. F. Q. y Nat. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk Density: In: Klute, A. (ed). Methods of Soil Analysis. Part 1 (2nd ed.). Pp. 363-375. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J.,& L Serlet. 2011. Cover crops and their erosion reducing effects during concentrated flow erosion. Catena 85: 237-244
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M.,& C.W.Robledo. 2016. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Duvall, ME, Capurro, JE, Galantini, JA &JM Andriani. 2015. Utilización de cultivos de cobertura en monocultivo de soja. efectos sobre el balance hídrico y orgánico. Ciencia del suelo. revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo., 33(2).
- INTA-Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables. 1994. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3366-12 Rio de los Sauces-Hoja 3366-18 Alpa Corral. Plan Mapa de Suelos Córdoba.Argentina.
- Klute, A. 1986. Water Retention: Laboratory Methods. In: Klute, A. (ed), Methods of Soil Analysis. Part 1. (2nd ed.) Pp. 635-661. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Kunz, C, Sturm, DJ, Varnholt, D, Walker, F, &R Gerhards. 2016. Allelopathic effects and weed suppressive ability of cover crops. Plant Soil Environ, 62(2), 60-66.
- Lardone, A.V., C. Justo, M.R. Barraco, C.M. Scianca, & W.R. Miranda. 2013. Especies de cultivos de cobertura como antecesores de maíz tardío y soja. Memoria técnica. Estacion Experimental Agropecuaria General Villegas.
- Redin M, R Guénon, S Recous, R Schmatz, L Liberalesso de Freitas, C Aita & SJ Giacomini 2014. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. Plant Soil 378:205‑214.
- Restovich, R & A Andriulo. 2013. Cultivos de cobertura en la rotación con soja-maiz: biomasa aérea, captura de nitrógeno, consumo de agua y efecto sobre el rendimiento de grano. p. 195. *In*: C Álvarez; AR Quiroga; D Santos; M Bodrero (ed). Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. INTA. Anguil.
- Richards, LA. 1947. Pressure-membrane apparatus-construction and use. Agric. Eng. 28(10): 451-454.

C4P101. EMISION DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTABLE EN UN HAPLUSTOL ÉNTICO DEL SUR DE LA REGION SEMIARIDA

Pasetti, Melisa S.; Bouza, Mariana E.; De Lucia, Martin P., Silenzi Juan C y Echeverría Nora E.

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

RESUMEN

La región Sur del SO Bonaerense se caracteriza por presentar ambientes frágiles cuyo Riesgo de Erosión Eólica (REE) varía entre moderado a muy alto (22 a +105 Mg ha^{-1} $año^{-1}$) .Estos valores se incrementan con la agricultura realizada mediante labranza convencional. La emisión de partículas finas (PM) durante el proceso de erosión ha sido escasamente medida en la región. El objetivo fue determinar la cantidad de material particulado sedimentable (MPS) procedente de un Haplustol éntico, establecer la relación entre el índice de erodabilidad del suelo y algunas variables climáticas respecto a la emisión de material particulado. Se midieron 18 tormentas de polvo entre Abril-Diciembre de 2016 recolectándose el material erosionado con colectores ASTM D1739:98 ubicados a 2 m de altura en una parcela de referencia de 1 ha. Las tormentas analizadas presentaron 86 eventos erosivos y 598 horas con velocidades de viento superiores a 30 km h^{-1} (viento erosivo). Se realizaron correlaciones con distintas variables meteorológicas. En general los parámetros Velocidad máxima y Duración del evento fueron los que mejor correlacionaron ($p<0,05$) con la emisión de material particulado de un suelo agrícola en condiciones de extrema vulnerabilidad. La fracción erosionable (FE) ajustó a una ecuación exponencial positiva, donde a mayor valor de FE, mayor emisión de material particulado. A lo largo del período de muestreo, el 30% del material recolectado superó el límite permitido según la O.M.S (0,5 mg cm^{-2} $30d^{-1}$).

Palabras claves: erosión eólica, variables climáticas, fracción erodible

INTRODUCCIÓN

A la alta fragilidad eólica natural de los suelos del SO Bonaerense se le suma el efecto degradante de la agricultura realizada en forma convencional, cuya manifestación principal se aprecia en el aumento de la fracción erodible (FE). Se ve claramente que los períodos de resilencia que dispone la naturaleza, más las escasas prácticas de manejo que ofrece el hombre para la recuperación del suelo no alcanzan a compensar el efecto destructivo de las labranzas mecánicas (Silenzi *et al*., 2011).La erodabilidad eólica es un índice que establece la susceptibilidad específica de un suelo a la erosión por viento. El mismo se relaciona con las condiciones estructurales superficiales de los suelos que regulan gran parte de la erosión por viento (Chepil 1950a; Chepil & Woodruff, 1954; Chepil, 1960). Como forma de medir la erodabilidad eólica Chepil (1950b) estableció la denominada fracción no erodible del suelo (FNE), definida como el porcentaje de agregados mayores a 0,84 mm diámetro, luego de un tamizado en seco del suelo extraído en los 2,5 centímetros superficiales. A partir de este porcentaje se establece dicho Índice de erodabilidad (I) como valor potencial intrínseco del suelo a la erosión eólica, denominada “relación funcional” (Woodruff & Siddoway, 1965).

Material Particulado (PM10)

De acuerdo a su diámetro, las partículas pueden ser transportadas por rodadura, saltación o suspensión. Suspensión: es el transporte por flotación en el aire de partículas pequeñas, menores a < 100 micrones denominadas PM100. Estas pueden alcanzar algunos kilómetros de altura y varios centenares de kilómetros de distancia. Si la turbulencia del viento es suficientemente elevada, las partículas transportadas de esta forma pueden llegar a formar las “tormentas de polvo”. En general, aproximadamente de un 3 a un 40% de las partículas son transportadas en suspensión (Chepil, 1945)

Se sabe que suelos de la región semiárida Argentina varían su potencial de emisión de PM en función del contenido de humedad, de la textura, y concentración de materia orgánica. Los suelos loésicos disminuyen linealmente la deflación de PM a medida que aumenta el contenido de agua en el suelo, en todo el rango de retención de humedad. En cambio, los que presentan características arenosas, deben superar un umbral de humedad para comenzar a disminuir la pérdida de material particulado. En general la emisión de PM de los suelos depende de la textura, aumenta con el contenido de limo y arcilla y decrece con el contenido de arena (Funk *et al.*, 2008). Otros estudios establecen que la capacidad de emitir PM podría estar relacionada al contenido de MO, la distribución de agregados y la estabilidad de los mismos (Alfaro *et al.*, 2008).

El objetivo de este trabajo fue determinar la cantidad de material particulado sedimentable (MPS) procedente de un Haplustol éntico, roturado, seco y sin cobertura vegetal, establecer la relación entre el índice de erodabilidad del suelo y algunas variables climáticas respecto a la emisión de PM.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de studio

El trabajo se desarrolló en el campo "Napostá", predio experimental y educativo del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur de 711 hectáreas. El mismo se ubica al Sur de las sierras de Ventania, sobre el km 35 de la Ruta Nacional Nº 33, a 38°25´34" LS y a 62° 17´33" LW. El sitio de estudio presentó las siguientes condiciones ambientales:El régimen hídrico de los suelos es ústico. Los valores climáticos medios anuales indican una temperatura de 14,3º C, precipitación 650 mm y evapotranspiración potencial 780 mm. El balance hídrico señala un marcado déficit de agua en diciembre, enero y febrero, recarga de marzo a septiembre y uso consuntivo en octubre y noviembre. El viento predominante es del cuadrante norte y noroeste, siendo la estación más ventosa el verano con una velocidad media del viento de 25 km h^{-1}. En el período estival existe una mayor probabilidad de alcanzar vientos erosivos (superiores a 30 km h^{-1}).El suelo modal que se describió de acuerdo al Soil Survey Manual (Soil Survey Staff, 2010) se clasificó como Haplustol éntico, franco grueso, mixto, térmico, con una secuencia de horizontes Ap-A2-AC-C-Ck1-2Ck2-3Ck3 (Amiotti *et al*., 2014). El Ap, presentó una concentración de materia orgánica de 2,7% (Walkley & Black, 1934) y una distribución de partículas de 52,4% de arena, 31,4% de limo y 16,2% de arcilla (Gee & Bauder, 1986).

Diseño del ensayo

Las mediciones de erosión eólica se llevaron a cabo en una parcela de referencia de 1 ha (Bouza, 2014). Se utilizaron colectores de partículas para obtener muestras de material en suspensión. El mismo consta de un soporte que en su parte superior mantiene un cilindro contenedor plástico sin tapa, resistente a la intemperie con un diámetro interno de 15,65 cm y una altura de 35 cm instalado a de 2 m sobre el suelo. También incluye un protector contra viento según muestra la Figura 1.

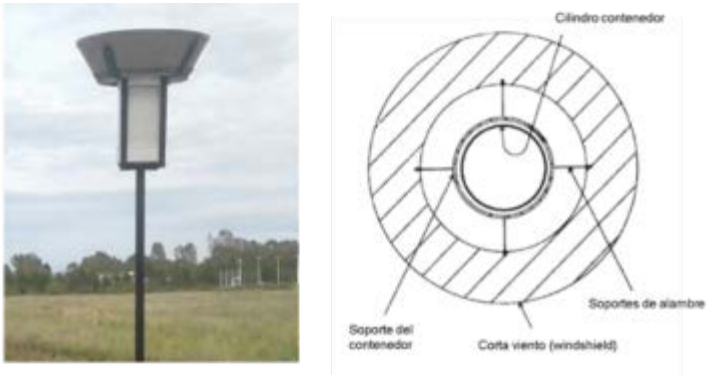


Figura 1. Colector de material particulado sedimentable (MPS) y vista en planta (esquema).

Datos Climáticos / Velocidad y dirección del viento

Para el sitio de estudio se contempló la marcha de las distintas variables meteorológicas. Se le dio especial importancia a la intensidad, dirección, y frecuencia de los vientos a lo largo del período de estudio por lo que se contaron con datos provistos por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) con una frecuencia horaria.

Muestreo del material erosionado

Para este trabajo, las trampas o colectores se colocaron en 8 puntos de intersección (clusters). Se consideró como "evento erosivo" al período de tiempo durante el cual la velocidad del viento superaba a la velocidad umbral (8 m s^{-1}) durante un período mínimo de 1 hora y "tormenta" a la sumatoria de eventos erosivos. Los muestreos se realizaron luego de finalizada cada tormenta, por lo que diariamente se siguió la marcha de la velocidad del viento.Después de cada tormenta las "trampas" con el material capturado se llevaron a laboratorio siguiendo el protocolo de la norma ASTM D-1739-98.En total se muestrearon 18 tormentas, 7 correspondientes al Otoño-Invierno y 11 a Primavera-Verano.La

cantidad de suelo capturado por cada una de las "trampas" (mg cm^{-2}), ubicadas en cada uno de los ocho puntos de muestreo (clusters), fue calculada dividiendo la cantidad de material colectado (g) por el área de ingreso a cada colector (m^2).

Pérdida de material: su relación con variables climáticas

El interés de este trabajo se centró en conocer la forma en que una cierta cantidad de variables se relacionan con el material particulado y establecer si existió alguna relación entre ellas. Para tal fin se correlacionaron todas las variables con *PM* y se hicieron regresiones lineales simples.

Determinación de la FE por tamizado en seco

Se tomaron muestras compuestas al azar (n=9) de los primeros 25 mm del horizonte superficial, luego fueron secadas al aire y se determinó el % de agregados menores a 0,84 mm de diámetro, según el método de tamizado en seco propuesto por Silenzi *et al*., (1990), Figura 2. La técnica consistió en hacer pasar la muestra de suelo, dividida en cuartos y pesada, por una malla de 0,84 mm del tamiz rotatorio. Una vez que todo el material pasó por dicha malla, se retiró una de las bandejas colectoras con el material correspondiente a agregados mayores a 0,84 mm –denominada fracción no erodible (*FNE*), la cual fue pesada y por diferencia se obtuvo la FE que fue calculada de la siguiente manera:

FE (%)= (P<0,84/Pt) *100
Donde:
FE es la fracción erodible,
P<0,84 es el peso (g) de los agregados menores a 0,84 mm,
Pt el peso (g) total de la muestra.

Figura 2. Detalle del tamiz rotatorio.

Estimación de la FE mediante ecuaciones

La FE también fue estimada indirectamente mediante ecuaciones empíricas. (Bouza *et al.*, 2014) En este caso se emplean distintos parámetros del suelo, según las ecuaciones propuestas por distintos autores, tales como arcilla, limos, arenas, carbonato de calcio, etc.

Ecuación propuesta por Bouza *et al.* (2014):

FE= -89, 6+137*Arena %+129*Limo %+9, 67*MO%

Análisis de datos

Los datos obtenidos en el ensayo experimental fueron analizados estadísticamente mediante regresiones simples y análisis de diferencia de medias mediante el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2009).Las relaciones entre las variables se analizaron por medio de regresiones simples y múltiples. La toma de muestras se rige por la metodología establecida en la norma 1739-98 de la American Society of Testing Materials, ASTM (2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Eventos erosivos

Se consideró como "evento erosivo" al período de tiempo durante el cual la velocidad del viento superaba a la velocidad umbral (8 m s^{-1}) durante un período mínimo de 1 hora y "tormenta" a la sumatoria de eventos erosivos. En la mayoría de los casos, los eventos erosivos tuvieron una duración menor a 8 horas (480 min).La información resumida de las principales características de las tormentas ocurridas entre Abril y Diciembre de 2016 se presenta en la Tabla 1. Se estudiaron 18 tormentas con un total de 86 eventos erosivos y 598 horas con viento por encima de los 8 m s^{-1} (velocidad umbral). La duración de las tormentas evaluadas durante el año 2016 tuvieron una fuerte variación, la misma fluctuó entre 9 y 82 horas, con un valor medio de 35 horas, mientras que los eventos erosivos oscilaron desde 1 hasta 12 por tormenta. La dirección predominante del viento fue en el 88% de los casos de los sectores NO-ONO y el resto de direcciones variables. Respecto a la velocidad media del viento (Vm), el 56% de los datos se ubicaron en el rango de 15-20 km h^{-1}, mientras que de las velocidades medias erosivas, el 61% presentó valores entre 35-40 km h^{-1}.

Tabla 1. Características de las tormentas de polvo ocurridas durante el año 2016

Tormenta	Fecha	Vm	Vme	Vx	Dir Pred.	Horas eros	Ev.eros
1	22/04/2016	SD	SD	SD	SD	SD	SD
2	17/05/2016	15,1	35,3	46,3	NO	41	7
3	05/08/2016	17,5	32,4	37	NO	10	3
4	09/08/2016	19,6	36,1	40,7	ONO	10	1
5	12/08/2016	21,1	34,9	44,4	OESTE	41	5
6	19/08/2016	14,7	37,9	48,2	NO-ONO	9	1
7	29/08/2016	16,2	37,1	55,6	ONO	61	12
8	25/09/2016	23,5	31,6	35,2	ONO-NO	16	4
9	28/09/2016	16,8	33,5	42,6	SUR	63	12
10	28/10/2016	24,5	35,9	46,3	ONO	31	3
11	31/10/2016	21,7	36,4	48,2	O-NO-ONO	41	5
12	08/11/2016	20,7	34,4	50	OSO-ONO-O	38	5
13	16/11/2016	19,5	33,4	40,7	ONO-SE	32	3
14	22/11/2016	18,2	35,7	46,3	ONO-NO	40	6
15	02/12/2016	22,9	36,7	48,2	SO-SSO-SE	82	10
16	15/12/2016	39	40	48,2	ONO	51	3
17	17/12/2016	20	37,7	46,3	ONO-NO	23	3
18	23/12/2016	18,2	33,5	42,6	ONO-SE-ESE	9	3

Referencias: Vm: velocidad media del viento (km h^{-1}); Vme: velocidad media erosiva del viento (km h^{-1});Vx: velocidad máxima del viento (km h^{-1}); Horas eros.: cantidad de horas > a 30 km h^{-1}; Ev.eros: número de eventos erosivos de cada tormenta.

De las tormentas de polvo se muestrearon 104 datos de PMS. Los coeficientes de correlación entre el material particulado sedimentable (MPS) y la duración de cada tormenta (Dur) , la velocidad media del viento (Vm), la velocidad máxima (Vx) y velocidad media erosiva (Vme) se muestran en la Tabla 2. En general los datos se ajustaron a una ecuación lineal de la forma $y=a-bx$; presentando r^2 que variaron entre 0, 42 y 0, 78.

Tabla 2. Resumen de las ecuaciones de regresión

	a	b	r^2
Vm	10,41	-0,38	0,42
Vme	33,03	-0,83	0,52
Vx	22,63	-0,43	0,78
Dur	4,73	-0,06	0,61

Los resultados indican que las variables Dur y Vx fueron las que mostraron mejores correlaciones con la emision de material particulado en un suelo en condiciones de alta erodabilidad.

Fracción erodible (FE)

Los resultados obtenidos por tamizado en seco variaron entre 59 y 38,8 %. En el análisis de correlación que existe entre la FE medida por tamizado (FET) y la calculada mediante fórmula (FEF) se observó que hubo una buena correlación entre variables, presentando un coeficiente de determinación del 55%.La FE determinada por fórmula se correlacionó positivamente con los contenidos de arena (r=0,507) y negativamente con los de limo y arcilla (r=0,318 y r= 0,608, respectivamente). Resultados similares fueron obtenidos por López *et al.* (2007) y Colazo & Buschiazzo (2010). Además se realizaron correlaciones de la Fracción erosionable (FE) con el Material Particulado Sedimentable(MPS), dando como resultado un ajuste a una ecuación exponencial positiva, presentando valores de r^2 en promedio para todas las muestras de 0,747 donde a mayor valor de FE mayor emision de PM (Figura 3). Estos datos concuerdan con los hallados por Avecilla *et al*., 2016.

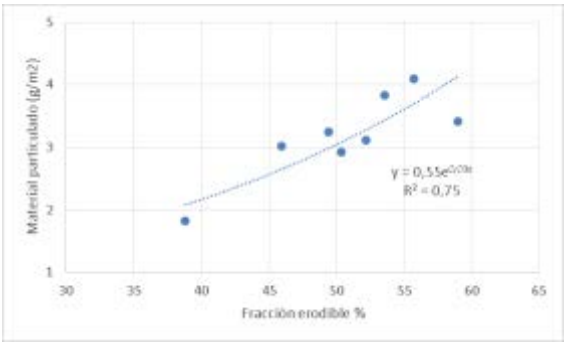


Figura 3 .Relación entre la fracción erodible (FE) y el material particulado (PM) para 8 tormentas muestreadas durante 2016 (N=64)

Material Particulado Sedimentable (MPS)

A lo largo del período de muestreo se determinó una pérdida de suelo del material transportado por suspensión que varió entre 0,071 y 0,8 mg cm^{-2}. Los valores que sobrepasan el límite establecido por la OMS (≥ 0,5 mg cm^{-2}) fueron determinados en Agosto, Septiembre y Noviembre representando el 30% de las tormentas muestreadas y coincidente con la época de mayor riesgo de voladuras, mientras que el 48% de los datos se ubican en un rango de 0,2-0,5 mg cm^{-2}y solo un 22% <0,2 mg cm^{-2}. Durante este período el suelo generalmente está en barbecho e implantación de cultivos de verano lo cual quedaría expuesto a la pérdida de suelo si no se toman medidas de control.

CONCLUSIONES

Durante el desarrollo de este trabajo se puso en evidencia que en el sitio estudiado del sudoeste bonaerense, el fenómeno de la erosión eólica (material transportado por suspensión) superó ampliamente los valores umbrales permisibles de material particulado sedimentable que según la O.M.S es de 0,5 mg $cm^{-2.}$ Estos episodios concuerdan con mediciones de calidad de aire de Bahía Blanca, realizadas por el Comité Técnico Ejecutivo Municipal presentando valores medios de PM10, sostenidos durante muchos días, muy por encima de los 10 ó 50 µg m^{-3} Esta relación estaría indicando que además del PM10 emitido por la industria y la población, la ciudad estaría recibiendo una carga importante proveniente de la erosión eólica de los suelos de la región. El 88% de los vientos erosivos provinieron del NO-ONO. Esta información es relevante para la planificación de prácticas de control de la erosión eólica, tales como la siembra a surco profundo, el cultivo en franjas, las cortinas forestales, las labranzas orientadas, etc. La fracción erosionable (FE) ajustó a una ecuación exponencial positiva, presentando valores de r^2 en promedio para todas las muestras de 0,75, donde a mayor valor de FE, mayor emisión de material particulado. Los parámetros Velocidad máxima y Duración del evento fueron los que mejor correlacionaron ($p<0.05$) con la emisión de material particulado de un suelo agrícola en condiciones de extrema vulnerabilidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de la Téc. Amanda J. Padilla.

BIBLIOGRAFÍA

- Alfaro, SC. 2008. Influence of soil texture on the binding energies of fine mineraldust particles potentially released by wind erosion. Geomorphology 93:157-167.
- Amiotti, N; MC Blanco; ME Bouza; O Bravo; M De Lucía; N Echeverría; S Grill; R Kiessling; E Schmidt & P Zalba. 2014. Libro de la Gira Edafológica en el Marco del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia Del Suelo. Ed. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo con el auspicio de ACES – Universidad de Illinois. Imprenta Grafimax, Bahía Blanca. (ISBN Actas: 978-987-24771-6-5). 44 pp.
- ASTM (American Society of Testing Materials). 2004. Standard Test Method for Collection and Measurement of Dustfall (Settleable Particulate Matter) Designation: D 1739 – 98 (Reapproved 2004).
- Avecilla F; JE Panebianco; SB Aimar & DE Buschiazzo.2016.Condiciones meteorológicas durante la emision eólica de PM10 desde un suelo agrícola de La Pampa. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto.Trabajo en Actas. ISBN: 978-987-688-170-8
- Bouza ME; MC Issaly; MP DeLucia; JC Silenzi &NE Echeverría.2014. Riesgo de erosión eólica para suelos del SO Bonaerense. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca. Trabajo en actas. ISBN: 978-987-24771-6-5
- Bouza, ME. 2014. Estudio del proceso de erosión eólica en el sudoeste bonaerense. Validación de un modelo predictivo. Tesis Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, Argentina .156 pp.
- Chepil, WS. 1945. Dynamics of wind erosion I: Nature of movement of soil by wind. Soil Sci. 60: 305-332.
- Chepil, WS. 1950 a. Properties of soil which influence wind erosion I: The governing principle of surface roughness. Soil Sci. 69(2):149–162.
- Chepil, WS.1950 b. Properties of soil which influence wind erosion II: dry aggregate structure as an index of erodibility. Soil Sci. 69(5):403–414.
- Chepil, WS. 1960. Conversion of field erodibility to annual soil loss by wind. Soil Sci. Soc.Am.Pro. 24(2):143-145.
- Chepil, WS & NP Woodruff. 1954. Estimations of wind erodibility of field surfaces. J. Soil Water Conserv. 9: 257–265.
- Colazo, JC & DE Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma. 159: 228-236.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2009. InfoStat, versión 2009, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Funk, R; HI Reuter; C Hoffmann; W Engel & DÖttl. 2008. Effect of moisture on fine dust emission from tillage operations on agricultural soils. Earth Surf Proc Land. 33 (12):1851 – 1863.
- Gee, GW & JW Bauder. 1986. Particle-size analysis. In Methods of Soil Analysis, Part 1- Physical and Mineralogical Methods. Second Edition. Ed. By Arnold Klute. American Society of Agronomy, Inc. Soil Sci Soc.Am. Inc. Madison, Wisconsin USA, 383-411.
- López, MV; JM de Dios Herrero; GG Hevia; R Garcia & DE Buschiazzo. 2007. Determination of de the wind erodible fraction of soils using different methodologies. Geoderma 139:407-411.
- Silenzi, JC; NE Echeverría; ME Bouza & MP De Lucia. 2011.Degradación de suelos del SO Bonaerense y su recuperación. Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria.65:382-404. ISSN 0327-8093.
- Silenzi, JC; CA Puricelli & GR Marrón. 1990. Modelo simplificado de tamiz rotatorio para determinar el índice de erodabilidad eólica de los suelos. Ciencia del Suelo .8:83-86.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed.USDA-Natural Resources 22 Conservation Service, Washington,DC.
- 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.
- Woodruff, NP & FH Siddoway.1965. A wind erosion equation. Soil Sci Soc Am Proc. 29:602-608.

C4P102. EFECTO DEL MANEJO DE LA ESTEPA DE HALÓFITAS SOBRE NATRACUALFES

Pellegrini Andrea E.[1]; Bossio, María E.[2]; Bolaños Víctor [2]y Vecchio, María C [2].

[1]Curso Edafología, [2]Cátedra Forrajicultura y Praticultura. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119 S/N. La Plata. Buenos Aires. Argentina. apellegrini@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos del manejo del pastoreo vacuno y su exclusión sobre algunos parámetros vegetales y sobre el suelo, respecto al carbono orgánico total y el carbono orgánico en la fracción particulada de la materia orgánica como indicadores de calidad de la estepa de halófitas. Los tratamientos fueros: clausura de 15 años (Cl15), rotativo de 5 años (R) y pastoreo continuo desde hace varias décadas (PC) sobre Natracualfes. Se evaluó la productividad primaria neta aérea (PPNA). Se realizaron censos florísticos para determinar la riqueza de especies y el nivel de cobertura vegetal. De cada tratamiento se extrajeron muestras compuestas de 0-5 cm y de 5-10 cm. Se determinó carbono orgánico total (COT) por Walkley & Black y el carbono orgánico particulado (COP) en fracción gruesa entre 105-2000 µm, (COg) y otra fina de 53-105 µm (COf). La PPNA fue notablemente mayor en CL15 (5.595 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$) que en el R (4.076 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$) y respecto PC (515 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$). La broza, en la Cl15 fue significativamente mayor al resto de los tratamientos. El valor intermedio fue en R. La riqueza y la cobertura fueron 2 más alta en las parcelas bajo R respecto a PC, mientras que la Cl15 supero en 4 y 3 al PC. La PPNA y la broza se correlacionados positivamente con COT (r^2 = 0,85 y 0,70). El suelo de Cl15 alcanzó valores de COT 123 % superior a PC mientras que el R lo superó en un 23 %. En la exclusión se obtuvieron los valores significativamente más altos en COPg, COPf, COP/COT respecto a R y PC. El COPg fue la variable que manifiesta sensibilidad entre manejo PC y 5 años de pastoreo rotativo en la estepa de halófitas. Los descansos en el pastoreo marcaron una tendencia de mejorar los indicadores edáficos.

Palabras claves: carbono particulado, clausura, pastoreo.

INTRODUCCIÓN

La Depresión del Salado es en su mayor extensión, una amplia estepa, pertenece a la Pampa Deprimida, situada en el centro-este de la provincia de Buenos Aires, Argentina. El relieve es plano, sin una red de drenaje definida, por lo que suelen ocurrir eventos de inundación (León *et al*., 1984). La cría de ganado bovino ha sido por más de una siglo la actividad ganadera predominante en la región (Josifovich *et al*., 1989). El pastizal natural es el principal alimento para el ganado con escasa adopción de tecnología, cubre aproximadamente el 80% de la superficie total de la región (Grecco, 2001).

La estepa de halófitas, típicamente dominada por *Distichlis spicata*, D. *scoparia, Paspalum vaginatum, Sporobolus pyramidatus y Chloris berroi* (Burkart *et al.,* 1990), es un ambiente de bajo potencial ganadero (Cahuepé & Hidalgo, 2005) de alta fragilidad agroecologica. Esta comunidad, está asociada con Natracualfes, suelos con horizonte superficial muy somero, alcalinos en todo el perfil, con posibilidad de encontrar sales (Batista *et al*., 2005).

El pastoreo ejerce un fuerte impacto en la estructura y funcionamiento de los pastizales (Sala, *et al.,* 1986), la presencia casi continua de animales en una superficie limitada desencadena un proceso de deterioro que se refleja en la disminución de su potencial productivo (Rodríguez *et al*., 1995). Estructuralmente, el pastoreo modifica la composición de las especies y la riqueza florística. Funcionalmente, el pastoreo altera el flujo de la energía y el ciclo de los nutrientes, tanto de forma directa a través del pisoteo, las heces y la orina, e indirectamente, a través de la defoliación, modificando la composición y las interacciones entre especies (Altesor *et al*., 2004; Paruelo *et al.,* 2014; Milchunas & Lauenroth, 1993; Vecchio, 2014) con consecuencias en el contenido del carbono orgánico del suelo.

La materia orgánica (MO) del suelo es un atributo significativo de la calidad de un suelo (Galantini & Suñer 2008). Las prácticas agrícolas-ganaderas no solo afectan la cantidad de MO sino también, el retorno de la misma, que depende de la cantidad de carbono aportado y de su labilidad. La fracción lábil de la MO o carbono orgánico particulado (COP) está constituida por restos vegetales, animales y hongos en distintos grados de descomposición y de un tamaño de partículas de entre 50 y 2000 µm (Eiza *et al.,* 2005). Sirven como un sustrato fácilmente descomponible para los microorganismos del suelo y como un reservorio a corto plazo de nutrientes de la planta (Gregorich *et al*., 1994). Existe

poca información acerca de los cambios en la fracción particulada de la materia orgánica en suelos sódicos como consecuencia de cambiar el manejo del pastoreo.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos del manejo del pastoreo vacuno y su exclusión sobre algunos parámetros vegetales y sobre el suelo respecto al carbono orgánico total y el carbono orgánico en la fracción particulada de la materia orgánica como indicadores de calidad de la estepa de halófitas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en lotes con predominio de estepas de halófitas en tres establecimientos de cría vacuna ubicados en la localidad de Vieytes, Pdo. de Magdalena. En uno de los campos ("El Amanecer" propiedad de la UNLP), se clausuró un área del pastizal hace 15 años. En otro campo lindero a éste, se implementó hace 5 años el manejo del pastoreo rotativo, previamente el manejo del pastoreo era continuo. En el tercer campo, ubicado a 5 kilómetros de distancia del primero, el manejo del pastoreo fue continuo desde hace varias décadas.

Los tres tratamientos analizados fueron: clausura de 15 años (Cl15), sin intervención del ganado a modo de referencia; rotativo de 5 años (R) y pastoreo continuo desde hace varias décadas (PC).

En cada tratamiento se evaluó la productividad primaria neta aérea (PPNA) calculada mediante la sumatoria de las diferencias positivas entre dos mediciones sucesivas de biomasa verde, material muerto en pie y broza, es decir, se sumaron los incrementos positivos de la biomasa, considerando que dichos incrementos ocurren al mismo tiempo (Singh *et al*., 1975). Se cortaron al ras del suelo entre 3 y 5 muestras al azar, sobre un área de 0,25 m^2, y se cosechó la broza a mano directamente en campo. El material se seco en estufa a 60°C hasta peso constante, y se pesaron mediante balanza analítica. Estas mediciones fueron realizadas durante las cuatro estaciones a lo largo de un año.

En cada parcela se realizaron censos florísticos (Braun –Blanquet 1979) para determinar la riqueza de especies y la cobertura vegetal.

Sobre los suelos Natracualfes (USDA, 2014), de cada tratamiento se extrajeron muestras compuestas a 0-5 cm y 5-10 cm. Cada muestra compuesta fue considerada para el análisis de la varianza como una repetición. Sin embargo son estrictamente pseudo repeticiones, ya que se carece de repeticiones verdaderas para cada tratamiento. Las muestras se estabilizaron a 40 ºC y se tamizaron a 2 mm. Se determinó el carbono total (COT) determinado por Walkley & Black modificado, por vía húmeda, micrométodo (PROMAR, 1991). El carbono particulado se determinara en dos fracciones, una gruesa de 105-2000 µm (COPg) y otra fracción de 53-105 µm que incluye al carbono orgánico particulado fino (COPf), (Duval *et al.*, 2013). También se analizaran en forma porcentual al COPg/COT; COPf/COT y la relación COP/COT que equivale a (COPg + COPf)/COT.

Los datos de riqueza de especies, cobertura vegetal como los edáficos se analizaron mediante un ANOVA y las medias de las situaciones analizadas se compararon mediante el test Tukey (p=0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La productividad primaria neta aérea de la comunidad estepa de halófitas fue notablemente mayor en los tratamientos de áreas clausuradas y áreas bajo manejo de pastoreo rotativo con respecto al tratamiento bajo pastoreo continuo. La PPNA de CL15 fue de 5.595 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$; 4.076 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$ en las áreas manejadas con R y 515 kg MS.ha^{-1}.$año^{-1}$ en el área bajo PC. La PPNA obtenida en la clausura y en el área bajo pastoreo rotativo fue entre 8 y 10 veces de mayor magnitud que la obtenida en el área bajo pastoreo continuo. Respecto a la broza, en la Cl15 se obtuvo 5.573 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$, significativamente mayor al resto de los tratamientos. El valor intermedio fue para el R con 1.849 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que en el tratamiento PC no se encontró broza en ningún momento del año. Resultados similares encontraron Rusch & Oesterheld, 1997 en la Pampa Deprimida donde la situación bajo pastoreo fue mucho menos productiva que la sin pastoreo. La productividad primaria es uno de los factores que más se altera por el pastoreo. Anderson, (1983) comprobó que la producción anual se reduce cuanto mayor presión de pastoreo se ejerce sobre el pastizal, esto coincide con lo encontrado.

La riqueza, y la cobertura vegetal variaron marcadamente entre los tratamientos. La riqueza fue 2 a 4 veces más alta en las parcelas bajo R y en exclusión que en las parcelas con PC. Mientras que la cobertura vegetal fue de 2 a 3 veces mayor en parcelas con R y la Cl15 con respecto a parcelas de PC (Tabla 1).

Tabla 1. Riqueza de especies, porcentaje de cobertura vegetal, suelo con broza y desnudo bajo pastoreo continuo, rotativo y clausura. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (p > 0,05), se indica los desvíos estándar.

	Riqueza de especies	Cobertura vegetal (%)	Cobertura con broza (%)	Suelo Desnudo(%)
Pastoreo continuo	5 ± 1,2 a	33,4 ± 0,5	0	66,5
Pastoreo rotativo	12,3 ± 1,5 b	69,7 ± 1,5	5	25,3
Clausura	19 ± 1 c	87,3 ± 9,3	12	0,7

Los resultados de carbono orgánico total del suelo como del particulado de 0-5cm y de 5-10 cm se encuentran detallados en la Tabla 2 y 3. El suelo de la clausura y bajo pastoreo rotativo de 0-5 cm alcanzaron valores de carbono orgánico total mayores del 123 y 23% respectivamente, con relación a los sitios bajo pastoreo continuo. Por lo tanto cabria aquí la respuesta de 15 años de clausura fue un período lo suficientemente amplio, respecto al manejo para manifestar los cambios en el COT, teniendo en consideración lo dicho por Galantini & Suñer (2008) quienes manifiestan que este indicador es un atributo del suelo que se utiliza con frecuencia en estudios de largo plazo.

Tabla 2. Valores de las fracciones de carbono en suelo Natracualfes de 0-5cm con diferente uso. Para cada relación analizada, diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (p > 0,05).

	Suelo con clausura	**PastoreoRotativo**	**Pastoreo continuo**
		0-5 cm	
Carbono orgánico del total (COT) (g*kg^{-1})	27,7 b	15,3 a	12,4 a
Particulado de 105-2000 µm (COPg) (g*kg^{-1})	6,10 b	5,1 ab	2,8 a
Particulado de 53-105 µm (COPf) (g*kg^{-1})	4,16 b	1,28 a	1,21 a
COPg/COT (%)	33,2 b	22,7 a	21,9 a
COPf/COT (%)	14,8 b	10,2 a	7,9 a
(COPg + COPf)/ COT (%)	41,1 b	36,7 ab	32,9 a

Tabla 3. Valores de las fracciones de carbono en suelo Natracualfes de 5-10 cm con diferente uso. Para cada relación analizada, diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (p > 0,05).

	Suelo con Clausura	**Pastoreo rotativo**	**Pastoreo continuo**
		5-10 cm	
Carbono orgánico del total (COT) (g kg^{-1})	16,8 b	8,9 a	7,1 a
Particulado de 105-2000 µm (COPg) (g kg^{-1})	3,0 b	1,2 a	0,6 a
Particulado de 53-105 µm (COPf) (g kg^{-1})	1,7 b	0,5 a	0,4 a
COPg/COT (%)	18,5 b	13,0 ab	9,2 a
COPf/COT (%)	10,3 b	7,1 a	4,0 a
(COPg + COPf)/ COT (%)	28,8 b	16,9 a	16,3 a

La Cl15 fue el suelo con mayor cobertura y PPNA casi sin suelo desnudo, tendrá mayor aporte de raíces que se ven reflejados en los contenidos de COT. Hetier *et al.*, (1986) expusieron que el 85 % de la entrada de carbono al suelo estaba dado por las raíces y en menor medida por la rizodepositación. Eiza *et al*., (2005) consideraron que el contenido de COT estaba asociado al volumen aportado por la raíces y a la incorporación de residuos, en este trabajo la Cl15 tuvo la mayor cantidad de broza en una superficie del 12%. Se encontró correlación positiva entre la PPNA y la broza respecto al contenido de COT (r^2 = 0,85 y 0,70).

El carbono particulado en la clausura de 0-5 cm, ya sea en su fracción de 53-105 µm como de 105-2000 µm fueron significativamente superiores respecto al pastoreo continuo. Solo la fracción de COPg superficial en el rotativo de 5 años tuvo comportamiento intermedio, con respecto a PC y Cl15. Este parámetro edáfico comienza a tener sensibilidad al cambio de manejo del suelo, igual que manifiestan Casanovas *et al.*, (1995), Haynes (2000) y Eiza *et al.*, (2005).

El comportamiento del sitio bajo pastoreo rotativo se vio reflejado en la suma de las fracciones particulados respecto al carbono total del suelo. Este resultado coincide por lo encontrado por Galantini *et al.*, (2004) y Noellemeyer *et al.*, (2006) quienes consideraron a la relación de COP/COT como indicador del manejo del suelo, que influye en el aporte de carbono o su velocidad de descomposición en los suelos. El comportamiento del COT a los 5-10 cm fue muy similar al nivel superficial. No se diferenciaron los particulados del R con el PC, pero si la fracción gruesa del particulado respecto al porcentaje sobre el carbono total. Los descansos en el pastoreo marcaron una tendencia clara de mejores indicadores edáficos en las dos profundidades analizadas, algunos autores señalan la importancia del tiempo en el análisis de los efectos del pastoreo (Milchunas & Lauenroth, 1993) lo que ameritaría estudios a futuro de estos ambientes.

CONCLUSIONES

La zona de exclusión por 15 años de una estepa de halófita obtuvo los mejores indicadores de vegetal: PPNA, cantidad de broza, % de cobertura vegetal y riqueza de especies, concordante con los valores mas altos del COT y los particulados, expresando una mejor calidad de suelo.

De las fracciones particuladas, la gruesa de 105 a 2000 µm fue la variable que manifiesta sensibilidad a la variación entre manejo PC y 5 años de pastoreo rotativo en la estepa de halófitas. Los descansos en el pastoreo marcaron una tendencia de mejores indicadores edáficos.

BIBLIOGRAFÍA

- Altesor, A; JM Paruelo; G Piñeiro; M Sarasola & F Lezama. 2004. El pastoreo modifica la estructura de la vegetación y la mesofauna del suelo en los campos uruguayos. Reunión Asociación Argentina de Ecología. Mendoza.
- Anderson, DL 1983. Compatibilidad entre pastoreo y mejoramiento de los pastizales naturales. Producción Animal, Buenos Aires, Argentina, 10:3-22.
- Batista WB; MA Taboada; RS Lavado; SB Perelman & RJC León. 2005. Asociación entre comunidades vegetales y suelos en el pastizal de la Pampa Deprimida. En: La Heterogeneidad de la Vegetación de los Agroecosistemas. Un Homenaje a Rolando León. Eds: M. Oesterheld, M. Aguiar, C. Ghersa y J. Paruelo. Editorial de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Braun-Blanquet J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume Ediciones, Madrid. pp 820.
- Burkart, SE; RJC León & CP Movia. 1990. Inventario fitosociológico del pastizal de la depresión del Salado (Prov. Bs. As.) en un área representativa de sus principales ambientes. Darwiniana. 30: 27-69.
- Cahuepé, MA & LG Hidalgo. 2005. La Pampa inundable: el uso ganadero como base de la sustentabilidad social, económica y ambiental. pp. 403-414. En: M. Oesterheld, MR Aguiar, CM. Ghersa y JM Paruelo (eds.). La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía. UBA.
- Casanovas, E; H Echeverría & G Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. Contenido total y de distintas fracciones. Ciencia del Suelo 13: 16-20.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martinez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems Soil Till Res., 131, pp.11-19.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studedert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Ciencia del Suelo 23: 59-68.
- Galantini, JA & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia vol XXV (1): 41:55.
- Galantini, JA; RA Rosell; G Brunetti & N Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo leguminosas. Ciencia del Suelo 20 (1) 17:26.
- Grecco, RF. 2001. Efecto de la fertilización nitrogenada invernal sobre la acumulación de forraje de un pastizal natural de la Pampa Deprimida, Argentina. Agric. Téc. v.61 n.3.
- Gregorich, EG, MR Carter; DA Angers, CM Monreal & BH Ellert 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. Canadian J Soil Sci 74, 367–385.

- Haynes, R.J., 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. Soil Biol. Biochem. 32: 211-219.
- Hetier, JM, F Andreux; E Schouller & C Marol. 1986. Organic matter inputs to soil after growth of carbon-^{14} – nitrogen-^{15} labeled maize. Soil Sci. Soc. A., 50, 76-80.
- Josifovich J; J Maddaloni; H Serrano & J Echeverría. 1989. Áreas forrajeras y de Producción Animal. Información Técnica N.º 226, EEA INTA Pergamino, Bs. As.
- León, RJC, Rusch, G.M. & Oesterheld, M. 1984. Pastizales pampeanos-impacto agropecuario. Phytocoenología 12 (2/3):201-218.
- Milchunas, D. G., & W. K. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs 63: 327-66.
- Noellemeyer, E.; A.R. Quiroga & D. Estelrich, 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. J Arid Environ 65: 142-155.
- Paruelo, J.M., Piñeiro, G., Altesor, A.I., Rodríguez C. & Oesterheld M. 2014. Cambios estructurales y funcionales asociados al pastoreo en los pastizales del Río de La Plata. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en http://produccionbovina.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pasturas%20naturales/71-pastizales_rio_plata.pdf. Último acceso Diciembre 2017.
- PROMAR (Programa de métodos analíticos de referencia). 1991. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo - Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca. pH, Carbono, Materia orgánica, Nitrógeno total, Fósforo extractable. Argentina. pp. 27.
- Rodríguez, A; E Jacobo & V Deregibus. 1995. Efecto de la metodología de pastoreo sobre la condición y el valor zootécnico del pastizal de la Pampa Deprimida. Rev. Argentina de Producción Animal, 15(1):74-77.
- Rusch, GM & M. Oesterheld. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grasslands. Oikos 78, 519-526.
- Sala, OE; M Oesterheld; RJC León & A Soriano. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. Vegetatio 67:27-32.
- Singh, J; W Lauenroth & R Steinhorst. 1975. Review and assessment of various techniques for estimating net aerial primary production in grasslands from harvest data. Bot. Rev. 41, 181-232.
- USDA-Natural Resources Conservation Service 2014. Keys to soil taxonomy, Soil Survey Staff, 410pp. 12th. Washinton, DC.
- Vecchio, MC. 2014. Modificaciones en la vegetación y el suelo inducidos por el manejo del pastoreo en la estepa de halófitas de la Pampa Deprimida. Tesis de Magister en Recursos Naturales, Escuela para Graduados Alberto Soriano FAUBA. Argentina.

C4P103. PRODUCTIVIDAD Y EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS AGRONÓMICOS: EXPERIMENTACIÓN DE LARGO PLAZO EN CAMPOS DE PRODUCTORES

Peper, Alberto M.[1]; Blanco, M. Eugenia[2]; Biganzoli, Fernando[3]; Davidovich, Mauricio[4] y Poggio, Santiago L.[5]

[1.] Monsanto Argentina / Desarrollo de Tecnologías, alberto.peper@monsanto.com.ar; [2.] Cátedra de Cerealicultura, FAUBA, Av. San Martín 4453, Buenos Aires. blancoma@agro.uba.ar; [3.] Departamento Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, FAUBA. biganzol@agro.uba.ar; [4.] Ingleby Farms & Forest, [5.] IFEVA, FAUBA, CONICET, Cátedra de Producción Vegetal, spoggio@agro.uba.ar.

RESUMEN

La agricultura pampeana se realiza de forma continua con altos niveles de intensificación y homogenización, caracterizada por un elevado uso de insumos y la prevalencia del cultivo de soja, lo que pone en riesgo la capacidad productiva de los agro-ecosistemas al exacerbar externalidades negativas como el deterioro de los suelos, la contaminación con agroquímicos, la pérdida de la biodiversidad, la emisión de gases de efecto invernadero. y la mayor incidencia de factores reductores del rendimiento. En un contexto en el que crece la demanda de materias primas agropecuarias y, al mismo tiempo, se incrementa la conciencia social sobre la conservación del ambiente, se requiere del diseño de sistemas agrícolas más sustentables que satisfagan ambas demandas. Mediante experimentación **a campo a escala de productor**, generamos información para comprender el funcionamiento de sistemas agronómicos con distintos niveles de intensificación agrícola y diversidad de cultivos en las secuencias. Comparamos cuatro sistemas agronómicos con distintos niveles de intensificación: manejo actual promedio con secuencias de cultivo típicas (MAP) o monocultivos de soja (MAP_{soja}), manejo según decisiones empresariales de coyuntura (MEC), y manejo intensificado sustentable (MIS). Nuestro principal objetivo es identificar los efectos de la intensificación sostenible de la agricultura continua mediante experimentos de largo plazo diseñados con un enfoque conceptual basado en tecnologías de procesos. Los experimentos fueron instalaron en dos establecimientos de la firma Ingleby Farms & Forest, uno ubicado en Mansilla, Entre Ríos y otro en Navarro, Buenos Aires. Los suelos son Vertisoles (serie “La Tablada”) y Alfisoles (serie “Chacabuco”), respectivamente. Presentamos resultados de los primeros dos años de evaluación (2015/16 y 2016/17). Las variables consideradas fueron: productividad anual de los cultivos (materia seca total: MST) y exportación de nutrientes. La productividad difirió significativamente entre los sistemas agronómicos ($p<0,0001$), siendo la MST del sistema MIS significativamente mayor que las del MAP y MAP_{soja}, sin diferencias con el MEC. En promedio, la producción de MST del MIS fue casi un 80% mayor que el sistema MAP_{soja}. La exportación de fósforo (P) con el grano difirió significativamente entre los sistemas agronómicos ($p=0,0007$), mientras que no hubo diferencias en la exportación de nitrógeno ($p=0,3011$) ni de potasio ($p=0,1944$). El sistema MIS tuvo los valores más altos de exportación de fósforo, diferenciándose del sistema MAP_{soja}. Asimismo, el sistema MIS es el único donde el aporte por fertilización superó los niveles de fósforo exportado (20 kg ha^{-1}). Las variaciones en los contenidos edáficos de azufre y de hierro, entre el inicio y el final del estudio, difirieron significativamente entre los sistemas agronómicos (S: $p=0,0010$; Fe: $p=0,0015$), mientras que no hubo diferencias en nitrógeno y fósforo. Los sistemas agronómicos con mayores niveles de intensificación (MIS y MEC) promovieron, en general, la reducción de la cantidad de S-sulfatos en el suelo, diferenciándose de los sistemas agrícolas con menores niveles de intensificación, en los que hubo incrementos con respecto a la situación inicial. En dos años de ensayos en ambientes contrastantes, los sistemas más intensificados (MIS y MEC) fueron más eficientes en el uso de recursos.

Palabras Claves: biomasa, intensificación agrícola, sustentabilidad.

C4P104. CONTRIBUCIÓN DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA AL BIODRENAJE EN EL OESTE BUENOS AIRES

Pereyro, Alvaro[1]; Quiroga, Alberto; Álvarez, Cristian; Ferro, Malena; Macchiavello, Alejandra y Varillas, Graciela.

[1]AER INTA Pehuajó Irigoyen N°65 CP 6450, Pehuajó, Bs As Argentina.

pereyro.alvaro@INTA.gob.ar

RESUMEN

El aumento de las precipitaciones, los cambios en el uso de la tierra, y secuencias de cultivos con menores consumos de agua, han dado posiblemente lugar a mayores excedentes de agua, que provocan ascenso de napas, encharcamiento, anoxia y/o pérdida de transitabilidad. La Región Noroeste de Buenos Aires y este de La Pampa no cuenta con una red natural de drenaje de agua superficial y la antrópica es actualmente deficiente, formando naturalmente una Región Arreica. En las ultimas 5 campañas, 2,25 millones de hectáreas se siembran anualmente en la región (Ministerio de Agroindustria, 2017), de las cuales 0,36 millones de hectáreas correspondieron a Trigo y Cebada, solo el 16 % del área. En los cultivos estivales predomina la superficie sembrada con Soja (1,6 millones), seguida Maíz (0,58) y Girasol (0,22). En este contexto anualmente 1,88 millones de hectáreas pasan el invierno en barbecho largo, un 37% de la superficie total se encuentra acumulando agua. El objetivo del trabajo fue evaluar el impacto de la introducción del cultivo de cobertura con diferentes niveles de N sobre el consumo de agua e impacto sobre la dinámica de la napa en ambientes diferentes del oeste arenoso de la provincia de Bs As. Los resultados muestran la importancia del ambiente y la calidad de mismo, dado por CRA, Textura, MO y demás variables edáficas, en la respuesta a la fertilización N (en promedio 161 % de incremento) sobre la biomasa producida. La BA generada alcanzó valores entre 3164 y 9860 kg ha^{-1} en los ambientes evaluados. Los CC en todos los ambientes evaluados tuvieron un CH superior al BBchQ (promedio 76 mm). En tanto que la fertilización si bien aumenta el aporte de biomasa solo tiene impactos importantes en el UC y CH en ambiente arenosos de bajo CRA.

Palabras claves: Uso de la tierra, Costo Hídrico, Barbecho Químico

INTRODUCCIÓN

El aumento de las precipitaciones, los cambios en el uso de la tierra, hacia secuencias de cultivos con menores consumos de agua, han dado lugar a mayores excedentes de agua, que provocan ascenso de napas, encharcamiento, anoxia y/o pérdida de transitabilidad (Quiroga, 2017). La Región Noroeste de Buenos Aires y este de La Pampa no cuenta con una red natural de drenaje de agua superficial y la misma es actualmente deficiente, formando naturalmente una Región Arreica. Las antiguas dunas constituyen la principal característica topográfica y morfológica del paisaje. Las mismas impiden el drenaje del agua, que se almacena en la superficie durante eventos prolongados de lluvias, o emergen a superficie debido a altos niveles freáticos que alcanzan la superficie. (Plan Maestro Integral- Ministerio de infraestructura Pcia de Bs As). Dicha Región comprende los partidos de Bolívar, Carlos Casares, Daireaux, Carlos Tejedor, Florentino Ameghino, Gral. Pinto, Gral. Villegas, Hipólito Yrigoyen, Lincoln, Pehuajó, Rivadavia, Salliqueló, Trenque Lauquen, Tres Lomas y abarca una superficie aproximada de 5 millones de hectáreas.

Hasta la década del 70 el modelo de producción dominante en la región pampeana era la alternancia entre agricultura y ganadería. En esta década se inicia un proceso de transformación de la actividad agrícola, caracterizada por el gran aumento de la producción, adopción de tecnología y un acelerado proceso de agriculturización (Satorre; 2005). En promedio, en las ultimas 5 campañas, 2,25 millones de hectáreas se siembran anualmente en la región (Ministerio de Agroindustria, 2017), de las cuales 0.36 millones de hectáreas correspondieron a Trigo y Cebada, solo el 16 % del área. En los cultivos estivales predomina la superficie sembrada con Soja (1,6 millones), seguida Maíz (0,58) y Girasol (0,22). En este contexto anualmente 1,88 millones de hectáreas pasan el invierno como barbecho, un 37% de la superficie total se encuentra acumulando agua. Este cambio en la dinámica de entrada y salida de agua es uno de los factores que ha incrementado el riesgo de exceso hídrico y anegamiento de los suelos, influenciando negativamente sobre algunas propiedades edáficas.

Los Cultivos de Cobertura (CC) brindan numerosos servicios ecosistémicos, aunque la magnitud de los beneficios es altamente sitio específica (Canqui, 2015). Los fenómenos meteorológicos extremos están creando problemas

ambientales, acelerando la tasa de erosión y amenazando la producción agrícola necesaria para la seguridad alimentaria (Delgado, 2011).

Es por ello que la inclusión de CC aparece como una de las alternativas que pueden contribuir a mitigar los excedentes hídricos. Algunos estudios muestran que precipitaciones mayores a 300 mm durante el Barbecho Químico (BBchQ) generan eficiencias de almacenaje que no superan el 10% (Scianca *et al.*, 2010). Considerando un Hapludol típico con humedad de capacidad de campo, se requieren aproximadamente 80mm de agua para elevar 20 cm la napa. Por ello puede inferirse que la inclusión de CC, con usos consuntivos que pueden variar entre 150 y 250 mm, puede contribuir parcialmente a mitigar "ascensos de 30 a 50 cm". El objetivo del trabajo fue evaluar el impacto de la introducción del cultivo de cobertura con diferentes niveles de N sobre el consumo de agua e impacto sobre la dinámica de la napa en ambientes diferentes del oeste arenoso de la provincia de Bs As (Quiroga 2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los sitios experimentales se localizaron en Lincoln (L) sobre un suelo Hapludol típico serie Estación Naón, en Pehuajó sobre un Hapludol típico serie Pehuajó (P), en Trenque Lauquen (TL) sobre un Udipsamente thapto mólico, Serie Pirovano y en Gral. Villegas (GV) sobre un Hapludol típico Serie Lincoln.

Los ensayos establecidos en los cuatros sitios fueron similares. BBchQ (barbecho químico sin uso de CC) y CC con cuatro niveles de fertilización N 0, 40,80 y 120 kg de N como Urea al macollaje. El diseño experimental fue en bloques completos al azar con 3 repeticiones utilizando parcelas de 15 m^2 (5m x 3m). El cultivo utilizado fue centeno (cv. Quehue) y a la siembra se fertilizó con P como MAP a razón de 100 kg ha^{-1}. Se midió el contenido de humedad gravimétrica (H° Gv) a la siembra del CCv, al secado del CCv y a la siembra del Cultivo sucesor destinado a Cosecha (CCh).

Para calcular el Agua Total (AT) se utilizó la Formula AT= (%H° Gv) x DAP (g cm^{-2}) x Prof (cm)/ 10. Donde %H° Gv = Porcentaje de Humedad Gravimétrica, DAP= Densidad Aparente del Suelo., Prof.= Profundidad de muestreo. Unidad mm.

La Humedad Edafica (HE) es la sumatoria del AT hasta los 2 m de profundidad. Unidad mm.

El Costo Hídrico (CH) se calculó con la formula, CH= AT CC-AT BBch. Donde AT CC= Agua Total del CC; AT Bch= Agua Total de BBch. Unidad mm

El Uso Consuntivo del Cultivo (UCC) se calculó con la formula. UCC= AUI+PP-AUF. Donde AUI= Agua Total Inicial, AUF= Agua Total Final; PP= Precipitaciones. Unidad mm.

En el cultivo se determinó Biomasa Aerea (BA) como Materia Seca (MS) del CC al momento del secado. Se realizaron cortes por triplicado de 0,25 m^2 por parcela, registrando el peso verde, secado en estufa a 60ºC durante 48 h y determinando peso de MS a peso constante. Unidad kg ha^{-1}.

En cada sitio se registró las precipitaciones durante el periodo que va desde implantación CC hasta la implantación del CCh. Se caracterizó pluviométricamente el año, en cada localidad, comparándolo con la media histórica para la misma (periodo 1980-2015), a fin de poder considerar al año como normal, si se encuentra dentro del rango de PP media histórica ± el D.E., seco si está 20% por debajo y húmedo 20 % por encima de dicho valor.

También se consideró el periodo Marzo-Septiembre, que coincide con el periodo de crecimiento del centeno. Si bien la siembra del centeno se realizó la primera 15 de mayo, y se detuvo su crecimiento la primer quincena de octubre, se considera que las lluvias de marzo y abril no son evapotranspiradas por el cultivo antecesor y pasan a formar parte de la recarga otoñal

Los resultados de los ensayos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y las diferencias entre medias a partir del test de Tukey al 0,5.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En 3 localidades se considera que las precipitaciones durante el periodo de estudio fueron normales, mientras que en el sitio L (1211 mm) la misma fue superior al promedio histórico (Tabla 1).

En tanto que, al analizar las lluvias entre en el periodo Marzo-Septiembre, coincidente con el periodo de crecimiento del centeno entre siembra y secado, representaron el 80, 94, 63 y 146 % del promedio histórico para las localidades de GV, P, TL y L respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1: Precipitaciones (mm) Anual y Marzo-Septiembre. Promedio 1980-2015 y 2015.

PP		Anual		Mar-Sep	
		80-15	15	80-15	15
GV	Media	874	833	337	269
	D.E.	182		104	
P	Media	950	800	413	387
	D.E.	204		124	
TL	Media	851	804	377	237
	D.E.	203		111	
L	Media	1044	1211	420	614
	D.E.	203		143	

Los suelos sobre los que se llevaron a cabo son representativos de la zona y las unidades cartográficas sobre las que están ubicadas representan una alta proporción del área.

GV, P y L fueron clasificados como Hapludol típico, coincidiendo con la carta de suelo de INTA, estos suelos son Clase II-s y en general son los suelos más productivos de la zona y por su posición en el relieve, no se encharcan habitualmente pero suelen tener influencia de la napa dentro de los 2 e incluso dentro del metro de profundidad (Macchiavello *et al.*, 2015).

El suelo de trenque Lauquen se clasifico como Udipsament thapto mólico, su posición en el relieve loma medanosa, en este caso formando parte de los cordones de médanos parabólicos y su capacidad de uso VI-ES, si bien no son suelos agrícolas, habitualmente estos suelos se encuentran bajo agricultura continua. Actualmente, en su mayoría provenían de pasturas implantadas de pasto llorón ((*Eragrostis curvula* (Schrader) Ness) que fueron reemplazadas. El horizonte superficial AP se caracteriza por ser de reciente deposición, suelto, sin estructura y de textura arenosa, muy susceptible a la erosión.

Se observa en los perfiles evaluados una fuerte estratificación de los horizontes, con un marcado aumento de la DAP (Tabla 2). En tanto que, MO, P y pH tendieron a presentar valores mayores en Ap.

Tabla 2: Horizonte, Espesor (cm), MO (%), P (ppm), pH, DAP (gr cm^{-3}), Moteados de He y Mn en la sección control (2 m),

Sitio	Moteado	Horizonte	Espesor	MO	P	pH	DAP	IMO
Gral Villegas	si	AP	7	1,9	50	6,4	1,34	7
		A2	13	1,3	26	5,9	1,57	4
Pehuajo	si	AP	7	3,9	16	6,4	1,34	13
		A	29	2,0	6	6,0	1,43	6
Trenque Lauquen	no	AP	15	1,1	53	5,9	1,40	12
		A2	18	1,0	4	6,1	1,31	7
Lincoln	si	AP	8	3,9	43	5,4	1,24	12
		A2	17	2,7	5,1	5,6	1,35	7

IMO.

La CRAD hasta los 2 metros decrece cuando aumenta el contenido de arena en los sitios analizados (R2: 0,78) (Tabla 3).

Los riesgos de ascenso de la napa freática y su cercanía a la superficie están presentes en los tres sitios, determinados a través de los perfiles de humedad y además se observaron procesos de óxido reducción característico, como moteados de Hierro y Manganeso dentro del primer metro del perfil (Tabla 2).

Tabla 3: Horizonte, ARC: Arcilla (%), LIM: Limo (%), ARE: Arena (%), CC: Capacidad de Campo (%); PMP Punto de Marchitez Permanente (%) y CRAD Capacidad de retención de Agua (mm)

Sitio	Horizonte	ARC	LIM	ARE	CC %	PMP %	CRAD
Gral Villegas	AP	3	24	73	13,7	6,1	162,5
	A2	4	25	71	12,2	6,1	
Pehuajó	AP	5	25	70	16,0	7,3	178,0
	A	6	25	69	13,5	6,1	
Trenque Lauquen	AP	2	7	91	8,1	3,2	134,6
	2A1	4	10	86	10,7	3,9	
Lincoln	AP	6	27	67	21,5	9,5	227,4
	A2	8	28	64	18	9,0	

La BA generada alcanzó valores entre 3164 y 9860 kg ha^{-1} en los ambientes evaluados. En tanto que, la respuesta al agregado de N para la mayor dosis (200 N) es un 148%, 163%, 164% y 169 % respecto al testigo para L, GV, TL y P respectivamente (Tabla 4). La HE al momento de secado en todos los casos presenta diferencias significativas ($p< 0,05$) entre los tratamientos de CC versus BBch a favor del este último (Tabla 4), con un CH de los CC de 45, 67, 83 y 99 mm para L, TL, GV y P respectivamente. Los resultados muestran un consumo de agua diferencial, donde la Evapotranspiración de los CC es mayor a la Evaporación del BBch.

El sitio Trenque Lauquen, dadas sus limitaciones edáficas y pluviométricas, es donde la producción neta es menor, sin embargo la respuesta a la fertilización es significativa ($p< 0,05$) y la producción de biomasa con altas dosis de N alcanza valores considerables para el ambiente en cuestión. En este sitio la HE al momento del secado presenta diferencias significativas ($p< 0,05$) entre los tratamientos CC y BBch (Tabla 4), así como también entre las tratamientos con N, donde a mayor dosis de N mayor producción de BA 3164, 3567, 3968, 5205 kg ha^{-1} para 0, 40, 80 y 120 N respectivamente. También la HE al momento de secado tubo diferencias significativas ($p< 0,05$) entre los tratamientos donde los valores de H fueron de 172,3; 159,4; 148,3; 130,3, 219,6 mm para los tratamientos 0, 40, 80, 120 N y BBch respectivamente. Al evaluar el impacto de N sobre el UC se observaron diferencias significativas ($p< 0,05$) respecto del testigo. Lo mismo fue observado en la variable CH variando respecto de la situación testigo en 47,3; 60,2; 71,3; 89,3 mm para los tratamientos 0, 40, 80 y 120 N respectivamente (Tabla 4).

Al analizar por sitio ej. GV el cual presentaba el menor índice de MO (MO/arcilla + limo, Quiroga 2002) con un valor inferior a 5 en los primeros 20 cm, se comprobó respuesta significativa ($p< 0,05$) al agregado de N en BA desde bajas dosis (40 N), presentado diferencias significativas con el testigo (Tabla 4).

Tanto en P y L la producción de biomasa respondió al agregado de N de manera creciente, sin alcanzar el platau en las dosis utilizadas. La HE al momento del secado mostro diferencias significativas ($p< 0,05$) entre CC y BBch ($p<0,05$), En tanto que no presentó diferencias significativas ($p< 0,05$) entre dosis de N (Tabla 4). El UCCC y CH no mostraron diferencias significativas ($p< 0,05$) entre las dosis de N utilizadas.

La recarga durante el periodo de BBch corto es suficiente en todos los casos para igualar la oferta hídrica al momento de la siembra del Cultivo de Cosecha (CCch). La HE al momento de la siembra del CCch no presenta diferencias estadísticas ($p< 0,05$) entre los tratamientos (Tabla 4).

En todos los tratamientos la EB presentó diferencias significativas ($p< 0,05$) entre CC y BBch para el que va desde periodo secado de CC hasta la siembra cultivo de verano (denominado BBch corto). Esto indica que en todos los ambientes las precipitaciones efectivas fueron mayores sobre los CC respecto de barbecho largo. Este trabajo es

coincidente con los resultados obtenidos por Carfagno *et al*. (2013) quienes comprobaron que en suelos Hapludoles las EB de los barbechos largos, medios y cortos con residuos de CC, fueron significativamente superiores a la del barbecho tradicional.

Tabla 4 Sitio; Tratamiento; Bio Aérea: Biomasa Aérea (kg ha-1); H° Sec: Humedad Edáfica al momento del secado del CC (mm); CH: Costo Hídrico (mm), HE S CCch: Humedad Edáfica al momento de la siembra del CCch. Letras diferentes muestran diferencias estadísticas Tukey 0,05.

Sitio	Tratamiento	Bio Aérea		HE Sec		UCC		CH		HE S CCch	
Trenque Lauquen	N0	3164	b	172	b	139	b	47	b	210	a
	N40	3567	b	159	b	152	b	60	b	212	a
	N80	3968	ab	148	bc	163	ab	71	ab	208	a
	N120	5205	a	130	c	181	a	89	a	211	a
	Sin Cobertura			219	a					203	a
Pehuajó	N0	4751	b	300	b	200	a	85	a	324	a
	N40	5850	b	300	b	199	a	84	a	312	a
	N80	6641	ab	287	b	213	a	98	a	307	a
	N120	8064	a	255	b	244	a	129	a	304	a
	Sin Cobertura			385	a					367	a
Lincoln	N0	6653	b	346	b	92	a	28	a	411	a
	N40	8600	ab	325	b	115	a	49	a	414	a
	N80	9106	ab	324	b	114	a	50	a	426	a
	N120	9866	a	325	b	116	a	49	a	413	a
	Sin Cobertura			375	a					403	a
Gral. Villegas	N0	3861	b	180	b	235	a	76	a	322	a
	N40	5556	a	194	b	246	a	88	a	349	a
	N80	5897	a	160	b	255	a	97	a	312	a
	N120	6324	a	164	b	269	a	111	a	336	a
	Sin Cobertura			257	a					329	a

El CH de la inclusión de CC mostro diferencias significativas ($p< 0,05$) en todos los sitios, el cual en promedio fue de 76 mm, respecto del barbecho largo. Si bien estos 76 mm a nivel de lote pueden resultar insignificantes, a nivel de cuenca tienen una relevancia mayor y cobran aún más valor si se lo compara con las obras hidráulicas necesarias para evacuar estos excedentes en la región.

Ejemplo: El Canal Jauretche / Mercante / República de Italia conecta la Laguna El Hinojo / Las Tunas con el Río Salado cerca de Bragado, al cual también descargan un número creciente de canales secundarios de drenaje ubicados a lo largo de las depresiones interdunales. El caudal que dicho canal puede transportar por diseño alcanza los 25 $m^3 s^{-1}$ (MI Pcia De BBAA)

Anualmente 1,88 millones de hectáreas pasan el invierno como barbecho largo (6-7 meses). En términos hipotéticos, si la superficie que permanece en barbecho estaría sembrada con CC, estaríamos drenando biológicamente 1,6 veces la capacidad del Canal, esto quiere decir que al sistema le estamos sumando un canal bilógico de 1,6 veces al ya instalado, con una práctica técnicamente viable en los años considerados normales.

CONCLUSIONES

Estos resultados preliminares muestran la importancia del ambiente y la calidad de mismo dado por CRA, MO y demás variables edáficas que interactúan sobre la productividad del cultivo de centeno utilizado como CC. Además de considerar el aporte de N (161% de incremento promedio) sobre la biomasa producida, el valor que tiene la cobertura en todos los ambientes evaluados sobre el consumo hídrico (promedio 76 mm). En tanto que, la fertilización si bien aumenta el aporte de biomasa, solo tiene impactos importante en el UC y CH en ambiente arenosos de bajo CRA.

El CH promedio en término absolutos es bajo, pero al ponerlo en el contexto zonal (nivel de cuenca) aporta 1,6 veces la tasa de evacuación de un canal como el Mercante/Jauretche/Republica de Italia.

Este tipo de práctica medidas en el tiempo y cuantificados a nivel de cuenca podrían atenuar el alto costo en obras y darle oportunidad al agua excedente de ser transformada en carbono, reciclar nutrientes, evitar el ascenso de sales, reducir perdidas de suelo en general y hacer más sostenibles los sistemas de producción.

AGRADECIMIENTOS

A INTA, Sr Eduardo Tolosa, Sr Ricardo Centaure apoyos técnico de INTA. Productores Flia Saracco, la Flia Felipe y Flia Silvestre que cedieron el espacio físico y la maquinaria para poder desarrollar los estudios.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco-Canqui JL, TL Shaver, JL Lindquist, CA Shapiro; RW Elmore; CA Francis & GW Hergert . 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. Agron. J. 107. ISSN 2449–2474
- Carfagno PF, MJ Eiza, AR Quiroga, F Babinec, C Chagas & R Michelena. 2013. Agua disponible en monocultivo de Soja con Cultivos de Cobertura y Barbechos reducidos en la Región Semiárida y Subhúmeda Pampeana. Cienc Suelo (Argentina) 31(1): 67-81. ISSN 1850-2067.
- Casa R. 2007. Principales efectos de la intensificación y expansión de la agricultura sobre la salud de los suelos. Anales de la ANAV. Trabajos del tomo LXI. ISSN 0327-8093.
- Conte; A. 2007. La oleaginización de la Agricultura Argentina. V º Jornadas interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales; Lugar: Buenos Aires; Año: 2007 p. 1 – 11. 1851-3794
- Delgado; J. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. 2011. Journal of Soil and Water Conservation July/August 2011 vol. 66 no. 4 ISSN 118A-129.
- Dillon, A. 1997. Inundaciones en zonas de llanura pampeana de la provincia de buenos aires, república argentina. Centro de Estudios Ambientales. UNICEN. Tandil. República Argentina. http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal4/Procesosambientales/Hidrologia/04.pdf
- Macchiavello A. Comportamiento de Napas y Calidad de agua en el Partido de General Villegas. 2014. Memoria Tecnica EEA Gral Villegas. ISSN 1850-6038.
- Ministerio de Infraestructura y Servicio Públicos de la Pcia de Buenos Aires. Plan Maestro Integral de la Cuenca del Rio Salado. http://www.mosp.gba.gov.ar/sitios/hidraulica/informacion/planmaestro.php 20/12/2017
- Ministerio de Agroindustria de la Nación Argentina. Datos Abiertos Agroindustria Paseo Colón 982 (C1063ACW) - CABA – Argentina https://www.agroindustria.gob.ar/datosabiertos/ 16/11/2017
- Satorre, EH. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Ciencia Hoy 87:24-31. ISBN 978-987-45584-1-1
- Scianca, C., M. Barraco, C. Álvarez y A. Quiroga, 2010. Cultivo de cobertura en Hapludol Thapto Argico: Análisis de cinco campañas. Memoria Técnica 2009-2010. EEA- INTA General Villegas. pp. 14-16. ISSN 1850-6038.
- Quiroga A. 2002. Indicadores de Calidad de Suelo en Molisoles de la región semiárida pampeana. Relación con el manejo y la productividad de los cultivos. Tesis Doctor en Agronomía. Universidad del Sur. Pág.136 .
- Quiroga A. 2017. Utilización de cultivos invernales para mitigar excedentes hídricos. Actas VIII Congreso Nacional Trigo, Pergamino.

C4P105. OBSERVATORIO DE SUELOS: UTILIDAD DEL MODELO DE SIMULACIÓN“FITOSIM”

Pilatti, Miguel A.;Vergara, Juan M.; Quaino, Gabriel y Orellana, Jorge A. de .

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805. Santa Fe. Argentina. mpilatti@fca.unl.edu.ar

RESUMEN

Se ha creado el Observatorio de Suelos santafesinos. Función principal: determinar nivel de degradación de los suelos. Existen indicadores edáficos que permiten cuantificar cambios en las propiedades de los suelos pero faltan procedimientos que respondan: ¿Cuánto cambió la capacidad productiva de un suelo: se degradó, mantuvo o mejoró? ¿Cuánto varió el riesgo de producir en él? Responder esas preguntas implica usar modelos de simulación de cultivos, **“Fitosim”** es uno de ellos. Se muestran resultados de evaluar (a) capacidad productiva de ambientes –meteorológicos- de la Provincia (norte, centro y sur), (b) capacidad productiva de suelos, (c) impacto de sistemas de labranzas sobre capacidad productiva y riesgo de producción. Se dan ejemplos por ecorregiones. De Fitosim surgen 3 índices: El Índice de Producción Potencial (**IPP**) o producción del suelo natural respecto del potencial productivo del ambiente. El Índice de Degradación Edáfica (**IDE**) o porcentaje de pérdida de capacidad productiva de un suelo cultivado respecto del natural. El **Riesgo de Producción**, como la probabilidad de no cubrir los costos de indiferencia de producción, es decir en qué porcentaje de años se pierde dinero porque no se alcanza a cubrir dichos costos. Se comparan suelos de la zona Centro, Norte y Sur de Santa Fe con diferente historial de manejo. Se muestra como los rendimientos medios, potencial, de indiferencia y costo de oportunidad varían en esos ambientes. Se estima que las tierras han perdido entre un cuarto y un tercio de su capacidad productiva y continúa creciendo el riesgo de producción. También se advierte que numerosos datos de suelos son necesarios para usar Fitosim pero la gran mayoría están generados: falta recopilarlos, reprocesarlos, ubicarlos espacial y temporalmente. La Provincia cuenta con profesionales altamente capacitados para lograrlo. Para obtener datos que hay que actualizar, monitorear periódicamente: existe una importante red de laboratorios.

Palabras claves: degradación de suelos, riesgo productivo, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

Es conocido que las mejores tierras de la Argentina se están deteriorando con la explotación agropecuaria. Lo mismo ocurre en Santa Fe, donde desde hace años se advierte sobre ello (Orellana & Priano, 1975; Panigatti, Weber & Pilatti, 1982; Piñeiro, Pilatti & Mistrorigo, 1982; SAGYP & CFA. 1995; Montico & Pouey, 2001).

Santa Fe cuenta con una Ley de Conservación y Manejos de Suelos (nro. 10.552), se está actualizando su Decreto Reglamentario acorde con los cambios en las prácticas del uso de los suelos, con los avances conceptuales y técnicos de la época. Se crea tanto en la Nación como en la Provincia: Observatorios de Suelos. Sus funciones esenciales son determinar el nivel de degradación de los suelos, establecer áreas de Conservación, organizar el monitoreo de los suelos y prever su evolución para tomar medidas gubernamentales preventivas.

Para la primera función, si bien existen indicadores edáficos que permiten cuantificar cambios favorables o desfavorables en las propiedades de los suelos- Pilatti & Orellana (2012) brindan una revisión al respecto-, no es frecuente encontrar trabajos que respondan concretamente a: ¿En qué medida cambió la capacidad productiva de un suelo, se degradó, mantuvo o mejoró? ¿Cuánto varió el riesgo de producir en él?

Es posible responder a esas preguntas usando modelos de simulación de cultivos; para ello se trabajó durante 30 años desarrollando “Fitosim”. Aquí se muestra el resultado de su uso para evaluar (a) la capacidad productiva de distintos ambientes meteorológicos que hay en la Provincia (norte, centro y sur), (b) la capacidad productiva de sus suelos y (c) el impacto de los sistemas de labranzas usados tanto sobre la capacidad productiva de los suelos como sobre el riesgo de producir en ellos. Se dan ejemplos para distintas ecorregiones de Santa Fe.

Usar tal modelo supone (1) contar con datos meteorológicos diarios de muchos años (más de 30) de distintos lugares: hoy disponibles a diferencia de los años 80’ cuando se comenzó a desarrollar Fitosim; (2) caracterizar fitométricamente los principales cultivos de interés; datos también disponible a partir de los lineamientos dados por Pilatti *et al.*(1999) y trabajos siguientes; aunque se reconoce que aún no es suficiente lo generado en esta temática y (3) disponer de la caracterización física y química completa de suelos en todo el ámbito provincial, tanto en su condición natural como bajo distintas intensidades de uso: éste material ha sido generado por la cátedra de Edafología (FCA,UNL)

durante los últimos 40 años y permanece, en gran parte, inédito. Para algunos de los datos físicos más difíciles de analizar, lentos de obtener y/o caros – como las curvas de retención hídrica y la de resistencia a la penetración- se han elaborado funciones de edafotransferencia (Pilatti, 1988, 1989; Ghiberto & Pilatti, 2004; Ghiberto, Pilatti & Imhoff, 2004; Imhoff *et al*., 2004a, 2004b, 2012 y 2016)

MATERIALES Y MÉTODOS

A partir de datos pre existentes de cultivos, meteorológicos y de suelos con manejos contrastantes en todo el ámbito de la provincia de Santa Fe se procesan diariamente usando un modelo de simulación de cultivos: Fitosim, para cuantificar cómo cambia el crecimiento diario del cultivo y –en definitiva- su producción. Los datos pertenecen a suelos del Nordeste, Centro y Suroeste de la provincia de Santa Fe correspondiendo cada uno a ecorregiones distintas. Para cada uno, se obtuvieron muestras de suelo representativas de su condición natural, y muestras pertenecientes a los diferentes sistemas de manejo evaluados. En la tabla 1 se presentan y ubican los suelos y manejos evaluados.

Tabla 1. Casos estudiados usando el modelo de simulación de cultivos Fitosim dentro del ámbito de la provincia de Santa Fe para evaluar la capacidad productiva de los suelos con distintas historias de uso.

Ubicación geográfica	**Suelo Dominante**	**Serie**	**Antecedentes de uso**		
			NATURAL	**AGRÍCOLA**	**AGRÍC-GANADERO**
Margarita: Noreste Chaqueña húmeda	Argialbolácuico	Avellaneda	✓	✓	
	Argiudolacuértico	Reconquista	✓	✓	
Soledad : Centro Espinal	Argiudolácuico	Petronila	✓	✓	✓
	Argiudol típico	Jacinto Arauz	✓	✓	✓
Godeken: Suroeste Pampeana	Argiudol típico	Murphy	✓	✓	✓

Modelo de simulación

Se utilizó el modelo de simulación de crecimiento de cultivos Fitosim (Pilatti 1986, Pilatti 1990; Pilatti *et al.* 1993; Norero &Pilatti 2002; Pilatti *et al*., 2011). Éste dispone de un módulo de crecimiento y desarrollo del cultivo que le permite simular cultivos anuales a paso diario; calcula el máximo crecimiento y producción que es posible esperar según cada particular interacción genotipo-ambiente meteorológico (*producción potencial*); simula el crecimiento, exploración y actividad radical en suelos estratificados y con variadas limitaciones, permitiendo considerar el efecto de diversas alternativas de manejo vinculadas a las restricciones abióticas, especialmente agua (riego, drenaje) y nutrimentos (abonos). Para iniciar la simulación, se definen las condiciones antes de la siembra para todo el perfil del suelo, como, por ejemplo: disponibilidad de agua, nitratos, fósforo, azufre, complejo de intercambio, densidad del suelo, granulometría, dosisde fertilizantes, etc.; esto permite suprimir, o incorporar, factores determinantes y enfocar el interés durante la corrida en algún aspecto del sistema en particular. A su vez, el modelo supone que se tiene un control total sobre malezas, plagas y enfermedades durante el ciclo del cultivo. Los resultados de la simulación se interpretan para comparar los distintos casos usando 3 índices de elaboración original (Orellana *et al*., 2004; Pilatti *et al*., 2006)

El Índice de Producción Potencial (**IPP**) o producción del suelo natural respecto del potencial productivo del ambiente.
El Índice de Degradación Edáfica (**IDE**) o porcentaje de pérdida de capacidad productiva de un suelo cultivado respecto del natural.
El **Riesgo de Producción**. Este último, entendido como la probabilidad de no cubrir con los costos de indiferencia de producción y calculado en función de las frecuencias acumuladas de ocurrencia de hechos; es decir: en qué porcentaje de años se pierde dinero porque no se alcanza a cubrir los costos de producción.

$$IPP = \frac{Producción\ en\ el\ suelo\ natural}{Producción\ potencial}\ x\ 100$$

$$IDE = \frac{Producción\ suelo\ natural - Producción\ suelo\ laboreado}{Producción\ suelo\ natural} \times 100$$

Datos meteorológicos

Se utilizaron datos diarios de radiación global (cal cm^{-2} $día^{-1}$), temperaturas máximas y mínimas (Celsius), humedad relativa máxima y mínima (%), precipitación (cm), velocidades promedio de viento diurna y nocturna (m seg^{-1}). Dichos datos fueron obtenidos de series registradas durante 30 años o más; obtenidos de las estaciones meteorológicas próximas a las localidades estudiadas (Reconquista, Rafaela, Pergamino).

Datos fitométricos

Los datos fenométricos, auxométricos, morfométricos y fisiométricos (Pilatti *et al.*, 1999) empleados en las simulaciones correspondieron a un determinado genotipo de cultivar de Maíz, representativo al utilizado en esas regiones. La fenometría es la descripción del inicio y fin de las fases fenológicas. La auxometría es la cuantificación del cambio de biomasa de una planta individualmente y de cada uno de sus órganos (índices de cosecha). La morfometría es la cuantificación de la forma y estructura de cada órgano de la planta y su evolución en el espacio y su ontogenia. Por último, la fisiometría es la cuantificación de parámetros que describen en funcionamiento interno de la planta y su interacción con el medio ambiente.

Datos edáficos

Para todos los escenarios simulados se utilizó un contenido hídrico inicial del 80% del agua útil en el horizonte superficial, de esta forma se evitan demoras en la germinación; el resto del perfil tenía 60% de agua útil. Para cada horizonte se requieren 12 datos químicos y 10 físicos que por motivos de espacio no se pueden detallar aquí, ver en Pilatti *et al.*, 2016.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los indicadores analizados para los diferentes escenarios fueron: rendimiento medio (Rto), rendimiento máximo y mínimo, coeficiente de variación (CV%), IPP, IDE y Riesgo de Producción. En la tabla 2 se observa que el rendimiento potencial del cultivo de Maíz decrece de Sur a Norte. El rendimiento potencial corresponde al rendimiento obtenido sin limitaciones edáficas, siendo la variable climática la que define el rendimiento ya que se usa el mismo maíz. Los resultados indican que el Sur de Santa Fe presenta una mejor aptitud climática para la producción del cultivo de Maíz, lo que es corroborado por la experiencia práctica. Con respecto al rendimiento medio en el suelo natural sigue la misma tendencia que el rendimiento potencial, decreciendo de Sur a Norte. Esto estaría indicando que los suelos del Sur presentan menos limitaciones edáficas que los suelos del Norte, reflejando una mayor capacidad productiva en los Sur. En concordancia con esto, el IPP es mayor en los suelos Naturales del Sur y Centro que en el Norte; así, la producción de Maíz en el Sur y Centro se encuentra más cerca de demostrar su potencial que los del Norte.

Tabla2. Rendimientos del cultivo de maíz (Rto en qq/ha) simulado con Fitosim e índices producción potencial (IPPP), índice de degradación del suelo (IDE) y Riesgo de Producción (Ries) para suelos en distintas zonas de Santa Fe y con variados manejos: estado natural, manejo agrícola, y agrícola-ganadero. Simulaciones realizadas sin aplicación de fertilizantes.POT se refiere a la producción potencial que se obtiene de la interacción genotipo: condiciones meteorológicas, el suelo no limita.

Casos de estudio	Godeken (Suroeste) Pampeana				Soledad (Centro) Espinal				Margarita (Noreste) Chaco húmedo			
	Rto qq/ha	IPP %	IDE %	Ries %	Rto qq/ha	IPP %	IDE %	Ries %	Rto qq/ha	IPP %	IDE %	Ries %
POT	143	-	-	.	137	-	-	-	120	-	-	-
Natural	101	71	-	25	87	64	-	36	40	30	-	61
Agricultura	63	-	38	55	67	-	26	50	25	-	37%	86
Agrícola-Ganadero	70	-	32	45	80	-	23	47	-	-	-	-

Las simulaciones realizadas demostraron que para todos los escenarios evaluados la pérdida en la capacidad productiva (IDE) es evidente, la cual se encuentra, para los casos estudiados, entre el 23% y 38%: lo que significa que los suelos se han degradado perdiendo entre un cuarto y un tercio de su capacidad productiva natural. En lo que refiere a los manejos estudiados, podemos ver que en general los planteos agrícolas-ganaderos tienen índices de degradación iguales o inferiores a los planteos agrícolas. Lo cual estaría reflejando que sistemas del tipo mixto dan mayor estabilidad al sistema. El riesgo productivo también aumenta de sur a norte y crece notablemente con el uso del suelo: el suelo natural no sólo disminuye su capacidad productiva con el uso que se le ha dado sino aumenta el riesgo de producción. Nótese que esta cuantificación es muy difícil, si no imposible, por otros medios que no sea la simulación. En la tabla 3 puede observarse como varía el riesgo productivo en las diferentes regiones, al incorporar un paquete tecnológico mínimo (PTM) de fertilizantes en un campo con manejo agrícola. Para todas las situaciones la aplicación del PTM fue beneficioso. Si bien la reducción del riesgo productivo fue mayor en la localidad de Margarita, éste continúa siendo elevado; lo cual llevaría a considerar un otro cultivo o manejo alternativo. Para la zona Sur y Centro podemos ver qué tras la aplicación del PTM el riesgo bajó a niveles considerables, esto podría conducir a la evaluación de un paquete tecnológico más complejo que incluya semillas de mayor potencial genético y un laboreo superficial del suelo, y así, obtener una respuesta aditiva en el aumento del rendimiento y reducción del riesgo.

Tabla 3. Rendimiento medio y evaluación del riesgo productivo con y sin la aplicación de un paquete tecnológico mínimo (PTM) de fertilizantes utilizado en las regiones sur, centro y norte de Santa Fe. PTM para zona sur y centro igual a 200 kg/ha de urea y 80 kg/ha de fosfato diamónico; PTM para zona norte igual a 120 kg/urea y 50 kg/ha de fosfato diamónico.

	Godeken	Soledad	Margarita
Rto. medio sin PTM (qq ha^{-1})	63	67	25
Rto. medio con PTM (qq ha^{-1})	70	80	39
Riesgo productivo con PTM	48%	38%	70%
Diferencial riesgo	-7%	-12%	-16%

Para el uso de Fitosim, como se anticipó, se requieren de numerosos datos de suelos; esto era una gran limitación hace 40 años, hoy se dispone de la caracterización de los perfiles modales de gran parte de la Provincia escala 1:50.000; hay muchos estudios publicados e inéditos en las Universidades, INTA, AACREA y otros con valiosa información aunque dispersa, no sistematizada: una importante tarea de recopilación, georeferenciación, organización temporal, depuración, es necesaria pero… gran parte de los datos ya están ¡!. También hoy se cuenta con una importante red de laboratorios y profesionales idóneos.

CONCLUSIONES

Los modelos de simulación pueden utilizarse con distintos objetivos, en todos los pasos de la generación, transmisión y aplicación del conocimiento agronómico (Pilatti *et al.*, 2011). Aquí se lo ha utilizado con éxito para evaluar la capacidad productiva en distintos ambientes meteorológicos, para distintos suelos e historia de uso pudiendo responder a preguntas tan útiles para los Observatorios de Suelos como: ¿Cuánto se ha degradado un suelo? ¿En cuánto se incrementó el riesgo de producir en él? ¿En qué medida manejos mejorados pueden disminuir ese deterioro? ¿Cuáles podrían ser esos manejos? Se puso en evidencia que es posible y útil estimar indicadores de producción potencial (IPP), indicadores de degradación edáfica (IDE) y cuantificar el riesgo de producción. En base a esos índices se puede predecir el grado de incremento en los rendimientos ante la aplicación de determinadas prácticas edafotécnicas: abono, enmiendas, acciones mecánicas. Podemos apreciar entonces, que Fitosim también se presenta como una herramienta útil para la identificación y jerarquización de factores limitantes. Tras la realización de sucesivas corridas modificando la, o las, variables de interés, se puede evaluar la sensibilidad con la que aquellos factores afectan al sistema. De ésta forma, el uso de modelos, permitiría identificar cuáles son las condiciones o propiedades restrictivas y en qué orden de importancia y magnitud ejercen su limitación para así diseñar el plan de manejo del suelo más promisorio. Adicionalmente dentro de las aplicaciones actuales posibles, el uso de los modelos de simulación como herramienta para manejo del riesgo y toma de decisiones, se presenta como una de las aplicaciones más importantes. Así, un Ing. Agrónomo podría asesorar al productor acerca de a) fecha y densidad de siembra, b) utilización de determinada variedad de un cultivar con características conocidas y medidas, c) toma de seguro agrícola, d) organización del territorio en función de la capacidad productiva, e) definir pautas para los contratos de arrendamiento; entre otras. utilizando como base de sus fundamentos

los datos de series históricas de sucesos que año tras año se retroalimentan y ajustan la capacidad predictiva del sistema, mejorando la calidad de la toma de decisiones.

BIBLIOGRAFÍA

- Ghiberto, P & MÁ Pilatti. 2004. Densidad de partículas y agua retenida a 0,1 MPa. Estimación para Molisoles de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 93. Trab. completo en CD adjunta a Actas 5 pp.
- Ghiberto, P; MÁ Pilatti; & S Imhoff. 2004. Curva de retención hídrica en Molisoles de Santa Fe: Función representativa. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 49. Presentación oral. Trab. completo en CD adjunto a Actas 5 pp.
- Imhoff, S; A Pires da Silva; PJ Ghiberto; CA Tormena; MÁ Pilatti; PL Libardi. 2016. Physical Quality Indicators and Mechanical Behavior of Agricultural Soils of Argentina. PLOS ONE 11(4): e0153827.oi: 10.1371/journal.pone.0153827. (Eds) P.C. Abhilash, Banaras Hindu University, INDIA
- Imhoff, S; A da Silva; PJ Ghiberto & MÁ Pilatti. 2004b. Nova função de pedotransferência para estimar a curva de retenção hídrica de solos de Santa Fe (Argentina). En: XV Reunido brasileira de manejo e conservação do solo e da agua, Santa Maria (RS). Actas da XV Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água (Santa Maria, RS).
- Imhoff, S; A Pires da Silva; P Ghiberto; C Tormena; MÁ Pilatti & P Libardi. 2012. Funciones de edafotransferencia para determinar el intervalo hídrico óptimo de suelos de la provincia de Santa Fe. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo / 1ª edición. (Ed). MNEMOSYNE, Mar del Plata. ISBN 978-987-1829-11-8.
- Imhoff, S; MÁ Pilatti; P Ghiberto & A Pires da Silva. 2004a. Propiedades físicas de Suelos de Santa Fe: Funciones de edafotransferencia. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 45. Presentación oral. Trab. completo en CD adjunto a Actas 5 pp.
- Montico, S & N Pouey. 2001. Cuencas Rurales: pautas y criterios para su ordenamiento. (Ed) UNR. Rosario. 166.
- Norero, AL & MÁ Pilatti. 2002. Enfoque de sistemas y modelos agronómicos: necesidad y método. (Ed) Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. 161. ISBN 987-508-203-12 (CÁTEDRA: CIENCIAS AGRARIAS)
- Orellana J.A. de, M.A. Pilatti & D. Grenón. 2004. Propotín y degradín: Índices globales de productividad y degradación de suelos. Propuesta de un nuevo método e indicadores. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 391. Trab. completo en CD adjunto a Actas 10 pp
- Orellana, JA de & L Priano. 1975. La erosión en Santa Fe. Ciencia e Investigación 30(11-12):290-297.
- Panigatti, JL; JA Weber & O Pilatti. 1982. Estado actual y futuro de los problemas de suelos en Santa Fe. Consejo de Tecnología Agropecuaria de la Provincia de Santa Fe. 43.
- Pilatti M.A., 1990. Interpretación de las relaciones entre el suelo y la producción de cultivos. primera aproximación a un modelo edáfico. Public. Miscelánea nro.51: 98- 109 en "Jornadas Regionales. Labranzas y conservación de Suelos".(EEA Rafaela)
- Pilatti M.A., D. Grenón, J. de Orellana & S. Imhoff, 2006. Global Interactive Index for Soil Production and Degradation Assessment. 18º Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Philadelphia, USA. 116-55.
- Pilatti, M Á. 1988. Parámetros hídricos de suelos santafesinos: estimación de curvas de retención hídrica. Revista FAVE 4 (1,2): 102-111.
- Pilatti, M Á. 1989. Estimación del punto de marchitez permanente en Molisoles santafesinos. Ciencia del Suelo 7 (1-2): 103-106.
- Pilatti, MÁ & AL Norero. 2002. Simulación de cultivos anuales. Formulaciones básicas del desenvolvimiento normal. (Ed.) Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. 131.
- Pilatti, MÁ & JA de Orellana. 2012. Suelos ideales para agricultura sostenible. Revista FAVE sección Ciencias Agrarias Vol.11 (1): 65-87.
- Pilatti, MÁ. 1986. Análisis agrofísico de la relación entre la dinámica hídrica en la fitósfera y el desarrollo y producción de los cultivos. Tesis Magister Scientiae en “Riego y Drenaje de Tierras Agrícolas”. CIDIAT. Universidad de los Andes. Venezuela. 209.
- Pilatti, MA; A Vegetti & P Ghiberto. 1999. Fitometría. Revista FAVE. 13 (1): 23-37.
- Pilatti, MA; AL Norero & DA Grenón. 2011. Enfoque de sistemas y modelos de simulación de cultivos. (Ed) EAE. U.S.A. 140.
- Pilatti, MÁ; DA Grenón, JA de Orellana & OM Felli. 1993. Modelos de regresión y simulación para interpretar la influencia de suelo, clima y manejo sobre la producción de la soja. Revista FAVE 7 (2): 93-121.

- Piñeiro, A; MÁ Pilatti & D Mistrorigo. 1982. Degradación del recurso natural suelo y la consecuente disminución de la productividad de la región noreste de Santa Fe. (Ed) Dir. General de Extensión e Invest. Agropecuarias, MAG. Santa Fe. 42.
- SAGYP & CFA. 1995. El deterioro de las tierras en la República Argentina. Alerta amarillo. (Ed) Sec de Agricultura, Ganadería y Pesca y C. F. A. Buenos Aires. 1995.

C4P106. CULTIVOS DE SERVICIOS: ¿CÓMO AFECTAN LA DINÁMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO?

Pinto, Priscila[1]*; Sawchik, Jorge [2]; Terra, José [2]; Ayala, Walter [2]; Silva, Leonardo [2]; Barrios, Ethel [2] y Gervasio Piñeiro[1]

[1]IFEVA-FAUBA-CONICET, Argentina; [2]INIA, Uruguay *ppinto@agro.uba.ar

RESUMEN

Los cultivos de servicios (CS) pueden aumentar la materia orgánica del suelo (MOS) que presentan los agroecosistemas actuales. Nuestro objetivo fue evaluar si los cambios que ocurren en la MOS se deben a un aumento en la formación de C_{nuevo} por humificación; o a una disminución en la descomposición del C_{viejo} (formado previo al experimento). A su vez, estos cambios fueron estudiados en la MOS particulada (C-MOP) y en la asociada a los minerales (C-MOAM). Instalamos un experimento en el este de Uruguay (INIA-33) que consistió en 5 rotaciones de soja con diferentes CS de gramíneas, leguminosas o crucíferas y un testigo de monocultivo de soja y tomamos muestras de suelo hasta 15cm de profundidad en el momento inicial y final. Las muestras se fraccionaron en MOP y MOAM y mediante técnicas isotópicas de ^{13}C diferenciamos el C_{nuevo} y C_{viejo} en cada fracción. El contenido de C-MOP del tratamiento testigo (2,74 TnC/ha) fue menor que en las rotaciones con CS, pero en ninguna se alcanzó el C-MOP que presentaba el campo natural (5,34 TnC/ha). Los menores contenidos de C-MOP estuvieron provocados por el aumento en la descomposición del C_{viejo}, mientras que todas las rotaciones formaron la misma cantidad de C_{nuevo}. El testigo también presentó los menores contenidos de C-MOAM (27,17 TnC/ha). Todos los CS tendieron a aumentar el C-MOAM y las leguminosas alcanzaron los niveles que presentaba el campo natural (30,98 y 32,68 TnC/ha, respectivamente) debido a una menor descomposición y a que formaron más MOAM a partir de la MOP que el resto de las rotaciones. Entre los CS evaluados, avena, raigrás y vicia presentaron los mayores contenidos de C-MOP y, vicia y trébol alejandrino los mayores contenidos de C-MOAM. Esto sugiere que para aumentar ambas fracciones deberíamos aportar, en simultáneo, biomasa con calidades diferentes mediante mezclas de CS de leguminosas y gramíneas.

Palabras clave: Cultivos de cobertura, Dilución isotópica, Fracciones de la materia orgánica

INTRODUCCIÓN

Uno de los mayores desafíos para sostener la producción agrícola en el largo plazo es diseñar agroecosistemas que permitan mantener la materia orgánica del suelo (MOS). Generalmente se propone que la siembra de cultivos de servicios o de cobertura podría contribuir a aumentar los contenidos de MOS porque aumentan los aportes de biomasa al suelo. Sin embargo, tras la inclusión de estos cultivos no siempre se observan aumentos en la MOS (Alvarez, Steinbach & De Paepe, 2017; Poeplau & Don, 2015). Probablemente la ausencia de efectos consistentes de los cultivos de servicios sobre la MOS se deba a que cuando se comparan los contenidos totales de MOS es muy difícil detectar los cambios que ocurren en el corto plazo porque es un compartimento muy grande y heterogéneo. Sin embargo, mediante el método de dilución isotópica, es posible detectar los cambios que ocurren en distintas fracciones de la MOS en el corto plazo y estimar cómo son los flujos de entradas y de salidas en cada una (Piñeiro *et al.*, 2012).

La MOS puede separarse en dos fracciones en función del tamaño de partícula, las cuales se distinguen en su estructura, funcionamiento y tiempo de residencia del C en el suelo: materia orgánica particulada (MOP>50µm) y materia orgánica asociada a los minerales (MOAM < 50µm) (Cambardella & Elliot 1992). La MOP está compuesta por restos vegetales y presenta una bioquímica muy similar a la broza, ya que únicamente las diferencia el tamaño de partícula (broza>2 mm>MOP). Por lo tanto, al igual que en la broza, la descomposición de la MOP se encuentra limitada por la presencia de compuestos recalcitrantes (i.e. altos contenidos de lignina y relación C/N) y puede ser estimulada por el aumento en el N disponible (Knorr, Frey & Curtis 2005). En cambio, la MOAM está compuesta por productos derivados de los microorganismos que presentan bajo peso molecular y relación C/N. Estos compuestos presentan una protección física a la descomposición porque se encuentran adsorbidos a las arcillas y limos, ocluidos dentro de los agregados o asociados a metales del suelo y por lo tanto los microorganismos requieren mucha energía para descomponerlos (Fontaine, Mariotti, &Abbadie 2003; Kuzyakov, Friedel, & Stahr 2000).

El método de dilución isotópica permite estimar los flujos de entradas, dados por la humificación de los aportes de biomasa, y de salidas, dados por la descomposición de la MOS. Este método se basa en que la relación $^{13}C/^{12}C$ ($\delta^{13}C$)

que presenta la MOS depende de la vegetación que le dio origen y en que las plantas con metabolismo fotosintético C_3 y C_4 presentan distinta $\delta^{13}C$. De este modo, cuando un campo natural con presencia de especies C_4 es transformado en un campo de cultivos en donde sólo se siembran especies C_3, es posible distinguir el C_{viejo}, que estaba presente en el campo natural, del C_{nuevo} que fue formado a partir de los cultivos C_3 (Desjardins *et al*. 1994). Esto permite estimar el porcentaje de descomposición, a partir de la diferencia entre el C_{viejo} y el contenido de C en el momento inicial, y el porcentaje de humificación considerando la proporción de los aportes de C de los cultivos que forman C_{nuevo}.

Las características de los cultivos de servicios que influyen en la descomposición y en la humificación del C de cada fracción de la MOS son muy diferentes. Los aportes de biomasa que más contribuyen a la formación de C en la MOP (C-MOP) son los que presentan un mayor tiempo de residencia en esta fracción debido a su difícil descomposición (Melillo *et al*., 1982; Taylor *et al*., 1989; Enriquez & Duarte 1993). Por esta razón, los aportes de las gramíneas, que son más recalcitrantes que los de las leguminosas por su alta C/N y contenido de lignina, podrían tener una mayor humificación en la MOP. A su vez, las leguminosas, además de presentar una menor humificación, podrían acelerar la descomposición de la MOP_{vieja} de manera similar a lo que sucede con la descomposición de la broza (efecto *priming* por nitrógeno) (Knorr, Frey, & Curtis 2005). En cambio, en la MOAM la humificación aumenta cuando los aportes presentan una estequiometría similar a la de los microorganismos descomponedores (baja C/N), ya que los nutrientes limitantes condicionan la formación de $MOAM_{nueva}$ (Cotrufo *et al*. 2013; Kirkby *et al*. 2013). Por ello, las leguminosas que presentan una menor C/N podrían presentar mayor humificación del C en la MOAM (C-MOAM) que las gramíneas. Además, los aportes con una alta relación C/N que presentan las gramíneas pueden estimular la descomposición de la C-$MOAM_{viejo}$ debido a que ocurre un efecto de *priming* por energía. En ambas fracciones para que el efecto de incluir cultivos de servicios sea positivo, las entradas por humificación deben ser mayores a las pérdidas por descomposición. Por ello, el objetivo de este trabajo fue estimar el efecto de diferentes cultivos de servicios sobre dichos flujos en las fracciones MOP y MOAM.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del experimento

El experimento fue instalado sobre un campo natural ubicado en la Unidad Experimental Palo a Pique de INIA Treinta y Tres, Uruguay (33,25° de latitud sur, 54,48° de longitud oeste, 47,0 m de altitud sobre el nivel del mar). El suelo dominante en el área de estudio es un Argisol Subéutrico Lúvico y pertenece a la Unidad de Suelo José Pedro Varela. Previo a la instalación del experimento el suelo presentaba 8ppm de P (método de ácido cítrico), 10ppm de N-NO3, 1,9 meq de Mg $100g^{-1}$ y 0,3 meq de K $100g^{-1}$. En septiembre del 2011 se aplicó glifosato sobre el campo natural y se sembró el cultivo de soja mediante un laboreo reducido. En abril del 2012 se iniciaron las rotaciones con la siembra al voleo de los cultivos de servicios sobre el cultivo de soja en pie. Cada parcela recibió la misma rotación durante 3 años, con cultivos de servicios o barbecho invernal (Testigo), con el fin de acumular los efectos producidos por los diferentes cultivos. Los cultivos de servicios sembrados fueron *Trifolium alexandrinum* cv. INIA Calipso, *Vicia sativa* cv. Barril, *Raphanus sativus* cv. Brutus, *Lolium multiflorum* cv. INIA Cetus y *Avena strigosa* cv. Calprose Azabache. La siembra de los cultivos de servicios fue durante la primera quincena de abril y la aplicación de herbicida para interrumpir su ciclo, entre fines de septiembre y principios de octubre. El cultivo de soja se sembró en diciembre, mediante siembra directa a 32cm de distancia entre hileras.

Producción de biomasa y aportes de C y N al suelo

La producción de biomasa aérea de los cultivos para servicios, se evaluó todos los años en primavera, previo a la aplicación del herbicida. La producción subterránea se estimó a partir de la partición R/T de cada cultivo de servicio evaluada a campo en el año 2014. Todos los años se determinó el rendimiento del cultivo de soja y fueron utilizados para estimar la biomasa aérea y la subterránea considerando un índice de cosecha de 0,45 y una partición raíz/tallo de 0,1. Todas las muestras de biomasa se secaron en estufa a 60°C y fueron analizadas con un espectrómetro de masa acoplado a un autoanalizador Elemental Analyzer en la universidad de DUKE en USA para estimar los contenidos de C, N y $\delta^{13}C$. Estas mediciones permitieron caracterizar las entradas de biomasa al suelo que se detallan en la Tabla 1.

Estimación de la descomposición y humificación de la MOP y la MOAM

Para evaluar el cambio que genera cada rotación en la señal isotópica del C en la MOP y en la MOAM se tomaron muestras de suelo en el momento inicial y final del experimento. En cada parcela, se tomaron 8 muestras con un barreno de 2,2 cm de diámetro en las profundidades de 0-5 y 5-15. Las muestras fueron agrupadas en pares para estimar densidad aparente y dado que no existieron diferencias significativas no fue necesario corregir por masa constante. El fraccionamiento físico de la MOS se realizó con el método descripto por Cambardella & Elliot (1992) y en las fracciones MOP y MOAM se midió el %C y %N y la abundancia relativa de ^{13}C con un espectrómetro de masa Finnigan MAT Delta Plus XL, acoplado a un autoanalizador Elemental Analyzer (Carlo Erba Instruments Inc.) en la universidad de DUKE en USA.

Para estimar los flujos de entrada y de salida del COS en las distintas rotaciones se utilizó el método de dilución isotópica (Desjardins *et al*., 1994). Debido a que todos los cultivos sembrados en las rotaciones y las malezas presentes en los periodos de barbecho fueron especies con metabolismo fotosintético C_3, el valor de $\delta^{13}C$ del campo natural tiende a disminuir a medida que ingresa C de los cultivos. Este cambio que se genera en la $\delta^{13}C$ del C de la MOP y de la MOAM permite estimar el $\%C\text{-}MOP_{nuevo}$ y $\%C\text{-}MOAM_{nuevo}$ (i.e. que fueron formados a partir de los aportes de la rotación), el $\%C\text{-}MOAM_{mop}$ (i.e. que fue formado a partir de la MOP) y $\%C\text{-}MOP_{viejo}$ y $\%C\text{-}MOAM_{viejo}$ (i.e. que fue formado previo a la instalación del experimento, a partir de los aportes del campo natural) utilizando las siguientes ecuaciones:

a) $\%C\text{-}MOS_{nuevo} = (\delta^{13}C\text{-}MOS_{final} - \delta^{13}C\text{-}MOS_{inicial})/ (\delta^{13}C_{aportes} - \delta^{13}C\text{-}MOS_{inicial})*100$

b) $\%C\text{-}MOP_{nuevo} = (\delta^{13}C\text{-}MOP_{final} - \delta^{13}C\text{-}MOP_{inicial})/ (\delta^{13}C_{aportes} - \delta^{13}C\text{-}MOP_{inicial})*100$

c) $C\text{-}MOAM_{nuevo}\ (Tn\ ha^{-1}) = C\text{-}MOS_{nuevo} - C\text{-}MOP_{nuevo}$

d) $C\text{-}MOAM_{mop}\ (Tn\ ha^{-1}) = [C\text{-}MOAM_{nuevo}*(\delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial} - \delta^{13}C_{aportes}) + C\text{-}MOAM_{final}*(\delta^{13}C\text{-}MOAM_{final} - \delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial})]/(\delta^{13}C\text{-}MOP - \delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial})$

donde $\delta^{13}C\text{-}MOS_{inicial}$, $\delta^{13}C\text{-}MOP_{inicial}$ y $\delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial}$ corresponden a la $\delta^{13}C$ que presentaba el C-MOS, C-MOP y C-MOAM en el momento inicial del experimento; $\delta^{13}C\text{-}MOS_{final}$, $\delta^{13}C\text{-}MOP_{final}$ y $\delta^{13}C\text{-}MOAM_{final}$ corresponden a la $\delta^{13}C$ que presentaban al final del experimento (luego de las rotaciones de 3 años de duración) y $\delta^{13}C_{aportes}$ corresponde a la $\delta^{13}C$ de los aportes totales de biomasa que recibió el suelo en cada rotación (Balesdent, 1987; Piñeiro *et al*. 2012).

Tabla 1- Caracterización de las entradas de biomasa y de C al suelo que recibió cada una de las rotaciones del cultivo de soja con cultivos de servicios o con presencia de barbecho invernal (testigo). Para cada rotación se muestra el promedio y el desvío estándar de los aportes de C durante los 3 años realizados desde la biomasa aérea o subterránea producida por los cultivos de servicios y por la soja. En el caso del testigo, la biomasa de cultivos de servicios corresponde a la de las malezas que crecieron durante el periodo de barbecho. Los aportes totales corresponden a la suma de todos los aportes de C que recibió el suelo durante los 3 años, su relación C/N y $\delta^{13}C$.

	A. strigosa	*L. multiflorum*	*R. sativus*	*T. alexandrinum*	*V. sativa*	Testigo
Cultivos de servicios						
Biomasa aérea						
Tn biomasa $ha^{-1}año^{-1}$	6,37±3,58	4,66±1,46	5,34±3,11	3,30±0,66	3,16±0,30	2,17±0,43
Tn C $ha^{-1}año^{-1}$	2,98±1,67	1,88±0,59	2,40±1,40	1,55±0,31	1,40±0,13	0,96±0,19
C/N	47,2	34,51	38,83	15,31	11,32	39,81
Biomasa subterránea						
Tn biomasa $ha^{-1}año^{-1}$	0,91±0,51	0,59±0,19	1,11±0,64	0,53±0,11	0,51±0,05	0,37±0,07
Tn C $ha^{-1}año^{-1}$	0,44±0,24	0,27±0,08	0,50±0,29	0,20±0,04	0,23±0,02	0,17±0,03
C/N	52,44	37,78	41,82	13,2	20,81	43,35
Cultivo de soja						
Rendimiento						
Tn $ha^{-1}año^{-1}$	2,48±0,31	2,62±0,29	2,34±0,44	2,46±0,51	2,56±0,34	2,20±0,55
Aportes Totales						
Tn C ha^{-1}	15,77 ± 3,56	12,21 ± 0,70	14,12 ± 2,07	11,23 ± 1,06	10,16 ± 0,30	8,08 ± 0,86
C/N	25,29	19,79	22,90	14,15	12,75	18,14
$\delta^{13}C$	-28,27	-28,59	-28,28	-28,52	-28,25	-27,90

Análisis estadísticos

Los efectos de las distintas rotaciones en los contenidos de C en la MOP y en la MOAM se evaluaron mediante el análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el programa InfoStat. La comparación post hoc de las medias se realizó mediante la prueba LSD de Fisher (α=0,05). Se compararon tanto los contenidos totales de C en ambas fracciones como los contenidos de C-MOP$_{nuevo}$, C-MOP$_{viejo}$, C-MOAM$_{nuevo}$, C-MOAM$_{mop}$ y C-MOAM$_{viejo}$ que presentó cada rotación al final del experimento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de tres años de sembrar los distintos cultivos de servicios los contenidos de C-MOP en los primeros 15 cm de profundidad disminuyeron en todas las rotaciones, en comparación al campo natural o al momento inicial del experimento (Figura 1). En el tratamiento testigo el contenido de C-MOP fue menor que en el resto de las rotaciones (2,75±0,14 Tn C-MOP ha^{-1} en la profundidad 0-15), pero presentó diferencias significativas sólo con *A. strigosa* (3,93±0,58 Tn C-MOP ha^{-1} en la profundidad 0-15) (Figura 1). Las diferencias en el C-MOP estuvieron dadas principalmente por las diferencias en el C-MOP$_{viejo}$ ya que no se encontraron diferencias significativas en el C-MOP$_{nuevo}$ (p=0,41). En este sentido, las distintas rotaciones formaron en promedio 1,11±0,28 Tn C-MOP$_{nuevo}$ ha^{-1}. En cambio, el C-MOP$_{viejo}$ en los primeros 15 cm fue mayor en la rotación de *A. strigosa* (2,55±0,37 Tn ha^{-1}), la cual presentó una menor descomposición del C-MOP$_{viejo}$ que el testigo y la rotación con *T. alexandrinum*. Esto sugiere que tanto la ausencia de aportes en los periodos de barbechos como el aporte de biomasa con una baja relación C/N podría estimular la descomposición de la MOP y conducir a menores contenidos de C-MOP (Figura 1).

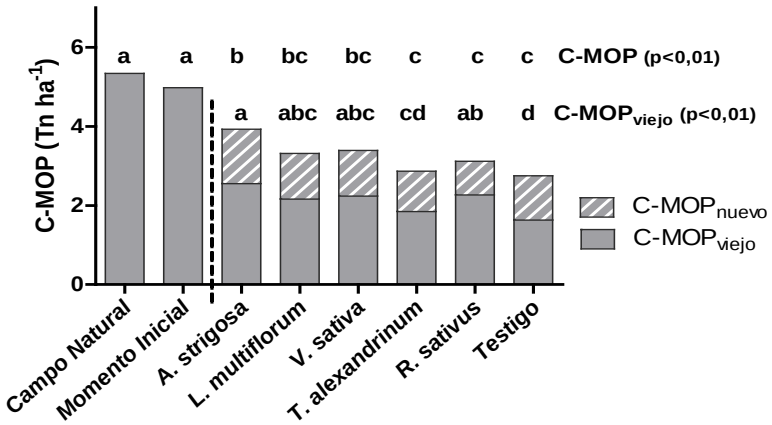


Figura 1 – Carbono en la fracción MOP acumulado en los primeros 15 cm de profundidad del suelo (Tn C ha^{-1}). Las barras lisas muestran el C-MOP$_{viejo}$ (C formado previo a la instalación del experimento) y las barras ralladas el C-MOP$_{nuevo}$ (C formado a partir de los cultivos presentes en la rotación). Las letras distintas muestran diferencias significativas en los contenidos de C presentes en el campo natural, en el momento inicial y en las distintas rotaciones de soja con cultivos de servicios o barbecho invernal (testigo) luego de 3 años. Las profundidades 0-5 y 5-15 se muestran acumuladas en la profundidad 0-15 porque reflejan las mismas tendencias. No se encontraron diferencias significativas para la C-MOP$_{nuevo}$.

Con respecto a la MOAM, todas las rotaciones lograron mantener contenidos similares de C-MOAM en los primeros 15 cm de profundidad con respecto al momento inicial, e incluso en las rotaciones con leguminosas los contenidos de C-MOAM aumentaron, llegando a valores similares a los del campo natural (Figura 2). El tratamiento testigo presentó el menor contenido de C-MOAM (27,17±1,52 Tn ha^{-1}), principalmente debido a su menor contenido de C-MOAM$_{viejo}$. Las dos leguminosas en cambio, fueron las especies que presentaron los valores más altos de C-MOAM, debido a sus altos valores de C-MOAM$_{viejo}$ (en promedio 27,2±2,53 Tn ha^{-1} de C-MOAM$_{viejo}$), que fueron significativamente mayores al testigo (23,63±1,58 Tn C-MOAM$_{viejo}$ ha^{-1}), generando una diferencia de casi 4 toneladas de C-MOAM$_{viejo}$ entre estos tratamientos. A su vez, el C-MOAM$_{mop}$ también fue mayor en las leguminosas (1,69±0,55 Tn C-MOAM$_{mop}$ ha^{-1} en promedio), sugiriendo un mayor pasaje de C desde la MOP hacia la MOAM. Las gramíneas en cambio, presentaron los menores valores de C-MOAM$_{mop}$, siendo *A. strigosa* la que mostro los valores más bajos (1,08±0,14 Tn C-MOAM$_{mop}$ ha^{-1}). Por otro lado, el contenido de C-MOAM$_{nuevo}$ tendió a ser mayor en las gramíneas, especialmente en *A.*

strigosa (2,53±0,23 Tn C-MOAM$_{nuevo}$ ha^{-1}) que resultó ser significativamente mayor al de *T. alexandrinum y R. sativus* (1,78±0,79 y 1,80±0,21 Tn C-MOAM$_{nuevo}$ ha^{-1}, respectivamente). Es decir que los cultivos de servicios de las gramíneas aumentan el ciclado de C en la MOAM, dado que estimulan su descomposición, pero luego logran formar una buena cantidad de C-MOAM$_{nuevo}$ (Figura 2).

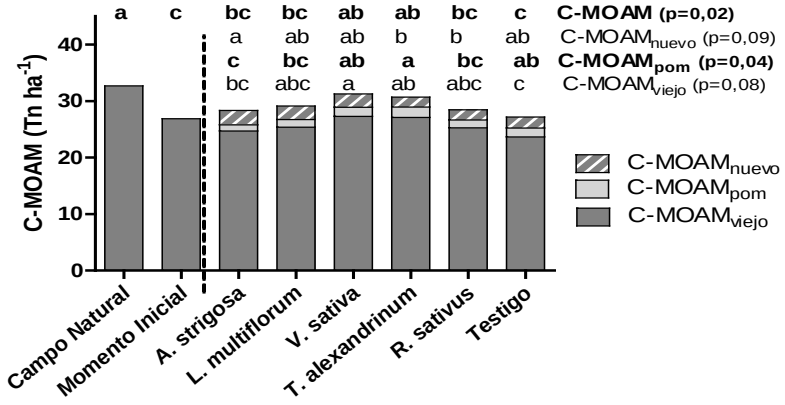


Figura 2 – Carbono en la fracción MOAM acumulado en los primeros 15 cm de profundidad del suelo (Tn C ha^{-1}). Las barras lisas de color gris oscuro muestran el C-MOAM$_{viejo}$ (C formado previo a la instalación del experimento); las barras lisas de color gris claro muestran el C-MOAM$_{mop}$ (C formado a partir de la MOP vieja y nueva) y las barras ralladas el C-MOAM$_{nuevo}$ (C formado a partir de los cultivos presentes en la rotación). Las letras distintas muestran diferencias significativas o marginalmente significativas en C-MOAM$_{nuevo}$ (p=0,09) y C-MOAM (p=0,08) en los contenidos de C presentes en el campo natural, en el momento inicial y en las distintas rotaciones de soja con cultivos de servicios o barbecho invernal (testigo) luego de 3 años. Las profundidades 0-5 y 5-15 se muestran acumuladas en la profundidad 0-15 porque reflejan las mismas tendencias.

Nuestros resultados dan lugar al planteo de nuevas hipótesis para explicar los resultados contradictorios reportados en la bibliografía sobre el efecto de los cultivos de servicios sobre la MOS. En general, las revisiones muestran que los cultivos de servicios aumentan la MOS en el largo plazo y sugieren que la ausencia de efecto o la pérdida de MOS se debe a que los experimentos se necesitan continuar por más tiempo (Poeplau & Don, 2015; Alvarez *et al*., 2017). Sin embargo, es importante considerar que para que el efecto sobre la MOS sea positivo es necesario garantizar que las entradas dadas por la humificación superen a la descomposición de la MOS. En nuestro experimento, esto sólo ocurrió con cultivos de servicios de leguminosas. Pero, dado que las características de los cultivos de servicios que influyen en la descomposición y en la humificación del C de cada fracción de la MOS son muy diferentes es necesario considerar los cambios en cada fracción. Por ejemplo, la disminución en la MOS tras la inclusión de cultivos de servicios de leguminosas observada por Plaza-Bonilla *et al*. (2016) podría deberse a una disminución en la MOP por un efecto de priming por N que estimula la descomposición de la MOP (Knorr, Frey & Curtis, 2005). En estos casos donde los cambios en la MOS sean explicados por los cambios en la MOP, sería necesario incluir cultivos de servicios con una alta C/N para evitar la descomposición de la MOP (Mathew *et al*., 2017). Sin embargo, es probable que los cambios en la MOP sólo gobiernen los cambios en la MOS cuando la MOAM se encuentre saturada o la MOP represente una fracción grande de la MOS, como ocurre en suelo arenosos. Esto permitiría explicar las diferencias con los resultados encontrados por Ladoni *et al*. (2016). En este caso, los aportes con baja C/N aumentaron la MOS porque podrían estar reflejando los cambios en la MOAM. Bajo el supuesto de que la MOAM se encuentra lejos del estado de saturación, la estequiometría de los aportes de las leguminosas permitiría aumentar la eficiencia de los microorganismos del suelo y aumentar la humificación en la MOAM (Cotrufo *et al*. 2013; Castellano *et al*. 2012).

CONCLUSIONES

Luego de tres años de sembrar los distintos cultivos de servicios los contenidos de C-MOP disminuyeron en todas las rotaciones con respecto al momento inicial del experimento y el tratamiento testigo tuvo el menor contenido de C-MOP. Entre las rotaciones evaluadas, las que presentaron los mayores contenidos de C-MOP fueron *A. strigosa*, *L. multiflorum* y *V. sativa*. Los menores contenidos de C-MOP del tratamiento testigo y de la rotación con *T. alexandrinum* estuvieron explicados por un aumento en la descomposición de C-MOP$_{viejo}$ que podría deberse a la ausencia de aportes en el periodo de barbecho o un efecto *priming* de N (el cual fue observado en *T. alexandrinum* pero no en *V. sativa*). Por otra parte, todas las rotaciones mantuvieron contenidos similares de C-MOAM con respecto al momento inicial, y las

rotaciones con leguminosas aumentaron la C-MOAM, llegando a valores similares a los del campo natural previo a la instalación del experimento. Estos cambios en la MOAM se debieron tanto a cambios en la descomposición como en la humificación de la MOAM (entradas y salidas de C). Nuestros resultados siguieren que las gramíneas aumentan la descomposición de la MOAM pero también su humificación (por lo tanto aumentando su velocidad de ciclado), mientras que las leguminosas disminuyen la descomposición y aumentan la humificación de la MOAM en los rangos estudiados.

AGRADECIMIENTOS

A Ignacio Macedo por su colaboración en las evaluaciones del experimento y a las Empresas Agritec, Fertiprado y Wrighston Pas y Erro por la provisión de materiales.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R, HS Steinbach & JL De Paepe. 2017. “Cover Crop Effects on Soils and Subsequent Crops in the Pampas: A Meta-Analysis” 170: 53–65.
- Balesdent, J. 1987. “The Turnover of Soil Organic Fractions Estimated by Radiocarbon Dating.” The Science of the Total Environment 62: 405–8.
- Cambardella, CA & ET Elliot. 1992. “Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence.” Soil Science Society of America Journal 56. National Soil Tilth Lab., 2150 Pammel Drive, Ames, IA 50011, USA: 777–83.
- Castellano, MJ, JP Kaye, H Lin & JP Schmidt. 2012. “Linking Carbon Saturation Concepts to Nitrogen Saturation and Retention.” Ecosystems 15: 175–87.
- Cotrufo, MF, MD Wallenstein, CM Boot, K Denef & 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?” Global Change Biology 19: 988–95.
- Desjardins, T, F Andreux, B Volkoff & CC Cerri. 1994. “Organic Carbon and 13C Contents in Soils and Soil Size-Fractions, and Their Changes due to Deforestation and Pasture Installation in Eastern Amazonia.” Geoderma 61. Centre de Pédologie Biologique du C.N.R.S., UPR 6831 du CNRS, associée à l’Université de Nancy I, B.P. 5, 54501 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France: 103–18.
- Enriquez, S & CM Duarte. 1993. “Patterns in Decomposition Rates among Photosynthetic Organisms: The Importance of Detritus C:N:P Content.” Oecología 94: 457–71.
- Fontaine, S, A Mariotti & L Abbadie. 2003. “The Priming Effect of Organic Matter: A Question of Microbial Competition?” Soil Biology and Biochemistry 35: 837–43.
- Kirkby, CA, AE Richardson, LJ Wade, GD Batten, C Blanchard & JA Kirkegaard. 2013. “Carbon-Nutrient Stoichiometry to Increase Soil Carbon Sequestration.” Soil Biology and Biochemistry 60. Elsevier Ltd: 77–86.
- Knorr, M, SD Frey & PS Curtis. 2005. “Nitrogen Additions and Litter Decomposition: A Meta Analysys.” Ecology 86: 3252–57.
- Kuzyakov, Y, JK Friedel & K Stahr. 2000. “Review of Mechanisms and Quantification of Priming Effects.” Soil Biology and Biochemistry 32: 1485–98.
- Ladoni, M, A Basir, PG Robertson & AN Kravchenko. 2016. “Scaling-up: Cover Crops Differentially Influence Soil Carbon in Agricultural Fields with Diverse Topography.” Agriculture, Ecosystems and Environment 225: 93–103.
- Mathew, I, H Shimelis, M Mutema & V Chaplot. 2017. “What Crop Type for Atmospheric Carbon Sequestration: Results from a Global Data Analysis.” Agriculture, Ecosystems and Environment 243: 34–46.
- Melillo, JM, JD Aber & JF Muratore. 1982. “Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics.” Ecology 63: 621–26.
- Piñeiro, G, S Mazzilli, P Eclesia, EG Jobbagy, MG Rizzoto & RB Jackson. 2012. “Estimating Carbon Fluxes Simultaneously in Two Soil Fractions Using 13C Changes after Vegetation Replacements.” In 8th International Conference on Applications of Stable Isotopes Techniques to Cological Studies (ISOECOL). Brest.
- Plaza-Bonilla, D, JM Nolot, S Passot, D Raffaillac & E Justes. 2016. “Grain Legume-Based Rotations Managed under Conventional Tillage Need Cover Crops to Mitigate Soil Organic Matter Losses.” Soil and Tillage Research 156: 33–43.
- Poeplau, C & A Don. 2015. “Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis.” Agriculture, Ecosystems and Environment 200:33–41.
- Taylor, BR, D Parkinson & WFJ Parsons. 1989. “Nitrogen and Lignin Content as Predictors of Litter Decay Rates: A Microcosm Test.” Ecological Society of America 70: 97–104.

C4P107. CONTROL DE EROSION HIDRICA CON TERRAZAS A NIVEL DE CUENCA EN LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS

Pioto, Angel C.[1] y Gvozdenovich, Jorge J.[1,2]

[1]INTA EEA Paraná - [2]Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER. Oro Verde. Entre Ríos. Ruta 11 km 12.5. gvozdenovich.jorg@inta.gob.ar

RESUMEN

En Entre Ríos la erosión hídrica es el principal factor de degradación de las tierras productivas y es necesario observar y medir estos cambios a nivel de lote y cuenca, ya que el impacto que genera la producción de sedimentos y escurrimiento causan daños y perjuicios no sólo a la productividad sino también a la infraestructura pública. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie ocupada con terrazas a nivel de cuencas en la provincia de Entre Ríos y relacionarlo con las zonas de mayor riesgo de erosión. Para ello se realizó un relevamiento de todos los lotes sistematizados con el uso de sistemas de información geográfica, adicionándole luego la capa de cuencas hidrográficas y así poder cuantificar la superficie sistematizada. Las estimaciones de pérdida de suelo se realizaron para las condiciones climáticas, suelos, manejo y topografía de la región. Los resultados muestran que la superficie total sistematizada en Entre Ríos fue de aproximadamente 601.000 ha y la cuenca Arroyo Las Conchas es la que presenta mayor superficie con terrazas (49%). A través del modelo USLE RUSLE Argentina se estimó que con la incorporación de terrazas de evacuación y cultivos de cobertura, las pérdida de suelo disminuyeron más del 70 %. Se concluye que el 36 % de la superficie agrícola provincial terrazas para controlar la erosión hídrica y a nivel de cuencas, solo Arroyo Las Conchas se aproxima al 50 % de su superficie sistematizada, mientras que para el resto este valor está muy por debajo. El mayor control de erosión se da en suelos con erosión actual severa y moderada, quedando gran parte de la superficie agrícola de las cuencas sin tecnológicas de control de erosión. La implementación de medidas sencillas como son las terrazas de evacuación y la incorporación de cultivos de cobertura disminuyen la perdida de suelo.

Palabras claves: conservación, suelo, cuencas

INTRODUCCIÓN

El conocimiento y evaluación de las distintas unidades de suelos son herramientas para lograr una visión de las posibilidades económicas que nos brinda la naturaleza, al ser los suelos el asiento de la producción agropecuaria. El uso de la tierra por el hombre siempre origina cambios, de signo negativo si no se aplican prácticas conservacionistas para la cubierta vegetal y el suelo; al alterarse las condiciones en que se desenvuelven los procesos naturales y se generan fenómenos que perturban aún más el ambiente (Yapur, 2010).

Estos cambios son necesarios observarlos y medirlos en el campo del productor (Scotta *et al*., 1991; Becker *et al.*, 2006; Marelli & Arce, 2006; Irurtia *et al*., 2007; Gvozdenovich *et al.*, 2015), pero también a nivel de cuenca (Santanatoglia *et al*., 1996; Amore *et al.*, 2004; Ares *et al*., 2014; Gvozdenovich *et al.*, 2018), ya que el impacto que genera la producción de sedimentos y escurrimiento causan daños y perjuicios no sólo a la productividad sino también a la infraestructura pública y privada, caminos, alcantarillas, poblaciones urbanas, entre otros.

En la provincia de Entre Ríos la erosión hídrica es el principal factor de degradación de las tierras productivas. Numerosos estudios realizados a nivel de lote evidencian la merma en la productividad en el rendimiento (Scotta & Gvozdenovich, 2012; Reyes *et al*., 2013; Walsser *et al.*, 2013) y dan cuenta de la necesidad de contar con tecnologías de control de erosión, como son las terrazas de evacuación de excedentes hídricos (Scotta *et al* 1989; Gvozdenovich & Barbagelata, 2015).

La provincia es susceptible a la erosión en algún grado en el 57 % de su superficie, esto significa que 4.452.884 ha pueden erosionarse y por lo tanto deben ser manejadas teniendo en cuenta esa limitante, donde el 15% corresponde a erosión moderada y severa (o grave) y el 35% a erosión leve. Los procesos erosivos se manifiestan con mayor intensidad en la mitad occidental, en el extremo SO de la provincia y en parte del sector SE. Los departamentos afectados con mayor grado son Diamante, Paraná, Nogoyá, Victoria y Uruguay. Para atenuar la degradación de suelos por erosión hídrica, se debe implementar tecnologías como la sistematización de tierras para el control de la erosión hídrica (Sasal *et al.*, 2015).

Pioto y Gvozdenovich (2016), relevaron la superficie sistematizada por departamento, concluyendo que el 21 % de la superficie agrícola presentaba control de erosión con terrazas, aproximadamente 419.000 ha a nivel provincial. Si bien esta información es valiosa, no nos indica que relación que existe con las zonas de mayor riesgo de erosión y como es su distribución a nivel de cuencas hidrográficas.

Una estimación más ajustada de la realidad productiva debe considerar al sistema completo de erosión (sedimentación y escurrimiento) a nivel de cuenca (Foster, 1982). Esto implica realizar un enfoque integrado del manejo de estas tecnologías, lo que permitiría encauzar esfuerzos.

Por tal motivo, debido a la importancia de la región en el aspecto social, económico y ambiental, el objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie ocupada con terrazas a nivel de cuencas en la provincia de Entre Ríos y relacionarlo con las zonas de mayor susceptibilidad o riesgo de erosión.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA. El mismo consistió realizar un relevamiento de todos los lotes sistematizados en la provincia de Entre Ríos, con el uso del programa Google Earth Pro (versión libre), en el cual se dibujó el contorno de cada uno de los lotes con terrazas, para luego obtener dicha información en forma digital.

La estimación de la superficie sistematizada fue procesada en el Sistema de Información Geográfica, aplicación QGIS 3.0.0 (Girona), realizando un proceso de poligonización (archivo KML, vectorial, herramientas de geometrías y el paso de líneas a polígonos) y mediante algoritmos matemáticos se calculó la superficie ocupada con terrazas en la provincia.

Luego se le adicionó la capa de cuencas, obtenida de la Dirección de Hidráulica de Entre Ríos (http://www.hidraulica.gob.ar/cuencas.php), realizando un proceso de superposición, para de esta manera poder cuantificar la superficie sistematizada en las cuencas: Arroyo Feliciano (820362 ha), Aportes al Ríos Paraná (620489 ha), Arroyo Las Conchas (215674 ha), Arroyo Nogoyá (388512 ha), Río Guayquiraró (194218 ha), Río Mocoretá (160595 ha), Aportes al Río Uruguay (1008020 ha), Río Gualeguay (2154850 ha) y Río Gualeguaychú (698194 ha).

Se utilizó el software USLE RUSLE Argentina (Gvozdenovich *et al.*, 2015), para realizar estimaciones de pérdida de suelo, utilizando los valores pre-calculados en el modelo para clima, suelo, topografía, prácticas y manejo de cultivos. Las simulaciones se realizaron en la cuenca Arroyo Las Conchas, donde se simuló la perdida de suelo para un clima del departamento Paraná, topografía promedio de la cuenca, suelo Argiudol ácuico, rotación Maíz–Soja–Trigo/Soja–Soja, siembra directa y sin terrazas y se lo comparó con un sistema que agregó cultivo de cobertura/Maíz y sistematización.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado de este trabajo, se obtuvo que de la superficie total agrícola en Entre Ríos hasta enero de 2018, aproximadamente 601.000 ha se encuentran sistematizadas (36 %). Este valor no tiene en cuenta la superficie de ejidos, ríos e islas, bosques nativos y selvas ribereñas, forestales y ganadería.

Los departamentos Nogoyá, Victoria, Paraná, Gualeguay y Diamante son los que tienen más del 40 % de su superficie agrícola con terrazas. Coincidiendo con las zonas donde se manifiestan con mayor intensidad los procesos erosivos, según lo informado por Sasal *et al.* (2015). En los departamentos Uruguay y La Paz la superficie agrícola sistematizada fue del 38 y 36 %, respectivamente, mientras que el resto de los departamentos no superan el 25 % (Tabla 1).

Tabla 1: Porcentaje sistematizado por departamento en Entre Ríos.

Departamento	% Sistematizado en Entre Ríos en superficie agrícola
Nogoyá	52%
Victoria	49%
Paraná	48%
Gualeguay	45%
Diamante	42%
Uruguay	38%
La Paz	36%
Tala	24%
Villaguay	19%
Gualeguaychú	17%
Concordia	15%
San Salvador	12%
Colon	11%
Federación	5%
Federal	4%
Feliciano	2%

Al realizar el análisis de la superficie sistematizada con un enfoque más global, a nivel de cuencas (Figura 1), se observa claramente que la cuenca Arroyo Las Conchas, es la que presenta mayor superficie total sistematizada, 49% (Figura 1a), relacionado a su mayor uso agrícola histórico. En la figura 2b, se observa que las cuencas Aportes al Río Paraná, Arroyo Nogoyá y Río Gualeguaychú, presentan 29, 21 y 12 %, respectivamente, de su superficie con terrazas. Las restantes cuencas no superan el 10 % (Río Gualeguay 7%, Aportes al Río Uruguay 5 %, Arroyo Feliciano 4%, Río Guayquiraró 1% y Río Mocoretá 0%), asociadas a su menor uso agrícola.

a b

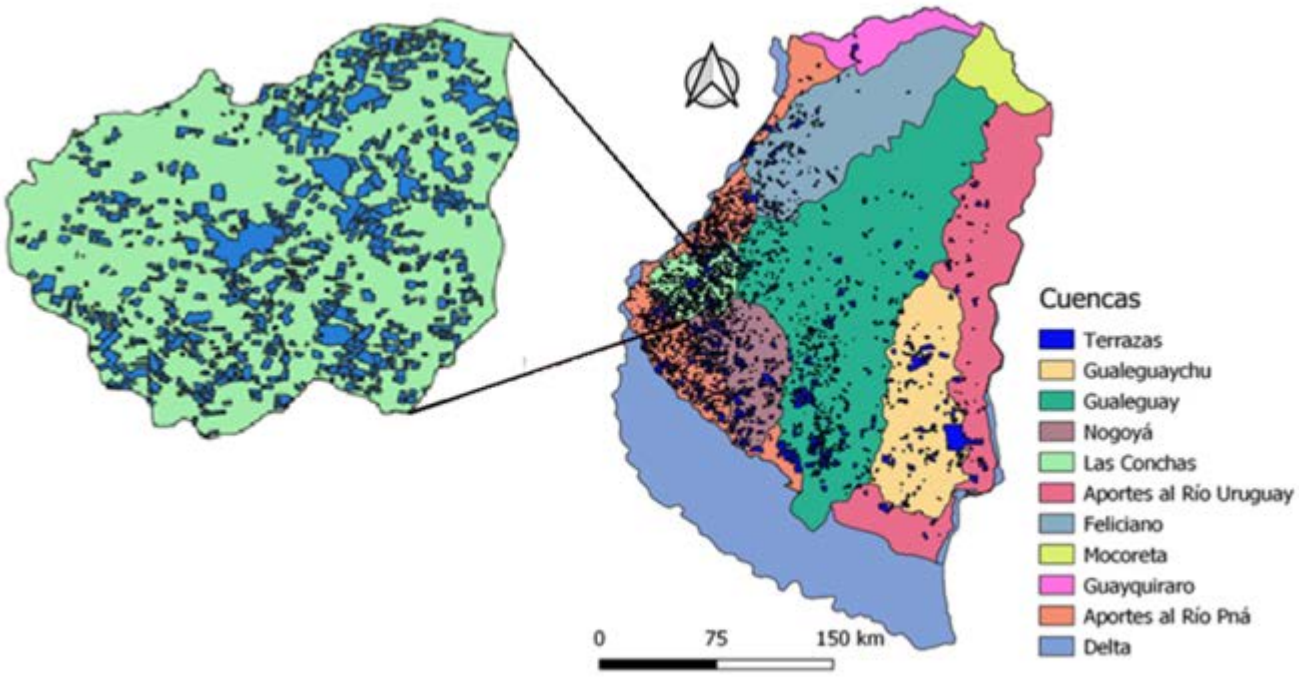


Figura 1: **a**- Distribución de lotes sistematizados en la Cuenca Arroyo Las Conchas. **b**- Mapa de cuencas hidrográficas (delimitado con línea negra) y la distribución de lotes sistematizados (color azul) de la provincia de Entre Ríos.

Siguiendo con el análisis de la cuenca Arroyo las Conchas, en la figura 2a se presenta la relación que existe entre el control de la erosión hídrica con terrazas y el grado de erosión actual de la misma. Donde se observa que el mayor

porcentaje de sistematización de los suelos se encuentran en las zonas de erosión moderada y severa (color naranja y rojo), y en menor medida en donde encontramos zonas de erosión leve (color amarillo). De las 215.674 ha de la cuenca, más de 105.000 ha se encuentran sistematizadas, lo que supone que se reducen las pérdidas de suelo en Tn ha^{-1} $año^{-1}$ a más de la mitad sino contáramos con esta tecnología (terrazas, cultivo de cobertura y rotación).

Para el sistema propuesto (clima de Paraná, suelo Argiudol ácuico, rotación Maíz–Soja–Trigo/Soja–Soja, siembra directa y sin terrazas), el modelo USLE RUSLE Argentina, estima una pérdida de suelo de 15 Tn ha^{-1} $año^{-1}$, superando ampliamente el valor de tolerancia para la zona (7 Tn ha^{-1} $año^{-1}$). Mientras que con la incorporación de terrazas de evacuación y cultivos de cobertura/Maíz en la rotación, la pérdida de suelo disminuye más del 70 % (4,2 Tn ha^{-1} $año^{-1}$), además de disminuir la perdida de agua por escorrentía.

a b

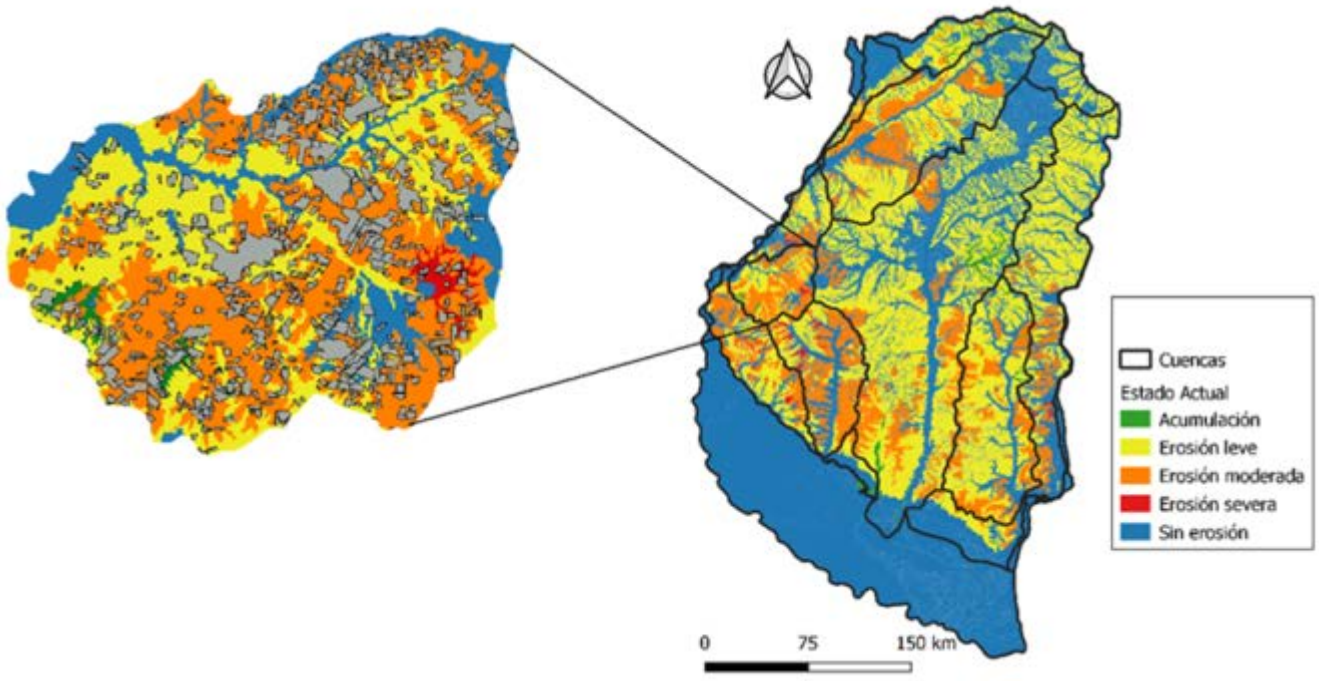


Figura 2: **a**- Distribución de lotes sistematizados sobre el mapa de erosión actual en la Cuenca Arroyo Las Conchas. **b**- Mapa de erosión actual y cuencas hidrográficas de la provincia de Entre Ríos.

CONCLUSIONES

La provincia de Entre Ríos cuenta con el 36 % de su superficie agrícola con terrazas para controlar la erosión hídrica, siendo los departamentos de la costa del Río Paraná los que presentan mayor control. A nivel de cuencas, solo Arroyo Las Conchas se aproxima al 50 % de su superficie sistematizada, mientras que para el resto de las cuencas este valor está muy por debajo. El mayor control de erosión se da en suelos con erosión actual severa y moderada, quedando gran parte de la superficie agrícola de la cuenca sin tecnológicas de control de erosión. La implementación de medidas sencillas como son las terrazas de evacuación y la incorporación de cultivos de cobertura, disminuyen la perdida de suelo en un 72 %.

BIBLIOGRAFÍA

- Amore E; C Modica; MA Nearing & VC Santoro. 2004. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. Journal of Hydrology, 293(1): 100-114.
- Ares, MG; M Varni y CI Chagas. 2014. Erosión Hídrica En Una Microcuenca Agrícola Bajo Siembra Directa Del Centro De La Provincia De Buenos Aires. Ciencia del Suelo, 32(2), 259-270.
- Becker, AR; E Díaz; MP Cantú; C Meyers & C Cholaky. 2006. Aplicación del modelo WEPP en la predicción de erosión hídrica en el Suroeste de Córdoba, Argentina. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.CD. 5 pp.
- Foster, GR. 1982. Modeling the erosion process. In Hydrologic Modeling of Small Watersheds, ed. C.T. Haan, 297-360. ASAE Monograph No. 5. St. Joseph, MI: ASAE.
- Gvozdenovich, JJ; A Pioto & O Paparotti. 2015. Variación del rendimiento del cultivo de soja debido a la erosión hídrica en Entre Ríos. INTA EEA Paraná. Serie Extensión Digital Nº 76:01-108– Actualización Técnica Soja. Año 2015 Pp 45-49.
- Gvozdenovich, JJ & P Barbagelata. 2015. Estimación de la pérdida de suelo en el cultivo de soja por erosión hídrica utilizando el Software INTA USLE/RUSLE. INTA EEA Paraná. Serie Extensión Digital Nº 76:01-108– Actualización Técnica Soja. Año 2015
- Gvozdenovich J; P Barbagelata & G López. 2015. Erosión Hídrica - USLE/RUSLE Argentina - INTA EEA Paraná. Software, Versión 2.0. URL: http://www.inta.gob.ar/parana.
- Gvozdenovich, JJ; J Oszust J; P Barbagelata & M Pérez Bidegain. 2018. Escurrimiento y producción de sedimentos en una pequeña cuenca agrícola aforada de Entre Ríos, Argentina: Aplicación del modelo WEPP. Ciencia del Suelo “en prensa”.
- Irurtia, C; G Cruzate & F Gaspari. 2007. Aplicación de la USLE en la provincia de Buenos Aires para establecer tasas de erosión hídrica. Instituto Nacional de Suelos del INTA y Universidad Nacional de La Plata.
- Marelli, H y J Arce. 2006. Conservación sustentable del suelo y el agua. INTA EEA Marcos Juárez. Córdoba. Información para Extensión Nº 99. ISSN 0327-697X.
- Pioto, A & J Gvozdenovich. 2016. Superficie total sistematizada en la provincia de Entre Ríos. Autores: Revista institucional del Colegio de Profesionales de la Agronomía de Entre Ríos. Nº 48 septiembre 2016.
- Reyes JI; JJ Gvozdenovich & O Paparotti. 2013. Evaluación del rendimiento de trigo en diferentes sitios de terrazas sembrables en un lote sistematizado. Modalidad Póster. Publicado en: Jornada Argentina de Conservación de Suelos.
- Santanatoglia, OJ; CI Chagas & EA Rienzi. 1996. Características de los sedimentos producidos por erosión hídrica en una microcuenca del arroyo del Tala (Provincia de Buenos Aires-Argentina). Ciencia del Suelo, 14(1), 42-46.
- Sasal MC; MG Wilson; DJ Bedendo & GA Schulz. 2015. Provincia de Entre Ríos. En: “El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina”, tomo 2, parte 7: Erosión y degradación de suelos, pp. 111-120. R. Casas & G. Albarracín, editores. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y el Agua (PROSA). Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC). B. Aires. ISBN: 9789509149403.
- Scotta, ES; R Gogo & D Herrera. 1991. Rendimiento de soja con y sin terrazas. En jornada de información técnica para productores. INTA EEA Paraná. Pp 8-9.
- Scotta, ES. 2012. Historia resumida de la conservación de suelos en Entre Ríos hasta el 2012. Publicación de difusión. 7 pag.
- Scotta, E & JJ Gvozdenovich. 2012 Rendimiento de maíz con y sin terrazas en Gualeguaychú. Jornada de actualización técnica en sorgo, maíz y girasol. Oro Verde. Entre Ríos. ISBN 978-950698292-8.
- Scotta, E; L Nani; A Conde; A Rojas; H Castañeira & O Paparotti. 1989. Manual de sistematización de Tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes (Segunda edición corregida y aumentada). INTA EEA Paraná. Serie Didáctica Nº 17. 56 p.
- Walsser FS; JJ Gvozdenovich; MC Sasal; O Paparotti; MG Wilson & NA Garciarena. 2013. Pérdidas de agua y suelo en el cultivo de maíz bajo labranza convencional y siembra directa. Modalidad Póster. Publicado en: Jornada Argentina de Conservación de Suelos.
- Yapur, SM. 2010. Determinación de la Erosión Hídrica Potencial de la Cuenca Inferior Del Río Bermejo. Salta-Jujuy. Tesina de Grado de IRN y MA. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_erosionh_cirb_salta_jujuy.pdf

C4P108. MODIFICACIONES EN LA CALIDAD DEL SUELO EN PRODUCCIONES DE FRAMBUESA BAJO DIFERENTES MANEJOS

Prack McCormick, Bárbara P.[1-2-3]; Rodríguez, Hernán A. [1-2]; El Mujtar, Verónica A.[4]; Cardozo, Andrea[5]; Gagey, María C.[1-2] y Tittonell, Pablo A.[3-4]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora.
[2]Instituto de Investigación sobre Producción Agropecuaria, Ambiente y Salud (IIPAS).
[3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
[4]Programa Nacional Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecorregiones del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).
[5]Agencia de Extensión Rural El Bolsón, INTA

b.mcprack@gmail.com

RESUMEN

La producción de frutas finas, entre ellas la frambuesa, es una de las actividades productivas más relevantes desarrolladas en la Comarca Andina, generando una alta proporción de puestos laborales y siendo en su mayor parte desarrollada por empresas familiares. Uno de los factores preponderantes que afecta a la productividad de este cultivo es la calidad del suelo. A pesar de la importancia de este cultivo para la región, hay poca información acerca de la influencia de las prácticas de cultivo y el manejo del suelo sobre su calidad tanto a nivel fisicoquímico como biológico. En este trabajo, se ensayaron plantaciones de Frambuesa (*Rubus idaeus* Var. Autumn Bliss) de productores de Camino de los Nogales, El Bolsón. El objetivo fue evaluar el efecto del manejo del suelo y la edad de la plantación, sobre la calidad del suelo. Como componentes físico-químicos de calidad se ensayó nitrógeno (Kjeldahl), carbono orgánico (Walkley-Black), fósforo (Bray & Kurtz), pH y CE en agua (1:2,5 suelo:agua), y como indicador biológico, respiración microbiana basal. Se evaluaron tres tipos de manejo: orgánico con aplicación de abono comercial (OAC), orgánico con aplicación de abono propio proveniente de vacas de tambo (OAT), no orgánico con eventual uso de rotovator en la entre-línea y fertilización (CNV). Dentro de cada grupo se evaluaron parcelas con diferente edad (1-17 años). Se tomó una muestra compuesta (5 submuestras, de 5 cm de diámetro por 10 cm de profundidad) de línea y una de entre-línea por cada una de las parcelas incluidas en el estudio. Un ANOVA de doble vía reveló que existen diferencias significativas debidas al sistema de manejo del suelo, sobre los niveles de N ($p<0,05$) y carbono orgánico ($p<0,05$), siendo estos mayores en las parcelas del grupo OAT que en las del CNV (Bonferroni CNV vs OAT $p<0,05$). No hubo diferencias significativas debidas al factor línea/entre-línea. Por otro lado, la edad de la plantación influyó sobre los niveles de P ($p<0,01$), CE ($p<0,05$) y respiración microbiana basal ($p<0,01$). Las plantaciones de mayor edad fueron las que mostraron mayores niveles de estas tres variables. Existe a su vez, una relación lineal entre los niveles de P y la respiración microbiana basal (regresión lineal, $r^2=0,6043$, $p<0,0001$). La calidad del suelo en la producción de frambuesa de la Var Autumn Bliss no solo depende del tipo de manejo del suelo sino también de la cantidad de años que se mantiene el cultivo. Esto último podría deberse a una estabilización de la comunidades microbianas del suelo.

Palabras claves: propiedades físico-químicas, respiración microbiana basal, abonos orgánicos

C4P109. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: I. BIOMASA, EVAPOTRANSPIRACIÓN Y EFICIENCIA DE USO DEL AGUA

Prieto Angueira, Salvador [1y2]; Berton, M. Clara [3] y Ventura, Javier [4].

[1] INTA, EEA Santiago del Estero. Santiago del Estero. Jujuy 850. Santiago del Estero. Argentina. [2] Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. Argentina. [3] INTA EEA Quimilí. Quimilí. R.P. N°6, Km. 9. [4] Asesor técnico de Monte Buey Agropecuaria S.R.L. prieto.salvador@inta.gob.ar

RESUMEN

En Santiago del Estero, la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en los sistemas agrícolas contribuiría a su sustentabilidad. Sin embargo, debido a que en la región las precipitaciones se concentran durante el semestre cálido se desconoce si la realización de CC invernales sería exitosa ya que podrían tener limitaciones hídricas y por lo tanto baja producción de biomasa, o bien tener niveles de evapotranspiración (ETr) superiores al barbecho y por lo tanto disminuir el agua disponible para el cultivo posterior como el maíz. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar la producción de materia seca aérea (MS), ETr y la eficiencia de uso del agua (EUA) de distintos CC. Se realizó un experimento en las campañas 2016 y 2017 en la localidad de Quimilí donde se evaluó el comportamiento de 6 CC: trigo ciclo corto (Tg-C), centeno de ciclo corto (Cen-C), trigo ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y trébol de olor blanco (Me) los cuales fueron secados en floración. Se determinó la MS, ETr y calculó EUA (MS/ETr). El comportamiento de los distintos CC varió entre campaña (interacción Campaña*CC significativa -p<0,0001- en todas las variables). Los cambios en la MS estuvieron asociado a: i) momento de secado, ii) contenido de agua útil a la siembra y iii) sensibilidad a heladas. Se encontraron diferencias significativas (p<0,05) en la ETr, siendo la misma superior en los CC de mayor ciclo (Vv y Me). Si bien existió interacción, la EUA fue significativamente (p<0,05) superior en los CC gramíneas. Estos resultados demuestran que es factible realizar CC en la región chaqueña semiárida de Santiago del Estero pero con una alta interacción en su comportamiento y por lo tanto producción de materia seca. Independientemente del CC, la mayor ETr y por lo tanto producción de biomasa es está asociada a secados tardíos, pero con interacción entre CC y ambiente.

Palabras claves: Santiago del Estero, gramíneas, leguminosas

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Santiago del Estero, los sistemas agrícolas de secano característicos se basan en rotaciones con los cultivos primavero-estival soja y maíz (soja-maíz o soja-soja-maíz) con ocasional y muy baja participación de cultivos invernales tales como trigo (SIIA, 2017). El aporte de residuos vegetales sobre y en el perfil del suelo de estas rotaciones es marcadamente inferior al de la vegetación natural o en su defecto a rotaciones agrícolas-ganadera que incluyen pasturas (Lorenz, 2005). Como consecuencia de esto, gradualmente ha ido disminuyendo el aporte de carbono y nutrientes al suelo, cambios que generarían modificaciones en el funcionamiento físico-hídrico del suelo, limitando la captación y eficiencia de almacenaje y uso del agua de las precipitaciones (Nosetto *et al.*, 2012).

En este escenario, la realización de cultivos de cobertura (CC) durante el período de barbecho entre los cultivos estivales sería una estrategia de manejo que colaboraría en revertir los efectos negativos antes descriptos. En la región chaqueña semiárida de Santiago del Estero, los CC invernales (gramíneas o leguminosas), cuando el cultivo antecesor es soja, pueden ubicarse en una amplia ventana de tiempo comprendida entre fines de abril y principio de diciembre.

Sin embargo, debido a que esta región se caracteriza por tener un régimen de precipitaciones del tipo monzónico concentrada entre los meses de octubre a marzo (Torres Bruchman, 1981), la realización de CC durante este período podría no ser adecuado ya que: i) podría tener limitantes hídricas y por lo tanto generar escasa biomasa y cobertura ; ii) tener niveles de consumo de agua (evapotranspiración) marcadamente elevados a la evaporación de los barbechos y por lo tanto disminuir el agua disponible al momento de la siembra de los cultivos de renta estivales tales como el maíz.

Debido a que no existen antecedentes publicados en la región sobre el desempeño de diferentes CC, tanto gramíneas como leguminosas, el presente trabajo y el siguiente pretenden generar información sobre el comportamiento y los efectos de diferentes cultivos de cobertura como antecesor de maíz. En particular esta investigación tiene como objetivo cuantificar la producción de biomasa aérea, la evapotranspiración real y la eficiencia de uso del agua de distintos CC. En el segundo trabajo se analizará el efecto que producen esos CC sobre la dinámica de agua en el suelo y su disponibilidad al momento de la siembra del maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio experimental

El experimento se realizó durante dos campañas (2016 y 2017) en el establecimiento María Teresa ubicado en la localidad de Quimilí, provincia de Santiago del Estero (27°36'51.85"S, 62°43'22.62"O). El suelo donde se realizó el experimento correspondió a un Haplustol éntico, profundo, bien drenado y de textura franco limosa (Cristian Álvarez, comunicación personal). Los lotes tenían 15 años de historia agrícola y el cultivo antecesor fue soja con un contenido de rastrojo previo a la siembra de 4580 y 5235 kg.ha^{-1} en la campaña 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 1).

Tratamientos, diseño experimental y manejo de los cultivos

Los tratamientos evaluados durante dos campañas fueron: trigo pan de ciclo corto (*Triticum aestivum* L., Tg-C), variedades Chajá (campaña 2016) y Cronox (Campaña 2017); centeno de ciclo corto (*Secale cereale* L., Cen-C), variedad Quehué; trigo pan de ciclo largo (*Triticum aestivum* L., Tg-L), variedad Klein Guerrero; triticale (x *Triticosecale*, Tt), variedades Calchín (Campaña 2016) y Buck 205 (Campaña 2017); vicia villosa (*Villa villosa* R., Vv) y trébol de olor blanco (*Melilotus albus* M., Me). El diseño experimental fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. Cada unidad experimental tuvo una superficie de 333 m^2 (16.6 m de ancho y 20 de largo).

Se sembró con sembradora utilizada en el establecimiento para los lotes de producción. La fecha de siembra fue similar en ambas campañas, siendo superior el contenido de agua útil acumulado en los primeros 100 y 200 cm de profundidad al momento de la siembra en la campaña 2017 (Tabla 1). En el caso de las gramíneas el distanciamiento entre surcos fue de 0,26 m, lográndose en promedio 182 y 151 plantas.m^{-2} en el 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 1). En el caso de las leguminosas el distanciamiento fue de 0.52 m, lográndose 61 y 105 plantas.m^{-2} en Vv en el 2016 y 2017, respectivamente y 54 y 221 plantas.m^{-2} en Me en el 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 1).

El secado de las gramíneas se realizó entre floración (Z6, Tottman et al., 1979) y madurez acuosa (Z7, Tottman *et al*., 1979), mientras que las leguminosas se secaron a comienzo de floración, variando la fecha de secado como consecuencia de las diferencias de desarrollo entre especies y dentro de especies en el Tg (Tabla 1). El secado se realizó químicamente con glifosato en una dosis de 4 L.ha^{-1}.

Tabla 1: Contenido de rastrojo inicial, agua útil inicial acumulado hasta 2 metros (m) de profundidad (entre paréntesis se indica el agua útil acumulada en el primer m), fecha y distancia de siembra de los cultivos de cobertura, stand de plantas inicial y fecha de secado expresado en fecha calendaría y días desde siembra (DDS) de los CC de trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en dos campañas de crecimiento.

Campaña	CC	Rastrojo inicial (kg.ha^{-1})	Agua útil inicial 2m (mm)	Fecha de siembra	Distanciamiento (m)	Stand de plantas (plantas.m^{-2})	Fecha de secado	
							Calendario	DDS
2016	Tg-C	4580	130 (63)	11/05/2016	0,26	179	26/08/2016	107
	Cen-C				0,26	218	26/08/2016	107
	Tg-L				0,26	211	24/09/2016	136
	Tt				0,26	121	24/09/2016	136
	Vv				0,52	61	31/10/2016	173
	Me				0,52	54	31/10/2016	173
2017	Tg-C	5235	177 (113)	10/05/2017	0,26	161	01/09/2017	114
	Cen-C				0,26	131	01/09/2017	114
	Tg-L				0,26	143	03/10/2017	146
	Tt				0,26	171	22/09/2017	135
	Vv				0,52	105	22/09/2017	135
	Me				0,52	221	25/10/2017	168

Mediciones, cálculos y análisis estadístico

Se determinó en cada UE la producción de materia seca aérea (MS) previo al secado en 3 puntos de 1 m^2 cada uno. Las muestras se colocaron en estufa a 60°C hasta peso constante.

En la siembra y en el secado de cada tratamiento se determinó en cada UE el contenido de humedad del suelo hasta los 2 m de profundidad en intervalos de 0.2 m. El contenido de humedad se calculó por el método gravimétrico utilizando la densidad aparente determinada en cada horizonte en una calicata realizada al iniciar el experimento. Se determinó la evapotranspiración real (ETr) mediante balance hídrico (Ecuación 1) entre ambos muestreos:

$$ETr\ (mm) = \Delta HS + Pef \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

donde: ETr es la evapotranspiración real del cultivo, ΔHS es la variación de humedad del suelo, Pef es la precipitación acumulada durante el ciclo de crecimiento corregida utilizado el método de la curva número, propuesto por el Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los EEUU (SCS USDA, 1972). La precipitación diaria se determinó con pluviómetro ubicado a una distancia máxima de 2 km del experimento. Los datos de temperatura máxima y mínima se obtuvieron de la estación automática del INTA EEA Quimilí, ubicada a 35 km del experimento.

Se calculó la eficiencia en el uso del agua (EUA) para la producción de biomasa aérea como el cociente entre la MS y ETr. Se calculó además la tasa de crecimiento y ETr promedio diaria como el cociente de la MS y la ETr y el número de días desde la siembra al momento de secado.

Los datos fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) ajustando modelos lineales generales con efectos fijos Campaña, CC y su interacción. La comparación de medias se realizó con test LSD, utilizando InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la campaña 2016, las precipitaciones ocurridas durante el período de crecimiento fueron diferentes para los distintos CC, siendo de 21 mm para las gramíneas y 106 mm para las leguminosas (Figura 1). Es importante destacar que las mayores precipitaciones en Vv y Me ocurrieron superada la mitad del ciclo de crecimiento por lo que su aprovechamiento fue menor. A diferencia de lo ocurrido en la primera campaña, las precipitaciones en el 2017 fueron las mismas para todos los CC, siendo de sólo 26 mm (Figura 1).

En cuanto a las temperaturas máximas y mínimas y consecuentemente la temperatura media (Tmed) fue superior en la segunda campaña siendo la Tmed de 19,5 y 21,5 en la campaña 2016 y 2017, respectivamente (Figura 1). Es importante destacar que si bien hubo heladas en ambas campañas, en el 2017 a los 70 días desde siembra se produjo un helada de -8.5 °C (Figura 1) luego de un período de temperaturas moderadas que produjo daños en Tg-C, Tg-L, Me y en menor medida Tt y Vv (datos no mostrados).

La producción de MS promedio durante la campaña 2016 fue de 2132 $kg.ha^{-1}$ con un rango de variación entre el CC de mayor y menor producción de 1666 $kg.ha^{-1}$ (Tabla 2). En la segunda campaña, tanto la producción promedio de MS como las diferencias entre los CC fue superior (Tabla 2). Los valores de producción obtenidos son sensiblemente inferior a los valores obtenidos tanto en la región pampeana semiárida (Fernández *et al.*, 2012) como húmeda (Restovich *et al.*, 2012).

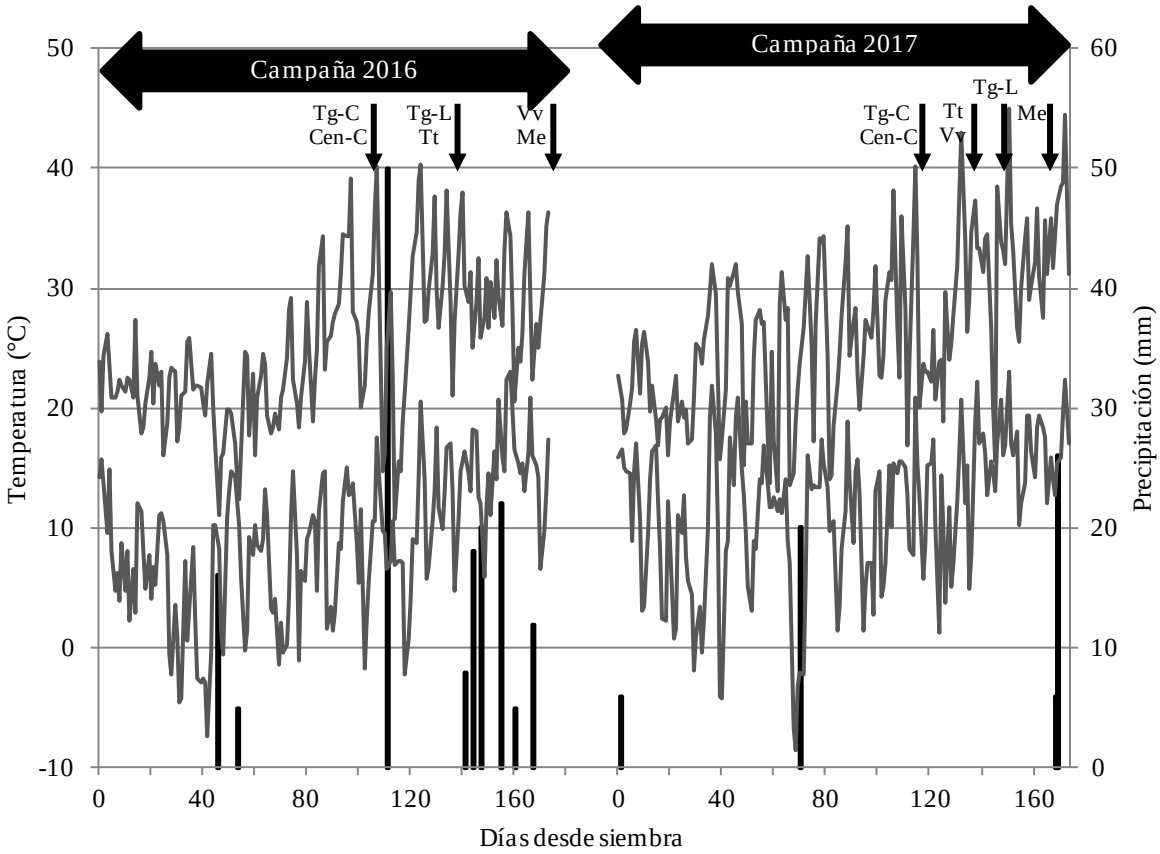


Figura 1: Evolución de la temperatura máxima y mínima diaria y precipitaciones durante el ciclo de crecimiento de los cultivos de cobertura (CC) trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en las campañas 2016 y 2017. Las flechas indican el momento de secado de cada CC.

El comportamiento de cada CC fue diferente entre campaña ya que la interacción Campaña*CC fue significativa ($p<0,0001$, Tabla 2). En el 2016, Tg-L fue el cultivo que generó mayor biomasa, siendo la misma significativamente ($p<0,05$) superior a la de Cen-C y Vv, pero igual a la de Tt, Tg-C y Me (Tabla 2). Por el contrario, en el 2017 Vv fue el CC de mayor MS, seguido de Tt y Cen-C, Tg-L y Tg-C y finalmente Me (Tabla 2). Los cambios en el comportamiento de las gramíneas estarían asociado a las diferencias en: i) momento de secado (mayor duración del ciclo, mayor biomasa), ii) contenido de agua útil y su distribución en el perfil a la siembra (36% superior en el primer metro en la campaña 2017, Tabla 1) y iii) sensibilidad a heladas ya que en el 2017 se observaron daños en los dos Tg por lo que la TCdiario fue significativamente ($p<0,05$) menor en ambas (Tabla 2). En el caso de las leguminosas, los cambios en el comportamiento entre campañas estarían asociada a: i) mejor implantación y crecimiento de Vv en el 2017 (reflejada en el valor máximo de TCdiario y producción de MS del experimento, Tabla 2) como consecuencia de la mayor disponibilidad de agua (Tabla 1), y ii) mayor sensibilidad a heladas de Me, reflejado en el valor mínimo de TCdiario y producción de MS del experimento (Tabla 2). Estos resultados indicarían que, al menos entre los CC y las condiciones evaluadas, no habría un único CC de mejor comportamiento.

Al analizar la variación en la ETr, si bien el consumo de agua dependió de la campaña (interacción significativa), la ETr promedio de cada CC fue superior en la medida que se retrasó el secado (Tabla 2). Este aspecto debe ser tenido en cuenta al momento de seleccionar el CC ya que ETr excesivas podrían implicar menor disponibilidad de agua para el cultivo de renta posterior (Dabney *et al.*, 2001; Gabriel & Quemada, 2011). En términos generales, dentro de cada campaña, la ETr fue significativamente menor en los dos tratamientos de menor ciclo (Tg-C y Ce-C), intermedio en los de ciclo medio (Tg-L y Tt) y superior en los de mayor ciclo (Me y Vv en 2016 y Me en 2017, Tabla 2). Es importante destacar que en la campaña 2016, la mayor ETr con el retraso en el secado no solo estaría asociada a la duración sino también a los cambios en la ETrdiaria ya que fue superior en los CC de mayor ciclo (Tabla 2). Asimismo, en el 2017 la mayor ETr en Vv, estaría mas bien asociada a un excelente crecimiento (Tabla 2) que generó una mayor canopia y cobertura (datos no mostrados).

Como era de esperar en función de los cambios en la MS y ETr, la EUA para la producción de biomasa en los CC varió con la campaña (Tabla 2). En el 2016 la EUA promedio de las gramíneas y leguminosas fue de 19,8 y 7,8 kg.ha^{-1}.mm^{-1}, respectivamente, siendo superior en Tg-C, seguido y sin diferencias entre ellos de Cen-C, Tg-L y Tt y finalmente Me y Vv (Tabla 2). Al igual que en el caso de la MS, la EUA obtenida en este trabajo fue sensiblemente inferior a la publicadas en otra zona del país con mayor disponibilidad hídrica o menor demanda evaporativa (Fernández *et al.*, 2012; Restovich *et al.*, 2012). Al igual que en la primera campaña, en el 2017, la EUA promedio de las gramíneas fue superior (18,2 vs 11,8 kg.ha^{-1}.mm^{-1}, Tabla 2). Sin embargo el comportamiento de cada CC varió sensiblemente ya que por un lado Vv (menor EUA en 2016) junto a Ce-C (EUA intermedia en 2016) fueron los de mayor eficiencia, mientras que por otro lado, los dos trigos tuvieron una significativa ($p<0,05$) menor eficiencia que las otras gramíneas y Vv en el 2017 y que ellos mismos en el 2016 (Tabla 2).

Tabla 2: Biomasa aérea, tasa de crecimiento diario (TCdiario), evapotrasnpiración real (ETr), evapotranspiración diaria (ETRdiaria) y eficiencia en el uso del agua para la producción de biomasa aérea (EUA) en los cultivos de cobertura trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en dos campañas de crecimiento. Letras distintas indican diferencias estadísticas ($p<0.05$) entre tratamientos según prueba LSD.

Campaña	CC	Biomas aérea	TCdiaria	ETr	ETrdiaria	EUA
		kg.ha-1	kg.día^{-1}.ha^{-1}	mm	mm.día^{-1}	kg.día^{-1}.mm^{-1}
2016		2132 (144)	16,2 (1,4)	154 (12)	1,08 (0,04)	15,8 (1.6)
2017		2377 (270)	18,3 (2,1)	150 (10)	1,11 (0,05)	16,0 (1.6)
	Tg-C	1968 (225)	17,8 (2,2)	103 (7)	0,93 (0,05)	19,7 (2.7)
	Cen-C	2319 (181)	21,0 (1,5)	115 (7)	1,04 (0,05)	20,3 (1.0)
	Tg-L	2453 (173)	17,7 (1,5)	156 (6)	1,11 (0,04)	15,8 (1.1)
	Tt	2803 (189)	20,7 (1,5)	141 (6)	1,04 (0,04)	20,2 (1.9)
	Vv	2557 (661)	18,0 (5,3)	210 (6)	1,38 (0,07)	12,4 (3.3)
	Me	1425 (383)	8,2 (2,1)	188 (14)	1,10 (0,08)	7,1 (1.6)
2016	Tg-C	2285 (374) cde	21,3 (3,5) bc	92 (5) f	0,85 (0,04) e	24,7 (3,1) a
	Cen-C	1974 (84) ef	18,3 (0,9) cd	100 (6) f	0,94 (0,05) de	19,7 (0,7) bc
	Tg-L	2773 (148) bc	20,7 (1,2) bc	154 (8) bc	1,13 (0,06) bc	18,0 (0,1) cd
	Tt	2419 (131) cde	17,7 (0,9) cd	146 (10) bcd	1,07 (0,07) bcd	16,8 (1,7) cde
	Vv	1107 (48) gh	6,3 (0,3) g	216 (11) a	1,25 (0,06) b	5,2 (0,4) g
	Me	2232 (253) cde	12,7 (1,5) e	216 (7) a	1,25 (0,04) b	10,3 (1,0) f
2017	Tg-C	1651 (114) fg	14,3 (0,9) de	114 (59) ef	1,00 (0.08) cde	14,6 (1,4) def
	Cen-C	2664 (195) bcd	23,7 (1,7) b	129 (6) de	1,13 (0.06) bc	20,8 (2,1) abc
	Tg-L	2132 (157) def	14,7 (0,9) de	158 (9) c	1,08 (0.06) bcd	13,6 (1,3) ef
	Tt	3187 (121) b	23,7 (0,9) b	135 (6) e	1,00 (0.05) cde	23,7 (1,6) ab
	Vv	4008 (278) a	29,7 (2,2) a	204 (6) a	1,51 (0.05) a	19,6 (1,3) bc
	Me	617 (127) h	3,7 (0,7) f	160 (13) b	0,95 (0.08) de	3,9 (1,0) g
Campaña		0,0357	0,0241	0,411	0,443	0,756
CC		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Campaña*CC		<0,0001	<0,0001	0,0005	0,0009	<0,0001

CONCLUSIONES

Es factible realizar CC en la región chaqueña semiárida de Santiago del Estero pero con una alta interacción en su comportamiento y por lo tanto producción de materia seca entre años. En general, las gramíneas respecto a la Vv y Me producen biomasa con mayor estabilidad entre años, y en comparación a Ve en menor tiempo debido a mayores TCdiaria y con mayor EUA. Por otro lado cuando el contenido de humedad del suelo es adecuado, se destaca por su alta producción de materia seca, TCdiaria y EUA, Vv. Independientemente del CC, la mayor ETr y por lo tanto producción de biomasa es está asociada a secados tardíos, pero con interacción entre CC y ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los proyectos INTA PNAGUA 1133033 y PReT TUSGO 1231408 en conjunto con CREA región Chaco-santiagueña. Los autores agradecen a la empresa Monte Buey Agropecuaria S.R.L. por brindar todo el apoyo necesario en la conducción de los experimentos en el campo. A Cristian Álvarez y Alberto Quiroga por su apoyo metodológico y predisposición para la discusión de los resultados. A Mario Lacorte, Juan Carlos, Ramiro y Ariel Rodríguez, Mario Umbidez y Carla Alfonso por el compromiso y colaboración en la toma de muestras en el campo y a Francisco Cosci, Ricardo Mercau y Alejandro Nuñez Camelino por el aporte de insumos para la realización de los experimentos.

BIBLIOGRAFÍA

- Dabney, SM; JA Delgado & DW Reeves. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. Commun Soil Sci Plant Anal 32: 1221-1250.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Fernández, R; A. Quiroga & E Noellemeyer. 2012. Cover crops: A viable alternative for the semiarid Pampa region? Ciencia del Suelo 30: 137-150.
- Gabriel, JL & M Quemada 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: Yield, N uptake and fertiliser fate. Eur. J. Agron. 34: 133-143.
- Lorenz, G. 2005. Suelos y paisajes: perspectivas para el cambio. En: Giannuzzo, AN (ed.). Santiago del Estero: una mirada ambiental. Pp 80-89. Universidad Nacional de Santiago del Estero-UNSE. Córdoba, Argentina. 453 pp
- Nosetto, M.D; EG Jobbágy; AB Brizuela & RB Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agric Ecosyst Environ 154: 2-11.
- Restovich, SB; A. Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128: 62-70.
- SIIA, 2017. Datos abiertos Agroindustria. URL http://www.agroindustria.gob.ar/datosabiertos/. Fecha de consulta: 02/03/2017.
- Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture. 1972. Hydrology. En: National Enginnering Handbook. Washington D.C., EEUU.
- Torres Bruchmann, E. 1981. Climatología general y agrícola de la provincia de Santiago del Estero. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. San Miguel de Tucumán. Pp 180.
- Tottman, DR; RJ Makepeace & H Broad. 1979. An explanation of the decimal code for the growth of cereals, with illustration. Ann. Appl Biol. 93: 221–34.

C4P110. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: II. DINÁMICA DEL AGUA Y COSTO HÍDRICO

Prieto Angueira, Salvador [1y2]; Berton, M. Clara [3] y Ventura, Javier [4].

[1] INTA, EEA Santiago del Estero. Santiago del Estero. Jujuy 850. Santiago del Estero. Argentina. [2] Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. Argentina. [3] INTA EEA Quimilí. Quimilí. R.P. N°6, Km. 9. [4] Asesor técnico de Monte Buey Agropecuaria S.R.L. prieto.salvador@inta.gob.ar

RESUMEN

La inclusión de cultivos de cobertura (CC) invernales en la región Chaqueña Semiárida, como consecuencia de su evapotranspiración puede disminuir el agua disponible en la siembra del maíz afectando negativamente su rendimiento. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar los cambios del agua útil (AU) y costo hídrico (CH) en la siembra del maíz de distintos CC reportados en el trabajo previo. Se realizó un experimento en el 2016 y 2017 en Quimilí. Se evaluaron 6 CC: trigo ciclo corto (Tg-C) y largo (Tg-L), centeno ciclo corto (Cen-C), triticale (Tt), vicia villosa (Vv), trébol de olor blanco (Me) y un control, barbecho químico (BQ). Se determinó AU gravimétricamente (0-100, 100-200 cm y perfil completo) en la siembra, secado de cada CC y del último CC y en la siembra del maíz y se calculó el CH por la realización de CC en la siembra del maíz. Transcurrido el período de crecimiento de los CC, el AU0-100 y en menor medida el AU100-200 disminuyeron significativamente ($p<0,05$) conforme se atrasó el secado. Todos los CC tuvieron significativamente ($p<0,05$) menor AU que BQ. Por el contrario, al momento de la siembra del maíz, en ambas campañas el AU0-100 sólo fue significativamente ($p<0,05$) menor al BQ en 2 de 6 CC. Sin embargo, el AU100-200 en el 2016 fue significativamente ($p<0,05$) inferior en todos los CC y en 3 de 6 CC en el 2017. Consecuentemente al integrar el AU0-200 todos los CC tuvieron significativamente ($p<0,05$) menor AU que BQ, siendo el CH variable pero mayor con el retraso del secado. Estos resultados demuestran que la realización de CC en la región Chaqueña Semiárida disminuye el AU con respecto al BQ finalizado su período de crecimiento, ocasionando un CH al momento de la siembra de maíz que se incrementa con el retraso del secado.

Palabras claves: barbecho químico, momento de secado, siembra maíz

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) son cultivos que se siembran y no son cosechados, pastoreados o incorporados ya que buscan como objetivo cubrir el suelo para protegerlo de la erosión (Reeves, 1994). Se utilizan también para evitar la lixiviación de nutrientes en zonas húmedas (Restovich *et al.*, 2012), incrementar el aporte de carbono y nitrógeno al suelo a través de la fijación biológica en el caso de las gramíneas y leguminosas, respectivamente (Reeves, 1994), incrementar la captura y almacenamiento del agua de las precipitaciones (Carfano *et al.*, 2013) y en los últimos años para un control más eficiente de malezas resistentes o tolerantes al glifosato y otros herbicidas (Kruidhof et al., 2008).

Quiroga *et al.* (2007) manifiesta que la inclusión de CC invernales en la región Semiárida Pampeana, si bien incrementan la eficiencia de captura de las precipitaciones, puede disminuir el agua disponible en el cultivo posterior como consecuencia de una excesiva evapotranspiración de los mismos. Por lo tanto, en la región Chaqueña Semiárida donde la demanda de vapor de agua de la atmósfera (evapotranspiración potencial) es superior a la de la región Pampeana, los riesgos de generar al momento de la siembra del cultivo posterior un costo hídrico (i.e. menor agua disponible por la inclusión de CC en relación al barbecho, Fernández *et al.*, 2012), son mayores.

Sin embargo, en el área de secano de Santiago del Estero y a diferencia de lo sucedido en la región sur del país, la siembra de los cultivos estivales, particularmente de maíz, se realiza a fines de diciembre/principios del mes de enero. Esto, genera un escenario propicio para la realización de CC invernales antecesores al maíz en la región. Por lo tanto el objetivo del presente trabajo fue caracterizar y cuantificar los cambios en el contenido de agua y el agua disponible al momento de la siembra de maíz de los CC reportados en el trabajo previo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio experimental, tratamientos y diseño experimental

El trabajo se llevó a cabo en el establecimiento María Teresa ubicado en Quimilí, provincia de Santiago del Estero (27°36'51.85"S, 62°43'22.62"O) durante las campañas 2016 y 2017. Los antecesores evaluados fueron los CC trigo pan ciclo corto (*Triticum aestivum* L., Tg-C) y largo (Tg-L), centeno de ciclo corto (*Secale cereale* L., Cen-C), triticale (*x Triticosecale*, Tt), vicia villosa (*Vicia villosa* R., Vv) y trébol de olor blanco (*Melilotus albus* M., Me) y un tratamiento control que se mantuvo libre de malezas con herbicidas y se denominó barbecho químico (BQ).

Las fechas de siembra de los CC fueron el 11 y 10/05 en la campaña 2016 y 2017, respectivamente. El diseño experimental utilizado fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. El momento de secado de los CC se realizó en las gramíneas entre floración (Z6, Tottman et al., 1977) y madurez acuosa (Z7, Tottman et al., 1977); mientras que en las leguminosas fue en el comienzo de floración. Como consecuencia de las diferencias en el momento de secado entre los CC, la duración de los CC y consecuentemente el período entre el secado y la siembra del maíz fue diferente (Tabla 1). Lo mismo sucedió para las precipitaciones recibidas en cada período durante la campaña 2016 (Tabla 1).

Tabla 1: Fecha de secado de los CC, siembra del maíz y días desde el secado a la siembra del maíz y precipitación acumulado entre la siembra y secado de cada CC y secado de cada CC a siembra del maíz de los CC de trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en dos campañas de crecimiento.

Campaña	CC	Fecha de secado CC		Fecha de siembra de maíz		Días desde secado CC a siembra maíz	Precipitación (mm)	
		Calendario	DDS	Calendario	DDS		Siembra a secado CC	Secado CC a siembra de maíz
2016	Tg-C	26/08/2016	107	03/01/2017	237	130	71	304
	Cen-C	26/08/2016	107			130	71	304
	Tg-L	24/09/2016	136			101	79	296
	Tt	24/09/2016	136			101	79	296
	Vv	31/10/2016	173			64	156	219
	Me	31/10/2016	173			64	156	219
2017	Tg-C	01/09/2017	114	07/01/2018	242	128	26	214
	Cen-C	01/09/2017	114			128	26	214
	Tg-L	03/10/2017	146			96	26	214
	Tt	22/09/2017	135			107	26	214
	Vv	22/09/2017	135			107	26	214
	Me	25/10/2017	168			74	26	214

Mediciones, cálculos y análisis estadísticos

Durante el primer año de ensayo se determinó la densidad aparente (Blake & Hartge, 1986) extrayendo 3 muestras por horizonte de suelo con cilindros de 250 cm^3. Se determinó el punto de marchitez permanente (PMP, 1500 KPa) mediante la extracción por placas de presión en muestras disturbadas y tamizadas según la metodología propuesta por Richards (1948). Se determinó además el contenido de humedad de capacidad de campo a campo (CC) utilizando el método propuesto por Ratliff *et al*. (1983). Para ello se armaron 3 parcelas de 9 m^2 (3x3) delimitadas con bordos junto al ensayo del primer año, las cuales fueron regadas con suficiente cantidad de agua para asegurarse el humedecimiento completo del perfil. Posteriormente se cubrió la superficie con plástico para evitar la evaporación de agua y se determinó periódicamente el contenido de humedad en forma gravimétrica en 10 intervalos de 20 cm cada uno hasta que la variación del contenido de humedad en cada intervalo fue mínimo, correspondiendo este valor a la capacidad de campo. A partir de los valores de CC y PMP, se determinó el agua útil máxima como la diferencia entre ambos.

Al momento de la siembra de los CC, secado del último CC (Me y Vv en la campaña 2016 y Me en la 2017, Tabla 1) y siembra de maíz se determinó el contenido de humedad en todas las unidades experimentales (UE). Además, en el secado de cada CC en particular se determinó el contenido de humedad en las UE de ese tratamiento. El contenido de agua se determinó con el método gravimétrico para lo cual en cada punto de evaluación se extrajeron 10 muestras en intervalos de 20 cm. El contenido de agua útil (AU) por intervalo de muestreo se calculó con la siguiente ecuación:

$$AUi = \{[((PH-PS))/PS \times ds/da] - PMP\} \times e \times 10 \quad \text{(Ecuación 1)}$$

donde: AUi: agua útil en el intervalo de suelo i (mm), PH: peso húmedo de la muestra de suelo (g), PS: peso seco a 105°C durante 24 horas de la muestra de suelo (g), ds: densidad aparente del suelo ($g.cm^{-3}$), da: densidad aparente del agua ($g.cm^{-3}$), PMP: punto de marchitez permanente ($cm^3.cm^{-3}$) y e: espesor del intervalo de muestreo (cm).

El agua útil total del suelo se calculó para los primeros 100 (AU0-100), 100-200 cm (AU100-200) y perfil completo (AU0-200) como la sumatoria del agua útil de los primeros 5, segundos 5 y todos los intervalos de muestreo, respectivamente. Al momento de la siembra del maíz se calculó el costo hídrico (CH) de los tratamientos con CC, como la diferencia de agua útil disponible considerando 2 metros de profundidad en cada UE de los CC y el promedio del BQ.

Los datos fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) ajustando modelos lineales generales con efectos fijos Campaña, Antecesor y su interacción. La comparación de medias se realizó con test LSD, utilizando InfoStat. Se utilizaron modelos de regresión lineal para evaluar la relación entre el CH y el momento de secado expresado como días desde la siembra y el número de días desde el secado a la siembra del maíz.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de agua útil en la siembra de los CC fue diferente entre campaña, variando la situación según el intervalo (Tabla 2). En el intervalo 0-100, no se encontraron diferencias significativas entre los antecesores ($p>0,05$) pero si entre campaña ya que el AU promedio en el 2016 fue de 63 mm (38% respecto al máximo contenido de agua útil del suelo), siendo este valor significativamente inferior ($p<0,05$, Tabla 2) al contenido de humedad de la campaña 2017 que fue de 113 mm (69% respecto al máximo contenido de agua útil del suelo, Figura 1A). En el segundo intervalo (100-200 cm), si bien el AU promedio a través de los tratamientos fue similar entre campaña (68 y 64 mm en la campaña 2016 y 2017, respectivamente), contrariamente a lo esperado existieron diferencias significativas ($p<0,05$) entre las UE de los CC en la campaña 2016, siendo al momento del inicio del ensayo el AU100-200 superior en el Bq y Tr-C (Figura 1A). Como consecuencia de estas variaciones al analizar el AU del perfil completo (AU0-200), los resultados indican que el estudio del comportamiento de los CC de este trabajo fue hecho en ambientes donde en la campaña 2017 todos los tratamientos se iniciaron con igual contenido de humedad, mientras que en el 2016 ocurrió lo contrario (Tabla 2 y Figuras 1A).

Tabla 2: Nivel de significancia de las fuentes de variación campaña, antecesor y su interacción del análisis de la varianza para las variables agua útil en los intervalos de 0-100, 100-200 y 0-200 centímetros de profundidad en la siembra de los cultivos de cobertura (CC), secado de cada CC, último secado de los CC y siembra del cultivo estival (maíz).

Momento	Intervalo	Fuente de variación		
		Campaña	Antecesor	Campaña*Antecesor
Siembra de CC	0-100	<0.0001	0.0731	0.1085
	100-200	0.4688	0.3839	0.0286
	0-200	<0.0001	0.2086	0.0066
Secado de cada CC	0-100	0.0001	<0.0001	0.005
	100-200	0.8002	0.0004	0.0796
	0-200	0.0634	<0.0001	0.0133
Último secado de CC	0-100	<0.0001	<0.0001	0.0126
	100-200	0.7499	<0.0001	0.0255
	0-200	<0.0001	<0.0001	0.8219
Siembra de cultivo estival (maiz)	0-100	0.2739	0.0024	0.1366
	100-200	<0.0001	<0.0001	0.0166
	0-200	0.3607	<0.0001	0.0822

Transcurrido el período de crecimiento de los CC, como consecuencia de las diferencias en la evapotranspiración de los mismos (detallado en el trabajo previo) o la evaporación del BQ, el AU al momento de secado de cada CC (Figura 1B) o del secado del último CC de cada campaña (Figura 1C) difirió significativamente ($p<0,05$, Tabla 2). Si analizamos los resultados obtenidos en este último momento (todos los tratamientos fueron evaluados en la misma fecha), observamos que el AU en los dos intervalos se modificó con la campaña y CC (interacción Campaña*Antecesor significativa, Tabla 2). En términos generales podemos decir que en ambas campañas el contenido de AU tuvo una mayor variación en el intervalo 0-100 y que, pese a ser mayor el contenido de AU inicial en la campaña 2017, como

consecuencia de las menores precipitaciones durante el período siembra-último secado (Tabla 1), el AU 0-200 fue significativamente menor en la segunda campaña (Tabla 2).

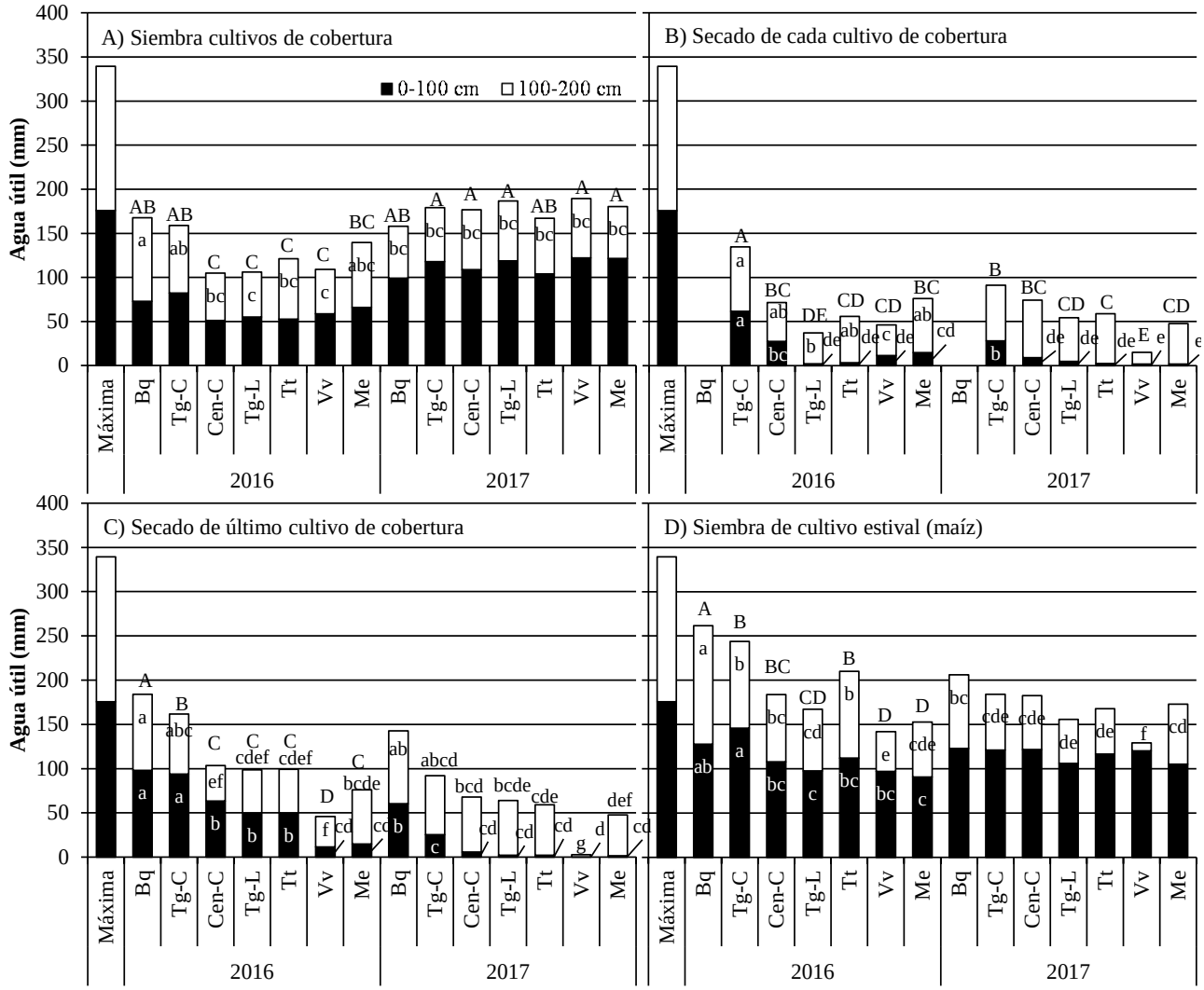


Figura 2: Agua útil acumulada en los intervalos 0-100 (barra negra), 100-200 (barra blanca) y 0-200 centímetros (sumatoria de ambas barras) en el barbecho químico (Bq) y los cultivos de cobertura (CC) de trigo ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y trébol de olor blanco (Me) en dos campañas de crecimiento al momento de la siembra de los CC (A), secado de cada CC (B), secado del último CC (C) y siembra del cultivo estival (maíz, C). A la izquierda de cada figura se indica el contenido de agua útil máximo. Letras distintas indican diferencias estadísticas ($p<0.05$) según la prueba LSD de Fisher para el efecto simple CC (letras minúsculas en las barras de la campaña 2016) o la interacción Campaña*CC en los intervalos 0-100, 100-200 (minúsculas) y 0-200 centímetros (mayúsculas).

Al analizar el comportamiento de los tratamientos en el secado del último CC, independientemente de las diferencias entre campañas, observamos que el AU0-100 y en menor medida el AU100-200 se modificó significativamente ($p<0.05$). Estas diferencias podrían ser atribuidas a: i) retraso de la fecha de secado y ii) diferencias en el consumo de agua almacenado asociados a diferencias en el área foliar (Vv superior en 2017, datos no mostrados). Como consecuencia de ello las diferencias mínimas y máximas respecto al BQ se observaron en el Tg-C y Vv, respectivamente (Figura 1 C). En la campaña 2016, el AU0-200 disminuyó un 12% y 75% respecto al BQ en Tg-C y Vv, respectivamente; mientras que en la campaña 2017, disminuyó un 35 y 98% en Tg-C y Vv, respectivamente (Figura 1 C), siendo estas diferencias significativas ($p<0,05$, Tabla 2). Independientemente de ello, y al considerar el perfil completo, todos los CC tuvieron significativamente ($p<0,05$) menor AU respecto al BQ (Tabla 2 y Figura 1C), resultados que coinciden con los reportados por Quiroga *et al.* (2007) y Fernández *et al.* (2012) quienes demostraron que en ambientes semiáridos el contenido de agua disminuye al realizar CC y que esta disminución fue superior con el retardo del secado.

Finalmente al analizar los resultados obtenidos en la siembra del maíz observamos que respecto al muestreo anterior, el contenido de AU se modificó principalmente en el primer metro de profundidad (Figuras 1D). Si bien el contenido de AU0-200 inicial en la campaña 2016 fue menor, no se encontraron diferencias significativas en el AU0-200 entre campañas en la siembra del maíz (Tabla 2) como consecuencia de que las precipitaciones fueron un 75% superior en la campaña 2016 respecto a la segunda (Tabla 1). Sin embargo es oportuno destacar que las diferencias entre los tratamientos fueron superiores en la campaña 2016 (Figura 1D).

Al analizar el comportamiento de los antecesores, se observa que el contenido de AU fue en el caso del intervalo 0-100 cm independiente de la campaña ya que la interacción Campaña*Antecesor no fue significativa ($p>0.05$, Tabla 2). Se destaca en este intervalo dos situaciones: i) menor variación entre el antecesor con mayor y menor AU respecto al intervalo 100-200 (37 y 89% respecto al antecesor con mayor humedad en la campaña 2016 y 2017, respectivamente); ii) igual contenido de AU respecto al BQ en 4 de 6 CC, pese a las diferencias encontradas al momento del último secado de los CC (Figura 1D). En cuanto a las variaciones en el intervalo 100-200 cm, y contrariamente a los resultados obtenidos en el primer metro, el comportamiento de los antecesores dependió de la campaña (Tabla 2). Esto se debe a que mientras en el 2016, todos los CC tuvieron menor AU que el BQ, en la campaña siguiente solamente los antecesores Vv, Tt y Tg-L tuvieron significativamente ($p<0,05$) menos AU que el BQ (Figura 1D).

Como resultado de las variaciones en el AU, particularmente del segundo metro explicado en el párrafo anterior, al integrar la totalidad del perfil (AU0-200), todos los CC tuvieron independientemente de la campaña (Tabla 2), significativamente ($p<0.05$) menor AU que el BQ (Figura 1D). Esto se refleja claramente al analizar el CH por la realización de CC, donde el mismo fue significativamente superior en la primera campaña y en todos los CC negativos, con valores mínimos de -27 mm y máximos de -98 mm menos que el BQ en el caso de Tg-C y Vv, respectivamente (Figura 2). Estos resultados coinciden con los reportados por Quiroga *et al.* (2007) quienes demostraron que la inclusión de CC durante el período invierno-primaveral, afectan la oferta de agua para el cultivo posterior.

La causa de las diferencias encontradas entre los CC y el BQ en el presente trabajo estarían asociadas en parte al retraso en el secado de algunos CC ya que se encontró una relación negativa y significativa entre el CH y los días de duración de los CC o a la inversa, positiva entre el número de días desde secado a la siembra del maíz y el CH (Figura 3).

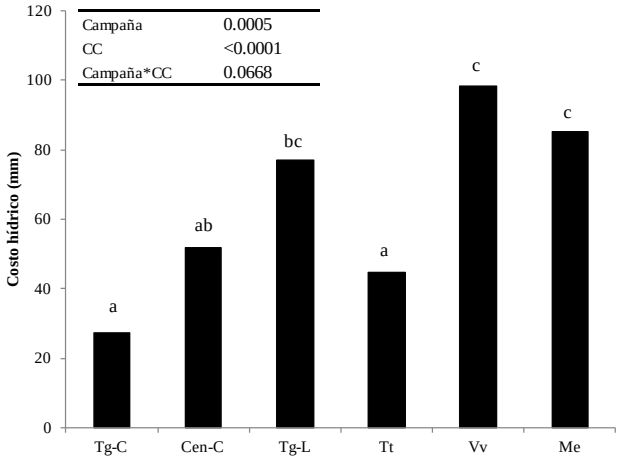


Figura 2. Costo hídrico por la realización de cultivos de cobertura (CC) de trigo ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y trébol de olor blanco (Me) promedio de dos campañas al momento de la siembra del maíz.

Finalmente es importante mencionar que si bien todos los CC generaron un perfil hídrico con menor disponibilidad que el BQ, los tratamientos Tg-C, Ce-C y Tt tuvieron significativamente ($p<0.05$) menores diferencias con el BQ (menor CH) que Vv y Me (Figura 3). Esto estaría asociado en el caso del Tg-C y Ce-C a un secado temprano, mientras que en el caso de Tt se debería a una adecuada generación de biomasa y secado no tan tardío respecto a Me en ambas campañas y a Vv en 2016, y a una menor extracción de agua del suelo (por menor evapotranspiración diaria, como se muestra en el trabajo previo) respecto a Vv en 2017. Tg-L tuvo mayor CH que Tg-C (asociado a una fase vegetativa más extensa) y que Tt, a pesar de que ambos tuvieron similares duración de ciclo y no se diferenciaron en el contenido de agua útil al momento de secado del último CC. Nuevos estudios serán realizados para evaluar si las diferencias

encontradas en el presente trabajo implican cambios en el rendimiento de maíz ya que la cobertura generada por los CC permitiría incrementar la captura y almacenamiento de agua de las precipitaciones durante el cultivo del maíz.

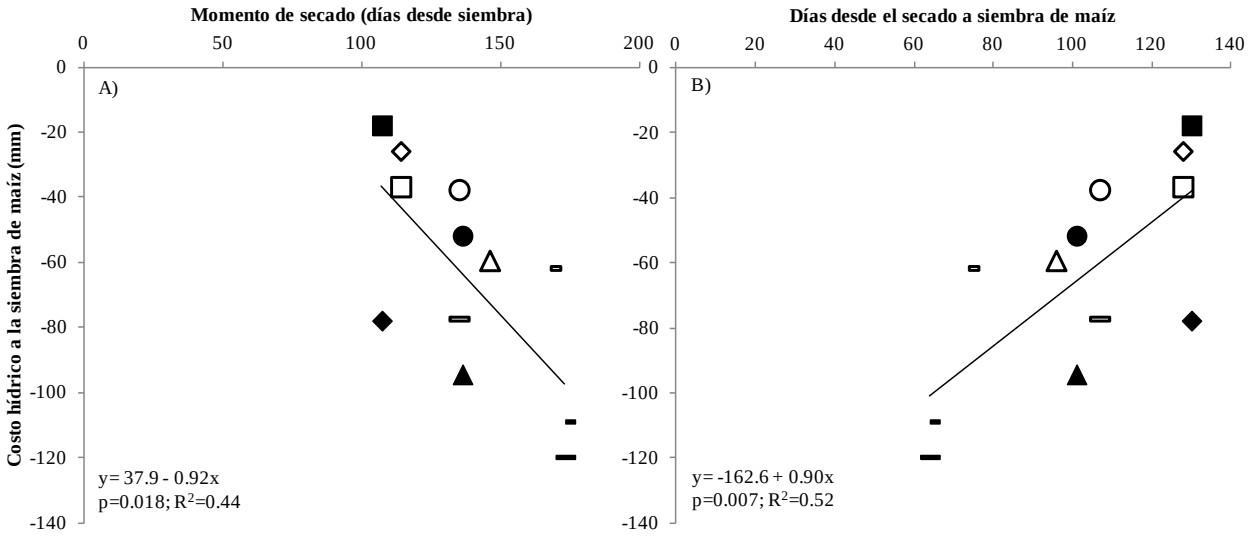


Figura 3: Relación entre costo hídrico en la siembra de maíz con el momento de secado del cultivo de cobertura expresado en días desde siembra (A) y los días desde secado a siembra de maíz (B) a través de los cultivos de cobertura trigo ciclo corto (cuadrado), centeno ciclo corto (rombo), trigo ciclo largo (triángulo), triticale (círculo), vicia villosa (guión largo) y trébol de olor blanco (guión corto) en las campañas 2016 y 2017 (símbolos negros y blancos, respectivamente).

CONCLUSIONES

La realización de CC en la región Chaqueña Semiárida disminuye el AU con respecto al BQ finalizado el crecimiento de los mismos, siendo menor el AU en la medida que se retrasa el secado. Como consecuencia de ello, el AU a la siembra de maíz es menor en todos los CC, diferencias asociadas principalmente a la no recuperación del AU del intervalo 100-200 cm, siendo el CH mayor conforme disminuyen los días entre el secado y la siembra del maíz.

BIBLIOGRAFÍA

- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. En: A Klute (ed.). Methods of Soil Analysis - Physical and Mineralogical Methods. 2da edn. Pp 363-375- Am. Soc. Agron. Madison. Estados Unidos. 634.
- Carfagno, PF; MJ Eiza; A Quiroga; F Babinec; C Chagas & R Michelena. 2013. Water availability in soybean monoculture, with cover crops and reduced fallow in the subhumid and semiarid Pampean region. Ciencia del Suelo 31:67-81.
- Fernández, R; A Quiroga & E Noellemeyer. 2012. Cover crops: A viable alternative for the semiarid Pampa region? Ciencia del Suelo 30: 137-150.
- Kruidhof, HM; L. Bastiaans & MJ Kropff. 2008. Ecological weed management by cover cropping: Effects on weed growth in autumn and weed establishment in spring. Weed Research 48:492-502.
- Quiroga, A; P Carfagno; MJ Eiza & R Michelena. 2007. Inclusión de cultivos de cobertura bajo agricultura de secano en la Región Semiárida Pampeana. Jornadas de Cultivos de Cobertura. 28 y 29 de septiembre de 2007, General Villegas y General Pico.
- Ratliff, LF; JT Ritchie & DK Cassel. 1983. Field-Measured Limits of Soil Water Availability as Related to Laboratory-Measured Properties1. Soil Sci Soc Am J 47:770-775.
- Richards, LA. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110.
- Restovich, SB; A. Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128: 62-70.
- Reeves, DW. 1994. Cover crops and rotations. En JL Hatfield & BA Stewart (eds.). Crops Residue Management. Pp 125–172. Advances in Soil Science. Lewis Publishers. Boca Raton, FL. 374.
- Tottman, DR; RJ Makepeace & H Broad. 1979. An explanation of the decimal code for the growth of cereals, with illustration. Ann. Appl Biol. 93: 221–34.

C4P111. ANALISIS PRELIMINAR DE LA REVEGETACION NATURAL EN UNA CANTERA DE CALIZA AL NORESTE DE COMODORO RIVADAVIA

Rack, Mónica G. y Valenzuela, María F.

Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de la Patagonia S.J.B. Ciudad Universitaria Km 4.Comodoro Rivadavia.Chubut. Argentina. monirack@yahoo.com.ar

RESUMEN

La extracción de calizas para la industria cementera es una actividad que viene desarrollándose en la Patagonia Argentina desde hace más de 80 años. La explotación de estos minerales no metalíferos produce un fuerte impacto sobre los suelos y la vegetación al ser removidos los mismos al inicio del proceso. El objetivo de este trabajo es realizar un análisis preliminar de la revegetación natural de una cantera de caliza que ha cesado su actividad hace 10 años. La mencionada cantera, se encuentra ubicada sobre el faldeo norte de los cerros Tetas de Pineda, a 15 8 km al noreste de Comodoro Rivadavia. Se trata de un material calcáreo organógeno integrado por valvas de organismos marinos con matriz y cemento calcáreo, perteneciente a la Formación Salamanca. Si bien el espesor de los bancos calcáreos es variable, en frente de cantera se observa una potencia entre 12 y 20 metros, y el contenido en CaC03 varía entre 7 1,6% y 91,8 %. Se relevaron dos aéreas de muestreo, una de control, en una zona no afectada por la explotación (CC1), y la otra en la zona de destape de la cantera (CC2), realizada al inicio de la actividad. Se tomaron muestras de suelo por horizonte y se determinó textura, pH en agua, conductividad eléctrica, materia orgánica, % C, N total, CIC y bases de intercambio (Na, Ca, Mg y Na). En cada sitio se relevó la vegetación mediante transectas de 100 m. Para evaluar el estado actual de la revegetación natural se determinó la riqueza específica, diversidad (índice de Shannon-Wiener) y similaridad (índice de Jaccard). Los suelos son transportados de origen eólico, con secuencia de horizontes A-C, el perfil CC2 presenta fragmentos rocosos en superficie que se corresponde con el material calcáreo organógeno explotado, el cual aparece como una capa R a los 25 cm. La cobertura vegetal es de 30% en CC1 y 15% en CC2, la cual en está representada por*: Colliguaja interrgerrima, Grindelia chiloensis, Erodium cicutarium, Festuca argentina, Berberis heterophylla, Poa lanuginosa y Frankenia patagónica.* En ambos sitios las texturas fueron franco arenosa, los suelos son no salinos - no alcalinos, están pobremente provistos de materia orgánica, altamente desprovistos de N total, la saturación en bases es mayor al 100% y la CIC es muy alta. En cambio difieren en los valores de pH, el cual aumenta en el CC2 (moderadamente alcalino), y en la relación C/N, la cual supera el valor de 30 para este sitio, siendo la inmovilización del nitrógeno mayor a la mineralización. Considerando el análisis de la vegetación, la riqueza específica en ambos sitios fue igual (S=6), mientras que la diversidad fue mayor en CC1. El índice de Jaccard (0,71) indicaría que en ambos sitios se comparten la mayoría de las especies relevadas (5). La especie dominante en el área degradada, fue *Grindelia chiloensis*, pudiendo esta especie colonizar sitios disturbados por actividades extractivas. Estos resultados nos indican que el área afectada por la explotación tiende a una comunidad semejante a la natural.

Palabras claves: actividad extractiva, degradación, clima árido

C4P112. REDISEÑO Y ADECUACIÓN DE CUENCAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Ramirez, Roxana G. [1]; Wilson, Marcelo G. [2]; Gabioud, Emmanuel A. [2]; Oszust, José D. [3]; Sasal, María Carolina[2]; Cerana, Jorge A.[3]; Marizza, Marta S. [4] y Silvana M. Sione [3].

[1]UTN, Facultad Regional Paraná; [2]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [3]UNER, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [4]UNL, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. roxanaguadaluperamirez@yahoo.com.ar

RESUMEN

La problemática de la erosión hídrica es relevante en la provincia de Entre Ríos, afectando casi la mitad de la superficie de tierra firme. Otro aspecto que ha tomado relevancia, especialmente en las últimas décadas, es la deforestación de bosques nativos con el fin de incorporar tierras a la agricultura. El objetivo de este trabajo es proponer la integración de prácticas de sistematización y ordenamiento de tierras con un enfoque a escala de cuenca hidrográfica, como herramientas que contribuyan a disminuir la erosión hídrica del suelo y aumentar el almacenamiento de carbono. El trabajo se desarrolló en el área de influencia de la Aldea Santa María, que actualmente por Ley constituye un área obligatoria de conservación de suelos, prevalece la actividad agrícola-ganadera e involucra 6 subcuencas. Se plantearon diferentes escenarios con el propósito de evaluar el control y/o reducción de la pérdida de suelos y el aumento del carbono en suelo y vegetación. Se destaca la importancia de la sistematización de tierras a dicha escala, que involucre el aumento estratégico de la superficie con vegetación natural a través de la incorporación de elementos lineales y de la conexión entre los parches de bosques aislados, mejorando la funcionalidad del paisaje agroecológico e incrementando la captura de carbono, como vía de integración para la conservación de los servicios ecosistémicos. En tal sentido, se estimó un incremento del 8,5% del stock total de Carbono (16.317 t) en una subcuenca de 2.473,93 ha, cuando se plantea un nuevo escenario de tales características, respecto a una línea base donde prevalecen lotes agrícolo-ganaderos sin sistematizar y fragmentación de hábitats.

Palabras claves: Pérdida de suelo, Carbono del suelo, Escurrimiento

INTRODUCCIÓN

La erosión hídrica es una de los principales limitantes de la producción agropecuaria en la provincia de Entre Ríos a causa del paisaje ondulado y de la baja permeabilidad que tienen los suelos en gran parte del territorio, lo que le confiere una alta susceptibilidad. La erosión hídrica en la provincia afecta una superficie de 3.939.954 ha, lo que representa casi el 50% de la superficie de tierra firme, siendo los Departamentos más afectados, Diamante, Paraná, Nogoyá, Victoria y Uruguay.

En base a investigaciones, desarrollos tecnológicos e innovaciones realizadas en el INTA junto al Gobierno provincial y la UNER, como así también el aporte de la comunidad mediante la visualización de los problemas originados por la erosión hídrica, se sancionó la Ley Provincial Nº 8318 de Conservación de Suelos. Dicha ley se encuentra instrumentada y vigente en la actualidad y es una característica distintiva de Entre Ríos por la cual se prevé el acceso a estímulos a productores agropecuarios a través de una reducción diferencial en el valor del impuesto inmobiliario rural a modo de compensación por promover las buenas prácticas para la conservación y manejo del suelo. La Aldea Santa María, actualmente Capital Provincial de la Conservación del Suelo según decreto N° 2697/95, fue pionera en adoptar este conjunto de técnicas alternativas para la reducción de la degradación de los suelos.

Además de la conservación del suelo, para evitar las pérdidas por erosión de nutrientes y suelo, cobra vital importancia en la actualidad la conservación del carbono de suelo. En este sentido los bosques nativos y los sistemas agroforestales juegan un rol preponderante en el ciclo global del carbono, regulando el intercambio gaseoso entre la biomasa vegetal, el suelo y la atmósfera. A su vez, los suelos son importantes en la mitigación del cambio climático, a través del almacenamiento de carbono y en la reducción de las emisiones de gases del efecto invernadero. El aporte de los residuos por parte de los cultivos influye en el balance de carbono del suelo (Eclesia *et al.,* 2015), y las buenas prácticas de manejo en el uso de la tierra, permiten regular el balance del carbono total en suelos, incrementando la materia orgánica en superficie. Asimismo, tanto la forestación como la reforestación constituyen prácticas eficaces para el secuestro de carbono atmosférico (FAO, 2002).

El objetivo de este trabajo es proponer la integración de prácticas de sistematización y ordenamiento de tierras con un enfoque a nivel de cuenca hidrográfica, como herramienta que contribuya a disminuir la erosión hídrica del suelo y aumentar el almacenamiento de carbono, promoviendo la conservación de servicios ecosistémicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

La Aldea Santa María se encuentra ubicada en el Distrito Tala, departamento Paraná, situado aproximadamente a 70 km de Paraná, capital de la provincia de Entre Ríos. El área de estudio abarca una superficie aproximada de 9820 ha, que se encuentra comprendida entre 31º 39´ 28,97´´ y 31º 36´ 47,12´´ Latitud Sur y 60º 3´58,10´´ y 59º 55´43,34´´ Longitud Oeste. La ubicación de la zona de análisis se observa en la Fig. 1.

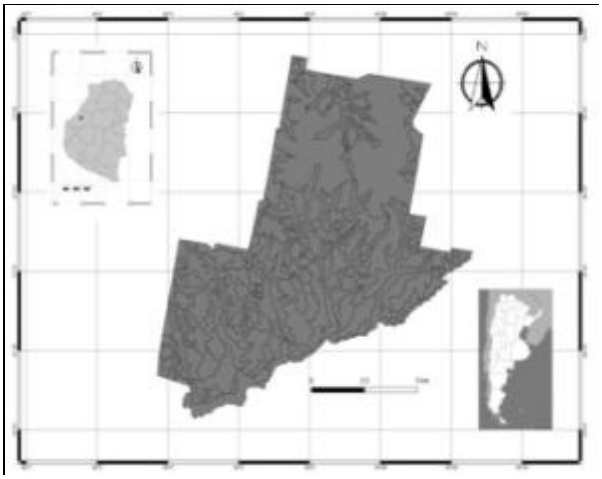


Figura 1. Ubicación geográfica del Sitio piloto Aldea Santa María en la provincia de Entre Ríos.

Esta región presenta un clima templado húmedo de llanura, que es apropiado para la práctica de cultivos de cereales, oleaginosas y forrajes de secano. La precipitación media anual es de aproximadamente 1200 mm. El régimen térmico es templado; la temperatura media diaria anual es de 18,5 ºC y varía entre 25,0 ºC en enero y 12,0 ºC en julio, con una amplitud térmica de 13,0 ºC. El período más lluvioso es de septiembre a abril, con un registro del 83 % del total anual de las precipitaciones. Los bosques nativos del centro-norte de Entre Ríos, pertenecen a la provincia fitogeográfica del Espinal, correspondiente al Dominio Chaqueño. Actualmente, el área de la Aldea Santa María registra una superficie de 3.273 ha de bosques nativos, donde se pueden identificar distintas categorías de bosques desde bosques prístinos, sucesionales, renovales y selvas en galerías (Lucas Fanoni, com. Pers.). Los suelos del área se agrupan en los siguientes órdenes: Alfisoles, Molisoles y Vertisoles. El 69 % de la superficie de los suelos pertenecen al orden Vertisol, le siguen en importancia los Molisoles (19 %) y los Alfisoles (12 %). La mayoría de estos suelos presentan algún grado de susceptibilidad a los procesos erosivos (Plan Mapa de Suelos, 1997).

Los patrones topográficos prominentes del departamento Paraná dan origen a una amplia densidad de cursos de agua. Este relieve se caracteriza por estar formado por una gran sucesión de lomadas que se encuentran separadas por valles anchos y aplanados, que adicionado a las características de intensidad-duración que presentan las lluvias dan origen al desarrollo de una compleja e importante red hidrográfica. La Aldea Santa María está localizada en la superficie hidrográfica del Arroyo Las Conchas, que tiene sus nacientes en las estribaciones australes de la cuchilla de Montiel; sus aguas escurren en la dirección sur-suroeste y se vierten al río Paraná a unos pocos kilómetros al norte de la ciudad de Paraná, capital de la provincia de Entre Ríos.

Proyección de Escenarios para favorecer la Conservación del Suelo y los Servicios Ecosistémicos

Con ayuda del Sistema de Información Geográfico, a través del uso de los softwares HEC-HMS 4.1 y ARCGIS, se determinó la proyección de las subcuencas inscriptas en el sitio piloto y con la superposición de las capas se logró clasificar el uso de la tierra para el área de estudio de la Aldea Santa María (Fig. 2, a), y su proyección sobre las subcuencas delimitadas (Fig. 2, b). Una vez delimitadas todas las subcuencas comprendidas en la zona se seleccionó una

de ellas, que en este caso fue la subcuenca IV (Fig. 2 b.), ya que dicha subcuenca es la que presenta mayor pérdida de suelo por erosión hídrica (Ramírez *et al.*, 2016), además de cubrir la mayor superficie en el Sitio Piloto.

La metodología que se presenta en este trabajo plantea tres escenarios diferentes con el propósito de evaluar el control y/o reducir la pérdida de suelos y aumentar el carbono en suelo y vegetación, que además de mejorar los aspectos que hacen a su conservación integre a los servicios ecosistémicos.

- Primer Escenario

En base a relevamientos realizados en el marco de la cartografía social, se pudo conocer que en el sitio piloto de estudio se han desarrollado trabajos de deforestación como resultado de la acción antrópica, con el propósito de incrementar las áreas productivas. Esto ha conducido a una fragmentación del bosque en pequeños parches aislados de vegetación, afectando la provisión de hábitat de las especies y la alteración del carbono en suelo. En este escenario se propone la acción de la reforestación, conectando los parches de vegetación aislados y la vegetación marginal de los cursos de agua. Además se incluye la incorporación de elementos lineales de vegetación espontánea, tales como los bordes de alambrado y banquinas, que promuevan la conexión de parches de vegetación existentes. En los agroecosistemas, estos elementos se pueden delinear a través de tramos rectos o curvos que acompañen el diseño del terreno natural. También se considera la posibilidad de incorporar terrazas reservorios (Oszust *et al.*, 2014) que comuniquen los elementos lineales y/o parches de vegetación, las cuales se diseñan en base a las curvas de nivel para favorecer el escurrimiento de los cursos de agua natural permanentes y/o temporarios beneficiando los corredores naturales de la biodiversidad y el almacenamiento de carbono en suelo.

- Segundo Escenario

En este segundo escenario sólo se considera la incorporación de técnicas de conservación de suelos en la subcuenca, con respecto a la línea de base, es decir que se incorporan terrazas con pendientes no erosivas y se mantiene el bosque natural, sin realizar cambios en lo que respecta a la vegetación. Para el diseño de estas terrazas se pueden considerar las terrazas de lomo angosto no sembrables o las terrazas de lomo ancho sembrables. En todos los casos, los diseños de estas terrazas serán planificadas a nivel de cuenca excediendo los límites de lotes por propietario, teniendo en cuenta el diseño natural del terreno y las curvas de nivel. Con esta intervención se lograría a futuro reducir la pérdida de erosión del suelo de la superficie en estudio.

- Tercer escenario

En este escenario se propone la implementación conjunta de los dos escenarios anteriores, por lo que se considera el 12 % de bosque actual y el 8,5 % de bosque nativo a reforestar, alcanzando un total del 20,5 % de bosque respecto de la superficie total de la subcuenca IV. Además se incorpora un cambio en el uso de la tierra, a través de la implementación obligatoria de las buenas prácticas conservacionistas en todos los lotes productores, introduciendo la construcción de terrazas a nivel de cuenca. A través de este escenario se estaría controlando la pérdida de suelo por erosión hídrica e incrementando el stock de carbono en los suelos.

Los ambientes productivos rurales no sólo constituyen los espacios dedicados a la producción agrícola-ganadera sino que también proveen hábitat para una gran variedad de especies de flora y fauna. En estos ambientes productivos se identifican algunos problemas como la degradación de los suelos por erosión hídrica, la fragmentación y deforestación de áreas boscosas y la disminución de la biodiversidad, afectando la estructura natural de bosques, praderas y humedales.

La propuesta de estos escenarios tiene por objetivo mitigar la erosión del suelo y aumentar el stock de carbono en el suelo, mejorando la estructura y funcionalidad del bosque nativo, a través de la propuesta de reforestación en áreas clave que sirvan de protección a los cursos naturales de agua, la implementación de terrazas reservorios y la conexión entre parches de monte a través de elementos lineales del paisaje. Con la información recabada para cada uno de los escenarios propuestos, se estimó la producción de sedimentos para la subcuenca seleccionada, considerando las precipitaciones para las tormentas registradas en el sitio de estudio (Ramírez *et al.*, 2016), logrando simular cada una de las situaciones proyectadas a diez años.

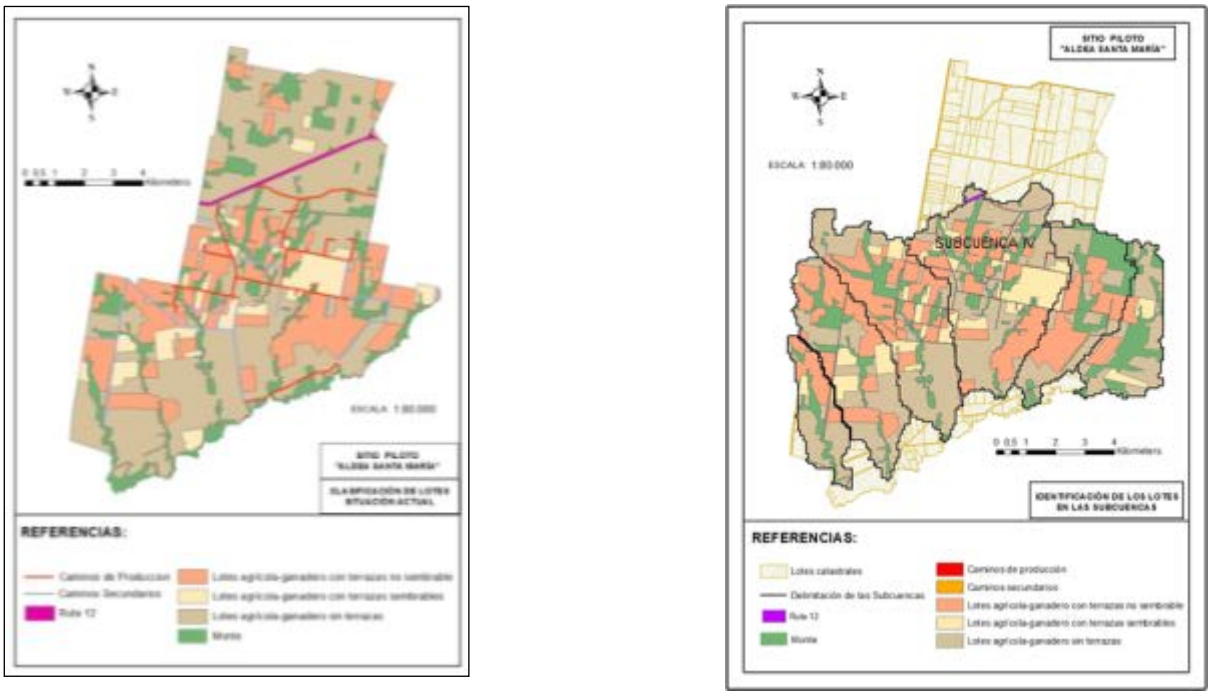


Figura 2.a) Mapa de ubicación actual de lotes con diferentes manejos y usos del suelo. **b)** Mapa que identifica los lotes en las subcuencas proyectadas en el Sitio Piloto Aldea Santa María (destacando la subcuenca seleccionada: IV).

Almacenamiento de Carbono Orgánico en el Suelo y sobre el Suelo

Los componentes de carbono (C) que se midieron son la biomasa aérea sobre el suelo, hojarasca (rastrojo) y el suelo. Se trabajó en 60 lotes de productores en el marco del Proyecto GEF PSE 3623, tomando 4 usos de la tierra como tratamiento: lotes con bosques nativos, lotes con sistemas agrícola-ganaderos sin terrazas (SAGST), con terrazas sembrables (SAGTS) y con terrazas no sembrables (SAGTNS). Para determinar el stock de C en el área de influencia de la Aldea Santa María se tuvo en cuenta además del uso de la tierra, el tipo de suelo. Las variables de suelo empleadas en este método para obtener la cantidad de C en suelo (hasta los 30 cm separadas de 0-5 cm, 5-15 cm y 15-30 cm, por tres repeticiones) y la densidad aparente del suelo (DAS).

La concentración del C se determinó en el Laboratorio de Suelos y Vegetales de la EEA, Paraná (INTA) mediante combustión seca con un instrumento LECO. Los valores de C obtenidos para cada componente fueron extrapolados a la extensión total del área el sitio piloto según el uso de la tierra. En base a ello se determinó el almacenamiento total de C a nivel de subcuenca que incluya de manera conjunta el stock de carbono en suelo, la cuantificación del carbono almacenado en la biomasa vegetal aérea (árboles, arbustos y hierbas) y en la necromasa (madera caída y hojarasca) (Andrade *et al.*, 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la subcuenca de estudio, se observa una mejora en cada uno de los escenarios propuestos con respecto a la situación actual o línea base. En la Tabla 1 se muestran los resultados de la producción anual de sedimentos.

Tabla 1: Producción anual de sedimentos

Escenarios	As (t/ha/año)
Situación Actual	29,06
1° Escenario	26,42
2° Escenario	25,02
3° Escenario	18,90

Referencia: As es Producción anual de sedimentos expresados en toneladas / hectáreas al cabo de un año.

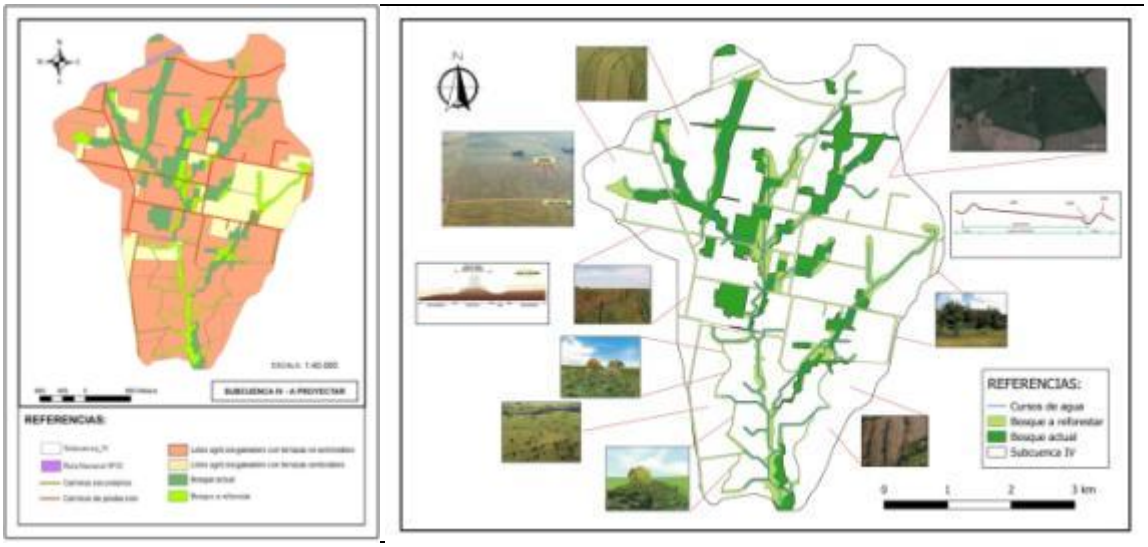


Figura 3 a). Mapa que representa el tercer escenario de la subcuenca IV proyectada a futuro. **b).** Mapa de descripción a detalle de los elementos incorporados en este escenario.

Tabla 2: Almacenamiento de Carbono total que comprende el área de la subcuenca IV comparando la condición actual y los diferentes escenarios propuestos.

Almacenamiento de Carbono Línea Base			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
SAGST	1070,08	70,2	75119,62
SAGTNS	638,22	70,9	45249,80
SAGTS	389,49	73,7	28705,41
Total	***2473,93***		***191958,12***
Almacenamiento de Carbono Primer Escenario			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
Monte a proyectar	193,51	144,7	28000,90
Terraza reservorio	4,80	144,7	694,56
Elementos lineales	11,90	144,7	1721,93
SAGST	973,20	70,2	68318,64
SAGTNS	1550,08	70,9	40900,79
SAGTS	337,50	73,7	24873,75
Total	2473,93		207393,86
Almacenamiento de Carbono Segundo Escenario			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
SAGTNS	1708,30	70,9	121118,47
SAGTS	389,49	73,7	28705,41
Total	***2473,93***		***192707,17***
Almacenamiento de Carbono Tercer Escenario			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
Monte a proyectar	193,51	144,7	28000,90
Terraza reservorio	4,80	144,7	694,56
Elementos lineales	11,90	144,7	1721,93
SAGTNS	1550,08	70,9	109900,67
SAGTS	337,50	73,7	24873,75
Total	***2473,93***		***208075,10***

Referencia: SAGST: lotes con sistemas agrícola-ganadero sin terrazas, SAGTNS: lotes con terrazas no sembrables y SAGTS: lotes con terrazas sembrables

Se observa que en el tercer escenario planteado se reduce notablemente la producción anual de sedimentos con respecto a la situación actual, lo cual estaría corroborando una disminución de la pérdida de suelo por erosión hídrica, a causa de la reforestación e incorporación de vegetación nativa junto a la construcción de terrazas diseñadas a nivel de cuenca. En la Fig. 3 a) se presenta el mapa del tercer escenario propuesto en la subcuenca IV y en la Fig. 3 b) se realiza una descripción a detalle de dicha subcuenca en donde se describen los diferentes elementos que se incorporan para la conservación de servicios ecosistémicos. La Tabla 2 muestra el almacenamiento de carbono total para la situación actual y los tres escenarios simulados, en el cual se destaca el tercer escenario, en donde se considera la implementación de las técnicas de construcción de terrazas y reforestación con especies nativas en los sitios de mayor vulnerabilidad frente a la erosión hídrica, obteniendo los mejores resultados.

Al comparar el almacenamiento de C de la subcuenca IV, entre la línea base y el escenario 3, se puede destacar que el total de Carbono en t se incrementó en 16317 t (8.5%), como consecuencia de los mecanismos de reforestación, implementación de terrazas reservorios y elementos lineales; y también a causa de los cambios en las prácticas conservacionistas en el uso de los suelos fomentando la construcción de terrazas en aquellos lotes sin terrazas.

CONCLUSIONES

Del trabajo desarrollado se destaca la propuesta del tercer escenario, que contempla una combinación de sistematización de tierras a nivel de cuenca, mediante la construcción de terrazas de evacuación de excedentes hídricos, y reforestación con especies nativas, contribuyendo a la mejora de la estructura y funcionalidad de los ambientes agroecológicos, con el bosque nativo como elemento clave para la conservación e integración de los servicios ecosistémicos. De esta manera, se logra mitigar la pérdida de suelo por erosión hídrica e incrementar el carbono total. También es importante destacar el incremento estimado en el stock total de carbono en la subcuenca, cuando se plantea un nuevo escenario, que involucra la integración de técnicas conservacionistas.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se realizó en el marco del Proyecto GEF3623 (PNUD ARG/10/G49-PNUMA 4B85) "*Incentivos para la Conservación de Servicios Ecosistémicos de Importancia Global en la Argentina*", ejecutado en forma conjunta por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, el INTA y el Gobierno de Entre Ríos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, HJ; MG Wilson; S Sione; MC Sasal; EA Gabioud; JD Oszust; C Pioto; A Kemerer & L Fanoni. 2014. Estimación de línea de base de carbono en proyecto en Sitio Piloto Entre Ríos. Informe Interno EEA INTA Paraná. 25 p
- Eclesia, RP; G Piñeiro & EG Jobbagy. 2015. Balance del carbono edáfico en forestaciones y pasturas subtropicales: Análisis de los ingresos y egresos de carbono al suelo. El impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono., 62-66.
- FAO (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo se la tierra. Capítulo 3, 17-19.
- Oszust, J.D.; MG Wilson; EA Gabioud & MC Sasal. 2014. Importancia y función de la sistematización de tierras para la conservación del suelo y la biodiversidad. En: (Zaccagnini, M.E.; Wilson, M.G. y J.D. Oszust, eds.; 95 pp) Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Área piloto Aldea Santa María. 1ª. Edición. Programa Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable dela Nación; INTA. Bs. As. pp 47-56. ISBN 978-987-1560-55-4.
- Ramírez, R; MG Wilson; M Marizza & EA Gabioud. 2016. Predicción de la pérdida de suelos aplicando MUSLE en Aldea Santa María, Entre Ríos. Revista RADI. 8: 36-43. ISSN 2314-0925.
- Plan Mapa de Suelos. Área de jurisdicción de la Aldea Santa María, Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos. Acuerdo complementario del convenio INTA – Gobierno de Entre Ríos. Serie Relevamiento de Recursos Naturales Nº 16. (1997).

-

C4P113. EVALUACIÓN DE ESPECIES DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS POST ANEGAMIENTO

Rampo, Mauro[1]; Barraco, Mirian[1]; Girón, Paula[1]; Miranda, Walter[1] y Lobos, Martín[2].

1 INTA General Villegas. San Martin 26. General Villegas. Buenos Aires. Argentina. rampo.mauro@inta.gob.ar
2 Becario doctoral CONICET/INTA

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) aportan numerosos beneficios en los sistemas de producción y su utilización viene incrementándose a lo largo de estos años. La mayor parte de los estudios en Argentina han evaluado diferentes especies buscando maximizar el uso de los recursos, en especial del agua. Sin embargo, no hay antecedentes acerca sobre qué estrategia sería recomendable utilizar en lotes que hayan sufrido anegamientos primavero-estivales. El objetivo de este estudio fue evaluar la acumulación de materia seca (MS), uso consuntivo (UC), eficiencia en el uso del agua (EUA) y % de cobertura de suelo generada por diferentes especies de CC en un suelo que permaneció anegado por un período prolongado. Para esto, se establecieron 5 tratamientos de CC: centeno ciclo corto (cc) y centeno ciclo intermedio (ci), avena, triticale y tricepiro. La producción de MS al momento de secado fue de 11638, 10268, 8662, 12546 y 10916 kg MS ha^{-1} para centeno cc, centeno ci, avena, triticale y tricepiro, respectivamente. Avena, triticale y tricepiro presentaron un ciclo de crecimiento más largo y consumieron un 19% más de agua que los centenos. Triticale y tricepiro se destacaron por un mayor porcentaje de cobertura del suelo a fin de invierno.

Palabras claves: gramíneas, porcentaje de cobertura, manejo post inundación

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) cumplen múltiples funciones en los sistemas productivos de Argentina. Numerosos estudios muestran beneficios tales como aumentar el stock de carbono o atenuar la pérdida del mismo, mejorar las condiciones físicas de los suelos, evitar la pérdida de nutrientes durante el barbecho (Fernández *et al*., 2005; Restovich *et al*., 2008; Scianca, 2010), mejorar la infiltración de agua en el suelo (Álvarez *et al*., 2009) y, mediante la cobertura que dejan sus residuos, reducir la evaporación directa (Blanco-Canqui *et al*., 2015) y facilitar el control de malezas (Scianca *et al*., 2008; Fernández & Quiroga, 2009).

En ambientes subhúmedos tales como la región de la pampa arenosa generalmente la mayor parte de los estudios relacionados a la dinámica hídrica en sistemas con inclusión de CC se relacionaron con la búsqueda de alternativas que maximicen la eficiencia de uso de agua. En este sentido la especie centeno generalmente mostró mejores resultados por su mejor adaptación a condiciones de déficit hídrico, frío y por su ciclo más corto con respecto a otras especies permite un secado más temprano y una temprana recarga de la humedad edáfica del perfil del suelo. Sin embargo, ante la problemática de inundaciones se podría seleccionar cultivos ineficientes en el uso de agua, para permitir un mayor consumo de agua, mejorar la transitabilidad de los lotes, deprimir napas, mantener cubierto el suelo para evitar el ascenso de sales, entre otras.

Si bien muchos estudios han comparado especies de CC de diferente largo de ciclo, no hay antecedentes acerca sobre qué estrategia sería recomendable utilizar en lotes que hayan sufrido anegamiento por un período cercano a 3 meses. Por lo tanto, este trabajo tiene como objetivo evaluar la acumulación de materia seca (MS), uso consuntivo (UC), eficiencia en el uso del agua (EUA) y % de cobertura de distintas especies de CC con diferente largo de ciclo en un suelo que ha sufrido anegamiento por un período prolongado.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA de General Villegas (Drabble, Buenos Aires, Argentina) durante la campaña 2017/2018, sobre un suelo clasificado taxonómicamente como Hapludol Típico.

El ensayo se estableció en un lote donde el cultivo antecesor se perdió como consecuencia del anegamiento provocado por la abundancia de precipitaciones (Figura 1). El cultivo antecesor fue un maíz sembrado en los primeros días de octubre de 2016 y fue fertilizado a la siembra con 17 kg ha^{-1} de P en forma de fosfato monoamónico (9-52-0) y 57 kg ha^{-1} de N en forma de urea (0-46-0).

Los 5 tratamientos fueron: centeno (*Secale cereale L.*) cv. Don Ewald INTA (ciclo corto), centeno (*Secale cereale L.*) cv. Don José INTA (ciclo intermedio), avena (*Avena sativa L.*) cv. Violeta INTA, triticale (X *Triticosecale Wittmack*) cv. ONA INTA y tricepiro (*X Triticosecale X Agroticum*) cv. Don René INTA.

Los CC se sembraron el 13 de marzo con una densidad de 280 plantas m^{-2}, con una distancia entre surcos de 0,175 m, sin fertilización nitrogenada ni fosforada. El contenido de N de NO^-_3 en las capas de 0 a 60 cm al momento de la siembra fue de 100 kg N ha^{-1}. El secado de los CC se realizó en estadios de 50% de antesis en cada especie, mediante la aplicación de 2 l ha^{-1} de glifosato. 15 días después de la emergencia (DDE) se realizaron recuentos de plántulas en cada una de las parcelas, para estimar el número de plantas logradas m^{-2}. Se calculó la eficiencia de implantación como plantas logradas m^{-2}/semillas sembradas m^{-2} * 100.

Se estimó la acumulación de MS mediante cortes sistemáticos de cada uno de los tratamientos evaluados. Las fechas de los cortes fueron: 45, 82, 107, 120, 134, 143, 149, 157, 163, 171, 179, 187 y 200 DDE. La diferencia en el número de cortes totales se debió al diferente largo de ciclo de las especies evaluadas. Los cortes se realizaron sobre una superficie de 0,26 m^{-2} y el material fue colocado en estufa a 100ºC hasta alcanzar peso constante.

Se evaluó el porcentaje de cobertura con la aplicación Canopeo app a los 66, 78, 106, 120, 134, 143, 149, 157, 163 y 171 DDE. La aplicación Canopeo para Matlab, iOS y Android, se puede descargar en www.canopeoapp.com.

Se determinó el contenido de agua al momento de la siembra y secado de los CC hasta 1,4 m de profundidad en estratos de 0,20 m. El agua disponible (AD) en mm de cada capa, se calculó afectando el porcentaje de humedad con la densidad aparente del suelo y restando el contenido de agua en punto de marchitez permanente.

Se calculó el uso consuntivo (UC) de los CC, como la suma del AD al momento de la siembra y las precipitaciones ocurridas durante el periodo de crecimiento y luego se restó el AD al momento de secado de los CC (López & Arrue, 1997). Se estimó la eficiencia de uso de agua (EUA) mediante el cociente entre MS y UC durante el periodo de crecimiento de cada una de las especies evaluadas.

El diseño fue en bloques completos al azar con 4 repeticiones. Los resultados se analizaron mediante ANOVA (Di Rienzo *et al*., 2011). Para comparar las medidas repetidas en el tiempo se realizaron análisis de modelos mixtos con el software estadístico R (R Core Team, 2017). Debido a la falta de homocedasticidad, se trabajó con un modelo heterocedástico, donde se ajustó un modelo con varianzas distintas para la variable fechas, ya que el AIC generado comparado al empleo de otro ajustes como al de bloque y tratamientos, fue menor. A su vez, se probaron modelos de correlación alternativos y por medio de AIC se seleccionó el modelo autorregresivo de orden 1 ya que los días entre cortes no fueron los mismos. El p-valor considerado para todos los análisis fue de 0,1 y el test utilizado fue DGC.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como consecuencia de elevadas precipitaciones en el mes de octubre de 2016 (Figura 1) el cultivo antecesor (maíz) de los CC se perdió en su totalidad y el lote permaneció con encharcamientos recurrentes hasta finales del mes

febrero de 2017. Al momento de instalar el ensayo el suelo se presentaba sin cobertura vegetal y con nivel freático a 70 cm.

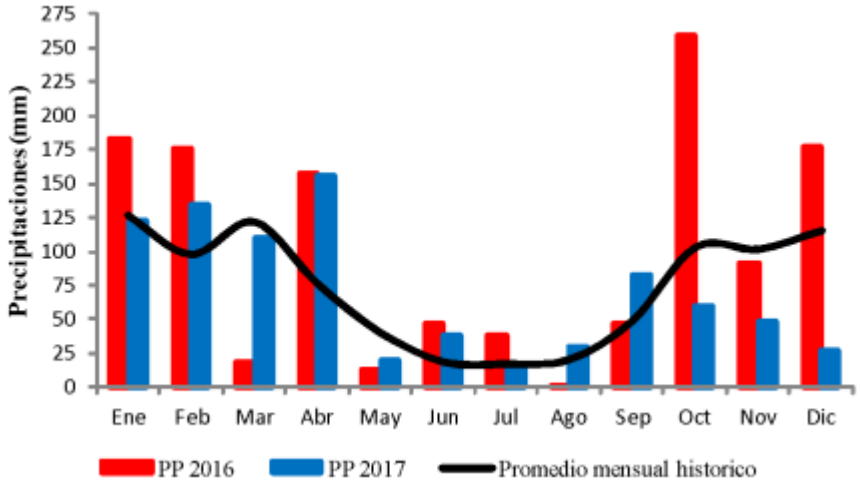


Figura 1. Promedio histórico de precipitaciones (PP) mensuales (1974-2017, línea sólida) y de los años 2016 y 2017. Datos Estación meteorológica de la EEA INTA General Villegas.

En promedio el número de plantas logradas fue de 168 plantas m^{-2}, lo que representa una eficiencia de implantación promedio del 61%. Sin embargo, hubo diferencias significativas entre tratamientos, la avena logró 210, el centeno ciclo corto 174, triticale 155, tricepiro 155 y centeno ciclo largo 147 plantas logradas m^{-2}, lo que representa una eficiencia de 75, 62, 55, 55 y 52%, respectivamente. La avena se diferenció significativamente del resto de las especies (Figura 2).

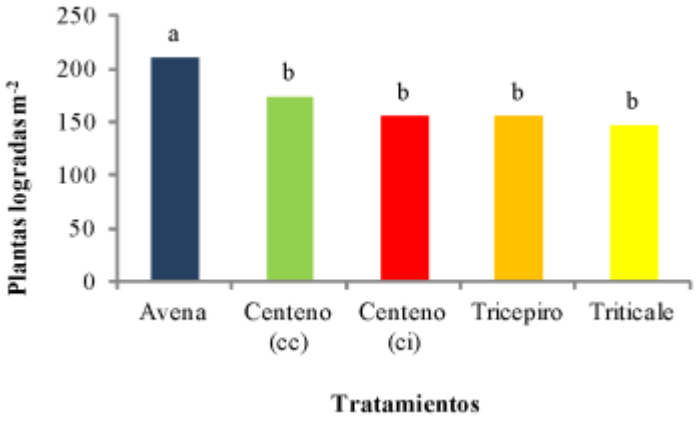


Figura 2. Plantas logradas m^{-2} 15 días después de la emergencia para los tratamientos: avena, centeno ciclo corto (cc), triticale, tricepiro y centeno ciclo intermedio (ci).

No se observó interacción (p=0,25) entre fecha de corte y cultivar de centeno. Se registraron diferencias significativas (p<0,1) entre cultivares de centeno, a favor del ciclo corto, a lo largo de todas las fechas de corte. En promedio, el cv. Don Ewald acumuló 12,4% más de MS que cv. Don José (Figura 3).

Tampoco se registró interacción (p=0,62) entre cultivares y fechas de corte, para el resto de los tratamientos. Sin embargo, se observaron diferencias significativas (p<0,1) entre especies. El tricepiro y el triticale se diferenciaron significativamente de la avena, acumulando en promedio +20,6% de MS (Figura 3). En ambas especies se observó una producción de MS superior a 10000 kg ha^{-1} al momento del secado (corte del 5/10). Resultados similares obtuvieron

Bertolla *et al*., (2012) quienes informaron producciones de MS de triticale en antesis superiores a los 10000 kg ha^{-1} en experimentos realizados sobre un suelo Argiudol típico del INTA Marcos Juárez. Grassi *et al*., (2011) trabajando con tricepiro en Río Cuarto obtuvo producciones de 9000 kg MS ha^{-1}. En Balcarce y con la misma fecha de siembra que el ensayo en General Villegas en 1993, Brizuela *et al*., (1997), lograron 8058 kg MS ha^{-1} de tricepiro. La menor productividad de avena con respecto a las demás especies podría ser atribuida, en parte, a la infestación con roya amarilla (*Puccinia striiformis*) y roya anaranjada (*Puccinia recondita*), favorecidas por las condiciones ambientales predisponentes (temperaturas frescas, formación de rocío durante varias horas) ocurridas durante el ciclo de producción.

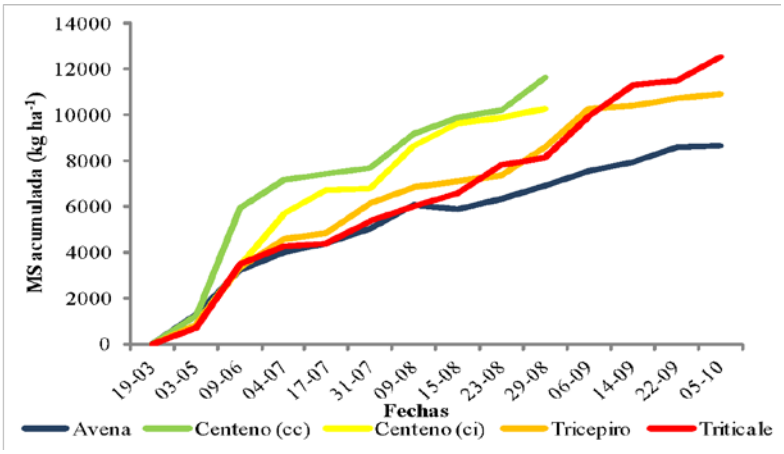


Figura 3. Materia seca (MS) acumulada en kg ha^{-1} en diferentes fechas de corte para los tratamientos: avena, centeno ciclo corto (cc), centeno ciclo intermedio (ci), tricepiro y triticale.

El porcentaje de cobertura presentó interacción significativa ($p<0,01$) entre tratamientos y fechas de evaluación. Al inicio de las evaluaciones (24 de mayo, 66 DDE) el porcentaje de cobertura fue en promedio del 71%. El centeno cv Don José registró menor valor al resto (62%), diferenciándose significativamente del resto (Figura 4). En la segunda y tercer fecha de muestreo no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos y el nivel de cobertura se mantuvo constante entre estos dos momentos, con un valor promedio de 75%. A partir del 17 de julio (120 DDE) se observó una importante caída en el % de cobertura del centeno Don Ewald, llegando a 38% una semana previa a su secado. Esto se debió a la estructura del cultivar que, al llegar a estadios reproductivos tiene un porte erecto, sumado a la senescencia de las hojas basales. En el resto de los CC el % de cobertura fue disminuyendo a tasas menores y se observó interacción entre los cultivos según el momento de evaluación. A fines de agosto la especie tricepiro presentaba un 69% de cobertura, diferenciándose significativamente de triticale (63% cobertura), de avena y centeno cv. Don José, (ambas en promedio con 57% de cobertura). El menor valor lo presentó centeno cv. Don Ewald (38%). El porcentaje de cobertura varía en función del porte de cada especie y su acumulación de MS. Si bien estadísticamente no se observaron diferencias sobre el comienzo de la medición, a partir del 2/8 las especies triticale y tricepiro mantuvieron el porcentaje de cobertura por encima de las restantes especies, pero con una menor producción de MS a lo largo del periodo evaluado. Esto podría tener relevancia sobre: la competencia con malezas, o cobertura del suelo y su efecto sobre procesos de evaporación y ascenso de sales (Figura 4). Kruk et al. (2006), concluyen que los CC modifican las condiciones ambientales para la emergencia y crecimiento de las malezas, es decir, la presencia del canopeo modifica, tanto el ambiente térmico y lumínico sobre la superficie del suelo estableciendo flujos de germinación emergencia, como la intensidad de radiación que interceptan las malezas emergidas.

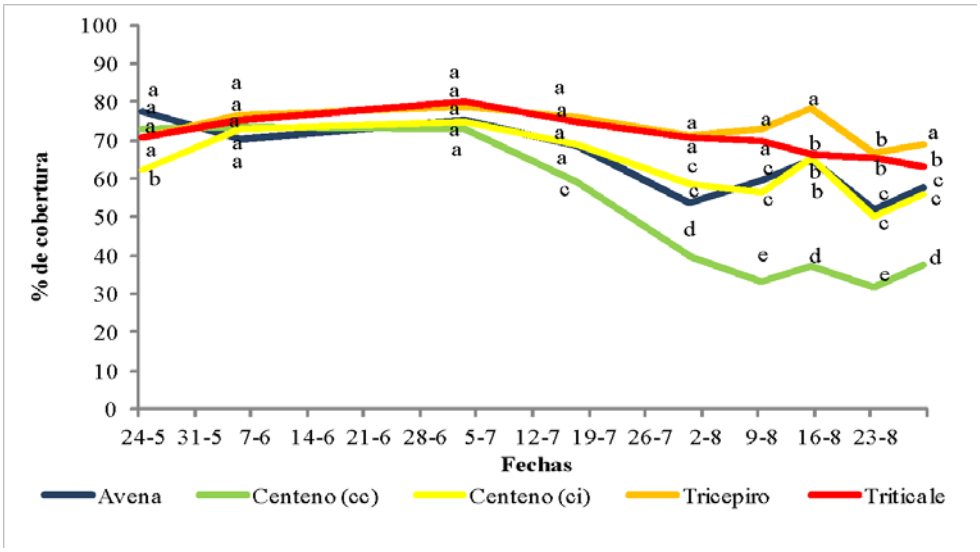


Figura 4: Evolución del porcentaje (%) de cobertura desde el 24 de mayo al 29 de agosto de 2017 para los 5 tratamientos: avena, centeno ciclo corto (cc), triticale, tricepiro y centeno ciclo intermedio (ci). Letras distintas indican diferencias significativas en la interacción tratamiento tiempo (p<0,01).

El UC presentó diferencias significativas entre los tratamientos (p=0,01). Los CC de ciclo más largo presentaron mayor UC (349 mm en promedio), mientras que los CC de ciclo más corto en promedio consumieron 284 mm, es decir 19% menos. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la EUA (p=0,41) que fue en promedio de 33 kg de MS por mm de agua consumido. Esta falta de diferencias en la EUA se atribuyó al elevado coeficiente de variación en las mediciones de MS en los diferentes bloques.

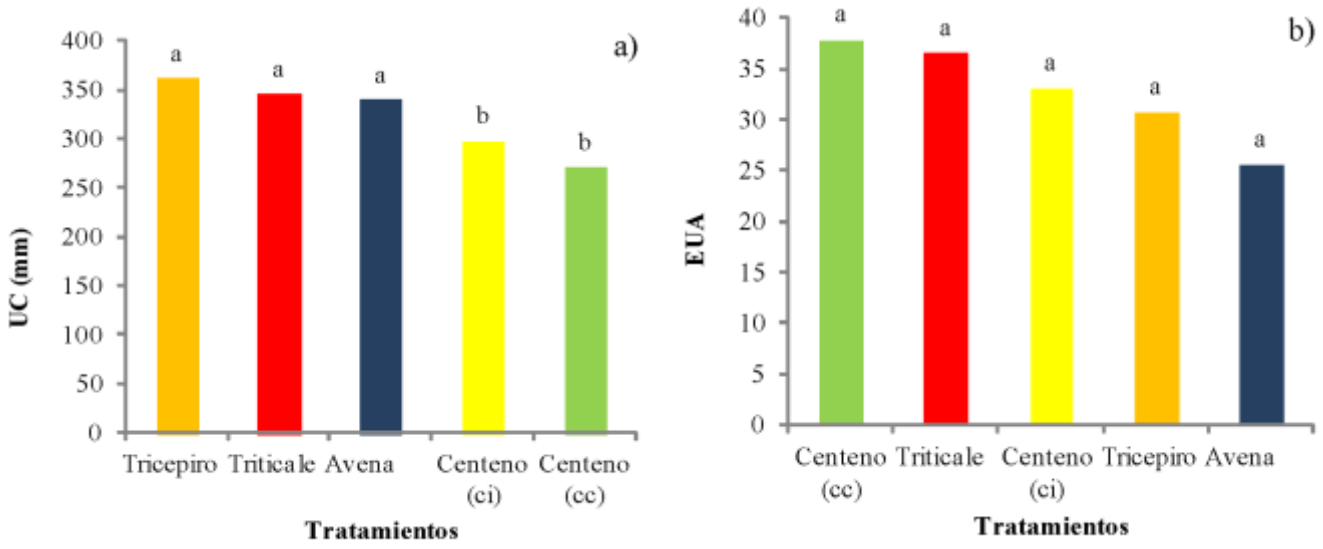


Figura 5: Uso consuntivo (UC) en mm (a) y eficiencia en el uso del agua (b) para los 5 tratamientos: Avena, centeno Don Ewald, Triticale, Tricepiro y centeno Don José.

CONCLUSIONES

La acumulación de MS varió significativamente según las especies y momento de evaluación. Los centenos presentaron una rápida acumulación de MS y el centeno (cc) superó en producción al centeno (ci). Hasta el momento de secado la producción de MS de los centenos fue superior a los otros CC. Los CC de ciclo más largo alcanzaron la producción de MS de los centenos 14 días más tarde. Triticale fue el de mejor producción. La avena produjo menos MS que el resto de los CC.

El % de cobertura varió según la estructura del canopeo y largo de ciclo de cada especie. Tricepiro y triticale fueron los CC que mayor tiempo mantuvieron el % de cobertura.

El UC presentó diferencias significativas entre tratamientos. Los centenos fueron los que menor agua requirieron para su ciclo (menor UC).

Los resultados encontrados durante el primer año de experimento permiten concluir que ante situaciones de anegamientos producidos, la imposibilidad de implantar un cultivo de verano y la influencia de napa, las especies que mejor se adaptan según su ciclo, producción de MS, % cobertura y su mayor UC son, tricepiro y triticale.

AGRADECIMIENTOS

A los auxiliares de la EEA INTA General Villegas del Grupo de Producción Agrícola y Gestión Ambiental. Sres. Pablo Aguero, Agustín Iaconis y Neri Faundes.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; Scianca C; Barraco M; Quiroga A y Díaz Zorita M. 2009. Impacto de diferentes coberturas invernales sobre el movimiento de agua en suelo. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Bertolla, AM; T Baigorria; DT Gómez; CR Cazorla; M Cagliero; A Lardone; M Bojanich & B Aimetta. 2012. Efecto de la fertilización sobre la eficiencia del uso del agua de especies invernales utilizadas como cultivos de cobertura. En: C Álvarez; A Quiroga; S Diego & M Bodrero (Eds). Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. 1a Ed. Pp. 138 – 147. La Pampa, Ediciones INTA.
- Blanco-Canqui, H; TM Shaver; JL Lindquist; CA Shapiro; RW Elmre; CA Francis & GW Hergert. 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. Agron.J.107:2449-2474.
- Di Rienzo JA; Casanoves F; Balzarini MG; Gonzalez L; Tablada M; Robledo CW. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Fernández, OA; Leguizamón, ES; Acciaresi, HA. 2014. Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo I: Ecología y Manejo. Capítulo XXVII: Alternativas al uso de herbicidas para el manejo de malezas. Blanco, H & R Lal. 2010. Principles of soil conservation and management. Sprnger.
- Fernández, R. y Quiroga, A. 2009. Cultivo de cobertura. Alternativas tecnológicas para su implementación y efectos sobre el cultivo sucesor. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009. 4pp.
- Fernandez, R; Funaron, D; Quiroga, A. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y contenido de nitratos. En: Aspectos del manejo de los suelos en sistemas mixtos de las regiones semiárida y subhumeda Pampeana. Anguil: Ediciones INTA. Boletin de divulgación técnica Nº 87, pp. 25-31.
- Grassi, E, Scaldaferro, M., Reynoso, L., Ferreira, A., Castillo, E. y Ferreira, V. 2011. Lineas de tricepiro: acumulación de materia seca, fertilidad y rendimiento de grano en Río Cuarto, Córdoba. Revista Argentina de Produccion Animal Vol 31 (1): 1-16.
- Kruk B, Insausti P, Razul A y Benech-Arnold R. 2006. Light and thermal environments as modified by a wheat crop: effects on weed seed germination. Journal of Applied Ecology, 43. pp. 227–236.
- López, M & J Arrue. 1997. Growth, yield and water use efficiency of winter barley in response to conservation tillage in semi-arid region of Spain. Soil and Tillage Research. 44, pp. 35-54.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.
- Restovich, S; Andriulo, A; Amendola, C. 2008. Definición del momento de secado de diferentes cultivos de cobertura en la secuencia soja-maíz. En: XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, 13 al 16 de mayo, 2008. 1 Cd-Rom.
- Scianca, C. 2010. Cultivos de cobertura en molisoles de la región pampeana. Producción de materia seca, eficiencia en el uso del agua y del nitrógeno e incidencia sobre el cultivo de soja. Tesis Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, 134 pp.
- Scianca, C; Álvarez C; Barraco M; Quiroga A & Pérez M. 2008. Impacto de diferentes coberturas invernales sobre propiedades edáficas, población de malezas y productividad de soja. VII Congreso Nacional de Trigo.

C4P114. FERTILIZACION NITROGENADA EN EL CENTENO (*Secale cereale*) UTILIZADO COMO CULTIVO DE COBERTURA

Raposo Juan[1], Fernandez Romina[2] y Quiroga Alberto[1,2]

[1] Facultad de Agronomia, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam).
[2] EEA INTA Anguil "Guillermo Covas"
juan.raposo28@hotmail.com

RESUMEN

Bajo la hipótesis de que la producción de biomasa aérea de centeno utilizado como cultivo de cobertura (CC) es condicionada por la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, resultando significativa la influencia de este sobre la eficiencia en el uso del agua (EUA), se establecieron ensayos en bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones de los siguientes tratamientos: CC sin fertilizar (T) y fertilizado con 40 (40N), 80 (80N) y 120 kg N ha^{-1} (120N). Se determinó humedad de suelo y biomasa aérea, con el objetivo de evaluar la incidencia de distintas dosis de fertilización sobre la producción de materia seca (MS) y la EUA del centeno utilizado como CC, y cuantificar la productividad del cultivo de maíz sobre este. Los resultados obtenidos en el tratamiento 120N para la producción de MS del CC fue de 6447 kg ha^{-1}, la EUA fue de 23 kg MS ha^{-1} mm^{-1}, y el rendimiento de maíz de 12170 kg ha^{-1}. Mientras que para el tratamiento T la producción de MS fue 3815 kg ha^{-1}, la EUA fue 13 kg MS ha^{-1} mm^{-1}, y el rendimiento de maíz de 9475 kg ha^{-1}, mostrando diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos. La fertilización de los CC parece ser una alternativa viable para la Región Semiárida Pampeana ya que ha mostrado resultados positivos en la producción de biomasa y en la EUA. El aporte de nitrógeno no incremento los consumos de agua por parte de los CC, pero si la eficiencia de uso de la misma. La productividad del cultivo de maíz sería mayor sobre los CC fertilizados comparado con los CC sin fertilizar.

Palabras claves: región semiárida, nitrógeno en suelo, eficiencia en el uso del agua.

INTRODUCCION

Los cultivos de cobertura (CC) pueden ser una alternativa para mantener o atenuar la pérdida de carbono de los suelos, prevenir la erosión, aumentar la infiltración, capturar nutrientes, reducir sus pérdidas por lixiviación y contribuir al control de malezas (Fernández *et al.*, 2012). Estos consisten en sembrar un cultivo, generalmente gramíneas o leguminosas, con el fin de generar cobertura entre dos cultivos de cosecha, favoreciendo positivamente los balances de carbono en los sistemas de agricultura continua. La descomposición de los residuos de cosecha libera nitrógeno (N) que puede lixiviarse en el perfil antes del aprovechamiento por el próximo cultivo estival. Los CC durante su crecimiento absorben el N del suelo y lo incorporan dentro de su biomasa aprovechándolo, por lo cual, pueden disminuir los riesgos de lixiviación en el perfil del suelo hacia las napas (Bertolla *et al.*, 2012). La posterior descomposición de los mismos hará un aporte de N por mineralización para la utilización del cultivo sucesor. Así, los CC que consiguen producir mayor cantidad de materia seca (MS) en forma anticipada, permiten adelantar su secado, lo que beneficia a los cultivos estivales, con un mayor aprovechamiento de las precipitaciones que ocurren al principio de la primavera, barbecho, (Fernández *et al.*, 2005). Es importante elegir especies que tengan alta producción de biomasa con bajo consumo de agua, para mejorar la eficiencia en el uso del agua (EUA). El centeno es la especie que mejor responde a estas características dado que se encuentra mejor adaptado a ambientes subhúmedos-semiáridos, siendo más tolerante a la sequía, más resistente al frio, más productivo en su aporte de materia seca, y más precoz permitiendo anticipar el secado.

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la incidencia de distintas dosis de fertilización nitrogenada sobre la producción de MS y la EUA del centeno utilizado como CC y cuantificar la productividad del cultivo de maíz sobre el CC sin fertilizar y fertilizado con dosis crecientes de N.

MATERIALES Y METODOS

El ensayo se realizó en la EEA INTA Anguil "Guillermo Covas", ubicado en el sector sur de la planicie medanosa, sobre Ruta Nacional 5, Km 580. El suelo en el cual se estableció la experiencia presenta secuencia de horizontes A, AC, C, de textura franco-arenosa a arenosa, clasificado como Uptisament típico. La precipitación media anual es de 770 mm, entre los periodos 1973 – 2016, obtenida de los registros de la estación agrometeorológica de INTA Anguil. Se diseñó un ensayo con 4 tratamientos en bloques completos al azar con 4 repeticiones. En cada bloque de 100

m^2 (distribuidos en 25 m^2 por tratamiento) se sembró centeno (*Secale cereale* cv Quehue) en siembra directa como cultivo de cobertura, en una densidad de 60 Kg*ha^{-1} y un distanciamiento entre líneas de 17,5 cm. Los tratamientos fueron dosis crecientes de fertilización nitrogenada (0, 40, 80 y 120 kg N*ha^{-1}), utilizando urea como fuente de N. Los resultados se analizaron por ANOVA utilizando el programa Infostat (Infostat, 2008) y las diferencias entre medias mediante el test de LSD Fisher ($p<0,10$).

En suelo se determinó el contenido de agua mediante el método gravimétrico, hasta los 2 m, a intervalos de 20 cm de profundidad, y densidad aparente (DA) a fin de poder calcular la lámina equivalente en milímetros. Se registraron las precipitaciones diarias para evaluar el balance hídrico. Mediante los valores de humedad y las precipitaciones se estimó el uso consuntivo (UC), tanto del cultivo de cobertura como del cultivo de maíz, considerando la lámina de agua inicial del suelo (momento de siembra) y las precipitaciones ocurridas durante el crecimiento, restándole la lámina de agua final (momento del secado para el CC y momento de cosecha para el cultivo de maíz).

Se evaluó la eficiencia de barbecho (EB) de los tratamientos con y sin CC mediante la siguiente ecuación:

$$EB = \frac{\text{Agua útil (mm) al final del barbecho-Agua útil (mm) al comienzo del barbecho} * 100}{\text{Precipitaciones (mm) durante el barbecho}}$$

Durante el CC se evaluó la acumulación de MS de la biomasa aérea, para lo cual se realizaron cortes sobre la superficie de 0,25 m^2 por parcela que luego se secaron en estufa a 60 °C hasta peso constante. A cosecha del cultivo de maíz se determinó el rendimiento de grano.

Se calculó la eficiencia en la utilización del agua EUA de CC y de maíz mediante el cociente entre la materia seca producida en CC y el grano producido en maíz y el UC de los respectivos cultivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran las precipitaciones acumuladas durante tres periodos de la experiencia. El primero corresponde al desarrollo del CC (desde 02-mar al 03-jul), en el cual las precipitaciones acumuladas fueron similares entre el año de ensayo (187 mm) y el promedio histórico (221 mm), similar a lo ocurrido en el segundo periodo que representa al barbecho (del 03-jul al 04-nov) donde el promedio histórico fue 181 mm y las registradas el año de ensayo 219 mm. El tercer período (desarrollo del ciclo de maíz, del 04-nov al 31-mar) estuvo caracterizado por intensas y abundantes lluvias, principalmente durante el mes de febrero donde la precipitación mensual fue 259 mm, logrando acumular en todo el período 712 mm, muy superior a 368 mm que arroja el promedio histórico.

Tabla 1: Precipitación acumulada durante 3 periodos

	Desarrollo del CC 02-mar al 03-jul	Barbecho 03-jul al 04-nov	Desarrollo del maíz 04-nov al 31-mar
Histórica	221	181	368
Ensayo	187	219	712

En la Figura 1 se presenta el contenido de agua en el perfil del suelo. El contenido de agua total a la siembra del CC hasta los 2 m fue 306 mm, con presencia del nivel freático a una profundidad de 1,80 m.

Durante el macollaje avanzado, en la determinación del 06-may el contenido de agua total no presentó diferencias estadísticamente significativas ($p>0,10$) entre los cuatro tratamientos con CC, pero estos sí se diferenciaron con respecto al B sin CC, que mostró valores superiores (Figura 2). Sin embargo, los valores de humedad en los primeros 60 cm para todos los casos fueron similares (a causa de las abundantes recargas por precipitaciones) pero cabe destacar que por debajo de esa profundidad fueron menores en los tratamientos que contaban con CC (debido al UC) con respecto a los extremos sin CC (el cual registro la misma tendencia hasta los 2 m).

En la determinación del 10-jun, el contenido de agua total del suelo también presentó diferencias significativas entre el barbecho sin CC (236 mm) y los tratamientos con CC (194 mm en promedio).

Al momento de secado de los CC (03-jul) se mantuvo la misma tendencia que en las evaluaciones anteriores realizadas durante el ciclo: el agua total fue significativamente mayor en el barbecho sin CC (251 mm) respecto a los tratamientos que tuvieron coberturas (206 mm).

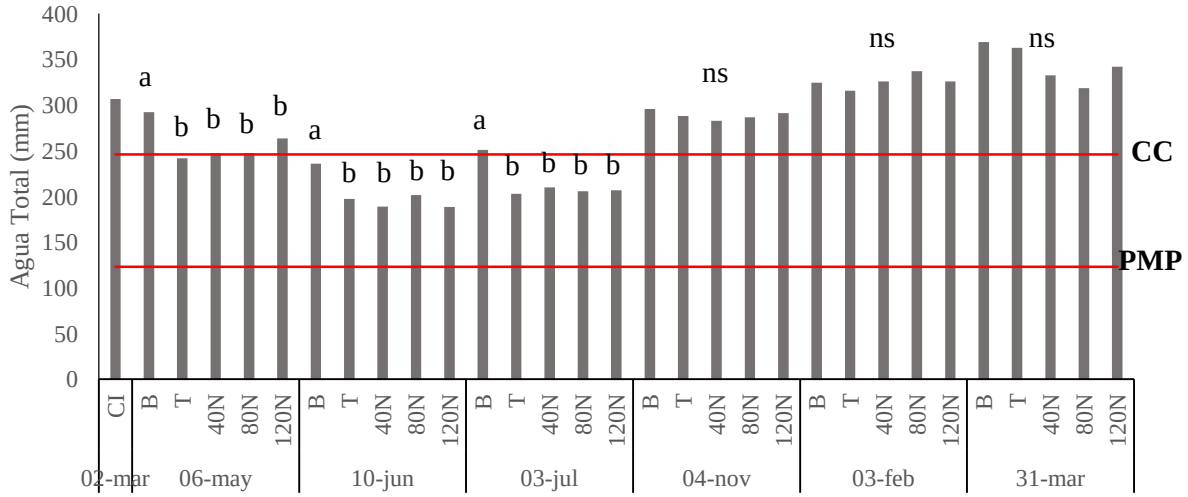


Figura 1: Contenidos de agua total durante el ciclo de cultivo de cobertura (contenido inicial 02-mar; muestreos del 06-may, 10-jun y secado 03-jul), y durante el ciclo del cultivo de maíz (siembra 04-nov; muestreo 03-feb y cosecha 31-mar).
CI: contenido inicial; B: barbecho sin CC; T: CC sin fertilizar; 40N: CC fertilizado con 40 kg N ha^{-1}; 80N: CC fertilizado con 80 kg N*ha^{-1}; 120N: CC fertilizado con 120 kg N*ha^{-1}; CC: capacidad de campo; PMP: punto de marchitez permanente.

Durante la etapa que transcurrió desde el secado de los CC (03-jul) hasta la siembra de maíz (04-nov) las precipitaciones acumuladas fueron 219 mm, superando en 40 mm el promedio histórico para dicho período. Estas lluvias recargaron el perfil de manera tal que no se observaron diferencias significativas en el contenido de agua total del suelo a la siembra del maíz entre los tratamientos. Sin embargo, la eficiencia de barbecho (EB) fue superior para los tratamientos con CC (37%) con respecto a la evaluación de los extremos sin cobertura (20%), debido a que, de los 219 mm caídos, lograron capturar 81 y 45 mm respectivamente. Fernández et al. (2008) mostraron que las EB en la región semiárida pampeana variaron de acuerdo al nivel de cobertura del suelo entre - 17 a 41%, con mayores valores en suelos con alto nivel de cobertura de residuos.

A la siembra (04-nov) el contenido de agua total no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos, siendo de 289 mm en promedio. No se observó disminución en la oferta hídrica para el cultivo maíz, debido a las precipitaciones ocurridas durante el barbecho.

En el muestreo del 03-feb, correspondiente a R3, tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos con CC ni entre los mismos respecto al barbecho, pero se destaca que el contenido de humedad del perfil fue mayor que el muestreo anterior dado que la oferta por precipitaciones (453 mm) superó al UC del maíz.

Al momento de la cosecha (31-mar) no se encontraron diferencias en el contenido de agua del barbecho respecto a los tratamientos con cobertura, ni entre los mismos.

En la Figura 2 se presentan los contenidos de MS de los diferentes tratamientos del CC. En la misma se puede observar que los tratamientos fertilizados (40N, 80N y 120N) produjeron cantidades de MS estadísticamente superiores con respecto al T en los dos últimos cortes. Estos datos coinciden con los encontrados por Arguello *et al*. (2011) quienes concluyeron que la producción de materia seca dependió del momento de secado del cultivo y de la fertilización nitrogenada.

Al primer corte (06-may, 60 días después de la siembra) no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. Sin embargo, los tratamientos fertilizados produjeron 500 kg MS ha-1 en promedio más que el T.

En el segundo corte (10-jun, 90 días después de la siembra) los tratamientos 40N, 80N y 120N produjeron 1472, 1852 y 2677 kg MS ha^{-1} (respectivamente) más que el tratamiento T, presentando diferencias significativas ($p<0,10$).

Para el 03-jul, momento de secado del CC (120 días después de la siembra), el tratamiento 120N (con diferencias significativas) produjo un total de 6447 kg MS ha^{-1} superando por 2632 kg MS ha^{-1} al tratamiento T. Los tratamientos 40N y 80N, por otro lado, produjeron 2243 y 1797 kg MS ha^{-1} más que T, mostrando también diferencias estadísticamente significativas con este, pero no respecto a 120N.

La eficiencia agronómica del uso del N (EUN) calculada como el cociente entre el incremento de la producción de MS (kg*ha^{-1}) y la cantidad de fertilizante agregado (dosis de N) varió entre tratamientos de fertilización y momentos de corte. La mayor EUN se observó en el tratamiento 40N alcanzando el valor de 56 kg MS Kg^{-1}de N agregado; mientras que en los tratamientos 80N y 120N, los valores de EUN que se obtuvieron registraron 22 kg MS kg^{-1}de N aplicado en ambos casos, presentando diferencias estadísticamente significativas con el tratamiento 40N.

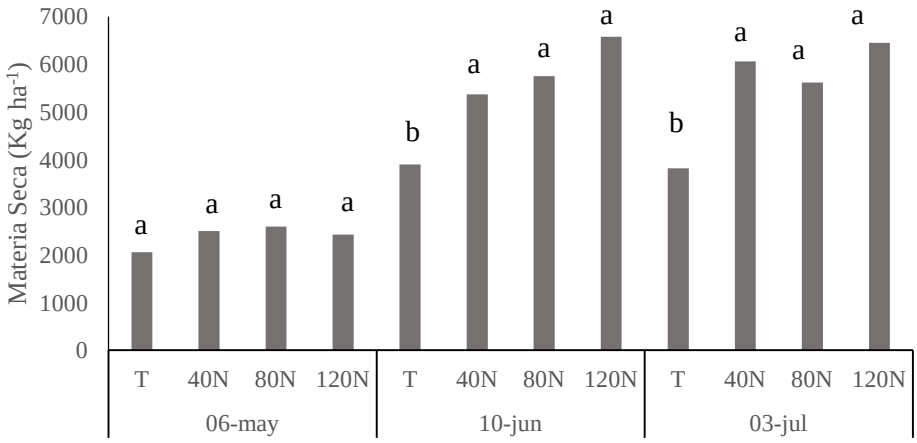


Figura 2: Materia seca (kg ha^{-1}) del cultivo de cobertura en tres cortes, 06 de mayo: 06-may, 10 de junio: 10-jun y 03 de julio: 03-jul.

La Figura 3 muestra el UC de los distintos tratamientos con CC, los cuales no tuvieron diferencias estadísticamente significativas. Los valores de UC fueron similares para todos los tratamientos, siendo 288 mm para el T y de 281, 285 y 286 mm para los tratamientos 40N, 80N y 120N. La EUA del CC presentó diferencias significativas ($p<0,10$) entre el tratamiento testigo y los fertilizados, siendo estos últimos los que presentaron valores mayores. El T tuvo un valor de 13 kg MS ha^{-1} mm^{-1}. El tratamiento 120N fue el más eficiente en el uso del agua (23 kg MS ha^{-1} mm^{-1}) con respecto a los tratamientos 40N (22 kg MS ha^{-1} mm^{-1}) y 80N (20 kg MS ha^{-1} mm^{-1}), mostrando diferencias significativas con estos dos últimos. Scianca (2010), en cultivo de centeno utilizado como CC en un suelo Argiudol típico, halló valores de EUA entre 37 y 54 kg MS ha^{-1} mm^{-1}, mientras que en un Hapludol thapto árgico las EUA oscilaron entre 9 y 30 kg MS ha^{-1} mm^{-1}. Esta respuesta puede ser debida a que la aplicación de fertilizantes nitrogenados aumenta la concentración de N en las plantas mejorando la capacidad fotosintética del cultivo, provocando mayor tasa de crecimiento en periodos tempranos y dando por resultado incrementos en la EUA (Dardanelli *et al*., 2008).

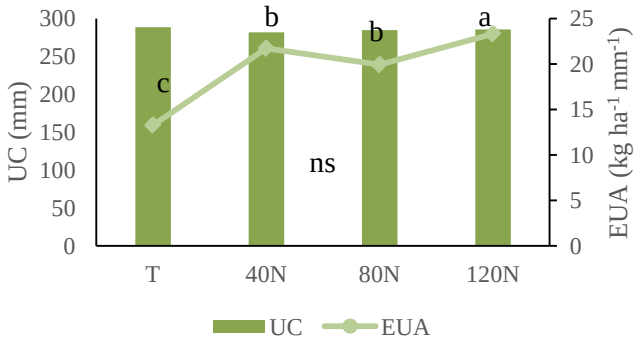


Figura 3: Uso consuntivo (UC) y eficiencia en el uso del agua (EUA) para el CC.

En la Figura 4 se muestra el rendimiento del cultivo de maíz sembrado sobre los tratamientos con CC. El mayor rendimiento se consiguió sobre el CC con 120N, siendo este de 12170 kg ha^{-1}; mientras que el menor rinde se obtuvo

sobre el CC sin fertilizar (tratamiento T) cuyo valor fue de 9475 kg ha^{-1}. Fernández *et al*. (2012) encontraron resultados similares en la región semiárida pampeana, en los cuales los mayores rendimientos del cultivo de maíz se obtuvieron cuando el mismo fue establecido sobre CC fertilizados que sin fertilizar.

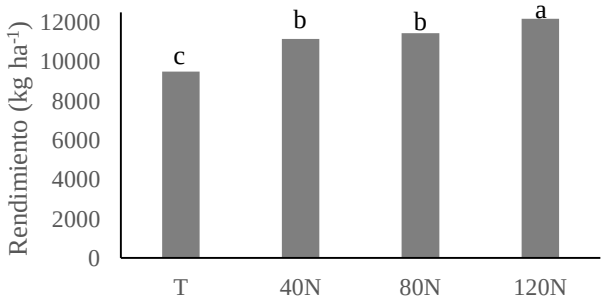


Figura 4: Rendimiento (kg ha^{-1}) del cultivo de maíz, bajo diferentes tratamientos, al 31 de marzo de 2016.

El UC del cultivo del maíz no presentó diferencias significativas entre los distintos tratamientos. No obstante, tal cual lo ocurrido con el cultivo de cobertura, se encontraron valores de EUA que variaron entre 14 kg ha^{-1} mm^{-1} para T y 18 kg ha^{-1} mm^{-1} para 120N. No se encontraron diferencias entre los tratamientos fertilizados, aunque cabe destacar que los valores de EUA para los tratamientos 40N y 80N fueron iguales (16 kg ha^{-1} mm^{-1} para ambos) y tan solo 1,50 kg ha^{-1} mm^{-1} menor que 120N.

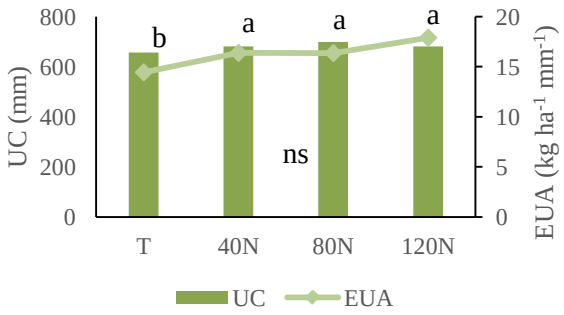


Figura 5: Uso consuntivo (UC) y eficiencia en el uso del agua (EUA) para el cultivo de maíz.

CONCLUSIONES

La fertilización de los CC resulto, bajo las condiciones del estudio, una alternativa viable para la Región Semiárida Pampeana ya que ha mostrado resultados positivos en la producción de biomasa y en la EUA. El aporte de nitrógeno no incrementó los consumos de agua por parte de los CC, pero si la eficiencia de uso de la misma.

El secado del centeno puede ser adelantado cuanto mas tempranas son las siembras, ya que alcanza su máxima producción de forma anticipada como se muestra en los resultados donde no varió la acumulación de MS entre los dos últimos cortes. Sin embargo, es importante observar que, en años con excesos hídricos, la transpiración de la biomasa aérea del CC disminuiría el agua gravitacional, tal como se expone al comparar la humedad del perfil de suelo de los tratamientos con CC frente a los extremos sin cobertura.

Futuros estudios podrían abocarse a la dinámica de la descomposición de los residuos de CC, a fin de establecer en qué medida la fertilización y el momento de secado modifican la relación C/N de la biomasa aérea y de cómo esto puede incidir en la nutrición del cultivo sucesor. Estos resultados preliminares muestran además una potencial contribución de centeno a mitigar situación de excesos hídricos, tema que también sería importante evaluar en futuros estudios.

BIBLIOGRAFÍA

- Arguello J., J. Saks, R. Fernández & E. Noellemeyer. 2011. Evaluación de la viabilidad de los cultivos de cobertura en la región semiárida pampeana. Tesis de grado, Fac. de Agronomía UNLPam.
- Bertolla, A. M.; T. Baigorria; D.T. Gómez; C.R. Cazorla; M. Cagliero; A. Lardone; M. Bojanich & B. Aimetta. 2012. Efecto de la fertilización sobre la eficiencia del uso del agua de especies invernales utilizadas como cultivos de cobertura. En: Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. Pp. 138 – 147. Ediciones INTA.
- Dardanelli J., D. Collino, M.E. Otegui & V. Sadras. 2008. Bases funcionales para el manejo del agua en los sistemas de producción de los cultivos de grano. En: Satorre, E.; Benech, R.; Slafer, G.; de la Fuente, E.; Millares, D.; Otegui, M.E.; Savin, R. (Eds.). Producción de granos bases metodológicas. Pp. 376-433. UBA. Argentina.
- Fernández R., D. Funaro & A. Quiroga. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y contenido de nitratos. Boletín de divulgación técnica 87. EEA INTA Anguil.
- Fernández, R; A. Quiroga; E. Noellemeyer; D. Funaro; J. Montoya; B. Hitzmann & N. Peinemann. 2008. A study of the effect of the interaction between site-specific conditions, residue cover and weed control on water storage during fallow. Agricultural Water Management 95: 1028-1040.
- Fernández, R.; A. Quiroga & E. Noellemeyer. 2012. Cultivo de Cobertura, ¿Una alternativa viable para la Región Semiárida Pampeana? Ciencia del suelo. 30: 137-150.
- Infostat. 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Scianca, C. 2010. Cultivo de cobertura en Molisoles de la región pampeana: Aporte de carbono e influencia sobre propiedades edáficas y dinámica de malezas. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

C4P115. MEZCLA DE CULTIVOS DE COBERTURA: AUMENTO DE LA DIVERSIDAD DE ESPECIES Y MULTIBENEFICIOS AGROECOSISTEMICOS

Restovich, Silvina B.; Andriulo, Adrián E. y Portela, Silvina I.

Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). Ruta 32 km 4.5, 2700 Pergamino, Buenos Aires, Argentina restovich.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN

Actualmente, existe un creciente interés en sistemas de cultivos que brinden beneficios ecosistémicos más allá de maximizar el rendimiento. La inclusión de cultivos de cobertura (CC) monoespecíficos en rotaciones simplificadas mejora la fertilidad física y química del suelo según las características de las especies que se emplean como CC (producción de biomasa y aporte de C, fijación de N, arquitectura de raíces). La mezcla de especies permitiría complementar nichos mejorando el funcionamiento del suelo y la productividad del sistema de manera integral. En este trabajo evaluamos el efecto de incluir mezclas de especies (leguminosas, crucíferas y gramíneas) como CC sobre las fracciones orgánicas y la estabilidad estructural (EE) del suelo en el espesor 0-5 cm y el rendimiento de soja y maíz. Se utilizó un ensayo ubicado en INTA Pergamino con las rotaciones soja-maíz y soja-soja con y sin mezclas de CC (CC1: avena+nabo forrajero, CC2: avena+nabo forrajero+vicia). Se fertilizó con N al maíz (32 kg N ha^{-1}) y con P a los CC y al maíz. Luego de 5 años, las secuencias que incluyeron mezclas de CC aumentaron los contenidos de carbono y nitrógeno orgánico del suelo (COS y NOS, respectivamente) y el carbono orgánico particulado (COP) con respecto al control (23,3 vs 19,2; 2,39 vs1,96; 4,46 vs 2,9, para COS, NOS y COP respectivamente). El suelo de las secuencias con CC fue más estable que el de las secuencias sin CC (33% vs 16%). Estos resultados están relacionados con el aumento del aporte de C de mayor calidad por parte de los CC (promedio de los 5 años 632 kg C ha^{-1} para CC vs 298 kg ha^{-1} para el control). La mayor EE se explicó por el aumento de COS (R^2= 0,52 p<0,0007) y COP (R^2= 0,50 p<0,001). El rendimiento de maíz fue similar entre tratamientos en los años de baja precipitación (<6000 kg ha^{-1}). Sin embargo, en campañas con precipitaciones normales el rendimiento de maíz fue mayor cuando se incluyó una leguminosa en la mezcla (9575 y 7694 kg ha^{-1}, en CC2 y CC1, respectivamente). En soja, el rendimiento fue similar entre tratamientos, excepto en 2014 cuando el control superó a los tratamientos con CC (3800 vs 3100 kg ha^{-1}). Todas las variables analizadas fueron relevantes para separar, a través de un análisis de componentes principales, las secuencias soja-soja y soja-maíz con mezcla de CC del control. Estos resultados muestran como la diversificación con mezclas de especies utilizadas como CC impacta positivamente sobre las funciones de soportes del suelo y sobre el rendimiento de los cultivos de cosecha, particularmente sobre maíz si se incorpora una leguminosa en la mezcla. La diversificación de especies a partir de mezclas de CC podría convertirse en una herramienta esencial para sostener la producción y los beneficios ecosistémicos en sistemas agrícolas simplificados como los que prevalecen actualmente.

Palabras claves: carbono orgánico, estabilidad estructural, leguminosa

C4P116. CAMBIOS EN LOS CONTENIDOS DE CARBONO E INFILTRACIÓN POR LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA

Rillo, S.[1]; Alvarez, C.[2]; Quiroga, A.[3]; Noellemeyer, E.[4]; Díaz Zorita, M[5] y Frasier, I[3]

[1]Agencia de Extensión 9 de Julio, INTA
[2] Agencia de Extensión General Pico, INTA
[3] Estación Experimental Agropecuaria Anguil, INTA.
[4] Facultad de Agronomía, UNLPam.
[5]Desarrollo de tecnología Monsanto

*alvarez.cristian@inta.gob.ar

RESUMEN

Los cambios en las secuencias de cultivos con escaso aporte de rastrojo han provocado efectos negativos sobre la cobertura superficial de los suelos, materia orgánica, estabilidad estructural y capacidad de captación de agua. El objetivo de trabajo fue estudiar el efecto de la inclusión de CC sobre los contenidos de carbono total y particulado del suelo, y su influencia sobre la captación de agua. El estudio se realizó en un ensayo con 10 años de efectos acumulados que incluye rotaciones con soja (*Glicine Max L.*) y gramíneas invernales utilizadas como cultivos de cobertura sobre un suelo Hapludol éntico. El sitio experimental se encuentra localizado en la Escuela de Ganadería y Agricultura M.C. y M.L. Inchausti, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Los tratamientos incluyeron cuatro cereales de invierno como CC: avena (*Avena sativa*cv Calén), centeno (*Secale cereale*), trigo (*Triticum aestivum*) y raigrás anual (*Lolium multiflorum*cv Barturbo), y un testigo sin cultivo que se mantuvo libre de vegetación con aplicación de herbicida. El diseño experimental fue en bloques con tres repeticiones. Se cuantificó la producción de materia seca, los contenidos de carbono total y particulado, e infiltración básica. Los resultados indican que la producción de biomasa aérea con CC fue 5,2 veces mayor que el tratamiento testigo. El contenido de carbono total y C particulado fueron mayores en los tratamientos con CC vs testigo (58,8%). Además la infiltración después de 10 años de efectos acumulados superó en un 116% al testigo. Estos resultados demuestran la contribución que hacen los CC en los sistemas de producción agrícola sobre diferentes variables que reflejan la calidad del suelo y sus servicios ecosistémicos.

Palabras claves: servicios ecosistémicos, sostenibilidad, centeno.

INTRODUCCIÓN

El predominio en Región Pampeana de secuencias con alta frecuencia de cultivos de bajo volumen de rastrojo, dominado principalmente por el monocultivo de soja (*Glycine max* L.) (SAGPyA, 2017) y el cambio en las fechas de siembra de cultivo de alto aporte de rastrojo como es el cultivo de maíz (Ghironi *et al*., 2012) han llevado a que los sistemas en los últimos 15 años hayan perdido cobertura superficial. Esto trajo como consecuencia la disminución de los niveles de materia orgánica y pérdida de estabilidad estructural, que también se vió evidenciado en una reducción de la capacidad de captación de agua de los suelos (Quiroga *et al*., 2016). Una estrategia para incrementar el aporte de residuos es mediante la inclusión de cultivos de cobertura en la rotación (CC). Éstos brindan protección al suelo frente a procesos erosivos y constituyen una herramienta para el manejo de nutrientes y el secuestro de carbono. Existen antecedentes respecto a la introducción de CC en el Oeste de la Región Pampeana (Álvarez *et al*., 2005, 2008, 2010; Carfagno *et al*., 2008; Scianca et al., 2008, 2010; Quiroga *et al*., 1996, 1999; Fernández *et al*., 2012). Estos trabajos están orientados principalmente al estudio de la adaptación de distintas especies utilizadas como CC a las condiciones edafo-climáticas de la región en términos de producción de biomasa y a la dinámica del agua en el suelo. Este punto es crítico para los ambientes bajo estudio, debido a que los CC pueden reducir la disponibilidad de agua para el cultivo de cosecha siguiente en la rotación. Sin embargo, debe considerarse que los CC pueden incrementar la tasa de infiltración, reducir el escurrimiento y aportar cobertura al suelo disminuyendo las pérdidas de agua por evaporación, la principal causa de reducción de la eficiencia de uso de las precipitaciones en ambientes semiáridos (Bennie & Hansley, 2000). Se ha demostrado que los CC reducen la compactación del suelo (Williams & Weil, 2004) y el encostramiento (Folorunso *et al*., 1992) e incrementan la macroporosidad (Obi, 1999; Villamil *et al*., 2006) facilitando la infiltración y la aireación del suelo. Los efectos de los CC sobre la descomposición de residuos y las propiedades físicas del suelo dependen de las condiciones edáfico-ambientales del sitio, de la especie utilizada y el manejo. En base a estos antecedentes se plantea

como objetivo de trabajo estudiar el efecto de la inclusión de CC sobre los contenidos de carbono total y particulado del suelo, y su influencia sobre la captación de agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo con 10 años de efectos acumulados que incluye rotaciones con soja (*Glicine Max L.*) y gramíneas invernales utilizadas como cultivos de cobertura establecido en el año 2005. El sitio experimental se encuentra localizado en la Escuela de Ganadería y Agricultura M.C. y M.L. Inchausti, Provincia de Buenos Aires, Argentina sobre un suelo Hapludol éntico (INTA, 1993). El cual fue establecido a partir del año 2005 y el lote provenía de diez años en agricultura continua con soja de 1° (periodo 1995-2005), de los cuales los últimos cuatro fueron realizados bajo siembra directa. Los tratamientos incluyeron cuatro cereales de invierno como CC: avena (*Avena sativa* cv Calén), centeno (*Secale cereale*), trigo (*Triticum aestivum*) y raigrás anual (*Lolium multiflorum*cv Barturbo), y un testigo sin cultivo que se mantuvo libre de vegetación con aplicación de herbicida. El diseño experimental fue en bloques con tres repeticiones. La siembra de los CC se realiza en abril de cada año y las fechas de secado son en septiembre para el centeno y en Noviembre para el resto de las gramíneas. El cultivo de soja es sembrado todos los años entre el 20 y 30 de Noviembre. El primer, quinto y décimo año de la experiencia se realizaron las siguientes determinaciones: densidad aparente (Blake *et al*., 1986),contenidos de carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico particulado (COP) a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm del suelo (Cambardella y Elliot, 1982; Walkley y Black, 1934),producción de MS aérea anual de los CC y de la vegetación del testigo se realizó cortando el material vegetal de 1 m^2 de superficie al ras del suelo con cuchillo en el momento de secado de los CC. A partir de la biomasa generada por los CC y el cultivo de soja se calculo el carbono humificado aportado al suelo, de acuerdo a Álvarez, R y Steinbach, H Por último, se determinó la tasa de infiltración básica en tres momentos: (i) en el primer año, luego del secado de los CC; (ii) al 5to año pos secado del CC, (iii) en el 10 mo año luego del secado de los CC sobre avena y raigrás y antes de la siembra del cultivo de soja, empleando el permeámetro de disco (Gil, R 2006). Los resultados se analizaron por ANOVA y la comparación entre medias mediante el test de LSD Fisher ($p \leq 0,05$), utilizándose para ello el software Infostat, Di Rienzo (2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de materia seca y precipitaciones:

La productividad promedio vario entre 10950 y 3701 kg MS ha^{-1}, y no se correlaciono significativamente con las precipitaciones promedio anuales ($p<0,05$) (Tabla 1).

Tabla 1. Promedio de producción de materia seca (MS, kg ha^{-1}) de cada tratamiento y precipitaciones anuales (mm) para el ciclo 2005 – 2015.

Año	MS (kg ha^{-1})	Precip. (mm)
2005	10328	880
2006	7286	1159
2007	7198	827
2008	3885	825
2009	3786	779
2010	3701	944
2011	4793	1075
2012	10950	1475
2013	8958	726
2014	6940	1189
2015	8128	985

En promedio de los 11 años, los CC se diferenciaron del testigo pero no se evidenciaron diferencias entre ellos ($p<0,05$) Tabla 2).

Tabla 2. Promedio de producción de materia seca (MS, kg ha^{-1}) de cada tratamiento para el ciclo 2005 - 2015

Tratamiento	Promedio producción MS (kg ha^{-1}) 2005-2015
Testigo	1300 b
Avena	7866 a
Raigrás	6185 a

Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas para el test de LSD Fisher. ($p \leq 0,05$)

Se calculó el aporte de carbono capturado en la biomasa generada por los CC y la secuencia con soja, se lograron aportes de 52 y 44 Tn ha^{-1} para la secuencia que tuvo avena, raigrás, respectivamente. Mientras que la secuencia de soja.-soja generó 16 Tn ha^{-1}.

Cambios en la dinámica de C

En la figura 1 se presenta la relación COP/COT (%) para el espesor de suelo 0-20 cm luego de 11 años de la secuencia CC-Soja. Claramente se aprecia el aporte favorable de los CC al incremento del COP. Los tratamientos que tuvieron CC se diferencian del testigo en un 58,33%. Similares resultados han encontrado Alvarez *et al*. (2016) y Giorgi *et al*. (2016) en trabajos desarrollados en diferentes clases texturales y características climáticas en región Pampeana.

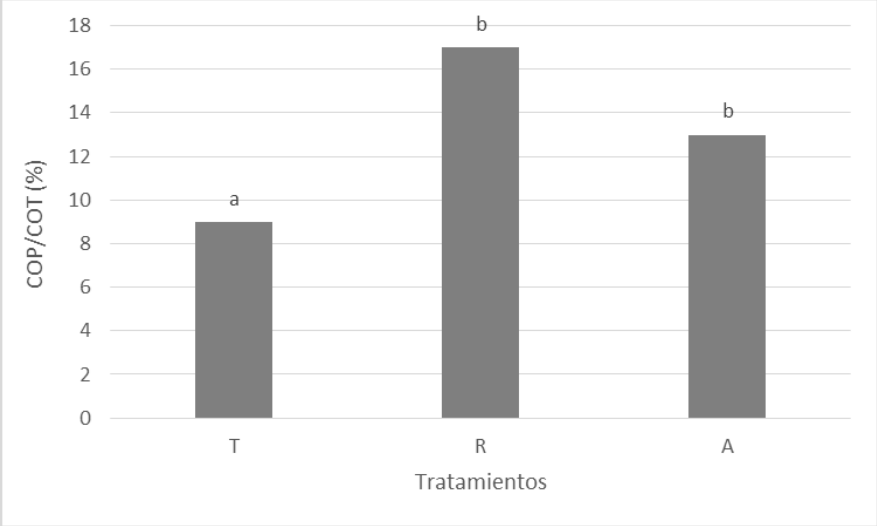


Figura 1. Relación COP/COT (%) para la profundidad 0-20 cm del suelo a los 10 años de la secuencia CC-Soja. Testigo (T), raigrás (R), avena (A). Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0.05$).

Cambios en la dinámica de Infiltración

Quiroga *et al*. (2016) han abordado los problemas en la captación del agua (infiltración, escurrimiento) a partir de la reducción de la macroporosidad como consecuencia de la degradación física de los suelos. En las determinaciones de infiltración realizadas en el 1° año luego del secado de los CC de avena y raigrás, no se determinaron diferencias en la infiltración. En el 5° año avena y raigrás también se diferenciaron significativamente del testigo en un 70% más de infiltración. (Tabla 3). En tanto que a los 10 años, se comprobó menor infiltración en el tratamiento testigo que los CC ($p<0,05$). Los valores más altos se alcanzaron en las secuencias con raigrás (96 mm h^{-1}), sin observar diferencias significativas respecto de avena y trigo (85 y 89,5 mm h^{-1}). Si bien los valores más bajos se observaron en el tratamiento con centeno, este superó los valores de infiltración registrados en el testigo en un 71,7 % ($p<0,05$). En promedio y luego de 10 años consecutivos de CC sobre la secuencia de soja, se observó un incremento del 116 % en la tasa de infiltración respecto del testigo. Estudios realizados por Álvarez et al. (2010, 2016) mostraron que la introducción de CC mejoró la

captación de agua en diferentes ambiente en promedio un 35%. Esto demuestra que la condición inicial de sitio es una variable a considerar cuando se evalúa cambios en propiedades físico-químicas en los sistemas de producción.

Tabla 3. Infiltración (mm h^{-1}). Media en el 1^{er} 5^{to} y 10^{mo} año luego del secado de los CC, Tratamientos, testigo (T), Avena (A) y Raigrás (R). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) en cada momento de evaluación.

Tratamientos	Infiltración (mm $hora^{-1}$)		
	En el 1° año, en post secado de CC	En el 5° año, en post secado de los CC	En el 10° año, en post secado de los CC
T	79 a	21 b	39 b
A	93 a	67 a	85 a
R	88 a	74 a	96 a

CONCLUSIONES

El aporte de rastrojo a la secuencia (periodo 2005-2015) fue en promedio anual 5,2 veces mayor con la incorporación de cultivo de cobertura. Esta mayor incorporación de cobertura superficial modificó la relación de COT/COP en un 58,8% a favor de la incorporación de CC. Además incrementó la tasa de infiltración en un 116% promedio respecto del testigo. Estas contribuciones presentadas demuestran la viabilidad de la inclusión de los CC, medida en diferentes condiciones de regímenes de precipitaciones, mejorando variables de suelo que reflejan la calidad del mismo y los servicios ecosistémicos asociados.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Escuela ML y MC Inchausti y Coop. Agrícola Ganadera de Dudignac y a todo el personal.

BIBLIOGRAFÍA

-Alvarez C, M Barraco, C Cazorla, J C Colazo, J Dios Herrero, A Lardone, P Girón, S Restovich, S Rillo Mejora de propiedades edáficas con inclusión de cultivos de cobertura en agroecosistemas pampeanos. XXV Congreso de suelos de la AACS. Río Cuarto, Córdoba. 2016.
-Alvarez C., Scianca C., Barraco M., Diaz-Zorita M. 2010. Cambios en suelos bajo siembra directa con cereales de invierno como cobertura. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario. CD
-Álvarez, C.; Barraco M.; Díaz Zorita M.; Scianca C. y C. Pecorari. 2005. Uso de cultivos de cobertura en rotaciones con base soja: Efecto sobre algunas propiedades edáficas y rendimiento de los cultivos en un Hapludol Típico del Noroeste bonaerense. Boletín de divulgación técnica N^0 87. Aspectos del manejo de los suelos en sistemas mixtos de las regiones semiáridas y subhúmeda Pampeana. INTA EEA Anguil Pag.19-23.
-Álvarez, C.; Scianca, C.; Barraco, M y Díaz Zorita, M. 2006. Impacto de cereales de cobertura sobre propiedades edáficas y producción de soja. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (en CD).
-Alvarez, C.; Scianca, C.; Barraco, M y Díaz Zorita, M. 2008 Impacto del manejo de cereales de cobertura invernal sobre propiedades edáficas y producción de soja. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (en CD).
-Álvarez, C.R y M.A. Taboada. 2008. Indicadores de la fertilidad física del suelo. En Fertilidad Física de los suelos. Cap. 6. Pág.155-180. Editorial Facultad de Agronomía. 2° Edición.
-Álvarez, R & H Steinbach. 2006. Valor agronómico de la materia orgánica. *En:* Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Ed. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.Pp. 55-67.
-Bennie, A & M Hensley. 2000. Maximizing precipitation utilization in dryland agriculture in South Africa, a review. Journal of Hydrology 241: 124-139.
-Blake, G & K Hartge. 1986. Bulk density. In: A. Klutr (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. Monog 9. Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin, E.E.U.U. pp 363-375.

-Cambardella, CA & ET Eliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
-Carfagno P.F.; M.J. Eiza; A. Quiroga y F. Babinec. 2008 Cultivos de cobertura: efecto sobre La dinámica del agua en el suelo. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (en CD).
-Di Rienzo, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, CW Robledo 2016. Infostat versión 2016. Grupo Infostat. FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
-Fernández, R., Quiroga, A., Noellemeyer, E., 2012. Cultivos de cobertura,¿una alternativa viable para la región semirárida pampeana? Ciencia del suelo 30, 137–150.
-Folorunso, OA; DE Rolston; T Pricharrd & DT Louie. 1992. Soil surface strength and infiltration rate affected by winter crops. Soil Technol. 5: 189-197.
-Galantini, J.A. y L. Suñer, 2008. Soil organic matter fractions: analysis of Argentine soils. Agriscientia XXV (1): 41-55
-Ghironi E., A Corro Molas., A Gili., E Hevia., H Reinoso. 2012. Manejo sitio específico de densidades de cultivos de girasol, maíz y sorgo en la región semiárida pampeana central. En Corro Molas A y E Ghironi. 2012. avances de agricultura por ambiente en la región semiárida pampeana. Pág-21-50.
-Gil R. 2006. Infiltrómetro. Permeámetro de Disco. Actas XX Congreso Argentino de Ciencias de Suelo: 138.
-Giorgis A, M Lobos, M Barraco, A Lardone, P Giron, C Berton, S Prieto, C Alfonso, J Colazo, G Garnero, M Gómez, F Capellino , G Dania, P Nagore, S Raspo, C Scianca, M Díaz-Zorita y C Álvarez. 2016. Efecto del manejo sobre propiedades físico hídricas en la región pampeana y chaco pampeana XXV Congreso de suelos de la AACS. Río Cuarto, Córdoba.
-INTA. 1993. Carta de suelos de la República Argentina. Instituto de suelos. Área de Investigación en Cartografía de suelos y evaluación de tierras. Hoja 3560 – 32 Del Valle. Escala 1: 50.000.
-Obi, ME. 1999. The physical and chemical responses of a degraded sandy clay loam to cover crops in southern Nigeria . Plant Soil 211: 165 – 172.
-Quiroga A, M Monsalvo, D Buschiazzo y E Adema. 1996. Labranzas en la región semiárida pampeana central. En Labranzas en la Región Semiárida Argentina, Buschiazzo D, J Panigatti y F Babinec (Eds.). INTA Centro Reg. La Pampa-San Luis. 126 pp.
-Quiroga A, D Buschiazzo and N Peinemann. 1999. Soil compaction as related to management practices in the Semiarid Argentine Pampas. Soil Till Res. 52: 21-28.
-Quiroga A.; Funaro D.; Fernández R. y E. Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la Región Pampeana. Ciencia del suelo. N^{0}23 Pág. 79-86.
-Quiroga, A., Oderiz, A., Uhaldegaray M., Alvarez, C., Scherger, E., Fernandez, R., I Frasier. 2016. Influencia del manejo sobre indicadores físico-hídricos de compactación de suelos. XXV Congreso de suelos de la AACS. Río Cuarto, Córdoba. 2016.
-Restovich, S.B; A, Andriulo y C. Améndola. 2008. Definición del momento de secado de diferentes cultivos de cobertura en la secuencia soja-maíz. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (En CD).
-Scianca C., Álvarez C., Barraco M., Quiroga A. Centeno utilizado como cultivo de cobertura en la región de la pampa arenosa. 2010 XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario. CD
-Scianca, C.; C. Álvarez; M. Barranco; A. Quiroga y P. Zalba. 2008. Cultivos de cobertura en un Argiudol típico del Noroeste Bonaerense. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (En CD).
-Taboada, M.; F. Micucci y C. 2008. Álvarez. Impedancias mecánicas y compactación en suelos agrícolas. En Fertilidad Física de los suelos. Cap 5. Pág.93-153. Editorial Facultad de Agronomía. 2° Edición.
-Villamil MB, Bollero GA, Darmody RG, Simmons FW, Bullock DG. 2006. “No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops: Effects on Soil Properties”. Soil Science Society of America Journal. 70:1936–1944.
-Walkley A and T Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.
-www.sagpya.mecon.gov.ar. Informes producción nacional campañas 1990-202017.

C4P117. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN AGREGADOS COMO INDICADOR DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO

Rivero[1], C.; Studdert[1], Guillermo A.; Tourn, Santiago N.[1] y Domínguez[1], Germán, F.

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. studdert.guillermo@inta.gob.ar

RESUMEN

La salud del suelo puede ser afectada por la agricultura. Es necesario contar con indicadores que permitan conocer el estado de salud edáfica según el manejo. El nitrógeno de amonio liberado en anaerobiosis (Nan) ha sido postulado como un buen indicador por su sencillez de determinación y su relación con los contenidos de las fracciones orgánicas del suelo. El Nan podría ser también indicador de estabilidad estructural (EA). Se hipotetiza que 1) el Nan en la masa total del suelo se relaciona con la EA y 2) el Nan en macroagregados (> 250 µm, MACRO) ajusta mejor la relación con la EA. Se tomaron muestras de suelo en un ensayo de rotaciones mixtas y labranza sobre molisoles del Sudeste Bonaerense en tratamientos con agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD), rotaciones con pasturas bajo LC y SD, y pastura continua. Se determinó el Nan en masa total y en MACRO. También se dispuso de los datos de carbono orgánico total (COT) y particulado (COP) en ambos. Se calculó la EA como cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) de los agregados entre dos tamizados con diferente pre-tratamiento. Tanto COT como COP, Nan y CDMP fueron suficientemente sensibles para mostrar diferencias ente manejos. COT y COP explicaron 80 y 94% de la variabilidad de Nan en masa total. Asimismo, COT, COP y Nan en masa total explicaron 74, 67, y 72%, respectivamente, de la variabilidad en CDMP. Diferente proporción de MACRO entre tamizados explicó el 87% del CDMP. El Nan en MACRO explicó el 73% de la variabilidad de CDMP. Se reunieron evidencias para no rechazar la primera hipótesis, pero sí para rechazar la segunda. No se justifica separar los agregados por tamaño y determinar Nan en MACRO porque no mejora la relación con la EA.

Palabras claves: Nan, sistemas de cultivo, salud edáfica

INTRODUCCIÓN

La agricultura puede asociarse a fenómenos de degradación del suelo que se manifiestan a través de balances negativos de nutrientes y carbono (C), y de la afectación de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Manuel-Navarrete *et al*., 2009; Quiroga & Studdert, 2014). Así, se alteran las funciones ecosistémicas del suelo (Powlson *et al*., 2011), es decir, la salud edáfica, amenazando la seguridad alimentaria y la calidad del ambiente (Lal, 2010). Es importante contar con indicadores que permitan un seguimiento del estado la salud del suelo para contribuir a definir las prácticas de manejo. Un indicador de salud de suelos debe ser sensible a los cambios provocados por el uso, fácil de interpretar, sencillo y económico de obtener y debería relacionarse con una o más funciones edáficas (Doran & Parkin, 1996).

Una de las propiedades del suelo que se ve más afectada por el uso agrícola es su contenido de C orgánico (CO) y, especialmente, el de sus fracciones lábiles (*p.e.* el CO particulado (COP)), que tienen una estrecha relación con la salud edáfica (Quiroga & Studdert, 2014). El COP interviene en varios procesos que tienen un marcado efecto sobre la estabilidad de los agregados (EA) y el ciclo de los nutrientes (Six *et al*., 2004), teniendo así gran influencia en la salud del suelo. No obstante, su determinación consume mucho tiempo, lo que la hace poco práctica para ser utilizada de manera rutinaria (Diovisalvi *et al*., 2014).

El nitrógeno (N) de amonio ($N\text{-}NH_4^+$) liberado por incubación anaeróbica corta, Nan, (Waring & Bremner, 1964) es sensible para distinguir situaciones de manejo contrastantes, es fácil de interpretar, y sencillo y económico de determinar (Domínguez *et al*., 2016). Tiene estrecha relación con los contenidos de CO total (COT) y el COP del suelo y, por lo tanto, los cambios producidos por el uso sobre éstos, se reflejan también en aquél (García *et al*., 2016; Domínguez *et al*., 2016). El Nan se relaciona con varios procesos y propiedades edáficas (Domínguez *et al*., 2016), por ello, reúne las características de un indicador de salud del suelo (Doran & Parkin, 1996).

Por la naturaleza de los agentes cementantes involucrados, los macroagregados (>250 µm, MACRO) son menos estables que los microagregados (<250 µm, mA) y, consecuentemente, más susceptibles a las fuerzas de disrupción asociadas al uso del suelo (Six *et al*., 2004). Se ha propuesto que, dada su relación con el COT y el COP, el Nan podría

relacionarse también con la EA (Domínguez *et al*., 2016). Del mismo modo, dado que la EA de la masa del suelo depende de la estabilidad de los MACRO, el Nan en esta categoría de agregados podría ser un mejor indicador de la EA.

Por lo tanto, para suelos del Sudeste Bonaerense (SEB), se hipotetiza que: 1) el Nan en la masa total del suelo se relaciona de manera directamente proporcional con la EA y 2) el Nan en macroagregados ajusta mejor la relación con la EA que el Nan en la masa total del suelo. Para poner a prueba las hipótesis formuladas se plantearon los siguientes objetivos: 1) evaluar la relación del Nan en la masa total del suelo con la EA y los contenidos de COP y de COT del suelo bajo distintos sistemas de cultivo (SC) y 2) evaluar la relación del Nan en los MACRO con la EA del suelo y los contenidos de COP y de COT en los MACRO bajo distintos SC.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron muestras de suelo del ensayo "Rotaciones mixtas y labranzas" de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm) conducido desde 1976. El suelo es un complejo de Argiudoles típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El SC fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N), a las sub-parcelas. Para este trabajo se utilizaron cinco de los siete SC que comprende el ensayo y una sola de las cuatro dosis de N (60 kg N ha^{-1}). Los SC utilizados fueron: 1) agricultura permanente bajo siembra directa (SD) (100SD), 2) agricultura permanente bajo labranza convencional (LC) (100LC), 3) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con SD y 25% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (75SD), 4) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con LC y 25% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (75LC), y 5) pastura permanente con base de gramíneas (PP). En los períodos con agricultura, la secuencia de cultivos fue maíz (*Zea mays* L.)-soja (*Glycine max* (L) Merr.)-trigo (*Triticum aestivum* L.). Al momento del muestreo, el tratamiento PP había estado 20 años bajo pastura continua (desde 1994). El resto de los tratamientos se encontraba con rastrojo de trigo. Los tratamientos 75SD y 75LC habían tenido cinco años de agricultura luego de la última pastura (habían salido de pastura en 2009) y los tratamientos 100SD y 100LC habían tenido 20 años de agricultura más los 18 años de agricultura continua bajo LC desde el inicio del ensayo en 1976.

Las muestras de suelo se tomaron con pala a 0-5 y 5-20 cm en otoño de 2014. Los agregados se separaron en fresco por sus planos naturales de división, hasta pasar por un tamiz de 8000 µm y luego se secaron en estufa a 50°C hasta peso constante. Se separaron cuatro fracciones de suelo según la metodología propuesta por Six *et al*. (1998): 1) macroagregados grandes (>2000 µm, MA), 2) magroagregados chicos (2000-250 µm, Ma), 3) mA (250-53 µm), y 4) <53 µm. Esta separación se hizo en dos alícuotas de cada muestra cada una previamente re-humedecidas según: 1) una de las alícuotas por capilaridad (MC): incubada a temperatura ambiente por 24 h hasta alcanzar la capacidad de campo, y 2) la otra alícuota por humedecimiento violento (MV): sumersión de los agregados secos en el agua justo antes del tamizado. Cada fracción de agregados obtenida de ambos tamizados fue secada en estufa a 50°C hasta peso constante y luego pesada. Se calculó el cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) entre los dos tamizados según Six *et al*. (2000b), pero sin corregir por contenido de arena dado que los suelos estudiados tienen un ínfimo contenido de arenas gruesas (Tourn, S.N., com. pers., 2016). El Nan se determinó en la masa total del suelo y en los MA y Ma resultantes del tamizado luego del MC por incubación anaeróbica de 7 d a 40°C (Waring & Bremner, 1964) y posterior micro-destilación por arrastre con vapor para determinar el $N\text{-}NH_4^+$ liberado (Keeney & Nelson, 1982). Se dispuso de las concentraciones de COT y de COP en la masa total del suelo y en los MA y Ma resultantes del tamizado luego del MC (Tourn, S.N., com. pers., 2016). En este trabajo se informan los resultados de Nan, COT, COP y CDMP en masa total del suelo y para los MACRO (promedio ponderado de MA y Ma) a la profundidad de 0-20 cm (calculados como el promedio ponderado de los datos a las profundidades de muestreo). Toda la información obtenida se analizó estadísticamente (análisis de varianza, regresiones y comparación de medias) con las sentencias incluidas en el programa Statistical Analysis System (SAS Institute, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se presentan los contenidos de COT y COP y el Nan en la masa total de suelo de la capa arable (0-20 cm). El tratamiento bajo pastura continua (PP) mostró significativamente mayores valores de las tres variables. Los tratamientos bajo SD (75SD y 100SD) presentaron mayores valores que aquéllos bajo LC (75LC y 100LC). Estas diferencias entre sistemas de labranza fueron significativas, principalmente, en las fracciones lábiles (COP y Nan).

Asimismo, la Figura 1 muestra que cinco años de agricultura tanto bajo SD (75SD) como bajo LC (75LC) hicieron que COP y Nan adquirieran valores similares a los de agricultura continua (100SD y 100LC, respectivamente). Los contenidos de COT y de COP explicaron el 80 y el 94% (p<0,01), respectivamente, de la variabilidad del Nan en la masa del suelo en la capa arable.

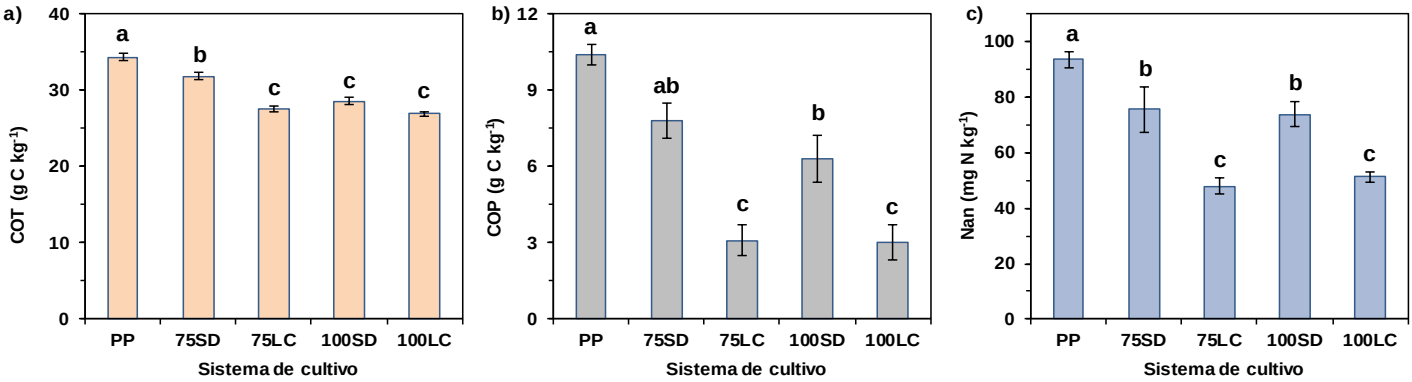


Figura 1: Carbono orgánico total (COT, a) y particulado (COP, b) y nitrógeno liberado en anaerobiosis (Nan, c) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver las identificaciones en Materiales y métodos). Las barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. Letras iguales dentro de cada gráfico indican que las diferencias entre medias son no significativas (p>0,05). Datos de COT y COP cedidos por Tourn, S.N. (com. pers., 2016).

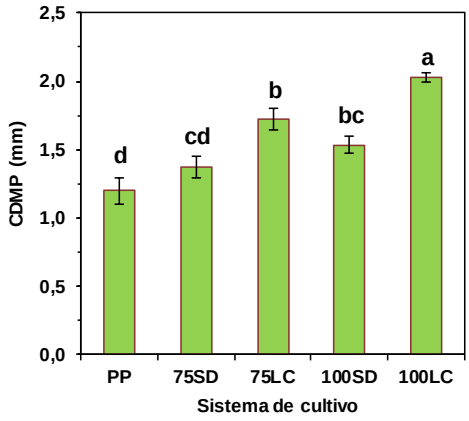


Figura 2: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver las identificaciones en Materiales y métodos).

El CDMP es una forma de expresar la EA. Mayores valores de CDMP significan menor EA. En la Figura 2 se puede ver que PP presentó el menor CDMP, mientras que 100LC presentó el mayor, y el resto de los tratamientos presentaron valores intermedios. Cabe aclarar que los dos tratamientos bajo agricultura con menor disturbio por laboreo (bajo SD) mostraron valores de CDMP más bajos que aquéllos bajo LC. Las diferencias entre SC en fracciones orgánicas y en CDMP pueden atribuirse al nivel de disturbio físico por el tipo de laboreo y al efecto del crecimiento de raíces en las situaciones con bajo disturbio (Six *et al*., 2004; Domínguez *et al*., 2008; Franzluebbers *et al*., 2014). El patrón de CDMP entre SC (Figura 2) es semejante al observado para las fracciones orgánicas del suelo (Figura 1). En la Figura 3 se muestran las regresiones entre CDMP y COT, COP y Nan en la masa total del suelo. El CDMP se relacionó fuertemente con COT y COP (Figura 3a,b) y también con Nan (Figura 3c) cuya variabilidad explicó el 72% de la de CDMP. Esto último confirma que el Nan puede ser utilizado como indicador de EA (Domínguez *et al*., 2016).

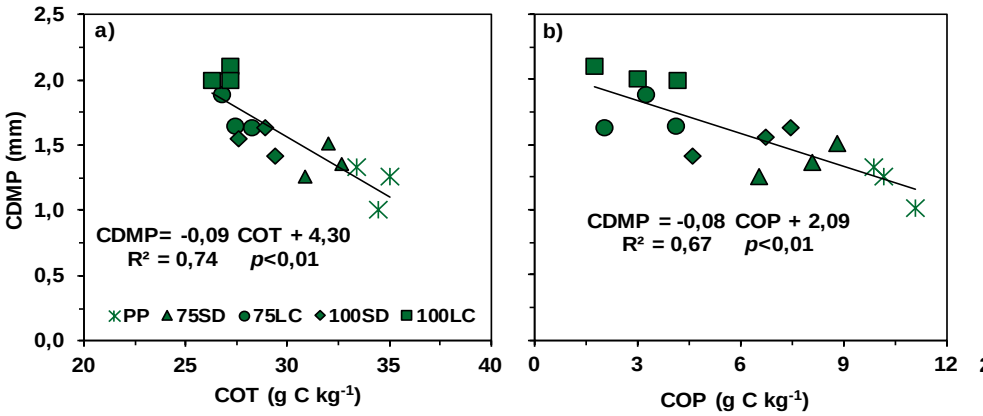


Figura 3: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en función de carbono orgánico total (COT, a) y particulado (COP, b) y nitrógeno liberado en anaerobiosis (Nan, c) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver las identificaciones en Materiales y métodos). Datos de COT y COP cedidos por Tourn, S.N. (com. pers., 2016).

El patrón de distribución de agregados por tamaño luego del MC fue diferente que luego del MV. Cuando el re-humedecimiento se hizo por capilaridad, la mayor proporción de la masa total del suelo estuvo representada por los MACRO. Por otro lado, cuando el suelo fue sometido al MV, la mayor proporción de la masa total del suelo se concentró en mA. El MV provocó que el agua ingresara rápidamente en los poros de los agregados secos y se generaran grandes fuerzas internas por compresión del aire dentro aquéllos, haciendo que los agregados menos estables estuvieran más susceptibles a ser rotos con el tamizado posterior (Kemper & Rosenau, 1986). Así, la diferencia de peso de MACRO entre tamizados luego de cada re-humedecimiento, mostró diferencias entre SC y explicó una gran proporción del CDMP de la masa total del suelo a 0-20 cm (Figura 4). Lo mostrado en la Figura 4b confirma que la EA del suelo puede ser explicada a través de los cambios en los MACRO.

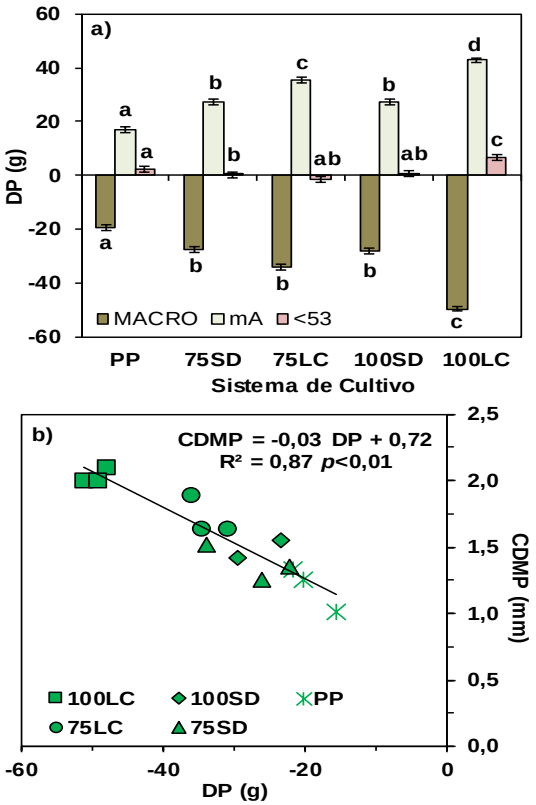


Figura 4: Diferencia de peso (DP) de macroagregados entre dos tamizados para diferentes sistemas de cultivo (SC) (a) y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en función de DP (b) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos SC (identificaciones en Materiales y métodos).

Aquellos agentes que contribuyen a la formación y estabilización de los MACRO son más susceptibles a ser afectados por las prácticas de manejo (Six *et al*., 2004) y, por ello, la susceptibilidad a la ruptura de estos agregados es fuertemente influenciada por el efecto de los SC. Como era de esperar, las menores diferencias de peso de agregados entre tamizados luego de cada re-humedecimiento (Figura 4a) y los menores CDMP (Figura 2), correspondieron al tratamiento PP, y los mayores a 100LC, estando en situación intermedia los SC que incluyen pasturas en la rotación (75LC y 75SD) y 100SD. Six *et al.* (2004) y Li *et al*. (2016) indicaron que la estabilidad de los MACRO aumentaba con el incremento en la concentración de CO en su interior. El efecto de las labranzas en la EA ocurre, principalmente, a través del efecto sobre la cantidad y la calidad del material orgánico ocluido dentro de los MACRO. Las labranzas agresivas como LC, causan la ruptura de los macroagregados e inhiben la inclusión y/o la persistencia de COP dentro de ellos, causando así la reducción de su estabilidad (Six *et al*., 2000a, b). Por otra parte, Gale & Cambardella (2000) presentaron evidencias de que bajo SD los macroagregados más estables, definidos como aquéllos que se mantenían intactos luego del disturbio, poseían mayor concentración de COP joven, proveniente principalmente de raíces, que los macroagregados menos estables.

Tabla 1: Contenidos de carbono orgánico total (COT)y particulado (COP) y nitrógeno de amonio liberado en anaerobiosis (Nan) en macroagregados a 0-20 cm para diferentes sistemas de cultivo (SC) (identificaciones en Materiales y métodos). Los valores entre paréntesis son errores estándar de la

SC	COT	COP	Nan
	g kg^{-1}		mg kg^{-1}
PP	34,1 a (0,7)	13,4 a (0,7)	109,1 a (5,4)
75SD	29,4 b (1,3)	8,7 bc (0,4)	82,2 b (6,1)
75LC	27,4 b (1,6)	6,7 c (0,8)	69,2 bc (5,5)
100SD	29,3 b (0,5)	9,5 b (0,5)	64,3 c (3,4)
100LC	27,9 b (0,6)	7,2 c (0,4)	41,9 d (0,5)

Todo esto indicaría que los contenidos de COT y COP y el Nan en MACRO remanentes del tamizado luego del MC, podrían ser indicadores más sensibles de la EA que los respectivos en la masa total del suelo (Six *et al*., 2004; Roldán *et al*., 2014; Studdert, 2014). En la Tabla 1 se muestran los contenidos de COT y COP y el Nan en MACRO para los SC estudiados. Las relaciones del CDMP del suelo con el COT y con el COP en MACRO fueron altamente significativas ($p<0,01$) y con R^2 similares a los mostrados en la Figura 3a y b, respectivamente, para la masa total del suelo (datos no mostrados). Esto confirma que la EA de la masa del suelo está estrechamente relacionada con el COT y el COP y que los contenidos de éstos en MACRO tienen la mayor responsabilidad en su definición.

En consonancia con las relaciones de Nan con COT y con COP en la masa total del suelo, las relaciones entre dichas variables en MACRO fueron también altamente significativas ($p<0,01$) (datos no mostrados). No obstante, los R^2 para Nan vs. COT y Nan vs.

COP en MACRO a 0-20 cm fueron 0,60 y 0,66, respectivamente, que fueron menores que los mencionados más arriba para la masa total del suelo, posiblemente asociado con una variabilidad algo mayor.

Así, estando el Nan en MACRO estrechamente relacionado con el COT y el COP en esa fracción de agregados y éstos con el CDMP del suelo, es válido analizar la relación del Nan en MACRO con el CDMP. Además, la variación del Nan en MACRO explicó una muy alta proporción (alrededor del 0,70, $p<0,01$) de la variabilidad de Nan en la masa total del suelo. Si bien dicho R^2 es más bajo, esto coincide con lo reportado por Gregorutti *et al*. (2014) para molisoles y vertisoles de Entre Ríos, quienes informaron una relación significativa entre Nan en masa total del suelo y Nan en MACRO remanentes del tamizado luego de MC, con un R^2 de 0,90.

La relación entre el CDMP del suelo y el Nan en los MACRO a 0-20 cm (Figura 5) fue altamente significativa ($p<0,01$) con un R^2 similar al mostrado en la Figura 3c para la relación entre CDMP y Nan en la masa total del suelo. El ajuste significativo mostrado en la Figura 5 indicaría que el Nan en MACRO sería también un buen indicador de salud del suelo ya que se relaciona con varias funciones edáficas, entre ellas la EA, y muestra sensibilidad para diferenciar los efectos de los SC (Figura 5).

La similitud de los ajustes mostrados en la Figura 3c y en la Figura 5 indican que una separación por tamaño de agregados para la determinación de Nan en los MACRO no parecería justificarse. Esto requeriría mucho tiempo ya que las muestras de suelo deben ser previamente humedecidas (24 h aproximadamente) y luego recién se realizaría el tamizado para luego determinar el Nan. En síntesis, para las situaciones estudiadas, el Nan en MACRO permitió distinguir entre situaciones de manejo, es relativamente sencillo y económico y contribuye a la caracterización del estado de la salud edáfica en relación con el uso, pero no mostró mejor comportamiento que el Nan en la masa total del suelo para explicar cambios en la EA. De todas formas, en esta experiencia se trabajó con sólo un tipo de suelo y en un ensayo controlado con un rango limitado de SC. Sería de importancia corroborar estos resultados ampliando el estudio a otros suelos con diferentes texturas y diferentes condiciones de manejo.

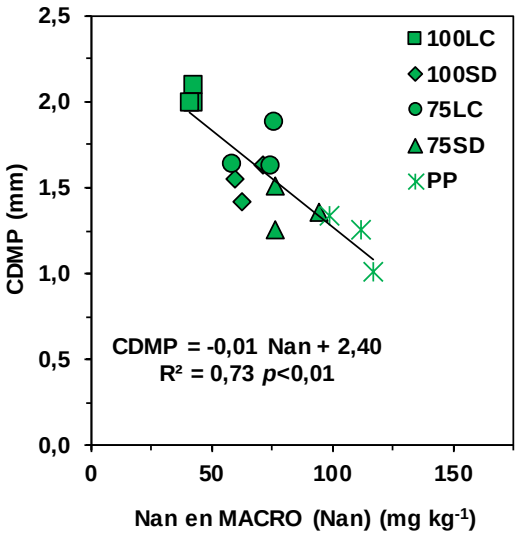


Figura 5: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en la masa total del suelo a 0-20 cm en función de nitrógeno liberado en anaerobiosis (Nan) en macroagregados (MACRO) bajo distintos sistemas de cultivo (identificaciones en Materiales y métodos).

CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis realizados y las relaciones observadas, para las condiciones en que se desarrolló este estudio, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar la primera hipótesis. El Nan en la masa total del suelo mostró una relación estrecha con el CDMP y, por lo tanto, el valor de Nan puede ser utilizado como un indicador de la EA.

Por otro lado, las evidencias reunidas al analizar la relación entre el CDMP y el Nan en MACRO fueron suficientes para rechazar la segunda hipótesis. Las variaciones de CDMP fueron explicadas por los cambios en Nan en MACRO en una proporción similar a la observada para el Nan en la masa total del suelo. Por lo tanto, no se justificaría hacer el tamizado luego del MC para separar MACRO, porque incrementa la cantidad de horas-hombre necesarias y, además, el tiempo necesario para tenerlo. Sería importante que esta investigación se realizara en otras condiciones.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Ingeniera Agrónoma de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518-16 y AGR536-17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Diovisalvi, NV; GA Studdert; NI Reussi Calvo; GF Domínguez & A Berardo. 2014. Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon content. Ciencia del Suelo. 32:85-94.

- Domínguez, GF; A Andersen & GA Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, mayo 2008. En CD.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En: JW Doran & AJ Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Special Publication Nº 49. Pp. 25-37. SSSA; Madison, Wisconsin, EEUU.
- Franzluebbers, A; J Sawchik & MA Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations intemperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18–26.
- Gale, WJ & CA Cambardella. 2000. Carbon dynamics of surface residue–and root-derived organic matter under simulated no-till. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:190-195.
- Garcia, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo 34:127-138.
- Gregorutti, CV; LE Novelli; RJM Melchiori; MV Ormaechea & OP Caviglia. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y su relación con el nitrógeno orgánico en diferentes fracciones. Ciencia de Suelo. 32:41-51.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. En: AL Page (ed.) Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. Agronomy Monograph, 9. Pp. 643-698. ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU.
- Kemper, WD & RC Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. (ed.) Methods of soils analysis. 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA. Agronomy Monograph 9.1 pp. 425-442.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. Crop Sci. 50:S-120-S-131.
- Li, S; X Gu; J Zhuang; T An; J Pei.; H Xie; H Li; S Fu & J Wang. 2016. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. Soil Till. Res. 155:199-206.
- Manuel-Navarrete, D; GC Gallopín; M Blanco; M Díaz-Zorita; DO Ferraro; H Herzer; P Laterra; MR Murmis; G Podestá; J Rabinovich; EH Satorre; F Torres & EF Viglizzo. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. Environ. Dev. Sustain. 11:621–638.
- Powlson, DS; PJ Gregory; WR Whalley; JN Quinton; DW Hopkins; AP Whitmore; PR Hirsch; KWT Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36(Suppl.1):S72-S87.
- Quiroga, AR & GA Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: HE Echeverría & FO García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da ed. Pp. 73-100.Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Roldán, MF; GA Studdert; CC Videla; S San Martino & LI Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- SAS Institute. 2009. SAS Online Doc, Versión 9. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, EEUU. Programa computacional.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 1998. Aggregate and SOM dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am J. 62:1350–1358.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000a. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem. 32:2099-2103.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000b. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1042-1049.
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, GA. 2014. Materia orgánica y sus fracciones como indicadores de uso sustentable de suelos del Sudeste Bonaerense. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mesa Redonda: La materia orgánica como un indicador de calidad del suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires, mayo 2014. En CD.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. London Nature 201:951-952.

C4P118. EMPLEO DE GIS PARA IDENTIFICAR PATRONES CON EXCESO DE AGUA EN PARTIDOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA

Rodas Alonso[1], Rossana V.; Debelis[1], Silvina P. y Conde[2], Sandra B.

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora. Ruta Prov. 4 y Juan XXIII. Lomas de Zamora, Buenos Aires. Argentina. silvinadebelis@yahoo.com.ar

[2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Agencia de Extensión Rural Lobos. San Martín 217. Lobos, Buenos Aires.

RESUMEN

La Pampa Deprimida constituye un notable ejemplo de llanura de baja pendiente con una apariencia totalmente plana, gran extensión y un acentuado problema de hidrohalomorfismo. Estas características y la cantidad e intensidad de las lluvias en esta subregión, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión. La utilización de Sistemas de Información Geográfica y la teledetección son herramientas de suma utilidad para el estudio de fenómenos naturales, como es la inundación. Los objetivos del trabajo son estudiar la evolución de las superficies anegadas en el Partido de Monte, mediante la utilización de imágenes Landsat y SIG, asociando esta información a la pluviometría registrada. Se realizaron análisis de una serie de imágenes mensuales del año 2016, Landsat 8 OLI en 7 bandas combinadas en el rango del espectro que abarca desde el azul, verde, rojo, hasta el IR (infrarojo), el IR cercano, medio y lejano. Tras el análisis visual de las capas ráster obtenidas en el NDWI se determinó el rango que define el valor de pixeles con agua y no agua en superficie, posteriormente se calculó la superficie anegada en la capa ráster que provee el módulo Saga, para el partido de Monte en cada mes. Para el año analizado con esta metodología se observa que, la influencia de las características de los suelos que la componen y la cantidad de precipitación acumuladas en esta localidad, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión, siendo los mayores en extensión los correspondientes a julio y agosto. Se propone para continuar con la investigación el análisis de la influencia de años húmedos y años secos, sobre el patrón de distribución del exceso de agua.

Palabras claves: GIS; Landsat, inundación

INTRODUCCIÓN

La Pampa Deprimida constituye un notable ejemplo de llanura de baja pendiente con una apariencia totalmente plana. Existen no obstante desniveles a escala local que condicionan diferencias en el escurrimiento de las aguas de lluvia, producen acumulaciones superficiales que, ya en las posiciones cóncavas como en las planas, dan lugar a características particulares en los perfiles hidromórficos que dominan en la región aludida (Debelis *et al.*, 2005). Se caracteriza por su gran extensión (9,5 millones de hectáreas), un relieve extremadamente plano (0,01% de pendiente promedio) donde, salvo escasas excepciones, no se advierten formas definidas; y un acentuado problema de hidrohalomorfismo generalizado en toda el área (Tricart, 1973).

Predominan unidades cartográficas del tipo complejos con alto porcentaje de suelos alcalinos, algunos desde superficie y otros con elevado porcentaje de sodio de intercambio en los horizontes subsuperficiales (Natracuol típico y Natracualf típico). Hay pedones leve a moderadamente salinos. Estas características y la cantidad e intensidad de las lluvias en esta subregión, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión. La actividad productiva de cría de ganado, regulada por la propia dinámica estacional, productividad y calidad de los pastizales naturales, se encuentra actualmente amenazada por cambios productivos y de uso de tierra.

La utilización de Sistemas de Información Geográfica y la teledetección son herramientas de suma utilidad para el estudio de fenómenos naturales, como es la inundación (Soldano *et al*., 2004). Las técnicas de sensoramiento remoto por satélite son cada día más importantes, las mismas proveen el punto de vista sinóptico requerido por los estudios de planificación del desarrollo integrado.

El potencial de inundación de un área, aparte de los datos históricos, es la identificación de planicies de inundación y de áreas propensas a inundaciones. Estas áreas son generalmente reconocibles en imágenes satelitales, debido al marcado contraste existente entre el agua y el resto del paisaje en el espectro electromagnético. En consecuencia, esta herramienta permite la evaluación del riesgo de inundación y el trazado de mapas de áreas susceptibles

en función de la cobertura por satélite de un área de estudio (Sanyal & Lu, 2004; Zang *et al*. 2014; Dao Phuong *et. al*, 2015).

El área de estudio abarca los partidos de Mercedes, Monte, Cañuelas, Lobos, Roque Pérez y Navarro, provincia de Buenos Aires, representativos dentro de la Pampa Deprimida. No obstante, en esta comunicación se presentan los avances de una sola localidad.

Los objetivos del trabajo son estudiar la evolución de las superficies anegadas en el Partido de Monte, mediante la utilización de imágenes Landsat y con la utilización de un SIG, asociando esta información a la pluviometría registrada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para estudiar la evolución de las superficies anegadas durante el año 2016, se realizó un análisis de imágenes satelitales Landsat 8, y posterior empleo del programa Q-GIS, para la estimación de la superficie anegada mensual. Se trabajó con imágenes mensuales del año 2016, Landsat 8 *Operational Land Imager* (OLI), en 7 bandas combinadas en el rango del espectro, rojo, verde, azul (RGB) e infrarrojo, IR cercano, medio y lejano. Las escenas utilizadas fueron 225-84 y 225-85. Landsat 8 tiene una resolución temporal de 16 días y espacial de 30 x 30 metros. Las imágenes suministradas por el grupo SIG INTA PERGAMINO se corrigieron geométricamente considerando la proyección Gauss Krugger faja 5. Posteriormente se trabajo con las bandas: 4-5-6, para calcular el índice diferencial de agua normalizado NDWI (del inglés Normalized Difference Water Index), con una composición color IRC- IR 1/2. Utilizando las bandas: 4 -5- 6 Rojo para vegetación, Negro para agua y Cian para suelo.

El NDWI se calculó a partir de la siguiente fórmula: VERDE – NIR/VERDE +NIR; donde NIR: Infrarojo cercano.

El NDWI es una variación del NDVI (Índice de Vegetación Diferencial Normalizado). Si en la ecuación invertimos el orden del NIR y cambiamos la banda roja por la verde, el resultado será contrario al NDVI, la vegetación será suprimida y los cuerpos de agua se realzarán (McFeeters, 1996). Esta operación se hace pixel a pixel, de dos bandas se obtiene un ráster de una sola banda. (unibanda). Blanco: valores de pixel alto (1), indica espejos de agua. Negro: valores de pixel bajos, indica ausencia de agua en superficie. Valores cercanos a 1 (valor de corte a partir de in pixel determinado) indican presencia de agua.

Con esos valores se confecciona la tabla de Reclassify values simple (SAGA/ raster tools/reclassify values simple), con el fin de determinar pixeles con agua, clasificarlos y delimitar áreas con agua en superficie. El módulo SAGA GIS es una herramienta muy versátil relacionada con el modelado de cuencas hidrológicas. El rango se definió a partir del NDWI y las precipitaciones mensuales de cada localidad. Los datos de precipitación fueron proporcionados por la AER-Lobos (INTA). Quantum GIS (Q-GIS) es un Sistema de Información Geográfica (SIG) de código libre para sistemas operativos GNU/Linux, Unix, Mac OS, Microsoft Windows y Android. Este SIG permitió obtener imágenes que permiten visualizar el patrón espacial de distribución de los cuerpos de agua de diferente magnitud.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras el análisis visual de las capas ráster obtenidas en el NDWI se determinó el rango que define el valor de pixeles que representan presencia y ausencia de agua.

Figura 1: A- NDWI pixeles con agua: blanco, pixeles sin agua: negro. **B**- NDWI pseudocolor ayuda al análisis visual. **C**- Superficie con agua

Cuando los valores se encuentran entre 0 - 0,35 (pixeles de tono blanco y grises muy claros) indican presencia de agua y valores entre 0, 35–1 (pixeles de tono gris oscuros a negro) ausencia de agua en superficie, representado en la Figura: 1-A. Se aplicó unibanda pseudocolor para facilitar el análisis visual (Figura 1-B), permitiendo una clara distinción de las distintas áreas anegadas en función de la magnitud de las mismas. Posteriormente se calculó la superficie anegada en la capa ráster que arroja el SAGA, con los valores de pixeles agrupados en "agua" y "no agua". Dicha capa se convierte a una capa vectorial (Figura: 1-C) cuya tabla de atributos permite cuantificar el porcentaje de la superficie anegada por mes para esta localidad (Tabla: 1), en la cual se observa que los meses de mayor % de superficie anegada fueron julio y agosto coincidiendo con los meses de invierno y con el aumento de la precipitación acumulada hasta el momento. (Figura 4). Con SAGA, a partir de las imágenes clasificadas en agua-no agua es posible realizar mapas de frecuencia de anegamiento. Las imágenes Landsat también permiten la identificación de cuerpos de agua transitorios, y tienen una mejor resolución espacial que otras imágenes (Figueroa Schibber *et al*., 2013).

Tabla 1: Porcentaje de área anegada de la superficie del partido.

Mes	Fecha de la imagen	PP mensual (mm)	Has anegadas	% de área anegada
Ene.	07-ene	64	7212	3,82
Feb.	24-feb	102	4991	2,64
Mar.	11-mar	46	720	0,38
Abr.	28-abr	196	5509	2,91
Jun.	15-jun	20	5676	3,00
Jul.	17-jul	99	9917	5,25
Ago.	18-ago	7	8875	4,70
Nov.	06-nov	40	8164	4,32
Nov.	22-nov	40	6310	3,34

Superficie del Partido de Monte: 189.000 has.

Figura 4: Relación del % de superficie anegada y la precipitación.

El análisis de las unidades cartográficas de suelos de la Hoja 3560-30 San Miguel del Monte (INTA, 1989), demuestran que las áreas señaladas como anegadas en los mapas resultantes del estudio de las imágenes satelitales y el empleo de QGIS, coinciden con las lagunas permanentes y temporarias de las hojas analizadas y forman parte de unidades cartográficas de tipo complejos de capacidad de uso principalmente de clase VI_{ws} y VII_{ws} (Tabla 2).

CONCLUSIONES

La metodología aplicada resultó ser una herramienta adecuada para identificar el patrón espacial de la distribución de aguas en una cuenca de baja pendiente. En este trabajo se han podido identificar zonas con anegamiento en el partido de Monte y cuantificar su extensión superficial mensual. Para el año analizado con esta metodología se observa que, la influencia de las características de los suelos que la componen y la cantidad de precipitación acumuladas en esta localidad, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión. Se propone para continuar con la investigación el análisis de la influencia de años húmedos y años secos, sobre el patrón de distribución del exceso de agua.

Tabla 2: Guía de Unidades Cartográficas de Suelo, correspondientes al área de estudio

Símbolo	Composición de la Unidad	Capacidad de uso
CoAES	Complejo de suelos hidromórfico Arroyo El Siasgo (100%)	VIIws
CoAISLM	Complejo de suelos alcalinos-salino Los Mochos (100%)	VIIws
CoLMfin	Complejo de suelos hidromórfico-salino inundable Los Mochos (100%)	VIws
CoRSaIIb	Complejo de suelos alcalinos de la terraza del Río Salado IIb (100%)	VIIws
CotiRSaIb	Complejo de suelos alcalino-salinos de la terraza intermedia del Río Salado (100%)	VIIws
CoTBRS	Complejo de suelos alcalino del Río Salado (100%)	VIws
CoTInRS	Complejo de suelos hidromórficos de la terraza inundable del Río Salado (100%)	VIws
Gche	Complejo series Goyeneche (40%), La Libertad (30%) y Videla Dorna (30%)	VIws
Gche1	Complejo series Goyeneche (50%), Tuyutí (30%) y Videla Dorna (20%)	VIws
L	Lagunas permanentes y/o temporarias	VIII
LAb4	Asociación series La Albina (70%) y Santa Rita (30%)	VIws
LGZ	Asociación series La Guarida del Zorro (40%), Monte (30%) y Videla Dorna (30%)	VIws
LM	Asociación series Los Mochos (70%) y San Luís Beltrán, fase muy anegable (30%)	VIws
LM6	Consociación series Los Mochos, fase pobremente drenada (100%)	VIws

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la AUS. Adriana Ferreyra y al AUS. Ricardo T. Llorente del Grupo SIG INTA Pergamino.

BIBLIOGRAFÍA

- Dao Phuong D.; L Yuei-An & C Chih-Wei. 2015. Detection of Flood Inundation Regions with Landsat/MODIS Synthetic Data. Conference: Conference: International Symposium on Remote Sensing 2015, At Tainan,Taiwan. https://www.researchgate.net/publication/275026654_Detection_of_Flood_Inundation_Regions_with_LandsatMODIS_Synthetic_Data [accessed Jan 11 2018].
- Debelis S.P.; A.A. Bozzo; M.B. Barrios & A. Buján. 2005. The relationship between soil characteristics and vegetation as a function of landform position in an area of the Flooding Pampa. Span J Agric Res 3(2), 232-242.
- Figueroa Schibber E.; A.N. Campos & C.M. Di Bella. 2013. Seguimiento de áreas anegadas en llanuras mediante sensores remotos. Congreso Argentino de AgroInformática, CAI 2013. Pp105-115. ISSN 1852-4850
- INTA. 1989. Carta de Suelos. Hoja 3560- 30. Monte. República Argentina. http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/3560/SMMonte/index.htm
- McFeeters, S. K. 1996. The use of normalized difference wáter index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal Of Remote Sensing*, **17**, pp. 1425-1432.
- Sanyal, J. & X Lu. 2004. Application of remote sensing in flood management with special reference to monsoon Asia: a review. Natural Hazards, 33(2): 283-301.
- Soldano, A., Giraut, M., & Goniadzki, D. 2004. Mapa de Suceptibilidad Urbana ante Inundaciones, Caso: Ciudad de Goya, Provincia de Corrientes. Recuperado de http://www.rimd.org/advf/documentos/4922eda73d020.pdf el 10/07/2009.

- Tricart L.F. 1973. Geomorfología de la Pampa deprimida: Base de los estudios edafológicos y agronómicos. INTA. Colección Nº XII. Bs. As.
- Zhang, F.; X Zhu & D Liu. 2014. Blending MODIS and Landsat images for urban flood mapping. International Journal of Remote Sensing, 35(9): 3237-3253.

C4P119. CARBONO EXTRAÍBLE EN AGUA CALIENTE ¿UN MEJOR INDICADOR DE RUTINA PARA EVALUAR LA SALUD EDÁFICA?

Rodriguez, Silvia[1]; Studdert, Guillermo A. [1]; Baeza, María C.[1,2]; Domínguez, Germán, F. [1] y García, Gisela V.[1,3]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Becaria Post-Doctoral CONICET. [3]Becaria Doctoral de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. studdert.guillermo@inta.gob.ar

RESUMEN

Un manejo de suelos que contribuya a una agricultura sustentable, requiere de indicadores que den señales tempranas del estado de salud edáfica. La determinación de algunas fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo es engorrosa y consumidora de tiempo. Se necesitan otras variables más fácilmente medibles, como podría ser la técnica de carbono extraíble en agua caliente (CAC). Se hipotetiza que el CAC se relaciona positivamente con el carbono orgánico total (COT), el carbono orgánico particulado (COP), el nitrógeno incubado en condiciones de anaerobiosis (NAN) y la estabilidad de los agregados (EA) expresada como cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). El objetivo fue evaluar el CAC como posible indicador de salud edáfica estudiando su relación con el COT, el COP, el NAN y la EA. Se analizaron muestras de suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) de 32 lotes de producción y situaciones prístinas localizados en el centro-sudeste bonaerense. En los 5 cm superficiales del suelo, el contenido de CAC varió entre 0,68 y 1,63 g kg^{-1} para los lotes de producción y entre 0,79 y 3,09 g kg^{-1} para las situaciones prístinas, representando, en promedio, un 3,3 % y un 3,6 % del COT, respectivamente. El contenido de CAC fue un 32% menor para la capa de 0-20 cm, en los lotes de producción respecto a aquel presente en las situaciones prístinas. Además, se observó una disminución con la profundidad. No se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. El CAC presentó una estrecha relación positiva con el COT, el COP y el NAN, y negativa con el CDMP, lo que correspondería a una relación positiva con la EA. Habría indicios favorables para seguir evaluando la técnica de CAC para ser utilizada como indicador de salud edáfica.

Palabras clave: fracciones orgánicas lábiles, nitrógeno mineralizado en anaerobiosis, estabilidad de agregados

INTRODUCCIÓN

La degradación del recurso suelo y la sostenibilidad agrícola se encuentran entre los problemas ambientales que han suscitado un interés creciente a nivel internacional. Esto ha conducido a la necesidad de evaluar la capacidad del suelo de cumplir adecuadamente con su función en el agroecosistema (Lal *et al.*, 2007), lo que se conoce como salud edáfica. Ésta no puede ser medida directamente, sino que se requiere integrar la información proporcionada por distintos indicadores físicos, químicos y/o biológicos (Mairura *et al.*, 2007). Las variables a utilizar como indicadores deben ser sensibles para detectar cambios en el corto a mediano plazo, fáciles de medir e interpretar y accesibles a muchos usuarios (Doran *et al.*, 1999).

La materia orgánica (MO) es el componente del suelo que con más frecuencia se utiliza como indicador de su salud y de su sustentabilidad agronómica (Chen *et al.*, 2009). La MO del suelo está compuesta por dos compartimentos principales: una fracción estabilizada y una fracción lábil. La fracción estabilizada se compone principalmente de sustancias húmicas resistentes a la descomposición microbiana (Sollins *et al.*, 1996). La fracción lábil, representada por los materiales más jóvenes y biológicamente más activos, es importante porque se relaciona con el ciclado y la disponibilidad de nutrientes, la actividad microbiana, y la formación y estabilidad de los agregados (EA). Por lo tanto, está estrechamente asociada con la productividad del suelo (Carter, 2002). Si bien esta fracción representa una proporción generalmente pequeña de la MO total (MOT), es más sensible a los efectos del uso del suelo (Haynes, 2005). Por ello, su variación puede utilizarse como indicador temprano del efecto de la rotación de cultivos, de la fertilización o del sistema de labranza sobre la salud edáfica (Haynes, 2005; Plaza-Bonilla *et al.*, 2014). La mayoría de los estudios realizados sobre suelos de la Región Pampeana Argentina han reportado que los cambios ocurridos en el corto plazo debidos al manejo agronómico se manifiestan en la MO lábil en mayor medida que en la más estable (Eiza *et al.*, 2005; Cozzoli *et al.*, 2010).

El fraccionamiento de la MO puede ser químico, bioquímico, físico de partículas y/o de agregados, isotópico y/o conceptual (Andriulo *et al.*, 1990). Desde el punto de vista práctico, una separación útil debería permitir aislar fracciones lábiles que tengan un significado funcional. En el Sudeste Bonaerense (SEB) se ha demostrado que el carbono (C) orgánico (CO) particulado (COP) es un indicador más sensible que el CO total (COT) para manifestar diferencias por

efecto del manejo (Eiza *et al.*, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008). Asimismo, se ha demostrado su estrecha relación con la capacidad del suelo de proveer nitrógeno (N) y con la EA (Domínguez *et al.*, 2016). No obstante, la determinación de COP demanda mucho tiempo, lo que atenta contra su uso generalizado y de rutina (Diovisalvi *et al.*, 2014). Existen otros métodos que separan fracciones lábiles de la MO que son más rápidos y sencillos, y podrían ser más fácilmente utilizados, pero aún no están estandarizados para las condiciones edafoclimáticas del Centro-SEB. Entre ellos, puede mencionarse el método conocido como C extraíble en agua caliente -CAC (Ghani *et al.*, 2003). En suelos volcánicos, Armas-Herrera *et al.* (2013), al comparar diferentes procedimientos físicos y químicos de fraccionamiento, encontraron que el CAC fue el que mejor se correlacionó con la fracción de C potencialmente mineralizable. Ghani *et al.* (2003) hallaron una fuerte correlación de esta fracción con el N potencialmente mineralizable y con la EA del suelo.

Si bien en el SEB se ha demostrado que el COP ha sido sensible a los cambios producidos por el uso del suelo, la complejidad operativa de su determinación limita la posibilidad de uso para evaluar rutinariamente la salud edáfica. La necesidad de realizar controles periódicos de la funcionalidad del suelo lleva a la búsqueda de otros posibles indicadores que no han sido utilizados en las condiciones edafoclimáticas del Centro-SEB. Consecuentemente, se hipotetiza que el CAC se relaciona positivamente con el COT, con el COP, con el N liberado durante incubaciones en condiciones de anaerobiosis (NAN) y con la EA. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el CAC como posible indicador de salud edáfica estudiando su relación con distintas propiedades fisicoquímicas del suelo (COT, COP, NAN y EA).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se extrajeron muestras de suelo pertenecientes a 32 lotes de producción ubicados en diferentes zonas edafoclimáticas (partidos de Balcarce, Benito Juárez, General Alvarado, General Madariaga, Lobería, Necochea, San Cayetano, Tandil y Tres arroyos), con el objetivo de cubrir distintas situaciones de manejo en el Centro-SEB. Además, en cada sitio de muestreo, se obtuvieron muestras de una situación de referencia, *i.e.* equiparable a la situación prístina, (Figura 1). Las muestras de suelo fueron extraídas en julio-agosto de 2016 con un muestreador de 4,5 cm de diámetro, de dos profundidades, 0-5 y 5-20 cm, (compuestas por 15 y 5 sub-muestras por muestra, respectivamente).

Figura 1: Distribución de los establecimientos en los que se realizó el muestreo en el Centro-Sudeste de la provincia de Buenos Aires.

Las muestras de suelo se disgregaron manualmente hasta pasar por un tamiz de 8000 µm de apertura de malla. En estas muestras, con el contenido de humedad de campo, se realizó la determinación de CAC siguiendo el método descripto por Ghani *et al.* (2003) con algunas modificaciones. La técnica consistió en la extracción del "C Lábil" del suelo con agua destilada, en una relación suelo: agua 1:10. La extracción se realizó durante 16 h a 80 ºC. Previa y posteriormente a la extracción, las muestras se agitaron durante 30 minutos (agitador rotacional, 50 rpm). Los extractos se centrifugaron (3500 rpm durante 10 min) y se filtraron. Se determinó el contenido de C en el sobrenadante por combustión húmeda. Por otro lado, una alícuota de las muestras de suelo se secó en estufa a 50 ºC, con circulación forzada de aire, y se determinó el cambio en el diámetro medio ponderado -CDMP (Six *et al.*, 2000) para expresar la EA. Otra alícuota seca se molió hasta pasar por un tamiz de 2000 µm de apertura de malla para realizar el resto de las determinaciones analíticas (COT, COP, NAN).

Se realizó el fraccionamiento físico de las muestras por tamizado en húmedo con tamiz de 53 µm de apertura de malla (Cambardella & Elliot, 1992). El contenido de CO fue determinado por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Nelson & Sommers, 1982) en la masa total de suelo (COT), en el sobrenadante de la extracción en agua caliente (CAC) y en la fracción menor que 53 µm (CO asociado a la fracción mineral (COA). El contenido de COP (fracción mayor que 53 µm) se determinó por diferencia entre COT y COA. Para la determinación del NAN se utilizó el método de incubación anaeróbica corta (Keeney, 1982). Finalizada la incubación se determinó el contenido de N de amonio por microdestilación por arrastre de vapor (Keeney & Nelson, 1982). Las determinaciones se realizaron en las muestras correspondientes a la profundidad de 0-5 y de 5-20 cm. Se obtuvo el valor para la profundidad de 0-20 cm, realizando el promedio ponderado de los resultados de las distintas variables obtenidas en los dos estratos

mencionados. Para establecer el grado de asociación entre las variables evaluadas, se realizaron análisis de regresión lineal simple, utilizando el programa estadístico "R" (R Core Team, 2015). Para evaluar la significancia de las regresiones se utilizó un nivel de significación de p<0,0001.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los 5 cm superficiales del suelo, el contenido de CAC varió entre 0,68 y 1,63 g*kg^{-1} de suelo para los lotes de producción y entre 0,79 y 3,09 g*kg^{-1} para las situaciones prístinas, representando, en promedio, un 3,3 ± 0,96 % y un 3,6 ± 0,69 % del COT, respectivamente. Estos últimos valores son similares a lo reportado en la bibliografía para diferentes tipos de suelos y situaciones de manejo (Davidson *et al.*, 1987; Haynes & Swift, 1990; Leinweber *et al.*, 1995; Haynes, 2005). En concordancia con lo reportado por Hamkalo & Bedernichek (2014), el contenido de CAC disminuyó con la profundidad. Entre los 5 y 20 cm de profundidad, el contenido de CAC varió entre 0,65 y 1,37 g*kg^{-1} para los lotes de producción y entre 0,69 y 2,12 g*kg^{-1} para las situaciones prístinas. Al comparar el contenido de CAC en los lotes de producción con aquél presente en las situaciones prístinas, en los primeros el CAC en la capa de 0-20 cm fue, en promedio, 32 % menor. Esta disminución fue menor que la reportada por Fan *et al.* (2013) y por Hamkalo & Bedernichek (2014), quienes informaron disminuciones del 58,8 % al considerar los 30 cm superficiales de suelos Molisoles en China y 74,4 % para la capa de 0-50 cm de suelos Albeluvisoles en Ucrania, respectivamente.

Se determinó una relación altamente significativa (p<0,0001) entre el contenido de CAC y los contenidos de COT (Figura 2a, b y c) y de COP (Figura 2d, e y f), lo cual coincide con lo reportado por Haynes & Swift (1990). Las relaciones entre CAC y COT, y CAC y COP mostraron un mejor ajuste en la capa de 0-5 cm (R^2= 0,84), registrándose coeficientes de determinación más bajos para la profundidad de 5 a 20 cm (Figura 2b y e, R^2= 0,64 y R^2= 0,47, respectivamente) y particularmente para la relación entre el CAC y el COP. Este bajo coeficiente de determinación (R^2= 0,47) se debió a una menor disminución del contenido de CAC, respecto a la disminución en el contenido de COP al comparar las dos profundidades estudiadas. La importante disminución del contenido de COP para la capa de 5-20 cm,

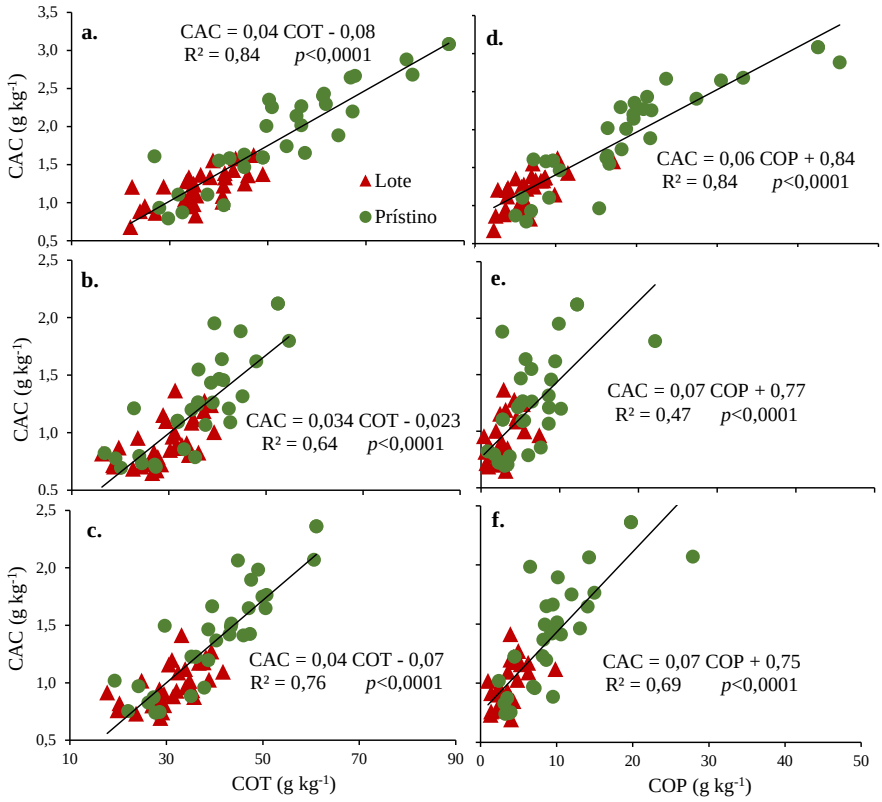


Figura 2: Relación entre el carbono extraíble en agua caliente (CAC) y el carbono orgánico total (COT) para las profundidades de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c), y entre el CAC y el carbono orgánico particulado (COP) para las tres profundidades estudiadas, 0-5 (d), 5-20 (e) y 0-20 cm (f).

respecto a los 5 cm superficiales puede deberse a la estratificación de C que se produce por la ausencia de remoción y la disposición superficial de los residuos tanto en los sectores prístinos como en los lotes de producción bajo siembra directa (Franzluebbers, 2002). La mayoría de los sitios muestreados estuvieron bajo este sistema de laboreo debido al uso masivo

del mismo (Nocelli Pac, 2017). Si bien el contenido de CAC disminuyó con la profundidad, esta disminución no fue tan notoria como la de COP. Disminuciones de similar magnitud han sido reportadas con anterioridad. Armas-Herrera *et al.* (2013) informaron contenidos de CAC similares para las dos capas de suelo estudiadas. De 0-20 cm, los valores de los coeficientes de determinación fueron intermedios respecto a los observados para las otras dos profundidades, tanto para la relación entre CAC y COT, como para la relación entre CAC y COP. Esto podría deberse a la forma en la que se determinó cada variable para esta profundidad. Las determinaciones de las tres variables aquí analizadas se realizaron en las muestras correspondientes a la profundidad de 0-5 y de 5-20 cm, mientras que el valor para la profundidad de 0-20 cm se obtuvo realizando el promedio ponderado de los resultados de cada una de estas variables obtenidas en los dos estratos mencionados.

La capacidad del suelo para mineralizar y proveer N puede expresarse a través del NAN. Debido a que esta variable está estrechamente relacionada con el contenido de COT del suelo y especialmente con las fracciones lábiles del CO, su dinámica podría ser explicada a través de la dinámica de las fracciones lábiles (Domínguez *et al.*, 2016; García *et al.*, 2016). En la Figura 3 se muestra la relación entre el NAN y dos fracciones lábiles de la MO, el COP y el CAC. Para las tres profundidades estudiadas, la variación en NAN fue explicada significativamente ($p<0,0001$) por la variación en el COP y en el CAC, obteniéndose mayores coeficientes de determinación con el CAC respecto al COP en todos los casos. Esto podría deberse a que la MO extraíble en agua caliente se compone principalmente de carbohidratos y compuestos orgánicos ricos en N, tales como amidas y amino azucares (Haynes, 2005), con alto potencial de mineralización de N (Curtin *et al.*, 2006).

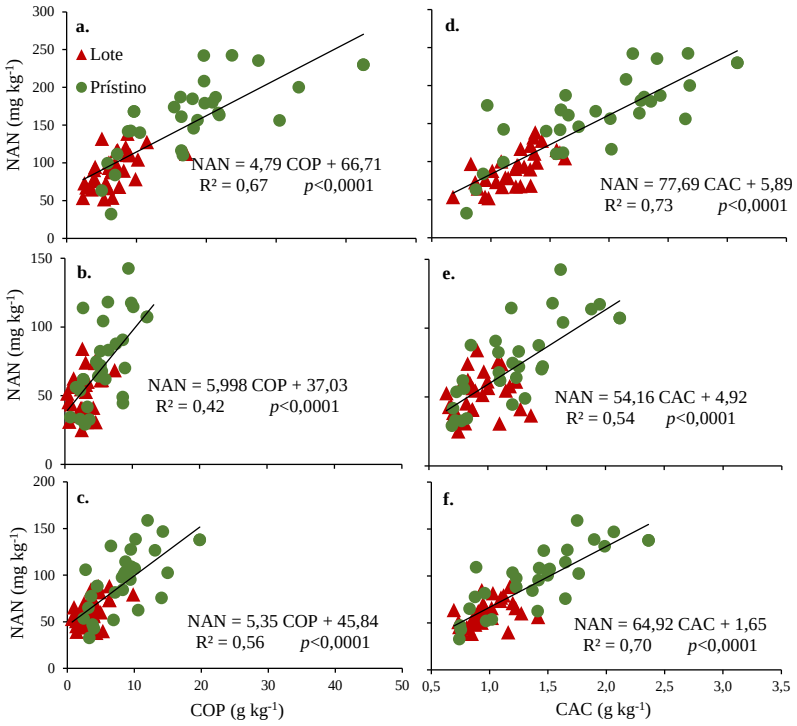


Figura 3: Relación entre el nitrógeno incubado en anaerobiosis (NAN) y el carbono orgánico particulado (COP) para las profundidades de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c), y entre el NAN y el carbono extraíble en agua caliente (CAC) para las tres profundidades estudiadas, 0-5 (d), 5-20 (e) y 0-20 cm (f).

La estructura del suelo sufre cambios notables por la acción de las labores, especialmente la del horizonte superficial. Estos cambios pueden alterar las propiedades físicas como la capacidad de retención de agua, la infiltración, la permeabilidad y la aireación (Bronick & Lal, 2005). De acuerdo con lo reportado por Six *et al.* (1998), el contenido y la dinámica de las fracciones lábiles de la MO estarían más estrechamente relacionados con la EA, que la MOT. En la Figura 4 se muestra la relación entre la EA expresada como CDMP y el contenido de COT y las dos fracciones lábiles de la MO determinadas en este trabajo, COP y CAC, para el horizonte superficial (0-20 cm). Coincidiendo con lo reportado por Haynes & Swif (1990), las variaciones en el CDMP fueron explicadas de manera altamente significativa tanto por la variación en el contenido de COP, como en el de CAC, siendo la relación más estrecha con estas dos fracciones lábiles que con respecto a COT. Es importante destacar que los coeficientes de determinación fueron mayores para CDMP vs

COP (R^2 = 0,51) y CAC (R^2 = 0,40) que para COT (R^2 = 0,25). Esto demostraría por un lado, la mayor participación del COP en la estabilización de los agregados con respecto al COT, coincidiendo con lo informado por Agostini *et al.* (2012) y; por otro, que los compuestos carbonados extraíbles con agua caliente representan un conjunto de carbohidratos implicados en la estabilización de los agregados (Haynes & Swift, 1990).

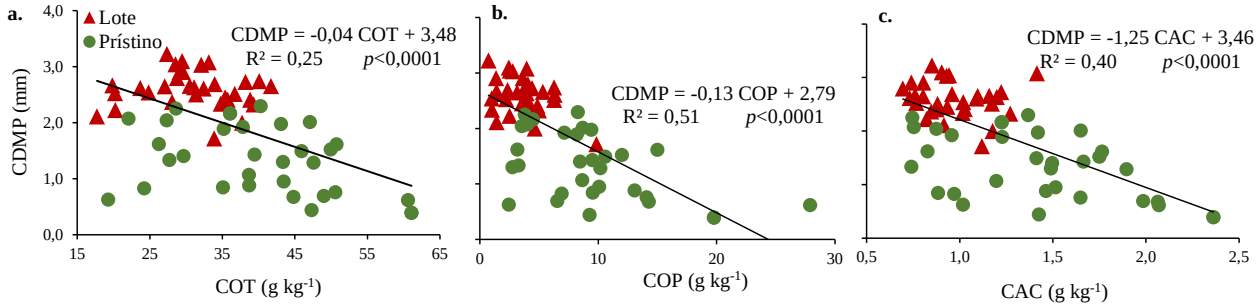


Figura 4: Relación entre el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) y el contenido de carbono orgánico total (COT, a), el contenido de carbono orgánico particulado (COP, b) y el contenido de carbono extraíble en agua caliente (CAC, c) para la profundidad de 0-20 cm.

CONCLUSIÓN

De acuerdo con los resultados presentados en este trabajo, para las condiciones en las que se desarrolló el mismo, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. El CAC presentó una estrecha relación positiva con las variables determinadas (COT, COP y NAN) y negativa con el CDMP, lo que correspondería a una relación positiva con la EA.

Adicionalmente, es importante remarcar que la determinación analítica del contenido de CAC es sumamente simple y muy rápida. Si bien este estudio se llevó a cabo con datos de un número limitado de situaciones, los resultados obtenidos proveen indicios favorables para seguir estudiando la técnica de CAC como indicador de salud edáfica.

AGRADECIMIENTOS

La información de este trabajo es parte de la Tesis de Maestría en Producción Vegetal en curso de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518/16 y AGR536/17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16-20 de abril de 2012. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. En CD.
- Andriulo, A; J Galantini; C Pecorari & E Torioni. 1990. Materia orgánica del suelo en la región Pampeana Argentina. I. Un método de fraccionamiento por tamizado. Agrochimica XXXIV:475-489.
- Armas-Herrera, CM; JL Mora; CD Arbelo & A Rodríguez-Rodríguez. 2013. Labile carbon pools and biological activity in volcanic soils of the Canary Islands. Spanish J. Soil Sci. 3:7-27.
- Bronick, CJ & R Lal. 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma 124:3-22.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Carter, MR. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agron. J. 94:38-47.
- Chen, H; R Hou; Y Gong; H Li; M Fan & Y Kuzyakov. 2009. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. Soil Tillage Res. 106:85-94.
- Cozzoli, MV; N Fioriti; GA Studdert; GF Domínguez & MJ Eiza. 2010. Nitrógeno liberado por incubación anaeróbica y fracciones de carbono en macro- y microagregados bajo distintos sistemas de cultivo. Ciencia del Suelo 28:155-167.
- Curtin, D; CE Wright; MH Beare & FM McCallum. 2006. Hot water-extractable nitrogen as an indicator of soil nitrogen availability. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:1512-1521.

- Davidson, EA; LF Galloway & MK Strand. 1987. Assessing available carbon: comparison of techniques across selected forest soils. Commun. Soil Sci. Plan. 18:45-64.
- Diovisalvi, NV; GA Studdert; GF Domínguez & MJ Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua. Ciencia del Suelo 26:1-11.
- Diovisalvi NV; GA Studdert; NI Reussi-Calvo; GF Domínguez & A Berardo. 2014. Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon content. Ciencia del Suelo 32:85-94.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW; AJ Jones; MA Arshad & JE Gilley. 1999. Determinants of soil quality and health. In: R Lal (ed.) Soil Quality and Soil Erosion. Pp. 17-36. CRC Press. LLC, Boca Raton, Florida, EEUU.
- 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. Ciencia del Suelo 23:59-67.
- Fan, R; X Zhang; Y Shen; X Yang & A Liang. 2013. Near-infrared spectroscopic assessment of hot water extractable and oxidizable organic carbon in cultivated and uncultivated Mollisols in China. Acta Agr. Scand. B-S P 63:37-45.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Tillage Res. 66:95-106.
- García, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo 34:127-138.
- Ghani, A; M Dexter & KW Perrott. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biol. Biochem. 35:1231–1243.
- Hamkalo, Z & T Bedernichek. 2014. Total, cold and hot water extractable organic carbon in soil profile: impact of land-use change. Zemdirbyste 101:125-132.
- Haynes, RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Adv. Agron. 85:222-268.
- Haynes, RJ & RS Swift. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. J. Soil Sci. 41:73-83.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indexes. In Page, AL (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. Pp. 643-698. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. Pp. 643-698. In: AL Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agronomy Monograph 9. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, EE.UU.
- Lal, R; DC Reicosky & JD Hanson. 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. Soil Tillage Res. 93:1-12.
- Leinweber, P; H-R Schultern & M Körschens. 1995. Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. Biol. Fert. Soils 20:17-23.
- Mairura, FS; DN Mugendi; JI Mwanje; JJ Ramisch; PK Mbugua & JN Chianu. 2007. Integrating scientific and farmers' evaluation of soil quality indicators in Central Kenya. Geoderma 139:134-143.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: AL Page (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. Pp. 539-579. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Nocelli Pac, S. 2017. Estimación de superficie en siembra directa: Campaña 2014-2015. Consultado en: http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimaci%C3%B3n-de-superficien-en-SD-1.pdf. Se accedió el 20/12/2017.
- Plaza-Bonilla, D; J Álvaro-Fuentes & C Cantero-Martínez. 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. Soil Tillage Res. 139:19-22.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. Versión 3.2.3. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at http://www.R-project.org/ (Se accedió el 03/04/2013).
- Six, J; ET Elliott; K Paustian & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 62:1367-1377.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil. Sci. Soc. Am. J. 64:1042-1049.
- Sollins, P; P Homann & BA Caldwell. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. Geoderma 74:65-105.

C4P120. COSTO HÍDRICO DE CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES EN EL CENTRO DE CHACO

Rojas, Julieta M.; Burdyn, Belén y Czyruk, Lorena S.

Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña. Ruta 95 Km 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña. Argentina. rojas.julieta@inta.gob.ar

RESUMEN

En el centro de la Provincia de Chaco (Argentina), zona predominantemente agrícola, existe el preconcepto de que incorporar cultivos de cobertura (CC) invernales a las rotaciones consume el agua útil necesaria para los cultivos de verano o de renta (CV) como girasol, soja, maíz y algodón. Sin embargo, los CC invernales podrían ser la solución más sustentable a problemas actuales de resistencia y alta presión de malezas en barbecho. La repetida aplicación de herbicidas durante otoño e invierno en siembra directa, eleva el costo económico y ambiental. Durante 2016 y 2017 se establecieron en el campo experimental y el predio de la EEA INTA Sáenz Peña ensayos de CC invernales con el objetivo de conocer las especies más adecuadas para la zona, su aporte al manejo de malezas, su viabilidad económica y para comprobar si comprometen el estado hídrico del suelo para la implantación de los CV. Estos ensayos fueron implantados sobre diferentes tipos/series de suelo y en distintas fechas de siembra con el objeto de determinar si los CC invernales comprometen en la zona la implantación del CV (algodón, maíz y soja) a partir de la disponibilidad de AU en el momento de la siembra de los mismos. Los resultados obtenidos en los ensayos de CC confirman que los CC invernales en la región no significarían un costo hídrico para los cultivos de renta que se siembran en verano, sino que la humedad disponible para los mismos en el perfil se encuentra principalmente determinada por las precipitaciones durante la primavera y previas a la siembra.

Palabras clave: disponibilidad de agua útil, rotaciones, malezas

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) son especies cuyo crecimiento se detiene por medio de control mecánico o químico antes de floración para generar cobertura que reduzca número y diversidad de malezas durante el barbecho; aportar materia orgánica en forma de rastrojo y raíces; y fijar biológicamente nitrógeno si son leguminosas mejorando así la fertilidad del suelo (Alvarez *et al*., 2012). En el centro de la Provincia de Chaco (Argentina), zona predominantemente agrícola, existe el preconcepto de que incorporar CC invernales a las rotaciones consume el agua útil necesaria para los cultivos de verano o de renta (CV) como girasol, soja, maíz y algodón. Sin embargo, los CC invernales podrían ser la solución más sustentable a problemas actuales de resistencia y alta presión de malezas en barbecho. La repetida aplicación de herbicidas durante otoño e invierno en siembra directa, eleva el costo económico y ambiental. Por otra parte, los CC son una fuente de materia orgánica y cobertura que genera condiciones de suelo favorables para el posterior crecimiento y desarrollo de CV, que en la región sufren altas temperaturas y alto grado de radiación solar incidente durante su ciclo de crecimiento. Aunque se han realizado algunas experiencias en pequeña escala, existe poca información sobre el costo hídrico de los CC, que por un lado consumirían parte del agua de reserva del suelo pero por otro lado disminuirían a través de la cobertura la evapotranspiración que en verano es crítica en la zona (alrededor de 8 mm/día).

En el Campo Experimental de la EEA INTA Sáenz Peña se han realizado mediciones previas en ensayos de Rotaciones en Siembra Directa y Cultivos Antecesores de algodón. En el ensayo de rotaciones se evaluó el efecto de la cobertura seca de trigo sobre el agua útil (AU) hasta 1 m de profundidad, previo a la siembra del algodón, en comparación con barbecho químico y rastrojo de algodón (Rojas, 2013). En el ensayo de antecesores, se midió AU a 1 m a la siembra del algodón sobre los antecesores algodón, sorgo, maíz, soja, avena negra, trigo de verano y centeno (Guevara & Rojas, 2015). En ambos casos se halló que la humedad en el perfil estuvo más relacionada con las precipitaciones previas al momento de siembra y con el tipo/serie de suelo, que con el antecesor. Durante 2016 y 2017 se establecieron en el campo experimental y el predio de la EEA INTA Sáenz Peña ensayos de CC invernales con el objetivo de conocer las especies más adecuadas para la zona, su aporte al manejo de malezas, su viabilidad económica y para comprobar si comprometen el estado hídrico del suelo para la implantación de los CV. Estos ensayos fueron implantados sobre diferentes tipos/series

de suelo y en distintas fechas de siembra. El objetivo del presente trabajo fue determinar si los CC invernales comprometen en la zona la implantación del CV (algodón, maíz y soja) a partir de la disponibilidad de AU en el momento de la siembra de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo de CC 2016-2017

Se estableció en el Campo Experimental de la EEA Sáenz Peña (26º51'7.66''S - 60º25'29.0"O). Las dimensiones del ensayo fueron de 45 x 55 m (0,24 ha), los tratamientos dispuestos en un diseño en bloques completos aleatorizados. El suelo presente en el ensayo ha sido clasificado como Argiustol údico, de textura pesada, familia arcillosa fina (Ledesma, 1996). El 2/05/2016 se sembraron avena (*Avena strigosa*), centeno (*Secale cereale*), trigo (*Triticum aestivum*), triticale y vicia (*Vicia villosa*) a densidades de siembra de 30 kg/ha, 40 kg/ha, 80 kg/ha, 60 kg/ha y 30 kg/ha. Previo a la siembra se preparó un barbecho químico inicial con glifosato y graminicida, luego se realizó un desecado presiembra. Los CC se secaron en diferente momento según su crecimiento con glifosato (gramíneas) y fluoxypir (vicia). Cada parcela de 9x9 m se dividió en 3 y se sembraron los cultivos de renta, algodón el 21/11/16 y maíz y soja el 16/12/2016. Se tomaron muestras de suelo hasta 1 m de profundidad durante la siembra y secado de los CC y la siembra de CV; y se llevaron a estufa durante 48 h al Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA INTA Sáenz Peña para obtener humedad presente. En este tipo de suelos prácticamente no se puede tomar muestras hasta 2 m de profundidad según lo recomendado, por ser textura muy pesada. Para realizar el balance hídrico se utilizó la humedad equivalente (%) como valor de capacidad de campo tomada de la carta de suelos (Ledesma, 1996) y se calculó en base a este valor el punto de marchitez permanente (PMP). Se calculó con estos datos y los de densidad aparente la disponibilidad de agua útil (DAU).

Ensayo de CC 2017-2018

Se estableció en el predio de la EEA INTA Sáenz Peña (26º50'25.7''S - 60º36'44.5"O), en un lote de 0,46 ha, con el objetivo de replicar en un segundo año los tratamientos del ensayo 2016-17 y sumar tratamientos que habían generado interrogantes. Se sembró sobre rastrojo de soja, en dos series clasificadas como Argiustol údico, diferentes respecto a la posición en el relieve. Se sembraron el 12/06/2017 avena (*Avena strigosa*), centeno (*Secale cereale*), melilotus (*Melilotus albus*), triticale, vicia (*Vicia villosa*), trigo (*Triticum aestivum*), mezcla de triticale y vicia y se dejó un tratamiento de barbecho químico sin CC. Las densidades de siembra fueron mayores que las del ensayo 2016-2017 con el objeto de lograr una cobertura más densa. La siembra de los CC (12/06/17) se retrasó respecto del año anterior por exceso de precipitaciones, y luego se retrasó la siembra de todos los CV por falta de precipitaciones hasta el 21/12/2017. El melilotus no logró implantarse por fallas en la germinación. Se innovó en el método de secado de los CC, además de químico con herbicidas se realizó en forma mecánica por medio de un rolo. Se midió humedad presente hasta 1 m con muestras tomadas en cada parcela, por medio de barreno hidráulico. Al momento de la siembra de los CV no se pudo medir la humedad hasta el metro de profundidad en todas las parcelas porque en algunas el suelo se encontraba demasiado seco. De todos modos, se calculó la DAU hasta la profundidad muestreada. Los datos se analizaron y graficaron con el programa Infostat/P (Di Rienzo *et al*., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura1 presenta la DAU (mm) de los CC en los diferentes momentos de muestreo, durante el año 2016.

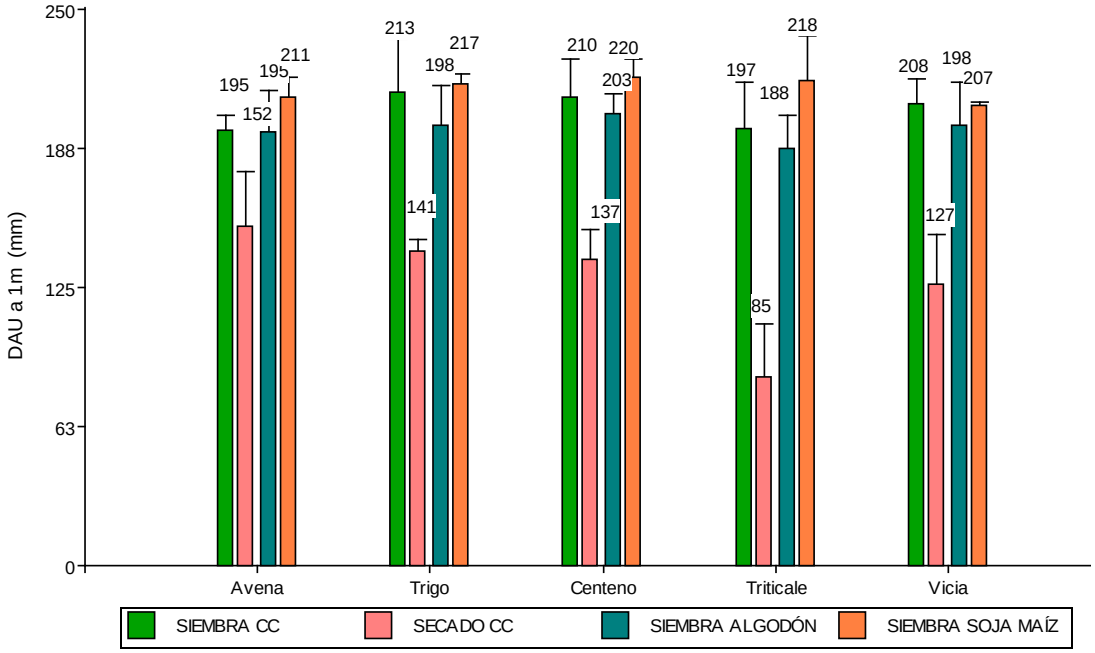


Figura 1: Disponibilidad de agua útil (DAU en mm) a un metro de profundidad en la siembra y secado de los CC y siembra de los CV algodón, soja y maíz (2016)

Se puede observar en la Figura 1 que la DAU presentó valores promedio mayores y similares en el momento de la siembra de maíz y soja (diciembre de 2016) que en el momento de siembra de los CC (mayo de 2016). Los valores más bajos de DAU se midieron en el momento de secado de los CC. Las precipitaciones fueron abundantes en los meses de primavera (Figura 2), principalmente durante octubre y noviembre. Según los valores de DAU, no se pudo establecer un costo hídrico consecuencia de los CC, ya que estos no impidieron que se recargue el perfil previo a la siembra de los CV, dado que esta recarga pareció estar más relacionada con las precipitaciones.

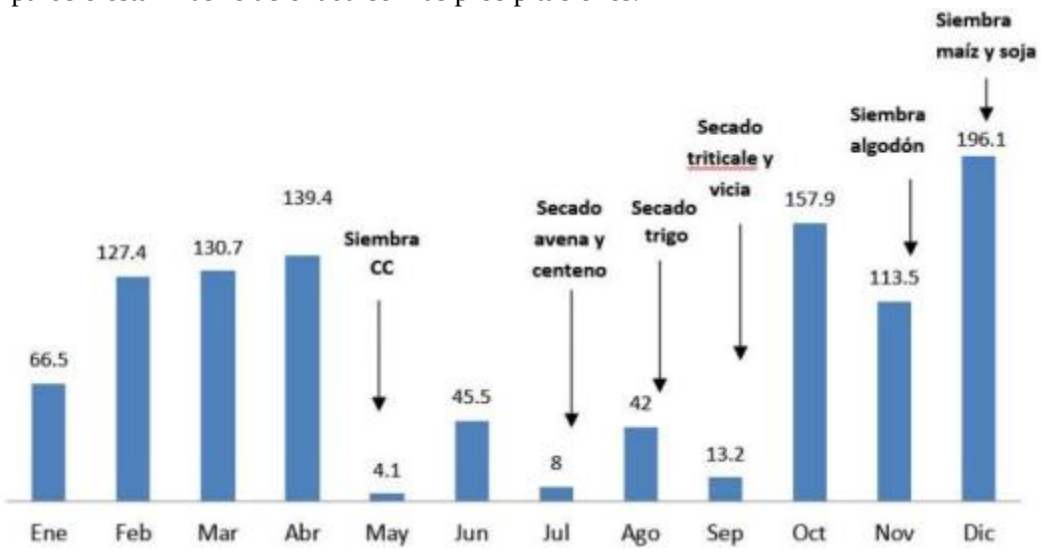


Figura 2: Precipitaciones medias mensuales (mm) en 2016 y momentos de medición de la humedad del suelo en el Ensayo de CC 2016-2017

En el ensayo 2016-17 la situación fue muy diferente al año anterior. Aunque la DAU al momento de la siembra fue mayor a 200 mm hasta el m de profundidad (Figura 3), el año se presentó extremadamente seco con muy bajas precipitaciones durante toda la primavera (Figura 4), por lo cual los CV se sembraron fuera de época y con muy poca humedad. En el momento de siembra de los CV (el 21/12/2017), el tratamiento secado con rolo presentó en promedio 15 mm menos que el control químico, considerándose ésta una diferencia mínima. Las mediciones de DAU en esta fecha no

se consideran consistentes, ya que en algunas parcelas no fue posible determinar la humedad hasta el metro de profundidad.

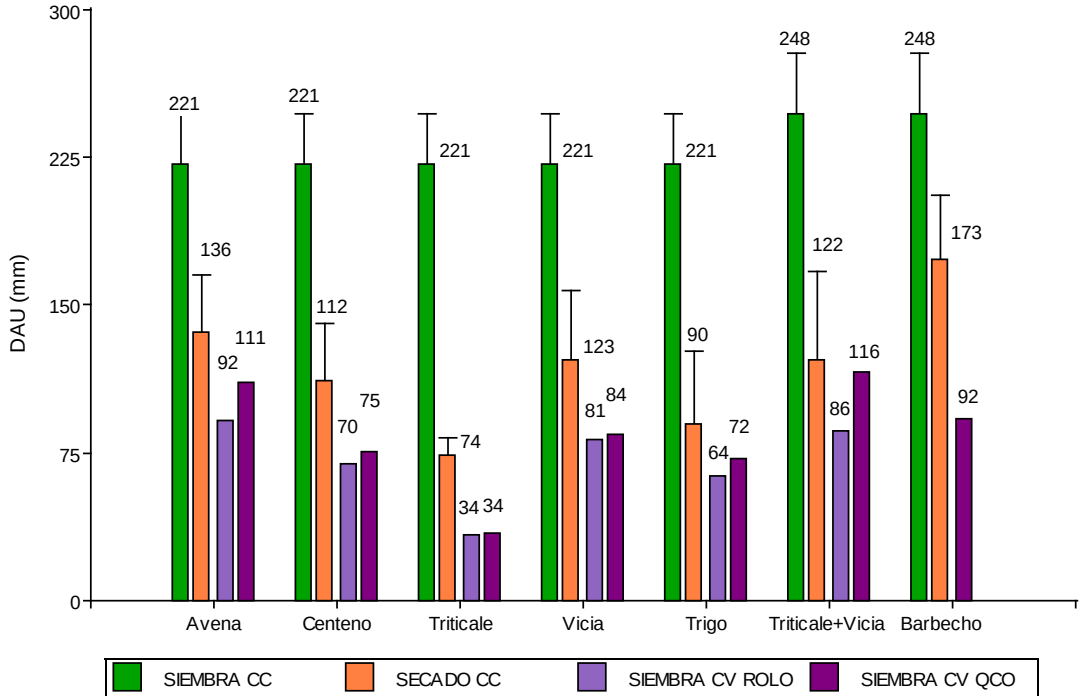


Figura 3: Disponibilidad de agua útil (DAU en mm) a un metro de profundidad en la siembra y secado de los CC y siembra de los CV algodón, soja y maíz (2017)

De todos modos, en la Figura 3 se ha graficado la DAU promedio para la fecha de siembra de CV, además de la fecha de siembra y secado de los CC. Previo a la siembra de CV el barbecho no presentó mayor DAU que los CC. Los CC que menor humedad acumularon fueron triticale y trigo.

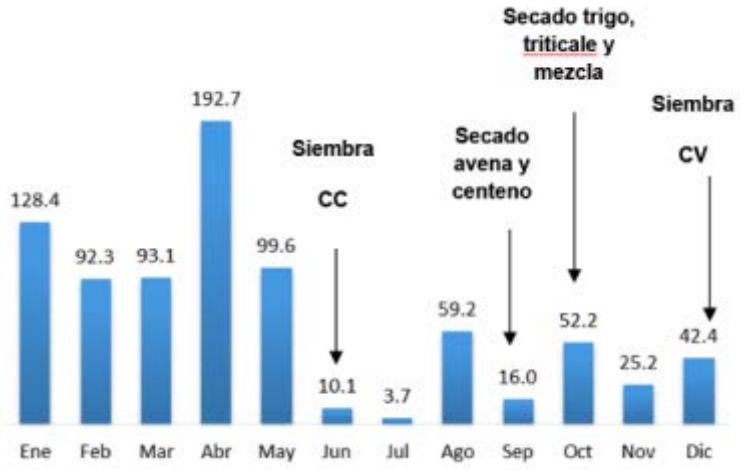


Figura 4: Precipitaciones medias mensuales (mm) en 2017 y momentos de medición de la humedad del suelo en el Ensayo de CC 2017-2018

Aunque el suelo en el que se implantó el ensayo durante 2017 presentaba condiciones desfavorables de relieve se sembró tarde pero con humedad óptima en el perfil. Pero el año climático no acompañó el desempeño de los CC ni la recarga de humedad favorable para la siembra de los CV, por lo tanto tampoco se puede afirmar que los CC hayan tenido costo hídrico ya que probablemente la causa de la poca recarga hayan sido las bajas precipitaciones. El barbecho no fue más efectivo que los CC en acumular agua pero por otro lado la presión de malezas durante 2017 fue muy intensa y no permitió representar un barbecho con malezas bien controladas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en los ensayos de CC y algunas experiencias previas con trigo de verano y antecesores de algodón confirman que los CC invernales en la región no significarían un costo hídrico para los cultivos de renta que se siembran en verano, sino que la humedad disponible para los mismos en el perfil se encuentra principalmente determinada por las precipitaciones durante la primavera y previas a la siembra.

AGRADECIMIENTOS

Al Proyecto Específico 1127032 (Programa Nacional Cereales y Oleaginosas INTA) y al Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA Sáenz Peña por facilitar el muestreo y secado de las muestras en estufa para determinación de humedad.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, C; A Quiroga; D Santos & M Bodrero (Eds). 2012. Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. 1ª Ed. Ediciones INTA EEA Anguil, La Pampa, Argentina
- Ledesma, LL. 1996. Carta de suelos de la Estación Experimental Agropecuaria de Presidencia Roque Sáenz Peña (Chaco). EEA INTA Sáenz Peña. Chaco. Argentina
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada & CW Robledo. 2017. InfoStat versión 2017p. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Guevara GS & JM Rojas. 2015. Efecto de cultivos antecesores sobre el contenido de agua en el suelo a la siembra de algodón. Ciencia y Tecnología de los Cultivos Industriales. Año 5 8:57-63. Colección Investigación, desarrollo e innovación. INTA Ediciones
- Rojas JJ. 2013. Almacenaje de humedad en ensayo de rotaciones en siembra directa. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-almacenaje_de_agua_ensayo_rotaciones_sd.pdf . Fecha de consulta: 2/03/2018.

C4P121. RELACIÓN ENTRE EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO DE MAÍZ Y LA DISMINUCIÓN DEL HORIZONTE A

Rougier, Marco[1]; Gvozdenovich, Jorge[1,2] y Saluzzio, Mariano[1]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER); [2]INTA EEA Paraná. Ruta 11 km 12.5 (3101) Oro Verde (ER). gvozdenovich.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN

La degradación de los suelos está asociada a la disminución del rendimiento de los cultivos, aunque de forma no lineal, ya que los avances tecnológicos enmascaran los efectos negativos. Hay diferencia de rendimiento según la topografía del terreno, los sectores de bajo y loma hacen que el cultivo esté sometido a diferentes condiciones de disponibilidad hídrica y nutricional a lo largo de su estación de crecimiento. Existe una correlación negativa entre suelo perdido y rendimiento de diversos cultivos. El objetivo de este trabajo fue establecer una relación cuantitativa entre el rendimiento del cultivo de maíz y la disminución de horizonte A por decapitación debido a la construcción de una terraza sembrable. Este trabajo se desarrolló durante la campaña 2016/17 en un lote de la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA, el lote de producción muestreado corresponde a la serie de suelos Tezanos Pintos, en donde se consideró que la profundidad modal del horizonte A fue de 20 cm en la loma del lote. Los resultados indicaron que los menores rendimientos se tuvieron cuando la profundidad del horizonte A fue entre los 3 y 9 cm, coincidiendo con el canal de evacuación de la terraza, encontrando un rendimiento mínimo de 3380 Kg ha^{-1} y el máximo de 5734 Kg ha^{-1} a la profundidad de 17cm. Cuando se perdió más del 50 % del horizonte A, la merma de rendimiento fue de más 2300 kg ha^{-1}, lo que significa una pérdida de producción de más del 40 %. Se puede concluir que el rendimiento del cultivo de maíz está directamente relacionado con la profundidad del horizonte A, y que por cada centímetro de suelo perdido o removido, el rendimiento de maíz disminuyó 84 kg ha^{-1}.

Palabras clave: Erosión, conservación, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

En Entre Ríos las lluvias se caracterizan por su alta intensidad y los suelos por tener horizontes sub-superficiales densos y paisajes ondulados. La alta erosionabilidad de los suelos de la provincia se debe a su baja velocidad de infiltración como consecuencia de la escasa capacidad de los horizontes inferiores para transmitir agua (Scotta *et al*., 1989).

Uno de los principales problemas productivos en la zona agrícola de Argentina, es la pérdida del horizonte superficial a causa de la erosión hídrica. En la provincia de Entre Ríos, este problema afecta una superficie de 3.939.954 ha, que representa el 70% de la superficie de tierra firme. El 15% corresponde a erosión moderada y severa (o grave) y el 35% a erosión leve. Los procesos erosivos se manifiestan con mayor intensidad en la mitad occidental, en el extremo SO de la provincia y en parte del sector SE (Sasal *et al.*, 2015).

Teniendo en cuenta esta realidad, la producción agrícola ha tendido a ser más eficiente en cuanto a la captación y manejo del agua excedente, utilizando tecnologías como siembra directa, rotación de cultivos y cultivos de cobertura, aunque se producen excedentes que erosionan las pendientes y anegan los bajos, por lo cual es necesario realizar terrazas de evacuación de excedentes hídricos para minimizar la degradación de los suelos productivos.

La degradación de los suelos está asociada a la disminución del rendimiento de los cultivos, aunque de forma no lineal, ya que todas las campañas agrícolas son diferentes en cuanto al volumen e intensidad de precipitación, temperaturas, radiación, nivel tecnológico, etc.

En un estudio realizado en el cultivo de soja, se demostró que los sectores de bajo y loma hacen que el cultivo esté sometido a diferentes condiciones de disponibilidad hídrica y nutricional a lo largo de su estación de crecimiento. Por lo tanto, al existir diferente disponibilidad de recursos (asociado a erosión hídrica), ocurren importantes variaciones de los componentes ecofisiológicos del cultivo y, por ende, del rendimiento en grano (Pergolini, 2004).

Apezteguia *et al*. (1987), encontraron una correlación negativa entre suelo perdido y rendimiento de soja y correlación positiva del rendimiento con el espesor del suelo sobre el horizonte cálcico en un suelo Haplustol éntico. Cada centímetro de suelo perdido le costó al productor 35 kg de soja por hectárea y por año en Córdoba. Weir (1995), trabajando con parcelas de escurrimiento en suelos Argiudoles, encontró disminuciones en los rendimientos de trigo entre 121 y 62,8 kg/cm de suelo perdido y de 30 a 47,5 kg cm^{-1} para soja. Mientras que Gargicevich y Massoni (1991), en la

EEA Pergamino, estimaron que la erosión hídrica reduce los rendimientos de maíz, trigo y soja, 80, 40 y 35 kg ha^{-1} respectivamente, por cada centímetro de suelo perdido por erosión.

Trabajos realizados en la EEA Paraná del INTA, demostraron que hay una relación negativa entre el rendimiento de soja y maíz asociado a diferentes posiciones del paisaje con distintos grados de erosión. (Paparotti *et al.*, 1996). En otro trabajo, Gvozdenovich *et al*. (2015), evaluando soja de segunda sobre trigo en diferentes departamentos de Entre Ríos, encontraron que el rendimiento estaba estrechamente asociado la disponibilidad hídrica y a la profundidad del horizonte superficial, encontrando disminuciones en el rendimiento de soja de 65 kg cm^{-1} de suelo perdido.

El objetivo de este trabajo fue establecer una relación cuantitativa entre el rendimiento del cultivo de maíz y la disminución de horizonte A por decapitación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se desarrolló durante la campaña 2016/17 en un lote de la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA (ubicada en cercanías de la ciudad de Oro Verde 31º 50’ S - 60º 32’ O), provincia de Entre Ríos (Argentina).

El lote de producción muestreado corresponde a la serie de suelos Tezano Pintos, el cual pertenece a la familia "fina, mixta, térmica" de los Argiudoles ácuicos, con B2t fuertemente desarrollado. Son suelos profundos, moderadamente bien drenados. El primer horizonte es un Ap que tiene 17cm (Plan mapa de suelo, 1991).

Las mediciones se realizaron en Maíz (Dekalb 7210), sembrado el 10 de octubre de 2016 en siembra directa, a una distancia entre surcos de 52,5 cm. La densidad de siembra fue de 75000 semillas ha^{-1}. El barbecho realizado consistió de una aplicación de 2,4D 0,5 l/ha; Atrazina 2,0 l ha^{-1}; Acetoclor 1,5 l ha^{-1}; 3,0 l ha^{-1}. Se realizó una fertilización a la siembra de 100kg ha^{-1} de PDA, luego en estadio de V6 (diferenciación) de 100kg ha^{-1} de UREA.

Al momento de la recolección de las muestras, el cultivo se encontraba en madurez de cosecha, en buenas condiciones, buen stand de plantas, muy pocas malezas y no se observaron daños ocasionados por plagas ni enfermedades en ningún sitio del muestreo evaluado.

Como se puede observar en la Figura 1, la precipitación mensual de la campaña 2016/17 fue superior a la media histórica (1934-2016), para los meses que correspondieron al desarrollo del cultivo. Podemos ver que en el mes de octubre, el cual se sembró el maíz, las precipitaciones fueron adecuadas, superando solo en 7,2 mm el promedio, lo cual permitió una buena implantación del cultivo. En los meses de diciembre, enero y febrero la precipitación fue abundante y en el periodo en el cual el maíz se encontraba en estadios críticos, no se registraron déficits hídricos (diciembre). Las sumas de las precipitaciones de estos tres meses registraron un balance positivo de 291,2 mm por encima de la media histórica.

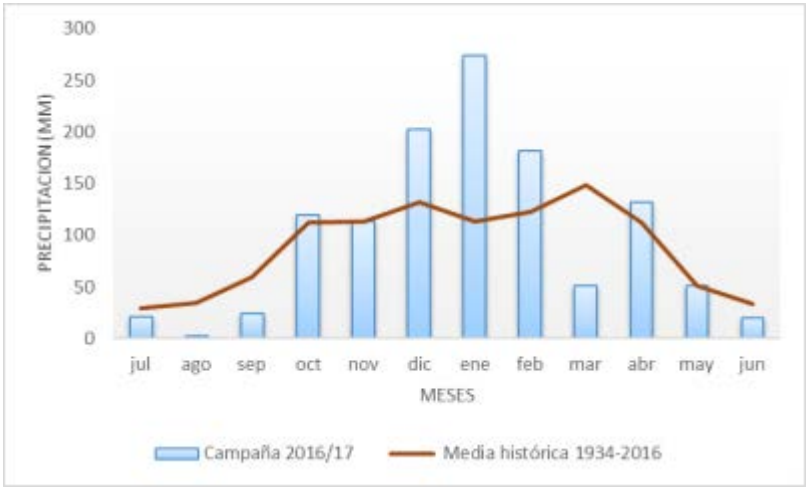


Figura 1. Precipitaciones medias mensuales de la campaña 2016/17 (barras azules) en comparación con la media histórica 1934-2016 (línea roja).

El lote en estudio tenía terrazas sembrables construidas en 2014, debido a que presentaba signos visibles de erosión en surcos y mircorsucos. El muestreo se realizó en dos transectas de 18 metros cada una, separada en muestras de un metro, con dos repeticiones. En cada lugar de muestreo se midió la profundidad del horizonte A (Imagen 1 a y b) y el rendimiento por metro lineal. Se georreferenció cada uno de los puntos muestreados con GPS manual y se determinó la

serie de suelo correspondiente a cada sitio de muestreo. En gabinete se correlacionó la profundidad del horizonte A de la serie tipo y la medida a campo.

Cabe aclarar que al ser un lote sistematizado, la disminución del horizonte A se debe principalmente a la remoción mecánica del mismo para hacer el canal de la terraza. Por lo tanto, las observaciones comenzaron en la loma, donde se encontraba el perfil modal, continuando hacia el canal de la terraza, donde se encontraba decapitado el horizonte superficial.

Para determinar la profundidad de los horizontes, se realizó mini calicatas con una pala (Imagen 1a) y se estimó la profundidad de manera visual y manual con cinta métrica (Imagen 1b).

a

Imagen 1a. Medición de profundidad de horizonte A con cinta métrica en una minicalicata realizada con pala.

b

Imagen 1b. Determinación de profundidad de horizonte.

Para estimar el rendimiento, se procedió a la cosecha manual, en donde se contó el número de granos por muestra y luego se pesó con balanza de precisión. Dicho valor se corrigió al 14% de humedad para obtener el rendimiento en kg ha^{-1} de cada uno de los metros muestreados.

Para el análisis estadístico, se ajustó una relación cuadrática entre profundidad del horizonte A y rendimiento del cultivo de maíz mediante ecuaciones de regresión (R^2).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En coincidencia con los trabajos mencionados para trigo y soja, se encontró una relación positiva entre el mayor espesor del horizonte superficial y el aumento del rendimiento en el cultivo de maíz, es decir que el rendimiento aumenta a mayor espesor del horizonte A, como se observa en la Figura 2.

Se consideró que la profundidad modal del horizonte A fue de 20 cm en la loma del lote, alcanzando los máximos rendimientos. Los menores rendimientos se tuvieron cuando la profundidad del horizonte A fue entre los 3 y 9 cm, coincidiendo con el canal de evacuación de la terraza sembrable. Registrando el máximo rendimiento de 5734 Kg ha^{-1} a la profundidad de 17cm y el rendimiento mínimo fue de 3380 Kg ha^{-1} a una profundidad de horizonte A de 9cm.

Es decir, cuando se perdió más del 50 % del horizonte A, el rendimiento pasó de 5734 kg ha^{-1} a menos de 3400 kg ha^{-1}, lo que significa una merma de más del 40 %.

Podemos observar en la misma figura, analizando los extremos, que en el sitio más decapitado (canal de la terraza sembrable), existe una profundidad del horizonte A de 3,5 cm, logrando un rendimiento de 4008 kg ha^{-1}, mientras que en el otro extremo, con una profundidad de 20 cm de horizonte A, el rendimiento fue de 5603 kg ha^{-1}, lo implica un 28 % más de producción.

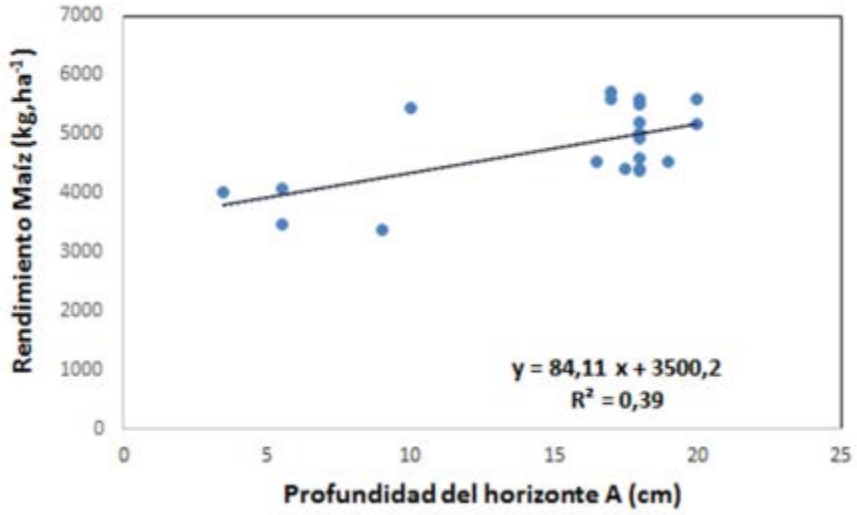


Figura 2. Relación entre la profundidad del horizonte A y el rendimiento del cultivo de Maíz en un lote con terrazas sembrables. Campaña 2017/18.

El resultado del análisis de regresión de la Figura 2, nos indica que por cada disminución de centímetro de suelo removido, hay una pérdida de rendimiento de 84,11 kg de maíz por hectárea, similar a lo encontrado por Gargicevich y Massoni (1991), quienes encontraron una disminución de 80 kg ha^{-1} de maíz por centímetro de suelo pedido en Pergamino.

En la tabla 1, se observa la relación entre el H_0 (sin erosión) y H_3 (erosión severa), con sus respectivos rendimientos. En la loma sin erosión, con una profundidad de 20 cm, el rendimiento promedio fue de 5382 Kg ha^{-1}, mientras que cuando se perdió del 50 a 75 % del horizonte A (profundidad efectiva del horizonte A de 10-15 cm), el rendimiento promedio fue de 3651 Kg ha^{-1}

Tabla 1. Relación de la profundidad del horizonte A con los distintos grados de erosión y el rendimiento del cultivo de maíz.

Grado de Erosión	Prof. Hte A (cm)	Rendimiento Maíz (kg ha^{-1})	Disminución del rendimiento
H_0	20	5382	-
H_3 (50-75 %)	10 – 15	3651	32%

Podemos suponer, que las diferencias de rindes halladas entre las distintas profundidades de horizonte superficial, son debidas a que al disminuir el horizonte A, tenemos un menor contenido de materia orgánica, menor fertilidad de P y N, horizonte B en superficie, por lo tanto, más arcilla, mayor densidad aparente y menor porcentaje de poros, lo que implica menor capacidad de almacenamiento de agua.

Como describimos anteriormente, en el año de realización del ensayo tuvimos abundantes precipitaciones durante casi todo el ciclo del cultivo, por lo que el cultivo no sufrió estrés hídrico a lo largo de su ciclo. Para años donde se presenten precipitaciones inferiores a la normal, o con déficit en el período crítico del maíz, podríamos inferir que las diferencias de rendimiento a distintos espesores de horizonte A serán más notorias.

CONCLUSIONES

De este trabajo se puede concluir que el rendimiento del cultivo de maíz está directamente relacionado con la profundidad del horizonte A. También podemos observar que por cada centímetro de suelo perdido o removido, el rendimiento disminuye alrededor de 84 kg ha^{-1}. Cuando la erosión es severa, mayor al 50 % (H_3), la merma en el rendimiento es mayor al 30% en comparación con zonas sin erosión.

BIBLIOGRAFÍA

- Apezteguía, HP; H Amaya & L Crusta. 1987. Medición de pérdidas de suelo y disminución de los rendimientos de soja debidos a la erosión hídrica en la región semiárida central de Córdoba. Ci. Suelo (Argentina), 5(1), 51-55.
- Gargicevich, A & S Massoni. 1991. Manual Agricultura Conservacionista. Fundación Producir Conservando. EEA-INTA Pergamino, Buenos Aires. http://www.bcr.com.ar/pages/granos/cotizaciones/default.aspx
- Gvozdenovich, JJ; A Pioto & O Paparotti. 2015. Variación del rendimiento del cultivo de soja debido a la erosión hídrica en Entre Ríos. INTA EEA Paraná. Serie Extensión Digital Nº 76:01-108– Actualización Técnica Soja.
- Paparotti O; E Scotta & W Berdini. 1996. Siembra directa y terrazas en suelos con pendientes. INTA EEA Paraná–INTA EEA Pergamino. Avances en siembra directa. IPGNº 33.
- Pergolini, S. 2004. Factores que Explican las Variaciones de Rendimiento del Cultivo de Soja entre los Sectores de Bajo y Loma. Asesor Privado. http://www.elsitioagricola.com/articulos/pergolini/Factores que Explican Variaciones de Rendimiento de Soja entre Sectores de Bajo y Loma.asp.
- Plan Mapa de Suelos, Convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Diamante. 1991. Provincia de Entre Ríos. Acuerdo Complementario del Convenio INTA - Gobierno de Entre Ríos.
- Sasal MC; M Wilson; DJ Bedendo & GA Schulz. 2015. Provincia de Entre Ríos. En: “El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina”, tomo 2, parte 7: Erosión y degradación de suelos, pp. 111-120. Casas, R. y G. Albarracín, editores. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y el Agua (PROSA). Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC). B. Aires. ISBN: 9789509149403.
- Scotta, E; L Nani; A Conde; A Rojas; H Castañeira & O Paparotti. 1989. Manual de sistematización de Tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes. INTA EEA Paraná. Serie Didáctica Nº 17. 56 p.
- Weir, E. 1995. Informe de Avance INTA-FAO. Cartas Acuerdo. Parcelas de escurrimiento y parcelas de productividad. Informe interno INTA EEA Marcos Juárez, Córdoba.

C4P122. USO EFICIENTE DEL AGUA MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS MIXTOS DEL SUDOESTE BONAERENSE

Sá Pereira[1] Eduardo de; Kleine[2] Cristian; Rodríguez[2], Carlos; Fernández[3], Belén y Flolla[4], F.

[1]INTA AER Coronel Suárez (EEA Bordenave), Sauce Corto 589, 7540 Coronel Suarez (Buenos Aires) desapereira.eduardo@inta.gob.ar ; [2]Hogar Funke, Tornquist (BA), Regional APRESID Bahía Blanca; [3]Asesor Regional APRESID Bahía Blanca; [3]Estudiante de grado. Dto. Agronomía. Universidad Nacional del Sur. [4]EEA Bordenave.

RESUMEN

El proceso de agriculturización ha significado una reducción del aporte de residuos por la mayor participación de cultivo de soja. La utilización de cultivos de cobertura (CC) durante el período improductivo en la secuencia trigo/maíz del sudoeste, permite mantener el suelo cubierto, reciclar nutrientes y aumentar el ingreso de carbono al sistema. En esta experiencia se evaluaron la eficiencia en el uso del agua, los aportes de N de la vicia, la dinámica de este nutriente y parámetros de rendimiento en el cultivo de maíz. Se compararon cuatro tratamientos como antecesores en el manejo previo a la siembra del maíz: 1. Vicia + Maíz Fertilizado (VF): Cultivo de vicia secado en la primera quincena de septiembre. 2. Vicia + Maíz sin Fertilizar (V S/F). 3. Rastrojo de Trigo + Maíz sin fertilizar (RTR S/F) barbecho largo de trigo. 4. (RTR) + Maíz Fertilizado (RTR F). Al momento del secado, a la siembra del maíz y a cosecha se determinó el agua útil en el suelo por gravimetría de 0-200 cm en capas de (0-20 cm) en el barbecho largo y antecesor vicia. La cobertura de residuos y la biomasa de vicia por recolección en 0,25 m^2. Se determinó la eficiencia de barbecho (EB%) para antecesor vicia y RTR (Rastrojo de trigo). Se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 0-5 y 5-20 cm en cada tratamiento con tres repeticiones para hacer análisis de Nitrógeno potencialmente mineralizable (NAN). Se tomaron muestras de planta entera de maíz en: (V6-V7); Floración (R1) y Gano dentado/madurez fisiológica (R5) respectivamente para la determinación de: materia seca total (MS kg*ha^{-1}); N total (%) y proteína (%), en 3 plantas tomadas al azar de sectores con población uniforme de cada tratamiento. En el mismo sector y en las mismas fechas se midió índice de clorofila (medidor SPAD) en 15 plantas tomadas al azar. Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (VF, V S/F, RTR S/F y RTR) en cuanto al N potencialmente mineralizable (NAN) y a la duración del barbecho previo a la siembra de maíz. La eficiencia de barbecho fue de 31 y -13 % con los antecesores vicia y RTR respectivamente. Las precipitaciones durante el ciclo del CC fueron cercanas al promedio histórico del establecimiento, esto determinó una recarga del perfil de suelo en el barbecho corto de vicia. El costo hídrico con antecesor vicia fue de 24 mm. Hubo diferencias significativas en los parámetros de rendimiento y acumulación de N en la planta de maíz. El máximo rendimiento y concentración de N se alcanzó con el tratamiento V S/F. Estas diferencias pueden ser atribuibles al NAN proveniente de la descomposición de residuos de vicia y a la fijación biológica de N_2. El índice de clorofila marcó una tendencia de separación entre los tratamientos fertilizados y sin fertilizar. El contenido de agua disponible al momento de siembra de Maíz estuvo relacionado con las precipitaciones en el momento de la recarga y con el momento de secado del CC.

Palabras claves: eficiencia de barbecho, nitrógeno, maíz.

C4P123. CAMBIOS EN PROPIEDADES FÍSICO-HÍDRICA DE SUELOS PERTENECIENTES A UNA MICROCUENCA AGRICOLA DE LA REGION SUDOESTE BONAERENSE.

Sá Pereira Eduardo de[1]; Arroquy Gonzalo[2]; Quiroga Alberto[2]; Álvarez Cristian[2], Fernández Romina[2]; Galantini Juan[3] y Gentili Jorge[4]

[1]INTA AER Coronel Suárez (EEA Bordenave); [2] INTA EEA Anguil; [3]CERZOS (UNS-CONICET); [4]UNS (Dto. Geografía). Agencia de Extensión Rural INTA (EEA Bordenave). Sauce Corto 589 – (7540) Coronel Suárez, Pcia. de Buenos Aires; Argentina. desapereira.eduardo@inta.gob.ar

RESUMEN

El sudoeste bonaerense es una región con gran variabilidad climática lo que hace que sus precipitaciones pasen de períodos de escasez, propios de zonas semiáridas, a excesos significativos, propios de regiones húmedas. Los cambios de uso del suelo provocan alteraciones en los aportes y dinámica de la materia orgánica (MO), modificando el nivel de equilibrio. Para conocer los cambios a corto plazo producidos por las prácticas de manejo en la MO total es necesario identificar las fracciones más sensibles: materia orgánica particulada (MOP) y material orgánico mineral (MOM). El objetivo de este trabajo fue evaluar cómo asociado a diferentes prácticas de manejo se han producido cambios en las fracciones orgánicas y en algunas propiedades edáficas relacionadas con la dinámica hídrica de los suelos. Los tratamientos consistieron en dos sistemas de manejo de cultivos contrastantes: 100% agrícola vs rotación con pastura y/o campo natural (CN). Se evaluó *in situ* infiltración, y se tomaron muestras sin disturbar de 0-20 cm de profundidad para determinar conductividad hidráulica, densidad aparente, carbono total y particulado, pH, textura, test proctor y fósforo. Todos los indicadores evaluados mostraron que estos procesos han tenido lugar en los suelos estudiados. Comparando los valores promedio de densidad aparente, se comprueba una importante disminución en la porosidad total de los suelos A, la cual como muestran diversos estudios tendrían lugar a expensas de pérdidas de la macroporocidad. De tener lugar este proceso descripto también debería haberse modificado el movimiento del agua en el interior del suelo. De los mismos se desprende que la disminución de la superficie con pasturas perennes de los últimos 25 años y de la proporción de gramíneas en la rotación, han incidido sobre la perdida de MOT y MOP, porosidad de suelo, comprobándose aumentos en la densidad aparente, encostramiento y de la susceptibilidad de suelo a compactarse.

Palabras claves: Infiltración, compactación, conservación

INTRODUCCIÓN

La concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, producto de la actividad humana, viene alterando desde hace varias décadas el clima del planeta, proceso conocido como "cambio climático". La quema de combustibles fósiles y la destrucción de la vegetación natural, entre otros, son las principales causas de la acumulación de gases. En la Argentina, la emisión de dióxido de carbono *per cápita*, o huella de carbono, es de 5,7 toneladas al año, valor muy por debajo de los registros citados por Rusticucci (2014) en Norteamérica (20 toneladas) o en Inglaterra (11,8 toneladas). Aun así, el efecto colateral del incremento de temperaturas igual afecta a nuestro país. Sin embargo, si bien el sudoeste bonaerense es una región con gran variabilidad climática, período de escasez propios de las zonas semiáridas, a excesos hídricos significativos, propios de regiones húmedas, el cambio climático viene a agravar una problemática ya existente aumentando la intensidad y la frecuencia de eventos extremos, lo que genera mucha incertidumbre y obliga a implementar estrategias de mitigación (Casanovas, 2014). Diversas estimaciones, entre ellas las proporcionadas por el Instituto de Pronóstico del Cambio Climático-IPCC (1995), indican que la influencia del efecto invernadero daría un incremento de la temperatura media global del orden de 1 a 3°C para el año 2100 (Perillo, 1997). El avance del monocultivo de soja o la rotación trigo/soja en el sudoeste bonaerense puede haber generado importantes cambios en las propiedades físicas del suelo sometido a este manejo. Este posible deterioro del suelo junto a los efectos del cambio climático en la región subhúmeda puede contribuir a un mayor deterioro de las propiedades físicas y químicas del suelo (Sá Pereira *et al*., 2014).

Los cambios de uso del suelo provocan alteraciones en los aportes y dinámica de la MO, modificando el nivel de equilibrio. Para conocer los cambios a corto plazo producidos por las prácticas de manejo en la MO total es necesario identificar las fracciones más sensibles como la materia orgánica particulada (MOP) y material orgánico mineral (MOM).

Puede decirse que la erosión hídrica es un problema prioritario en la subregión Pampa Ondulada y en particular en el piedemonte de la Sierra de la Ventana (Gaspari *et al*., 2000). Bruno *et al.* (1994) utilizando la ecuación de M.U.S.L.E. (Modified Universal Soil Loss Ecuation) calcularon que en promedio entre 2 y 8 Tn ha^{-1} $año^{-1}$ correspondería a la pérdida de suelo de cuencas afluentes del arroyo sauce corto. Según datos de estos autores el porcentaje del partido de

Coronel Suárez afectado por la erosión ascendía al 59 % con distintos grados de afectación. Situación que se habría agravado por cambios en los sistemas de producción, disminución de la superficie con pasturas (12%) y creciente agriculturización. Teniendo en cuenta que a principios de la década del 90 en la mayor parte de las sub-cuencas se realizaban cultivos agrícolas (trigo, maíz, avena) alternando con pasturas perennes, complementando esta rotación con la aplicación de técnicas de manejo del suelo a partir de franjas y curvas de nivel (AER Coronel Suárez). En los últimos años el área dedicada a cultivos anuales se incrementó de un 30 a un 70% con predominio de los cultivos de soja o trigo/soja y en mucho menor medida el maíz (RIAN 2017). La mayor frecuencia de cultivos de verano dio lugar a largos períodos de barbechos entre los mismos (6-7 meses) con muy bajos niveles de cobertura de los suelos. El objetivo de este trabajo fue evaluar cómo asociado a diferentes prácticas de manejo se han producido cambios en las fracciones orgánicas y en algunas propiedades edáficas relacionadas con la dinámica hídrica de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo fue realizado en septiembre del 2016, en establecimientos de la zona de Pie de Sierras del Partido (Tabla 1), microcuencas de los A° 27 de diciembre, Cortaderas y San Antonio (Figura 1), los cuales pertenecen al área de influencia de la Agencia de Extensión Rural INTA Coronel Suárez en el Pje. “El Hinojo”. Los suelos del sector bajo estudio correspondieron a Argiudoles típicos (Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires, 1989) que presenta una secuencia de horizontes Ap-BA-Bt-BC-C (Soil Survey Staff, 2010) de textura franco-arcillo-limosa (69,3 % limo+arcilla) perteneciente a la serie Arroyo corto predominantemente.

Los tratamientos consistieron en dos sistemas de manejo de cultivos contrastantes: 100% agrícola vs rotación con pastura y CN (Tabla 1). Se tomaron muestras de suelo sin disturbar en 0-20 cm de profundidad y se llevaron a cabo las siguientes determinaciones de las propiedades físicas y químicas en cada uno de los sitios en estudio

Determinaciones: a) Determinación de la densidad aparente; b) Determinación de la capacidad de infiltración del suelo con infiltrómetros de anillo simple (5 repeticiones); c) Muestras de suelo para determinación de fracciones texturales, fraccionamiento de materia orgánica (MOP >50 µ y MOM<50µ), contenido de fósforo (Pe) extractable obtenido por el método de Bray & Kurtz (1945) y pH; d) Identificación de zonas afectadas por erosión hídrica mediante observación de espesor de horizonte A, presencia estructura laminar (encostramiento), plantas descalzadas, orientación y traslado de residuos superficiales por el agua a través de la pendiente; e) Evaluación de la susceptibilidad a la compactación, densidad aparente máxima y humedad critica mediante ensayos de compactación utilizando el test Proctor (Figura 2abc).

Tabla 1: Secuencia de cultivos en cada uno de los sitios en estudio, ubicación geográfica y serie de suelo. A: 100% agrícola; P: pastura. RTR/malezas (rastrojo de trigo enmalezado).

Año	A1	A2	A3	P1	P2	P3
Latitud	37° 42' 44,21"	37°43' 44,7"	37°43' 2,31"	37° 47' 46,75"	37° 42' 22,14"	37° 44' 6,39''
Longitud	61° 59' 43,75"	62° 03' 26,85"	62° 06' 14,21"	61° 58' 31,25"	62° 05' 59"	62° 03' 14,93"
Serie de Suelo	Arroyo Corto	Rancho Grande	Arroyo Corto	Arroyo Corto	La Colina	Arroyo Corto
2006	Cebada	CN malezas	Trigo	Soja	CN (pristino)	CN (pristino)
2007	Soja	CN malezas	soja	Trigo	CN	CN
2008	Trigo	CN/malezas	cebada	soja	CN	CN
2009	Soja	Soja/400 kg/ha	trigo	cebada	CN	CN
2010	Candeal/Trigo	Trigo	soja	RGA/Soja	CN	CN
2011	Soja	Soja 1a	Cebada	Cebada	CN	CN
2012	Cebada	Cebada/Soja	soja	Pastura Inical	CN	CN
2013	Soja	Maíz	cebada	Pastura	CN	CN
2014	Trigo/Cebada	Soja 1°	Trigo	Pastura	CN	CN
2015	Soja	Soja 1°	Cebada	Pastura	CN	CN
2016	Cebada	Cebada/Sj 2°	Soja	Pastura	CN	CN

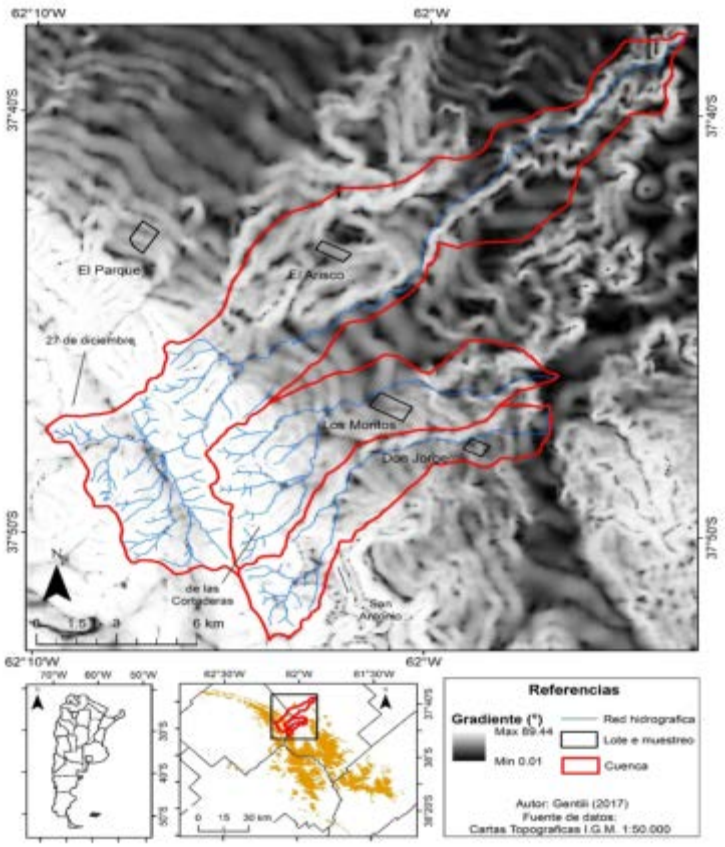


Figura 1. Mapa de gradiente de pendiente en grados (°) y 0° sobre el nivel del mar en los sitios evaluados de las 3 sub-cuencas del Arroyo Sauce Corto: 27 de diciembre y Arroyo de las Cortaderas en la zona de pie de Sierra de Coronel Suárez. Gentileza Dr. Jorge Gentili – Dto. De Geografía UNS.

a) b) c)

Figura 2: a) Evaluación de la captación de agua a partir de la determinación de infiltración, b) densidad aparente c) capas compactadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Es importante aclarar, como se observa en la tabla 2, que todos los sitios de muestreo presentaron similar composición granulométrica y altos contenidos de limo que le confieren al suelo una fertilidad física deficiente y altamente dependiente de los contenidos de materia orgánica. Coincidiendo con la mayoría de los investigadores el proceso de agriculturización habría producido en esta región una significativa disminución en los contenidos de MO,

principalmente de las fracciones más lábiles que presentaron diferencias significativas (p<0,05) entre los diferentes manejos. En relación a los suelos bajo pasturas de gramíneas perennes el MOP de los sitios A fue un 74 % menor. Mientras que, el MOM resulto un 34% más bajo que la situación de referencia. En el mismo sentido el Índice de materia orgánica/arcilla + limo (IMO) experimentó en promedio una fuerte disminución desde valores de 9 en suelos bajo pasturas a 4,8 en suelos bajo secuencias agrícolas (Tabla 2). Es importante tener presente que en suelos Haplustoles de la Región Semiárida valores de IMO inferiores a 5 (con bajo contenido de MO por unidad de arcilla + limo) caracterizaron sitios con limitaciones en la provisión de nitrógeno y con importantes respuestas a la fertilización (Quiroga *et al.*, 2009). Estos autores comprobaron pérdidas de la fertilidad física cuando el descenso de MO tiene lugar en suelos con contenido de limo superior al 30%. En estos casos, dependiendo de la cobertura, tienen lugar con frecuencia, encostramientos superficiales y compactaciones subsuperficiales, con fuerte reducción de la infiltración (captación del agua de las precipitaciones), las cuales en áreas con pendiente se traducen en incremento de los escurrimientos. Precisamente los escurrimientos y la pérdida de suelos por erosión hídrica (con anegamientos de caminos rurales) son señalados por los productores como una problemática creciente en la región.

Tabla 2. Resultados de análisis de muestras de suelo de cada sitio de pH, Pe, material orgánico particulado (MOP >50 µ), material orgánico mineral (MOM<50µ), materia orgánica total (MOT); índice de materia orgánica (IMO) y porcentajes de arena, limo y arcilla de cada sitio en estudio. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) test de Fisher.

Sitio de muestreo	Limo	Arcilla	Arena	MOT	IMO	MOP %	MOM %	Pe ppm	pH
A1	47,6	21,0	31,4	2,6	3,9	0,24	2,44	10,5	7,4
A2	43,5	16,6	39,9	3,2	5,3	0,32	2,86	6,0	6,0
A3	58,2	14,0	27,8	3,7	5,2	0,36	3,38	20,8	6,0
P1	51,2	14,8	34,1	4,1	6,3	0,86	3,21	15,4	6,3
P2	50,1	14,1	35,8	7,2	11,3	1,14	5,80	50,1	5,8
P3	41,6	13,5	44,9	5,2	9,5	1,32	3,88	60,3	6,7
Media A	49,8	17,2	33,0	3,2b	4,8b	0,31b	2,89b	12,4a	6,5a
Media P	47,6	14,1	38,3	5,5a	9,0a	1,11a	4,30a	41,9b	6,3a

Todos los indicadores evaluados mostraron que estos procesos han tenido lugar en los suelos estudiados. Por ejemplo, en la Tabla 3, comparando los valores promedio de densidad aparente, se comprueba una importante disminución en la porosidad total de los suelos A, la cual como muestran diversos estudios tendrían lugar a expensas de pérdidas de la macroporosidad. De tener lugar este proceso descripto también debería haberse modificado el movimiento del agua en el interior del suelo, aspecto que pudo ser comprobado a través de la evaluación de la conductividad hidráulica (Figura 3). La Tabla 3 muestra valores promedio de 32 y 14 cm h^{-1} para los suelos bajo pasturas y agrícolas respectivamente, lo cual permite inferir que se requeriría un mayor tiempo para que la precipitación ingrese en los perfiles de suelos influenciados por la agricultura. Otro indicador utilizado en este estudio es la infiltración que confirma los procesos y el sentido de los cambios en la dinámica hídrica de los suelos expuesta anteriormente por los indicadores (Tabla 3). En la misma se comprueba 181 y 36 mm h^{-1} en los perfiles bajo gramíneas perenne y bajo agricultura, respectivamente, condicionando fuertemente el proceso de captación del agua en la cuenca. El desarrollo de la estructura para ambos manejos pone en evidencia una menor biomasa de raíces y agregados más compactos en el manejo con menor contenido de MO.

A fin de confirmar y reforzar la información obtenida a partir de los indicadores utilizados se procedió a tomar muestras superficiales de cada uno de los sitios y someterlas en laboratorio a un ensayo de compactación. Cada muestra compuesta de suelo de aproximadamente 10 kg fue dividida en 6 submuestras y llevadas a distintos contenidos de humedad para poder reflejar distintas situaciones que se pueden presentar a campo.

Cada una de estas submuestras fueron sometida a una determinada presión constante y en base a los resultados obtenidos se determinaron los valores de: densidad aparente máxima (DAm) susceptibilidad a la compactación (SC) y humedad crítica (HC), a la cual el suelo es más sensible a perder porosidad cuando es sometido a una presión externa (transito maquinaria, pisoteo ganadería). En la Tabla 3 se muestran los resultados de cada uno de estos indicadores comprobándose que efectivamente los suelos con menor contenido de MO son más susceptibles a compactarse y bajo una misma presión incrementan en mayor grado la DA, es decir experimentan una mayor pérdida de macroporosidad.

Tabla 3: Densidades aparente *(DA, gr (cm3)$^{-1}$)*, densidad aparente máxima *(DAm, g (cm^3)$^{-1}$)*, conductividad hidráulica *(k, cm h^{-1})*, infiltración promedio *(mm h^{-1})*, humedad critica *(HC, %)*, susceptibilidad a compactación *(SC)* y compactación relativa *(CR, %)*, bajo uso agrícola (A) y pastura (P). Letras diferentes entre tratamiento indican diferencias significativas (p<0,05) test de Fisher.

Sitios de muestreo	DA	k	Infiltración promedio (mm/h)	DAm	HC	SC	CR
Agrícola (A1)	1,36 a	13,2 a	24	1,37	23,7	0,17	84,9
Agrícola (A2)	1,21 b	15,13 a	76	1,46	19,7	0,23	93,1
Agrícola (A3)	1,24 bc	13.75 a	8,5	1,43	15,2	0,39	89,7
Prístino (P1)	1,19 c	21,88 a	55,7	1,31	23,2	0,11	65,7
Prístino (P2)	0,82 e	34,4 b	231	1,15	27,5	0,11	56,2
Prístino (P3)	0,96 d	40,28 b	271	1,33	20,6	0,15	81,5

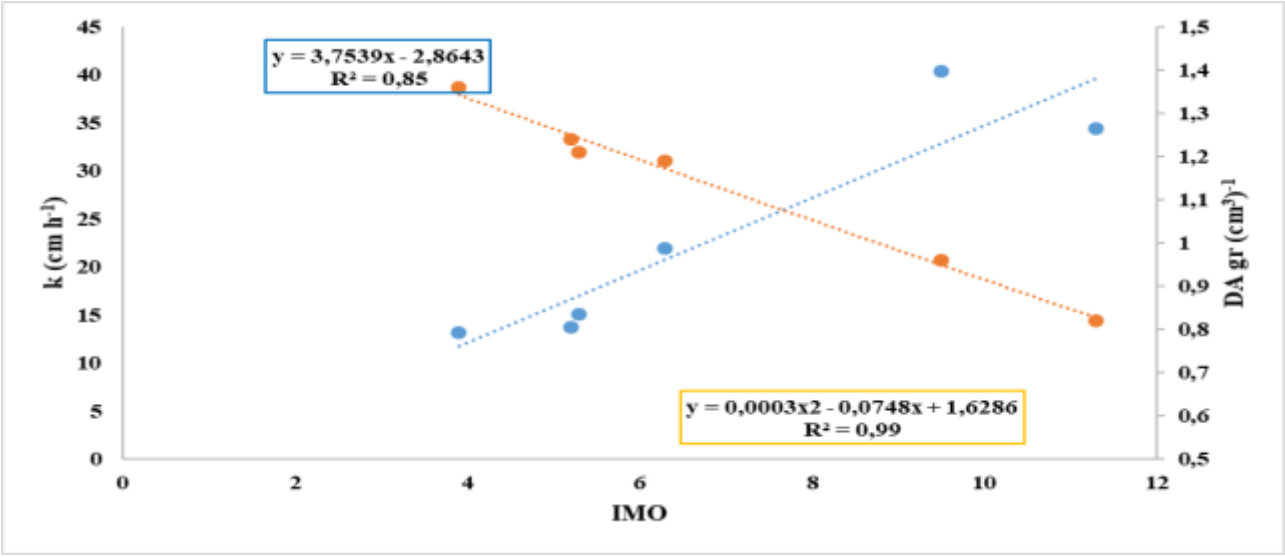


Figura 3. Relación entre la conductividad hidráulica (k) y densidad aparente (DA) con el Índice de materia orgánica/arcilla + limo, en Udoles bajo dos manejos contrastantes (agricultura continua y pasturas de gramíneas perennes).

Finalmente, al relacionar los distintos indicadores entre sí, se pudo comprobar que los cambios en el contenido de MO han incidido sobre los distintos indicadores. Al respecto los resultados muestran estrecha relación de la MO con la DA (R^2: -0,97), con la conductividad hidráulica (R^2: 0,82), con la DAm (R^2: -0,87), con la humedad crítica (R^2: 0,53) y con la susceptibilidad a compactación (R^2: -0,53). Tanto el IMO como el MOP mostraron estrecha relación con los indicadores mejorando en algunos casos la relación respecto de la MOT. A manera de ejemplo en la Figura 3 se muestra la estrecha relación entre la k y DA en función del IMO.

Finalmente, reiterándose lo expuesto, este estudio preliminar pretende aportar elementos objetivos que nos permitan reflexionar/alertar sobre los efectos que los cambios en el uso de la tierra pueden tener sobre indicadores edáficos vinculados con la dinámica hídrica de los suelos.

A partir de esta información pueden plantearse algunos interrogantes como por ejemplo que estrategia de manejo implementar para recuperar parte de los atributos perdidos por el suelo.

CONCLUSIONES

Estos resultados exploratorios o preliminares, muestran diferencias importantes en las propiedades de los suelos influenciados por distintas prácticas de uso y manejo.

La disminución de la superficie con pasturas perennes como también de la proporción de gramíneas en la rotación, ha incidido sobre la porosidad de suelo, comprobándose aumentos en la densidad aparente, encostramiento y mayor susceptibilidad de suelo a compactarse.

La pérdida de MOT asociadas al manejo muestra impacto negativo sobre una marcada disminución en la conductividad hidráulica e infiltración (-90%) del suelo asociado a este proceso en suelos limosos con pendiente aumentando los procesos de erosión hídrica.

Como fue expuesto anteriormente, las relevancias de estos procesos indican la necesidad de profundizar estos estudios, ampliando el número de casos y área de evaluación, a fin de validar estos resultados exploratorios y de ser necesario elaborar estrategias de recuperación y/o adecuación.

AGRADECIMIENTOS

A los laboratorios de suelos del Departamento de Agronomía y Geografía de la Universidad Nacional del Sur y de Física de suelos del INTA EEA Anguil por la colaboración en la realización de los análisis.

BIBLIOGRAFÍA

- Bray, RH. & LT Kurtz, 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Bruno, J; F Gaspari; M Presutti; S Magnin & C Orona. 1994. Methods for environmental degradation diagnosis in watersheds – Its application tu the basin of Sauce Corto. – Province of Buenos Aires – Argentina. Facultad de Ciencias Agrárias y Forestales – Universidad Nacional de La Plata (UNLP) 60 y 118 – La Plata – Argentina – e-mail: jebruno@isis.unlp.edu.ar and Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC).
- Casanovas, M. 2014. Clima desbocado: de las sequías extremas a las inundaciones en apenas cinco meses. Dirección de Economía Ambiental del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS). Diario El Día. La Plata. 20 de Julio de 2014.
- Gaspari, F; R Rickfelder; B Hauri; G de Otazua & I Cornely. 2000. Método de diagnóstico de degradación ambiental aplicados al estudio de la cuenca del Arroyo Sauce Corto. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata.
- Perillo, G. 1997. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa argentina al ascenso del nivel del mar. PNUD/SECYT ARG/95/G/31 62 pp.
- Quiroga, A; R Fernández & E Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. 2009. *Soil & Till. Res*. 105, 164-170.
- Rusticucci, M. 2014. Diario La Prensa directora del Departamento de Ciencias de la Atmósfera y los Océanos de la Facultad de Ciencias Exactas. Consultado el 11/11/17 En: http://www.laprensa.com.ar/418504-El-cambio-climatico-llego-para-quedarse. note.aspx. 27 de enero de 2014
- RIAN 2017. Red de información agropecuaria nacional. Informes periódicos de la AER Coronel Suárez. Consultado el 17/11/17 En: http://ssdinta.hostingbahia.com.ar/informes/Informe%20Recorrida Publicación Técnica Nº108 17%20INTA%20fina%202016-17.pdf
- Sá Pereira, E de; J Galantini; A Quiroga & MR Landriscini 2014. Efecto de los cultivos de cobertura otoño invernales, sobre el rendimiento y acumulación de N en maíz en el sudoeste bonaerense. *Ci Suelo* 32: 219-231.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. 365 pp.

C4P124. INFILTRACIÓN CON Y SIN COBERTURA EN UN ARGIUDOL TÍPICO BAJO SIEMBRA DIRECTA

Sainz, Daiana [1,2]; Eiza, Maximiliano[1]; Carfagno, Patricia[1]; Behrends Kraemer, Filipe[2,3] y Chagas, Celio[2].

[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. Argentina.
[3]CONICET.
sainz.daiana@inta.gob.ar

RESUMEN

La infiltración del agua en la zona no saturada del suelo es una propiedad ampliamente usada en la evaluación de la calidad física del suelo, ya que de su conocimiento derivan la mayoría de los modelos de transporte de agua-solutos y de crecimiento de cultivos. Asimismo, para resolver un conjunto de problemas como predicción de escurrimientos de eventos de precipitación, transporte de sedimentos y control de inundaciones y para el modelado de procesos hidrológicos y su relación con el transporte de contaminantes. Esto es particularmente importante considerando que, el deterioro de la condición superficial de los suelos, reflejado en la formación de costras y sellos, es una de las degradaciones físicas que más influencian a todo el sistema de producción. El microsimulador de lluvias es un instrumento expeditivo que permite evaluar la infiltración, el escurrimiento y las pérdidas de suelo a campo mediante lluvias simuladas con lámina total, intensidad y energía conocidas, en distintas condiciones. Por lo anterior, se planteó como objetivo para este trabajo analizar el efecto de la cobertura de rastrojos de cultivos de verano sobre la infiltración en un suelo Argiudol típico de la Pampa Ondulada. Para tal fin se realizaron simulaciones de lluvia a campo en 3 momentos entre 2016 y 2017, con un microsimulador de lluvias de 0,0625 m^2 (0,25 m de lado). Para las simulaciones se utilizó agua destilada y una intensidad de lluvia de 60 mm h^{-1}. Para evaluar el efecto de la cobertura sobre la infiltración, en cada momento se seleccionaron 3 sitios ubicados en la media loma de un lote bajo una secuencia soja-maíz. En cada sitio se simuló lluvia manteniendo la cobertura original y, por otro lado, quitando dicha cobertura. La misma fue recolectada, secada a 50 ºC y pesada. De cada simulación se obtuvo: momento de inicio del escurrimiento [min], lámina escurrida [mm], infiltración acumulada [mm], tasa de infiltración [mm h^{-1}] y humedad inicial [%v/v]. La cobertura con la que se trabajó fue 7119 kg ha^{-1}. El análisis estadístico se realizó mediante un modelo lineal para el cual se utilizó la cobertura, el momento y la interacción entre ambos como variables explicativas de la infiltración. Las probabilidades obtenidas de la descomposición de la variancia corresponden a 0,16; 0,8 y 0,18. Por tanto, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para ninguna comparación (α=0,05). Se concluye que los parámetros de infiltración no difieren entre un suelo cubierto y desnudo. Numéricamente, se encontró que al quitar el rastrojo, el inicio del escurrimiento tiende a comenzar antes (8,4 versus 11,8 min) y la infiltración acumulada a ser menor (20,5 vs 17,6 mm). La velocidad de infiltración bajo ambas situaciones fue similar. Debido a la elevada variabilidad del parámetro de infiltración, posiblemente generada por diferencias estructurales superficiales, principalmente por efecto de la frecuencia y disposición de estructuras laminares/no laminares, son necesarios más estudios a futuro, incrementándose la cantidad de repeticiones de simulaciones de lluvia a fin de obtener resultados concluyentes sobre el comportamiento de esta variable por efecto del manejo de la cobertura del suelo.

Palabras clave: Simulación, lluvia, conservación

-

C4P125.CONSUMO Y EFICIENCIA EN EL USO DEL AGUA EN SECUENCIAS AGRÍCOLAS CON DISTINTO GRADO DE INTENSIFICACIÓN

Sanmarti Nicolás; Bacigaluppo Silvina y Salvagiotti Fernando

INTA Estación Experimental Agropecuaria Oliveros, Ruta Nacional 11, Km 353.Oliveros, Santa Fe, Argentina.
sanmarti.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN

En gran parte de la región pampeana el 70% de la superficie agrícola está ocupada por monocultivo de soja en ambientes donde la oferta anual de precipitaciones es superior a 1000 mm. Dado que el consumo de agua de un cultivo de soja es de aproximadamente 550 mm, existe en esta zona, una sub-utilización de este recurso. La implementación de cultivos múltiples secuenciales permiten una captura mayor y más eficiente de recursos. En la actualidad son escasos los trabajos que abordan la temática del uso del agua a nivel de sistema. En el sur de Santa Fe se recomienda intensificar el uso del suelo con gramíneas para mejorar su fertilidad física, sin embargo se necesita cuantificar el impacto de esta práctica en el uso del agua dado que es esperable que sistemas más intensificados tengan un mayor consumo de agua total. Un ensayo de larga duración es el marco experimental ideal para poner a prueba esta hipótesis. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el consumo y la eficiencia en la utilización del agua (EUA) en secuencias de cultivos, con distinto grado de intensificación. Las evaluaciones se realizaron en un ensayo de larga duración conducido en la Estación Experimental INTA Oliveros desde el año 2006, en un lote con más de 50 años de agricultura continua, sobre un suelo Argiudol típico serie Maciel. El experimento consistió de 2 estrategias de manejo de descompactación mecánica del suelo: i) testigo sin descompactar y ii) descompactado con escarificador al inicio del experimento y 4 secuencias de cultivo: 1) Soja-Soja (Sj-Sj); 2) Soja- cultivo de cobertura-Soja (Sj-CC-Sj); 3) Maíz-Soja-Trigo/soja (Mz-Sj-Tr/Sj) y 4) Maíz-Trigo/soja (Mz-Tr/Sj). Los tratamientos se arreglaron en un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones. Se implantó trigo como cultivo de cobertura. Desde la campaña 2009/10 a la 2014/15, se midió periódicamente el contenido de agua en el suelo por horizonte, hasta 2 metros de profundidad, con sonda de neutrones y se registraron las lluvias diarias. A lo largo de los 6 años, el consumo total de agua (evapotranspiración total) en las diferentes secuencias fue de: 4583 mm en Sj-Sj, 4625 mm en Sj-CC-Sj, 4772 mm en Mz-Sj-Tr/Sj y 4605 mm en Mz-Tr/Sj, donde el 59%, 79%, 62% y 65% correspondió a la evapotranspiración de los cultivos de cada secuencia, respectivamente. Esto es debido a que los barbechos en cada una fueron diferentes, en Sj-Sj, donde el suelo tuvo el mayor tiempo sin cultivo, fue de 1434 días, mientras que en Sj-CC-Sj, Mz-Sj-Tr/Sj y Mz-Tr/Sj fue 45%, 19% y 33% menor que en el monocultivo, respectivamente. En cuanto a la EUA no hubo diferencias significativas entre tratamientos descompactado y sin descompactar. Pero sí se observaron diferencias por secuencia, donde Sj-Sj y Sj-CC-Sj no difirieron entre sí, mostrando una EUA promedio de 18.32 $kg.ha^{-1}$. Esta EUA fue significativamente inferior a las obtenidas en las secuencias Mz-Sj-Tr/Sj 26.09 $kg.ha^{-1}$ y Mz-Tr/Sj 27.84 $kg.ha^{-1}$. Las secuencias más eficientes en el uso del agua fueron aquellas en las que hubo una mayor proporción de gramíneas.

Palabras claves: larga duración, barbechos, evapotranspiración

C4P126. MANEJO DEL SUELO EN CAÑA DE AZÚCAR DE SECANO CONSIDERANDO LA CAPACIDAD DE ALMACENAJE DE AGUA

Sanzano, G. Agustín; Arroyo Esteban A. y Aranda, Nelson D.

Estación Experimental Agroindustrial "Obispo Colombres". Av. William Cross 3150 (4101). Las Talitas. Tucumán
asanzano@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El 85% del área cañera de la provincia de Tucumán produce en condiciones de secano. La caña de azúcar es una especie que tiene una alta demanda hídrica, por lo que la economía del agua en el suelo es fundamental para el logro de rendimientos económicamente sostenibles. El objetivo del trabajo fue estimar la capacidad de almacenaje de agua útil (CAAU) y la permeabilidad (K) de los suelos con el fin de sugerir manejos que permitan incrementar la productividad de la caña de azúcar. Se utilizó un modelo predictivo luego del análisis de 1700 suelos de regiones cañeras de Tucumán, Argentina. Los resultados mostraron que un tercio de los suelos de la región húmeda del Pedemonte tienen baja CAAU y un 15% de alta K, generando déficit hídrico y lavado de nutrientes. En estos suelos, se recomienda el mantenimiento del residuo de cosecha y plantación en curvas de nivel. En la región de la Llanura Chacopampeana, de balance hídrico negativo, se estimó un 75% de suelos con CAAU alta, se sugiere igualmente cosecha en verde y cobertura superficial. En la región de la Llanura Deprimida, donde los suelos son pobremente drenados, un 26% de los mismos tienen baja K. En esta clase de suelos, la recomendación es extraer o incorporar el residuo de cosecha y orientar los surcos de la plantación para evacuar el exceso de agua.

Palabras claves: agua útil, permeabilidad del suelo, regiones agroecológicas, cobertura

INTRODUCCIÓN

La caña de azúcar es una especie altamente eficiente en el uso de los recursos hídricos, que en la provincia de Tucumán, al noroeste de Argentina, requiere como necesidad evapotranspiratoria entre 1250 y 1400 mm para un ciclo de 10 - 12 meses (Romero *et al.,* 2009). Las regiones agroecológicas cultivadas con caña de azúcar tienen características climáticas, fisiográficas y edáficas diferentes (Zuccardi & Fadda, 1985) por lo que el cultivo debe desarrollarse en ambientes tan disímiles que incluyen suelos bien drenados de áreas húmedas con 500 mm de diferencia de precipitaciones con respecto a otras regiones semiáridas; otras áreas con pobre drenaje y gran heterogeneidad textural entre otros. Además el régimen pluviométrico, de características monzónicas, acumula entre diciembre y marzo el 60% de las precipitaciones, mientras que durante el invierno y la primavera (esta última en donde se produce la brotación y el macollaje) las deficiencias hídricas son recurrentes.

Considerando que el 85% de la superficie cultivada es de secano, hay que tener en cuenta la capacidad de almacenaje de agua útil (CAAU) y la permeabilidad (K) de los suelos en cualquier análisis de situación.

Las necesidades de agua de la caña de azúcar son bajas durante la brotación por su menor área foliar, mientras que son muy altas durante el período de pleno crecimiento. Se debe contribuir al almacenaje de agua o a la evacuación del exceso hídrico para el mejor uso del cultivo según sus necesidades transpiratorias.

La CAAU de un suelo está definida por la diferencia comprendida entre el contenido hídrico que tiene el suelo a capacidad de campo y el correspondiente al punto de marchitez. A su vez, determinar estas constantes hídricas en un gran número de muestras de suelo es una tarea difícil y costosa. Sin embargo, existe una muy buena correlación estadística entre la textura del suelo y los potenciales hídricos, que permiten proveer estimaciones seguras para la toma de decisiones (Saxton & Rawls, 2006).

El objetivo del presente trabajo fue estimar la CAAU y la K de los suelos con el fin de sugerir recomendaciones de prácticas de manejo que incrementen la productividad del cultivo de caña de azúcar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se extrajeron muestras con barreno a 3 profundidades (0 – 30 cm; 30 – 60 cm y 60 – 90 cm) de 1700 sitios georeferenciados distribuidos en tres regiones productoras de caña de azúcar: Pedemonte; Llanura Chacopampeana y Llanura Deprimida. Se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: % de arcilla, limo y arena (tamizado e

hidrómetro de Bouyoucos) materia orgánica oxidable (M.O) por Walkley-Black; y conductividad eléctrica en el extracto de saturación.

A partir de los datos obtenidos en el laboratorio se utilizó el modelo predictivo propuesto por Saxton and Rawls (2006), en el que se ingresaron los datos de % de arcilla y arena; % de M.O; conductividad eléctrica y % de gravas (estimado en campo) y se obtuvieron las constantes hídricas de capacidad de campo y punto de marchitez, la capacidad de agua útil (CAAU) y la conductividad hidráulica (K). Los resultados obtenidos para estos dos últimos parámetros se presentan en este trabajo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se observan los grupos texturales para cada profundidad en la región del Pedemonte, y la proporción de los rangos de CAAU y K de 350 suelos. Los suelos arenosos, arenosos franco y franco arenosos se agruparon en la clase de las texturas gruesas. Las texturas medias incluyen a los francos y franco limosos, mientras que en el grupo de texturas finas están los suelos franco arcillosos, franco arcillo limosos; arcillosos y arcillo limosos. Hay un predominio de las texturas medias en todas las profundidades aunque también es significativa la presencia de las fracciones gruesas. Los suelos de texturas finas no tienen presencia significativa. Hay una fuerte asociación entre el contenido de arcilla y % de MO del suelo.

El modelo predictivo da como resultado que un 27% de los suelos del Pedemonte cañero tienen una baja CAAU, es decir, menor a 1 mm cm^{-1}, mientras que un 21% del total muestran valores altos y muy altos de K, mayores a 4 cm h^{-1} (tabla 1) por lo que las pérdidas de nitrógeno por lixiviación podrían ser importantes y disminuir la disponibilidad del mismo (Portocarrero, 2010). La baja CAAU y el lavado de N podrían ser causa de rendimientos culturales menores a los esperados para la pluviometría de la región. Se ha demostrado el efecto beneficioso de mantener en superficie los residuos de la cosecha para disminuir los efectos de la erosión hídrica (Prove *et al.*, 1986; Yang, 1995). La cobertura vegetal tiene un doble efecto: a) reduce la energía de impacto de la gota de lluvia sobre el suelo y b) constituye una barrera física que reduce la velocidad del escurrimiento superficial (Alberts & Neibling, 1994). Los sistemas de mínima labranza o de no-labranza en caña de azúcar pueden evitar la degradación del suelo. Así, en áreas tropicales de Australia muchos agricultores están adoptando el sistema de cosecha en verde como una práctica que reduce la erosión hídrica (Grigg *et al.*, 2002; Glanville *et al.*, 1997). En algunas regiones azucareras del mundo se han detectado reducciones de hasta un 97 % del escurrimiento superficial y hasta un 90 % de las pérdidas de suelo por la presencia del residuo en el sistema de cosecha en verde (Yang, 1995).

Se recomienda mantener el residuo agrícola de cosecha (RAC), para reducir el impacto directo de la gota de lluvia sobre el suelo, disminuir la velocidad del escurrimiento y permitir una mayor infiltración. Sanzano *et al*. (2009), en un experimento con lluvia simulada, determinaron tasas de infiltración dos veces superiores cuando el suelo se mantuvo cubierto con maloja respecto del suelo desnudo. La plantación en curvas de nivel contribuye, en el mismo sentido, permitiendo aumentar el contenido de agua almacenada en el perfil del suelo.

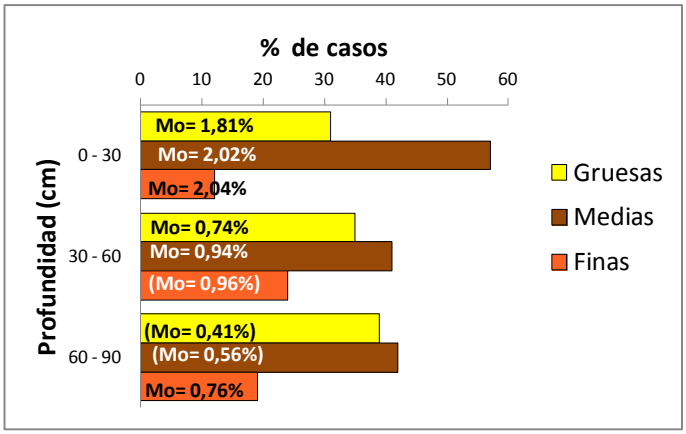


Figura 1. Proporción de grupos texturales por rangos de profundidad en suelos del Pedemonte cañero de Tucumán

Tabla 1. Proporción de sitios por rangos de CAAU y K en suelos del Pedemonte cañero de Tucumán

	> 1,5 mm cm^{-1}	1 - 1,5 mm cm^{-1}	< 1,5 mm cm-1
CAAU	11%	62%	27%
	> 0,4 cm h^{-1}	0,4 - 4 cm h^{-1}	> 4 cm h^{-1}
K	15%	64%	21%

La figura 2 muestra la distribución en profundidad de los grupos texturales y la proporción de los rangos de CAAU y K de la región de la Llanura Chacopampeana para 150 sitios de muestreo. El predominio de las texturas medias es significativo en la capa superficial del suelo, mientras que en las capas más profundas aumenta la proporción de suelos de texturas finas. El grupo textural grueso no es significativo en la región. Los suelos de CAAU alta representan un 75% del total (tabla 2), lo que implica que el almacenaje de agua está asegurado si las precipitaciones ocurren normalmente en cantidad y frecuencia. En esta región, de características subhúmedas secas y semiáridas, durante el período de brotación y macollaje, no se registraron en los suelos contenidos hídricos que superen el 50% de su CAAU (Ojeda et *al.* 2016). En estos suelos, se sugiere también mantener el RAC, con el objetivo de maximizar el ingreso de agua por infiltración y minimizar las pérdidas por evaporación. Las limitaciones son más de tipo climático que edáficas, acentuándose el déficit hídrico hacia el este de la subregión. Digonzelli *et al.*, (2011) determinaron diferencias significativas en la humedad del suelo superficial entre los suelos con y sin RAC, especialmente en los años de más estrés hídrico primaveral.

En la figura 3 se muestra la distribución en profundidad de los grupos texturales de la región de la llanura deprimida, así como la proporción de rangos de CAAU y K (tabla 3) para un total de 1200 sitios de muestreo.

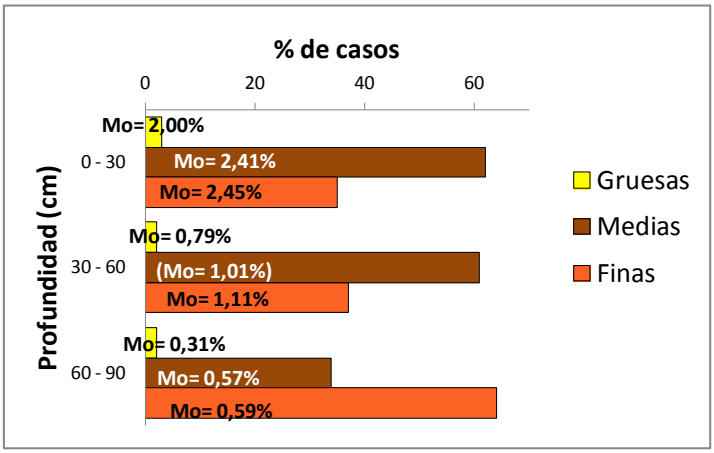


Figura 2. Proporción de grupos texturales por rangos de profundidad en suelos de la Llanura Chacompeana de Tucumán

Tabla 2. Proporción de sitios por rangos de CAAU y K en suelos de la Llanura Chacompeana de Tucumán

	> 1,5 mm cm^{-1}	1 - 1,5 mm cm^{-1}	< 1,5 mm cm-1
CAAU	75%	24%	1%
	> 0,4 cm h^{-1}	0,4 - 4 cm h^{-1}	> 4 cm h^{-1}
K	1%	27%	72%

En todos los rangos de profundidad predomina significativamente el grupo de texturas medias, mientras que el grupo de las texturas gruesas representa desde un cuarto hasta un tercio de los sitios muestreados. El área se caracteriza por la presencia de una capa freática, cuyo nivel responde principalmente al régimen de precipitaciones. Los suelos pueden presentar contenidos hídricos superiores a la capacidad de campo, generando condiciones de asfixia radicular, menor disponibilidad de nutrientes, y limitaciones para la realización oportuna de algunas labores. La heterogeneidad textural de los suelos está fuertemente ligada a su posición en el relieve, lo que impide la generalización de recomendaciones para el manejo de los excesos hídricos. En los suelos de textura arenosa, la presencia del agua freática

tiene menor influencia sobre la zona radicular, lo que podría resultar ventajoso en años de altas precipitaciones, se torna negativo en los años más secos, porque los suelos contienen menos agua disponible para la planta. Se observa que un 26% de los suelos presentan valores de K bajos, que indican una dificultad importante para el drenaje. Por otra parte, se han detectado solo un 6% de suelos con altos valores de K, de texturas más gruesas y bien drenados, en los que la caña de azúcar puede sufrir estrés hídrico, como consecuencia de que la capa freática puede aportar muy poco agua a las raíces del cultivo. Finalmente, un 66% y un 67% de los suelos presentan valores de CAAU y K medios, respectivamente, lo que indica por un lado que pueden almacenar más agua y recibir un mayor aporte hídrico de la freática que los de textura gruesa, al mismo tiempo que son más fáciles de drenar que los de textura fina. En esta región no puede recomendarse un único manejo del RAC, ya que su mantenimiento en la superficie del suelo puede agravar los problemas producidos por el exceso de agua, siendo preferible extraer el residuo para destinarlo a otros fines, o incorporarlo al suelo mediante equipos cultivadores. Además, se sugiere la orientación de surcos y callejones para la evacuación del exceso de agua, a fin de evitar de ese modo el aumento del nivel freático por infiltración diferida (Sanzano & Fadda, 2009). En cambio, en los suelos con baja CAAU, mantener el RAC luego de la cosecha, permite minimizar las pérdidas por evaporación y contribuir al ascenso del nivel freático como fuente hídrica adicional.

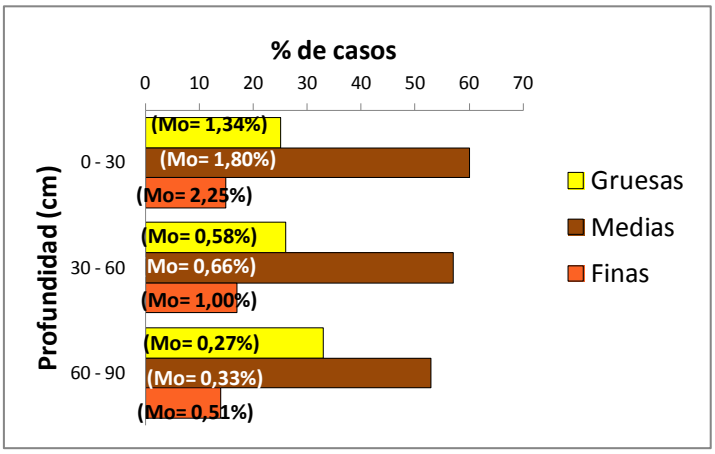


Figura 3. Proporción de grupos texturales por rangos de profundidad en suelos de la Llanura Deprimida de Tucumán

Tabla 3. Proporción de sitios por rangos de CAAU y K en suelos de la Llanura Deprimida de Tucumán

	> 1,5 mm cm^{-1}	1 - 1,5 mm cm^{-1}	< 1,5 mm cm-1
CAAU	21%	66%	13%
	> 0,4 cm h^{-1}	0,4 - 4 cm h^{-1}	> 4 cm h^{-1}
K	6%	67%	26%

CONCLUSIONES

Un tercio de los suelos del Pedemonte tienen una baja capacidad de almacenaje de agua útil y un 15% presentan altos valores de conductividad hidraúlica. En suelos excesivamente drenados, con déficit hídrico y probable lavado de nutrientes, es recomendable el mantenimiento del RAC en superficie y la plantación en curvas de nivel.

En la Llanura Chacopampeana, se han detectado un 75% de suelos con alta capacidad de almacenaje de agua útil, lo que constituye una ventaja a partir de que el régimen de lluvias al este de la región es deficitario para la caña de azúcar. Se sugiere maximizar la infiltración y minimizar la evaporación a través de la cosecha en verde de la caña de azúcar y del mantenimiento del residuo agrícola de cosecha sobre la superficie del suelo.

En la región de la Llanura Deprimida se estimó que un 26% de los suelos tienen baja conductividad hidraúlica y son pobremente drenados. Se recomienda no dejar el residuo agrícola en la superficie, retirándolo para otros fines o incorporarlo parcialmente, además de orientar los surcos de plantación con el objeto de para evacuar los excesos hídricos.

El modelo predictivo usado en este trabajo ha demostrado ser una herramienta útil para estimar ambos la capacidad de almacenaje de agua útil y la conductividad hidraúlica de los suelos a través del uso de variables obtenidas en los análisis de rutina.

BIBLIOGRAFÍA

- Alberts, E. E. & W.H. Neibling, 1994. Influence of crop residue on water erosion. En Managing Agricultural Residues. En: Unger, P. (ed.), Managing Agricultural Residues, Lewis Publisher, Texas, pp.19-39.
- Glanville, T. J.; G. Titmarsh; M.M. Salaway & F. Mason, 1997. Soil erosion in caneland tillage systems. Proceeding of the Australian Society of Sugar Cane Technologists. Cairns,Queesland: 254-262.
- Digonzelli, P.A.; M.J. Tonatto; E.R. Romero; G.A. Sanzano; J. Ullivarri; J.A. Giardina & J. Scandaliaris. 2011. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part 2: Soil water and thermal regime, stalk population dynamics and sugarcane production. Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán 88 (2): 1-12.
- Grigg, B. C.; T. Korneky; J. L. Fouss & L. M. Southwick, 2002. Agrochemical and erosion management in sugarcane to reduce surface water impairment in the gulf coastal region. En: Proceedings of the March 11-13 Conference (Fort Worth Texas, USA). American Society of Agricultural and Biological Engineers. pp:192
- Ojeda, E.; F.A. Sosa & O.R. Correa. 2016. Estimación del consumo hídrico del caña de azúcar en secano y con riego por goteo en Tucumán. Inédito. Presentado a SATCA 2016.
- Portocarrero, R. 2010. Interacción agua superficial-acuífero libre y el contenido de nutrientes en la cuenca del arroyo El Tejar, Tucumán. Tesis de maestría. Facultad Regional Tucumán, UTN, R. Argentina.
- Prove, G.; P. Truong & D. Evans 1986. Strategies for controlling caneland erosion in the wet tropical coast of Queensland. En: Proc. Aust. Soc. Sugar Cane Technol. Brisbane.11. pp: 77-84.
- Romero, E.; J. Scandaliaris; P. Digonzelli; M. Leggio; J. Giardina; J. Ullivarri & M.J. Tonatto. 2009. La caña de azúcar. Características y Fisiología. Cap. 1. Manual del cañero. ISBN978-987-21283-7-1. 13- 23.
- Sanzano, G.A.; F.A Sosa; M. Morandini; J.I. Romero; H.C. Rojas & P. Digonzelli 2009. Evaluación de la erosión hídrica con caña de azúcar y sin cobertura de maloja. Avance Agroind. Vol 30 (nº3): 16 -18.
- Sanzano, G.A. & G.S. Fadda 2009. Características de los suelos para caña de azúcar. Recomendaciones de manejo. Cap. 2. Manual del cañero. ISBN978-987-21283-7-1. 23-34.
- Sanzano, G.A. 2014. Agricultura de secano. La economía del agua. Avance. Agroind. Vol. 35 (2). 8-19.
- Saxton K.E. & Rawls W.J. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 70. 1569- 1578.
- Yang, S. J. 1995. Trash management in relation to soil conservation and fertilization under rainfed agriculture. XXII Congress of the International Society of Sugar Cane Technologists. Cartagena, Colombia. Proceeding, Cali, Tecnicaña. Vol. 2: 110-111.
- Zuccardi R.B. y G.S. Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. Misc nº 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia- UNT. 51 pp.

C4P127. SECUENCIAS DE CULTIVOS EN UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO: SU EFECTO SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS

Savino, Patricio[1]; Azpiroz Toubes, Francisco J.[2]; Azar, Emilio A.[1]; Gomez, Nestor A.[1] y Castiglioni, Mario G.[2]

[1]EEA INTA Santiago del Estero; [2]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos (FAUBA). castigli@agro.uba.ar

RESUMEN

El área de riego del Río Dulce es la más importante y de mayor potencialidad productiva de la provincia de Santiago del Estero. En esta zona, el cultivo de algodón tiene gran importancia económica y su producción se realizó históricamente en base a la labranza convencional, monocultivo y riego por manto, que al combinarse con la elevada fragilidad del ambiente, generó el deterioro de las propiedades físicas edáficas, con pérdidas en su potencial productivo. Con la intención de revertir este proceso, en dicha área se incorporó hace algunos años la siembra directa. El objetivo del trabajo fue analizar en un Haplustol torriorténtico correspondiente a un ambiente semiárido de Santiago del Estero, el efecto de distintas secuencias de cultivos y del monocultivo de algodón bajo siembra directa y riego por manto, sobre la estabilidad estructural y sobre distintas fracciones de carbono orgánico con diferente labilidad. El trabajo se realizó sobre un ensayo en parcelas, iniciado en el año 2014 en el campo Experimental Ing. Agr. Francisco Cantos (EEA INTA Santiago del Estero). El lote donde se estableció el ensayo, fue incorporado a la agricultura bajo siembra directa a partir del año 2011, luego de más de 20 años de labranza convencional y riego por manto. Las muestras de los primeros 5 cm de suelo fueron tomadas en octubre de 2016, siendo los tratamientos analizados los siguientes: monocultivo de algodón; maíz-algodón-algodón; maíz-soja-algodón y maíz-algodón/trigo-algodón/trigo. Se determinó la estabilidad de agregados (Le Bissonnais, 1996) y se obtuvieron distintas fracciones de carbono orgánico con diferente labilidad (Chan *et al.*, 2001). Luego de tres años de iniciado el ensayo con distintas sucesiones de cultivos, se pudo comprobar que las parcelas que presentaron mayor intensificación de uso (maíz-algodón/trigo-algodón/trigo) fueron las que obtuvieron mejor estabilidad estructural, independientemente del pre-tratamiento considerado. Lo contrario ocurrió con el monocultivo de algodón, con la excepción de los resultados provenientes del pre-tratamiento humedecimiento lento, en el que el menor valor de estabilidad estructural fue obtenido por la sucesión maíz-soja-algodón. El valor promedio de los tres pretratamientos del método de estabilidad estructural se ubicó entre 1,39 mm y 1,57 mm, correspondiéndole por lo tanto a esta propiedad una categoría estable para todos los tratamientos evaluados. La distribución de agregados, resultante de los distintos procedimientos utilizados para evaluar la estabilidad estructural, fue distinta según el pretratamiento considerado. En el humedecimiento rápido, el mayor porcentaje de agregados remanente fue el menor a 0,2 mm, en el humedecimiento lento fue la fracción de agregados entre 2 y 0,2 mm y en disgregación mecánica la mayor proporción de agregados resultó ser en aquellos mayores a 2 mm, independientemente del tratamiento evaluado. Por su parte, el tamaño de agregados más sensible para establecer diferencias entre los distintos tratamientos, dependió de las características del pretratamiento considerado. A pesar de estas diferencias encontradas en esta propiedad física del suelo, las fracciones de carbono con distinta labilidad no fueron indicadores útiles para diferenciar el efecto de las diferentes sucesiones de cultivo estudiadas.

Palabras claves: estabilidad estructural, carbono orgánico, algodón

C4P128. EL DESAFÍO DE ENCONTRAR INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS (ICS) PARA AGRICULTURA FAMILIAR

Schahovskoy, Nara C., Rojas, Julieta M. y Toledo, Diana M.

EEA INTA Sáenz Peña. RN 95 Km. 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña, Chaco, Argentina. schahovskoy.nara@inta.gob.ar

RESUMEN

Actualmente se promueve un manejo sostenible del suelo, donde se lo considera parte de un agroecosistema y un pilar básico de la soberanía alimentaria. Los campesinos son casi la mitad de la población mundial y cultivan al menos el 70% de los alimentos del planeta, generalmente en suelos marginales o urbanos que no son los más fértiles. No existen actualmente trabajos publicados sobre ICS específicamente desarrollados para la agricultura familiar en el NE argentino, pero sí existe un interrogante sobre el estado de los mismos, la posible presencia de contaminantes y la influencia de las prácticas de manejo agroecológicas o convencionales sobre los parámetros de suelo. Además de los indicadores físicos, químicos y biológicos, también sería interesante considerar la percepción de los productores sobre el estado de sus suelos. El objetivo de este trabajo fue realizar una revisión bibliográfica para determinar posibles indicadores o conjuntos de ICS desarrollados para evaluar suelos destinados a la agricultura familiar. Los indicadores sugeridos a partir de ésta búsqueda para estos suelos son: carbono orgánico total, carbono orgánico particulado, pH, conductividad eléctrica, textura, nitrógeno, estabilidad de agregados, fósforo, respiración, micronutrientes, residuos de pesticidas y restos de metales pesados. Con algunos de estos parámetros se podría además elaborar índices que resuman información y sean más fáciles aún como herramienta práctica. Encontrar un conjunto de ICS orientado a estos sistemas facilitará la comprensión del estado de los suelos de las huertas locales y la influencia de las prácticas de manejo sobre los mismos.

Palabras claves: Soberanía alimentaria, huertas, Antrosoles

INTRODUCCIÓN

Actualmente se promueve un manejo sostenible del suelo no sólo para aumentar la productividad, sino porque se lo contempla como parte de un agroecosistema y se lo considera un pilar básico de la soberanía alimentaria.

Hoy en día, tanto la agroecología como la agricultura orgánica se consideran la base de los sistemas de producción de alimentos saludables. La calidad del suelo podría influir en la calidad de los alimentos que las familias consumen diariamente, afectando así a la salud y al bienestar de las personas (Aparicio *et al*., 2015; FAO, 2015). En este sentido, distintas organizaciones relacionadas con la alimentación, tales como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO), Movimiento Slow Food y Vía Campesina encaran acciones a escala mundial en favor de la conservación del suelo (Slow food , 2018; Vía Campesina, 2018). Slow Food propone reunir un millón de firmas en toda Europa, solicitando al Parlamento Europeo que reconozca el suelo como un bien común y elabore una ley para su gestión sostenible. El movimiento campesino internacional Vía campesina propuso en la Conferencia de las Naciones Unidas (NNUU) sobre el cambio climático, 2017, que para abordar la crisis climática se debe ir a la raíz del problema: el control de las corporaciones sobre la toma de decisiones y los procesos resultantes de acaparamiento de tierras y aguas, la criminalización de los/las campesinos/as y violaciones de los derechos humanos en las cadenas de suministro transnacionales utilizadas para la producción de alimentos. Por su parte, la FAO ha apoyado el establecimiento oficial del Día Mundial del Suelo como una plataforma global para la sensibilización sobre la importancia de este recurso. La Conferencia de la FAO de junio de 2013, respaldó unánimemente el Día Mundial del Suelo y solicitó su adopción oficial durante la 68ava Asamblea General de las NNUU.

Los campesinos son casi la mitad de la población mundial y cultivan al menos el 70% de los alimentos del planeta (ETC, 2009), generalmente en suelos marginales o urbanos que no son los más fértiles.

Los suelos de huerta se han considerado como una categoría única por la Clasificación de Suelos de la FAO que los clasificó como Antrosoles, o suelos que son modificados por el hombre de forma tal que no conservan las características originales. Sin embargo, los indicadores de calidad de suelo (ICS) más comúnmente estudiados se han aplicado a suelos contaminados en ciudades, suelos sometidos a cambio de uso y suelos agrícolas de sistemas productivos agroindustriales (Zornoza *et al*., 2015; Wilson, 2017). No existen actualmente trabajos publicados sobre ICS específicamente desarrollados para la agricultura familiar en el NE argentino pero sí existen interrogantes sobre el estado de los mismos, la posible presencia de contaminantes y la influencia de las prácticas de manejo agroecológicas o

convencionales en los parámetros de suelo. Otra cuestión importante, como lo planteó Ferrazzino *et al* (2014), es que más allá de los parámetros físicos, químicos y biológicos, sería interesante tener en cuenta cómo los productores perciben la calidad del suelo y qué aspectos deben ser evaluados, y las similitudes y diferencias entre la percepción del productor y el investigador.

En Argentina, el trabajo de promoción de huertas es abarcado en general por las actividades de extensión de instituciones como INTA, que tiene una gran presencia desde el Programa Pro Huerta con promotores en escuelas, instituciones y barrios, y desde el cual se han generado documentos informativos que brindan información general respecto al suelo: orientan en relación a valores de pH, textura y proveen recomendaciones para el abono y mejora del suelo (Shownald & Pescio, 2015; Tannfeld, 2013). Pero estos documentos no profundizan en un análisis global a partir de mediciones de los aspectos del suelo.

El objetivo del presente trabajo fue realizar una revisión sobre la bibliografía local, nacional e internacional para conocer que posibles indicadores o conjuntos de ICS serían específicamente aplicables para evaluar suelos destinados a la agricultura familiar.

MATERIALES Y MÉTODOS

La búsqueda se realizó en el marco de la elaboración del proyecto de tesis doctoral enmarcado en una beca INTA –CONICET denominado “Indicadores e índices de calidad de suelo en huertas convencionales y agroecológicas”, orientada a la agricultura familiar específicamente dentro de la Provincia del Chaco, en el NE de Argentina. Se realizó una búsqueda bibliográfica en libros, revistas científicas y sitios web no sólo específicos de suelo, sino también relacionados con la soberanía alimentaria. Además se realizaron entrevistas con promotores de huerta donde se indagó sobre la necesidad de contar con conjuntos específicos de ICS para estos sistemas productivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En comunicaciones personales, miembros de Pro-Huerta expresaron el interés en el estudio de los ICS para la evaluación de la fertilidad física y química de suelos y especialmente la salinidad. También como punto de partida de la valoración de los suelos destinados a la horticultura en general y del efecto de la introducción de prácticas como el abonado, el riego y la consociación de cultivos de cobertura, aún no implementadas en forma generalizada en las huertas de la zona. Las personas entrevistadas confirmaron la necesidad de información de calidad de suelo de las huertas, y la importancia de poseer más claridad en la evaluación del estado del suelo.

Los indicadores más relevantes hallados en la búsqueda bibliográfica fueron: materia orgánica o carbono orgánico del suelo, pH, conductividad eléctrica y textura (Reeves, 1997; Landa Casigno *et al*, 2013; Zornoza *et al*., 2015; Wilson, 2017). En cuanto a los metales pesados presentes en el suelo se destacó la polución con cadmio y plomo como indicador (Giuffré *et al*., 2005; Sánchez Camezano *et a*l., 1994). Voidarou *et al* (2011), destacaron la presencia de patógenos en el suelo como buen indicador, Doran & Jones (1996) propusieron a la respiración; Dick & Tabatabai (1993), Toledo *et a*l (2015), y Zornoza *et al* (2015) plantean que los cambios en la actividad enzimática son también ICS.

Del total de los ICS de los diferentes conjuntos evaluados, se sugiere que para suelos de huertas familiares serían adecuados materia orgánica o carbono orgánico total (COT) y particulado (COP), pH, conductividad eléctrica, textura, nitrógeno total (NT), estabilidad de agregados, fósforo asimilable, respiración del suelo (RES), micronutrientes, residuos de pesticidas y restos de metales pesados (Tabla 1). Este conjunto se considera que abarca no sólo los aspectos físicos, químicos y biológicos del suelo sino que además tienen un complemento toxicológico que implica la posible calidad de los alimentos obtenidos a partir de esos suelos. Con algunos de estos parámetros se podría también elaborar índices que resuman información y sean más fáciles aún de utilizar como herramienta práctica, tales como el índice de estratificación de carbono orgánico y nitrógeno orgánico, índice de polución con metales, e índices COP/COT; RES/COT y NT/COT.

Por otra parte, no se halló bibliografía relacionada con la percepción de los agricultores familiares sobre la calidad de los suelos de las huertas desde una instancia de contacto entre el investigador y el conocimiento que viene del productor, por lo tanto sería fundamental explorar este aspecto por medio de encuestas y entrevistas previas a la toma de muestras.

Tabla 1. ICS más utilizados e ICS sugeridos para huertas familiares

ICS más utilizados	ICS sugeridos para suelos de agricultura familiar
- Carbono orgánico total/ Materia orgánica (Reeves,1997; Toledo, 2015 Zornoza,2015;) - pH (Zornoza,2015), - Conductividad eléctrica(Zornoza,2015). - Textura (Landa Casigno,2013; Zornoza, 2015;). - Polución con cadmio y plomo (Sánchez Camazano, 1994; Giuffre,2005)., - Presencia de patógenos (Voidarou, 2011; Landa Casigno, 2013). - Respiración del suelo (Doran y Jones, 1996; Sarrantonio, 1996). - Actividad enzimática (Dick, 1993; Toledo, 2015).	Carbono orgánico total/ Materia orgánica Carbono orgánico particulado pH Conductividad eléctrica Textura Nitrógeno total Estabilidad de agregados Fósforo asimilable Respiración del suelo Micronutrientes Residuos de pesticidas Restos de metales pesados

CONCLUSIONES

Después de realizar una revisión respecto a la relación entre ICS y agricultura familiar, se puede concluir que aún falta encontrar un conjunto de ICS orientado a estos sistemas que facilite la comprensión del estado de los suelos de las huertas locales y la influencia de las prácticas de manejo sobre los mismos. Este es un desafío que se intentará resolver por medio del trabajo de tesis que integre las determinaciones prácticas y científicas con la percepción que los productores tienen del estado de sus suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Aparicio, V; E De Gerónimo, K Hernández Guijarro; D Pérez; R Portocarrero & C Vidal. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA. 74 p.
- Dick WA & MA Tabatabai. 1993. Significance potential uses of soil enzymes. In Soil microbial ecology: applications in agricultural environmental management, ed. F.B Metting Junior Marcel Dekker, .95-127. New York.
- Doran, JW & A Jones. 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publ. 49. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- ETC: action group on erosion, technology and concentration. 2009. Quién nos alimentará. Grupo ETC. Nº102, noviembre de 2009.
- FAO. 2015. Insignia de los suelos. Roma, Italia. http://www.fao.org/3/a-i3855s.pdf. 01-02-18.
- Ferrazzino A, SE Ratto, V Cervio & L Giuffré. 2014. The perception of Soil Quality of the Southeast Pampa of Argentina and Social Attitudes. International Journal of Business and Social Science. Vol 5.No. 5. April 2014.
- Giuffré L, S Ratto, L Marván, J Schonwald & R Romaniuk. 2005. Riesgo por metales pesados en horticultura orgánica. Ciencia del Suelo (Argentina). 23 (1) 101-106.

- Landa- Cansigno O, JC Durán-Álvarez & B Jiménez – Cisneros. 2013. Retention of *Escherichia coli, Giardia lamblia* cyst and *Ascaris lumbricoides* eggs in agricultural soil irrigated by untreated wastewater, J. Environ. Manag., 128,22-29.
- Reeves, D. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Tillage Res. 43: 131-167.alist 2:108-118.
- Sánchez Camazano, M; MJ Sanchez Martín & LF Lorenzo. 1994. Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain).The Science of the Total Environmental 146:163-168.
- Shownald, J & F Pescio. 2015. Mi casa, mi huerta: técnicas de agricultura urbana. Ediciones INTA. ISBN 978-987-521-591-7.
- Slow Food. 2018. https://www.slowfood.com/sloweurope/en/soil-is-at-risk-can-we-save-it/. 01-02-18.
- Tannfeld, JR. 2013. La huerta agroecológica de autosustento. EEA Sáenz Peña. INTA.
- Toledo DM, SA Arzuaga, SM Contreras Leiva & S Vazquez.2015. Biological indicators of soil quality in natural and cultivated subtropical systems. Journal of advances in agriculture. V4, n2, 392-397.
- Vía campesina: Movimiento Campesino Internacional. 2018. https://viacampesina.org/es/la-via-campesina-responde-la-cop23-llamado-la-agroecologia-campesina . 01-0218.
- Voidarou C, E Bezirtzoglou.,A Alexopoulos, S Plessas, C Stefanis, I Papadopoulos, S Vavias, E Stravropoulou, K Fotoua, A Tzora & I Skoufos. 2011. Ocurrence of *Clostridium perfringens* from different cultivated soils. Anaerobe, 17, 320-324.
- Wilson, MG (Ed.). 2017. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. INTA Ediciones.
- Zornoza R, JA Acosta, F Bastida, SG Domínguez, DM Toledo & A Faz. 2015. Identification of sensive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. Soil Journal. SOIL, 1, 1–13.

C4P129. MODELADO DE LA DINÁMICA DEL AGUA EN PASTIZALES Y PASTURAS EN SUELOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA

Sirimarco, Ximena[1,2*]; Laterra, Pedro[1,3]; Villarino, Sebastián H.[1,2] y Puricelli, Marino[2]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2]Unidad Integrada Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP) - Estación Experimental Agropecuaria Balcarce (INTA), Ruta 226 Km 73,5, Balcarce, Argentina.[3]Fundación Bariloche, Av. Bustillo, San Carlos de Bariloche 9500, Argentina. Argentina. *ximesiri@gmail.com

RESUMEN

El avance de la agriculturización en el país ha traído diferentes consecuencias sobre el medio ambiente, entre ellas la intensificación de la ganadería y el amplio reemplazo de pastizales naturales de bajo valor forrajero por pasturas cultivadas en la Pampa Deprimida. Debido a los frecuentes períodos de sequía-inundación que sufre esta región es importante conocer cuál es el rol de los pastizales en la regulación hídrica. Para entender cómo se modifica el balance hídrico cuando un pastizal natural de alto porte es reemplazado por pasturas, se modeló mediante Hydrus 1D los movimientos verticales de agua en un perfil de 4 metros dominado por pajonales de *Paspalum quadrifarium* (Pj) y bajo pasturas (Pa) sometidas a pastoreo rotativo sobre suelos del tipo Natracuol. Para calibrar y validar los modelos se utilizaron datos de humedad del suelo obtenidos durante dos años consecutivos. Se utilizó el algoritmo de Levenberg-Marquardt para optimizar los parámetros hidrológicos de los diferentes horizontes del perfil. Como condición de borde superior se utilizó la evapotranspiración potencial, la cual se particionó en evaporación y transpiración potencial en base a la ley de Beer's, la precipitación registrada en el lugar y la intercepción de precipitación en los Pj, la cual fue estimada en laboratorio mediante un simulador de lluvia. Como borde inferior se tuvo en cuenta la variación del nivel freático, el cual fue monitoreado durante el período simulado. Se encontraron diferencias en cuanto a la estacionalidad de la partición de flujos hídricos entre Pj y Pa. La intercepción de precipitación en los Pj representa entre un 6-10% del balance anual. El drenaje profundo es mayor en las pasturas. Estas diferencias podrían tener implicancias sobre la capacidad de amortiguar inundaciones en la Pampa Deprimida.

Palabras claves: intercepción, evapotranspiración, Pampa Deprimida.

INTRODUCCIÓN

Durante el siglo XX, la región Pampeana se ha caracterizado por tener un sistema de producción agrícola-ganadero tradicional de bajos insumos (Viglizzo *et al*., 2001). Sin embargo, desde mediados de los años 90 la Argentina ha sido el escenario de un proceso de agriculturización caracterizado por un avance de los sistemas de producción agrícola a expensas de los sistemas de producción pastoriles, quedando este relegado a áreas menos aptas para la agricultura, principalmente en zonas ubicadas en la subregión de la Pampa Deprimida. Esta subregión, ha experimentado un marcado aumento en las cargas animales, en parte explicadas por distintos tipos de mejoramientos de sus recursos forrajeros (Modernel *et al*., 2016). Como consecuencia se ha producido una disminución en la cobertura de pastizales naturales de alto porte (Herrera, *et al*., 2005; Lara & Gandini, 2013), los cuales por tener un bajo valor forrajero, pajonales dominados por *Paspalum qudrifarium*, (Vignolio *et al*. 2003) han sido reemplazados por pasturas implantadas (*Agropyron sp o Festuca arudinacea*) que forman parte un manejo rotativo. Este manejo consiste generalmente en 3-6 años de pasturas y luego, cuando las condiciones de humedad de suelo son favorables, cultivos anuales. En otros casos, los pastizales son manejados de modo tal que domina una matriz de pastos cortos con parches de Pj, con una alta frecuencia de especies de los géneros Stipa, Piptochaetium, Melica, Paspalum, Poa, Bothriochloa, Sporobolus, Mentha y Carduus (Herrera et al., 2005).

Los cambios en el uso de suelo pueden producir cambios en los flujos de agua, modificando los balances de agua de una cuenca (Nosetto *et al*., 2012; Nosetto *et al*., 2015) y pueden significar cambios en la provisión de servicios ecosistémicos (SE). Existen trabajos en la región donde se describe muy bien cómo los cambios en el uso del suelo afectan la provisión de SE (Barral *et al*., 2012). Booman *et al*. (2012) encontraron relaciones entre los cambios de uso de la tierra (pasturas a cultivos; pastizales a pasturas) y la acumulación de agua en superficie en una cuenca de la Pampa Deprimida.

El objetivo general de este trabajo es entender cómo varía la dinámica de agua cuando los pastizales naturales son reemplazados por pasturas naturalizadas. Como caso de estudio, hemos seleccionado una de las comunidades vegetales dominantes en las condiciones más prístinas de los suelos Natracuoles de la Pampa Deprimida, los pajonales dominados por *Paspapalum quadrifarium*, y una de sus comunidades de reemplazo más frecuentes, las pasturas dominadas por *Agropyron sp y Festuca arudinacea*. Los objetivos específicos consistieron en estimar la intercepción del agua de lluvia

pajonales mediante pruebas en laboratorio con simulador de lluvia y modelar la partición de flujos hídricos (evaporación – transpiración – intercepción - infiltración) mediante el modelo de simulación Hydrus 1D en pajonales y pasturas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

Los sitios de estudio se encuentran ubicados en el partido de Ayacucho, Provincia de Buenos Aires, dentro de la subregión de la Pampa Deprimida. La zona presenta un clima templado húmedo, con una precipitación anual media de 1000 mm, alternando épocas de sequía e inundaciones, y una temperatura anual media de 14 °C (Soriano *et al*, 1991). Se seleccionaron dos establecimientos (ubicados uno al lado del otro) y, en cada uno, se ubicaron dos parcelas pareadas con diferentes coberturas. Una de las coberturas estaba dominada por pajonal (Pj) con matas de *Paspalum quadrifarium* de altura promedio mayor a 60 cm llegando a 120 cm en verano y zonas inter-matas cubiertas por una densa capa de broza de material vegetal muerto El pastoreo de este pajonal está normalmente restringido a los meses de verano. La otra cobertura es una pastura naturalizada, originalmente sembrada con *Agropyron sp y Festuca arudinacea* (Pa) manejadas en sistema de pastoreo rotativo. La composición y el manejo descripto para cada cobertura tienen al menos 20 años de antigüedad (información brindada por el encargado de los establecimientos) y tienen la misma posición topográfica y tipo de suelo (Natracuol típico), el cual presenta un horizonte de drenaje lento (Godz *et al*., 1994) ubicado a una profundidad de 40-50 cm.

Medición de los componentes del balance de agua

En cada una de las parcelas se instalaron sensores de humedad (EC5 Decagon) conectados a data loggers (Em5b Analog Decagon) y se registraron los contenidos de humedad volumétrica a escala horaria. Luego se promediaron los datos para llevarlos a escala diaria. Los sensores fueron instalados a cuatro profundidades diferentes (15, 30, 45 y 60 cm) para poder detectar los flujos de agua verticales. La instalación de los sensores fue realizada a 10 m de los límites de las parcelas a fin de evitar el efecto borde. Los sensores ubicados en los pajonales se instalaron al pie de una mata de pajonal. El monitoreo de la humedad del suelo fue realizado desde octubre de 2015 hasta diciembre de 2017. En una parcela de Pj y en una de Pa se realizó un pozo para monitorear las variaciones del nivel freático. En el pozo de Pj se instalaron data loggers de nivel de agua (HOBO Water Level Loger U20L-04) y se registraron los valores cada dos horas. Los mismos luego fueron promediados a escala diaria. En el pozo de Pa se registraros los valores midiendo manualmente una vez por mes. Los eventos de precipitación fueron registrados diariamente por el encargado del establecimiento. La información meteorológica fue obtenida de la estación meteorológica más cercana (INTA Balcarce) ubicada a 45 km de los establecimientos.

Estimación de la intercepción de precipitación en pajonales

En este trabajo definimos a la intercepción de precipitación como la cantidad de agua que es retenida por el follaje en un evento de precipitación. Para estimar la intercepción de precipitación de los pajonales se realizaron experimentos en el laboratorio utilizando un simulador de lluvia compuesto por un aspersor (Cerdá *et al*., 1997). La presión del agua aplicada por el simulador fue previamente calibrada para determinar la intensidad y el coeficiente de uniformidad (CU) (Pizarro, 1996). Finalmente, se utilizó una presión de 0,75 atm dado que la misma produjo una intensidad de precipitación de 41 mm h^{-1} (desvío estándar = 1 mm y n = 6) que coincide con la intensidad precipitación más recurrente en la región (Puricelli, 2014). El CU fue de 91 (desvío estándar = 2 y n = 6).

Para determinar la intercepción de precipitación, se cortaron nueve matas de pajonales desde su base, previamente se ató la base para evitar que la mata se desarme y se colocaron en macetas de plástico a las que se le removió la base (Thurow *et al*., 1987). Se tomó una fotografía cenital a cada una las matas para estimar la cobertura de la misma. Luego se demarcó un círculo en la zona de la mata más densa y se calculó el área de dicho círculo para estimar la superficie de la mata. Se pesó y se colocó cada mata en el centro del simulador de lluvia. En cada una de las nueve matas se aplicaron tres eventos de precipitación con diferentes duraciones: 5, 10 y 30 min. Una vez terminado el evento de precipitación, se dejó drenar la mata durante dos minutos y luego se la pesó. El agua interceptada por la mata se calculó por diferencia de peso entre la planta seca y mojada. Por último, en base a la superficie de la mata, se estimaron los mm interceptados por superficie de mata. Se ajustaron modelos lineales para evaluar la relación entre el peso y/o área de la mata y los mm interceptados en cada evento de precipitación duración.

Modelado hidrológico

Se utilizó el modelo Hydrus-1D para simular el flujo vertical de agua en el suelo. El mismo se basa en la ecuación de Richards y permite estimar la tasa de infiltración, el escurrimiento superficial, el drenaje profundo y la evapotranspiración, ya que incluye un término que considera la absorción de agua por parte de las raíces (Simunek, 1998). Se utilizó la función de Van Genuchten (1980) para estimar diferentes parámetros de suelo (Nosetto *et al.*, 2012; Zhao *et al*., 2010).

Se definió un perfil de 4 m dividido en 4 subzonas y 4 materiales diferentes basándonos en los horizontes de un perfil de un suelo Natracuol típico y sus texturas. Los parámetros hidráulicos de cada subzona fueron ajustados mediante un algoritmo de optimización Levenberg-Marquardt que está implementado en Hydrus-1D. Se utilizaron los valores de humedad observados en cada sensor en cada cobertura (Pj y Pa) durante el año 2016 para calibrar los parámetros hidráulicos y los valores observados durante el año 2017 para validarlos. Cada sensor está ubicado en una subzona diferente, por lo que se establecieron nodos de observación ubicados a las mismas profundidades de los sensores de humedad (15, 30, 45 y 60 cm). Los parámetros de humedad volumétrica residual (θr) y de saturación (θs) fueron estimados a partir de los mínimos y máximos valores observados en los sensores de humedad en periodos de déficit hídrico en verano y de intensas lluvias en invierno. La optimización del modelo fue evaluada mediante la raíz del cuadrado medio del error (RMSE).

Se estableció como condición de borde superior las condiciones atmosféricas (precipitación y evapotranspiración de referencia (ET_0)) con acumulación de agua en superficie. La ET_0 fue estimada a partir la ecuación de la FAO Penman-Montieth (Allen et al., 1998) utilizando datos diarios de la estación meteorológica INTA Balcarce. La partición entre evaporación (Ep) y transpiración (Tp) potencial se basó en la ley de Beer's (Ritchie, 1972), utilizando los datos de ET_0, fracción de cobertura vegetal del suelo, estimados a partir del coeficiente de extinción (K) (K de Pj = 0,36 y K de Pa = 0,463) y del índice de área foliar (IAF). El K y el IAF para Pj se estimaron a partir de Kiniry et al. (1999) para una gramínea de similares características. Para los Pa, el IAF y el K se estimó a partir de la ecuación propuesta por el modelo Hydrus-1D (IAF = 0,24 * Altura de la pastura). Debido a que los Pj tienen una gran cantidad de broza que actúa impidiendo la entrada y salida de agua al perfil del suelo durante mediados del otoño, invierno y principio de primavera (observado en los valores de humedad del suelo), se establecieron como valores de Ep y Tp iguales a 0,1 y 0 mm*día^{-1}, respectivamente, durante dicho periodo. Por otro lado, se estableció un valor de intercepción de precipitación en Pj igual a 1,6 mm para cada evento de precipitación (obtenido de la estimación de intercepción de agua en pajonales). Este valor fue sustraído a cada evento de precipitación ingresado al modelo. En las Pa no se tuvo en cuenta la intercepción, ya que la biomasa es considerablemente menor y muchos trabajos la consideran despreciable (Nosetto *et al*., 2012). Se estableció como condición de borde inferior el nivel de la napa freática monitoreada durante el periodo de estudio. La distribución de raíces para Pj establecida se basó en las estimaciones realizadas por Sakalauskas *et al*. (2001) hasta una profundidad máxima de 1 m y para las Pa se asumió una distribución lineal de raíces en forma decreciente desde la superficie hasta su máxima profundidad (0,6 m) (Nosetto *et al*., 2012). Se utilizó el modelo Feddes (Feddes *et al*., 1978) de absorción de agua por las raíces, con los parámetros ajustados para pastura (Wesseling, 1991).

Las condiciones de humedad iniciales utilizadas fueron las observadas para el 15 de noviembre de 2015. El modelo se corrió desde esta fecha hasta el 31 de diciembre de 2017. El año 2016 se caracterizó por presentar una temperatura media de 15 °C y una precipitación acumulada de 687 mm. El año 2017 presentó una temperatura media de 15,3 °C y una precipitación acumulada de 1083 mm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Intercepción de precipitación en pajonales

El peso y el área de las matas de pajonal no tuvieron efecto sobre la intercepción de precipitación (Tabla 1). Por lo tanto, se calcularon los valores medios de intercepción de las 9 matas en cada evento de precipitación simulado. En un evento de precipitación 41 mm*h^{-1} durante 5, 15 y 30 min, la intercepción media fue de 1,43 mm (desvío estándar: 0,43), 1,61 mm (desvío estándar: 0,19) y 1,97 mm (desvío estándar: 0,4). Estos valores de intercepción son similares a los propuestos por algunos modelos hidrológicos *(e.g.* WetSpa) para pastizales de características parecidas. La intercepción es un componente del balance de agua que debe ser tenido en cuenta especialmente cuando la lámina de precipitación es baja, ya que la proporción que representa el agua interceptada respecto al total de agua precipitada disminuye al aumentar la lámina de precipitación. Por otra parte, la intercepción real que ocurre en condiciones de campo puede variar en gran medida debido a factores como la intensidad de las precipitaciones, la velocidad el viento y la arquitectura de las plantas.

Debido a limitantes prácticas para estimar la intercepción y a las restricciones propias del modelo Hydrus-1D, en este trabajo se utilizó un único valor de intercepción de agua (1,6 mm) para realizar las simulaciones en los Pj.

Tabla 1: Resumen del análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar los efectos la duración del evento de precipitación: Tiempo (min), el peso (g) y el área (cm^2) de las matas de pajonal sobre la intercepción de agua. GL: grados de libertad, SC: suma de cuadrados, SCM: suma de cuadrados medios.

Modelo ajustado: Intercepción ~ Tiempo + Peso + Peso*Tiempo						Modelo ajustado: Intercepción ~ Tiempo + Área + Área*Tiempo					
	GL	SC	SCM	Valor F	Valor p		GL	SC	SCM	Valor F	Valor p
Peso	1	0,3	0,3	3,2	0,09	Área	1	0,19	0,19	1,91	0,18
Tiempo	2	1,36	0,68	7,26	0,004*	Tiempo	2	1,36	0,68	6,94	0,005*
Peso*Tiempo	2	0,13	0,07	0,7	0,51	Área*Tiempo	2	0,15	0,08	0,78	0,47
Residuales	21	1,96	0,09			Residuales	21	2,06	0,1		

Modelado hidrológico

La calibración de los parámetros del suelo utilizando el algoritmo de optimización Levenberg-Marquardt que propone Hydrus-1D, fue satisfactoria logrando buenos ajustes para todas las capas simuladas en ambas vegetaciones (Figura 1), siendo los RMSE siempre menores a 0,08. Este algoritmo fue utilizado previamente por Zhao *et al*., (2010) en un modelado similar para pasturas y también tuvo muy buenos ajustes. La validación también tuvo un buen desempeño (RMSE < 0,05), aunque 3 subzonas no pudieron validarse debido a fallas de funcionamiento de los sensores (RMSE = "Sin datos" Figura 1).

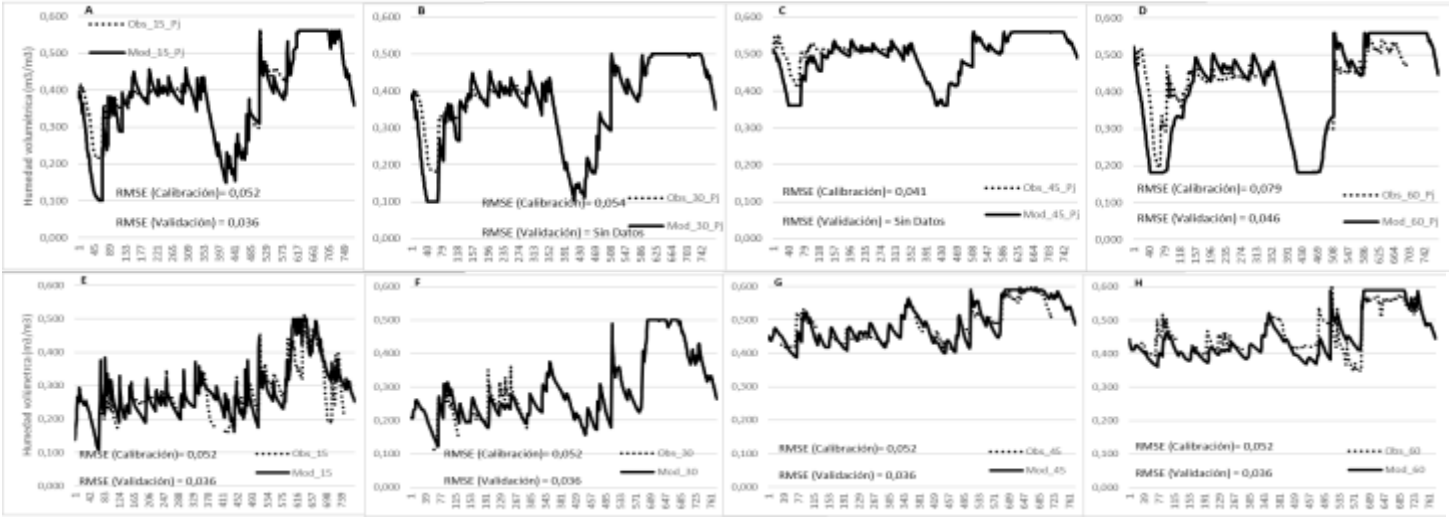


Figura 1: Humedad volumétrica del suelo modelada (líneas llenas) y observada (línea punteada) a 4 profundidades diferentes en Pj (A-D) A) 15cm B) 30cm C) 45cm D) 60cm y Pa (E-H) E) 15cm F)30cm G) 45cm H) 60cm. Ejes horizontales indican los días modelados desde 15/11/2015 (día 1) al 31/12/2017 (día 779).

La dinámica de agua en el perfil de suelo fue diferente entre los Pj y las Pa. Los perfiles con Pj se secaron (durante el verano) y humedecieron (durante el invierno) más rápido que los perfiles de las Pa (Figura 2), probablemente debido a la mayores tasas de transpiración promedio que presentan los Pj durante el verano (T_{pj}=0,46 cm*dia^{-1}) respecto a las Pa (T_{Pa}= 0,14 cm*dia^{-1}) y a que las Pa tienen tasas de transpiración promedio más constante durante el año (Figura 3). Las tasas de transpiración de las Pa durante el otoño y el invierno fueron 0,19 cm*dia^{-1} y 0,08 cm*dia^{-1}, respectivamente, mientras que las tasas del Pj fueron 0,04 durante el otoño y nulas durante el invierno. Sin embargo, a escala anual, las tasas promedio de transpiración de los Pj (T_{pj} = 0,27 cm*dia^{-1}) son levemente mayores a las tasas de las Pa (T_{Pa}= 0,11 cm*dia^{-1}).

En un año seco como el 2016, el agua en el perfil de suelo con Pj es menor debido a una mayor ET acumulada anual (615 mm) que las Pa (554 mm) como se ve en la Figura 4. Además, las pérdidas por intercepción en el Pj fueron 69 mm (representando un 10% del balance anual). Esto puede ser visto como una ventaja desde el punto de vista del SE de amortiguación de inundaciones, ya que un perfil con Pj estaría más seco (Figura 2) teniendo mayor capacidad de almacenar el agua proveniente de precipitaciones extremas. El año 2017 fue un año con excesos hídricos y, si bien ambos perfiles quedaron saturados durante el invierno, el aporte de agua a la napa por parte de las Pa fue mucho mayor (Dp = 212,9 mm) respecto al aporte de los Pj (Dp = 72,2 mm), Figura 4. Cuando nos referimos a Dp hablamos de flujo de agua que excede los 4 m de profundidad. Sin embargo, la ET fue menor en Pj debido a una menor transpiración durante el

verano respecto al año anterior, la cual no llegó ser compensado por los 75 mm interceptados por los pajonales, 6% del balance anual (Figura 4).

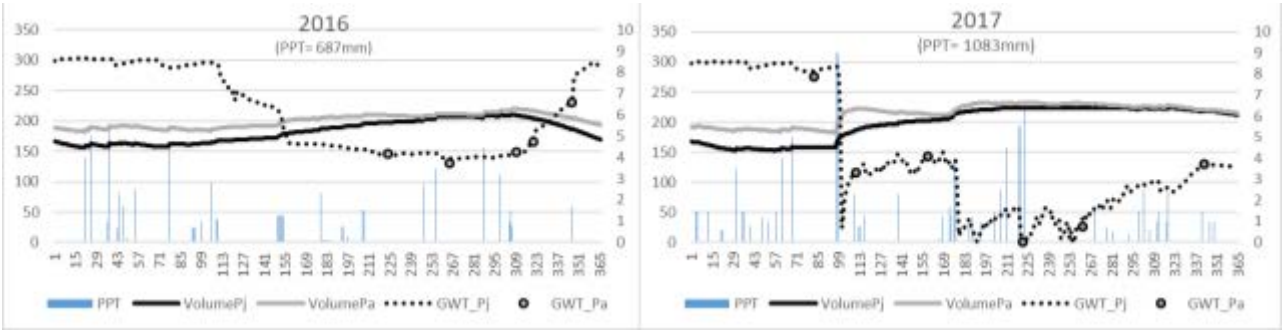


Figura 2: Volumen de agua modelada (eje vertical izquierdo: cm) en los perfiles de 400cm en pasturas (VolumePa) y pajonales (VolumePj) en el año 2016 y 2017. Entre paréntesis se indica la precipitación acumulada en cada año. Las barras (azules) indican los eventos de precipitación (eje vertical derecho: cm). GWT_Pj indica la profundidad de la napa medida diariamente y GWT_Pa la profundidad de la napa medida en la pastura en días puntuales.

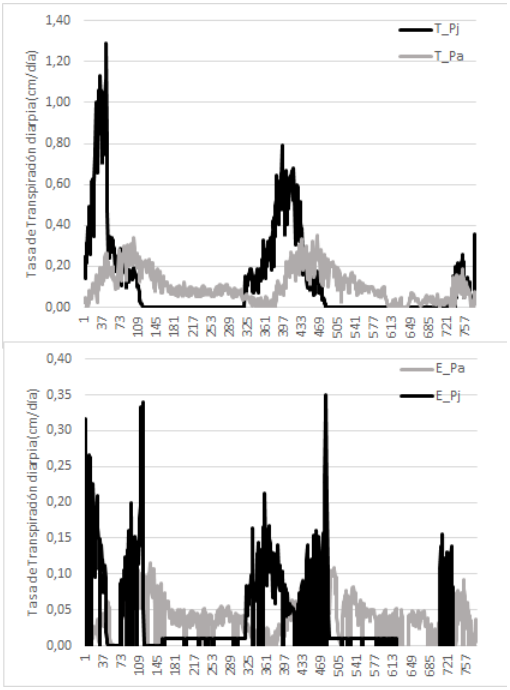


Figura 3: Tasa de Transpiración (T) y Evaporación (E) real (cm) simulada en Hydrus 1D para pajonales (Pj) y pasturas (Pa) para el periodo 1/1/2016 (día 1) al 31/12/2017 día (731).

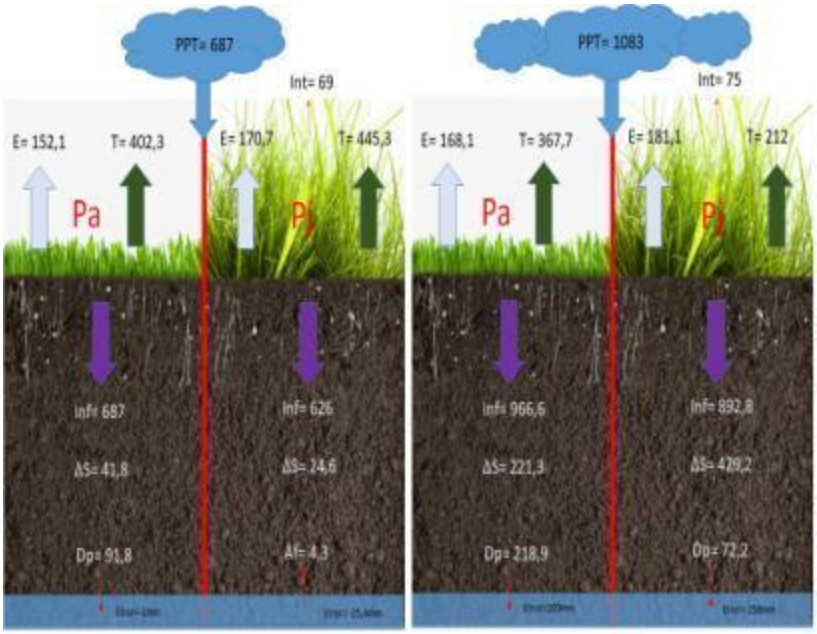


Figura 4: Flujos de agua (mm/año) modelados en Hydrus 1D. A la izquierda se encuentra los flujos de agua del año 2016 y a la derecha del año 2017 en pajonales (Pj) y pasturas (Pa). PPT= precipitación acumulada anual, E= Evaporación, T= Transpiración, Int= Intercepción, Inf= Infiltración, ΔS = cambios en el agua almacenada en el perfil (0-400cm), Dp= Drenaje profundo (flujo negativo a 400cm), Af= Ascenso capilar (flujo positivo a 400cm). Se indican los errores del balance modelado.

Se destaca que el balance hídrico del año 2017 presentó un error (error en la suma de los flujos hídricos) importante (Figura 4), tanto en el Pj como en la Pa. Uno de los motivos podría ser que al haber sido un año húmedo se generaron condiciones de anegamiento durante varios días y estas condiciones podrían haber causado un escurrimiento superficial que el modelo no considera. Otro motivo pudo haber sido la subestimación de evaporación directa desde la superficie.

CONCLUSIONES

En este trabajo se logró hacer una primera aproximación al modelado eco-hidrológico de pastizales naturales en la región Pampeana. Como parte del modelado, se estimó la intercepción del agua de precipitaciones en los Pj y se evaluó su

importancia en el balance de agua. La misma represento entre un 6 y un 10% del balance de agua anual. A pesar de no haber encontrado grandes diferencias en la ET anual entre Pj y Pa, si se hallaron diferencias en la estacionalidad de la ET y se reconoció la importancia de la misma sobre la dinámica del agua y su potencial impacto sobre el SE de amortiguación de inundaciones. Estos resultados abordaron una temática poco explorada en la región y contribuyen a mejorar nuestro entendimiento de los efectos del reemplazo de Pj por Pa sobre la dinámica hídrica de la región.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca en proyectos financiados por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica de Argentina (PICT-2012-0607; PICT-2015-0672) y el Institute for Global Change Research (IAI) CRN3095 que es apoyado por la US National Science Foundation (Grant GEO-1128040). El primer autor es becario doctoral del CONICET y este trabajo es parte su tesis doctoral desarrollada en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements. Irrigation and Drainage Paper. 56. FAO. Rome. 300 p
- Barral, M. P., & Oscar, M. N. 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. Agr Ecosyst Environ. 154, 34-43.
- Booman, G. C., Calandroni, M., Laterra, P., Cabria, F., Iribarne, O., & Vázquez, P. 2012. Areal changes of lentic water bodies within an agricultural basin of the Argentinean Pampas. Environ Manage. 50(6). 1058-1067.
- Cerdá, A., S., Ibáñez, & A. Calvo. 1997. Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. Soil Technol. 11(2), 163-170.
- Feddes, R.A., P. J., Kowalik, H. Zaradny. 1978. Simulation of Field Water Use and Crop Yield. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Godz, P., J. L., Costa & R. Gonzalez Belo. 1994. Mezcla de horizonte en un natracuol de la Pampa Deprimida. Buenos Aires, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Argentina No. 121. Balcarce. Argentina.
- Kiniry, J. R., C. R., Tischler & G. A., Van Esbroeck. 1999. Radiation use efficiency and leaf CO2 exchange for diverse C4 grasses. BIOMASS BIOENERG. 17(2), 95-112.
- Herrera, L. P., V. G., Hermida, G. A. Martínez, P. Laterra, & N. Maceira. 2005. Remote sensing assessment of Paspalum quadrifarium grasslands in the Flooding Pampa, Argentina. Rangeland Ecol Manag. 58(4), 406-412.
- Lara, B., & M. Gandini. 2013. Nuevo aporte para la distribución del Paspaletum en el centro de la provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes. 4, 1-12.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela & R. B. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agr Ecosyst Environ. 154, 2-11.
- Nosetto, M. D., R. A. Paez, S. L. Ballesteros & E. G. Jobbágy, E. G. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. Agr Ecosyst Environ. 206, 60-70.
- Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., & Tittonell, P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. Environ Res Leitt. 11(11), 113002.
- Pizarro, Fernando. 1996. Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF): Goteo, microaspersión, exudación. 3ª ed. Mundi-Prensa. Madrid. 513 p.
- Puricelli, M. 2014. Actualización y análisis de las curvas intensidad-duración-frecuencia para la localidad de Balcarce, provincia de Buenos Aires, Argentina Update and analysis of intensity-duration-frequency curves for Balcarce, Buenos Aires province, Argentina. Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente. 32, 61-70
- Ritchie, J.T., 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. Water Resour. Res. 8 (5), 1204–1213.
- Sakalauskas, K. M., J. L. Costa, P. Laterra, L. Hidalgo & L. Aguirrezabal. 2001. Effects of burning on soil-water content and water use in a Paspalum quadrifarium grassland. Agr Ecosyst Environ. 50(2), 97-108.
- Simunek, J., M. Sejna, & M. T. van Genuchten. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. IGWMC-TPS-70. Int. GroundWater Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden.
- Soriano, A., R. J. C. León, O. Sala, R. Lavado, V. A. Deregibus, M. A. Cauhepe, & J. H. Lemcoff, J. H. 1991. Río de la Plata Grasslands. En: Ed. RT Coupland: 'Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere'. pp. 367–407.
- Thurow, T. L., W. H. Blackburn, S. D. Warren & C. A. Taylor Jr. 1987. Rainfall interception by midgrass, shortgrass, and live oak mottes. J Range Manage. 455-460.
- van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892–898.
- Vignolio, O.R., P. Laterra, O.N. Fernández, M.P. Linares y A. Giaquinta 2003. The effects of fire frequency on survival, growth and fecundity of Paspalum quadrifarium (Lam.) in a grassland of the Flooding Pampa (Argentina). Austral Ecol. 28. 263–270
- Viglizzo, E. F., F. Lértora, A. J. Pordomingo, J. N. Bernardos, Z. E. Roberto, & H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. Agr Ecosyst Environ. 83(1-2), 65-81.
- Wesseling, J.G., 1991. Meerjarige simulaties van grondwateronttrekking voor verschillende bodemprofielen, grondwatertrappen en gewassen met het model SWATRE, Report 152, Winand Staring Centre, Wageningen (in Dutch).
- Zhao, Y., S. Peth, R. Horn, J. Krümmelbein, B. Ketzer, Y. Gao & X. Peng. 2010. Modeling grazing effects on coupled water and heat fluxes in Inner Mongolia grassland. Soil Till Res. 109(2), 75-86.

C4P130. RELACIÓN ENTRE PROPIEDADES DEL SUELO, CALIDAD Y PRODUCTIVIDAD DE *"Triticum aestivum"* BAJO DOS SISTEMAS DE LABRANZA

Sokolowski Ana C.[1], Paladino Ilena R.[1,2], Barrios Mónica B.[1], Wolski José E.[1], Gagey María C.[1], De Grazia Javier[1], Rodríguez Hernán A.[1], Debelis Silvina[1], Rodríguez Frers Eric P.[1] y Buján Alfonso[1]

[1]Universidad Nacional de Lomas de Zamora, FCA. [2]Instituto de Suelos, CNIA, INTA. soko576@hotmail.com

RESUMEN

El suelo y las prácticas de manejo como las rotaciones de cultivos y el sistema de labranza, modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. Estas propiedades afectan la productividad y calidad industrial de los cultivos, entre ellos al trigo. La producción de trigo, de los últimos años, deberá responder a la demanda de los consumidores y a las exigencias de la industria, asimismo, la calidad del grano dependerá del fin para el que ha de ser utilizado. Al momento de pensar en factores edáficos que modifican la calidad del trigo, la materia orgánica, el contenido y disponibilidad de nutrientes son propiedades químicas que deben ser tenidas en cuenta. La fracción lábil de la materia orgánica y del nitrógeno del suelo son indicadores de los cambios generados por el manejo. El objetivo de este trabajo fue determinar la relación entre propiedades de un suelo bajo rotaciones de cultivos con dos sistemas de labranza y la calidad y productividad de un cultivo de trigo. Sobre el suelo se determinó estabilidad de agregados, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica, fósforo extractable, carbono orgánico total, carbono orgánico asociado a la fracción mineral (< 53 µm) y carbono orgánico particulado (> 53 µm); sobre el cultivo se determinó rendimiento, peso de mil granos, altura de planta a cosecha e índice de área foliar máximo; y sobre el grano de trigo se midió cenizas totales, trabajo de deformación, proteína bruta, gluten y actividad amilásica. Solo proteína bruta y trabajo de deformación se relacionaron con propiedades del suelo (Carbono orgánico total y asociado a la fracción mineral). En este trabajo, si bien el carbono orgánico total fue superior bajo siembra directa respecto de labranza convencional, el efecto de la compactación sobre las raíces resultó ser más importante para definir las variables de productividad del cultivo.

Palabras claves: carbono orgánico, sistema de labranza, cultivos.

INTRODUCCIÓN

La productividad de un cultivo es resultado de la interacción suelo, ambiente y manejo (Campitelli *et al.*, 2010). En este sentido, prácticas como la rotación de cultivos y la labranza, influyen sobre el funcionamiento del suelo y el comportamiento del cultivo, condicionando las relaciones suelo-planta (Domínguez *et al.*, 2005). Por otro lado, una deseable calidad de suelos refiere a una alta productividad sin afectar al suelo o ambiente (Govaerts *et al.*, 2006). Los atributos químicos de suelo más sensibles a los cambios producidos por las prácticas de manejo son la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes (Carter, 2002). El sistema de labranza modifica el contenido de materia orgánica (Galantini *et al.*, 2008) y de N en el suelo generando cambios en los ciclos de los nutrientes (Díaz-Zorita *et al.*, 2004). Las fracciones lábiles del carbono son indicadores tempranos, y más sensibles, de los cambios en las propiedades del suelo debido a las prácticas de manejo (Carter, 2002; Galantini y Suñer, 2008; Ferrary-Laguzzi *et al.*, 2014; Bustos, 2016). Un método de fraccionamiento empleado para compartimentalizar el carbono orgánico del suelo es el propuesto por Cambardella y Elliott (1992) que plantea la separación física del carbono en una fracción lábil o carbono orgánico particulado correspondiente a la fracción entre 50 µm y 2000 µm y una fracción no lábil o asociado a la fracción mineral menor a 50 µm (Diovisalvi *et al.*, 2008). Respecto a los atributos físicos de suelo a tener en cuenta, una de las propiedades de mayor importancia desde el punto de vista agronómico es la estructura, ya que gobierna las relaciones hídricas suelo-planta así como la aireación y el flujo de gases (Gutiérrez *et al.*, 1999). En este sentido, la estabilidad de la estructura es una propiedad altamente dinámica y por lo tanto, puede comportarse como un indicador sensible de calidad de suelos (Doran & Parkin, 1994). Asimismo, es ampliamente reconocido que la compactación afecta tanto, al crecimiento radical como la disponibilidad de aire y agua para las plantas (Baver *et al.*, 1972) ya que compromete al sistema poroso. Una propiedad que se utiliza como indicadora de compactación es la densidad aparente (Greendland, 1981). La densidad aparente puede variar por causas de manejo que afecten la macroporosidad, tales como laboreo, operaciones con maquinaria pesada, pisoteo animal, entre otras, y por tal motivo, es una propiedad ampliamente utilizada en la Región Pampeana (Álvarez *et al.*, 2006; Álvarez & Taboada, 2008; Quiroga *et al.*, 2009).

El desarrollo agroindustrial y la evolución en las recomendaciones nutricionales en la alimentación humana exige productos diferenciados por calidad (Gaggioli *et al*., 2015). La calidad buscada depende del fin último del producto, es decir para elaborar pan, pasta o galletitas. En la comercialización de trigo se puede tener en cuenta: materias extrañas, granos dañados, peso de mil granos, proteína bruta, actividad amilásica, humedad, porcentaje de extracción de harina, cenizas totales, gluten o el trabajo de deformación (Cuniberti, 2005). La proteína es parcialmente determinante de la calidad industrial, asociada con el gluten (Alzueta *et al*., 2008; Pinilla-Quezada & Herrera-Floody, 2008). Sempé & Chidichimo (2004) encontraron menor calidad de harina de trigo bajo siembra directa. En el SE bonaerense, al comparar los rendimientos de trigo entre sistemas de labranza, donde se incluye a la siembra directa, se encontró que estos son iguales o menores con este sistema (Lázaro *et al*., 2004). Tampoco se ha establecido que la siembra directa tienda a incrementar el contenido proteico o gluten húmedo (Golik *et al*., 2009), que muestran, en particular éste último, una variabilidad asociada al ambiente (Cuniberti *et al*., 2004). El rendimiento de trigo depende del clima y las propiedades edáficas (Galantini *et al*., 2004). Los sistemas con escasa remoción del suelo no alcanzan el rendimiento de la labranza convencional, indicando que otros factores como la restricción del crecimiento de raíces y tallo como consecuencia de una mayor compactación o endurecimiento superficial limitarían el rendimiento de trigo (Balbuena *et al*., 1996). Muchas propiedades edáficas que contribuyen a explicar el rendimiento del cultivo se encuentran altamente correlacionadas, por ello es necesario evaluar estadísticamente todas estas variables simultáneamente y la correlación entre ellas (Landriscini *et al.*, 2015), permitiendo establecer aquellas propiedades que mejoran el rendimiento. Por ejemplo, en maíz se encontró una asociación positiva entre rendimiento y materia orgánica del suelo (Domínguez *et al.*, 2006). El objetivo de este trabajo fue determinar la relación entre algunas propiedades del suelo y variables de calidad y productividad del cultivo de trigo, en un ensayo bajo rotaciones de cultivos con dos sistemas de labranza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se cuenta con un ensayo instalado en el campo experimental de la Comisión Nacional de Energía Atómica ubicado en el Partido de Ezeiza, Buenos Aires, subregión de Pampa Ondulada. El área del ensayo posee relieve normal y pendiente media del 1%, el suelo es su estado natural es un Argiacuol vértico (Soil Survey Staff, 2010), imperfectamente drenado, pH neutro a ligeramente ácido y bien provisto de materia orgánica, N y P. El ciclo agrícola presentó la siguiente rotación: trigo/soja2º (2006/07); maíz (2007/08); soja1º (2008/09); trigo (2009); maíz (2010/11); soja1º (2012/13); maíz (2013/14); trigo (2014) y pastura (2015). Las muestras de suelo se tomaron previo a la implantación del cultivo de trigo de ciclo corto Klein, Taurus en 2014. A partir de tres plantas por parcela, se determinó el Índice de Área Foliar Máximo (IAFm) con el programa Iproplus y Altura de plantas a cosecha (HC). El Rendimiento en grano (R) se determinó a partir de la cosecha de una subparcela de 4 m^2 (2 m x 2 m) de cada parcela elemental y se expresó en $kg*ha^{-1}$. Sobre las mismas muestras se determinó Peso de Mil Granos (PMG) y las variables de calidad en laboratorio.

Las determinaciones de suelo se realizaron sobre una muestra compuesta de cada parcela, en una profundidad de 0-10 cm. El Carbono Orgánico Total (COT) se determinó por el método de Walkey-Black (Jackson, 1976). El fraccionamiento físico de los componentes del carbono orgánico se realizó por la técnica descripta por Cambardella y Elliot (1992). Se obtuvieron dos fracciones: el Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral, menor a 53 µm (COM) y el Carbono Orgánico Particulado mayor a 53 µm (COP), sobre cada fracción se determinó el contenido de carbono según Walkey-Black. El pH y la Conductividad Eléctrica (CE) se determinaron por potenciomentría 1:2,5 y el P extractable (Pext) por Bray-Kurtz según la técnica descripta en Norma IRAM-SAGyP 29570-1 (2010). La Densidad aparente (Dap) se determinó por el método del cilindro y la Estabilidad Estructural (EE) por el método de Le Bissonnais (1996). Sobre el grano entero se determinó Proteína Bruta (PB) y trabajo de deformación (W), utilizando el equipo INFRANEO y sobre el grano molido con un molino CHOPIN, se determinó el gluten como Gluten Húmedo (GH) con el equipo Perten Instruments Sistema Glutomatic 2200 y la actividad amilásica (FN) se determinó por el falling number con el equipo Perten FN 1500. La Ceniza Total (CT) se determinó con el método gravimétrico basado en la oxidación completa de la materia orgánica con mufla.

El diseño experimental consistió en bloques completos al azar (DCA) con cuatro repeticiones y dos tratamientos: Laboreo Convencional (LC) y Siembra Directa (SD). El tamaño de cada parcela fue de 250 m^2. En las parcelas bajo SD sólo se trató con 3 $L*ha^{-1}$ de glifosato presiembra. Las parcelas cuyo tratamiento fue LC consistieron en una pasada de arado de reja y vertedera y dos pasadas de rastra de disco. Se analizaron los resultados de manera descriptiva utilizando el análisis de componentes principales (ACP) y la correlación entre los parámetros de suelo y de cultivo se evaluó utilizando el paquete Infostat 2013 (De Rienzo *et al.*, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se detallan los resultados de las correlaciones entre las variables del suelo y del cultivo. Se encontró un correlación positiva significativa ($p<0,05$) entre el R con PMG e IAF. Esto se vincula con una mayor superficie fotosintética lo que permite obtener mayor peso de granos por espiga y mayor rendimiento (Andrade *et al.*, 1996; Hernández-Córdova *et al*., 2015). Al analizar las variables de calidad solo hubo relación entre PB y W. Las proteínas de la harina de trigo, específicamente las proteínas del gluten le confieren a la masa una propiedad que la hace más elástica y extensible que soporta mayor W (de la Vega-Ruiz, 2009) por lo tanto es esperable encontrar una asociación positiva entre las mismas. No se encontró correlación entre las variables de calidad (PB, W, GH, FN y CT) y las de productividad (R, PMG, IAF y HC). Miravalles *et al.* (2013) al estudiar tres cultivares bajo distintos sistemas de labranza no encontró relación entre PB y R, en la variedad Baguette PB no correlacionó con PMG. Muchas veces, la existencia o no de correlaciones entre ambas variables depende de la fertilidad del suelo (Kramer, 1979). Al estudiar las variables de suelo se encontró una correlación positiva entre COT y sus fracciones. Asimismo, se encontró correlación positiva significativa ($p<0,05$) entre Pext con COT y COP sin relación con el COM pues en esta fracción el P no está disponible. El P orgánico forma parte de la materia orgánica del suelo y tiende a seguir el esquema de acumulación o pérdida de la misma (Stevenson, 1986). La EE presentó una correlación positiva con COM y COT, esto coincide con lo reportado por Rothon (2000). Es sabido que el carbono orgánico constituye un importante agente de agregación (Pinheiro *et al.*, 2004). La fracción mineral fina tiene un efecto estabilizador sobre los compuestos más estables del carbono (Neufeld *et al.*, 2002). En estos suelos con altos contenidos de arcilla, COM es más importante en proporción que COP, por tal motivo la EE presenta correlación positiva con COM pero no con COP. A diferencia de lo encontrado con numerosos autores (Díaz-Zorita & Duarte 2001; Romero-Barrios *et al.*, 2015), la Dap presentó correlación positiva con COT, sus fracciones y Pext. Asimismo, si bien es ampliamente conocida la influencia de la materia orgánica del suelo sobre el R de trigo (Álvarez *et al*., 2002), en este trabajo, las variables del cultivo asociadas a la productividad presentaron una correlación negativa con COT, COP, COM y Pext. Por otro lado, Studdert *et al*. (2015) en maíz, bajo SD y LC, no encontraron relación significativa entre R y COP. Lo correlación negativa detallada con anterioridad se explica por los dos sistemas de labranza bajo los cuales se encuentran los suelos estudiados. En SD el carbono resultó superior (Tabla 2) respecto de LC coincidiendo con lo reportado por Báez & Aguirre-Medina (2011) y Barrios *et al.* (2014), sin embargo los valores de Dap bajo este manejo puede estar afectando el crecimiento del cultivo y consecuentemente limitando su R. Cuando la Dap aumenta, se incrementa la compactación, afectando la retención de agua y limitando a su vez el crecimiento de las raíces (Salamanca & Sadeguian, 2004), con efectos negativos sobre los nutrientes (Kirkegaard *et al.*, 1994). La SD, muchas veces, dificulta la correcta ubicación de la semilla, un apropiado cierre del entresurco, demora la emergencia de la plántula, retrasa el macollaje y reduce el R debido a las menores temperaturas del suelo (Weisz & Bowman, 1999).

Tabla 1. Coeficiente de Correlación de Pearson (r) entre pares de variables de suelo y cultivo.

	IAF	HC	R	PMG	PB	FN	CT	GH	W	COP	COM	CE	PH	COT	Pext	EE	Dap
IAF	1																
HC		1															
R	0,85		1														
PMG	0,87	0,78	0,81	1													
PB					1												
FN						1											
CT							1										
GH								1									
W					0,90				1								
COP		-0,80	-0,70	-0,90						1							
COM					0,88				0,84		1						
CE												1					
PH													1				
COT	-0,8		-0,8	-0,8	0,72					0,81	0,85			1			
Pext	-0,8	-0,9	-0,8	-0,9						0,92				0,91	1		
EE											0,87			0,74		1	
Dap	-0,7		-0,8	-0,9						0,72	0,77			0,89	0,84		1

Dentro de la tabla se indican los valores de r de las correlaciones estadísticas significativas ($p<0,05$). pH: Potencial de Hidrógeno; CE: Conductividad Eléctrica ($dS*m^{-1}$); CTOT: Carbono Orgánico Total (%); COP: Carbono Orgánico Particulado (%); COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral; Pext: Fósforo extractable ($mg*kg^{-1}$); HC: altura a cosecha (cm); IAFm: Índice de Área Foliar máximo (m^2*m^{-2}); R: Rendimiento (kg), PMG: Peso de Mil Granos (g); GH: Gluten Húmedo (%); W: trabajo de deformación (mJ); PB: Proteína Bruta (%); FN: actividad amilásica (s), EE: Estabilidad Estructural; Dap: Densidad aparente ($g*cm^{-3}$).

A continuación se presenta el ACP donde se puede visualizar las relaciones entre las variables anteriormente descriptas. El ACP permitió visualizar el efecto del sistema de labranza sobre las propiedades de suelo, productividad y calidad del cultivo. Las dos primeras componentes principales explicaron el 71 % de la variabilidad total. En el gráfico del ACP (Figura 1), se observó que el CP1 permitió separar dos grupos asociados con los tratamientos. En el extremo izquierdo (G.I) se ubicaron las variables asociadas a la LC en su mayoría vinculadas al cultivo (R, PMG, IAF y HC), estas propiedades se ubicaron espacialmente muy cercanas entre sí. Por otro lado, en el extremo derecho (G.II), se ubicaron las variables asociadas a la SD la mayoría vinculadas con al suelo (COT, COP, COM, Pext, Dap, EE, PB y W), señalando claramente que aquellos suelos con mayor contenido de carbono y Dap se asociaron a la SD y se opusieron al R. A su vez se observó que PB y W se encuentran cercanos entre sí y en el mismo cuadrante que el carbono orgánico ya que presentan una correlación positiva entre ellas (Tabla 1). CE y pH no se asociaron con ningún tratamiento y se visualizaron algo asociadas al CP2. Lo mismo ocurre para el caso de FN, GH y CT. En coincidencia con la tabla de correlaciones donde no se encontraron relaciones entre las mismas.

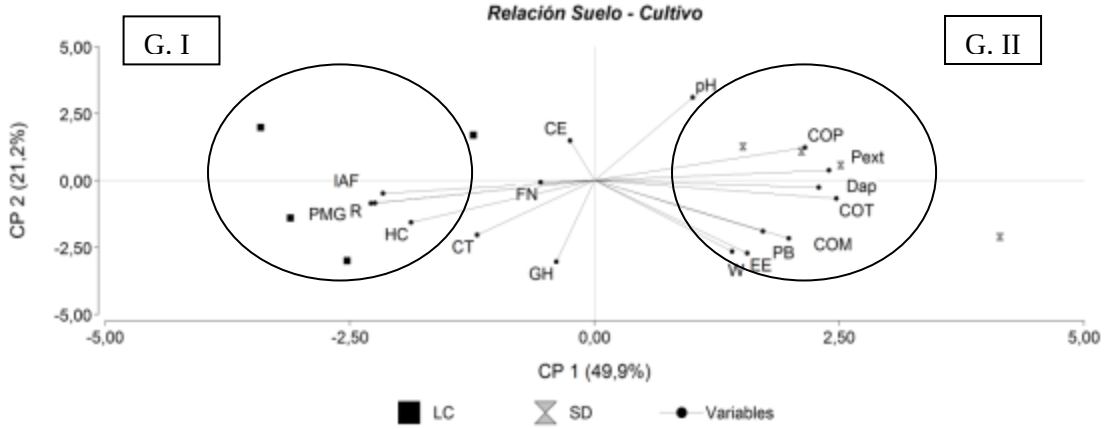


Figura 1. Biplot ACP. SD: Siembra Directa; LC: Labranza Convencional; pH: Potencial de Hidrógeno; CE: Conductividad Eléctrica; CTOT: Carbono Orgánico Total (%); COP: Carbono Orgánico Particulado (%); COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral; Pext: Fósforo extractable (mg kg^{-1}); HC: altura a cosecha (cm); IAFm: Índice de Área Foliar máximo (m^2*m^{-2}); R: Rendimiento (kg), PMG: Peso de Mil Granos (g); GH: Gluten Húmedo (%); W: trabajo de deformación (mJ); PB: Proteína Bruta (%); FN: actividad amilásica(s), EE: Estabilidad Estructural; Dap: Densidad aparente (g*cm^{-3}).

En este trabajo, si bien COT fue superior bajo SD respecto de LC (Tabla 2), el efecto de la compactación que impacta sobre las raíces en este sistema resultó ser más importante para definir las variables de productividad del cultivo. La compactación del suelo influye en el R de los cultivos. En general, limita el crecimiento de las raíces, originando un impedimento mecánico para su penetración, disminuyendo con ello su capacidad de exploración y extracción de agua y nutrimentos (Rodríguez-González *et al.*, 2015). Cabe mencionar, que los suelos más compactados tienen mayor cantidad de partículas por unidad de volumen por lo cual es de esperar una mayor concentración de materia orgánica. Por otro lado, la única variable de calidad de cultivo que presentó correlación positiva con las variables de suelo fue PB con COT y COM y W. En gramíneas, Serrato-Sanchez *et al*. (1999) encontraron una correlación positiva entre la PB y la materia orgánica del suelo. Sokolowski *et al.* (2016) en un trabajo publicado anteriormente para este mismo ensayo; encontraron que R, IAF y HC fue significativamente mayor bajo LC respecto de SD. Como puede observarse en la Tabla 2 COT, Pext y Dap fue mayor bajo SD respecto de LC. Diovisalvi *et al.* (2008) en un ensayo de labranzas y fertilización en rotación agrícola también encontraron un mayor contenido de COT y COP en SD, sin embargo no visualizaron una mayor Dap bajo este sistema. Por otro lado, Colombani *et al*. (2002) encontraron mayores valores de Dap y resistencia a la penetración bajo SD.

Tabla 2. Resultados de las propiedades del suelo.

Tratamiento	COT	COP	COM	Pext	EE	Dap
LC	2,07 b	0,48 b	1,58 a	10,26 b	1,74 a	1,10 b
SD	2,48 a	0,70 a	1,78 a	13,43 a	1, 98 a	1,23 a

SD: Siembra Directa; LC: Labranza Convencional; CTOT: Carbono Orgánico Total (%); COP: Carbono Orgánico Particulado (%); COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral; Pext: Fósforo extractable (mg*kg^{-1}); EE: Estabilidad Estructural; Dap: Densidad aparente (g*cm^{-3}).

CONCLUSIONES

Aunque los suelos bajo SD respecto de LC poseen una fertilidad química elevada, los valores de Dap superiores, determinan que la productividad del cultivo de trigo resulte mayor bajo LC. PB y W fueron las únicas variables que mostraron una correlación significativa con variables edáficas (COT y COM).

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C.R. & M.A. Taboada. 2008. Indicadores de Fertilidad Física del suelo. Pp. 159-166. En Taboada, M. A., Álvarez, C. R., (eds.) Fertilidad Física de los Suelos.
- Álvarez, C.R.; A. Bono, M.A. Taboada; F.H. Gutiérrez-Boem; P. Fernández & P. Prystupa. 2006. Distintos manejos del suelo en la Pampa Ondulada: II Fracciones orgánicas y propiedades físicas. En Actas de XX Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Salta. Pp. 389.
- Álvarez R.; C.R. Alvarez; H.S. Steinbach; J.M. Salas & S. Grigera. 2002. Materia orgánica y fertilidad de los suelos en la pampa ondulada. Informaciones Agronómicas del Cono Sur, Nº 14, Mayo.10 pp
- Alzueta, I.; L.G. Abeledo & D.J. Miralles. 2008. Impacto de la fertilización nitrogenada y el momento de aplicación sobre la calidad comercial y reológica en trigo pan (Triticum aestivum L.). VII Congreso Nacional de Trigo, La Pampa.
- Andrade, F.; A. Cirilo; S. Uhart & M. Ortegui. 1996. Ecofisiología del cultivo de maíz. Editorial Médica Panamericana. Crecimiento del cultivo, pág.47-76.Determinación del rendimiento, pág.81-96. Relaciones fuente/destino, pág. 101-117.Requerimientos hídricos, pág. 121-142.
- Báez, M.A. & J.F. Aguirre-Medina. 2011. Efecto de la labranza de conservación sobre las propiedades del suelo Terra Latinoamericana 29(2):113-121 Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.
- Balbuena, R.H.; A. Aragón; P.M. Mac Donagh; J.A. Claverie & A.M. Terminiello. 1996. Evolución de la resistencia a la penetración y la densidad aparente en tres sistemas de labranza. IV Congreso Argentino y II Internacional de Ingeniería Rural, Neuquén, Argentina, Octubre: 197-202
- Barrios M.B.; A.C. Sokolowski; S.P. Debelis; H.A. Rodríguez; J. De Grazia; A. Blasón; A. Buján; E.P. Rodríguez-Frers & C.R. Mazo. 2014. Parámetros del suelo vinculados bajo sistemas de intensificación agrícola. Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires.
- Baver, L.D.; W.H. Gardner & W.R. Gardner. 1972. Soil Physics.4th ed John Wiley & Sons, New York.
- Bustos, A.N. 2016. Carbono Orgánico total y particulado: potenciales indicadores de calidad en suelos de la región pampeana bajo siembra directa. Área de Consolidación Métodos cuantitativos para la investigación agropecuaria Facultad de Ciencias Agropecuarias- UNC.
- Cambardella, M.R. & E.T. Elliot. 1992. Particulate organic matter changes across agrassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal (SSSAJ) 56:777-783.
- Campitelli, P.; A. Aoki; O. Gudelj; A. Rubenacker & R. Sereno. 2010. Selección de indicadores de calidad de suelo para determinar los efectos del uso y prácticas agrícolas en un área piloto de la región central de Córdoba. Cienc Suelo 28(2):223-231
- Carter, M. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agron. J. 94: 38-47.
- Colombani, E.N.; J.L. Costa.; G.A. Studdert & E. Suero. 2002. Evaluación de propiedades físicas de suelos del Sudeste Bonaerense bajo distintos manejos. Actas 18 Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Puerto Madryn.
- Cuniberti M.; C. Bainotti; J. Fraschina; J. Salines; E. Alberione; L. Riberi; A. Galich; M.T. Galich & M.B. Formica. 2004. Calidad de cultivares de trigo evaluados en ensayos con control químico de enfermedades foliares. Actualización 2004. Informe para Extensión N° 85, EEA Marcos Juárez-INTA.
- Cuniberti, M. 2005. Clasificación del trigo como valor agregado. 1ª Jornada de Trigo de la Región Centro. Córdoba. 45-50.
- de la Vega-Ruiz, G. 2009. Proteínas de la harina de trigo: clasificación y propiedades funcionales. Temas de Ciencia y Tecnología 38: 27-32.
- De Rienzo, A.; F. Casanoves; M. Balzarini; L. González; M. Tablada & W. Robledo. 2008. Infostat software estadístico. Grupo Infostat, FCA, UNC, Argentina.
- Díaz-Zorita, M.; M. Barraco & C. Álvarez. 2004. Efectos de doce años de labranzas en un haplustol del noroeste de Buenos Aires, Argentina. Ciencia del Suelo 22: 11-18.
- Díaz-Zorita, M. & Duarte G.A. 2001. La siembra directa en los sistemas mixtos del oeste bonaerense. Panigatti, J., Buschiazzo, D. & Marelli. H. eds. Siembra Directa II. Buenos Aires, INTA.
- Diovisalvi, N.V.; G.A. Studert; G.F. Domínguez & M.J. Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continúa con dos sistemas de labranza. Cienc Suelo, 26 (1): 1-11.
- Domínguez, G.F.; G.A. Studdert & H.E. Echeverría. 2005. Propiedades del suelo: efectos de las prácticas de manejo. En: Echeverría, H.E. y García F.O. eds. Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Ediciones INTA. Bs As. pp 207-229.
- Domínguez G.F.; G.A. Studdert; M.J. Eiza; N.V. Diovisalvi & N. Fioriti. 2006. Relación entre la materia orgánica y el rendimiento de maíz. “XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo” Salta-Jujuy
- Doran, J.W. & T.B. Parkin. 1994. Defining and Assesing Soil Quality. En Doran, JW; DC Coleman; DF Bezdicek & Stewart BA. (eds). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Special Publication Nº35. Madison, Wisconsin, USA.

- Ferrary-Laguzzi, F.; R. Osinaga; J.L. Arzeno; A.R. Becker & T. Rodríguez. 2014. Fraccionamiento y mineralización de la materia orgánica en distintos sistemas de labranza en un inceptisol de Salta. Cienc. Suelo, 32 (1):63-72 Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Gaggioli, C.; E. Noellemeyer & A. Quiroga. 2015. Productividad de híbridos de girasol diferenciados en calidad de aceite en dos suelo contrastantes de la región semiárida pampeana. Actas de la II Jornada Nacional de Suelos de Ambientes Semiáridos. 7 pp.
- Galantini, J.A.; J. Iglesis; M. Landriscini; L. Suñer & G. Minoldo. 2008. En Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina, pp 71-92.
- Galantini, J.A. & L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia, 25(1): 41-55, Córdoba.
- Galantini J.A.; R. Fernández; G. Minoldo; M.R. Landriscini; R. Kiesssling & Rosell R. 2004. Fertilización del trigo con N y S en suelos bajo siembra directa del S y SO Bonaerense. Actas VI Congreso Nacional de Trigo. Bahía Blanca, Argentina. 16.
- Rodríguez-González, A.; J. Arcia-Porrua; J.A. Martínez-Cañizares; J. García-Lamas; G. Cid-Lazo & J. Fleites-Castro. 2015. Los sistemas de labranza y su influencia en las propiedades físicas del suelo. Revista Ingeniería Agrícola, ISSN-2306-1545, RNPS-0622, 5(2): 55-60
- Govaerts B.; K.D. Sayre & J. Deckers. 2006 Aminimum data set for soil quality assessment of wheat and maize in the highlands of Mexico. Soil and Tillage Research, 87:163–174. 18. Gregorich EG, Carter MR, Angers DA, Monreal CM, Ellert BH. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science, 75:367–385.
- Golik, I. 2009. Efecto de los sistemas de labranza, fertilización nitrogenada y genotipo sobre el sistema radical en etapas avanzadas del cultivo de trigo y su incidencia en el rendimiento, calidad y sanidad. UNLP - FCAyF tesis doctoral. http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/1821 Consultado 08/03/17.
- Greenland, D.J. 1981. Soil management and soil degradation. J. Soil Sci. 32: 301-332.
- Gutiérrez C.; J.M. Reyez Ch & S.B. Figueroa. 1999. Desarrollo estructural en un Entisol bajo el sistema de labranza de conservación y tradicional. TERRA Latinoamericana. 17(002):87-96. Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Hernández-Córdova N.; F. Soto-Carreño & R. Plana-Llerena. 2015. Comportamiento del crecimiento y rendimiento del cultivo del trigo (Triticum aestivum L.) en tres fechas de siembra. Cultivos Tropicales, 36 (1): 86-92.
- Jackson, M.L. 1976. Análisis químicos de suelo. Ediciones OMEGA, S.A. Barcelona. 3er edición
- Kirkegaard, J.A.; J.F. Angus; P.A. Gardner & W. Muller. 1994. Reduced growth and yield of wheat with conservation cropping. I. Field studies in the first year of the cropping phase. Austr. J. Agric. Res. 45: 511-528.
- Kramer, T.H. 1979. Environmental and genetic variation for protein content in winter wheat (Triticum aestivum L.) Euphytica 28: 209-218.
- Landriscini M.R..; J.M. Martínez & J.A. Galantini. 2015. Fertilización foliar con nitrógeno en trigo en el sudoeste bonaerense. Ciencia del Suelo, 33(2): 183-196
- Lázaro L.; J.M. Ressia; G. Mendivil; M. Agostini; C. de Pablo & R.H. Balbuena. 2004. Rendimiento de trigo y sistemas de labranzas. Actas del VI Congreso Nacional de Trigo, IV Simposio Nacional de Cultivos de Siembra Otoño-Invernal. Bahía Blanca: 147.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability anderodability. I. Theory and metodology. European J. SoilSci., 47:425-437.
- Miravalles M.T.; M.N. Fioretti; H. Mirassón; M.L. Faraldo; L. Möck & R.E. Brevedan. 2013. Efecto del sistema de labranza sobre el rendimiento y la calidad del grano de trigo pan en la zona semiárida central templada de La Pampa. PYTON 82: 263-273. ISSN 0031 9457.
- Neufeld, H.; V.S.D. Reck & M. Ayarza. 2002. Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. Geoderma 107: 151–164.
- NORMA IRAM- SAGyP 29570-1:2010. Norma Argentina. Calidad ambiental y calidad de suelo. Determinaciones de fósforo extraíble de los suelos. 1ºedición.20 pp.
- Romero-Barrios C., E. García-Gallegos & E. Hernández-Acosta. 2015. Materia orgánica y densidad aparente en suelos de suroeste de La Malinche, Tlaxcala. Revista Iberoamericana de Ciencias. 2(5):63-70.
- Rothon, F.E. 2000. Influence of Time on Soil Response to No-Till Practices. Soil Sci Soc. Am. J. 64, 700–709.
- Pinheiro, E.F.M.; M.G. Pereira & L.H.C. Anjos. 2004. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil.Soil Tillage Res77:79–84.
- Pinilla-Quezada, H. & L.E. Herrera-Floody. 2008. Efecto de la fertilización nitrogenada tardía en aspectos de calidad panadera en trigo (Triticum aestivum L.). IDESIA Nº 1, 26: 77-81.
- Quiroga, A.; R. Fernández & E. Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no till systems. Soil and Tillage Research 105: 165-170.
- Salamanca J.A. & K.S. Sadeghian. 2004. La densidad aparente en suelos de la zona cafetera y su efecto sobre el crecimiento del cafeto. Avances Técnicos Cenicafe 326: 1-8.
- Sempé, M. & H. Chidichimo. 2004. Efecto del sistema de labranza en la calidad industrial de trigo. Actas CD, VI Congreso Nacional de trigo. Bahía Blanca, Bs.As. Octubre.
- Serrato-Sánchez R.; C.M. Valencia-Castro & F. Del Río-Olague. 1999. Interrelaciones entre variables del suelo y de las

gramíneas en el pastizal semiárido del norte de Durango. Terra 17(1): 27- 34.

- SOIL SURVEY STAFF. 2010. Claves para la taxonomía de suelos. 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA.
- Sokolowski A.C.; M.B. Barrios; J. De Grazia; H.A. Rodríguez; S.P. Debelis; L. Benavídez; E. Rodríguez-Fers; I.R. Padino & A. Buján. 2016. Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto. 1612-1625.
- Stevenson, F.J. 1986. Cycles of soil. Carbón, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York, J Wiley & Sons, 379p.
- Studdert G.A.; G.F. Domínguez; M.C. Zagame & J.C. Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. Cienc. Suelo 33 (1) Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Weisz, R. & D.T. Bowman.1999. Influence of tillage system on soft red Winter wheat cultivar selection. Journal of Production Agriculture 12: 415-418.

C4P131. DINÁMICA DE LA SALINIDAD Y PH DEL SUELO EN DOS LOCALIDADES DEL DEPARTAMENTO LEALES-TUCUMÁN

Sosa F, Bazán P, García L, Lazarte E, Cataldo D, Correa R y Navarro di Marco J.

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. fasosa@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La llanura deprimida de Tucumán se caracteriza por la presencia de una napa freática próxima a la superficie con un contenido salino variable que en general aumenta de oeste a este; en este mismo sentido las precipitaciones y vías de drenaje natural disminuyen. Los suelos aluviales, distribuidos dentro de micro-relieves (altos y bajos) característicos de la zona, presentan una gran heterogeneidad espacial y en profundidad. Esta combinación de factores genera diversos ambientes para el crecimiento de la caña de azúcar, a su vez estos ambientes varían en el tiempo según el comportamiento estacional de las precipitaciones. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el comportamiento de la salinidad y pH del suelo a lo largo de 20 meses en 6 sitios ubicados en 2 fincas representativas de la subregión llanura deprimida salina de Tucumán. En cada sitio se tomaron muestras de suelo con una frecuencia media de 40 días, el muestreo se realizó cada 20 cm hasta la profundidad de 1,4 m con calador de 1 cm de diámetro. Se tomó una muestra compuesta en cada sitio y fecha de muestreo. Se realizaron determinaciones de pH y Conductividad Eléctrica (CE) en laboratorio. Para cada profundidad se analizó la variabilidad temporal de pH y CE a través del coeficiente de variación (CV). CE tuvo un comportamiento muy variable con un CV promedio de 29%; por el contrario, el pH tuvo un comportamiento muy estable en el tiempo con un CV promedio de 3%. En general el pH tendió a aumentar en profundidad en todos los sitios evaluados. La CE no mostró una tendencia definida en profundidad. Esta falta de tendencia en profundidad y su elevada variabilidad temporal requieren de nuevos estudios que permitan relacionar esta propiedad con otras variables edáficas, climáticas, topográficas y de manejo.

Palabras clave: variabilidad, llanura deprimida, conductividad eléctrica.

INTRODUCCIÓN

La llanura deprimida de la provincia de Tucumán ocupa una superficie aproximada de 400.000 has. De ellas aproximadamente 155.000 has están destinadas a la producción de caña de azúcar lo que representa aproximadamente el 50 % de área cultivada con caña (Zuccardi & Fadda, 1985; Fandos *et al.*, 2016).

Se trata de una llanura con ondulaciones muy suaves y caracterizada por una fuerte heterogeneidad textural como consecuencia del material aluvial sobre el que desarrollan sus suelos. Esta región se caracteriza por la presencia de una capa freática de profundidad variable entre 30 y 100 cm en la época de mayor ascenso y entre 60 y 200 cm en el pico de descarga. El nivel de la napa fréatica fluctúa durante el año con una diferencia promedio entre niveles máximos y mínimos de 1-1,8 m (Figueroa *et al.*, 1996). La topografía y el microrelieve también marcan su impronta sobre el comportamiento de la napa freática y las propiedades edáficas. Los horizontes de suelo varían mucho incluso en cortas distancias, se pueden apreciar horizontes sálicos, sódicos y de distinta textura (Puchulu, 2011; Zuccardi y Fadda, 1985). Esto determina que los campos de caña de azúcar sean muy heterogéneos en cuanto a productividad (Fogliata & Aso, 1965).

A nivel local, la dinámica del nivel de la napa, su salinidad y pH han sido estudiados por varios autores (Figueroa *et al*, 1996; Puchulu, 2007 y 2011; Sosa *et al*, 2017). La relación entre la salinidad de napa, su profundidad y la salinización del suelo, y su posterior efecto sobre la producción de caña de azúcar fue estudiada por Fogliata & Aso, 1963. Si bien ese estudio es concluyente en cuanto a profundidad de napa y salinidad crítica del suelo, no tiene en cuenta la dinámica temporal de la salinidad y pH del suelo, factores que podrían explicar mejor los procesos de salinización y/o sodificación de horizontes que diferencian ambientes a nivel intra-lote. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el comportamiento de la salinidad y pH del suelo a lo largo de 20 meses en 6 sitios representativos de la llanura deprimida salina de Tucumán.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en dos fincas (El Chilcal y San Genaro) en el departamento Leales, provincia de Tucumán. Los sitios seleccionados dentro de cada campo para las mediciones representaron situaciones contrastantes, por ejemplo, sectores dentro de un lote con caña de azúcar de alta productividad (Caña) vs sectores donde la caña se pierde, con afloramientos salinos y donde coloniza la grama (Grama). Esta situación se dio en ambos campos, mientras que en El Chilcal también se comparó Monte vs Desmonte. En todos los casos se procuró que las distancias sean lo más cortas posible a los fines que las diferencias topográficas y/o de manejo sean mínimas (Figura 1).

Figura 1: Ubicación de los sitios de estudio y de los freatímetros en cada sitio. Fuente: Google Earth, 2017.

En cada punto se instalaron estaciones de monitoreo de napa freática entre marzo y mayo de 2016. A partir de esa fecha se tomaron muestras de suelo con una frecuencia promedio de 40 días hasta diciembre de 2017 (entre 15 y 18 muestreos). Las muestras de suelo se tomaron con un calador de 1 cm de diámetro hasta 1,4 m de profundidad, estratificadas cada 20 cm. Se tomó una muestra compuesta por tres muestras simples cada fecha, el muestreo se realizó procurando muestrear en la misma área representada por un radio de entre 3 y 6 m alrededor del freatímetro. A las muestras se les determinó contenido hídrico gravimétrico y posteriormente se molieron y tamizaron por 2 mm. La determinación de pH se realizó potenciometricamente en una relación suelo:agua de 1:2,5; en esa misma relación se midió posteriormente la CE, luego se calibró esa lectura para expresar la salinidad en dS m^{-1} en extracto de saturación (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954.).

Las precipitaciones se registraron diariamente en pluviómetros ubicados en cada finca. Con los datos obtenidos se realizó un análisis de las medidas de resumen con el programa INFOSTAT (Di Renzo *et al*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En todas las muestras analizadas la salinidad mostró una elevada variabilidad temporal para cada sitio de muestreo y profundidad. El Coeficiente de Variación (CV %) fue en promedio del 29 % para la salinidad del suelo. El pH tuvo un comportamiento más estable en el tiempo alcanzando un CV de 3 % promedio (Figura 2).

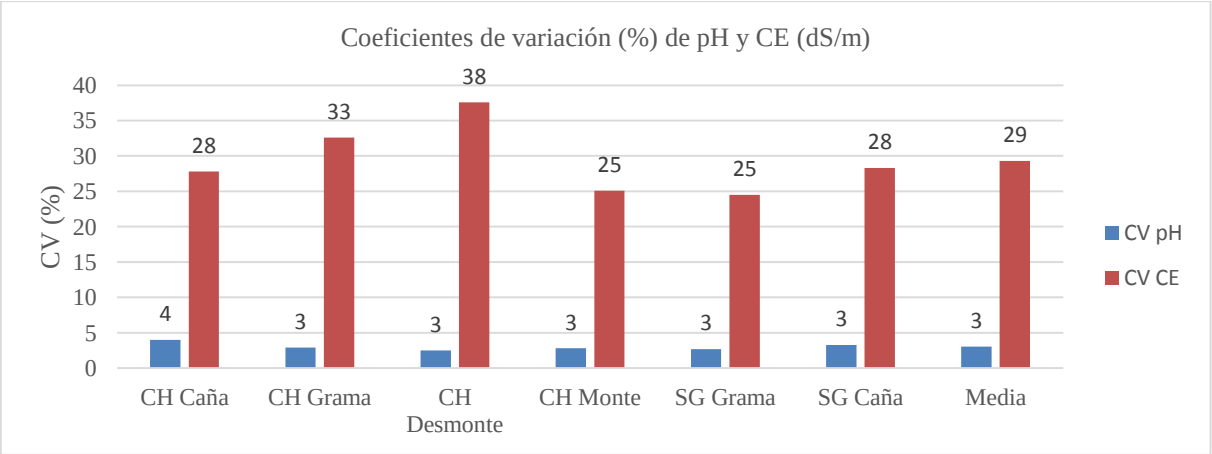


Figura 2: coeficientes de variación (CV %) promedio para la CE registrada para cada profundidad durante el periodo de muestreo.

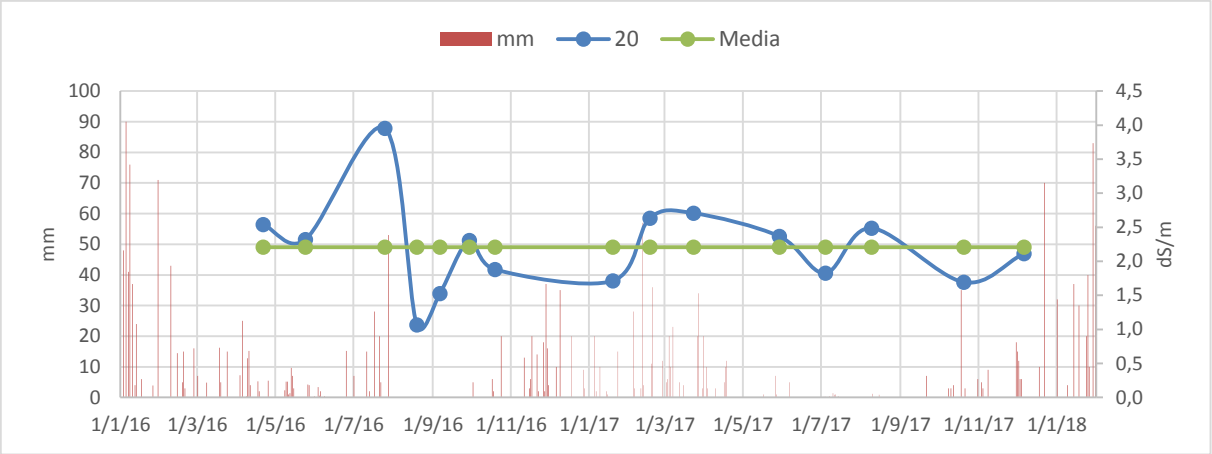


Figura 3: CE (dS/m) del suelo y precipitaciones en función del tiempo capa 0-20 cm- CH CAÑA.

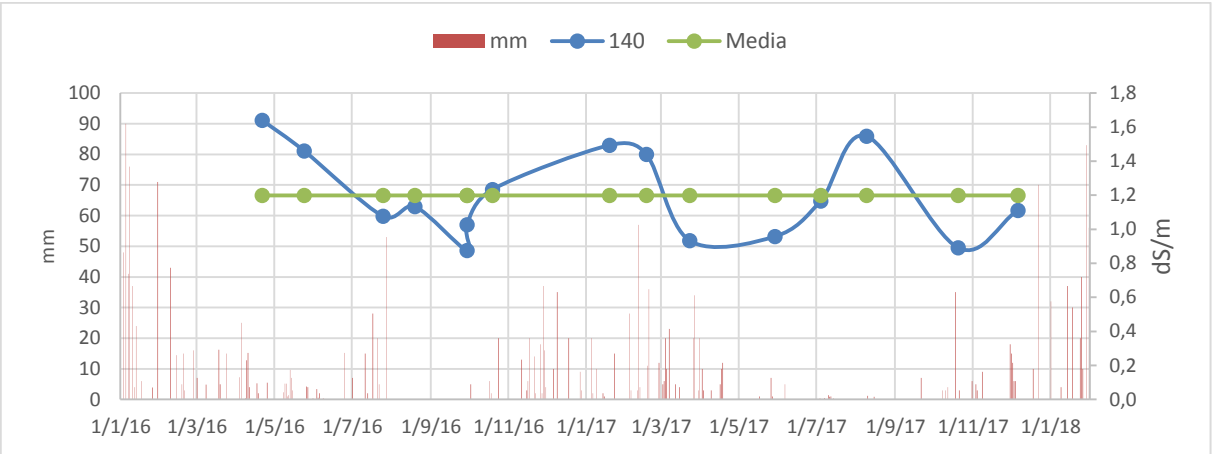


Figura 4: CE (dS/m) del suelo y precipitaciones en función del tiempo capa 120-140 cm- CH CAÑA.

En Suelos con limitaciones de drenaje las capas más profundas mostraron un comportamiento más errático, ya que entraron en juego otras variables como dinámica y CE de la napa freática (figura 5).

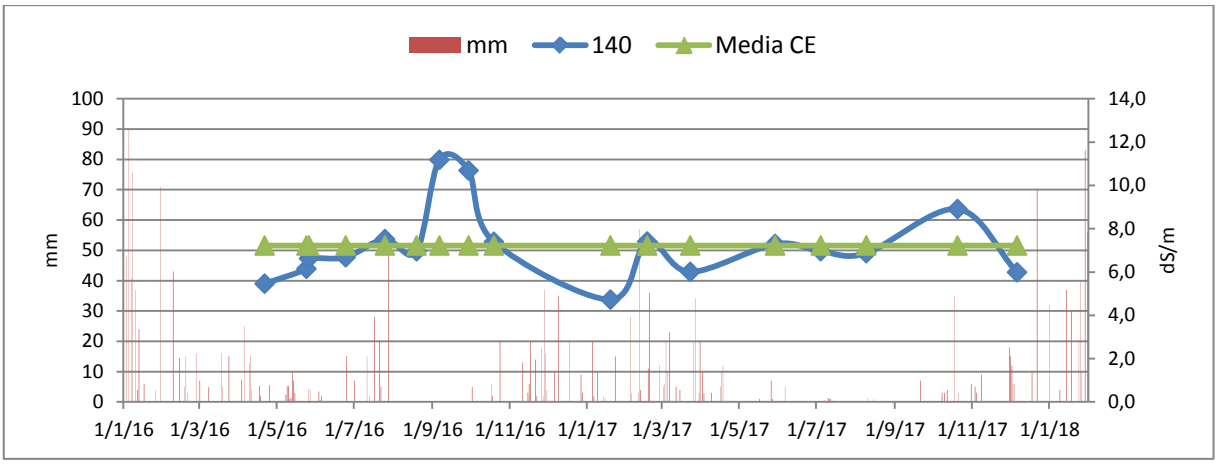


Figura 5: CE (dS/m) del suelo y precipitaciones en función del tiempo capa 120-140 cm- CH GRAMA.

Los valores de CE no tuvieron un patrón definido en profundidad (figura 6), ello se debe a factores como lavado de sales, ascenso capilar, balance hídrico, génesis de los horizontes involucrados, capacidad de almacenaje de agua del suelo, posición en el relieve, efecto de la napa freática, etc. (Arbol *et al*, 1988). Estos factores afectan la dinámica de las sales, pero no fueron evaluados en el presente trabajo.

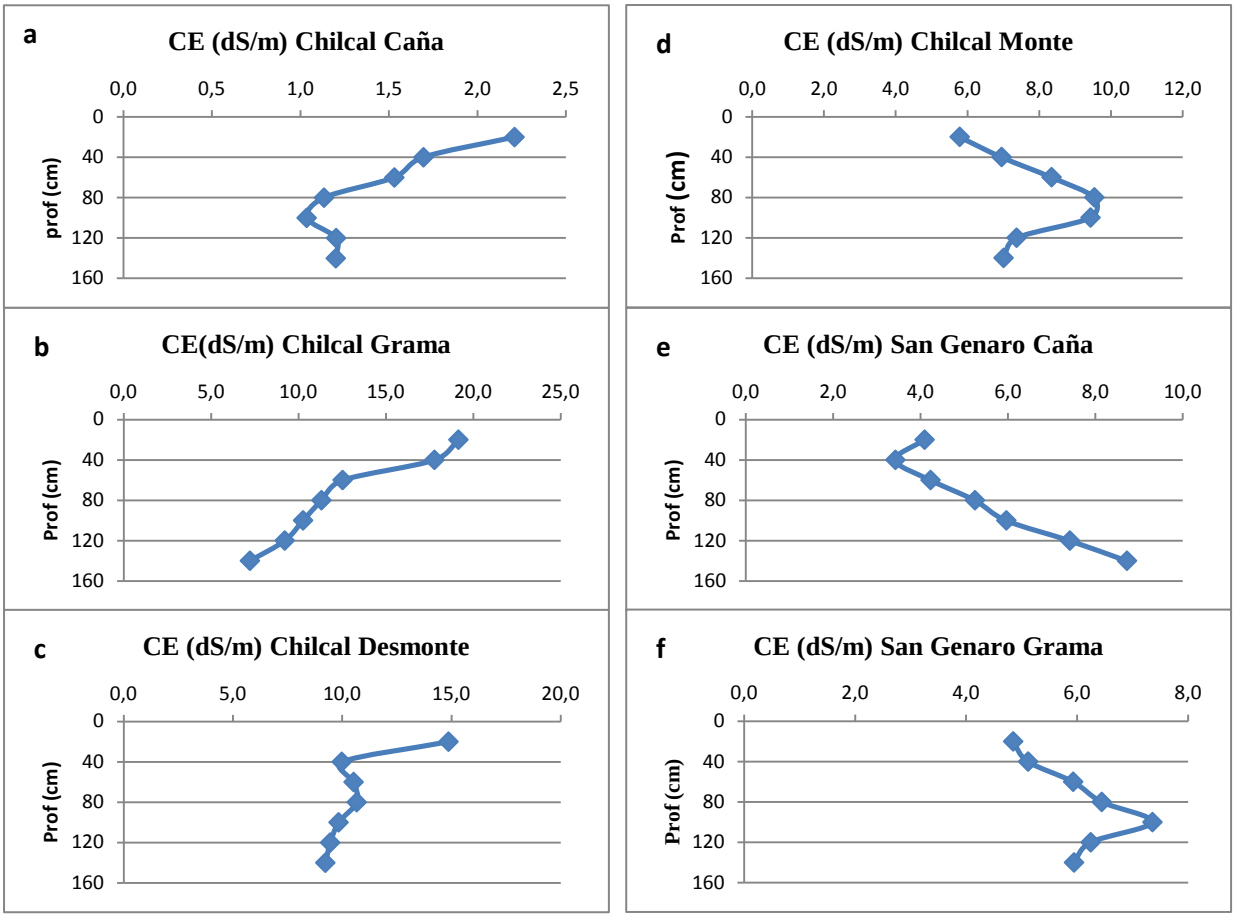


Figura 6: pH del suelo promedio en función de profundidad (cm) para los puntos a) Chilcal caña, b) Chilcal Grama, c) Chilcal Desmonte, d) Chilcal Monte, e) San Genaro Caña y f) San Genaro Grama.

pH del suelo

Como se citó anteriormente el pH del suelo no varío a lo largo del periodo de muestreo para una misma profundidad (CV=3% en promedio). Los valores extremos mínimos y máximos fueron 5,6 y 9,9 respectivamente. Los valores medios mínimos y máximos estuvieron entre 6 y 9,52.

El pH del suelo promedio en todos los sitios y muestras analizadas incrementó su magnitud en profundidad; solo en Chilcal Monte tuvo un mayor valor en superficie, incrementándose luego a partir de los 40 cm hasta 140 cm (figura 7). Este comportamiento es esperable debido a la menor alteración de capas profundas y una mayor acumulación de carbonatos y bicarbonatos que liberan iones OH- produciendo un incremento del pH en profundidad (Brady and Weil, 2002). En suelos con limitaciones de drenaje pueden encontrarse concreciones de $CaCO^3$.

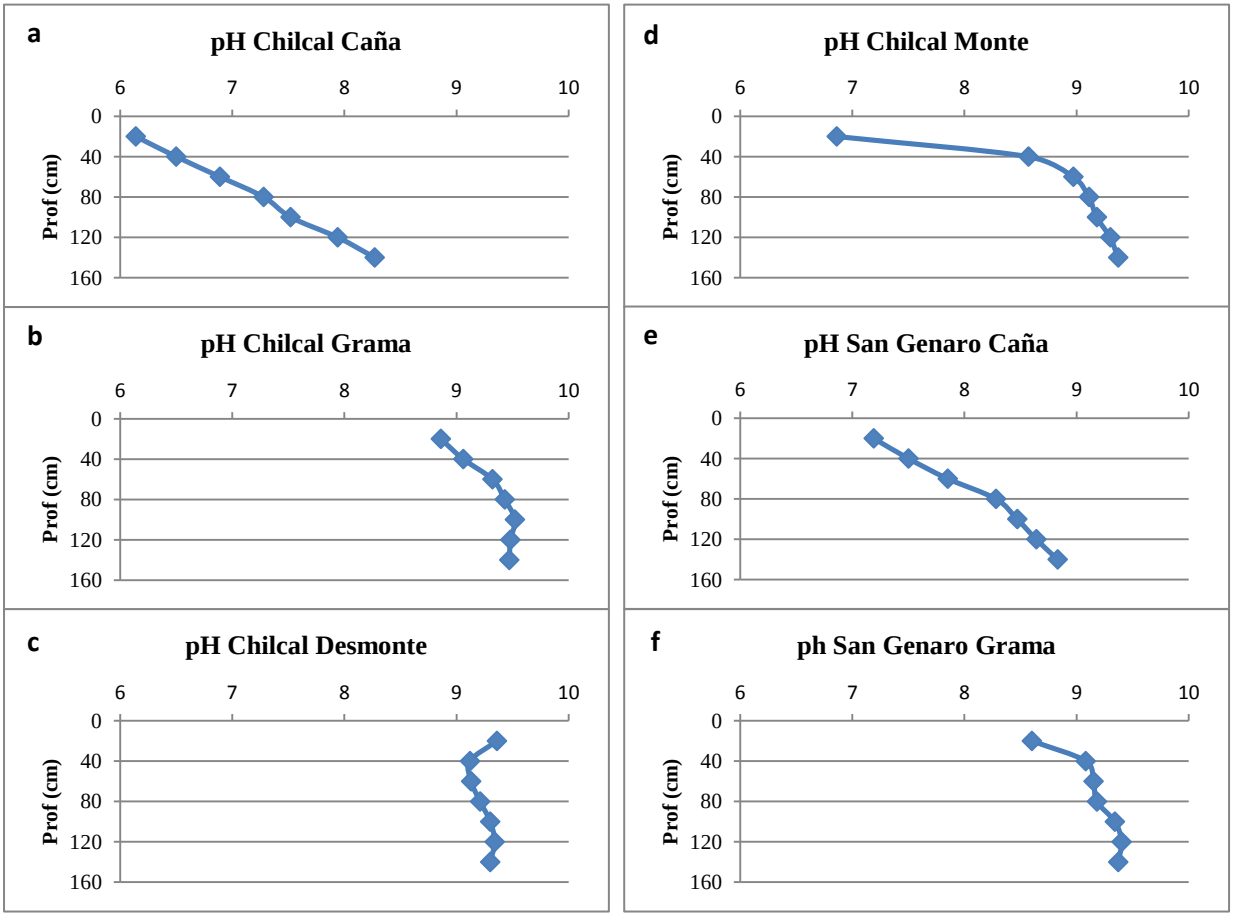


Figura 7: pH del suelo promedio en función de profundidad (cm) para los puntos a) Chilcal caña, b) Chilcal Grama, c) Chilcal Desmonte, d) Chilcal Monte, e) San Genaro Caña y f) San Genaro Grama.

CONCLUSIONES

La salinidad en los sitios estudiados presentó una alta variabilidad temporal.

En profundidad, la salinidad promedio del suelo no mostró un patrón definido.

El pH del suelo tuvo un comportamiento estable a lo largo del periodo estudiado, incrementando su valor en profundidad.

Se deben incorporar variables climáticas, de suelo y manejo que permitan modelar y comprender mejor la dinámica de la salinidad en los sitios estudiados.

BIBLIOGRAFÍA

- Abrol, I.P.; J.S.P. Yadar & F.T Massoud. 1988. Salt affected soil and their management. FAO Soils Bulletin, Roma.
- Di Rienzo J.A.; F Casanoves ; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & M., & Robledo C.W. 2016. InfoStat versión. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Fandos, C.; Scandaliaris, J.; Scandaliaris, P.; Carreras Baldrés, J. I y Soria, F. J. 2016. Relevamiento satelital de cultivos en la provincia de Tucumán. Reporte agroindustrial. Boletín N° 124.
- Figueroa, L. R.; LF Medina, & AM Pietroboni. (1996). Variaciones del nivel freático en la llanura deprimida de Tucumán. Serie Monográfica N°3. INTA,CRTS. Tucumán.
- Fogliata, FA; PJ Aso & F Gomez.1993. Influencia de la napa freática y del contenido salino del suelo en el crecimiento de la caña de azúcar. Boletín N° 93, Enero 1963. Estación Experimental Agrícola de Tucumán.
- Fogliata, F.A& P Aso. 1965. Efectos de la salinidad y sodio intercambiable del suelo en el crecimiento de la caña de azúcar. Rev. Ind. y Agrícola de Tucumán 43 (1): 23-45.
- Puchulu, ME (2007) "Variación estacional del nivel freático en un sector de la llanura deprimida (Tucuman - Argentina)" Actas 68º Semana de Geografía y Congreso Internacional de Geografía. Contribuciones GAEA – Sociedad Argentina de Estudios Geográficos. ISSN 0328 2007.Pag. 350 – 354.
- Puchulu, ME(2011). Variación de la profundidad y composición de la capa freática salina en la llanura deprimida de la provincia de Tucumán. 2ª Reunión De La Red Argentina de Salinidad, realizado en Tucumán, organizada por la RAS y la Facultad de Agronomía y Zootecnia de la UNT, entre el 24 y 26 de Agosto de 2011.
- Sosa F; L García; T Correa; MI D'Angelo & H Rojas Quinteros. 2017. Dinámica del nivel, conductividad eléctrica y pH del agua freática en dos localidades del departamento Leales-Tucumán. RAS 2017.
- U.S. Salinity Laboratory Staff. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agric. Handbook No. 60. U.S. Department of Agriculture. Washington D.C. 160 p.
- Zuccardi, R. B. y Fadda, G. S. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Publ. Misc FAZ-UNT (86).

C4P132. RIEGO DE EUCALYPTUS GRANDIS CON AGUAS RESIDUALES URBANASEN ENTRE RIOS: MODIFICACIONES FISICOQUÍMICAS EN EL SUELO

Tesón; Natalia[1]; Larocca, Federico[2]; Donna, Franco[3]; Dalla Tea, Fernando[4]; Merani, Victor[3]; Larrieu, Luciano[3]; Ferro, Daniel[3] y Millán, Guillermo[3]

[1] INTA EEA Concordia – UTN F.R. Concordia. teson.natalia@inta.gob.ar
[2] UTN Facultad Regional Concordia. Grupo LAR.
[3] UNLP Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agraria y Forestales.
[4] FORESTAL ARGENTINA S.A.

RESUMEN

La reutilización de aguas residuales para el riego de especies forestales es una alternativa para complementar el tratamiento secundario de efluentes que evita la contaminación de los cauces receptores. Sin embargo, es importante evaluar los cambios físico- químicos que se producen en el suelo a lo largo del tiempo. El objetivo del presente trabajo fue analizar la variación de parámetros fisicoquímicos en un suelo cuarzipsament regado con efluentes tratados bajo cultivo de *Eucaliptus grandis.* Se seleccionaroncomo variables a analizar: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico(CO), materia orgánica (MO), nitrógeno total (Nt), amonio(NH_4^+), nitratos (NO_3^-), cationes en solución y la relación de adsorción de sodio (RAS). En una parcela de cuatro años de edad y con dos años de riego continuo, se realizó el muestreo de suelo a cinco profundidades (0 a 20; 20 a 40; 40 a 60; 60 a 80 y 80 a 100 cm) y tres repeticiones. Los tratamientos analizados fueron con riego sobre la línea, con riego en la entrelínea y sin riego. Se observó que el pH se reduce en la línea de riego hasta una profundidad de 40 cm, contrariamente a lo esperado. La CE y RAS se incrementan en la línea de riego hasta los 60 cm, el aumento no alcanza valores críticos para el crecimiento del cultivo. El contenido de nitratos aumenta en la línea de riego, con una tendencia similar a la CE y la RAS. Se observó un incremento de los iones móviles a partir de los 80 cm que coincide con la presencia de una capa arcillosa. La concentración de amonio se incrementa en la línea de riego en el estrato superficial y a partir de los 80cm. El fósforo disponible se incrementa en las parcelas con riego en las profundidades muestreadas. Hasta el momento ninguno de los parámetros analizados alcanza valores críticos para el cultivo ni para el ambiente edáfico.

Palabras claves: eutrofización, sodificación, monitoreo.

INTRODUCCIÓN

La utilización de efluentes domésticos tratados para el riego de especies forestales es una práctica que ha ido en aumento en los últimos años tanto en Latinoamérica como en nuestro país. El tratamiento de las aguas cloacales mediante lagunas de estabilización es un método ampliamente difundido en comunidades pequeñas o medianas, de climas templados con disponibilidad de tierras para su instalación. Este método tiene muchas ventajas como el bajo mantenimiento, la simplicidad de su manejo y la poca energía que requiere. Sin embargo, cuando posteriormente a su tratamiento los efluentes son volcados a cursos de aguas pueden ocasionar problemas ambientales como la eutrofización de las aguas debido a su alta concentración de nutrientes (Pizzolon *et al.*, 1997). Por otra parte, las especies forestales cultivadas en nuestra zona presentan altas tasas de crecimiento asociadas a un alto requerimiento de recursos (energía, agua, nutrientes, etc.). Paradójicamente, algunos de los principales nutrientes requeridos por las plantaciones, como el fósforo y el nitrógeno, son vertidos como se mencionó anteriormente a las aguas superficiales (ríos, arroyos, etc.). La reutilización de las aguas residuales para el riego presenta numerosas ventajas entre las que se destacan la conservación de los recursos hídricos y el aporte continuo de nutrientes y agua para las plantas (Andrade *et al.,* 2004; Khouri*et al.,* 1994). La localidad de Colonia Ayuí se encuentra ubicada en el perilago de la represa de Salto Grande. Cuenta con aproximadamente 3000 habitantes y los efluentes cloacales eran vertidos después del tratamiento secundario al lago de la Represa Salto Grande. En los últimos años han ocurrido frecuentes floraciones de algas nocivas (FAN). Para contribuir a mejorar la calidad de las aguas del lago se desarrolla el presente proyecto en el que se reutilizan los efluentes para irrigar una plantación. Los objetivos del presente trabajo son evaluar las modificaciones que se producen en las características fisicoquímicas del ambiente edáfico y la dinámica de los nutrientes en el perfil de suelo. Asimismo, a partir del análisis de dichos parámetros se busca generar pautas para el monitoreo de sistemas de tratamiento de efluentes domésticos con destino al riego de forestaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del ensayo

El estudio se realiza en la localidad de Colonia Ayuí, Departamento Concordia, Entre Ríos. La municipalidad cuenta con un sistema de tratamiento de aguas cloacales compuesto por un tratamiento primario de rejas y un tratamiento secundario de lagunas de estabilización. El tratamiento secundario lo componen dos módulos de dos lagunas cada uno. La primera laguna es anaeróbica y la segunda facultativa. Originalmente, luego del tratamiento secundario los efluentes eran vertidos al lago de Salto Grande. Con financiación de la Secretaría de Ambiente de la Nación se instaló en el año 2014 una estación de bombeo y filtrado que permitió conducir los efluentes hasta el predio "La Lata" propiedad de la empresa MASISA a unos 2000 m de la descarga original. En un lote de 15 ha de "La Lata" se realizó una replantación en noviembre de 2013, con un distanciamiento de 3 m x 3 m. Posteriormente se instaló el sistema de riego por goteo en 12 ha, exceptuando 3 ha en la zona más baja. El distanciamiento entre los goteros es de 1 m, la distancia entre las líneas de goteo es de 3 m y el caudal de los goteros es de 3,6 l/h. En el presente trabajo se presentan resultados que corresponden al segundo año de monitoreo sobre los efectos en algunas propiedades fisicoquímicas del suelo.

Muestreo y procesamiento del suelo

Se realizó el muestreo del suelo en dos parcelas, una con riego y la otra sin riego pertenecientes a la misma serie de suelo. En la parcela con riego se muestreó en la línea de riego (LR), siempre debajo del gotero. En esta parcela también se muestreo en la entrelinea (ELR), donde no hay colocado gotero de riego. En la parcela sin riego se realizó una sola muestra (SR) que incluye la línea y la entrelínea. Para cada situación se confeccionó una muestra compuesta de 10 submuestras, a 5 profundidades para cada situación. Las profundidades muestreadas fueron 0 a 20 cm, 20 a 40 cm, 40 a 60 cm, 60 a 80 cm y 80 a 100 cm. Se realizaron 3 repeticiones de cada situación. A partir de los 90 cm se observó una discontinuidad litológica, con un material arcilloso que actúa como limitante del drenaje.

Se procedió a separar en dos fracciones las muestras de suelo. A la primera fracción se la secó en estufa de circulación forzada a 40°C y se procedió a la desagregación y tamizado por 2mm y 0,5mm. Las muestras destinadas a la determinación de nitratos y amonio fueron mantenidas refrigeradas hasta su análisis. El acondicionamiento se realiza según norma IRAM-SAGPyA 29578.

Determinaciones

En las muestras de suelo se realizaron las siguientes determinaciones:

pH: determinación potenciométrica relación suelo-agua 1:2,5, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

CE: conductividad eléctrica, método conductimétrico, determinado en el extracto de pasta de saturación, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

C.O.: carbono orgánico, determinado por el método de Walkley-Back, según norma IRAM 29571-2.

M.O.: materia orgánica calculada por % C.O. x 1,72.

Nt: nitrógeno total, determinación microkejdhal, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

Cationes en el extracto: determinación de Ca y Mg por complejometría con EDTA y determinación de Na y K por fotometría de llama, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

NO_3^- y NH_4^+: nitratos y amonio determinados por destilación, método de Bremner, según SAMLA-PROMAR (2004).

RAS: relación de adsorción de sodio, calculada a partir de la concentración de cationes en el extracto de pasta de saturación según fórmula: $RAS = \frac{Na}{[(Ca+Mg)/2]^{1/2}}$

Análisis estadístico:

Con los datos obtenidos se realizó un Anova, si el p value es < 0,05 se realizó el test de Tukey para determinar diferencias significativas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades fisicoquímicas:

En la figura 1 se detallan los resultados obtenidos de los parámetros que modifican directa o indirectamente propiedades fisicoquímicas del suelo. Se observa que el pH disminuye hasta los 40 cm de profundidad en la parcela con riego solamente sobre la línea. Este comportamiento se contradice con los esperado y con investigaciones precedentes (Munshower, 1994). El riego como practica aporta iones, fundamentalmente Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+1} y K^{+1} que en presencia de

CO_3^{-2} y HCO_3^{-1} en ambientes de acumulación, tienen reacción alcalina. Asimismo el aporte de bases cambiables produce un incremento del porcentaje de saturación, que conlleva al aumento de pH y si el proceso continúa podría generar la alcalinización del suelo (Zapata Hernández, 2004). Si bien el suelo posee alta permeabilidad, se registra un aumento de la conductividad eléctrica (CE) y de la concentración de cationes (Ca, Mg, Na y K) lo que confirma una de ganancia. Sin embargo en la línea de riego debajo del goteo, el suelo se acidifica. Esto podría atribuirse al proceso de nitrificación que se produce en el suelo debido tanto al amonio (NH_4^+) en solución, como al NH_4^+ producido por la amonificación del N orgánico aportado por el riego. Al realizar el riego y en función de las características del ambiente edáfico se produce rápidamente la transformación de NH_4^+ a NO_3^-. Teniendo en cuenta que se liberan 4 H^+ por cada mol de N transformado, podría ser la principal fuente de acidificación. Otro proceso que contribuye a la acidificación es la mineralización de la materia orgánica. Los resultados indicarían que hasta el momento en el ensayo predominarían las fuentes de acidificación relacionadas a la carga orgánica del riego por sobre las acumulación de iones de reacción alcalina.

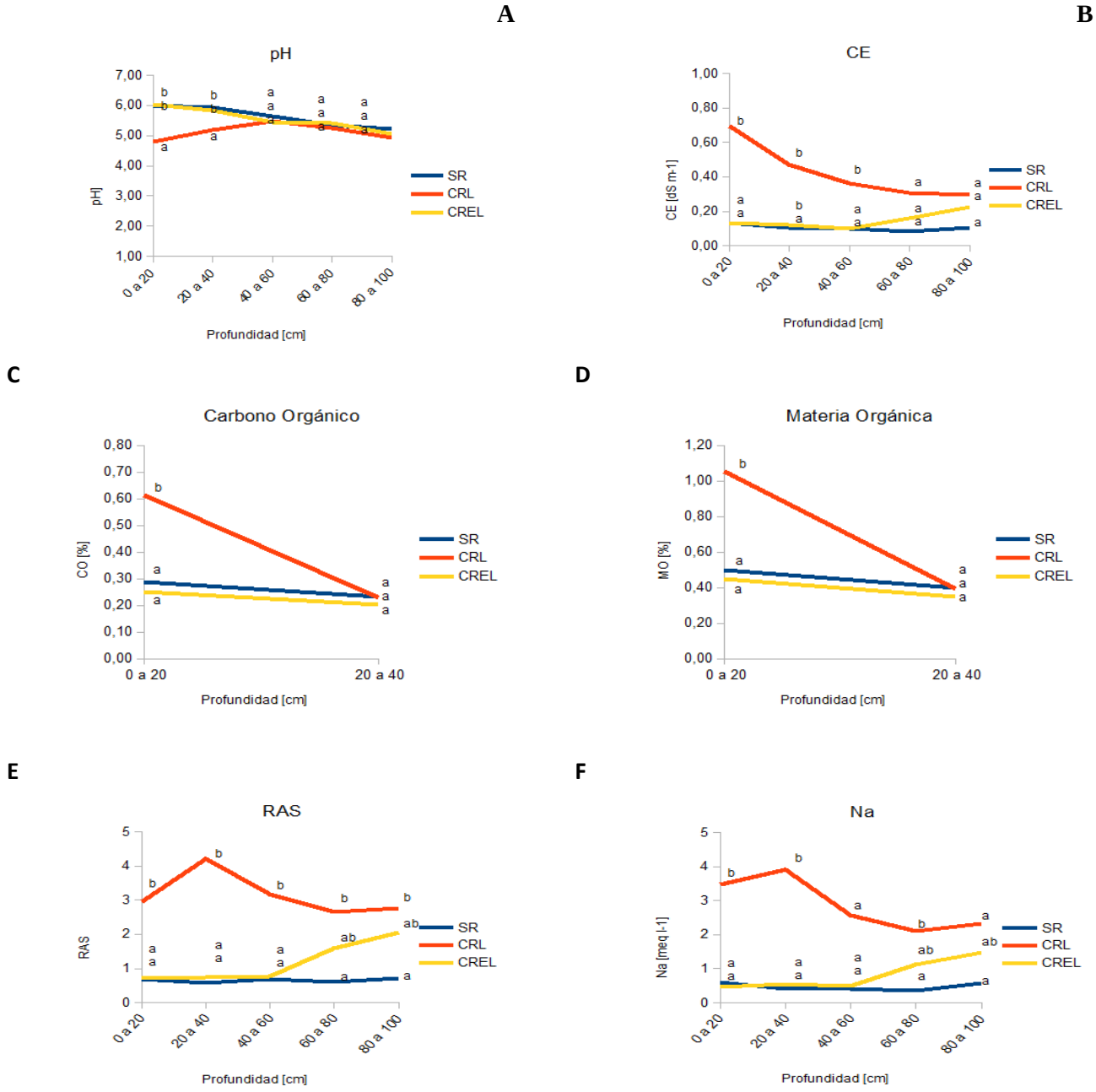


Figura 1: Determinación de pH (**A**), conductividad eléctrica (**B**), carbono orgánico (**C**), materia orgánica (**D**), RAS (**E**) y Sodio soluble en el extracto de pasta de saturación de suelo (**F**). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas $p < 0,05$ por profundidad de suelo.

La CE evidencia un aumento superficial y una disminución gradual hasta la profundidad de 80 cm en la línea de riego. A la profundidad de 80 a 100 cm presenta un incremento para los 2 tratamientos con riego. Este incremento coincide con la existencia de una discontinuidad litológica a partir de los 90 cm, observada al momento del muestreo, que presenta materiales más finos y que actuaría como un impedimento del drenaje, ocasionando la acumulación de sales solubles a esta profundidad. La existencia de sales en la entrelinea indicaría que todo el perfil alcanzaría el estado de saturación en profundidad y podría indicar un movimiento transversal subsuperficial del agua. La relación de adsorción de sodio (RAS) presentó la misma tendencia que la conductividad eléctrica, aunque la entrelinea presenta un aumento a partir de los 60 cm. Si bien tanto la salinidad como la sodicidad se incrementan, ninguna alcanza valores críticos para el cultivo de *Eucaliptus grandis* en particular ni para la mayoría de los cultivos en general (Tzanakakis *et al*., 2003)

El contenido de CO y MO manifiestan un aumento debajo de la línea de riego. El aporte del efluente y un incremento de biomasa justificarían este incremento. Algunos trabajos indican que este tipo de efluentes sería de baja biodegradabilidad debido a una baja relación DBO/DQO (Yuan *et al*. 2012) por lo cual al ser incorporado elevaría los contenidos de CO debido a su permanencia en el suelo. El proceso de fijación de C contribuiría con la reducción de la emisión de gases de efecto invernadero.

Dinámica de los nutrientes.

En la figura 2 se exponen los resultados obtenidos en el presente ensayo. Se registró un incremento del contenido de Nitrógeno total en el estrato superficial. El aporte del efluente produjo un aumento del 100% en la línea de riego, hasta los 20 cm de profundidad. Esto permitiría incrementar la reserva de N del suelo y por consiguiente su fertilidad actual y futura. Este tipo de suelo posee naturalmente bajo contenido de N total, por lo tanto, el efluente permite incrementar el abastecimiento y la fertilidad del perfil.

El fósforo disponible aumenta su concentración a las 2 profundidades analizadas en la línea de riego, alcanzando valores 7 veces más altos que en la entrelinea a valores y en la parcela testigo sin riego. El P se caracteriza por tener una baja movilidad en el suelo, sin embargo se evidencia un incremento en el estrato subsuperficial. La riqueza del efluente y la baja capacidad de fijación de P debido a la textura arenosa del perfil podrían favorecer cierta movilidad de dicho elemento. El incremento de la fracción disponible de fósforo indica que por un lado se incrementa la fertilidad fosforada del perfil y por otro que el suelo se comporta como un buen receptor y permite retener un nutriente que generaba la eutrofización de las aguas superficiales. Incrementos en los contenidos de P y N fueron observados por otros autores (Alves da Silva *et al*., 2014; Rezapour *et al*., 2012;)

Las formas inorgánicas de N analizadas en la línea de riego presentan un comportamiento similar. Alcanzan los valores más altos en los primeros 40 cm de profundidad, decrecen hasta los 80 cm. A partir de los 80 cm de profundidad vuelva a aumentar la concentración en coincidencia con la aparición de un horizonte de menor permeabilidad debido al cambio textural abrupto. Como se enunció anteriormente, esta acumulación en profundidad podría indicar una lixiviación profunda que de estos iones solubles. Este comportamiento ya fue descripto para otros iones en el presente ensayo. En la entrelinea se observa que las formas inorgánicas de N presentan concentraciones similares al testigo, aunque se evidencia una tendencia a incrementarse a los 80 cm que se explicaría por la presencia del horizonte descripto previamente.

Si bien existe un incremento en profundidad, se evidencia que el sistema permite reducir en sentido vertical las formas inorgánicas de N y ajustando el volumen de riego podría disminuirse la lixiviación y la saturación profunda del perfil. Ajustar el volumen de riego a los requerimientos del cultivo permitirá reducir aún más los riesgos ambientales, que ya fueron disminuidos al eliminar el vertido al lago.

El análisis de la dinámica de las bases indica que el riego provoca un incremento por debajo de la línea en superficie y una disminución gradual a medida que se avanza en profundidad. Entre las bases solo el Ca registró un incremento en profundidad a partir de los 80 cm. Rezapour *et al* (2012) observaron incrementos de K similares a los observados en el presente trabajo. Tanto Mg como K, si bien son iones solubles, no registraron incrementos en profundidad, lo que estaría indicando un comportamiento diferencial que debería ser estudiado.

CONCLUSIONES

En una práctica que lleva 2 años de implementación la salinidad y sodicidad si bien incrementaron su valor se encuentran en rangos de diagnóstico bajos a muy bajos y no serían limitantes para la mayoría de los cultivos.

La disminución del pH sería un parámetro a estudiar, fundamentalmente en función de predecir la evolución cuando cese la práctica del riego.

Se han incorporado al suelonutrientes como fósforo, nitrógeno y bases que aumentan su factor capacidad, generando una reserva para futuros cultivos. El incremento de algunos iones móviles en profundidad indica que debe regularse el caudal de riego para aumentar la eficiencia de la forestación en el uso de los nutrientes aportados y evitar posibles pérdidas por lixiviación de nutrientes.

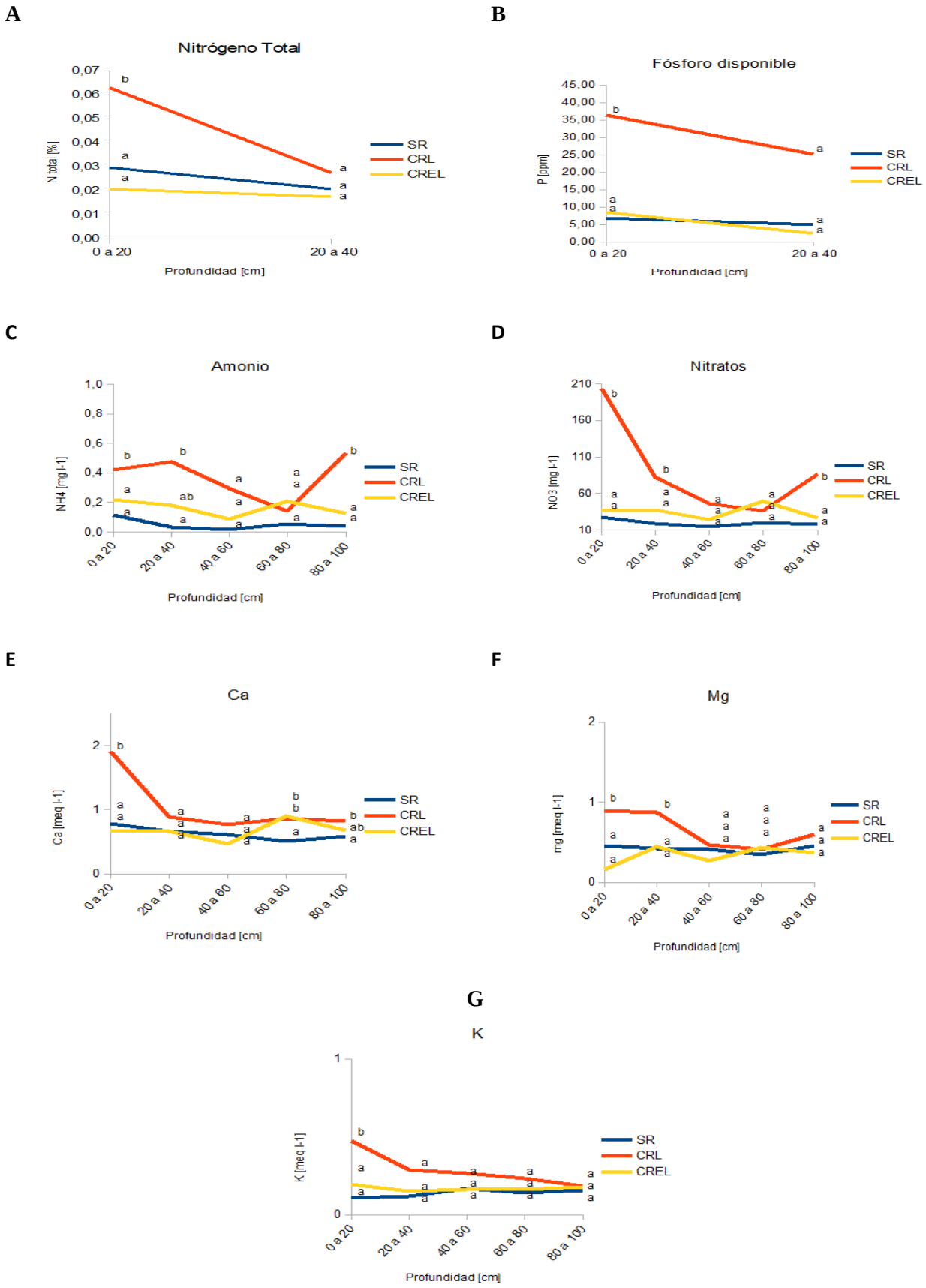


Figura 2: Determinación de nitrógeno total (**A**), fósforo disponible (**B**), amonio (**C**) nitratos (**D**). Calcio (**E**) , magnesio (**F**) y potasio (**G**) solubles en el extracto de pasta de saturación de suelo (**F**). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas $p < 0,05$ por profundidad de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alves da Silva J.; M. Moraes Zanette & I Cechin I. 2014. The Influence of Municipal Treated Wastewater on Morpho-Physiological Characteristics of Eucalyptus Plants. Water Air Soil Pollut 225:2130 (1-8)
- Andrade, M.L., P. Marcet., M.L. Reyzábal & M.J. Montero. 2000. Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. Edafología 7-3: (21-29).
- Khouri, N.; Kalbernatten, J.M. & C.R. Basrtone. 1994. Reuse of wastewater in agriculture: A guide for planners. Water and Sanitation Report. UNDP – World Bank and Sanitation Program. Washington DC. 63 pp.
- Munshower, F. F. 1994. Practical handbook of disturbed land revegetation. Boca Raton: Lewis Publishers. ISBN: 1566700264. pp 265
- Pizzolon, L.; Prosperi, C.; Silva, H. & G. de Emiliani, M. 1997. Inventario de ambientes dulceacuícolas de la Argentina con riesgo de envenenamiento por Cianobacterias. Ing. Sanit. y Ambiental 33: 26-34.
- Rezapour, S., Samadi, A. & H. Khodaverdiloo. 2012. Impact of long-term wastewater irrigation on variability of soil attributes along a landscape in semi-arid region of Iran. Environ. Earth Science, 67, (1713–1723).
- Tzanakakis V.E.; N.V. Paranychianakis; S. Kyritsis & A.N. Angelakis. 2003. Wastewater treatment and biomass production by slow rate systems using different plant species. Water Science & Technology: Water Supply 3-4 (185–192).
- Yuan, X., H. Sun & d. Guo. 2012. The removal of COD from coking wastewater using extraction replacement biodegradation coupling. Desalination, 289, (45–50).
- Zapata Hernández, R. 2004.Química de la acidez del suelo. UNAL, Colombia .pp 199
- SAMLA-PROMAR. 2004. Sistema de apoyo metodológico para laboratorios de suelos y aguas. SAGyP.

C4P133. EXPERIENCIA PRODUCTIVA DE SORGO BIOENERGÉTICO BAJO CONDICIONES EDÁFICAS LIMITANTES EN TUCUMÁN – PROYECTO BIOSORGO

Tonatto J. [1,2]; Corbella R.D.[2]; Plasencia A.M.[2]; Casen S. [1;];Acevedo, A.[3] y Romero, E.R. [1].

[1] Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Avenida William Cross. Las Talitas, Tafí Viejo, Tucumán. Argentina. jtonatto@eeaoc.org.ar

[2] Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucuman. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucuman. Argentina.

[3]Empresa Graneros S.A.

RESUMEN

La provincia de Tucumán posee condiciones agroecológicas adecuadas para la producción de biomasa, destacándose el cultivo de la caña de azúcar con más de 269.000 ha cosechables. Recientemente ha cobrado relevancia otro cultivo bioenergético no tradicional: el sorgo azucarado y el de alto contenido de fibra. Estos pueden producirse en una gran variedad de ambientes, con cierta tolerancia a salinidad y con escasa pluviometría. Con el fin de contribuir a la diversificación de la matriz energética y realizar aportes concretos a la sustentabilidad, se llevó adelante un proyecto cuyo objetivo fue lograr pruebas de producción a escala comercial de sorgo azucarado como cultivo energético complementario de la caña de azúcar (Proyecto Biosorgo). Se realizaron experiencias en el departamento Graneros, localidad de Monte Toro (Llanura Deprimida salina). Las características climáticas de la región responden a un mesoclima seco sub-húmedo cálido. La precipitación acumulada para los meses de enero de 2016 a julio de 2017 fue de 721 mm y una evapotranspiración potencial de 659 mm. La temperatura media de dicho periodo fue de 22ºC. El suelo es un Haplustol fluvacuentico con sus fases salinas y salina-sódicas y limitada aptitud agrícola. El híbrido de sorgo sembrado fue Argensil 165 BIO (Argenetics Semillas). La siembra se realizó el 18 de enero de 2017 bajo el sistema de siembra directa. Se realizó el cultivo sin el agregado de fertilizantes ni riego suplementario. Se muestreó el suelo a diferentes profundidades (0-20, 20-50 y 50-100 cm) previo a la fecha siembra y próximo al momento óptimo de cosecha, determinando pH, Carbono Orgánico %, Conductividad eléctrica dS/m (CE). Se identificaron zonas con niveles diferenciales de CE y pH. A su vez, se realizaron visitas de campo donde se registraron aspectos relacionados con el crecimiento y desarrollo del cultivo. Como soporte para la definición de áreas con niveles contrastantes de desarrollo de biomasa se utilizaron series de imágenes de Índice de Diferencia de Vegetación Normalizado (NDVI). Las determinaciones iniciales de CE registraron valores de 4 a 6,8 dS/m y al avanzar el ciclo se observaron disminuciones importantes de estos niveles (0,83 a 4,4 dS/m) por el efecto de la lixiviación restringida de sales a causa de las precipitaciones. El pH fue de 7,4 a 8 en el nivel superficial y de 8,2 a 9,2 en profundidad, lo que probablemente se asocie a la presencia de suelos salino-sódicos. Se determinaron valores de rendimiento cultural de 18 a 25 t/ha para aquellos sectores con menor nivel de salinidad, y de 8 t/ha para aquellos sectores con elevado nivel. Cabe destacar que niveles de CE cercanos o mayores a 7,3 dS/m, asociados a posibles condiciones de sodicidad, imposibilitaron el establecimiento del cultivo de sorgo azucarado. El origen de los diferentes tenores salinos estaría relacionado al ingreso de agua al perfil de suelo, al proceso evapotranspiratorio, al relieve predominante y a tareas de sistematización realizadas en estas unidades productivas. Los resultados obtenidos demostraron la aptitud de este cultivo en zonas que imponen severas limitantes de tipo ambiental y edáfico.

Palabras clave: salinidad, sodicidad, rendimiento

C4P134. MINERALOGÍA DE UNA ROCA ZEOLÍTICA Y SU APTITUD PARA MEJORAR LA RETENCIÓN HÍDRICA DE UN SUELO ARENOSO

Torres Duggan, M[1].; Rodríguez, MB[2]; Castro, L[2,]; Leal, P y Cozzi, G[4].

[1]Tecnoagro, Girardot 1331. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina. torresduggan@tecnoagro.com.ar; [2]Facultad de Agronomía (UBA), [3] FCEN-IGEBA (UBA). [4]SEGEMAR-INTEMIN.

RESUMEN

La zeolita natural es considerada uno de los principales minerales que pueden mejorar la capacidad productiva de los suelos, principalmente aquellos arenosos debido a su aptitud para incrementar la retención hídrica. Los objetivos del trabajo fueron: (1) caracterizar las propiedades petrográficas y mineralógicas de una roca portadora de zeolita obtenida en el Distrito de Paganzo (La Rioja), (2) analizar la capacidad de la zeolita para mejorar la retención hídrica de un suelo Haplustol éntico y (3) evaluar la aptitud de uso de la zeolita como enmienda de los suelos. Con tal fin se realizaron análisis petrográficos (secciones delgadas) y mineralógicos (SEM, DRX). También se analizó la capacidad de retención hídrica ajustando el modelo de van Genuchten, y se analizaron el contenido de agua útil (AU=[HG_{cc} (ψ=-33 kPa)-HG_{PMP}(ψ=-1500 kPa]) y fácilmente disponible (AFD=[HG_{CC} (ψ=-33 kPa)-HG(ψ=-100 kPa]). La información obtenida permitió clasificar a la roca portadora de zeolita como una toba vítrea y a la zeolita como Heulandita/Clinoptilolita (HEU/CLI). Respecto de la aptitud mejoradora de la retención hídrica, si bien la menor dosis de zeolita (SZ1=25 g kg^{-1}) no la modificó, se observaron aumentos de 9, 16 y 24% en el agua retenida en capacidad de campo y de 0, 13 y 28% en la fracción de AU para los tratamientos SZ2 (suelo + 50 g kg^{-1} de zeolita), SZ3 (suelo + 75 g kg^{-1} de zeolita) y SZ4 (suelo + 100 g kg^{-1} de zeolita), respectivamente. De modo que el mayor efecto de la aplicación de la zeolita se evidenció en la fracción de AFD, que aumentó 272, 254 y 245% en relación al suelo natural para SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Estos resultados permitieron demostrar la aptitud de la zeolita para mejorar la condición hidrofísica de suelos arenosos, aspecto que destaca el potencial de uso del mineral en ambientes limitados por la disponibilidad de agua, tanto en áreas irrigadas como de secano.

Palabras claves: Zeolita, Heulandita, Clinoptilolita

INTRODUCCIÓN

En los últimos tiempos se evidencia un creciente interés en la utilización de los minerales en general y de la zeolita natural en particular como práctica para mejorar la calidad de los suelos y la productividad de los cultivos. Las zeolitas presentan propiedades de gran interés como fertilizante y enmienda de suelo como por ejemplo la elevada CIC, alta retención hídrica, nano microporosidad, entre otras (Ramesh & Reddy, 2011). En la Argentina se dispone de yacimientos en explotación como los del Distrito de Paganzo en la provincia de La Rioja (Herrmann & Torres Duggan, 2016; Torres Duggan & Rodríguez, 2015). También se ha intensificado recientemente la prospección y detección de rocas portadoras de zeolitas en otras provincias como Chubut, Mendoza y San Juan (Gozálvez, com.pers.). La caracterización mineralógica y química, como así también la cuidadosa selección del tipo de material zeolítico representan aspectos fundamentales para determinar el uso tecnológico (Sangeetha & Baskar, 2016). Por otra parte, el conocimiento de las curvas de retención hídrica del suelo y de éste tratado con el agregado de la zeolita representa un paso fundamental para inferir y comprender la influencia del agregado de este mineral sobre la disponibilidad de agua para las plantas. La posibilidad de incrementar la retención y disponibilidad de agua para los cultivos en suelos arenosos a través de la aplicación de rocas portadoras de zeolitas con diferentes concentraciones de HEU/CLI representa un aspecto de gran interés agronómico, sobre todo para el mejoramiento de la fertilidad de suelos en regiones áridas y/o semiáridas. Si bien estos geoambientes representan 2/3 de la superficie del territorio argentino, la viabilidad económica y productiva del uso de las zeolitas depende de diversos factores como la localización de los yacimientos portadores de zeolitas y la distancia entre éstos y las zonas de uso de los minerales, tipo de cultivos, disponibilidad de riego, entre otros. Bajo condiciones de secano (*e.g*. zonas semiáridas/sub-húmedas) el agregado de zeolitas permitiría mejorar la conservación del agua de lluvia, mejorando la productividad de pastizales naturales. En áreas irrigadas, propias de superficies agrícolas ubicadas en zonas áridas, la utilización de las zeolitas permitiría mejorar la eficiencia de uso de agua (EUA), reduciendo parcialmente las láminas de riego y por consiguiente disminuyendo los costos de riego. Los objetivos del presente trabajo fueron: (1) Analizar las propiedades petrográficas y mineralógicas de una roca portadora de zeolita del Distrito de Paganzo (la Rioja), (2) evaluar el funcionamiento hidrofísico del suelo tratado con estas rocas en un suelo Haplustol éntico y (3) evaluar la aptitud de uso de este material como enmienda de suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de las muestras de zeolita

Las rocas portadoras de zeolitas (Figura 1-B) se obtuvieron de afloramientos localizados en la Cuenca de Paganzo, Departamento de Independencia, La Rioja (Figura 1-A), y corresponden a la Fm. Los Llanos. Los depósitos zeolíticos sedimentarios del Distrito de Paganzo, correspondientes al Neógeno, evolucionaron a partir de aportes piroclásticos durante la fase efusiva del levantamiento de los Andes (Carrizo *et al*., 2006).

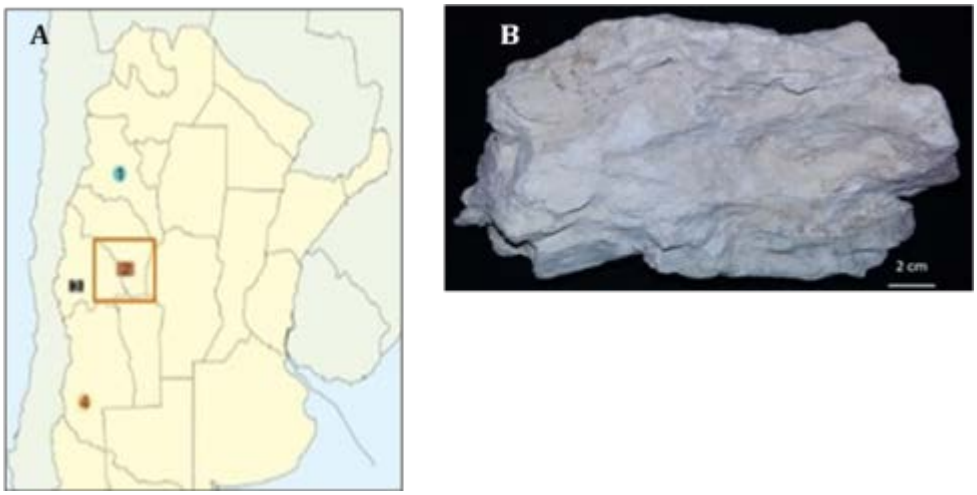


Figura 1: (A) Localización geográfica del área de extracción de las rocas portadoras de zeolitas y (B) su aspecto externo (muestra de mano).

Análisis petrográficos, mineralógicos y químicos

A partir de las muestras de mano seleccionadas se realizaron cortes petrográficos (secciones delgadas de 30 µm) para su observación microscópica. Esta técnica permite clasificar el tipo de roca a través de su mineralogía y observar su micromorfología (*e.g*. textura, tamaño de los granos, entre otros rasgos).

Para determinar la especie mineralógica de zeolita y los minerales asociados en las muestras se utilizaron las técnicas de microscopia electrónica de barrido (SEM) y espectrometría de dispersión de energía de rayos X (EDS) que se llevaron a cabo en el Centro de Microscopias Avanzadas de la Facultad de Ciencias y Exactas y Naturales (UBA). Se utilizó un equipo Zeiss SUPRA TM 40 que cuenta con cañón de electrones por emisión de campo y una columna GEMINI® de tercera generación. El análisis por DRX se efectuó con un difractómetro de polvo marca Philips, modelo X`Pert MPD, con tubo de rayos X de cobre, goniómetro vertical theta/2theta, monocromador secundario curvo de grafito y detector proporcional sellado de Xe y se utilizó dispositivo para rotación de las muestras ("spinner"). Se analizaron aproximadamente 10 gramos de muestra que fue pulverizada en mortero de mano de carburo de tungsteno hasta lograr un material pasante tamiz de malla ASTM Nº 200 (74 µm). Posteriormente se confeccionó una preparación de polvo al azar utilizando portamuestra circular. La colección de datos se realizó en el intervalo de barrido 2theta comprendido entre 5 y 70º con paso/tiempo de 0,03º/2seg, slit de divergencia y antidispersión de 1º y slit de recepción de 0,2 mm.

Disponibilidad de agua útil, fácilmente disponible y curvas de retención hídrica

Para evaluar el impacto de la zeolita sobre la retención y disponibilidad de agua se formularon diferentes combinaciones de suelo natural (S) y zeolita (25, 50, 75 y 100 g kg^{-1}) utilizando recipientes de 500 cm^3 (*i.e.* SZ1, SZ2, SZ3, SZ4 respectivamente). El suelo utilizado en el estudio se obtuvo de la capa superficial de suelo Haplustol éntico, serie "Loma Medanosa" ubicado en Huinca Renancó de pH=6,10; CE=1,00 $dS*m^{-1}$; MO=11,20 g kg^{-1}; CIC=5,80 $cmol_c$ kg^{-1}; arena=87%; limo=5,50%; arcilla=7,5% (Ongaro & Sánchez, 2007). Posteriormente, se procedió a determinar la retención de agua en cinco niveles de succión mátrica: 33, 100, 500, 750 y 1500 kPa utilizando la metodología de Richards (1965). En base a los valores de las constantes hídricas de CC y PMP se calcularon los contenidos de agua útil (AU) y agua fácilmente disponible (AFD), según las ecuaciones (1) y (2):

$AU=HG_{cc}$ (ψ=-33 kPa)-HG_{PMP}(ψ=-1500 Kpa) Ec. (1)

$AFD= HG_{CC}$ (ψ=-33 kPa)-HG(ψ=-100 Kpa) Ec. (2)

Con el fin de generar las curvas de retención hídrica características, los datos de humedad gravimétrica en los diferentes niveles de succión mátrica se ajustaron al modelo de retención hídrica de van Genuchten (1980), considerando la restricción m= 1-1/n. Para ello se utilizó el programa RETC (van Genuchten *et al.*, 1991), obteniéndose en todos los casos una estimación de los parámetros del modelo cuyo R^2 resultó mayor a 0,89.

RESULTADOS

Clasificación de la roca y la zeolita.

En la composición de la roca portadora de las zeolitas se diferenciaron agregados friables de tamaño fino (<1mm) y color blanco. Al microscopio petrográfico se reconoció la naturaleza piroclástica, con predominio de vitroclastos y trizas, que ocuparon entre el 70 y el 80% del volumen (Figura 2).

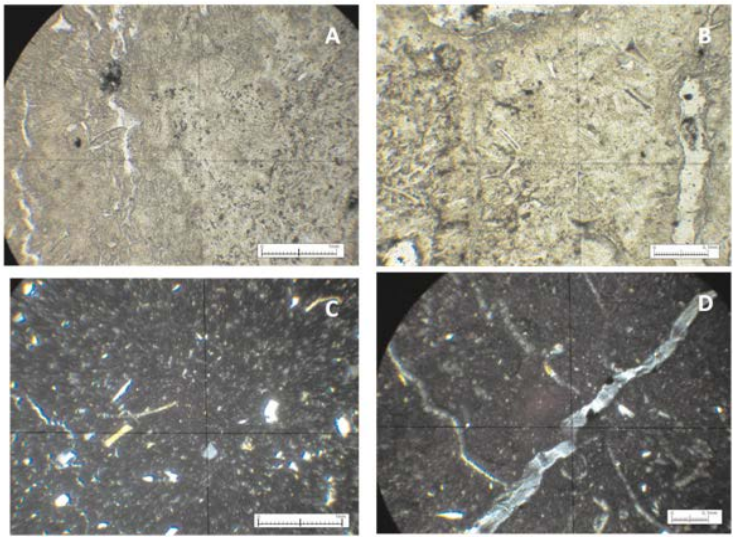


Figura 2: Secciones delgadas mostrando la micromorfología de la roca portadora de zeolita. A. Vista sin analizador donde se observa la matriz de vidrio volcánico y bandeamiento. B. Trizas. C. Vista general con analizador donde se observa mica y cuarzo. D. Venillas

Los vitroclastos se encontraron en estado fresco y tamaños inferiores a 100 µm. El 30% restante lo ocuparon cristaloclastos de 100 µm de tamaño medio, reconociéndose cristales de cuarzo (20%), micas (5%), feldespatos (3%) y anfíboles (2%). En cantidades subordinadas se observaron cristales aislados de circón y minerales opacos de formas anhedrales y tamaños inferiores a 50µm. Las muestras presentaban fracturas de aproximadamente 20 µm de espesor que se hallaban rellenas por agregados minerales muy finos cuyos hábitos fibrosos y sus bajas birrefringencia sugirieron especies de zeolitas. En base a estas características la roca se la clasificó como una toba vítrea. Bajo microscopía electrónica (SEM) se detectaron sectores de la matriz vítrea donde se hallaron agregados de cristales secundarios. Estos agregados rellenaban cavidades o bien crecían a expensas de la matriz vítrea. En todos los casos se trató de cristales tabulares. La morfología de estos agregados así como la combinación de formas de los cristales resultaron típicas de las zeolitas (Figura 3) del grupo de la Heulandita/Clinoptilolita - HEU/CLI (Gottardi & Galli, 1985).

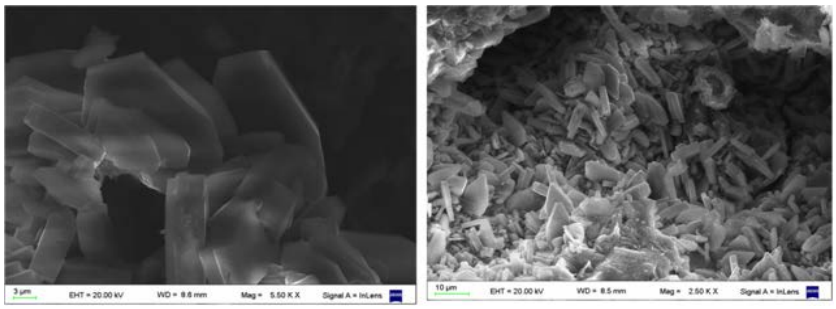


Figura 3: Microfotografía electrónica (SEM) de agregados de cristales de Clinoptilolita rellenando cavidades de la roca

Los análisis químicos realizados mediante EDS en cuatro áreas, como así también el análisis por DRX confirmaron el tipo de zeolita presente en la toba (datos no mostrados). Así, se estableció que la fracción cristalina de la roca presentaba dominio de Heulandita/Clinoptilolita, y constituyentes minoritarios de plagioclasas y ausencia de filosilicatos.

Comportamiento hidro-físico del suelo tratado con la roca zeolítica.

El mayor impacto del agregado de la zeolita sobre las constantes hídricas CC y PMP se evidenció a partir del segundo nivel de dosis (50 g kg^{-1}), mientras que la dosis más baja (25 g kg^{-1}) no afectó significativamente la magnitud de las constantes hídricas. El agregado de zeolita aumentó 9, 16 y 24% el contenido de agua retenida en CC y 0, 13 y 28% la fracción de AU para los tratamientos SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Se destacó un efecto muy considerable de la aplicación de la zeolita (Figura 4) en la fracción de AFD en comparación al suelo natural (271, 254 y 245% superior al testigo en SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente).

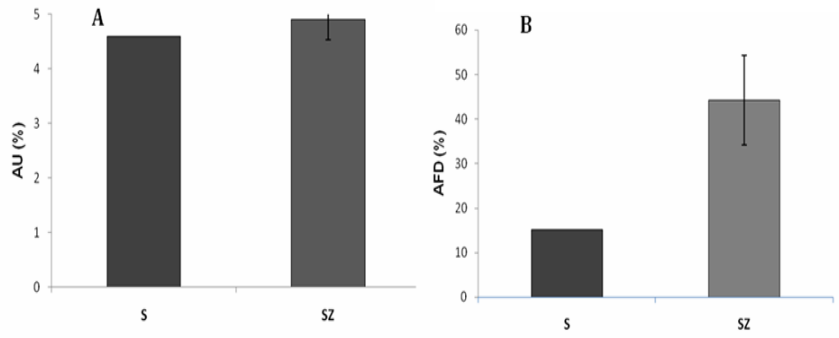


Figura 4: Agua útil (A) y fracción de agua fácilmente disponible (B) en suelo natural (S) y suelos tratados con zeolita (SZ). Los valores indican la media de las diferentes dosis evaluadas (25, 50, 75 y 100 g kg^{-1}) y las barras el DE de la media.

El agregado de zeolita en la dosis más baja (*i.e.*SZ1) no modificó la condición hidrofísica del suelo y por consiguiente la curva de retención hídrica fue similar a la del suelo natural. Por el contrario, la aplicación de dosis más elevadas (*i.e.* SZ2, SZ3 y SZ4) incrementó la retención hídrica en todo el gradiente de succión mátrica explorada, tanto dentro del rango energético correspondiente al contenido de AU como así también a bajos niveles de succión mátrica (Figura 5).

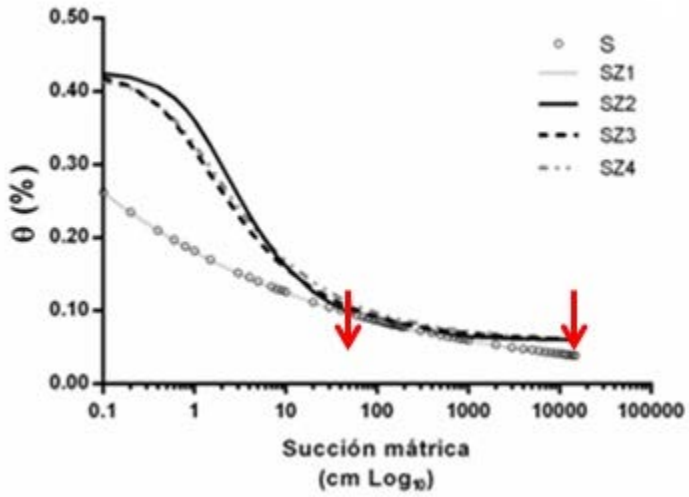


Figura 5: Curva de retención de agua del suelo tratado con diferentes dosis de zeolita. S=suelo natural; SZ1= suelo tratado con 25 g kg^{-1} de zeolita. SZ2=suelo tratado con 50 g kg^{-1} de zeolita; SZ3=suelo tratado con 75 g kg^{-1} de zeolita y SZ4=suelo tratado con 100 g kg^{-1} de zeolita.

DISCUSIÓN

Análisis petrográfico y mineralógico de la roca zeolítica

Los análisis mineralógicos realizados demuestran el origen volcánico de las rocas portadoras de zeolitas, coincidiendo con otras investigaciones realizadas en el área de estudio (Carrizo *et al.*, 2006; Agosto, 2012). La ausencia de filosilicatos en la muestra estudiada, como así también la presencia de trizas, evidencian un bajo grado de meteorización del material precursor de la zeolita. Cabe destacarse que la presencia y tipo de filosilicatos dentro de las rocas portadoras de zeolitas es un atributo importante para predecir y/o analizar el funcionamiento hidrofísico de la enmienda zeolítica en el suelo, particularmente cuando se detectan esmectitas acompañando a la HEU/CLI. A diferencia de la HEU/CLI, las esmectitas aumentan su volumen durante la hidratación y viceversa cuando se secan, cambiando la densidad aparente del suelo según el nivel de humedad considerado y eventualmente pudiendo alterar la porosidad del suelo, dependiendo de la concentración y de las propiedades del suelo considerado. Por el contrario, la presencia de arcillas no expandentes (*e.g.* illita) no tendría influencia sobre la retención de agua.

La presencia de HEU/CLI como grupo mineralógico de zeolita también coincide con la mayoría de los estudios petrográficos que se han realizado en esta región. Este aspecto es de gran relevancia ya que estos minerales presentan propiedades de gran interés agronómico como una elevada CIC, elevada microporosidad y capacidad de retención específica de amonio (Ramesh & Reddy, 2011).

Desde el punto de vista de la valoración agronómica de la toba zeolítica para ser utilizada como enmienda y/o acondicionador de suelos, la "fracción activa" en términos del intercambio reversible de agua y cationes lo constituye la relación HEU/CLI (*i.e.* 20-30% v/v). Los minerales acompañantes (*e.g.* cuarzo, plagioclasas), debido a su escasa reactividad en el suelo y por no presentar propiedades homólogas a la zeolita como retención e intercambio de iones o de agua, se pueden considerar a los fines prácticos como "impurezas". Sin embargo, en otras investigaciones realizadas en la Cuenca de Paganzo, como la llevada a cabo por Carrizo *et al.* (2006), además de cuarzo, feldespatos y/o micas, se detectó que algunas muestras minerales como yeso o carbonatos podrían tener un valor agronómico tanto por el aporte de nutrientes esenciales biodisponibles, como así también por su reacción en el suelo (*e.g.* hidrólisis alcalina de los carbonatos, aporte de calcio y azufre del yeso). Esto demuestra la relevancia de la caracterización química y mineralógica de las rocas portadoras de zeolitas y de la selección inteligente del tipo de zeolita a ser utilizada en el ámbito agropecuario (Sangeetha & Baskar, 2016). Esta información constituye un aporte el conocimiento científico sobre zeolitas en Argentina, considerado aún insuficiente si se considera en el contexto de una mayor integración de aspectos geológicos, petrográficos y mineralógicos dentro de proyectos de aplicación agronómica. El objetivo final de la información que se

genere será predecir el comportamiento de las rocas portadoras de zeolitas en el sistema suelo y/o suelo-planta, como así mejorar la interpretación y evaluación de los efectos de la aplicación de estos materiales sobre el suelo y/o los cultivos.

Comportamiento hídro-físico del suelo tratado con la roca zeolitica

Los cambios observados en la condición hidrofísica del suelo (*i.e.* retención de agua en diferentes succiones mátricas) permitieron demostrar la efectividad de la zeolita en aumentar la disponibilidad de AU y AFD, coincidiendo con resultados obtenidos por otros investigadores (Ippolito *et al.*, 2010; Campos Bernardi *et al*, 2013). Asimismo, Torres Duggan & Rodríguez (2015) observaron aumentos del 28% en la producción de materia seca de raigrás (*Lolium perenne* L) en experimentos realizados en maceta bajo cubierta en un suelo Haplustol éntico cuando se impuso una condición de sequía (60% de AU). Dicha mejora se asoció con un aumento en la absorción de N promovida por la mayor conservación y utilización de agua en los tratamientos que recibieron la aplicación de 50 g kg^{-1} de zeolita. Si bien los estudios descriptos en este trabajo permiten conocer aspectos básicos de las características y funcionamiento de las zeolitas, aspecto insoslayable en el marco de una evaluación integral del mineral para determinar su aptitud para aplicaciones agronómicas, es necesario reducir la brecha de conocimiento sobre el impacto del agregado de estas enmiendas sobre los suelos y cultivos en condiciones de campo. Esta información es imprescindible para generar modelos y recomendaciones de manejo a escala de establecimiento agropecuario. Así, se debería estimular el establecimiento de redes experimentales en gradientes ambientales que permitan explorar la incidencia de diferentes dosis, métodos de aplicación y condiciones climáticas sobre la productividad de los cultivos y el aprovechamiento de recursos abióticos como agua y nutrientes.

CONCLUSIONES

La aplicación e integración de análisis petrográficos y mineralógicos permitió clasificar a la roca portadora de zeolita como una toba vítrea y determinar el tipo mineralógico de zeolita dentro del grupo de la HEU/CLI. Se demostró la capacidad de la zeolita para mejorar la disponibilidad de agua para las plantas. Así, la aplicación de zeolita aumentó 9, 16 y 24% el contenido de agua retenida en CC y 0, 13 y 28% la fracción de AU para los tratamientos SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Asimismo, el agregado de este tectosilicato, aumentó muy marcadamente el contenido de AFD en comparación al suelo natural: 271, 254 y 245% superior al testigo en SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Estos resultados coinciden con la mayor parte de las investigaciones realizadas a nivel internacional que destacan el beneficio del uso de la zeolita sobre la retención y conservación de agua en suelos arenosos de zonas áridas y semiáridas.

BIBLIOGRAFÍA

-Agosto, MF. 2012. Estudio de zeolitas procedentes de depósitos argentinos. Aspectos tecnológicos que posibilitan su aplicación en agroindustria y contralor ambiental. Facultad de Ciencias Exactas, Departamento de Química. Tesis Doctoral. 185 p.
-Campos Bernardi, AC; P Anchao Oliviera; MB de Melo Monte & F Souza-Barros. 2013. Brazilian sedimentary zeolite use in agricultura. *Microporous and Mesoporous Materials* 167:16-21.
-Carrizo, R.; E Donnari; O Marcos & A Prieri. 2006. Potencial geológico-minero de ceolitas sedimentarias en el distrito Paganzo. Serie contribuciones técnicas Nº29. Provincia de La Rioja. República Argentina. Instituto de Geología y Recursos Minerales. SEGEMAR. 28 pp
- Gottardi, G. & E Galli. 1985. Natural zeolites. Berlin, Springer Verlag. 409 pp.
-Herrmann, C. & M Torres Duggan. 2016. Fertilizantes y enmiendas de origen mineral: caracterización y uso en la Argentina. En: Suelos y Geología Argentina. 2016. Una visión integradora desde diferentes campos disciplinarios. Capítulo 13. Pereyra, FX y M Torres Duggan (editores). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACS). Asociación Geológica Argentina (AGA). Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV). p 329-355.
-Ippolito, J.A.; DD Tarkalson & GA Lehrsch. 2010. Zeolite soil application method affects inorganic nitrogen, moisture, and corn growth. *Soil Science.* 176: 136-142.
- Ongaro, A. & A. Sanchez. 2007. Estudio de suelos del establecimiento San Antonio. TECNOAGRO SRL. 30 p.
- Ramesh, K. & DD Reddy. 2011. Zeolites and their potential uses in agriculture. *Advances in Agronomy,* 113:219-241.
-Richards, L.A. 1965. Physical condition of water in soil. In: Methods of soil analysis. Agronomy Nº9. ASA. INC. Madison, Wisconsin. USA; C.A. Black (Ed). Par 1. 2nd Ed. 131-137 p.
-Sangeetha, C & P Baskar. 2016. Zeolite and its potential uses in agricultura: A critical review. *Agricultural Reviews* 37 (2): 101-108.
-Torres Duggan, M & MB Rodríguez. 2015. Biomasa y aprovechamiento de agua y nitrógeno de raigrás en un Haplustol éntico tratado con residuos de *feed lot* y zeolitas. Actas del Simposio de Fertilidad del IPNI-Fertilizar AC. 9 pp

-van Genuchten, M Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am.J.* 44: 892-898.
-van Genuchten, M Th; FJ Leij & SR Yates. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA/600/2-91/065.

CRP135. RELEVAMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO COMPLEMENTARIO EN LA REGIÓN PAMPEANA

Torres Duggan, Martín*[1]; Rimski Korsakov, Helena[2]; Álvarez, Carina R.[2] y Lamelas, José A.[1]

[1)] Tecnoagro; [2)] Facultad de Agronomía (UBA)

*Autor de contacto: torresduggan@tecnoagro.com.ar; Girardot 1331, C1427AKC CABA, Teléfono: (011) 4553-2474

RESUMEN

El riego complementario en la Región Pampeana permite aumentar y estabilizar los rendimientos de los cultivos de grano. Sin embargo, cuando la calidad del agua de riego es deficiente puede salinizar y/o sodificar el suelo, disminuyendo los rendimientos. El objetivo del presente trabajo fue relevar y clasificar la calidad y la aptitud de las aguas para su utilización en riego complementario en Entre Ríos, sur de Santa Fe, norte y sur de Buenos Aires. Se analizó el pH, la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio en 497 muestras de agua subterránea proveniente de perforaciones comerciales. La clasificación de las aguas se realizó utilizando dos sistemas: INTA y FAO. Siguiendo la clasificación del INTA el riesgo de salinización de las aguas fue bajo. Sólo se verificó un leve riesgo en la zona sur de Santa Fe, donde el 37% de las muestras presentaron calidad dudosa. Por otro lado, el riesgo de sodificación fue bajo en la mayor parte de las zonas con excepción de la región sur de Santa Fe, donde el 95% de las muestras mostraron una calidad riesgosa. Tomando como referencia la clasificación de aguas de FAO, a excepción de las aguas del sur de la provincia de Buenos Aires que no presentó riesgo de salinización, las otras zonas evidenciaron una restricción de uso ligero. Por otro lado, el riesgo de sodificación fue nulo o ligero en todas las zonas a excepción del sur de Santa Fe, donde el riesgo fue severo en el 70% de las muestras. Los dos criterios utilizados para clasificar la calidad de las aguas (INTA y FAO) presentaron patrones de comportamiento similares, donde el riesgo de salinización fue bajo, mientras que el de sodificación fue más significativo, siendo crítico en la zona sur de Santa Fe.

Palabras clave: Salinización, sodificación, suelo

INTRODUCCIÓN

El objetivo del riego complementario en la Región Pampeana es aumentar y estabilizar los rendimientos de los cultivos extensivos (Pilatti *et al.*, 2005). Sin embargo, cuando la calidad del agua de riego utilizada es deficiente (*e.g.* alta relación de adsorción de sodio, RAS), existe riesgo de deterioro de la calidad física del suelo, y eventualmente del rendimiento de los cultivos. Esto se asocia a una menor capacidad de aprovechamiento de recursos como agua o nutrientes. Este deterioro puede ser causado por la salinización y/o sodificación del suelo, que impactan negativamente sobre su calidad. Cuando existen déficits hídricos importantes, como en la campaña 2008/09 o en la 2017/18, se incrementa la proporción relativa del agua de riego aplicada en relación a la de las lluvias, aumentando el riesgo de deterioro de la condición física edáfica. La magnitud de dicho riesgo depende de diversos factores, siendo la calidad del agua un aspecto determinante a escala de agrosistema.

A partir del análisis químico de las aguas de riego se puede evaluar su aptitud de uso. El INTA (1999) generó un sistema de clasificación de aguas de riego para sistemas de riego complementario de la Región Pampeana. Así, éste propone la medición de la conductividad eléctrica (CE) para evaluar el riesgo de salinización (Tabla 1), y la relación de adsorción de sodio (RAS) para evaluar el riesgo de sodificación del suelo (Tabla 2).

Tabla 1. Clasificación de aguas de riego complementario según el riesgo de incrementar la salinidad de los suelos a partir de medir la conductividad eléctrica (CE: dS/m) de las aguas (INTA, 1999).

	CE (dS/m)
Aguas seguras	< 2
Aguas dudosas	2-4
Aguas riesgosas	> 4

Nota: se asume que la capa freática se encuentra por debajo de 3 m

Tabla 2. Clasificación de aguas de riego complementario de acuerdo al riesgo de sodificación evaluado a través su relación de adsorción de sodio - RAS (INTA, 1999) para distintas zonas de la Región Pampeana. Se brindan características de las condiciones de evaluación.

Zona	RAS			Características de condiciones de evaluación
	Aceptable	Dudosa	Riesgosa	
SE Buenos Aires	< 15	15-20	> 20	6-7% MO, 25 a 26% de arcilla. Riego promedio: 70-160 mm/año
N Buenos Aires, SE Santa Fe y SO Entre Ríos	< 10	10-15	> 15	2,5-3% MO, 22 a 24% de arcilla. Riego promedio: 150-200 mm/año
NE Santa Fe	< 7	7-12	> 12	2% de MO, arcilla 26%, limo 70%. Riego promedio 150-300 mm/año
Centro S Córdoba	< 5	5-10	> 10	1,5%-2% de MO, textura franco limosa en superficie. Riego promedio: 200-350 mm/año

Por otro lado, FAO también propuso un sistema de clasificación de aguas que evalúa el riesgo de afectar la infiltración de agua en el suelo combinando el análisis de la CE y la RAS (Ayers & Westcot, 1985) (Tabla 3). Este criterio tiene en cuenta el efecto positivo de las sales sobre la floculación de las arcillas en suelos dispersos por altos contenidos de sodio. Dicha clasificación puede tomarse solo como orientativa, ya que al igual que la de Riverside, fue propuesta para zonas áridas o semiáridas, donde el riego es de tipo integral. Por ello, el uso del sistema de FAO puede resultar muy restrictivo para su utilización en sistemas con riego complementario en donde la mayor parte del agua que recibe el cultivo proviene de las precipitaciones.

Tabla 3. Clasificación de la calidad del agua para riego según la FAO (Adaptado de Ayers & Westcot, 1985). CE: Conductividad eléctrica (dS/m), RAS: relación de adsorción de sodio.

Problema Potencial	Grado de restricción en el uso		
	Ninguno	Ligero o moderado	Severo
Salinidad			
CE (dS/m)	<0,7	0,7-3,0	>3,0
Infiltración			
RAS = 0-3	CE >0,7	CE 0,7-0,2	CE <0,2
RAS = 3-6	CE >1,2	CE 1,2-0,3	CE <0,3
RAS = 6-12	CE >1,9	CE 1,9-0,5	CE <0,5
RAS = 12-20	CE >2,9	CE 2,9-1,3	CE <1,3
RAS = 20-40	CE >5,0	CE 5,0-2,9	CE <2,9

El objetivo del presente trabajo fue relevar y clasificar muestras de aguas subterráneas obtenidas en las provincias de Entre Ríos, sur de Santa Fe, norte y sur de Buenos Aires definiendo su aptitud de uso para riego complementario.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron 497 muestras de aguas subterráneas, provenientes de perforaciones comerciales utilizadas para el riego complementario de cultivos extensivos, que se obtuvieron de las siguientes zonas:

- Centro y norte de Entre Ríos (n=14)
- Sur de Santa Fe (n= 94)
- Norte de Buenos Aires (n=319)
- Sur de Buenos Aires (n=70)

Se determinó pH (Método potenciométrico), conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CE, conductimetría a 25ºC), calcio y magnesio en soluciòn (Ca^{2+} y Mg^{2+}, absorción atómica) y sodio en solución (Na^{+}, fotometría de llama). Con los valores de Ca^{2+}, Mg^{2+} y Na^{+} se calculó la relación de adsorción de sodio (RAS, ecuación 1). Los análisis se realizaron utilizando las metodologías y lineamientos propuestos por SAMLA (2004).

$$RAS = Na^{+} / \sqrt{(Ca^{++} + Mg^{++})/2} \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran los resultados de pH, CE y RAS para cada una de las zonas analizadas.

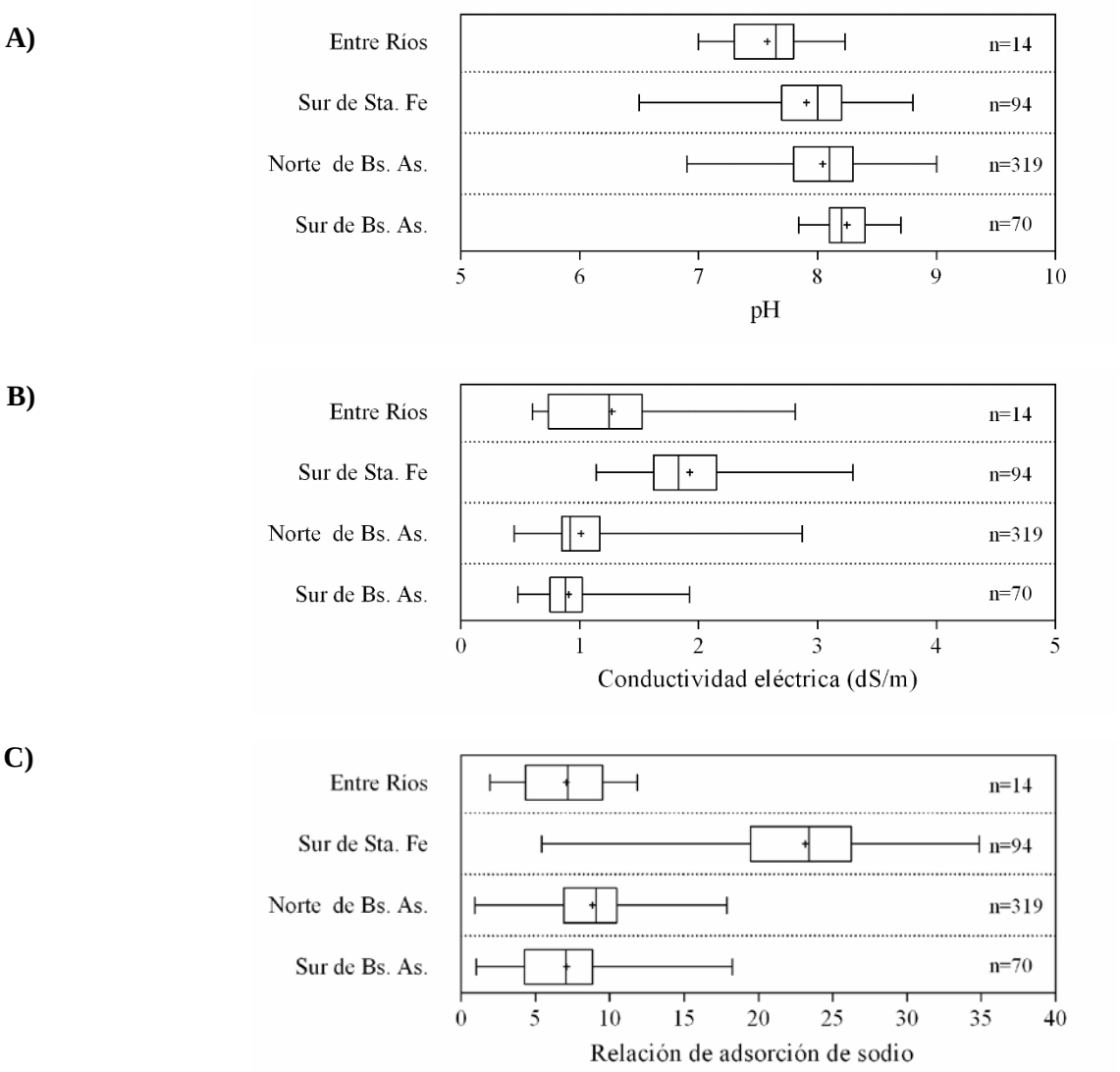


Figura 1. Gráficos de cajas (Boxplot) de los valores de pH (A), conductividad eléctrica (B) y relación de adsorción de sodio (C) en muestras de agua de riego de Entre Ríos, sur de Santa Fe, norte de Buenos Aires y sur de Buenos Aires. Las líneas externas de las cajas representan los cuartiles 0,25 y 0,75, y la interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas horizontales representan los valores mínimos y máximos. Los signos + representan las medias de los tratamientos. n=número de muestras.

En las Tablas 4 y 5 se presenta la clasificación de las muestras de aguas del relevamiento según el sistema propuesto por el INTA (1999). Se observa que el riesgo de salinización de las aguas fue bajo (Tabla 4). Sólo se observó un leve riesgo en la zona sur de Santa Fe, donde el 37% de las muestras presentaron una calidad dudosa. Por otro lado, el riesgo de sodificación fue bajo en la mayor parte de las regiones con excepción de la zona sur de Santa Fe, donde el 95% de las muestras analizadas evidenciaron alto riesgo de uso.

Tabla 4. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación de INTA (1999) para el riesgo de salinización del suelo.

	Segura	Dudosa	Riesgosa
Entre Ríos	93%	7%	0%
Sur de Santa Fe	63%	37%	0%
Norte de Buenos Aires	99%	1%	0%
Sur de Buenos Aires	100%	0%	0%

Tabla 5. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación del INTA (1999) para el riesgo de sodificación del suelo.

	Aceptable	Dudosa	Riesgosa
Entre Ríos	79%	21%	0%
Sur de Santa Fe	1%	4%	95%
Norte de Buenos Aires	68%	31%	1%
Sur de Buenos Aires	80%	19%	1%

En las Tabla 6 y 7 se presentan los resultados del análisis de calidad del agua de riego según la clasificación de la FAO (Ayers & Westcot, 1985). Pude apreciarse que, a excepción de las aguas del sur de la provincia de Buenos Aires que no presentaron riesgos de salinización, las otras zonas mostraron restricción ligera de su uso (Tabla 6). Por otro lado, el riesgo de sodificación (*i.e*. impacto sobre la infiltración) fue nulo o ligero en todas las zonas a excepción del sur de Santa Fe, donde el riesgo fue severo en el 70% de las muestras analizadas.

Tabla 6. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación del agua de riego siguiendo el criterio de FAO (Ayers & Westcot, 1985) según el riesgo de salinización.

	Grado de restricción de uso		
	Ninguno	Ligero o moderado	Severo
Entre Ríos	21%	79%	0%
Sur de Santa Fe	0%	99%	1%
Norte de Buenos Aires	3%	97%	0%
Sur de Buenos Aires	99%	1%	0%

Tabla 7. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación de FAO (Ayers & Westcot, 1985) para el riesgo de sodificación (i.e. impacto sobre infiltración).

	Grado de restricción de uso		
	Ninguno	Ligero o moderado	Severo
Entre Ríos	71%	29%	0%
Sur de Santa Fe	0%	30%	70%
Norte de Buenos Aires	2%	90%	8%
Sur de Buenos Aires	12%	81%	7%

Los dos criterios utilizados para clasificar las aguas de riego (INTA y FAO) presentaron patrones de comportamiento similares, donde el riesgo de salinización fue bajo, mientras que el de sodificación fue más significativo siendo crítico en la zona sur de Santa Fe. En esta región, Torres Duggan *et al.* (2012) reportaron aumentos significativos del Porcentaje de sodio intercambiable (PSI) del suelo en ambientes regados en forma complementaria con aguas de alto RAS. Asimismo, como los suelos regados suelen tener mayor tránsito de maquinaria y menor capacidad portante por estar más tiempo húmedos, la sodificación puede favorecer la generación de costras superficiales que son muy duras en seco. Por ello éstas impactan negativamente en los cultivos sembrados a continuación en las secuencias agrícolas, afectando la germinación-emergencia, o bien directamente reduciendo la tasa de infiltración de agua, y el acceso de las raíces al agua y nutrientes (Torres Duggan *et al.*, 2017).

Es importante resaltar que este relevamiento se hizo a escala regional a partir de una muestra grande de resultados de análisis químicos proveniente de perforaciones comerciales. Es muy importante que cada establecimiento analice periódicamente la calidad del agua subterránea que utiliza para el riego complementario como herramienta de diagnóstico y prevención de eventuales procesos de sodificación y deterioro de la calidad de los suelos. Asimismo, también se recomienda utilizar los lineamientos de clasificación de aguas del INTA que es específico para sistemas con riego complementario de la Región Pampeana, mientras que el de FAO a pesar de ser el más utilizado junto con el de Riverside, asume una serie de supuestos que se cumplen en zonas áridas y/o semiáridas, no representativas de la porción húmeda de la Región Pampeana.

CONCLUSIONES

Las aguas analizadas correspondientes a la provincia de Entre Ríos y al norte y sur de la de Buenos Aires presentaron bajo riesgo de salinización y moderado riesgo de sodificación. La zona que se distinguió fue el sur de Santa Fe. En dicha zona se observó un moderado riesgo de salinización y grave riesgo de sodificación del suelo. Cabe destacar que dichas afirmaciones son aplicables cuando el riego aplicado es de tipo complementario. A medida que se incrementa el aporte relativo de la lámina de riego en relación al aporte de las lluvias (*e.g.* riego integral), el riesgo de salinización y sodificación se agudiza.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece especialmente al laboratorio TECNOAGRO por su colaboración para el análisis de las muestras utilizadas en el presente relevamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayers, R.S. & D.W. Westcot. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage paper 29. Roma.
- INTA. 1999. Recomendaciones para la utilización de aguas para riego en función de su calidad, síntesis de los trabajos realizados en las unidades del INTA-IPG. Seminario de capacitación. Impacto ambiental del riego complementario. Pergamino, Argentina. 87 p.
- Pilatti, M.A.; S. Imhoff; P. Ghiberto & R. Marano. 2005. Changes in some physical properties of Mollisols induced by supplemental irrigation. Geoderma 133: 431-443.
- SAMLA, 2004. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelo, Aguas, Vegetales
- Torres Duggan, M.; C.R. Álvarez; M.A. Taboada; T. Celesti; F. Vignarolli & D. D'ambrosio. 2012. Riego complementario en un Argiudol típico de la pampa ondulada Argentina bajo siembra directa: Efectos sobre algunas propiedades químicas y físicas del suelo. Ciencia del Suelo 30: 201-207.
- Torres Duggan, M.; C.R. Álvarez & H. Rimski Korsakov. 2017. Evaluación de la calidad del agua y del suelo regado en forma complementaria en la región pampeana argentina. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica IPNI. 25: 17-23.

C4P136. INTENSIFICACIÓN DE SISTEMAS DE CULTIVO MEDIANTE ROTACIÓN CON PASTURAS Y SIEMBRA DIRECTA PARA MEJORAR LA MACROAGREGACIÓN

Tourn[1], Santiago N; Studdert[1], Guillermo A.; Videla[1] Cecilia. C y Domínguez[1], Germán F.

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. tourn.santiago@inta.gob.ar

RESUMEN

La estabilidad de los agregados (EA) es un buen indicador de los cambios en el uso del suelo, sin embargo, la de los macro-agregados (MA), presentaría mayor sensibilidad. El reemplazo de la labranza convencional (LC) por la siembra directa (SD) en los sistemas de cultivo (SC) y la rotación con pasturas han sido propuestos para mitigar pérdidas de salud del suelo. Se hipotetiza que el incremento de la frecuencia de cultivos vivos incluyendo pasturas en la rotación y la agricultura bajo SD mejoran la formación y la estabilización de MA del suelo y permite extender los periodos bajo agricultura. Se tomaron muestras de suelo en un ensayo de rotaciones mixtas y labranza sobre molisoles con distintos SC: agricultura continua bajo LC y SD, rotaciones con pasturas bajo LC y SD, y pastura continua (PP). Se estimó el índice de intensificación de la secuencia (IISm) para los distintos SC y se determinó la EA de la masa del suelo, la cantidad y la estabilidad de los MA. Los SC con LC presentaron la menor cantidad y estabilidad de MA. En PP se observó la mayor cantidad y estabilidad de los MA. Con alta frecuencia de pasturas y SD se observaron similares valores de cantidad y estabilidad de los MA que PP, pero cuando el tiempo bajo agricultura se prolongó, se perdió este efecto. La EA del suelo no permitió separar tan claramente las situaciones como lo hizo la estabilidad de los MA. La EA disminuyó cuanto menor fue el IISm, pero bajo SD, la caída fue menos pronunciada, lo que indicaría que con SD se podrían prolongar los periodos de agricultura respecto a LC, sin que se viera afectada la salud del suelo. No se reunieron suficientes evidencias para rechazar la hipótesis planteada.

Palabras claves: estabilidad de agregados, salud edáfica, laboreo

INTRODUCCIÓN

En el Sudeste de la Provincia de Buenos Aires (SEB), el disturbio por uso agrícola del suelo ha producido una aceleración de los ciclos de los nutrientes, provocando disminuciones en los niveles de carbono orgánico (CO). Como consecuencia, se generaron crecientes deficiencias de nutrientes e incremento en la susceptibilidad a la erosión (Quiroga & Studdert, 2014). La pérdida de CO está asociada con la alteración de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Entre las físicas, la estabilidad de agregados - EA (Six *et al*., 1998) es muy influenciada por el CO y se relaciona fuertemente con la salud edáfica (Aparicio y Costa, 2007). Sin embargo, se ha documentado que la estabilidad de los agregados de mayor tamaño (>250µm, macroagregados, MA), presentarían mayor sensibilidad a los cambios en el uso del suelo que la EA de la masa total del suelo (Six *et al*., 1998). Esto podría ser resultado de la naturaleza de los agentes cementantes involucrados en la estabilización de los MA, que son muy susceptibles a las fuerzas de disrupción asociadas al uso del suelo (Six *et al*., 2004).

La conversión de sistemas de cultivo (SC) bajo labranza convencional (LC) hacia siembra directa (SD), produciría efectos beneficiosos sobre las propiedades del suelo, tales como aumentos en los contenidos de CO y mejoras en la EA, la dinámica de aire y agua, y en el reservorio de nutrientes (Quiroga & Studdert, 2014). Por otro lado, la intensificación del uso del suelo, mediante el aumento en el tiempo ocupado por cultivos y raíces vivas, es una alternativa para restablecer su salud (Caviglia & Andrade, 2010), dado que se aumentan los procesos de exudación y descomposición radical y la cantidad y frecuencia de aportes de restos de raíces (Franzluebbers *et al*., 2014). Por lo tanto, la inclusión de periodos de pasturas en un sistema de agricultura continua puede ser una opción viable para intensificar el uso del suelo manteniendo o mejorando su salud (Studdert *et al*., 1997).

En el SEB, el uso de SD no ha provocado mejoras en distintas propiedades del suelo respecto a LC (Domínguez *et al*., 2008). Más aún, se ha reportado (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2008) que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, la EA y los contenidos de CO muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura cuando se parte de contenidos elevados de CO. No obstante, Roldán *et al.* (2014) observaron que bajo agricultura continua con SD, el CO en los MA disminuyó en menor medida que cuando se utilizó LC. En ambos trabajos se observó que la proporción de MA bajo una situación no disturbada (pseudo prístina) y bajo SD, fue mayor que bajo LC y que, además, los MA fueron más estables. En el SEB, el aumento en la intensificación de uso del suelo, por la inclusión de periodos cortos de pasturas en sistemas agrícolas, provocó importantes mejoras en los contenidos de CO y la EA (Studdert *et al*., 1997),

independientemente del sistema de labranza (SL) utilizado y, especialmente en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Eiza *et al*., 2006).

En los suelos del SEB, de textura franca y altos contenidos de CO, es escasa la información disponible referida al efecto de periodos largos (>20 años) de agricultura bajo SD y LC y del aumento del índice de intensificación por uso de ciclos cortos de pasturas, sobre la cantidad y estabilización de MA y su potencialidad de secuestro de CO. Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis: 1) El incremento en el tiempo de ocupación del suelo por raíces vivas a través de la inclusión de pasturas en la rotación, mejora la formación y la estabilización de MA de la capa arable del suelo independientemente del SL utilizado durante el periodo agrícola, y 2) La reducción del disturbio por implementación de SD durante el periodo agrícola reduce la frecuencia de exploración de raíces vivas sin afectar la formación y la estabilización de MA de la capa arable del suelo. Para poner a prueba estas hipótesis se planteó el objetivo de: evaluar el efecto de distintos SC sobre la cantidad y estabilidad de MA en comparación con la EA.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron muestras de suelo del ensayo “Rotaciones mixtas y labranzas” de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm) conducido desde 1976. El suelo es un complejo de Argiudoles típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El SC fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N), a las sub-parcelas. Para este trabajo se tomaron muestras sólo de las unidades experimentales que recibieron una de las cuatro dosis de N (60 kg N ha^{-1}). Los SC fueron: 1) agricultura permanente bajo SD (100SD), 2) agricultura permanente bajo LC (100LC), 3) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con SD y 25% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (75SD), 4) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con LC y 25% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (75LC), 5) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con SD y 50% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (50SD), 6) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con LC y 50% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (50LC) y 7) pastura permanente con base de gramíneas (PP). En los períodos con agricultura, la secuencia de cultivos fue maíz (*Zea mays* L.)-soja (*Glycine max* (L) Merr.)-trigo (*Triticum aestivum* L.). Al momento del muestreo, el tratamiento PP había estado 20 años bajo pastura continua (desde 1994). El resto de los tratamientos se encontraba con rastrojo de trigo. Los tratamientos 50SD y 50LC habían entrado en pastura dos años antes del momento de muestreo. Los tratamientos 75SD y 75LC habían tenido cinco años de agricultura luego de la última pastura (habían salido de pastura en 2009) y los tratamientos 100SD y 100LC habían tenido 20 años de agricultura más los 18 años de agricultura continua bajo LC desde el inicio del ensayo en 1976. Para estimar la intensificación de uso del suelo para los distintos SC se utilizó el índice de intensificación de la secuencia en base mensual - IISm (Novelli *et al*., 2017). Se consideró un promedio de uso anual del suelo de 6 meses para trigo, soja y maíz, y de 12 meses para los periodos de pastura. Por tanto, para PP el IISm fue 1, 0,76 para 50SD y 50LC, 0,65 para 75SD y 75LC y 0,50 para 100SD y 100LC.

Las muestras de suelo se tomaron con pala a 0-5 y 5-20 cm en otoño de 2014. Los agregados se separaron en fresco por sus planos naturales de división, hasta pasar por un tamiz de 8000 µm y luego se secaron en estufa a 50°C hasta peso constante. Se separaron cuatro fracciones de suelo según la metodología propuesta por Six *et al*. (1998): 1) MA grandes (>2000 µm), 2) MA chicos (2000-250 µm), 3) microagregados (MI) (250-50 µm), y 4) <50 µm. Esta separación se hizo en dos alícuotas de cada muestra cada una previamente re-humedecidas según: 1) una de las alícuotas por capilaridad (HC): incubada a temperatura ambiente por 24 h hasta alcanzar la capacidad de campo, y 2) la otra alícuota por humedecimiento violento (HV): sumersión de los agregados secos en el agua justo antes del tamizado. Cada fracción de agregados obtenida de ambos tamizados fue secada en estufa a 50°C hasta peso constante y luego pesada. Se calculó el cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) entre los dos tamizados según Six *et al*. (2000) y el cambio de masa de la fracción de agregados (CMF) como la diferencia en la masa remanente de agregados luego del HV y el HC, sin corregir por contenido de arena dado que los suelos estudiados tienen un ínfimo contenido de arenas gruesas (determinaciones de texturas previas, datos no mostrados). En este trabajo se informan los resultados para los MA (MA grandes + MA chicos) a la profundidad de 0-20 cm (promedio ponderado entre 0-5cm y 5-20 cm). Para el análisis de los datos se utilizó el sistema R (R Development Core Team, 2010). En todas las pruebas de hipótesis y comparación de medias (test de Tukey) se consideró un nivel de significación del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los re-humedecimiento generaron distinta distribución de los agregados en la masa del suelo ($p<0,05$). Luego del HC (Figura 1a), los tratamientos con mayor intensidad de labranza (100LC y 75LC) presentaron la menor masa remanente respecto a los otros tratamientos y, esta diferencia fue más notoria luego del HV, sobre todo bajo 100LC (Figura 1b). PP presentó la mayor masa de MA con los dos métodos de re-humedecimiento ($p<0,05$). La masa remanente de MA luego del HC y cuando se incluyó una alta frecuencia de pasturas (50SD y 50LC) no se diferenció de 100SD ($p>0,05$). Sin embargo, luego del HV, 50SD tendió a presentar mayor masa de MA que 50LC y 100SD, pero no se diferenció de este último SC. Luego del HC, la rotación con agricultura bajo SD y baja proporción de pasturas (75SD) presentó menor masa de MA que 100SD, pero, luego HV éstas diferencias desaparecieron (Figura 1). Por otro lado, luego de los re-humedecimientos, especialmente HV, 100LC y 75LC presentaron la mayor cantidad MI ($p<0,05$). Por su parte, luego de HV y HC, la FF presentó escasa variación entre SC y muy baja proporción de la masa del suelo (Figura 1).

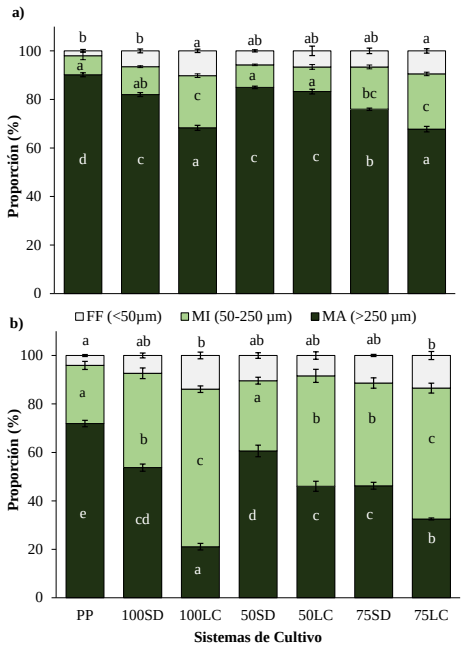


Figura 1. Distribución de fracciones de agregados respecto a la masa del suelo luego de re-humedecimiento a) por capilaridad y b) violento bajo distintos sistemas de cultivo (ver en Materiales y Métodos). Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

Por otro lado, se calculó la diferencia de la masa de las fracciones de agregados entre métodos de re-humedecimiento para obtener el cambio en la masa de la fracción de agregados (CMF) (HV-HC) (Figura 2). Un menor CMF representa mayor estabilidad de los agregados. El SC con pastura continua (PP) presentó el menor CMF de MA (mayor estabilidad). Sin embargo, la inclusión de una alta frecuencia de pasturas en rotación con agricultura bajo SD generó similar estabilidad de los MA que PP (Figura 2) y, si bien no se diferenció, tendió a ser mayor que 75SD y 100SD ($p>0,05$). En cambio, la situación con alta frecuencia de labranzas presentó menor estabilidad ($p<0,05$). La inclusión de pasturas en rotación con agricultura bajo LC, generó mayor estabilidad de los MA que 100LC, pero no alcanzó los niveles de CMF observados bajo SD.

La mayor estabilidad de los MA bajo PP respecto a un sistema con agricultura continua sería resultado de la permanencia de pasturas con alta proporción de gramíneas, que provoca la estabilización de los MA (Haynes & Beare, 1997). El efecto estabilizante de las raíces sobre los MA, está dado principalmente por procesos de exudación y descomposición radical y la consecuente estimulación de la actividad de organismos fúngicos formadores de micorrizas (Six *et al*., 2004). Éstos generan glomalinas que intervienen en la estabilización de MI, que se unen dentro de MA por hifas de hongos, raicillas y exudados radicales (Cates *et al*., 2016). Todos estos factores definen el contenido de CO del suelo y, por lo tanto, el comportamiento de PP respecto a la estabilidad de los MA puede estar relacionado con su mayor contenido de CO respecto a SC con agricultura (Studdert *et al*., 1997).

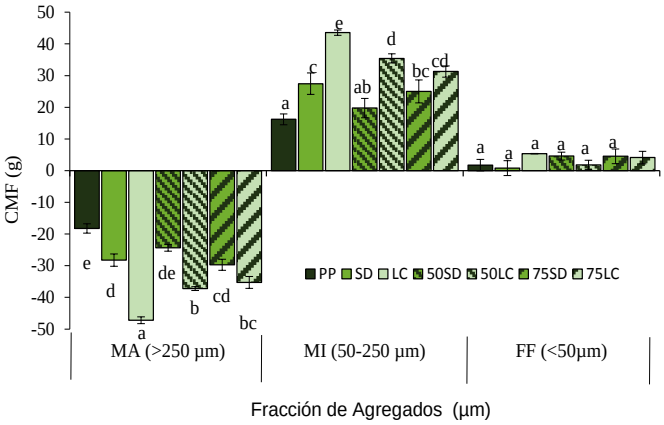


Figura 2. Cambio de masa de las fracciones (CMF) de agregados entre los dos métodos de re-humedecimiento para los distintos sistemas de cultivo (ver referencias en Materiales y Métodos). Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

Por otro lado, la menor estabilidad de los MA observada bajo manejos con labranzas agresivas (Figura 2) está dado por una mayor ruptura de los MA que ocurre con el laboreo, disminuyendo el secuestro de CO en su interior (especialmente de sus fracciones lábiles), las tasas de formación de los MI y, así, la estabilización de los MA (Six *et al*., 1998). Por lo tanto, la menor estabilidad de los MA bajo LC podría estar asociada a los menores contenidos de CO del suelo bajo este SL (Six *et al*., 2002). Sin embargo, ha sido citado que el efecto físico del laboreo tendría un impacto diferencial sobre la pérdida de EA, respecto a la disminución de CO del suelo (Studdert *et al*., 1997).

Como se mencionó anteriormente, el efecto de un periodo corto de pasturas sobre la mejora en estabilización de los MA, no sería de gran magnitud cuando el SL utilizado es LC (75LC tuvo o tenía cinco años de agricultura desde la salida de la pastura, mientras que 50LC, estaba en el segundo año de pastura). Studdert *et al.* (1997) y Eiza *et al.* (2006), sugirieron que la menor estabilidad de los MA bajo 100LC, posiblemente esté explicada más por la acción física directa de las labranzas que por el contenido de CO del suelo. Sin embargo, bajo LC, ha sido reportada una importante mejora en la EA, sobre todo los MA, cuando se realiza una corta rotación con pasturas de gramíneas perennes que produce aumento de CO (Haynes & Beare, 1997, Studdert *et al*, 1997, Li *et al*, 2016). No obstante, la estabilidad de los MA es transitoria y muy susceptible a las prácticas de manejo (Chan & Hennan, 1999).

La menor estabilidad de los MA cuando se utiliza LC respecto a SD, se debe a que bajo LC los MA están expuestos a periodos de desagregación y desestabilización propias del tipo de laboreo (Six *et al.*, 2000). Roldán *et al.* (2014) observaron que la proporción de MA bajo SD fue mayor que bajo LC y que, además, fueron más estables, pero no existieron diferencias de CO. Resultados similares fueron reportados por Sheehy *et al*. (2015), quienes concluyeron que, si bien no existían diferencias en el CO entre SD y LC, bajo SD existiría una redistribución del CO hacia los MA. Esto aumentaría la cantidad y estabilidad de MA y podría conducir a una mayor protección del CO. Por su parte, la inclusión de un periodo de pastura en la rotación con agricultura bajo SD (75SD) no generó MA más estables (Figura 2), lo que indica que cinco años de agricultura bajo SD (75SD) generaron disminución o reducción de la estabilización de los MA logrado durante el periodo bajo pastura (Panettieri *et al*., 2017). En cambio, cuando se aumentó la frecuencia de pasturas en la rotación (50SD) se observó un aumento de la estabilidad de los MA. Este comportamiento, estaría relacionado con el nivel de CO en la masa del suelo y se explicaría por la presencia de raíces creciendo activamente (Franzluebbers *et al*., 2014). Ernst & Siri-Prieto (2009) detectaron una importante mejora en la estabilidad de los MA cuando se incluyen tres años de pasturas en la rotación de agricultura bajo SD. Por otro lado, la baja remoción del suelo y el uso de alta frecuencia de pasturas generó menor CMF de los MI bajo SD, mientras que bajo 100LC, el CMF fue mayor. Esto estaría indicando que el laboreo agresivo produce mayor ruptura de MI. Además, se observa que la muy baja proporción de la FF y su pequeño CMF (Figura 2), confirma que los MI fueron más estables que los MA (Roldán *et al*., 2014).

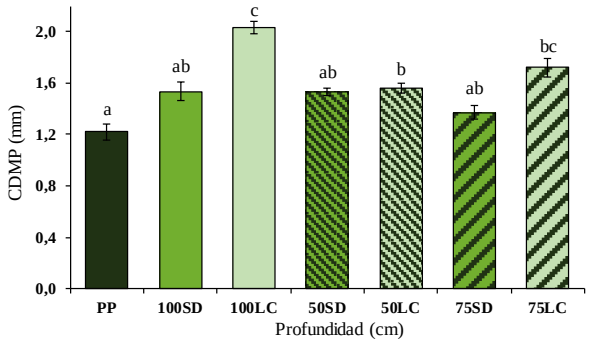


Figura 3. Cambio en el diámetro ponderado (CDMP) de los agregados para los distintos sistemas de cultivo (ver en Materiales y Métodos) en la masa total del suelo a 0-20 cm. Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

El CDMP permite cuantificar el grado de estabilidad de los agregados de la masa del suelo como consecuencia del SC empleado. En general, los menores CDMP se observaron en PP y en los SC con SD. Esto podría deberse a un mejor nivel de agregación y una mayor cantidad de MA estables (Figura 2). El crecimiento y desarrollo de sistemas radicales fibrosos y extensos producidos durante el crecimiento de una pastura (preferentemente de gramíneas) provoca la formación de agregados y contribuye a su estabilización (Chan & Hennan, 1999). Studdert *et al.* (1997) y Domínguez, *et al*., (2008) afirmaron que el uso de pasturas en la rotación permite una rápida recuperación de la EA. Por su parte, los SC bajo LC e inclusión de pasturas en la rotación, tendieron a un tener mayor CDMP (menor EA) respecto a los bajo SD, aunque no se diferenciaron significativamente, pero sí de PP. La situación con alta frecuencia de laboreo (100LC) presentó la menor EA, lo que podría ser resultado de que la LC rompe los agregados, limitando la posibilidad de que recuperen su estabilidad (Figura 3). La acción física directa del laboreo conduce a la reducción del contenido de CO por exposición de fracciones que se hallaban protegidas dentro de la estructura (Studdert *et al.*, 1997; Six *et al*., 2004). El CO interviene en varios procesos que tienen un marcado efecto sobre la EA (Six *et al*., 2004) teniendo, de esta manera, gran influencia en la salud del suelo. Studdert *et al.* (1997) reportaron que las reducciones y recuperaciones en la EA, coincidían con las variaciones observadas en el contenido de la fracción lábil del CO. Es importante remarcar que, si bien el análisis de la EA del suelo comprende el comportamiento de todas las categorías de los agregados del suelo, el análisis de la estabilidad de los MA, mediante su CMF entre re-humedecimientos, permitió separar más claramente las situaciones.

En la Figura 4 se presenta la relación entre el CDMP del suelo y el CMF de los MA para los SC analizados. Se confirma que la EA del suelo puede ser explicada en un 73% a través de los cambios en los MA. Aquellos agentes que contribuyen a la formación y estabilización de los MA son más susceptibles a las prácticas de manejo (Six *et al*., 2004) y, por ello, la ruptura de estos agregados es fuertemente influenciada por el efecto de los SC.

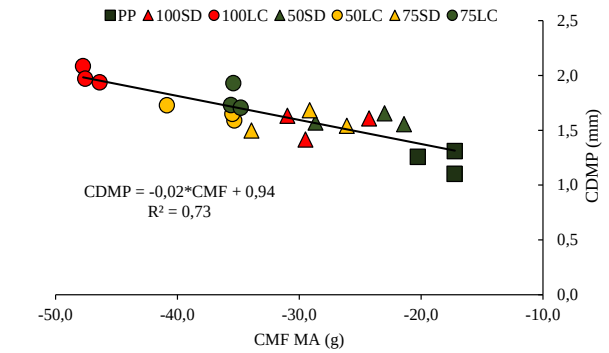


Figura 4. Cambio en el diámetro ponderado (CDMP) en función del cambio de masa de fracción (CMF) de macroagregados en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver en Materiales y Métodos).

La relación entre el CDMP y el IISm se presentan en la Figura 5. El CDMP se redujo significativamente con el incremento del IISm. No obstante, los valores de CDMP fueron mayores para las situaciones con LC respecto a aquéllas con SD. Asimismo, la pendiente de caída en el CDMP fue mayor bajo LC (1,5 mm por unidad de IISm) respecto a SD (0,5 mm por unidad de IISm). Agostini *et al*. (2014), reportaron mayores caída s del CDMP ante aumentos en el IISm para los dos SL, pero coincidiendo con el presente trabajo, las pendientes de caída fueron mayores bajo LC. La exposición y disminución de las fracciones del CO protegidas en los MA (Six *et al*., 2004) podría ser la causa de la caída en la EA mientras que adicionalmente el efecto físico directo producido por el laboreo bajo LC, llevaría a una caída más pronunciada. Domínguez *et al*. (2008) sugirieron que un período de pasturas en la rotación permite recomponer la EA que se redujo durante el ciclo agrícola como resultado de la ausencia de remoción del suelo en dichos períodos y el incremento en el CO. En este trabajo, no se percibió una recuperación notable luego de un periodo de pasturas de dos años, en el tratamiento 50LC, pero si lo fue en el caso de SD. El coeficiente de determinación (R^2) bajo LC fue altamente significativo y el aumento en el IISm permitió explicar el CDMP en un 92 %. En cambio, bajo SD, el R^2 fue significativo, aunque relativamente menor. Estos resultados son coincidentes con lo reportado por Novelli *et al*. (2017) quienes informaron que el aumento en el IISm en sistemas bajo SD provoca un incremento de la cantidad y estabilidad de los MA, explicado por una mayor concentración de CO dentro de ellos. Las diferentes pendientes observadas entre los dos sistemas de labranza permitirían inferir que, desde el punto de vista de la EA, bajo SD sería posible prolongar los periodos con agricultura (< IISm) mientras que bajo LC sería necesario acortarlos (> IISm).

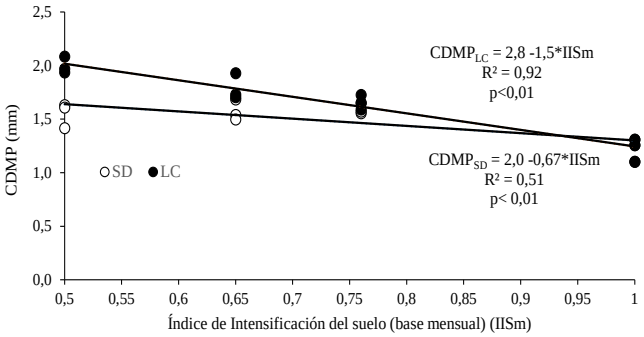


Figura 5. Cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia (base mensual, IISm) en la profundidad de 0-20 cm.

Por lo anteriormente dicho, la proporción de MA estables podría ser un buen indicador de salud del suelo dada la relativa facilidad para su determinación y su relación con diversos aspectos que la definen. Asimismo, el aumento del IISm por la inclusión de pasturas en las rotaciones, conjuntamente con una reducción de la intensidad de roturación del suelo, se presenta como una herramienta valiosa y eficiente para mejorar la salud del suelo afectada durante los períodos bajo cultivos. Sin embargo, es necesario seguir profundizando en el estudio de la distribución del CO y sus fracciones lábiles en las distintas fracciones de agregados y qué relación existe con su estabilidad.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis realizados, para las condiciones en que se desarrolló este estudio, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar las hipótesis planteadas.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado del primer autor. Fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518-16 y AGR536-17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, M.A.; G.F. Domínguez.; G.A. Studdert & S.A.Tourn. 2014. Intensificación del uso del suelo en el Sudeste Bonaerense: impacto sobre algunas variables edáficas. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca, Argentina, mayo 2014. En CD.
-Aparicio, V.C. & J.L. COSTA. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.
- Cates, A.; M. Ruark; J. Hedtke & J. Posner. 2016. Long-term tillage, rotation and perennialization effects on particulate and aggregate soil organic matter. Soil Till. Res. 155:371-380.
- Caviglia, O. & F. Andrade. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. Am. J. Plant Sci. Biotech. 3:1-8.
- Chan, K. & D. Hennan. 1999. Microbial-induced soil aggregate stability under different crop rotations. Biol. Fertil.Soils 30:29-32.
- Domínguez, G.F.; A. Andersen & G.A. Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, mayo 2008. En CD.
- Eiza, M.; G.A. Studdert; N. Fioriti & G.F. Dominguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. Actas XX° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD
- Ernst, O. & G. Siri-Prieto. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. Soil Till. Res. 105:260-268.
- Franzluebbers, A.; J. Sawchik & M.A. Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations intemperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18–26.
- Haynes, R. & M. Beare. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. Soil. Biol. Biochem. 29:1647-1653.
- Li, S.; X. Gu; J. Zhuang; T. An; J. Pei; H. Xie; H. Li; S. Fu & J. Wang. 2016. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. Soil Till. Res. 155:199-206.
- Novelli, L.; O. Caviglia & G. Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. Soil Till. Res. 165:128-136.
- Panettieri, M.; C. Rumpel; M. Dignac & A. Chabbi. 2017. Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions? Sci. Total Environ. 576:251-263.
- Quiroga, A.R. & G.A. Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: H.E. Echeverría & F.O. García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da ed. Pp. 73-100.Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- R Development core team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org. Consulta 10 de junio de 2013
- Roldán, M.F.; G.A. Studdert; C.C. Videla; S. San Martino & L.I. Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- Sheehy, J.; K. Regina; L. Alakukku. & J. Six. 2015. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems Soil Till. Res. 150:107-113.
- Six, J.; E.T. Elliott & K. Paustian. 1998. Aggregate and SOM dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am J. 62:1350–1358.
- Six, J.; E.T. Elliott & K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem. 32:2099-2103.
- Six, J.; H. Bossuyt; S. Degryze & K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, G.; H. Echeverría & E. Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.

C4P137. ROTACIONES CON PASTURAS Y SIEMBRA DIRECTA PARA MEJORAR LA ESTABILIDAD Y EL CARBONO DE MACROAGREGADOS

Tourn [1], Santiago N.; Studdert[1], Guillermo A.; Videla,[1] Cecilia. C y Domínguez[1], Germán F.

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. tourn.santiago@inta.gob.ar

RESUMEN

El estudio de la estabilidad de macroagregados (MA) y su relación con las fracciones de carbono orgánico (CO) permiten comprender el efecto de cambios en el uso del suelo. Se ha propuesto el remplazo de labranza convencional (LC) por Siembra directa (SD) en los sistemas de cultivo (SC) y la rotación con pasturas para mitigar pérdidas de salud del suelo. Se hipotetiza que a) el incremento de la frecuencia de cultivos vivos incluyendo pasturas en la rotación mejoran la estabilización de MA del suelo y que se relaciona con el aumento de fracciones de CO independientemente del sistema de labranza (SL) y b) el uso de SD en la rotación reduce la pérdida de estabilidad de MA independientemente de su nivel de CO. Se tomaron muestras de suelo en un ensayo de rotaciones mixtas y labranza sobre molisoles con distintos SC: agricultura continua bajo LC y SD, rotaciones con pasturas bajo LC y SD, y pastura continua (PP). Se estimó el índice de intensificación de la secuencia (IISm) para los distintos SC y se determinó la estabilidad de los MA. La estabilidad de los MA en los tratamientos con SD como SL no fue diferente entre sí. En cambio, cuando la agricultura continua se realizó bajo LC, se observó una menor estabilidad de los MA respecto a las situaciones bajo el mismo SL y rotaciones con pasturas. La inclusión de pasturas en la rotación de cultivos agrícolas, provocó mayor estabilidad y concentración de CO en los MA. Asimismo, la reducción de la intensidad de laboreo en los periodos agrícolas por el uso de SD, si bien no se produjo aumentos en los niveles de las fracciones de CO, respecto al laboreo agresivo, permitiría mantener la estabilidad de los MA, permitiendo prolongar los periodos bajo agricultura en la rotación.

Palabras claves: salud edáfica, labranza conservacionista, laboreo

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas del Sudeste de Buenos Aires (SEB) han sufrido disminuciones en los niveles de carbono orgánico (CO) total del suelo (COT) debido al disturbio generado por su uso (Quiroga & Studdert, 2014). Si tales disminuciones sobrepasaran determinados umbrales, podrían verse afectados los procesos del suelo, su funcionamiento, los servicios ecosistémicos que presta y su capacidad de recuperación. La disminución de COT está asociada, entre otras, a alteraciones de sus propiedades físicas. La estabilidad de los agregados (EA) es una de las propiedades físicas más afectadas por la pérdida de COT (Aparicio & Costa, 2007), y especialmente, por la de sus fracciones más lábiles, como el CO particulado (COP). Por lo tanto, el estudio de la EA total del suelo y su relación con las fracciones de CO permiten comprender el efecto de cambios en el uso del suelo. Sin embargo, el análisis de estas variables en los agregados de mayor tamaño (>250µm, macroagregados, MA), presentarían mayor sensibilidad (Six *et al*., 1998) que en la masa total del suelo. Los MA son estabilizados por agentes cementantes temporarios como el COP, que son muy susceptibles a las fuerzas de disrupción asociadas al uso del suelo (Six *et al*., 2004).

Las prácticas de manejo conservacionista, como la siembra directa - SD, podrían mejorar la agregación del suelo y su estabilidad (Beare *et al.*, 1994), observándose que en suelos bajo SD existe una mayor proporción de macroagregados estables, respecto a suelos bajo labranza convencional - LC (Six *et al.*, 2000). Esto podría ser consecuencia de la mayor protección del COT y COP en los agregados y, consecuentemente, a la limitada mineralización de las formas ocluidas (Six *et al.*, 1998). La protección física del COT y sus fracciones dentro de los agregados es un factor muy importante en el control de su mineralización y emisión/secuestro de carbono atmosférico (Balesdent *et al.*, 2000). Por otro lado, técnicas de manejo como la intensificación del uso del suelo mediante el aumento en el tiempo ocupado por cultivos y raíces vivas, provocan un aumento de los procesos de exudación y descomposición radical. Esto genera mayor cantidad y frecuencia de aportes de restos de raíces y, en consecuencia, incrementa los niveles de COT y COP (Franzluebbers *et al*., 2014). Por lo tanto, la inclusión de periodos de pasturas en un sistema de agricultura continua puede ser una opción viable para intensificar el uso del suelo manteniendo o mejorando su salud (Studdert *et al*., 1997; Agostini *et al*., 2014).

En el SEB, el uso de SD no ha provocado mejoras en distintas propiedades del suelo respecto a LC (Domínguez *et al*., 2008). Más aún, se ha reportado que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, la EA de la masa del suelo y los contenidos de COT muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2008). Mandiola *et al*. (2011) y Roldán (2012) observaron que bajo agricultura continua con SD, el COP en los MA disminuyó en menor medida que cuando se utilizó LC y que, además, los MA fueron más estables. Domínguez *et al*.

(2008) demostraron que la tasa de disminución de la EA con los años de agricultura bajo SD, fue menor que bajo LC cuando se partió de una situación con bajo disturbio. En el SEB, el aumento en la intensificación de uso del suelo, por la inclusión de periodos cortos de pasturas en sistemas agrícolas, provocó importantes mejoras en los contenidos de COT y COP y la EA (Studdert *et al*., 1997), independientemente del sistema de labranza (SL) utilizado y, especialmente en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2008).

En los suelos del SEB, característicos por su textura franca y altos contenidos de COT, es muy poca la información disponible referida al efecto de periodos largos (>20 años) de agricultura bajo SD y LC y del aumento del índice de intensificación por ciclos cortos de pasturas, sobre la estabilización de MA y secuestro de COT y COP en éstos. Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis: 1) El aumento de la frecuencia de pasturas en la rotación, mejora la estabilidad de los MA en la capa arable relacionada con un incremento de la concentración de COT y COP en éstos, independientemente del SL utilizado durante el periodo agrícola, y 2) El uso de SD durante el periodo agrícola de rotaciones mixtas reduce la pérdida de estabilidad de MA independientemente de su contenido de COT y COP. Para poner a prueba estas hipótesis se planteó el objetivo de evaluar el efecto de distintos SC sobre la estabilidad de los MA y la concentración de COT y sus fracciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron muestras de suelo del ensayo “Rotaciones mixtas y labranzas” de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm) conducido desde 1976. El suelo es un complejo de Argiudoles típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El SC fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N), a las sub-parcelas. Para este trabajo se tomaron muestras sólo de las unidades experimentales que recibieron una dosis de N de 60 kg N *ha^{-1}. Los SC fueron: 1) agricultura permanente bajo SD (100SD), 2) agricultura permanente bajo LC (100LC), 3) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con SD y 25% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (75SD), 4) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con LC y 25% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (75LC), 5) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con SD y 50% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (50SD), 6) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con LC y 50% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (50LC) y 7) pastura permanente con base de gramíneas (PP). En los períodos con agricultura, la secuencia de cultivos fue maíz (*Zea mays* L.)-soja (*Glycine max* (L) Merr.)-trigo (*Triticum aestivum* L.). Al momento del muestreo, el tratamiento PP había estado 20 años bajo pastura continua (desde 1994). El resto de los tratamientos se encontraba con rastrojo de trigo. Los tratamientos 50SD y 50LC habían entrado en pastura dos años antes del momento de muestreo. Los tratamientos 75SD y 75LC habían tenido cinco años de agricultura luego de la última pastura (habían salido de pastura en 2009) y los tratamientos 100SD y 100LC habían tenido 20 años de agricultura más los 18 años de agricultura continua bajo LC desde el inicio del ensayo en 1976. Para estimar la intensificación de uso del suelo para los distintos SC se utilizó el índice de intensificación de la secuencia en base mensual - IISm (Novelli *et al*., 2017). Se consideró un promedio de uso anual del suelo de 6 meses para trigo, soja y maíz, y de 12 meses para los periodos de pastura. Por tanto, para PP el IISm fue 1, 0,76 para 50SD y 50LC, 0,65 para 75SD y 75LC y 0,50 para 100SD y 100LC.

En otoño de 2014 se tomaron muestras de suelo con pala a 0-5 y 5-20 cm de profundidad. Los agregados se separaron en fresco por sus planos naturales de división, hasta pasar por un *tamiz* de 8000 µm y luego se secaron en estufa a 50°C hasta peso constante. Se separaron cuatro fracciones de suelo según la metodología propuesta por Six *et al*. (1998): 1) MA grandes (>2000 µm), 2) MA chicos (2000-250 µm), 3) microagregados (MI) (250-50 µm), y 4) <50 µm. Esta separación se hizo en dos alícuotas de cada muestra cada una previamente re-humedecida según: 1) una de las alícuotas por capilaridad (HC): incubada a temperatura ambiente por 24 h hasta alcanzar la capacidad de campo, y 2) la otra alícuota por humedecimiento violento (HV): sumersión de los agregados secos en el agua justo antes del tamizado. Cada fracción de agregados obtenida de ambos tamizados fue secada en estufa a 50°C hasta peso constante y luego pesada. Se calculó el cambio de masa de la fracción de agregados (CMF) como la diferencia en la masa remanente de agregados luego del HV y el HC, sin corregir por contenido de arena dado que los suelos estudiados tienen un ínfimo contenido de arenas gruesas (determinaciones de texturas previas, datos no mostrados). A los agregados remanentes luego del HC se les determinó el COT por combustión húmeda con mantenimiento de temperatura (Nelson & Sommers, 1982), y el C asociado a los minerales - COA (fraccionamiento según Cambardella & Elliott (1992)). El COP se determinó por diferencia entre COT y COA. En este trabajo se informan los resultados para los MA (MA grandes + MA chicos) a la profundidad de 0-20 cm (promedio ponderado entre 0-5cm y 5-20 cm). Para el análisis de los datos se utilizó el sistema R (R Development Core Team, 2010). En todas las pruebas de hipótesis y comparación de medias (test de Tukey) se consideró un nivel de significación del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

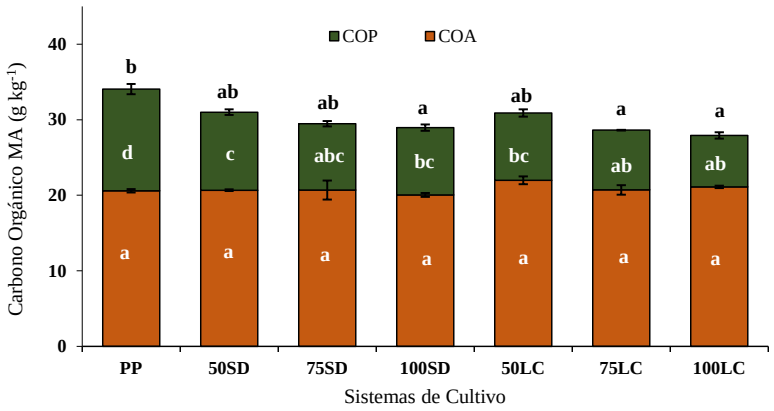


Figura 1. Concentración absoluta de carbono orgánico (CO) total (COT) (barra completa), asociado (COA) (barra inferior) y particulado (COP) (barra superior) en agregados >250µm (MA) para los distintos sistemas de cultivo (ver referencias en Materiales y Métodos). Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas. Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

La concentración absoluta de COT y COP en MA estuvo fuertemente influenciada por los SC, no así la de COA (Figura 1). El tratamiento bajo pastura continua (PP) presentó los mayores valores de COT y COP, pero sólo el COP fue significativamente mayor al de los demás SC. Los valores de COT de los MA de SC con agricultura en la rotación (diferente de PP) no presentaron diferencias (p>0,05) entre sí. En cambio, el COP en los tratamientos con SD en el periodo agrícola fue, en general, mayor que en aquéllos bajo LC. Por otro lado, en la Figura 1 se observa que cinco años de agricultura tanto bajo SD como LC (75SD y 75LC, respectivamente) hicieron que el COP fuera similar a los de agricultura continua (100SD y 100LC, respectivamente). Los contenidos de COP de los SC con alta frecuencia de pasturas en la rotación (50SD y 50LC) no se diferenciaron entre sí. Asimismo, tendieron a ser mayores que los de los SC con menor frecuencia de pasturas en la rotación y con agricultura continua. La mayor cantidad de COT y COP bajo PP podría atribuirse a que los períodos bajo pastura significan mayor volumen y continuidad de producción de biomasa aérea y radical y mayor exploración del suelo por las raíces, estimulando la actividad biológica edáfica (Agostini *et al*., 2014). Los dos años bajo pastura luego de un ciclo agrícola en 50SD y 50LC pueden explicar el mayor COP. Sin embargo, la tendencia a mayor concentración de COP cuando el SL fue SD, puede relacionarse a la mínima disgregación de MA y baja exposición a la mineralización del CO en su interior, respecto a un sistema de labranza agresivo (Six *et al*., 1998). Si bien los valores de COP de los MA de SC con mayor frecuencia de agricultura no fueron diferentes entre sí, el COP de MA en 100LC tendió a ser menor. Este comportamiento se debe a la acción física directa y continua del laboreo y a la exposición y disminución de las fracciones del CO protegidas en los MA.

En la Figura 2 se presenta el CMF de los MA para los distintos SC. Un CMF menos negativo representa mayor estabilidad de los MA. La PP presentó el CMF menos negativo, pero, sin embargo, no se diferenció (p>0,05) de 50SD. Este último SC, si bien tendió a presentar CMF menos negativo, no se diferenció de los demás SC con SD en el periodo agrícola. Los SC con LC en el periodo agrícola, presentaron la menor estabilidad de los MA, siendo 100LC el tratamiento con MA menos estables.

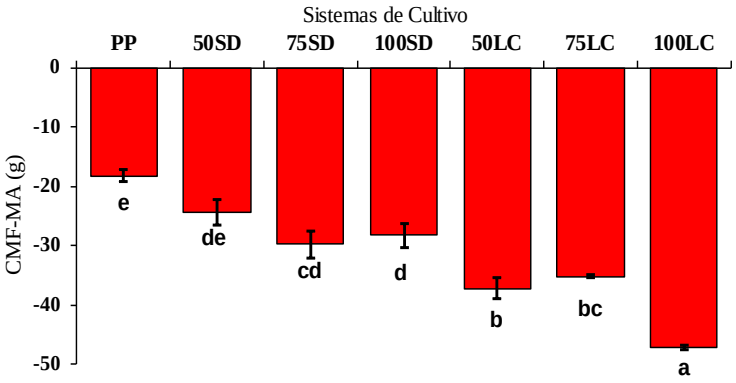


Figura 2. Cambio de masa de las fracciones (CMF) de macroagregados (MA) entre los dos métodos de re-humedecimiento para los distintos sistemas de cultivo (ver referencias en Materiales y Métodos). Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

La estabilidad diferencial de MA entre SC puede estar explicada por la concentración COT y COP en éstos. Six *et al.* (2004) y Li *et al.* (2016) indicaron que la estabilidad de los MA aumentaba con el incremento en la concentración de COT en su interior. Las relaciones entre CMF de MA y su contenido de COP y COT fueron altamente significativas (p<0,01), pero el CMF de MA pudo ser explicado mayormente a través del COP (R^2=0,78) y, en menor medida, por el COT (R^2=0,58).

La permanencia continua de pasturas con sistemas radicales fibrosos y extensos (preferentemente de gramíneas) favorece procesos de exudación y descomposición radical y la consecuente estimulación de la actividad de organismos fúngicos, generando la mayor estabilización de los MA (Haynes & Beare, 1997; Panettieri, *et al.*, 2017). Todos estos factores definen el mayor contenido de COP en los MA bajo PP (Figura 1). Los CMF de MA de los SC bajo SD fueron

notoriamente menores respecto a los de los SC con la misma frecuencia de pasturas, pero bajo LC (Figura 2). Sin embargo, no ocurrió lo mismo con el comportamiento de los contenidos de COP en MA, ya que no se diferenciaron entre pares (100SD vs 100LC; 75SD vs 75LC; 50SD vs 50LC) (Figura 1). Los CMF de MA en los tratamientos con SD como SL no fueron diferentes entre sí (Figura 2). Si bien, bajo 50SD hubo una tendencia a mayor estabilidad de los MA, la situación con agricultura continua bajo SD permitió mantener relativamente estables los MA. En cambio, cuando la agricultura continua se realizó bajo LC, se observó una menor estabilidad de los MA respecto a las situaciones bajo el mismo SL y rotaciones con pasturas (50LC y 75LC, Figura 2). La mayor estabilidad de los MA cuando el SL utilizado fue SD, ha sido citada en diversos trabajos (Beare *et al*., 1994; Six *et al*., 2000; Li *et al*., 2016). Sin embargo, a diferencia de los resultados de este trabajo, estos autores observaron que la mayor estabilidad de los MA se relacionaba con más concentración de CO dentro de ellos. En el SEB, ha sido citado que el efecto físico del laboreo tendría un impacto diferencial sobre la pérdida de EA, respecto a la disminución de CO del suelo (Studdert *et al*., 1997).

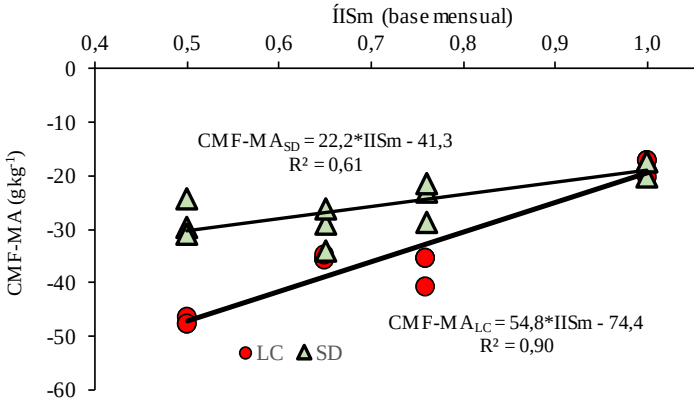


Figura 3. Cambio en la masa de las fracciones de macroagregados (CMF-MA) bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia (base mensual, IISm).

En la Figura 3 se presenta la relación entre el CMF de MA y el IISm. El CMF de los MA aumentó (menos negativo, mayor estabilidad) significativamente con el incremento del IISm. No obstante, los valores de CMF fueron menores (MA menos estables) para las situaciones con LC respecto a aquéllas con SD. Asimismo, la pendiente del CMF en función del IISm fue mayor bajo LC (54,8 g* kg^{-1} por unidad de IISm) respecto a SD (22,4 g *kg^{-1} por unidad de IISm). El coeficiente de determinación (R^2) bajo LC fue alto y la regresión altamente significativa ($p<0,01$) y el aumento en el IISm permitió explicar el cambio de CMF en un 90%. En cambio, bajo SD, la regresión fue significativa ($p<0,01$), aunque relativamente menor (R^2= 0,61; 61%).

En la Figura 4 se muestran las relaciones entre el COT y COP en MA y el IISm. Tanto el COT como el COP aumentaron significativamente con el incremento del IISm. Sin embargo, a diferencia del comportamiento del CMF de MA (Figura 3), los valores de COT y COP no fueron diferentes entre SL. Las rectas de regresión entre SL, no fueron estadísticamente diferentes (datos no mostrados). Los R^2 de ambas rectas de regresión fueron altos y las regresiones altamente significativos (Figuras 4 a y b). El aumento en el IISm permitió explicar la variación de COT y COP en un 70% y 71%, respectivamente. Este comportamiento ha sido citado recientemente por Novelli *et al*. (2017), quienes informaron que el aumento en el IISm, pero en sistemas bajo SD, provocó una mayor concentración de COT dentro de los MA de molisoles del noreste de Argentina.

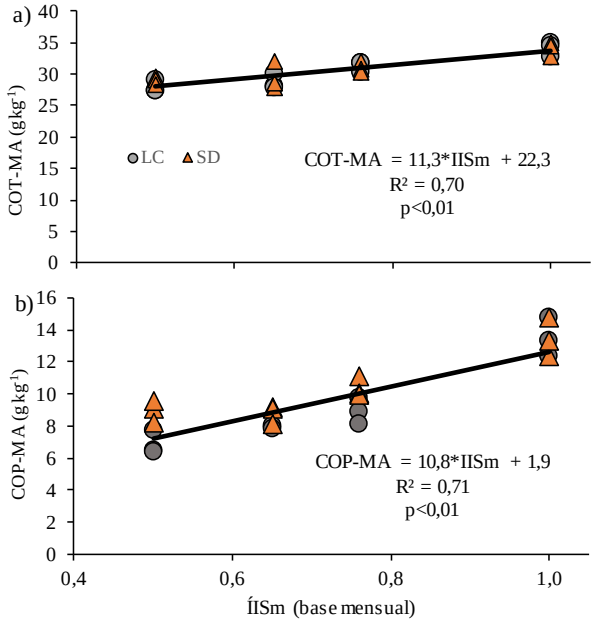


Figura 4. Carbono orgánico total (COT) a) y particulado (COP) b) en macroagreados bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia (base mensual, IISm).

Si bien existió una importante relación entre el CMF de MA y los contenidos de COT y COP en estos, a niveles similares de COT y COP entre SL, los SC bajo LC mostraron CMF más negativos a medida que el IISm disminuía. El disturbio generado en el suelo por el laboreo interrumpe el ciclado de agregados, inhibiendo la acción de agentes cementantes sobre la estabilización de MA (Six *et al*., 2000). Esto llevaría a una caída más pronunciada de su CMF respecto a SD. En suelos del SEB, Roldán *et al*. (2014), observaron que la proporción de MA bajo SD fue mayor que bajo LC y que, además, fueron más estables, pero no existieron diferencias de COP y COT.

Por lo expuesto anteriormente en el SEB, el aumento del IISm por inclusión de pasturas en la rotación de cultivos agrícolas, provocaría una mejora notable en la salud del suelo, que puede manifestarse en mayor estabilidad y concentración de CO en los agregados de mayor tamaño. Asimismo, la reducción de la intensidad de laboreo en los periodos agrícolas, si bien no se produjo aumentos en los niveles de COT y COP, respecto al laboreo agresivo, permitiría mantener la estabilidad de los MA, permitiendo prolongar los periodos bajo agricultura en la rotación. La información presentada en este trabajo ayuda a responder las hipótesis planteadas, aunque consideramos necesario seguir profundizando en el estudio de la protección de COT y COP en los agregados para poder comprender los procesos involucrados en la estabilización de éstos.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis realizados, para las condiciones en que se desarrolló este estudio, se reunieron evidencias suficientes para no rechazar las hipótesis planteadas.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado del primer autor. Fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518-16 y AGR536-17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, M.A.; G.F Domínguez.; G.A. Studdert & S.A Tourn. 2014. Intensificación del uso del suelo en el Sudeste Bonaerense: impacto sobre algunas variables edáficas. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca, Argentina, mayo 2014. En CD.
- Aparicio, V.C. & J.L COSTA. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.
- Beare M.H; M.L. Cabrera; P.F. Hendrix & D.C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pool in conventional and no-tillage soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58(3):787-795.
- Balesdent, J.; C. Chenu & M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil Till. Res. 53(3-4):215-230.
- Cambardella, C.A. & E.T. Elliot. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56(3):777-783.
- Domínguez, G.F.; A. Andersen & G.A. Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, mayo 2008. En CD.
- Eiza, M.; G.A. Studdert.; N. Fioriti & G.F. Dominguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. Actas XX° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD
- Franzluebbers, A.; J. Sawchik & M.A. Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations intemperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18–26.
- Haynes, R. & M. Beare. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. Soil. Biol. Biochem. 29:1647-1653.
- Li, S.; X. Gu; J. Zhuang; T. An; J. Pei.; H. Xie; H. Li; S. Fu & J. Wang. 2016. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. Soil Till. Res. 155:199-206.
- Mandiola, M.; G.A. Studdert; G.F. Domínguez & C.C. Videla. 2011. Organic matter fraction distribution in aggregate sizes of a Mollisol under contrasting managements. J. Soil Sci. Plant Nut. 11(4):41-57.
- Nelson, D.W. & L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R. (eds.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd Ed. Agron. Monogr. 9. pp. 539-579. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
-Novelli, L.; O. Caviglia & G. Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. Soil Till. Res. 165:128-136.
- Panettieri, M.; C. Rumpel; M. Dignac & A. Chabbi. 2017. Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions? Sci. Total Environ. 576:251-263.

- Quiroga, A.R. & G.A. Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: HE Echeverría & FO García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da ed. Pp. 73-100.Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- R Development core team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org. Consulta 10 de junio de 2013.
- Roldán, M.F. 2012. Distribución del carbono orgánico particulado por tamaño de agregados bajo distintos sistemas de labranza. Tesis de *Magister Scientiae*. Área de Post-grado en Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 71 p.
- Roldán, M.F.; G.A. Studdert; C.C. Videla; S. San Martino & L.I. Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- Six, J; E.T. Elliott & K. Paustian. 1998. Aggregate and SOM dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am J. 62:1350–1358.
- Six, J.; E.T. Elliott & K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem. 32:2099-2103.
- Six, J.; H. Bossuyt; S Degryze & K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, G.; H. Echeverría & E. Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.

C4P138. ¿RESPONDEN EL pH, CLORUROS Y POTASIO DE MOSTOS Y VINOS A LA SALINIDAD EDÁFICA?

Vallone, Rosana; Martinez, Laura; Olmedo Federico y Sari, Santiago

E.E.A. INTA Mendoza. San Martín 3853, Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina vallone.rosana@inta.gob.ar

RESUMEN

En Mendoza gran parte de los viñedos están implantados en zonas de alta peligrosidad salina. En Argentina el límite legal de cloruros en los vinos es de 0,6 g/L expresado como KCl. La industria sostiene que los vinos provenientes de zonas salinas y altos contenidos de potasio edáfico presentarían mayores contenidos de Cl^- y K^+. Para estudiar estas relaciones se analizaron durante tres temporadas suelos, hojas, mostos y vinos de distintas variedades en áreas salinas de la cuenca del Río Mendoza. La concentración de Cl^- de pecíolos en cosecha fue inferior al 1% considerado tóxico. La mayor concentración se encontró en Cabernet Sauvignon y la menor en Bonarda. En mostos y vinos la concentración de Cl^- superó el límite legal en Cabernet Sauvignon, Tempranillo y Pedro Gimenez y fueron no cuestionables en Malbec, Bonarda y Criollas. Shiraz duplicó los Cl^- durante la fermentación hasta 1 g/L. No hubo relación entre Cl- de mostos y vinos. El aumento en concentración de Cl^- en vinos estuvo débilmente asociado a aumentos de la salinidad edáfica ($r= 0,55$, $p\leq0,0015$). Malbec presentó mayores concentraciones de Cl^- en hollejos y pulpas respecto de Cabernet Sauvignon, inversamente el vino resultante de éste tuvo menor contenido de Cl^- (0,46 g/L). La diferente relación pulpa:hollejo podría determinar diferente extracción durante la fermentación. No hubo relación entre K intercambiable en suelo y K en vino ($r=0.29$, $p =0,105$). La variedad tuvo influencia sobre K^+ en mosto y pH en vino. Esta información de vinos provenientes de áreas salinas es de interés al negociar los límites composicionales para mercados externos.

Palabras clave: salinidad, vitivinicultura, Río Mendoza

INTRODUCCIÓN

Además de los daños que produce la alta salinidad en la productividad de la vid, existe un problema adicional como es la disminución de la calidad del vino debido al aumento en el contenido de cloruros (Cl^-). Se cree que los sabores salados juegan un papel en el mantenimiento del homeostasis iones y agua. Sin embargo, el consumo de vino con altas concentraciones puede ser desagradable. Relacionado a esta capacidad de los degustadores de percibir el gusto salado cercano a los límites legales, se han establecido umbrales de percepción sensorial de cloruro de sodio (NaCl) en mostos y vinos como herramienta para la toma de decisiones a tiempo sobre la idoneidad de uvas para vinificar (Levi *et al.*,2014).

En Argentina el límite de Cl^- en los vinos es de 0,6 g/L como cloruro de potasio (KCl) y 0,8 g/L como NaCl (Res C.35/2000, Reglamentación vigente INV), Los límites legales varían ampliamente entre países: en Australia el límite legal es de 1 g/L expresado como cloruro de sodio, el vino no debe contener más de 606 mg/L Cl^-; en Sud África es de 100 mg/L de sodio (Na^+) el, Suecia 60 mg/L de Na^+. Turquía 500 mg/L de cloruros como NaCl (Stockley & Looyd-Davis, 2001). Walker *et al.* (2010) han evidenciado que vinos de la variedad Shiraz superaban los límites en Australia en algunos sitios cuyos suelos presentaban CE de 2,1 dS/m a 3,3 dS/m, con viñedos a pie franco o con portainjertos como K51-40. Sumado a esto, también observaron que en los vinos de esta variedad luego de la fermentación aumentaban los contenidos de Cl^-, presentando una relación entre el Cl^- del vino y de la uva de 1,7:1. En ese mismo trabajo, a diferencia de lo observado en Shiraz, el Chardonnay, por vinificarse en blanco, presentó una tasa de extracción de Cl^- distinta, existiendo una relación 1:1 entre el Cl^- del vino y el de la uva. Estos autores también evidenciaron una correlación positiva entre la concentración de Cl^- en pecíolos en floración con la concentración en uvas a cosecha, no obstante, la pendiente de la relación dependía del sitio analizado. Menores concentraciones de cloruros en pulpa y hollejos de Chardonnay respecto de Shiraz injertado sobre Ramsey y 1103 Paulsen también fueron halladas por Tregeagle *et al.* (2006) y Gong *et al.*, (2010).

Este relevamiento pretende determinar las relaciones entre características de suelos áridos regadíos zonales y los contenidos de cloruros, potasio y pH en vides, mostos y vinos de viñedos provenientes de áreas salinas.

MATERIALES Y MÉTODOS

En los años 2014, 2015 y 2016 se seleccionaron a través de técnicas geoestadísticas viñedos cultivados en suelos desde la zona alta a baja de la cuenca del Río Mendoza, abarcando los departamentos de Luján, Maipú y Lavalle. El tamaño muestral se evaluó a partir de la semivarianza de los datos de CEes del estudio del mapa utilitario de suelos (Vallone *et al.*, 2007) aplicando la técnica propuesta por Hengl (2009). Posteriormente se seleccionaron aleatoriamente

sitios con CEes mayores a 4 dS/m según su ubicación en las subcuencas. Se utilizó el software estadístico R (R Core Team 2016). Resultaron 53 viñedos relevados. De cada viñedo seleccionado, se extrajeron muestras representativas de suelo a dos profundidades (0-50 y 50-100 cm) según método de riego gravitacional o presurizado. En ellas se determinó conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEes), pH en pasta, Cl^-, potasio intercambiable con acetato de amonio pH 7 (Kint) y textura por volumen de sedimentación (Nijensohn & Pilasi, 1962). En cosecha, se extrajeron aleatoriamente 150-200 hojas ubicadas en el primer tercio a partir del ápice y con su tamaño definitivo, de brotes con racimos y de 50 a 60 plantas. Se separaron pecíolos de limbos que fueron secados en estufa a 60ºC, molidos y conservados para posteriores análisis. Asimismo, de esas mismas plantas se cosecharon racimos hasta completar unos 40 kg por sitio que se trasladaron a bodega. En bodega se muestrearon 15 racimos y se remitieron a laboratorio para determinar peso y volumen de bayas y peso de raquis. En la cosecha 2014 además, las variedades Malbec y Cabernet Sauvignon fueron estudiadas más en detalle en la subcuenca de la zona alta del Río Mendoza, separando pulpa de hollejos y posterior mineralización con ácido nítrico. En los mostos se determinó pH, ºBrix, acidez total (AT), potasio por espectrofotometría de absorción atómica (EEA) y cloruros por electrodo de ión selectivo (técnica ISE, OIV-MA-AS321-02, 2015). La elaboración de los vinos tintos y blancos se realizó de acuerdo al protocolo del Centro de Estudios Enológicos de la EEA INTA Mendoza. En los vinos resultantes se analizó pH, AT, potasio por EEA y cloruro por ISE. En los tejidos en extracto ácido de pulpas, hollejos, peciolos, raquis y limbos se determinaron cloruros por ISE y potasio por EEA.

Los datos fueron sometidos a análisis estadístico descriptivo, regresiones entre variables, correlaciones simples, análisis de sendero y correlación espacial con el software Infostat y R (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones de Cl^- en pecíolos son relativamente altas, pero inferiores al 1% considerado tóxico para vid en general avanzado el verano (Tabla 1). La variedad con mayor concentración es Cabernet Sauvignon y la de menor Bonarda. El orden de concentraciones de cloruros se mantiene luego en general en mostos y vinos. Hay un marcado efecto varietal sobre la concentración de cloruros en mostos, superando los límites establecidos en Tempranillo, Pedro Gimenez y, Cabernet Sauvignon y evidenciando menores contenidos en Malbec, Bonarda, Shiraz y Criollas (Figura 1) y entre localidades relevadas (Figura 2).

Tabla 1: Concentración de cloruros (%) en pecíolos extraídos al momento de la cosecha por variedad en viñedos relevados en la cuenca del Río Mendoza (promedio 2004-2015.2016)

Variedad	Media ± EE
Cabernet Sauvignon	0,99 ± 0,36
Pedro Gimenez	0,86 ± 0,11
Criollas	0,74 ± 0,15
Malbec	0,65 ± 0,09
	0,
	0,

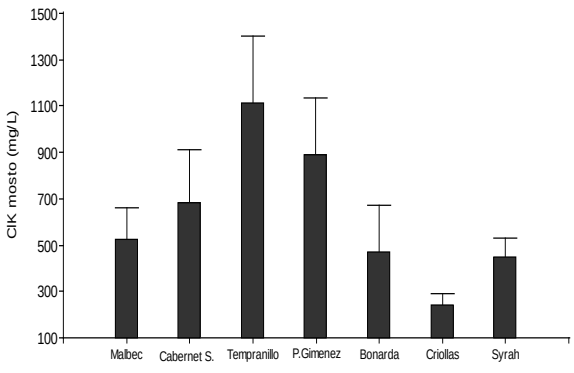


Figura 1: Concentración de cloruros (como KCl) en mostos de distintas variedades relevadas en la cuenca del Río Mendoza en área de suelos salinos (barra vertical indica error estandar)

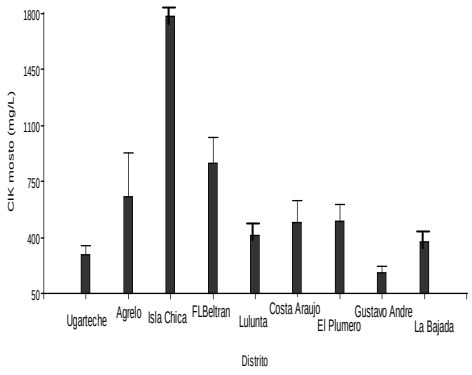


Figura 2: Concentración de cloruros (como KCl) en mostos en distintos distritos vitícolas relevados en la cuenca del Río Mendoza en área de suelos salinos (barra vertical indica error estandar).

Los contenidos de cloruros en mostos, no se relacionan luego claramente con los valores en vinos (Figura 3 derecha), porque dependería también de la capacidad de extracción durante la fermentación de las variedades. La variedad Shiraz es la que más aumentó, al igual que encontraron Walker *et al*. (2010), Tempranillo y Pedro Gimenez disminuyeron y Cabernet Sauvignon, Bonarda, Malbec y las Criollas permanecieron más o menos igual (Tabla 2).

Tabla 2: Concentración de cloruros (expresado como KCl, mg/L) en vinos de distintas variedades de vid relevadas en la cuenca del Río Mendoza 2014 a 2016

Variedad	Media	E.E.	Mín	Máx
Shiraz	1001,6	203,7	629,2	1330,8
Tempranillo	705,8	179,2	526,6	884,9
Pedro Gimenez	698,7	581,0	114,4	1860,7
Cabernet Sauvignon	672,9	232,9	159,8	1667,3
Bonarda	470,5	125,2	316,3	718,4
Malbec	464,3	71,2	175,8	794,1
Criollas	281,4	40,7	191,8	388

Adicionalmente, se evaluó el efecto de la relación hollejo:pulpa en el potencial de extracción de cloruros en la vinificación de variedades tintas. La variabilidad observada tanto en hollejo y pulpa (Figura 3, izq) se debería a la variedad principalmente y al estado hídrico que influiría en el volumen de la baya (no evaluado). Según Gong *et al.*, (2010), las concentraciones de cloruros en hollejos de uvas son 7 a 14 veces mayores que en las pulpas. Además, las concentraciones de Cl^- en hollejos son 3-8 veces mayores que las de Na^+. Durante la fermentación de mostos de vinos tintos involucrando un período de contacto con los hollejos, la concentración de Cl^- se incrementa significativamente durante unos pocos días al inicio de mientras es solamente marginal el incremento de Na^+. El incremento de concentración de cloruros en vinificaciones de Chardonnay fue significativamente menor que los de Shiraz por el no contacto con los hollejos (Tregeagle *et al.*, 2006; Walker *et al.*, 2010). El incremento de Cl^- y Na^+ con el aumento de la salinidad en mostos de Sultana fue mucho mayor a pie franco (243 y 158 mg/L respectivamente a 3.50 dS/m), comparado con Sultana injertada sobre Ramsey (64 y 80 mg/L respectivamente a 3.50 dS/m) y 1103 Paulsen 49 y 51 mg/L respectivamente a 3.50 dS/m (Walker *et al.*, 2004).

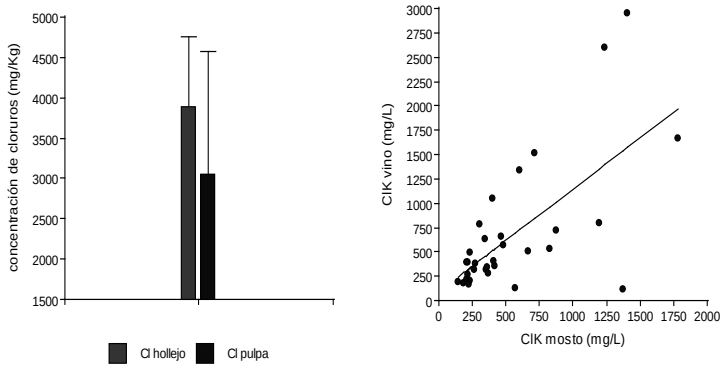


Figura 3: Concentraciones de cloruros en hollejo y pulpa promedios de distintas variedades (izq) y relación entre la concentración de cloruros en mosto y vino, R^2=0,44 (der) procedentes de viñedos relevados en la cuenca del Río Mendoza en área de suelos salinos (barra vertical indica error estandar)

Malbec presentó mayores concentraciones de Cl^- hollejos (0,50%) y pulpas (0,36%) comparado con Cabernet Sauvignon (0,085% y 0,143% respectivamente). Sin embargo, el vino Malbec resultante tuvo menos contenidos de Cl^- (464,3 mg/L) que Cabernet Sauvignon (672,9 mg/L). Esto indicaría que la extracción del anión durante la vinificación es mayor para el Cabernet Sauvignon y las causas físico-químicas aún no están dilucidadas. La relación hollejo:pulpa (0,25 en Malbec y 0,47 en Cabernet Sauvignon) y la capacidad de acumulación y extracción de Cl^- según variedad, explicaría el comportamiento diferencial dentro de la cuenca quizás más que la propia salinidad del suelo (Walker et al., 2003), pero estos aspectos deben ser aun profundizados con más estudios. La correlación entre Cl^- en mostos y vinos con la CEes del suelo, estuvo entre 0,41 y 0,55 respectivamente según los coeficientes de Pearson obtenidos (Tabla 3), superando los valores legales en suelos con CEes mayores a 3,7 dS/m.

Tabla 3: Coeficientes de correlación de Pearson entre distintas variables suelo:mosto:vino en la cuenca del Río Mendoza

Variable 1	Variable 2	Coef. Pearson	p-valor
K vino	K suelo	0,29	0,1258
K vino	K mosto	0,57	0,0017
K vino	pH vino	0,79	<0,0001
pH suelo	pH mosto	0,38	0,0411
Cl vino	CEes	0,55	0,0015
Cl vino	K suelo	0,40	0,0305
Cl mosto	CEes	0,41	0,0232

Con el análisis de sendero se construyeron modelos de causa-efecto entre las variables en vino y edáficas a través de la partición de la correlación en efectos directos e indirectos. Se analizaron las siguientes variables dependientes en vino: Cl^- (expresado como KCl), pH, y K y como variables predictoras del suelo: CEes, Cl^- y Kint. Los resultados indicaron que la correlación entre cloruros en vino y cloruros en suelo fue significativa y directa (r=0,52, p =0,0031) y con CEes (r=0,55, p =0,0015) determinada principalmente por la correlación entre cloruros en vino y cloruros en suelo (r=0,26). Los contenidos de K en vino no estuvieron asociados a variables de salinidad edáficas o K intercambiable (r=0.29, p = 0,105). Tampoco se han encontrado relaciones consistentes en otras zonas vitícolas entre contenido de K en suelo y K en mosto. Dundon *et al*. (1984) no la encontraron y Walkey & Blackmore (2012) sí. Es posible que diferencias varietales y su influencia en la redistribución y movilización de K dentro de la planta sea un factor a considerar (Tabla 4), aspecto no evaluado en el presente estudio. Boulton (1980) postula que la absorción - ATPasa mediante- del K edáfico es esencialmente independiente de la concentración externa del elemento, siempre que no prevalezca una situación de deficiencia. La absorción estaría controlada por la actividad metabólica del citoplasma de las células de la raíz. En algunos trabajos de varios años de duración, no ha habido variaciones en K, pH y AT del mosto. En presencia de deficiencias de K en cambio, sí se han observado estas modificaciones, como en el caso de uvas Concord (Mattic *et al.*, 1972).

El pH del vino (rango entre 3,2 y 4,5) estuvo inversamente correlacionado con los cloruros en suelo (r=-0,45, p =0,0122) y con K en vino (r=0,79, p =0,0001), quien a su vez correlacionó significativamente con K en mosto (r=0,57, p =0,0017). Somers (1975) encontró que altos contenidos de K en mosto se correspondían con altos pH en mosto. Rankine (1977) observó que vinos tintos australianos tuvieron un rango de pH mayor (3,4-4,3) que los franceses (3,0-3,9) ligado a mayores contenidos de K en mosto. Walker & Blackmore (2012) hallaron mayores pH en vino relacionado con mayores sólidos solubles y K en mosto. En nuestro estudio hubo una correlación significativa también entre sólidos solubles y K en mosto (r=0,43, p=0,0227). La variedad influyó en los contenidos de K en mosto y pH en vino (Tabla 4), inversamente relacionado con los contenidos de Cl^- en mostos: Pedro Gimenez y Tempranillo, tuvieron mayor concentración de Cl^- y menores contenidos de K^+ en mosto y pH en vino, al contrario de Bonarda y Malbec (Figura 1 y Tabla 4).

Tabla 4: Contenidos de K en mosto (mg/L) y pH en vinos de distintas variedades relevadas en la cuenca del Río Mendoza

Variedad	K^+ mosto	pH vino
Pedro Gimenez	1373,0	3,27
Tempranillo	1466,5	3,93
Syrah	1654,7	3,67
Criollas	1665,3	3,74
Bonarda	1885,3	4,03
Cabernet Sauvignon	1892,0	4,06
Malbec	1917,4	3,99

En síntesis, en el presente estudio se obtuvo que, a mayores contenidos de cloruros en suelo, menor absorción de potasio (evidenciado por menores concentraciones de K en pecíolos, datos no mostrados), resultando en menores pH y K en vinos. La declinación general en la absorción de potasio con el incremento de la salinidad es en parte atribuible al

reemplazo por el Na^+ (Downton, 1985). Los vinos de Luján resultaron de menor contenido de cloruros (411 mg/L) y mayores valores de K (1609 mg/L) y pH (4,1) (Figura 4). Los distritos de Fray Luis Beltrán (674 mg/L), Agrelo (748 mg/L) y El Plumero (1188 mg/L) presentaron contenidos de cloruros (como KCl) en vinos superiores al límite legal (Figura 5).

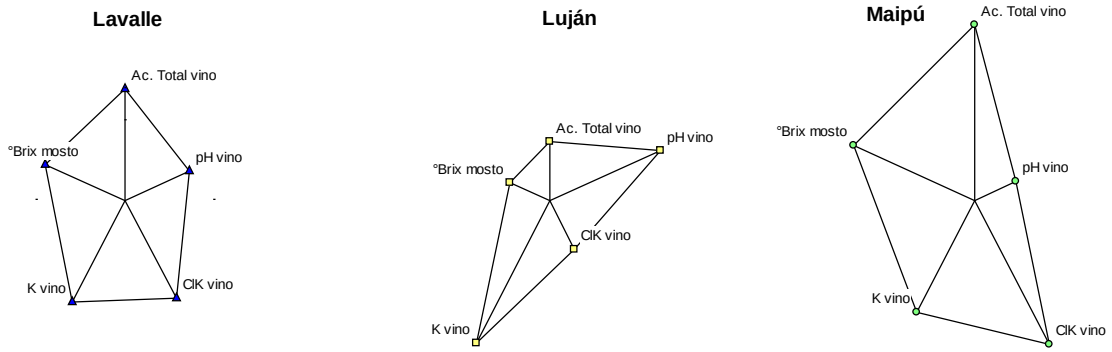


Figura 4. Gráfico de estrellas comparativo de los vinos provenientes de viñedos ubicados en la cuenca del Río Mendoza

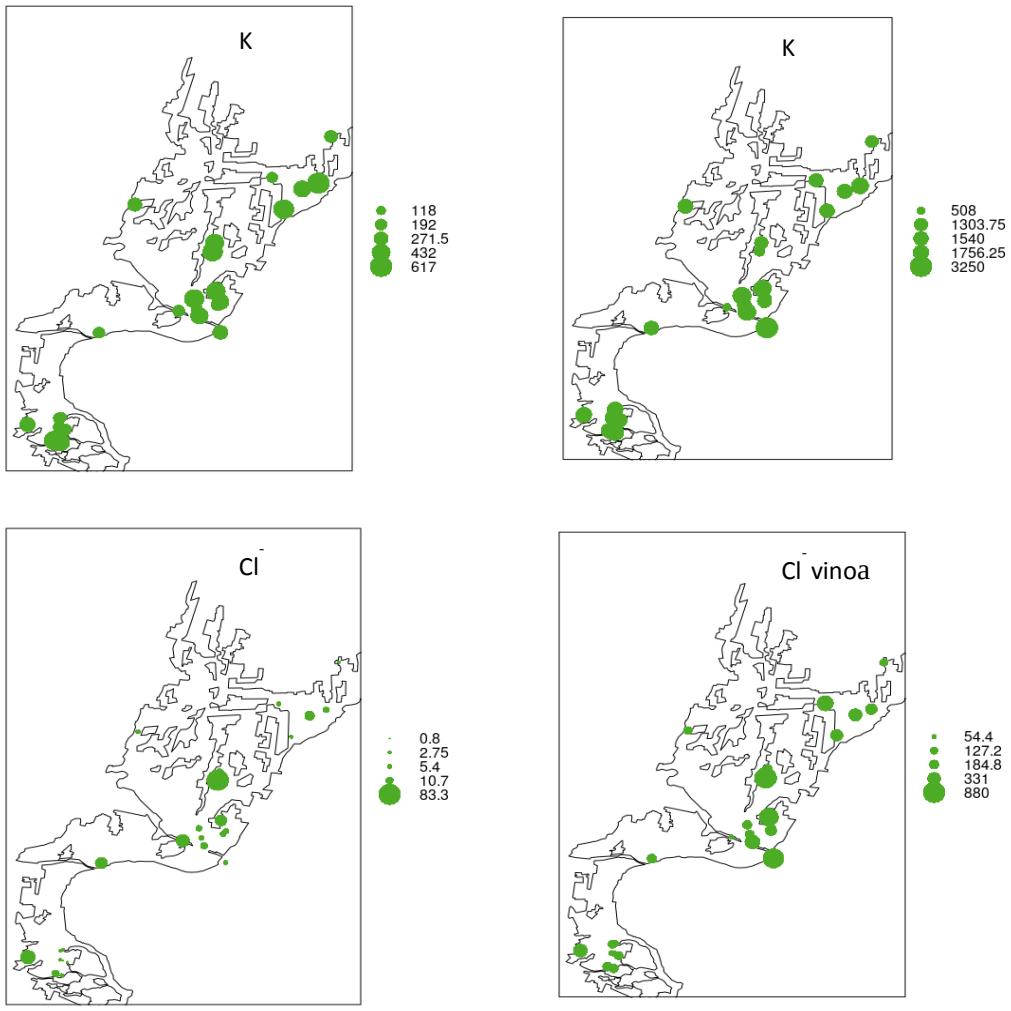


Figura 5. Distribución espacial del contenido de K int en suelo (mg/kg), K en vino (mg/L), cloruros en suelo ($mmol_c$/L) y cloruros en vino (como cloruros en mg/L), de viñedos ubicados en la cuenca del Río Mendoza. (El tamaño de los círculos representan los contenidos medios relativos)

Otro factor que se asoció a los contenidos de cloruros hallados en los vinos fue el sistema de riego. Los vinos provenientes de parcelas de campo regadas por goteo presentaron menores concentraciones (422,4 mg/L Cl^-, CEes 2,84

dS/m) que suelos con riego gravitacional (634,8 mg/L Cl^-, CEes 3,72 dS/m), explicado por el más efectivo control de la salinidad en la zona de enraizamiento bajo el bulbo.

CONCLUSIONES

En el presente estudio los contenidos de K en vino no estuvieron asociados a variables de salinidad edáficas o K intercambiable; a mayores contenidos de cloruros en suelo fue menor absorción de potasio resultando en menores pH y K en vinos. La correlación entre cloruros en vino y cloruros en suelo fue significativa y directa. Los vinos de Luján resultaron de menor contenido de cloruros (411 mg/L) y mayores valores de K (1609 mg/L) y pH (4,1) (Figura 4). Los distritos de Fray Luis Beltrán (674 mg/L), Agrelo (748 mg/L) y El Plumero (1188 mg/L) presentaron contenidos de cloruros (como KCl) en vinos superiores al límite legal. La variedad influyó en los contenidos de K en mosto y pH en vino, inversamente relacionado con los contenidos de Cl^- en mostos: Pedro Gimenez y Tempranillo, tuvieron mayor concentración de Cl^- y menores contenidos de K^+ en mosto y pH en vino, al contrario de Bonarda y Malbec. La relación hollejo:pulpa y la capacidad de acumulación y extracción de Cl^- explicaría el comportamiento diferencial entre Malbec y Cabernet Sauvignon dentro de la cuenca más que la propia salinidad del suelo. Malbec presentó mayores concentraciones de Cl^- en hollejos pero el vino resultante tuvo menos contenidos de Cl^- (464,3 mg/L) que Cabernet Sauvignon (672,9 mg/L). El relevamiento de viñedos y vinificación de esta cuenca continúa y se están vinificando las uvas 2017. Los datos de composición promedio de iones en vinos para las distintas subcuencas y su relación con la salinidad edáfica, son de interés para la industria vitivinícola argentina sobre todo al momento de negociar los límites composicionales de iones en vinos, particularmente los propuestos para cloruros.

BIBLIOGRAFÍA

- Boulton, R. 1980. The relationship between total acidity, titratable acidity and pH in grape tissue. Vitis 19, 113-120.
- Bownton, W.J.S., 1985. Growth and mineral composition of the Sultana Grapevine as influenced by salinity and rootstock. Austr. J. Agric. Res.36: 425-34
- Dundon, C.G.; Smart, R.E.; & Mc Carthy, M.G. 1984. The effect of potassium fertiliser on must and wine potassium levels of Shiraz grapevines. Am J. of Enology and Viticulture 35:200-205.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., & Robledo C.W. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Hengl, T. 2009. A Practical Guide to Geostatistical Mapping. Office (Vol. 13). https://doi.org/10.1016/0277-9390(86)90082-8
- Gong, H.; Blackmore, D.H. and Walker, R.R. 2010. Organic and inorganic anions in Shiraz and Chardonnay grape berries and wine as affected by rootstock under saline conditions. Australian Journal of Grape and Wine Research 16, 227-236.
- Levy C; Petrie, P.R.; Hasted, A.M.; Johnson, T.E.; Collins, C. & Bastian, S.E.P. (2014). Evaluation of sensory thresholds and perception of sodium chloride in grape juice and wine. Am. J. Enol. Vitic. 65 (1), 124-133Mattick, L.R.; Shaulis, N.J. a& J.C. Moyer. 1972. Am. J. Enol. Vitic. 23: 26-30.
- OIV. 2015. Compendium of International Methods of Analysis. http://www.oiv.int/en/technical-standards-and-documents/methods-of-analysis/compendium-of-international-methods-of-analysis-of-wines-and-musts-2-vol
- Nijensohn, L.& H. Pilasi. 1962. Correlación entre contenido de agua a pF0, volumen de sedimentación y porcentaje de arcilla. Resúmenes de Trabajos y Comunicaciones, 2a Reunión Argentina y 1er Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Mendoza.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.
- Rankine, B.C. 1977. Developments in malo.lactic fermentation iN australian red tables wines. Am J. of Enology and Viticulture 28: 27-33.
- Somers, T.C. 1975. In search of quality for red wines. Food Technology in Australia, 27:49-56
- Stockley, C. & Looyds-Davies, S. 2001. Analytical specifications for the export Australian wine. Aust. Wine Research Institute, Adelaide.
- Tregeagle, J.M; Tisdall, J.M.; Blackmore, D.H. & Walker, R.R. 2006. A disminushed capacity for chloride exclusion by grapevine rootstocks following long-term saline irrigation in an inland versus a coastal region of Australia, Aus J. Grape & Wine Res. 12, 178-191.
- Vallone, R.C.; Maffei, J.A; Olmedo, G.F.; Morábito, J.A.; Mastrantonio, L.E; Lipinski, V. & FilippinI, M.F. 2007. Mapa de Aptitud de Suelos con fines de riego y de riesgo de contaminación edáfica de los oasis irrigados de la Provincia de Mendoza. Informe Final al DGI en convenio con la Organización de Estados Iberoamericanos. 65 p, más Anexos Mapas y Fichas de perfiles modales.
- Walker, R.R.; Blackmore, D.H.; Clingeleffer, P.R.; Godden, P.; Francis; L.; Valente, P. & Robinson, E. 2003. Salinity effects on vines and wines. Bulletin de l'OIV 76: 200-227.
- Walker, R.R.; Blackmore, D.H.; Clingeleffer, P.R. & Correl, R.L. 2004. Rootstock effects on salt tolerance of field-grown grapevines (Vitis vinifera L. cv Sultana). 2. Ion concentracions in leaves and juice. Austr. J. og Grape and Wine Research 10, 90-99.
- Walker, R.R; Blackmore, D.H. & Cligeleffer, P.R. 2010. Impact of roostock on yield and ion concentrations I petioles juice and wine of Shiraz and Chardonnay in different viticultural environments with different irrigation water salinity. Australian Journal of Grape and Wine Research, 16(1), 243-257.
- Walker, R.R; Blackmore, D.H. 2012. Potassium concentration and pH inter-relationships in grape juice and wine of Chardonnay and Shiraz from a range of rootstocks in different environments. Austr. J. of Grape and Wine Research, 18:183-193.

C4P139. EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL TALA: EFECTO SOBRE LA EROSIÓN HÍDRICA Y CONTAMINACIÓN

Vangeli, Sebastián [12]; Castiglioni, Mario G. [1]; Kraemer, Filipe B. [13] y Chagas, Celio I. [1]

[1]Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos; [2]INTA/CONICET, Instituto de Clima y Agua; [3]CONICET. vangeli@agro.uba.ar

RESUMEN

En la Pampa Ondulada bonaerense, la superficie agrícola aumentó a expensas del pastizal bajo uso ganadero. El reemplazo del pastizal nativo por agricultura altera la estructura y el funcionamiento del agro-ecosistema, poniendo en riesgo la provisión de algunos servicios ecosistémicos, entre los cuales se encuentra la protección del suelo. El objetivo de este trabajo fue: Cuantificar el avance de la agricultura en la cuenca del Arroyo del Tala en las últimas tres décadas a través del uso de herramientas de teledetección, estimando su efecto sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos. Se trabajó con imágenes LandSat de cuatro campañas entre los años 1987 y 2015 (27 escenas). Para cada campaña, se clasificaron los píxeles según si eran o no agrícolas, lo cual permitió cuantificar la evolución de la superficie agrícola en el periodo bajo estudio. Utilizando la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE), se calculó la erosión potencial y actual de las tierras agrícolas y del pastizal. A su vez, se estimó el cambio en la producción de sedimentos de la cuenca al Arroyo del Tala por el avance de la agricultura. Los resultados obtenidos indican que para el periodo 1987-2015, la agricultura avanzó sobre 26% de la superficie de la cuenca, ocupando en la actualidad casi el 80% de su superficie total. La erosión potencial de los suelos incorporados a la agricultura fue 45,1 t ha^{-1} $año^{-1}$, valor un 23% mayor que en las tierras tradicionalmente agrícolas. La erosión hídrica actual promedio de la cuenca aumentó de 3,6 a 4,4 t ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que 6.000 hectáreas se adicionaron a las 14000 preexistentes con erosión actual por encima de la tolerancia (6 t ha^{-1} $año^{-1}$). Este comportamiento determinaría un incremento de casi 22000 t $año^{-1}$ en la cantidad de sedimentos que alcanzarían el Arroyo del Tala.

Palabras claves: Degradación, uso de la tierra, contaminación difusa

INTRODUCCIÓN

El reemplazo de vegetación nativa por agricultura provoca fuertes alteraciones en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, poniendo en riesgo la provisión de muchos servicios ecosistémicos tales como la protección del suelo, el ciclado de nutrientes y carbono, la regulación hidrológica y la purificación del agua (Chapin *et al.*, 2000; Foley *et al.*, 2005). En la Pampa Ondulada, la superficie destinada a la producción de cultivos anuales aumentó en las últimas décadas (Viglizzo *et al.*, 2010), ocupando en algunos casos tierras marginales frágiles (Kraemer *et al.*, 2013). Pese a que en esta región las pendientes son menores al 3% y el sistema de labranza más utilizado es la siembra directa, existe preocupación debido a la existencia de procesos de erosión hídrica severos (Chagas *et al.*, 2014). A pesar de la generalización en la implementación de la siembra directa, en esta región existen evidencias de la existencia de procesos de erosión hídrica severos, los cuales podrían estar asociados a un mal uso del territorio.

Las cuencas son unidades de gestión adecuadas para planificar el uso de la tierra en paisajes fluviales. Sin embargo, es escasa la información disponible a dicha escala, respecto a la incidencia de la distribución de la superficie agrícola y al efecto de su avance sobre los niveles de erosión hídrica y la contaminación difusa de cursos de agua con sedimentos.

Los objetivos de este trabajo fueron: 1) Cuantificar para las últimas tres décadas, el avance de la agricultura y su distribución espacial en la cuenca del Arroyo del Tala y 2) Estimar el efecto de dicho avance sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos en la cuenca del Arroyo del Tala.

Para cumplir con el primer objetivo y utilizando herramientas de teledetección, se analizó el área bajo agricultura de la cuenca del Arroyo del Tala para cuatro campañas comprendidas entre los años 1987 y 2015. Como consecuencia se obtuvo un mapa sintético que resume el uso de la tierra para dicho período. Se estimó el avance de la producción de cultivos en cada uno de los tercios en que se dividió la cuenca, diferenciando a su vez los sectores altos del plano aluvial dominado por suelos hidrohalomórficos con aptitud ganadera. Para cumplir con el segundo, se elaboró un mapa de erosión potencial de la cuenca del Arroyo del Tala. A su vez, se estimó el cambio en la tasa de erosión hídrica y en la

producción de sedimentos, atribuible al aumento en el área agrícola para el periodo comprendido entre 1987/88 y 2014/15, registrado en el mapa sintético.

MATERIALES Y MÉTODOS

Estimación de la superficie agrícola

Se identificaron los principales usos de la tierra (ganadería y agricultura) para el periodo comprendido entre 1987 y 2015, en el cual se presume que ocurrieron cambios significativos en la superficie destinada a las producciones agrícola y ganadera. Debido a la disponibilidad de un registro histórico de imágenes de características similares durante ese periodo, se trabajó sobre escenas de los sensores TM y OLI provenientes de las plataformas LandSat 5 y 8 (path row: 226-83). Las campañas fueron seleccionadas por su disponibilidad de imágenes distribuidas a lo largo del año: 1987/88 (7 escenas), 1992/93 (7 escenas), 2006/07 (7 escenas) y 2014/15 (6 escenas). Se utilizó un producto de Reflectancia de Superficie de la web EarthExplorer, perteneciente al Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Este producto incluye correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas (más especificaciones del producto: https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/lasrc_product_guide.pdf). Se calculó el NDVI para cada escena a través de la fórmula: (IRc-R)/(IRc+R); donde IRc es la banda correspondiente a la porción del infrarrojo cercano en el espectro electromagnético y R la del rojo. Se realizó una pila de capas ("Layer stack") para cada campaña con los valores de NDVI de cada fecha. Luego, se calculó el desvío estándar del NDVI para cada campaña, el cual fue utilizado para realizar la clasificación. Aquellos píxeles bajo agricultura presentan mayor desvío estándar, por lo cual se pudo establecer un umbral de desvío estándar a partir del cual se consideró que los pixeles estaban bajo agricultura. En primer lugar, se realizó la clasificación para la campaña 2014/15, utilizando este criterio de umbral de desvío estándar. Se validó esta metodología con 16 lotes agrícolas y ganaderos relevados a campo durante esa campaña, arrojando un valor de eficiencia muy satisfactorio (95%). Luego se replicó la misma metodología para las campañas previas, en las que no se contaba con información de terreno. Los valores de desvío estándar utilizados como umbral se definieron para cada campaña, a partir de la observación de histogramas y los valores de NDVI para cada fecha.

Una vez realizada la clasificación de los píxeles correspondientes a agricultura en cada una de las cuatro campañas, se procedió a realizar un mapa sintético de uso de la tierra para el periodo bajo estudio. Para ello se clasificaron los píxeles en cinco categorías, en función de su clase en cada campaña: i) Agricultura continua: clasificados como agricultura en las cuatro campañas, ii) Agricultura en rotación: al menos en una campaña no fueron clasificados como agricultura, iii) Avance agricultura: no fueron clasificados como agricultura en la(s) primera(s) campaña(s) y se mantuvieron como agrícolas una vez que fueron clasificados como tales, iv) ganadería: no fueron clasificados como agricultura en ninguna de las cuatro campañas y v) urbano: delimitada manualmente a partir de imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth. Luego se realizó un filtro de mediana (3x3) para obtener el producto final.

Para identificar el avance de la agricultura dentro del plano aluvial del Arroyo del Tala, se seleccionaron las unidades cartográficas del mapa de suelos de INTA (1:50.000) que, por su ubicación y características, pertenecían a dicho sector. Las unidades cartográficas seleccionadas poseen suelos con algún grado de hidro-halomorfismo y están ubicadas en sectores deprimidos, próximos al mencionado Arroyo.

Estimación de la erosión hídrica y producción de sedimentos

Para estimar la pérdida de suelo por erosión hídrica se utilizó la USLE (Ecuación 1):

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

Donde A es la pérdida de suelo estimada (t ha^{-1} $año^{-1}$), R es la erosividad de las lluvias (Mj*mm*ha^{-1}*h^{-1}), K es la erodabilidad del suelo [(t*ha^{-1}*$año^{-1}$)*(Mj*mm*ha^{-1}*h^{-1}) $^{-1}$], LS es un factor topográfico, C es un factor de cobertura y manejo y P es un factor de prácticas sostén.

A partir de la USLE, se generó un mapa de erosión potencial para la cuenca del Arroyo del Tala (no presentado). Este mapa se obtuvo a través del producto de los primeros tres factores de la ecuación (R, K y LS) y es una medida de la fragilidad de las tierras a sufrir el proceso de erosión hídrica. El factor LS fue obtenido a partir de un Modelo Digital de Elevación (Kraemer *et al.*, 2013), utilizando la ecuación propuesta por Wischmeier & Smith, 1978 (Ecuación 2).

$$factor\ LS = \left(\frac{L}{22{,}13}\right)^{m} * \ (0{,}006541\ S^2 + 0{,}0045\ S + 0{,}0065) \quad (2)$$

Donde L es la longitud de la pendiente, S es el gradiente y m es un coeficiente que varía entre 0,2 y 0,5 según el grado de la pendiente. El factor K fue estimado utilizando el nomograma de Arnoldus (1977), a partir de algunas propiedades edáficas obtenidas del mapa de suelos de INTA a escala 1:50.000. Se calculó el K para cada serie del mapa de suelos. Para obtener el K de las unidades cartográficas, se realizó un promedio ponderado de los valores de K, teniendo en cuenta la proporción en superficie de cada una de las series que integran cada unidad. Se utilizó un factor R uniforme para toda la cuenca, de 520 Mj*mm*ha^{-1}*h^{-1}, calculado para esta cuenca a partir del análisis de datos pluviográficos en el periodo 2001-2013 (Kraemer *et al.*, en prensa). El mapa de erosión potencial resultante cuenta con una resolución de 30 metros.

Para estimar la erosión actual, se multiplicó la erosión potencial por los factores C y P. El C fue obtenido a partir de una ecuación que relaciona el factor C con el NDVI obtenido de sensores remotos (Van der Knijff *et al*., 1999) (Ecuación 3).

$$\text{factor C} = \exp\left[-\alpha \text{ x } \left(\frac{\text{NDVI}}{\beta - \text{NDVI}}\right)\right] \quad (3)$$

De acuerdo a la bibliografía disponible para otros sitios, se utilizó un valor α de 2 y β de 1 (Vrieling, 2006; Prasannakumar *et al.*, 2011; Parveen & Kumar, 2012). Se obtuvo un valor de C para cada uso de la tierra (agricultura, ganadería y agricultura en rotación), para las campañas comprendidas entre 2000-2001 y 2016-2017, inclusive. Los valores de NDVI utilizados provienen de una serie del producto MOD13Q1 (ORNL DAAC, 2017), el cual provee un dato cada 16 días. Se seleccionaron al azar 28 lotes agrícolas (198 píxeles), 22 ganaderos (197 píxeles) y 33 de agricultura en rotación (188 píxeles). Se realizó un promedio del NDVI para todas las campañas estudiadas y para cada uso de la tierra, a partir del cual se calculó el factor C a través de la ecuación 3. El factor P fue considerado 1, suponiendo la ausencia de prácticas específicas para el control de la erosión hídrica.

Para estimar la cantidad de sedimentos que alcanzan el Arroyo del Tala, se utilizó el Sediment Delivery Ratio (SDR), que establece la relación entre la erosión hídrica actual y el rendimiento de sedimentos de una cuenca en un determinado periodo de tiempo. Para calcularlo, se utilizó una relación simple entre el SDR y el tamaño de la cuenca, propuesto por Vanoni (1975) a través del estudio de 200 cuencas de alrededor del mundo (Ecuación 4).

$$SDR = 0{,}47 * Fi^{-0.125} \quad (4)$$

Donde Fi es el área de la cuenca en km^2. La producción de sedimentos se estimó de manera individual para cada tercio de la cuenca. Para ello, en primer lugar, se calculó la producción de sedimentos en la cuenca superior. Para la cuenca media, la estimación se realizó integrando este sector y la cuenca superior. Luego, para obtener la salida de sedimentos que se le atribuye a la cuenca media, se le restó la estimación obtenida previamente para la cuenca superior. El mismo procedimiento se realizó con la cuenca inferior, para la cual se calculó la producción de sedimentos de toda la cuenca, y luego se le restó las estimaciones realizadas en los tercios superior y medio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La agricultura es la actividad predominante en la cuenca del Arroyo del Tala, ocupando en la actualidad casi el 80% de su superficie total (Tabla 1). En el período bajo estudio, 20991 hectáreas se incorporaron a la agricultura. Es decir, un promedio de casi 800 hectáreas por campaña (el 1% de la superficie de la cuenca). En los suelos del plano aluvial con características hidro-halomórficas, la actividad predominante es la ganadería (Figura 1), aunque la agricultura ocupa más de un 35% de su superficie (Tabla 1).

El tercio superior de la cuenca presenta menor incidencia de agricultura y mayor de ganadería respecto a los tercios medio e inferior, debido a la baja superficie agrícola en el plano aluvial (Tabla 2). Esto podría deberse a que la cuenca superior presenta menores pendientes y baja capacidad de disipación de agua y, en consecuencia, existe una importante área con suelos de drenaje pobre y problemas de halomorfismo. Por su parte, los sectores medio e inferior de la cuenca, presentan pendientes con mayor gradiente y más densidad de vías de drenaje. Por lo tanto, la presencia de suelos hidro-halomórficos es menor (Massobrio *et al.*, 1998), permitiendo una mayor actividad agrícola. Mientras que en 1987/88, la superficie agrícola era mayor en la cuenca superior, disminuyendo su importancia hacia los tercios medio e

inferior, actualmente la distribución es similar en los tres sectores. Esto se debe a que la expansión dela agricultura desde 1987 a la actualidad siguió una tendencia contrapuesta a la anteriormente señalada (Δinferior > Δmedia > Δsuperior) (Tabla 2).

Tabla 1: Distribución de los distintos usos de la tierra, de acuerdo a la superficie y proporción de la cuenca ocupada.

	Superficie (ha)		Porcentaje (%)	
Uso de la tierra	Cuenca Total	Plano aluvial	Cuenca Total	Plano aluvial
Ganadero	16.263	12.372	20,18%	63,53%
Avance Agrícola	20.991	2.281	26,05%	11,71%
Agricultura en rotación	16.586	2.825	20,58%	14,51%
Agricultura continua	26.334	1.997	32,68%	10,25%
Urbano	419	0	0,52%	0,00%
TOTAL	**80.594**	**19.475**	**100%**	**100%**

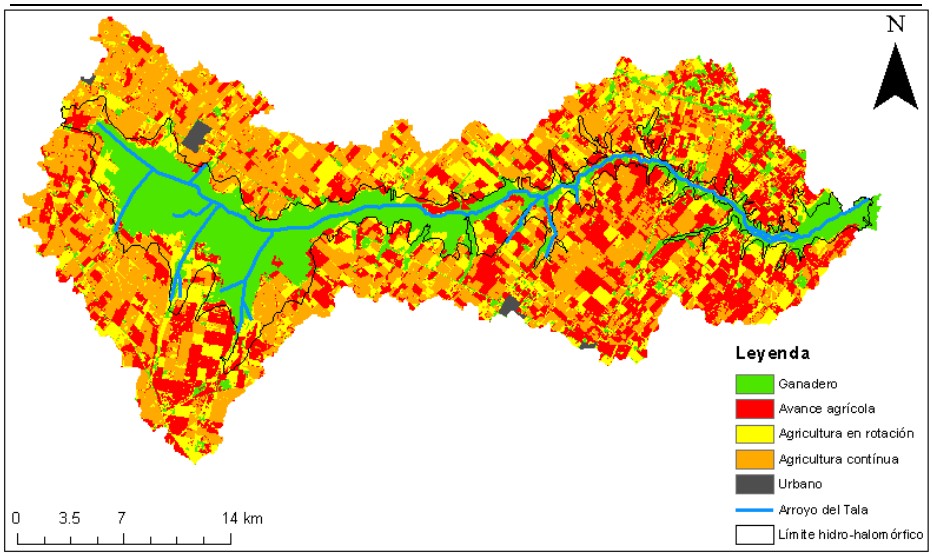


Figura 1: Mapa sintético de usos de la tierra en la cuenca del Arroyo del Tala (Provincia de Buenos Aires) para las campañas comprendidas entre 1987/88 y 2014/15.

Tabla 2: Porcentaje de la superficie ocupada por agricultura (incluye las categorías Agricultura continua, Avance de agricultura y Agricultura en rotación del mapa sintético) en las campañas 1987/88 y 2014/15, para los sectores altos y del plano aluvial, de acuerdo al sector de la cuenca considerado.

Superficie ocupada por agricultura (%)				
	Cuenca	1987/88	2014/15	Diferencia (Δ)
Sectores altos	Superior	71,53%	95,91%	24.38%
	Media	64,32%	92,56%	28.24%
	Inferior	51,68%	91,30%	39.61%
Plano aluvial	Superior	23,23%	31,99%	8.76%
	Media	31,40%	50,62%	19.22%
	Inferior	34,67%	60,53%	25.85%
TOTAL	Superior	56,12%	75,51%	19.39%
	Media	56,05%	82,02%	25.97%
	Inferior	50,49%	89,14%	38.65%

En consonancia con las características geomorfológicas descriptas previamente, en el tercio superior de la cuenca se observaron los menores valores de erosión potencial, mientras que, a partir del tercio medio, se estimaron los más elevados, (Tabla 3). Por su parte, las tierras potencialmente más frágiles a la erosión, fueron aquellas sobre las que avanzó en mayor proporción la agricultura en los últimos 30 años (Tabla 4). Por lo tanto, el incremento del área con cultivos anuales en general, y sobre todo la agriculturización de dichas áreas marginales, ocasionaría mayores tasas de pérdida de suelo.

Tabla 3: Erosión potencial para las posiciones altas y del plano aluvial, de los distintos sectores de la cuenca del Arroyo del Tala

		Erosión potencial (t ha^{-1} año^{-1})	
		Posiciones altas	Plano aluvial
Cuenca	Superior	31,80	41,01
	Media	40,95	48,98
	Inferior	50,85	63,60

Tabla 4: Erosión potencial promedio y desvío estándar para las tierras sobre las que avanzó la agricultura (1987-2015) y para aquellas con agricultura permanente

Uso de la tierra	Erosión potencial (t ha^{-1} año^{-1})
Avance agricultura	45,08 ± 32,17
Agricultura continua	36,59 ± 23,4

Los valores del factor C obtenidos a través del NDVI (Van der Knijff *et al.*, 1999), fueron los siguientes: 0,135 para agricultura, 0,068 para ganadería y 0,122 para agricultura en rotación. Combinando la información provista por el mapa de uso de la tierra (Figura1), la erosión potencial y los valores del factor C antes mencionados, se elaboraron mapas de erosión actual correspondientes a los años 1987 y 2015 (no presentados). Al aplicar los criterios que resume el trabajo de Li *et al.*, (2009), la tolerancia a la pérdida de suelo para esta cuenca sería en promedio de 6 t ha^{-1} año^{-1}. Considerando los resultados de erosión actual obtenidos (Tabla 5), el porcentaje de la superficie de la cuenca por encima de ese valor sería en 1987/88 del 17,3%, aumentando en 2014/15 al 24,6%. Esto significa que alrededor de 6.000 hectáreas se adicionaron a las 14.000 preexistentes con niveles de erosión por encima de la tolerancia.

A su vez el avance de la agricultura observado hasta el período 2014/2015, habría provocado un aumento en la producción de sedimentos en el Arroyo del Tala de casi 22.000 toneladas anuales, lo cual representa un 31% adicional respecto al periodo 1987/88 (Tabla 5).

Tabla 5: Pérdida de suelo, Sediment Delivery Ratio (SDR), producción de sedimentos y sedimentos total producidos para cada tercio de la cuenca del Arroyo del Tala, para a) 1987/88 y b) 2014/15

a)

	Pérdida de suelo (t ha^{-1}año^{-1})	SDR (%)	Sedimentos producidos (t ha^{-1}año^{-1})	Superficie (km^2)	Sedimentos totales producidos (t año^{-1})
Superior	3,00	22,17	0,67	407,58	27.111,61
Media	3,86	21,42	0,83	130,36	17.359,42
Inferior	4,30	20,36	0,87	268,00	26.092,64
					70.563,67

b)

	Pérdida de suelo (t ha^{-1} año^{-1})	SDR (%)	Sedimentos producidos (t ha^{-1} año^{-1})	Superficie (km^2)	Sedimentos totales producidos (t año^{-1})
Superior	3,43	22,17	0,76	407,58	30.997,61
Media	4,64	21,42	0,99	130,36	22.459,80
Inferior	5,63	20,36	1,15	268,00	38.931,77
					92.389,18

CONCLUSIONES

En las últimas tres décadas, la superficie bajo agricultura aumentó en la cuenca del Arroyo del Tala, especialmente en aquellos sectores que poseen mayor fragilidad a la erosión hídrica. Este comportamiento generó un aumento en la tasa promedio de erosión a nivel de cuenca y en la producción de sedimentos que alcanzarían el Arroyo del Tala. A partir de la utilización de herramientas de teledetección y SIG, se identificaron aquellos sectores de la cuenca en los que, a partir de buenas prácticas agrícolas, se debería controlar los procesos erosivos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto UBACyT 20020130100709BA (Universidad de Buenos Aires).

BIBLIOGRAFÍA

- Arnoldus, HMJ. 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. FAO Soils Bull. 34: 39-51
- Chagas, CI; FB Kraemer; OJ Santanatoglia; M Paz & JA Moretton. 2014. Biological water contamination in some cattle production fields of Argentina subjected to runoff and erosion. Spanish J Agric Res 12(4):1008-1017.
- Chapin, FS; ES Zavaleta; VT Eviner; RL Naylor; PM Vitousek; HL Reynolds; DU Hooper; S Lavorel; OE Sala; SE Hobbie; MC Mack & S Diaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. Nature 405: 234–242.
- Foley, JA; R DeFries, GP Asner; C Barford; G Bonan; SR Carpenter; FS Chapin, MT Coe; GC Daily; HK Gibbs, JH Helkowski; T Holloway; EA Howard; CJ Kucharik; C Monfreda; JA Patz; IC Prentice; N Ramankutty & PK Snyder. 2005. Global consequences of land use. Science 309:570–574
- Kraemer, FB; CI Chagas; G Marré, EA Palacín & OJ Santanatoglia. 2013. El desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca representativa de la pampa ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y la erosión hídrica. Ci del Suelo 31:8392.
- Kraemer, FB; CI Chagas; L Ibañez; P Carfagno, S Vangeli. 2018. Análisis y predicción de la erosividad de las lluvias para el partido de San Pedro (Bs. As.). Ci Suelo (En prensa).
- Massobrio, MJ; MG Castiglioni; CI Chagas & OJ Santanatoglia. 1998. Análisis de sensibilidad de un modelo predictivo distributivo de producción de sedimentos y nutrimentos asociados (AGNPS) en una microcuenca del arroyo del Tala, Argentina. Revista Terra Latinoamericana 16(4): 371-377.
- ORNL DAAC. 2017. MODIS Collection 6 Land Product Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA.
- Parveen, R & U Kumar. 2012. Integrated Approach of Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for Soil Loss Risk Assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. J of Geographic Information Systems 4:588-596
- Prasannakumar, V; H Vijith & N Geetha. 2011. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. Geosci. Front 3:209–215
- Van der Knijff, JM; RJA Jones & L Montanarella. 1999. Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau. EUR 19044, 52pp.
- Vanoni, VA. 1975. Sedimentation engineering. Manuals and reports on engineering practice. N 54, American Society of Civil Engineers, New York.
- Viglizzo, E; L Carreño; H Pereyra; F Ricard; J Clatt & D Pincén. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: Viglizzo, E. y E. Jobbágy (Eds.): Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires. 102 pp.
- Vrieling, A. 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: a review. Catena 65, 2–18.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.

C4P140. EVALUACIÓN DE LA INTENSIFICACIÓN DE CULTIVOS MEDIANTE ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELO

Vargas Lorena; Diez Norberto; Bulos Laura y Costa María Cristina

Departamento de Tecnología. Edafología. Universidad Nacional de Luján. Inters. Rutas Nacional 5 y 7. Buenos Aires. Argentina
mariacristinacosta2004@yahoo.com.ar.

RESUMEN

En el ambiente edáfico se producen modificaciones atribuidas al uso y manejo del suelo afectando su calidad. La intensificación de las secuencias de cultivos propone un uso más eficiente de los recursos ambientales a través de una mayor ocupación del suelo con cobertura vegetal viva, logrando un aporte frecuente y continuo de residuos vegetales, incorporando materia orgánica lábil, que actuaría como núcleo en la formación de macroagregados mejorando la estabilidad estructural. El efecto de dicha alternativa productiva puede ser valorada mediante índices e indicadores de calidad de suelo. El objetivo fue evaluar mediante índices funcionales (IF) e índice de estabilidad estructural (IEE) el efecto de la intensificación de cultivos en una campaña agrícola y obtener valores zonales de los mismos. El ensayo se realizó en un establecimiento del partido de Luján (BBAA.) durante 12 meses comprendidos entre los años 2014 y 2015, sobre suelo Argiudol típico, en parcelas con tres repeticiones y diseño completamente aleatorizado. Los tratamientos, definidos mediante el Índice de Intensificación (II), propuesto por Sasal (2010), fueron: (MI) Muy intensivo (II:1), pastura naturalizada de treinta años; (MeI) Mediana intensidad (II:0,92), rotación de cultivos de soja-trigo/soja-maíz siembra directa continua y cultivo de cobertura (CC) y (PI) Poco intensivo (II 0,5) siembra directa continua en rotación de cultivos de soja-trigo/soja-maíz. El CC utilizado fue avena (*Avena sativa L.)* sembrado después de la cosecha del cultivo de verano y secado mediante una aplicación química con glifosato a razón de 2,5 L/ha, a inicio de encañazón. Se tomaron muestras del horizonte superficial, a dos profundidades de 0-5 y 5- 20 cm. Se evaluó Materia Orgánica Particulada (MOP) por fraccionamiento físico (Cambardella et al. 1999 modificado); carbono orgánico (CO) (IRAM- SAGPyA 29571-2) y la conversión a materia orgánica por el factor de van Bemmelen. Se evaluó el efecto del uso del suelo a través de los índices: Índice de Estratificación, IE (Franzluebbers, 2002), Índice MOP/MO, Índice Reserva de Carbono, IRC **(**Blair *et al*., 1995) e Índice de Estabilidad Estructural (IEE) mediante el cambio de Diámetro Medio Ponderado (DMP) por el método de Le Bissonnais (1996). Los resultados fueron analizados mediante ANOVA según diseño completamente al azar, con partición del error por submuestreo, y comparaciones de medias utilizando el Test de Duncan (p<0,05). Los índices IE, MOP/MO y IRC, permitieron diferenciar significativamente el uso MI (2,052; 0,415 y 1 respectivamente) de MeI (1,536; 0,230 y 0,835 respectivamente) y PI (1,459; 0,205 y 0,711 respectivamente) pero no entre ellos, sin embargo en el tratamiento MeI se evidencia una mejora en dichos índices por la inclusión de un CC. El IEE solo diferenció significativamente MI (2,76) de MeI y PI (1,93 y 1,90 respectivamente) sin que el CC influenciara en los valores de los índices. Los índices utilizados contribuyeron a caracterizar el comportamiento del sistema edáfico como respuesta a la intensificación de secuencias de cultivos, aunque no reflejan cambios en una campaña agrícola entre usos y se obtuvieron valores zonales de referencia de los Índices utilizados.

Palabras claves: indicadores de sustentabilidad, cultivo de cobertura, materia orgánica.

C4P141. EL CARBONO ACTIVO COMO INDICADOR DE CAMBIOS EN LA DINAMICA DEL CARBONO ORGANICO DEL SUELO

Vázquez, Juan Manuel*[1,3], Merani, Victor[3]; Larrieu, Luciano[3]; Ferro, Daniel[3]; Millán,Guillermo[3]; Muñoz, Matías y Melani, Esteban[2]

1Universidad Nacional de Luján, Ruta 5 y Constitución, Luján.
2 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Agencia de Extensión Rural Chascomús, Mitre 202.
3 UNLP Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agraria y Forestales. Contacto: labedafo@agro.unlp.edu.ar
*Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján, Ruta 5 y Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina (CP 6700). juanmvaz@hotmail.com

RESUMEN

La materia orgánica del suelo es un parámetro relevante para el manejo sustentable del mismopero las variaciones en el contenido de materia orgánica del suelo en respuesta a cambios en las prácticas de manejo, son lentas y se observan varios años después, cuando es demasiado tarde para modificar el manejo. El carbono activo es una fracción del carbono orgánico del suelo asociado al carbono lábil, sobre el que muchos estudios han reflejado la sensibilidad del método ante variaciones en las prácticas de manejo, pero que no ha sido evaluado en los suelos de la Región Pampeana. El objetivo de este trabajo es evaluar la evolución de distintas fracciones del carbono orgánico del suelo entre siembra directa y labranza convencional. Se midió el contenido de carbono orgánico total y de carbono activo, de 0 a 5 cm y de 0 a 20 cm entre tratamientos de labranza convencional y siembra directa, en un ensayo de 18 años de duración. Se encontrón que el carbono activo es un indicador más sensible que el carbono orgánico total para evaluar cambios en la dinámica del carbono entre tratamientos de labranza. Las diferencias se limitaron a los primeros centímetros del suelo.

Palabras claves: materia orgánica particulada, labranza, siembra directa

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo es un parámetro relevante para el manejo sustentable del mismo (Weil & Magdoff, 2004). Sin embargo, las variaciones en el contenido de materia orgánica del suelo en respuesta a cambios en las prácticas de manejo, son lentas y se observan varios años después, cuando es demasiado tarde para modificar el manejo (Awale *et al*., 2017). Las fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo son solo una pequeña porción del total y tienen una importante tasa de renovación que es más sensible al uso y manejo, por lo que son utilizadas como indicadores tempranos de cambio en la dinámica de la materia orgánica del suelo (Garten & Wullschleger, 1999; Leifeld & Kögel-Knabner 2005; Galantini & Suñer, 2008; Xu *et al*., 2011). Weil *et al*., (2003) desarrollaron un método sencillo para determinar una fracción del carbono orgánico del suelo que denominaron carbono activo, mediante la oxidación con permanganato de potasio diluido (0,02 mol L^{-1}), asumiendo que la acción del oxidante era comparable a la de las enzimas de los microorganismos que descomponen la materia orgánica del suelo. Lucas (2004), sostiene que la concentración de $KMnO_4$ determina que fracción es oxidada, encontrando para la concentración de 0,02 molar del método de Weil *et al*. (2003), una fuerte correlación con el carbono de la biomasa microbiana. Culman *et al*. (2012), sostienen que a pesar de que la química de la reacción de oxidación del carbono orgánico con $KMnO_4$ no ha sido completamente dilucidada, muchos estudios han reflejado la sensibilidad del método ante variaciones en las prácticas de manejo.

Al utilizar indicadores tempranos de cambios en la dinámica de la materia orgánica del suelose encuentran diferencias entre distintas prácticas de manejo como rotaciones de cultivos, sistemas de labranza o aplicación de fertilizantes (Galantini & Suñer, 2008). Al evaluar distintos sistemas de labranza, Plaza-Bonilla *et al*, (2014), encontraron incrementos de carbono activo en sistemas en siembra directa respecto de labranza convencional para los primeros 5 centímetros del suelo. Por el contrario encontraron reducciones de carbono activo en sistemas en siembra directa respecto de labranza convencional de 5 a 20 y 20 a 40 cm de profundidad. Culman *et al* (2012), sostienen que el carbono activo sería adecuado para detectar cambios en el manejo relacionados a labranza luego de 2 a 4 años. Melero *et al*. (2009) reportó que el carbono activo es uno de los indicadores más sensitivos para evaluar el impacto de la labranza conservacionista en Entisoles franco arcillo arenosos y Vertisoles arcillosos en el sudoeste semiárido de España.

Respecto al efecto de los sistemas de labranza sobre el carbono orgánico del suelo, Chenu *et al*. (2017), no encontraron diferencias en la mineralización de la materia orgánica entre parcelas con siembra directa y labranza convencional. Sostienen que aunque la siembra directa es una de las prácticas de manejo más importantes para

incrementar la materia orgánica del suelo, en los últimos años se ha cuestionado que su efecto se limita a la capa superficial del suelo y es extremadamente variable entre climas y tipos de suelos,planteando que el incremento de la producción de biomasa fue más efectivo para incrementar el contenido de carbono orgánico del suelo. Sin embargo Andriulo *et al*. (1999), luego de estudiar diferentes rotaciones y monocultivos sostiene que llegan a idénticas reservas de carbono al equilibrio sin importar que cantidades de residuos de cosecha que aportan. En cuanto a la estratificación en profundidad, si bien en los sistemas en siembra directa, la materia orgánica es protegida físicamente de la mineralización (Six *et al*., 2000), la falta de incorporación de residuos de cosecha puede reducir la estabilización de la materia orgánica en las capas subsuperficiales del suelo (Gregorich*et al*., 2009).

El objetivo de este trabajo es evaluar la evolución de distintas fracciones del carbono orgánico del suelo entre siembra directa y labranza convencional.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo fue llevado a cabo en la Chacra Experimental Integrada Chascomús a 35º44 'S 58º03' O; altitud 12 m sobre el nivel del mar., en un suelo Argiudol abrúptico, fino, illítico, térmico (Soil Survey Staff, 2006). La distribución media de tamaño departículas del horizonte A no varió entre tratamientos y fue de 25 % de arcilla, 41,5 % delimo, y 33,5 % de arena (franco). El contenido de materia orgánica al inicio del ensayo fue de 4,9 %. El clima en las regiones templado con 1000 mm de precipitaciones anuales.

Antes de aplicar los tratamientos los lotes habían estado bajo labranza convencional y con cultivos de maíz y soja por más de 20 años. En el año 2000 se aplicó un diseño experimental en bloques completes al azar con dos tratamientos: a) siembra directa (SD), y b) labranza convencional (LC) que consistió en una labranza con arado de discos a 0,20 m de profundidad, y un refinado posterior con rastra. Esta labranza se hizo en octubre cada año, antes de la siembra de maíz. Desde el año 2000 los cultivos han sido principalmente maíz, eventualmente girasol, y en invierno se sembró algunos años trébol como cultivo de cobertura de invierno.Las parcelas fueron de 30 m de ancho por 50 m de largo, tomándose una muestra compuesta en cada una, de 0 a 20 cm de profundidad. Además se tomaron muestras en el borde del ensayo bajo el alambrado de la parcela. En el laboratorio, sobre cada muestra se determinó: contenido de carbono orgánico total por Walkley-Black, SSSA (1996) y carbono activo por el método de Weil *et al* (2003).Los resultados fueron analizados mediante el análisis de varianza.En todos los análisis la significancia se determinó al valor de p=0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se observa que luego de 18 años de diferentes tratamiento, labranza convencional y siembra directa, se encuentran diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico total en los primeros centímetros del suelo. Aunque las secuencias de cultivos fueron las mismas para los dos tratamientos, la acumulación de rastrojos en superficie en siembra directa coincide con un mayor contenido de materia orgánica total hasta los 5 centímetros de profundidad.

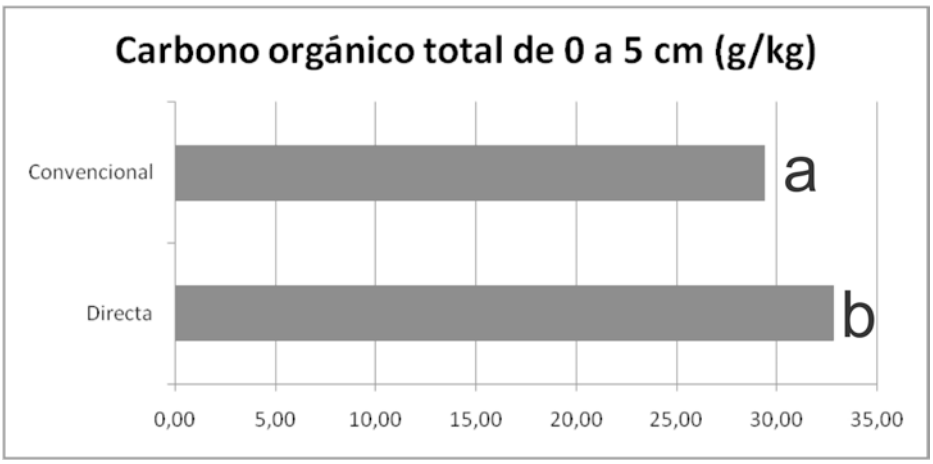


Figura 1: contenido de carbonoorgánico total hasta los 5 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

En la figura 2 se observa que el carbono activo también presenta diferencias significativas entre tratamientos hasta los 5 centímetros de profundidad coincidiendo con lo encontrado por Plaza-Bonilla *et al*, (2014). Sin embargo debe

considerarse que mientras que la siembra directa presenta un 12% más de carbono orgánico total que la labranza convencional, el carbono activo presenta una diferencia de 25%. Esto indicaría que el carbono activo sería un indicador más sensible.

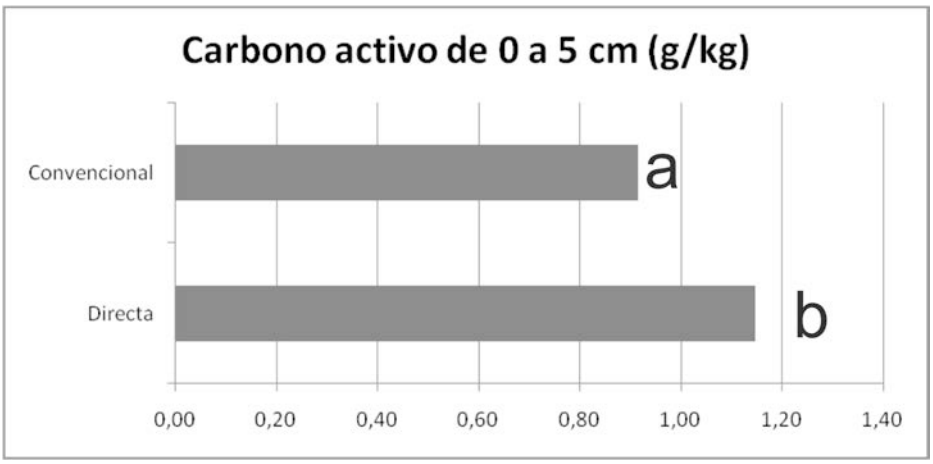


Figura 2: contenido de carbono activo hasta los 5 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

En la figura 3 se observa que no se encuentran diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico total de 0 a 20 centímetros de profundidad del suelo entre los tratamientos de labranza convencional y siembra directa. Esto coincidiría con lo señalado por Chenu *et al*. (2017), en cuanto a que la diferencia entre la siembra directa y la labranza convencional sobre la dinámica del carbono orgánico del suelo se limita a la capa superficial del suelo.

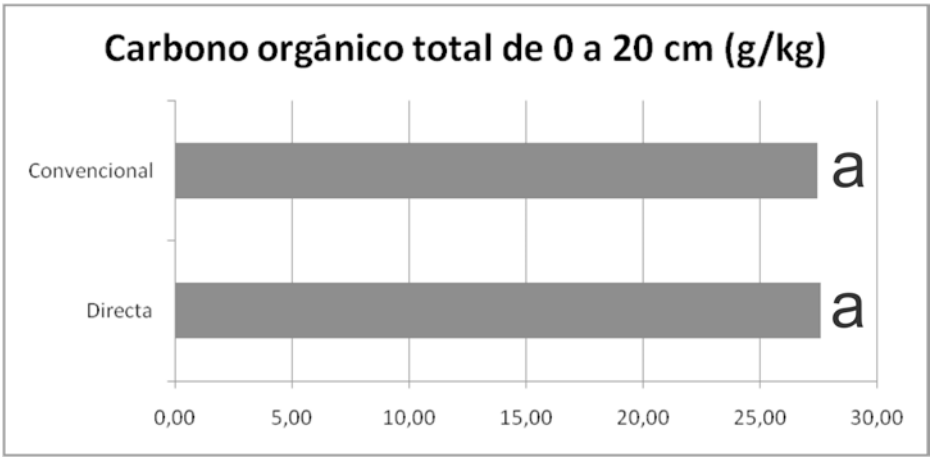


Figura 3: contenido de carbono orgánico total hasta los 20 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

En la figura 4 se encuentra que el carbono activo del suelo no presenta diferencias significativas de 0 a 20 centímetros del suelo, de la misma manera que se observó para el carbono orgánico total. En el grafico se observa que la siembra directa presenta un pequeño incremento respecto a la labranza convencional pero este es tan solo de 2%.

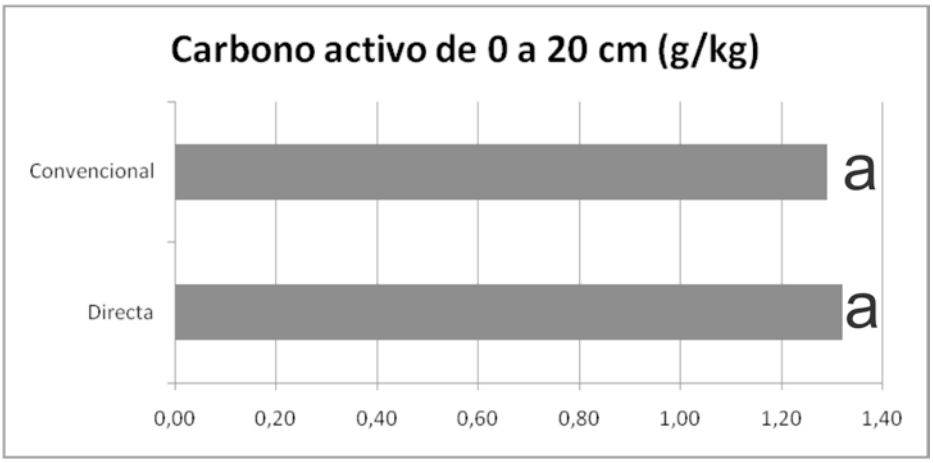


Figura 4: contenido de carbono activo hasta los 20 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

Del análisis de los datos se encuentra que en siembra directa tiende a aumentar el contenido de carbono orgánico del suelo en los primeros centímetros pero que esta diferencia se diluye cuando se considera una profundidad de 20 centímetros. El carbono activo que está asociado a la fracción lábil del carbono orgánico del suelo, resultó ser un indicador más sensible que el carbono orgánico total en suelos Molisoles coincidiendo con lo señalado por Melero *et al*. (2009) para Entisoles y Vertisoles.

CONCLUSIONES

El carbono activo es el indicador más sensible que el carbono orgánico total para evaluar cambios en la dinámica del carbono del suelo asociados a cambios en las prácticas de manejo de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A., J. Guérif & B. Mary. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural 13C abundance. Agronomie, 19(5): 349-364.
- Awale, R., M.A. Emeson & S. Machado. 2017. Soil organic carbon pools as early indicators for soil organic matter stock changes under different tillage practices in inland Pacific Northwest. Frontiers in Ecology and Evolution, 5: 96.
- Chenu C., R. Cardinael, B. Autret, T. Chevallier, C. Girardin, B. Mary. 2016. Agricultural practices that store organic carbon in soils: is it only a matter of inputs. En: Geophysical-research-abstracts of the European Geosciences Union General Assembly 2016. EGU. Viena.
- Culman, S. W., S.S. Snapp, M.A. Freeman, M.E. Schipanski, J. Beniston, R. Lal & J. Lee. 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. Soil Science Society of America Journal, 76(2): 494-504.
- De Boodt, M. & L. De Leenheer. 1967. Determination of aggregate stability by the change in mean weigth diameter. West-Europan Methods for Soil Structure Determinations. State Faculty Agricultural Sciences, Ghent, Belgium. 60-62.
- Galantini, J. A. & L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia, 25(1): 41-55.
- Garten, C.T. & S.D. Wullschleger. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): measurement limitations. Journal of Environmental Quality 28: 1359 – 1365.
- Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A. Angers & C.F. Drury. 2009. Using a sequential density and particle-size fractionation to evaluate carbon and nitrogen storage in the profile of tilled and no-till soils in eastern Canada. Canadian Journal of SoilScience, 89(3), 255-267.
- Leifeld J. & I. Kögel-Knabner. 2005 Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different landuse. Geoderma 124:143–155
- Melero, S., R. López-Garrido, J.M. Murillo & F. Moreno. 2009. Conservation tillage: Short-and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. Soil and TillageResearch, 104(2): 292-298.

- Plaza-Bonilla, D., J. Alvaro-Fuentes & C. Cantero-Martínez. 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. Soil and Tillage Research, 139: 19-22.
- Weil, R.R., K.R. Islam, M.A. Stine, J.B. Gruver & S.E. Samson-Liebig. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. Am. J. of Alt. Agric. 18: 3–17.
- Weil, R. R. & F. Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. En: Magdoff, F. & R.R. Weil (eds.), Soil organic matter in sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton.
- Xu, M., Y. Lou, X. Sun, W. Wang, M. Baniyamuddin & K. Zhao. 2011. Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation.Biology and Fertility of Soils, 47(7): 745-752.

-

C4P142. CALIBRACIÓN DE UN MODELO PARA PREDECIR LA VARIACION DE LA PROFUNDIDAD DE LA NAPA FREÁTICA

Videla Mensegue, H.[1]., Degioanni A.[2]., y Cisneros J.[2]

[1]EEA INTA Marcos Juárez. Castelli 16, Laboulaye, Córdoba. videla.horacio@inta.gob.ar. .
[2]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ex_ruta 36 Km 601. Río Cuarto. Argentina.

RESUMEN

Una amplia región del centro – sudeste de Córdoba es afectada por el ascenso de la capa freática que influye positiva o negativamente sobre los cultivos agrícolas y pasturas según la superficie que se encuentre. En consecuencia, la predicción de la fluctuación de la capa freática es una información útil para la toma de decisiones al momento de la planificación de cultivos. El objetivo de este trabajo es calibrar un modelo estadístico simple para estimar la fluctuación de la profundidad de la capa freática para suelos representativos de la región pampeana. Se calibró el modelo para seis tipos de suelos representativos de la región de texturas arenosas a franco limosas. Las series de tiempo que se utilizaron para la calibración fueron de 24 meses en distintos años climáticos. Los resultados muestran que el modelo es capaz de predecir la fluctuación de la capa freática con un error medio que varía entre 15 a 32 cm (RMSE) según las texturas. El mejor ajuste se logró en los suelos que tienen una mayor homogeneidad en el perfil mientras que el menor ajuste se dio en los perfiles más anisotrópicos. Se concluye que el modelo ensayado es una herramienta aceptablemente para simular la profundidad de la capa freática para el rango de textura franco arenosas, francas y franco limosas del área de estudio y para un rango de variaciones del nivel freático entre 0 a 350 cm.

Palabras claves: inundación, anegamiento, napas.

INTRODUCCIÓN

En las últimas dos décadas, se produjo un ascenso generalizado de nivel freático o napa en una amplia región del centro del país. En particular, la región centro – sudeste de Córdoba (departamentos Marcos Juárez, Juárez Celman, Unión, Roque Sáenz Peña y parte del San Martín y San Justo) es afectada por este fenómeno que ocupa una superficie de aproximadamente un millón y medio de ha. El ascenso de la capa freática constituye una oportunidad o una amenaza según el nivel en que se encuentre respecto de la superficie. Cuando la capa freática se encuentra entre uno y dos metros de profundidad puede actuar como una importante fuente de agua para los cultivos anuales como por ejemplo soja, maní y maíz (Scilingo, 2013; Nosetto *et al*., 2015; Videla Mensegue *et al*., 2015). Esto permite que las plantas sean menos afectadas por el déficit hídrico en períodos con escasez de lluvia y, por ende, estabilizar los rendimientos. Sin embargo, cuando el ascenso de la capa freática supera el metro puede constituirse en una seria amenaza para el crecimiento de los cultivos (pudiendo ocasionar pérdidas por salinización del suelo, anoxia o impedimento de la tarea de cosecha) y por potenciar el proceso de inundación afectando viviendas rurales, caminos y poblaciones (Cisneros *et al*., 1999). Para la región de estudio, se desarrollaron y calibraron algunos modelos mecanísticos (Degioanni *et al*., 2006; Cisneros *et al*., 2013; Videla Mensegue *et al*, 2016) capaces de estimar el balance hídrico del suelo, crecimiento del cultivo y oscilación de la profundidad de la capa freática. Sin embargo, estas herramientas son complejas, requieren numerosos parámetros no siempre disponibles y son difíciles de utilizar para usuarios poco experimentados. En consecuencia, un modelo empírico más simple de fácil implementación y pocos requerimientos de datos puede ser una herramienta interesante para la toma de decisiones y para la descripción e interpretación del fenómeno de los anegamientos (*e.g.* Cisneros *et al*., 1997, 2018 en este Congreso). Se parte de la hipótesis que la oscilación del nivel freático en un rango de profundidades menor a 3 m, puede ser caracterizado adecuadamente a través de datos de lluvia, evapotranspiración potencial y la porosidad drenable del suelo. El objetivo de este trabajo es calibrar un modelo estadístico para estimar la fluctuación de la profundidad de la capa freática para suelos representativos de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio y los puntos de observación del nivel freático se ubican en la zona sudeste de Córdoba (Figura 1). Esta área se caracteriza por ser una zona de transición entre la región húmeda (al Este) y la subhúmeda con estación seca (al Oeste) con un régimen de precipitaciones que varía de 900 a 600 mm que se manifiesta en el desarrollo de los suelos (Argiudoles a Haplustoles énticos) siguiendo el mismo sentido cardinal. El balance hídrico regional tiende a ser positivo hacia el Este y negativo hacia el Oeste. Sin embargo; el cambio de uso del suelo ocurrido en las últimas décadas, sumado a períodos de importantes lluvias, favoreció la ocurrencia de importantes períodos con balance hídrico positivo que recargaron el sistema hidrológico regional (Videla Mensegue *et al*., 2017). La mayor parte de esta región está influenciada por una capa freática que oscila entre la superficie y cuatro metros de profundidad. Los contenidos salinos son variables y afectan las propiedades físicas y químicas de los suelos (Cisneros *et al*, 1998).

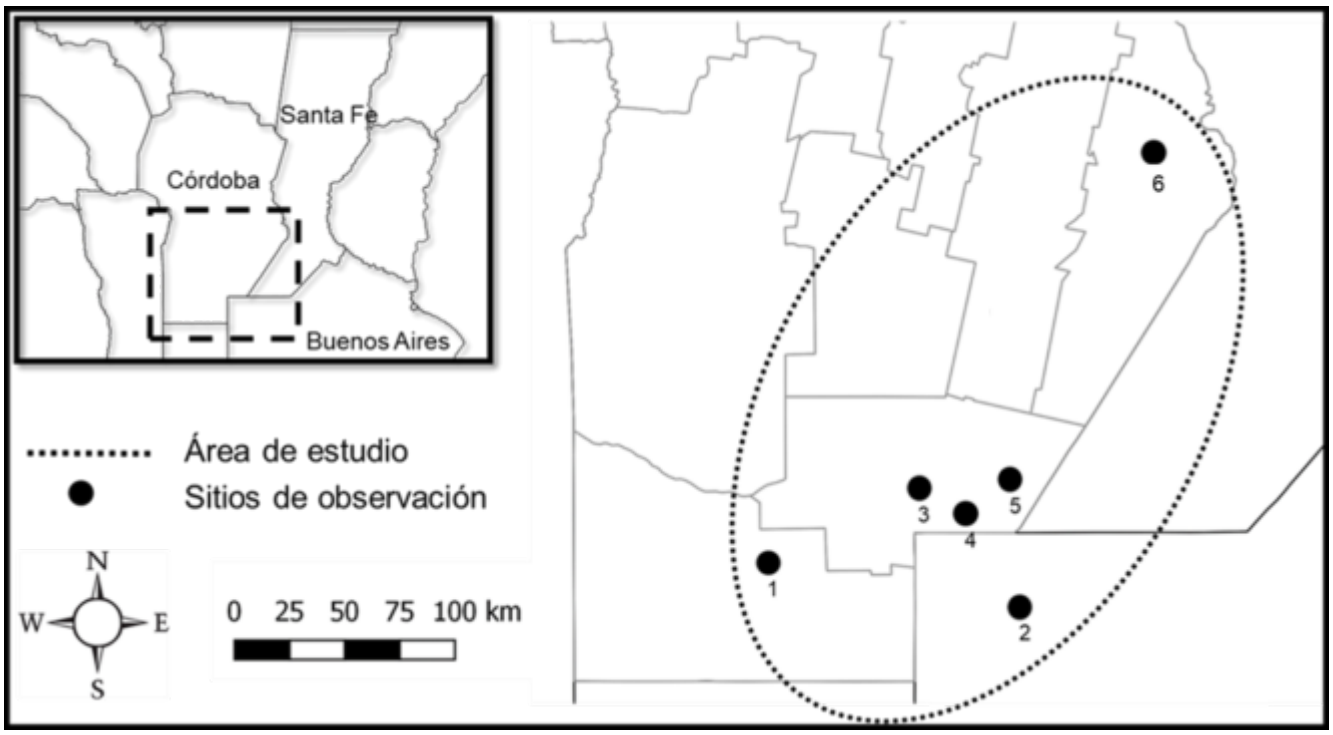


Figura 17. Área de estudio y ubicación de los sitios de observación. Referencia: 1 = Haplustol éntico, 2 = Haplustol údico, 3 = Haplustol udorténtico, 4 = Natralbol típico, 5 = Fragiacualf típico, y 6 = Argiudol típico.

Modelo estadístico

El modelo estadístico utilizado en este trabajo fue desarrollado por Cisneros et al. (1997), y requiere contar con un set mínimo de datos freatimétricos y de precipitación del sitio. Es una ecuación de primer grado que relaciona la precipitación (P, mm), la evapotranspiración potencial (ETP, mm) y porosidad drenable del suelo (μ) con la variación del nivel freático (ΔNF, cm) en un período de tiempo mensual. La ecuación tiene la siguiente forma:

$$\Delta NF_{t2-t1} = \frac{0,1}{\mu} * (PPT - ETP)_{t2-t1} + e$$

Dónde:
$\Delta NFt_1\text{-}t_2$= Variación del nivel freático en el período t_1-t_2 (cm)
μ_{modelo} = porosidad drenable
$PPT\text{-}ETPt_2\text{-}t_1$= diferencia entre precipitación y evapotranspiración en el mismo período t_1-t_2 (mm, el valor del coeficiente 0,1 resulta del paso de mm a cm)
e = coeficiente de error

En este trabajo los parámetros μ y e son calibrados para las condiciones de cada punto de observación. La calibración de estos parámetros se realizó con el método de optimización - Solver para Microsoft Excel (Press *et al*., 1992) hasta lograr el mínimo error medio cuadrático. El grado de ajuste del modelo fue evaluado usando tres indicadores estadísticos: *RMSE* (raíz del error medio cuadrático, cm), RRMSE (raíz del error medio cuadrático relativo, %) y *d* (índice de agregación) (Willmott, 1982; Kobayashi y Salam, 2000). En la calibración de modelos se suelen definir criterios de ajuste para categorizar la capacidad predictiva (Ojeda *et al*., 2018). En este trabajo se considera que una muy buena capacidad predictiva se logra cuando el RRMSE < 20% y d > 0,90 y una buena capacidad predictiva cuando RRMSE < 30% y d > 0,85.

Característica de cada punto de observación

Los Subgrupos de suelos, precipitación, evapotranspiración potencial media anual y nivel freático medio de la serie con su desviación para cada uno de los puntos de observación usada en la calibración del modelo se muestran en la Tabla 1. Los datos de precipitación se obtuvieron de registros de los lugares de observación o de estaciones meteorológicas cercanas. La ETP fue calculada con el método de Penman – Monteith (Allen *et al*., 1998) a partir de datos de estaciones meteorológicas cercanas. Las series de medición de la profundidad de la capa freática tienen una longitud de 24 meses con una frecuencia de registro mensual.

Tabla 2. Resumen de las series de datos utilizadas en la calibración del modelo de profundidad de capa freática. NF = nivel freático.

ID	Suelos	Periódo	Precipitación (mm)	ETP	NF medio (m)	NF máximo	NF mínimo
1	Haplustol éntico	2008-2009	774	865	2,49	2,90	2,28
2	Haplustol údico	2012-2014	903	1034	1,22	1,95	0,10
3	Haplustol udorténtico	1991-1992	895	790	2,87	3,42	2,50
4	Natralbol típico	2003-2004	796	1034	1,25	2,60	0,00
5	Fragiacualf típico	2003-2004	796	1034	1,08	2,60	0,00
6	Argiudol típico	2011-2012	956	1155	2,33	3,17	1,33

Características de los suelos

A partir de descripciones morfológicas y medidas de densidad aparente (Dap) *in situ* de cada perfil más datos cartográficos disponibles en el Atlas de Suelo de Córdoba (Gorgas *et al*, 2003), se calculó la porosidad drenable, μ_{real} (Porosidad Total – Humedad Equivalente, $HE_{v/v}$) de cada horizonte hasta 1,5 m de profundidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 4 muestra los parámetros ajustados para el modelo (μ y b) y los estadísticos calculados para cada sitio. En general, la diferencia entre valores observados y estimados por el modelo para la predicción de la profundidad de la capa freática tiene un buen ajuste (Figura 2). Según los criterios definidos anteriormente, el ajuste de RRMSE y *d* fue bueno a muy bueno para la mayoría de los sitios a excepción del sitio 5 (Fragiacualf típico) donde la magnitud de los indicadores superó los criterios establecidos. Esto puede deberse a la importante anisotropía que presentan estos suelos en sus propiedades físicas que es evidenciada en la variabilidad de la porosidad drenable real de sus horizontes mostrada en la Tabla 4 (59%).

TABLA 3. Parámetros ajustados del modelo e indicadores estadísticos de ajuste.

ID	Suelos	n	μ_{modelo}	b	Observados (cm)	Estimados	RMSE	RRMSE (%)	*d*
1	Haplustol éntico	24	0,25	1,46	249	246	15	6	0,85
2	Haplustol údico	24	0,3	1,7	122	120	18	15	0,96
3	Haplustol udorténtico	24	0,3	4,83	291	290	20	7	0,85
4	Natralbol típico	24	0,25	8,73	125	127	32	26	0,91
5	Fragiacualf típico	24	0,19	8,76	108	105	33	31	0,93
6	Argiudol típico	24	0,23	9	233	223	28	12	0,93

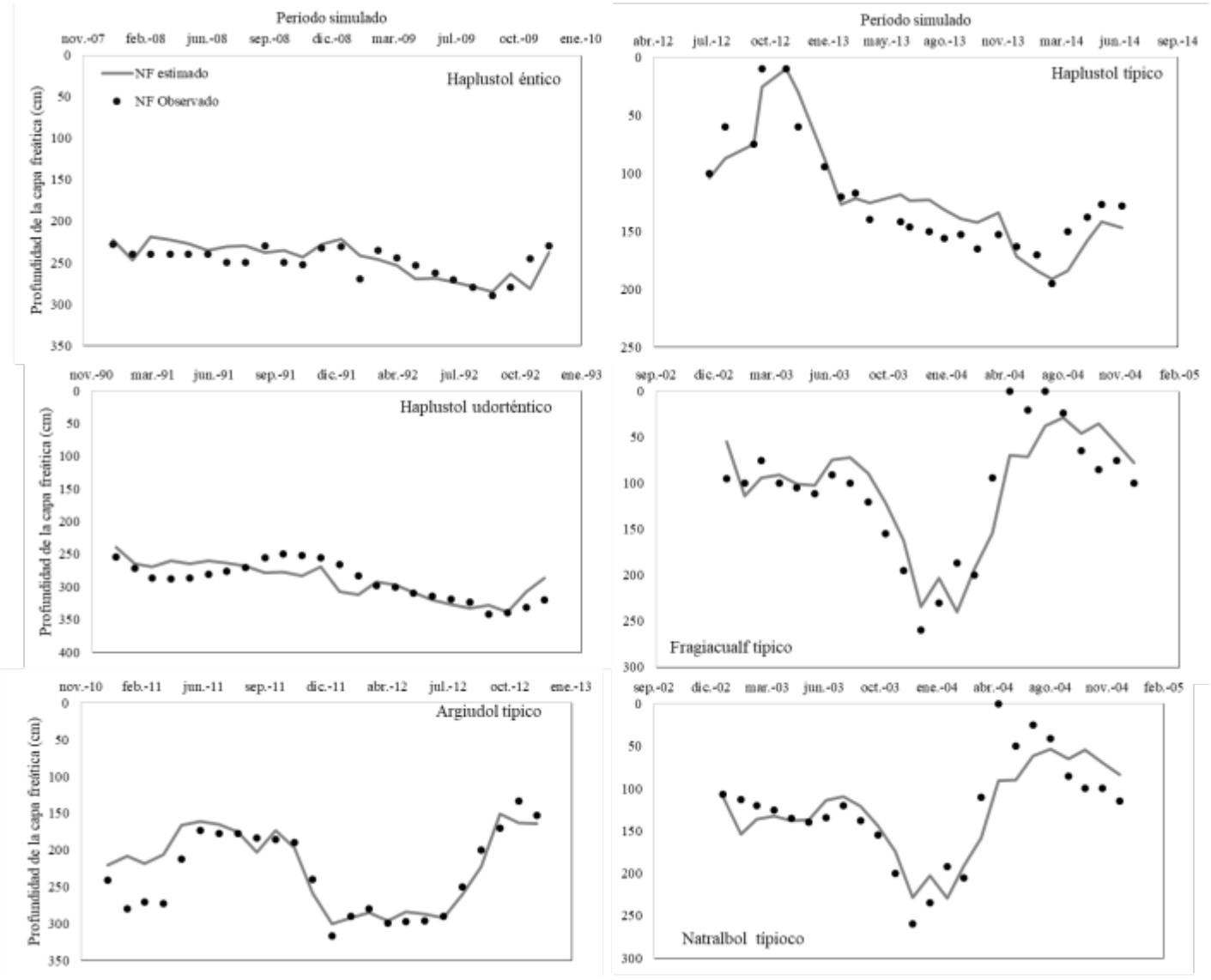


Figura 18. Valores observados y estimados de profundidad de la capa freática para los sitios de estudio.

Los valores de μ_{modelo} varían entre 0,19 y 0,30 mientras que los calculados a partir de datos de perfiles típicos sacados de la cartografía (μ_{real}) varían de 0,18 a 0,31. Tanto los μ_{modelo} como μ_{real} están correlacionados (0,76 $p<0,0001$) lo cual indica una concordancia entre el valor optimizado en la calibración del modelo y esta propiedad física del suelo. A su vez, los mejores ajustes en la predicción de la profundidad de la capa freática fueron logrados en los perfiles con menor variación de μ (Tabla 4). En consecuencia, se espera una mejor capacidad predictiva del modelo en perfiles de suelo homogéneos (ID 1 y 3) en comparación a los más anisotrópicos (ID 4 y 5).

Tabla 4. Capacidad predictiva en función de la porosidad drenable de cada perfil.

ID	Suelos	μ_{real}	CV μ_{real} (%)	μ_{modelo}	RMSE (cm)	RRMSE (%)	d
1	Haplustol éntico	27,3	4%	25,0	15	6	0,85
2	Haplustol údico	24,3	26%	30,0	18	15	0,96
3	Haplustol udortentico	30,7	11%	30,0	20	7	0,85
4	Natralbol tipico	26,1	32%	25,0	32	26	0,91
5	Fragiacualf tipico	18,0	59%	19,0	33	31	0,93
6	Argiudol típico	17,9	27%	23,0	28	12	0,93

Se observa en general, tomando como base la inversa de la μ_{modelo} que por cada mm de lluvia la napa asciende entre 4 y 5 mm. El orden de magnitud de esta relación, fácil de recordar resulta útil para estimaciones aproximadas en el campo.

CONCLUSIONES

Se concluye que el modelo empírico ensayado es una herramienta aceptablemente para simular la profundidad de la capa freática para el rango de textura franco arenosas, francas y franco limosas del área de estudio y para un rango de variaciones del nivel freático entre 0 a 350 cm. Los escenarios de oscilación de la capa freática usados para calibrar mostraron una variabilidad de profundidad importante a lo largo del tiempo que fue simulada con un buen grado de ajuste por el modelo. La buena capacidad predictiva y simplicidad del modelo permitiría utilizarlo como una herramienta para la toma de decisiones por parte de productores y técnicos vinculados al sector agropecuario. Esta herramienta está disponible para tal fin en el sitio web del Pronóstico de Inundaciones (www.proin-unrc.com.ar) y próximamente como una App para teléfonos celulares.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo la colaboración de los productores que aportaron las mediciones de campo de la napa y registros pluviométricos. También se agradece el financiamiento del Proyecto Regional con Enfoque Territorial del Sudeste de Córdoba (CORDO- 621002) y al Proyecto INTA-AUDEAS por el financiamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.; L. Pereira; D. Roes & M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements. FAO - Irrigation and Drainaje, Roma, Italia.
- Cisneros J. 1998. Caracterización del hidrohalomorfismo en ambientes representativos del centro-sur de Córdoba Tesis Magister Scientiae en Ciencias del Suelo (Escuela para Graduados UBA).
- Cisneros, J.M.; J.J. Cantero & A. Cantero. 1999. Vegetation, soil hydrophysical properties, and grazing relationships in saline-sodic soils of Central Argentina. Canadian Journal of Ssoil Science, 79(3), 399-409.
- Cisneros, J. M.; J.M. Scilingo; O. Giayetto; F. Morla & E. Jobbágy. 2013. Uso del modelo de simulación Aquacrop FAO para estimar el aporte subterráneo de agua al cultivo de soja. En Actas XXIV Congreso Nacional del Agua. San Juan.
- Cisneros, J.M.; J.J. Cantero & A. Cantero G. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de Argentina. Revista UNRC 17:23-35.
- Cisneros, J.M.; A.J. Degioanni & A. Cantero G. 2018. Anegamiento en el este de Córdoba. Análisis histórico, modelación empírica y perspectivas de corto plazo. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo XXVI.
- Degioanni, A.; J. Cisneros; A. Cantero G. & H. Videla. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. Ciencia del Suelo, 24(1), 29-38.

- Gorgas, J.; J. Tassile; B. Jarsún; E. Zamora; H. Bosnero; E. Lovera & A. Ravelo. 2003. Recursos naturales de la provincia de Córdoba. Los suelos. Agencia Córdoba Ambiente SE Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. EEA Manfredi, Córdoba, Argentina.
- Kobayashi, K. & M.U. Salam. 2000. Comparing simulated and measured values using mean squared desviation and its components. Agron. J. 92, 345–352.
- Nosetto, M.D.; R.A. Paez; S.I. Ballesteros & E.G. Jobbagy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. Agric. Ecosyst. Environ. 206, 60–70. doi:10.1016/j.agee.2015.03.009
- Ojeda, J.J.; O.P. Caviglia; J.J. Volenec; S.M. Brouder & M.G. Agnusdei. 2018. Modelling stover and grain yields, and subsurface artificial drainage from long-term corn rotations using APSIM. Agr. Water Manage. 195, 154–171. doi:10.1016/j.agwat.2017.10.010.
- Press, W.H.; S.A. Teukolsky; W.T. Vetterling & B.P. Flannery. 1992. Numerical recipes. The art of scientific computing. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Scilingo, M. 2013 Respuesta de soja y maní a la profundidad de la napa freática en ambientes medanosos del centro oeste de la República Argentina. Tesis de Maestría. FAV – UNRC.
- Videla Mensegue, H.; A. Degioanni & J. Cisneros. 2015. Estimating shallow water table contribution to soybean water use in argentina. European Scientific J. 11 (14) 23-40. ISSN: 1857-7881.
- Videla Mensegue, H.; J. Marcos; A. Degioanni & E. Bonadeo. 2016. Modelo de simulación de sistemas de cultivo SWB-Rot (Soil Water Balance): calibración y validación para la región pampeana Argentina. 8º Congreso Argentino de AgroInformática. 45 JAIIO-CAI. CABA. Argentina.
- Videla Mensengue, H.; L. Avedano; A. Degioanni & O.P. Caviglia. 2017. Change of soil use and water balance in southern Cordoba (Argentina). 7th World Congress on Conservation Agriculture - XXV CONGRESO AAPRESID. Rosario, Argentina.
- Willmott, C.J. 1982. Some comments on the evaluation model performance. Bull. Am. Meteorol. Soc. 63, 1309–1313.

C4P143. RELACIONES FUNCIONALES ENTRE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ASOCIADOS AL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA-GANADERA

Villarino, Sebastián H.[1,2,*]; Studdert, Guillermo A.[2] y Laterra, Pedro[1,3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).[2] Unidad Integrada Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP) - Estación Experimental Agropecuaria Balcarce (INTA). [3] Fundación Bariloche. * sebavillarino@gmail.com

RESUMEN

Los cambios en el uso del suelo afectan su contenido de carbono (C) orgánico de suelo (COS). A su vez, el COS tiene influencia sobre prácticamente todas las propiedades del suelo que afectan su contribución a la provisión de servicios ecosistémicos (SE). El presente trabajo tuvo por objetivo estudiar el efecto de expansión e intensificación agrícola en ambientes contrastantes de la Argentina sobre las relaciones entre producción agrícola-ganadera y provisión de SE asociados al COS. Se seleccionaron componentes y propiedades del suelo como indicadores de cuatro SE: provisión de nutrientes, resistencia a la erosión, regulación climática y regulación hídrica. Los niveles de provisión de SE y de producción agrícola-ganadera fueron relativizados a una escala común. En el Chaco Semiárido, la provisión de SE tuvo la mayor sensibilidad a los cambios en COS y en la Pampa Austral Este la provisión de SE tuvo la menor sensibilidad a los cambios en COS. La pérdida de SE podría haberse visto atenuada por una mayor productividad de los cultivos durante los últimos años. Esta situación podría ser vista como una sinergia entre producción y provisión de SE. Los resultados de este estudio sugieren que el Chaco Semiárido es la subregión con la mayor fragilidad ambiental frente al uso agrícola de sus suelos.

Palabras claves: Región pampeana, Chaco, uso del suelo

INTRODUCCIÓN

Las sociedades demandan alimentos y fibras y su producción requiere inexorablemente de la transformación de los ecosistemas naturales en agro-ecosistemas. Dicha transformación afecta los flujos de materia y energía y, por lo tanto, la provisión de servicios ecosistémicos (SE) (Paruelo *et. al.*, 2016). La magnitud y el sentido de estos cambios dependerán del ecosistema natural reemplazado y del agro-ecosistema reemplazante (Carreño *et al.*, 2012). En Argentina, la expansión agrícola comenzó a ser un factor importante de transformación del paisaje a fines de la década del ’60, con foco principal en la Región Pampeana, pero también con epicentro en el Chaco subhúmedo y semiárido (Viglizzo *et al.*, 2011). Hacia principios del año 1990 la mayoría de los pastizales naturales de la Región Pampeana ya estaban convertidos en tierras de cultivos anuales o pasturas destinadas a la actividad ganadera (Soriano, 1991). A partir de la década del ’90, la frontera agrícola comenzó a desplazarse rápida y sostenidamente hacia regiones del Norte de la Argentina, principalmente hacia el Chaco Semiárido (Viglizzo *et al.*, 2011). Entre los años 2005 y 2010, esta región donde se ubica el segundo bosque nativo más grande del continente sudamericano, tuvo tasas anuales de deforestación de entre 1,5% y 2,5%, mientras que los promedios de América Latina y mundial fueron de 0,51% y 0,20%, respectivamente (Seghezzo *et al.*, 2011).

La producción agrícola-ganadera alcanzada en diferentes ambientes de la Argentina es fácilmente medible en términos físicos y económicos, ya que tiene unidades tangibles y con precio de mercado. Sin embargo, medir la provisión de SE no es tan sencillo, principalmente debido a que la mayoría de ellos son intangibles y, por lo tanto, la estimación de sus niveles de provisión requiere utilizar indicadores, modelos y hacer supuestos. Esta dificultad ha imposibilitado su incorporación dentro de los costos de producción. La mayoría de los métodos biofísicos utilizados para medir SE en la Argentina se han basado en el promedio de productividad primaria neta anual y en su variabilidad intra-anual, asumiendo que la provisión de SE es mayor en sitios donde la biomasa es mayor y más estable a través del año (Carreño *et al.*, 2012; Paruelo *et. al.*, 2016). Si bien esté enfoque ha sido validado para algunos SE (Paruelo *et. al.*, 2016), claramente no incorpora factores edáficos y, por lo tanto, no tiene en cuenta al capital natural suelo. Sin embargo, es reconocido el rol fundamental que juega el tipo suelo y su estado de salud en la provisión de SE (Powlson *et al.*, 2011). Alternativamente, para algunas regiones de nuestro país se ha aplicado un protocolo colaborativo que integra modelos e indicadores de funciones ecosistémicas para el cálculo del flujo de SE (Laterra *et al.*, 2012), y que actualmente demanda un mejor conocimiento sobre las funciones de producción de SE asociadas a la variación espacial y los cambios en las propiedades edáficas asociadas al uso de la tierra.

Las reservas más importantes de carbono (C) en los ecosistemas terrestres se encuentran en los suelos en forma de C orgánico (COS) y sus variaciones están asociadas a las emisiones de CO_2 hacia la atmósfera y al secuestro de C dentro de los perfiles de suelo. Sin embargo, la relevancia del COS también radica en su influencia sobre prácticamente todas las propiedades del suelo que afectan el funcionamiento de los ecosistemas (Powlson *et al.*, 2011). Varios trabajos científicos han derivado en el desarrollo de modelos que conectan al COS y a la textura del suelo con cambios en propiedades y procesos del suelo (Loveland & Webb, 2003). A pesar de que la mayoría de estos modelos no han sido desarrollados dentro del marco conceptual de SE, las propiedades y procesos abordados pueden relacionarse fácilmente con beneficios para la sociedad. Por lo tanto, dichos modelos son muy útiles a la hora de realizar una valoración biofísica de los niveles de provisión de SE.

El impacto ambiental que los cambios en COS pueden generan a escala regional son ha sido poco estudiado en la Argentina. El enfoque de SE provee un marco conceptual potencialmente útil para este tipo de investigaciones, que son las necesarias para la formulación de políticas públicas y para apoyar la toma de decisiones. El presente trabajo tuvo por objetivo estudiar el efecto de expansión e intensificación agrícola en ambientes contrastantes sobre las relaciones entre producción agrícola-ganadera y provisión de SE asociados al COS.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio comprendió 161 departamentos que ocupan una superficie total de 614.348 km^2. Los partidos corresponden a siete subregiones de Argentina: Pampa Austral Este (PAE), Pampa Austral Oeste, Pampa Central (PCE), Pampa Deprimida (PDE), Pampa Ondulada y Chaco Semiárido (CSA) (Figura. 1). Las primeras cinco pertenecen a la Región Pampeana, tienen temperaturas medias anuales inferiores a los 18 °C, su precipitación media anual similar a la evapotranspiración media anual (Tabla 1) y su vegetación nativa está compuesta por pastizales de especies C3 y C4. En cambio, el CSA posee una temperatura media anual de 21 °C, con una demanda atmosférica que supera el aporte de agua por las precipitaciones (Tabla 1) y su vegetación original está compuesta principalmente por bosques de especies leñosas y arbustivas.

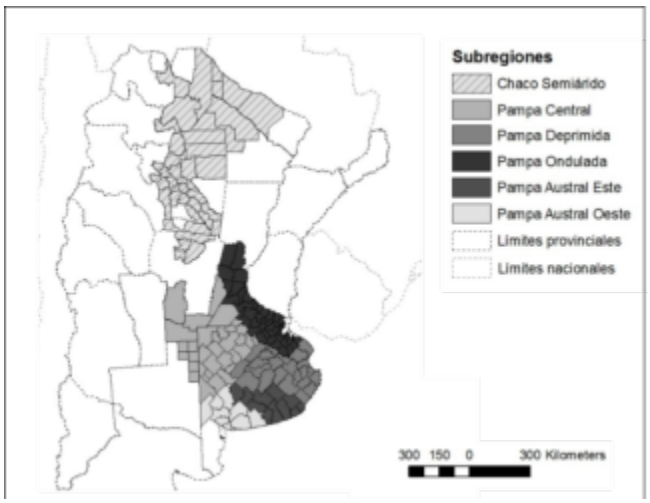


Figura 1: Subregiones de la Argentina incluidas en el estudio.

Tabla 1: Variables descriptoras del clima y de la textura del suelo de las subregiones estudiadas.

Subregión	TAM (°C)	PAM (mm)	ETP (mm)	Distribución del tamaño de partícula (g kg^{-1})		
				Arcilla	Limo	Arena
Chaco Semiárido	21	756	1101	118	374	508
Pampa Austral – E	14	912	738	294	307	399
Pampa Austral – O	14	766	739	266	380	354
Pampa Central	16	904	811	149	273	578
Pampa Deprimida	15	980	776	215	330	455
Pampa Ondulada	17	1010	873	242	632	126

TAM: temperatura anual media; PAM: precipitación anual media; ETP: evapotranspiración potencial anual media; E: este; O: oeste. Fuentes: Bianchi & Cravero, (2010); INTA, (1990).

Estimaciones de los SE y de la producción agrícola-ganadera

Basados en el enfoque propuesto por (Calzolari *et al.*, 2016) se seleccionaron componentes y propiedades del suelo como indicadores de cuatro SE: provisión de nutrientes, resistencia a la erosión, regulación climática y regulación hídrica. Los indicadores fueron estimados a partir de modelos que utilizan textura y/o COS como variables independientes. La textura se obtuvo a partir de mapas de suelos (INTA, 1990). Los contenidos de COS a escala de departamento de cada subregión se obtuvieron de Villarino *et al.*, (2014) y Villarino *et. al.*, (2017). En el CSA se dispuso de información del COS para tres usos del suelo: cultivos anuales, pasturas y bosque. Los años analizados en esta región fueron 1976, 1996 y 2012. Para el resto de las subregiones se dispuso de información del COS para dos usos del suelo: tierras de cultivo y pastizales. Los años analizados en esta región fueron 1960, 1988 y 2006. Los indicadores y modelos utilizados para cada servicio se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2: Indicadores de Servicios Ecosistémicos y sus modelos predictivos

Servicio ecosistémico	Indicador/es	Modelo/s	Referencia
Provisión de nutrientes	Nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0)	Nan* = 24,8 + 1,59 COS N_0 = 83,17 + 1,37 Nan	Reussi Calvo *et al.*, (2014) Echeverría *et al.*, (2000)
Resistencia a la erosión	Erodabilidad (K)	K = 2,766 ((%limo + %arena muy fina) (100 − %arcilla))^{1,14} 10^{-6} (12 – Materia orgánica)	Wischmeier, (1976)
Regulación hídrica	Conductividad hidráulica Almacenamiento agua útil	Software disponible en: https://hrsl.ba.ars.usda.gov/soilwater/Index.htm	Saxton & Rawls, (2006)
Regulación climática	Variación del contenido de COS	Inventario de carbono	Villarino *et. al.*, (2014) Villarino *et. al.*, (2017)

* Nan: Nitrógeno liberado durante una incubación anaeróbica corta.

La producción agrícola-ganadera fue estimada a partir de la productividad por unidad de superficie de las actividades agrícola y ganadera. Los rendimientos por hectárea de los cultivos se obtuvieron a partir del Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA, 2015). La producción de carne en la Región Pampeana se asumió entre 80 y 150 kg ha^{-1} para la cría y entre 200 y 500 kg ha^{-1} para la invernada (Rearte, 2007). Se asumieron los valores más bajos para el año 1960, los más altos para el año 2006 y los valores promedio entre el máximo y el mínimo para el año 1988. En la PDE se asumió una actividad ganadera de cría y en el resto de las subregiones una actividad ganadera de invernada, debido a que son los usos predominantes en estas subregiones (Rearte, 2007). La producción de carne en el Chaco Semiárido se asumió de 10 kg ha^{-1} para la producción de baja intensidad en el bosque (Rearte, 2007; Mastrangelo & Gavin, 2012) y de 150 kg ha^{-1} para la producción de carne en pasturas a cielo abierto (Mastrangelo & Gavin, 2012). Para poder hacerlos comparables y a efectos de determinar la producción agrícola-ganadera total, los valores físicos de productividad fueron convertidos a valores energéticos. Para esto se asumió un contenido de energía bruta de 4,2 Mcal kg^{-1} en los productos de origen vegetal y de 3,9 Mcal kg^{-1} para los productos de origen animal (Merrill & Watt, 1973).

Los indicadores de SE fueron relativizados a una escala entre 0 y 1, donde 1 significa la máxima provisión del SE y 0 la mínima provisión del SE (Ec. 1, Calzolari *et al.*, (2016)). El mismo procedimiento se aplicó para la producción agrícola-ganadera. Para el caso de erodabilidad del suelo (K), el indicador se relativizó en forma inversa, debido a que cuando la K crece, el SE de resistencia a la erosión disminuye. De esta forma, los niveles de provisión de SE y de producción agrícola-ganadera fueron llevados a una escala común que facilitó el análisis de los resultados y la comparación entre subregiones (Carreño *et al.*, 2012).

$$SE = (I - Imin) / (Imax - Imin) \quad \text{Ec. 1}$$

dónde I es el valor del indicador del SE en un determinado partido y en un determinado año, Imax es el valor máximo estimado del indicador para el conjunto de datos, Imin es el valor mínimo estimado del indicador para el conjunto de datos y SE es la provisión relativa del SE.

Análisis estadísticos

La relaciones entre provisión de SE, COS, porcentaje de cobertura natural y producción agrícola-ganadera fueron descriptas a través del ajuste de modelos lineales generales con estructuras de correlación entre los errores y/o heterogeneidad de varianzas. Dichos modelos se ajustaron con la función gls del paquete nlme del programa computacional R (R Core Team, 2013). Se ajustó una estructura de correlación general entre los errores de datos

provenientes de distintos años de un mismo partido. En el caso de que los errores presentaran heterogeneidad de varianza, ésta fue incorporada al modelo. Finalmente, se seleccionaron los mejores modelos a través del análisis de los residuales para verificar los supuestos del modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las forma en que se relacionó el COS con la provisión de SE varió entre las subregiones (Figura 2a). La sensibilidad de la provisión de SE a los cambios en las concentraciones de COS está descripta por la pendiente de la recta que relaciona ambas variables. La recta con la mayor pendiente estuvo en el CSA (Figura 2a), indicando que es la subregión donde la provisión de SE tiene la mayor sensibilidad a los cambios en el COS. Por el contrario, la recta con menor pendiente estuvo en la PAE y, por lo tanto, es la subregión donde la provisión de SE es menos sensible a los cambios en el COS (Figura 2a). Al relacionar la provisión de SE con el porcentaje de cobertura vegetal, se observó que en el CSA la provisión de SE tuvo la menor sensibilidad a la remoción de la cobertura natural y que la subregión más sensible fue la PAE (Figura 2b). Resumiendo, en el CSA la provisión de SE tuvo la mayor sensibilidad a los cambios en COS y la menor sensibilidad a los cambios en la cobertura natural, y en la PAE la provisión de SE tuvo la menor sensibilidad a los cambios en COS y la mayor sensibilidad a los cambios en la cobertura natural. Respecto a las diferencias en la sensibilidad de la provisión de SE a los cambios de COS, es probable que el umbral crítico de COS, por debajo del cual las funciones del suelo se afectan drásticamente, se incremente al aumentar los contenidos de arena y al disminuir los contenidos de arcilla del suelo (Stockmann *et al.*, 2013). Cuando el contenido de COS se encuentra cercano a dicho umbral, pequeñas variaciones de COS pueden significar grandes cambios en las propiedades del suelo que soportan SE (Loveland & Webb, 2003; Powlson *et al.*, 2011). Esta hipótesis se corresponde con la mayor sensibilidad de la provisión de SE a los cambios en el COS hallada en el CSA, donde los suelos contienen altos contenidos de arena y bajos contenidos de arcilla (Tabla 1) y, además, con la menor sensibilidad observada en la PAE, donde los suelos contienen los mayores contenidos de arcilla (Tabla 1). Respecto a la sensibilidad de la provisión de SE a la remoción de cobertura natural, la PAE es la subregión con mayores contenidos de COS con suelo bajo cobertura natural (~ 107 Mg ha^{-1} en los primeros 30 cm se suelo, Villarino *et al.*, (2014)) y el CSA es la subregión con menor contenido inicial (~ 40 Mg ha^{-1} en los primeros 30 cm se suelo, Villarino *et al.*, (2017)). La magnitud y el sentido de los cambios en los contenidos de COS debidos al uso agrícolo-ganadero dependen del contenido inicial (Berhongaray *et al.*, 2013). En la Región Pampeana, Berhongaray *et al.* (2013) informaron que, para el periodo comprendido entre los años 1960 y 2008, suelos cuyo contenido de COS hasta 1 m de profundidad en 1960 era superior a 95 Mg ha^{-1}, habían perdido C con el uso agrícola. Por otro lado, aquéllos con un contenido menor que aquel valor, habían mantenido el COS o incluso habían ganado C. Esto explicaría, al menos en parte, las diferencias de sensibilidad de la provisión de SE a la remoción de la cobertura natural entre la PAE y el CSA.

La curva que describe los cambios en la provisión de SE en función de la producción agrícola-ganadera muestra que la pérdida marginal de SE disminuye a medida que aumenta la producción, y hasta puede transformarse en una ganancia, como se observa principalmente en la PCE (Figura 2c). Los aumentos en la producción agrícola-ganadera pueden ser debidos a un aumento en la superficie cultivada o a un aumento en la productividad por superficie. Cuando se aumenta la producción agrícola-ganadera a expensas de áreas naturales (Figura 2d) se produce una disminución en la provisión de SE (Figura 2b). A medida que la cobertura natural disminuye, la producción promedio y su variabilidad aumentan (Figura 2d). Esta alta variabilidad entre los partidos, debida a diferencias en la productividad por unidad de superficie, no permitió diferenciar a las subregiones en la relación de la producción agrícola-ganadera con el porcentaje de cobertura natural (Figura 2d). En la Figura 2d se puede observar que la mayoría de los puntos que se encuentran por encima de una producción de 0,5 corresponden al último año de evaluación (datos marcados con círculos). Hasta la década de 1990, los aumentos de la producción en la Región Pampeana, eran principalmente debidos a la expansión de cultivos y pasturas cultivadas sobre pastizales. Luego, debido a los cambios tecnológicos, la producción fue aumentando principalmente debido a un aumento en la productividad (Viglizzo *et al.*, 2011). Las grandes caídas iniciales podrían estar asociadas a esta primera fase de expansión agrícola (Figura 2c) donde los rendimientos por hectárea eran bajos. La menor caída posterior podría deberse a que aumentaron los rendimientos unitarios de los cultivos (SIIA, 2015) y, consecuentemente, se habrían incrementado las devoluciones de C al suelo. El COS se asocia positivamente con los aportes de C al suelo y, por lo tanto, aumentar los rendimientos en tierras cultivadas puede incrementar el COS, generándose de esta forma una situación de sinergia entre producción y provisión de SE. Los estudios que relacionan SE y producción agrícola-ganadera generalmente encuentran compromisos entres ellos (Carreño *et al.*, 2012) y este tipo de relaciones de sinergia son sólo excepcionalmente descriptas (Laterra *et al.*, 2012). Es probable que parte de esto pueda deberse a la falta de consideración del funcionamiento del suelo dentro del marco conceptual de SE.

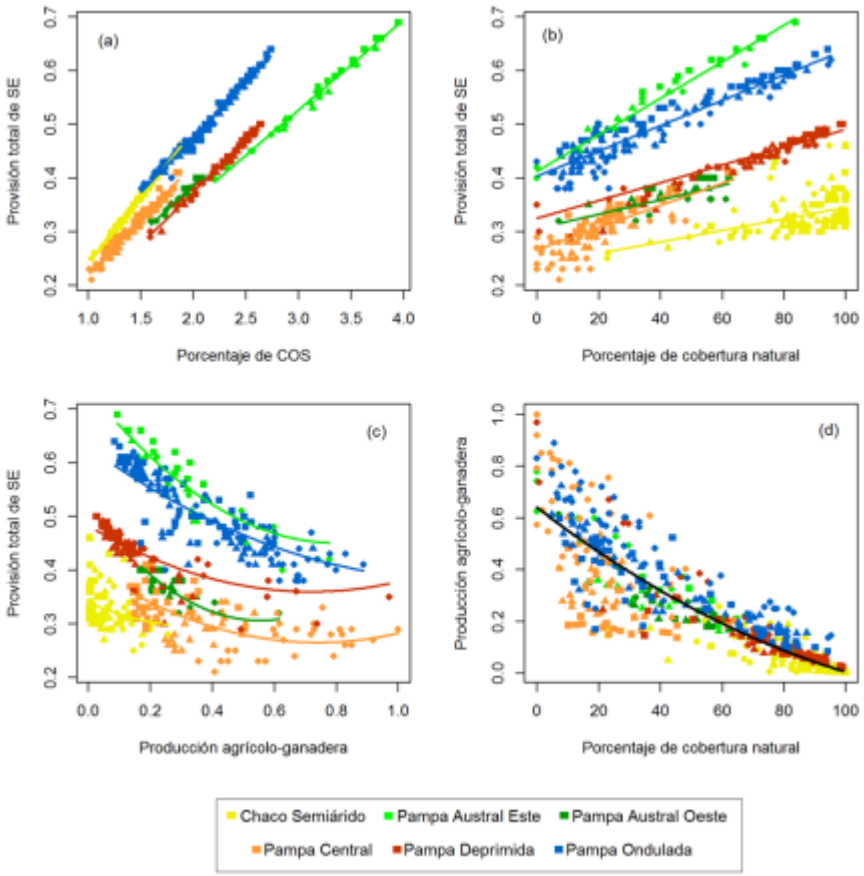


Figura 2: Relaciones entre la provisión de servicios ecosistémicos (SE) con el porcentaje de carbono orgánico del suelo (COS) (a), el porcentaje de cobertura natural (b) y la producción agrícola-ganadera (c), y relación entre la producción agrícola-ganadera con el porcentaje de cobertura natural (d). Los cuadrados, triángulos y círculos corresponden a los años 1960, 1988 y 2006, respectivamente, para la Región Pampeana, y a los años 1976, 1996 y 2010, respectivamente, para el Chaco Semiárido. La línea negra completa (d) corresponde al modelo ajustado para todas las subregiones.

CONCLUSIONES

El incremento en la demanda de productos agrícolo-ganaderos que se espera en los próximos años y la crisis ambiental existente nivel global nos exige desarrollar sistemas productivos que conserven la provisión de SE. Este objetivo parecería ser más alcanzable en la PAE, y en otras subregiones de la Región Pampeana, pero sería mucho más difícil de lograr en el CSA, al menos con los sistemas de producción utilizados. Los resultados de este estudio mostraron que el CSA es la subregión con la mayor fragilidad ambiental. Por otra parte, a diferencia de la Región Pampeana, el CSA aún conserva una alta proporción de su superficie con cobertura natural (bosque) expuesta a ser transformada para su uso agrícolo-ganadero. Por lo tanto, las políticas de regulación ambiental deberían reconocer la fragilidad ambiental del CSA y rediseñar los sistemas productivos actuales para evitar el posible desarrollo de procesos de degradación ambiental a escala de paisaje.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca en proyectos financiados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de los proyectos PNNAT-1128052 y PNNAT-1128035, la Universidad Nacional de Mar del Plata a través de los proyectos AGR466/14 y AGR389/12, la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica de Argentina (PICT-2012-1092 y PICT-2012-0607) y el Institute for Global Change Research (IAI) CRN3095 que es apoyado por la US National Science Foundation (Grant GEO-1128040). El primer autor es becario posdoctoral del CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Berhongaray, G, R. Álvarez, J De Paepe, C Caride, & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.

- Bianchi, A.R., & SAC Cravero. 2010. Atlas climático digital de la república argentina. Ediciones INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Calzolari, C., F Ungaro, N Filippi, M Guermandi, F Malucelli, N Marchi, F Staffilani, & P Tarocco. 2016. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. Geoderma 261: 190-203.
- Carreño, L., F Frank & E Viglizzo. 2012. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. Agric Ecosyst Environ. 154: 68-77.
- Echeverría, H., N San Martin & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo 18: 9-16.
- INTA. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina. Ediciones INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Laterra, P., M.E. Orúe & G. Booman. 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. Agric Ecosyst Environ 154: 56-67.
- Loveland, P., & J Webb. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. Soil Till Res 70: 1-18.
- Mastrangelo, M.E., & MC Gavin. 2012. Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology 26: 1040-1051.
- Merrill, A.L., & BK Watt. 1973. Energy value of foods... basis and derivation. Agricultural Research Service. United States Department of Agriculture. USA.
- Paruelo, J.M., M Texeira, L Staiano, M Mastrángelo, L Amdan, & F Gallego. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. Ecol Indic 71: 145-154.
- Powlson, D.S., PJ Gregory, WR Whalley, JN Quinton, DW Hopkins, AP Whitmore, PR Hirsch & KWT Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36: S72-S87.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rearte, D. 2007. La Producción de Carne en Argentina. INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Reussi Calvo, N.I., GA Studdert, MB Calandroni, NV Diovisalvi, FN Cabria & A Berardo. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. Ciencia del Suelo 32: 189-196.
- Saxton, K.E., & WJ Rawls. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. Soil Sci Soc Am J 70: 1569.
- Seghezzo, L., JN Volante, JM Paruelo, DJ Somma, EC Buliubasich, HE Rodríguez, S Gagnon, S., & M Hufty. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina) Conflicting Visions of Development. J Environ Dev 20: 251-277.
- SIIA. 2015. Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Dirección de Información Agrícola y Forestal.
- Soriano, A. 1991. Río de la Plata Grasslands. En: Coupland, R.T. (Ed.), Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere. Elsevier, Amsterdam, pp. 367–407.
- Stockmann, U., MA Adams, JW Crawford, DJ Field, N Henakaarchchi, M Jenkins, B Minasny, PC McBratney, V.d.R.d Courcelles, K Singh, I Wheeler, L Abbott, DA Angers, J Baldock, M Bird, PC Brookes, C Chenu, JD Jastrow, R Lal, J Lehmann, AG O'Donnell, WJ Parton, D Whitehead, & M Zimmermann. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. Agric Ecosyst Environ 164: 80-99.
- Viglizzo, E.F., FC Frank, LV Carreno, EG Jobbagy, H Pereyra, J Clatt, D Pincen, & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Glob Change Biol 17: 959-973.
- Villarino, S.H., GA Studdert, P Laterra & MG Cendoya. 2014. Agricultural impact on soil organic carbon content: Testing the IPCC carbon accounting method for evaluations at county scale. Agric Ecosyst Environ 185: 118-132.
- Villarino, S.H.; GA Studdert, & P Laterra. 2017. Towards realistic and feasible soil organic carbon inventories: a case of study in the Argentinean Semiarid Chaco. Global Symposium On Soil Organic Carbon, 21-23 Marzo, Roma, Italia.
- Wischmeier, W. 1976. Use and misuse of the universal soil loss equation. J Soil Water Conserv 31: 5-9.

C4P144. ¿CUÁLES SON LOS MECANISMOS QUE EXPLICAN LA MAYOR HUMIFICIACIÓN DE LAS RAÍCES RESPECTO DE LOS RESIDUOS AÉREOS?

Villarino, Sebastián H.[1,2,*]; Piñeiro, G.[1,3] y Pinto P.[1,3].

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2]Unidad Integrada Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP) - Estación Experimental Agropecuaria Balcarce (INTA). [3]LART – IFEVA, Facultad de Agronomía (UBA) *sebavillarino@gmail.com

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS) afecta prácticamente a todas las propiedades del suelo relacionadas con su funcionamiento en el ecosistema y, por lo tanto, mejorar nuestro entendimiento de su dinámica ha cobrado gran relevancia a escala global. En este contexto, conocer la contribución relativa de las raíces y los residuos aéreos a la formación de COS, y los mecanismos subyacentes, es fundamental para el desarrollo de estrategias para un uso sustentable del suelo. Este trabajo tiene dos objetivos principales: i) estimar la contribución relativa de los aportes radicales y aéreos a la formación de COS y ii) analizar la contribución relativa de los distintos mecanismos de protección propuestos en la literatura para explicar las diferencias entre el coeficiente de humificación de las raíces (*h*-r) y de los residuos aéreos (*h*-a). Para esto se realizó una revisión bibliográfica de estudios que midieron o estimaron el *h*-a y/o el *h*-r. Utilizamos distintos tipos de trabajos para evaluar los mecanismos propuestos: i) los estudios que miden la humificación de raíces muertas a partir de su agregado a una masa de suelo solo evalúan el mecanismo de "protección bioquímica", ii) la "protección física" en los agregados se evaluó en función de los cambios de C reportados en la fracción particulada y iii) la "protección físico-química" se evaluó en función de los cambios de C reportados en la fracción asociada a los minerales del suelo. En estudios realizados a campo y sin distorsión del suelo, la mediana del *h*-r (0,41) fue cinco veces más grande que la mediana del *h*-a (0,08). Los mecanismos que explicarían esta diferencia en la humificación son: una mayor protección física y una mayor protección físico-química. Contrariamente a lo esperado, la protección bioquímica no sería un mecanismo que explique las diferencias de humificación entre residuos aéreos y radicales.

Palabras claves: materia orgánica del suelo, carbono, protección física

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) afecta prácticamente a todas las propiedades del suelo relacionadas con su funcionamiento en el ecosistema y, por lo tanto, es fundamental en definir la capacidad del mismo para proveer servicios ecosistémicos (Powlson *et al.*, 2011). Por otra parte, el COS tiene un rol clave en el cambio climático ya que es el principal reservorio de C terrestre y sus variaciones están asociadas a las emisiones o al secuestro de dióxido de C (CO_2). Por lo tanto, mejorar nuestro entendimiento de la dinámica del COS ha cobrado gran relevancia a escala global. Una parte del C aportado al suelo a través de residuos orgánicos es respirado por los organismos heterótrofos y liberado a la atmósfera, otra parte es incorporada en la biomasa del suelo y otra parte permanece dentro del suelo como COS. También pueden existir pérdidas de C por erosión o por el lavado de C soluble. En este trabajo definiremos como "humificación" al proceso de transformación de residuos vegetales en COS y al coeficiente de humificación (*h*) como la proporción del residuo vegetal transformado en COS. Nuestro entendimiento sobre los procesos de humificación y estabilización del COS es limitado. En la actualidad se consideran tres mecanismos principales de protección del COS que explican su permanencia por largos periodos. Ellos son: i) la protección física (PF) que ocurre cuando el C se ubica dentro de los agregados del suelo (principalmente dentro de los microagregados, <250 μm), ii) la protección físico-química (PFQ) debida a la asociación del C con partículas minerales finas (limo y arcillas) y iii) la protección bioquímica (PBQ) que ocurre cuando el material orgánico tiene una composición química compleja que impide su rápida descomposición (Six *et al.*, 2002). La ubicación y el tipo de residuo vegetal, residuos aéreos o raíces, interactúa con dichos mecanismos y juega un rol clave en la estabilización del COS. En general, se ha observado que las raíces tiene un *h* superior al *h* de los residuos aéreos. Se han propuestos tres hipótesis asociadas a aquellos mecanismos de protección que explicarían esta diferencia: i) una mayor PF debida al crecimiento radical dentro los agregados del suelo, ii) una mayor PFQ dada por un aumento en la asociación entre arcillas y las raíces finas y los aportes de exudados radicales (*i.e.* la rizodeposición), y iii) una mayor PBQ debida a una mayor recalcitrancia de los tejidos radicales (Rasse *et. al.*, 2005). Son escasos los estudios que hayan evaluado dichos mecanismos y su importancia relativa a la estabilización del COS continúa siendo un vacío de conocimiento.

Conocer la contribución relativa de las raíces y los residuos aéreos a la formación de COS, y los mecanismos que subyacentes, es fundamental para el desarrollo de estrategias para un uso sustentable del suelo. Por ejemplo, el mejoramiento genético que produjo incrementos en los rendimientos de los cultivos agrícolas ha aumentado la proporción de los órganos aéreos respecto de los subterráneos. El impacto de este cambio sobre el almacenamiento de COS habrá dependido de las diferencias entre la *h* de residuos aéreos (*h*-a) y la *h* de las raíces (*h*-r). Conocer estas diferencias es fundamental para la selección de cultivos y prácticas de manejos tendientes a la restauración y el mantenimiento del COS. Los modelos de simulación de la dinámica del COS constituyen una herramienta fundamental para integrar nuestros conocimientos sobre los flujos de C entre el suelo, la vegetación y la atmósfera. Además, nos permiten evaluar los impactos sobre el suelo y las emisiones de CO_2 de diferentes sistemas productivos y planificar diferentes trayectorias de uso del suelo. Los modelos de simulación más difundidos (*e.g.* CENTURY y ROTH-C) no consideran diferentes *h* entre los residuos aéreos y subterráneos. Esto demuestra que, a pesar de que sabemos que existen diferencias, las mismas no han sido suficientemente atendidas.

Este trabajo tiene dos objetivos principales: i) estimar la contribución relativa de los aportes radicales y aéreos a la formación de COS y ii) analizar la contribución relativa de los mecanismos de protección para explicar las diferencias entre el *h*-r y el *h*-a. Para esto se realizó una revisión bibliográfica de estudios que midieron o estimaron el *h*-a y/o el *h*-r. Los estudios que miden el *h*-r a partir del agregado de raíces muertas a una masa de suelo solo estarían evaluando la PBQ, ya que la PF asociada al crecimiento radical y la PFQ debida a la asociación entre arcillas y los aportes de exudados radicales no ocurren en ese tipo de experimentos. Por otra parte, los estudios que miden el *h*-r de raíces vivas creciendo *in situ* si consideran los tres mecanismos de protección. En este tipo de experimento, es esperable que si las raíces tienen mayor PFQ se produzca un aumento del C orgánico en la fracción asociada a los minerales (COAM), mientras que una mayor PF debería producir un aumento del C orgánico en la fracción particulada (COP). Basados en estos supuestos, se plantearon tres predicciones para las hipótesis de los mecanismos de protección que explicarían las diferencias entre la humificación de raíces y de residuos aéreos (Tabla 1).

Tabla 1: Hipótesis sobre los mecanismos que explican la mayor humificación de raíces respecto de los residuos aéreos (Rasse *et al.*, 2005) y sus predicciones asociadas.

Hipótesis	**Predicción**
Las raíces poseen mayor protección bioquímica que los residuos aéreos	El *h*-r es superior al *h*-a, en estudios donde se agregan residuos de material vegetal muerto a una masa de suelo
Las raíces poseen mayor protección física que los residuos aéreos	El *h*-r de la fracción particulada es superior al *h*-a de la fracción particulada, en estudios donde los residuos provienen de la vegetación *in situ*
Las raíces poseen mayor protección fisicoquímica que los residuos aéreos	El *h*-r de la fracción asociada a los minerales es superior al *h*-a de las fracción asociada a los minerales, en estudios donde los residuos provienen de la vegetación *in situ*

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda en la base de datos de literatura científica SCOPUS (www.scopus.com) con los siguientes términos: ("descomposition" OR "humification" OR "mineralization" OR "stabilization") AND ("soil organic carbon" OR "soil organic matter" OR "SOM" OR "SOC") AND ("root" OR "litter" OR "belowground" OR "aboveground") AND ("isotopes" OR "label" OR "labelled" OR "labelling" OR "labeled"). Se seleccionaron trabajos donde se hubiese medido o estimado humificación de residuos aéreos y/o raíces (Tabla 2).

Las fracciones evaluadas del COS (Tabla 2) se agruparon en COP y COAM según su haya sido su aislamiento por densimetría o por tamaño de partícula. En el COP se agruparon las fracciones con densidad mayor a 1,7-1,85 $g*cm^{-3}$ y tamaños de partícula entre 53 y 2000 µm. El COAM incluyó las fracciones con densidad menor a 1,7-1,85 $g*cm^{-3}$ y tamaño de partícula menor a 53 µm (Tabla 2) (Haynes, 2005). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa computacional R (R Core Team, 2013).

Tabla 2: Resumen de las características de los trabajos seleccionados para el estudio.

Referencia	Vegetación	Tipo de residuos	Incorporación de residuos*	Fracciones evaluadas**
Austin *et al.* (2017)	Centeno	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Balesdent y Balabane (1996)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total y COP
Barber (1979)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Baumann *et al.* (2013)	Trigo	Raíces	Agregados	Total
Bird *et al.* (2008)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Bolinder *et al.* (1999)	Maíz, cebada, pastura y trigo	Raíces	Vegetación *in situ*	Total
Clapp *et al.* (2000)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Comeau *et al.* (2013)	Lenteja, trigo y colza	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	FL y FP
Cotrufo *et al.* (2016)	Pastizal	Aéreos	Agregados	COP y COAM
Demolinari *et al.* (2017)	Eucalyptus	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Egli *et al.* (2016)	*Picea abies*	Aéreos	Agregados	FL y FP
Fahey *et al.* (2013)	*Acer saccharum*	Aéreos	Agregados	Total
García-Pausas *et al.* (2012)	Trigo	Raíces	Agregados	Macro, Micro y COAM
Ghafoor *et al.* (2017)	Maíz y trigo	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Hatton *et al.* (2015)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Pries *et al.* (2017)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Hu *et al.* (2016)	Álamo	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Kong y Six (2010)	Vicia	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Macro, Micro y COAM
Larson *et al.* (1972)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Mazzilli *et al.* (2015)	Maíz y Soja	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	COP
Puget y Drinkwater (2001)	Vicia	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Rubino *et al.* (2010)	Álamo	Aéreos	Agregados	Total
Sánchez-de León *et al.* (2014)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Santos *et al.* (2016)	*Acer rubrum*	Raíces	Agregados	Total
Shahbaz *et al.* (2017)	Trigo	Aéreos y raíces	Agregados	Macro, Micro y COAM
Sierra *et al.* (2012)	Legumbres	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Steffens *et al.* (2015)	Bosque	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Tahir *et al.* (2016)	Trigo, poroto y arveja	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Wachendorf *et al.* (2014)	Maíz	Aéreos	Agregados	Total, Macro y Micro

* Vegetación *in situ*: representa las situaciones en que los residuos fueron aportados desde una vegetación creciendo en el mismo sitio donde se realizaron las mediciones de COS. Agregados: representa las situaciones donde los residuos son material vegetal muerto proveniente de una vegetación que creció fuera de la unidad experimental donde se realizaron las mediciones de COS.
** COP: carbono orgánico particulado (53 – 2000 µm), COAM: carbono orgánico asociado a la fracción mineral (< 53 µm), FL: fracción liviana (densidad < 1,7-1,85 g cm^3), FP: fracción pesada (densidad > 1,7-1,85 g cm^3), Macro: macro-agregados (250 – 2000 µm), Micro: micro-agregados (53 – 250 µm).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La mediana del *h*-a y el *h*-r fue muy similar para los estudios de residuos agregados, 0,21 y 0,25 respectivamente (Figura 1a). Por lo tanto, la PQ no estaría explicando las diferencias en la humificación de raíces y residuos aéreos. Este mecanismo ha sido cuestionado durante los últimos años y los nuevos hallazgos sugieren que no debería considerarse al concepto de recalcitrancia como una propiedad intrínseca del material orgánico, sino que la misma estaría más asociada a factores biológicos y condiciones del ambiente edáfico que impiden la descomposición del material (Schmidt *et al.*, 2011). Por otra parte, la mediana del *h*-r (0,41) fue cinco veces más grande que la mediana del *h*-a (0,08) cuando los residuos fueron aportados *in situ* (Figura 1b). Rasse *et al.* (2005) informaron que la humificación de las raíces es 2,4 veces

superior a la humificación de los residuos aéreos, la mitad del valor hallado en este estudio. Sin embargo, los aportes radicales considerados en aquel estudio incluyeron la biomasa radical más la rizodeposición y en este estudio solo se consideró la biomasa radical. Debido a que la rizodeposición es muy difícil de medir, en el 83% de los casos considerados por Rasse *et al.* (2005) se asumió que los aportes por rizodeposición fueron iguales a la biomasa radical. Por lo tanto, en esos casos los aportes de C se duplican y la humificación se reduce a la mitad. Si Rasse *et al.* (2005) hubiesen considerado la humificación respecto a la biomasa radical, la relación *h*-r/*h*-a sería similar a la encontrada en este trabajo (≈ 5). Esta relación (*h*-r/*h*-a) también fue calculada en aquellos estudios que lo permitían debido a que tenían ambos tratamientos, raíces y residuos aéreos. En estos casos, el promedio de *h*-r/*h*-a también fue igual a 5 (resultados no mostrados).

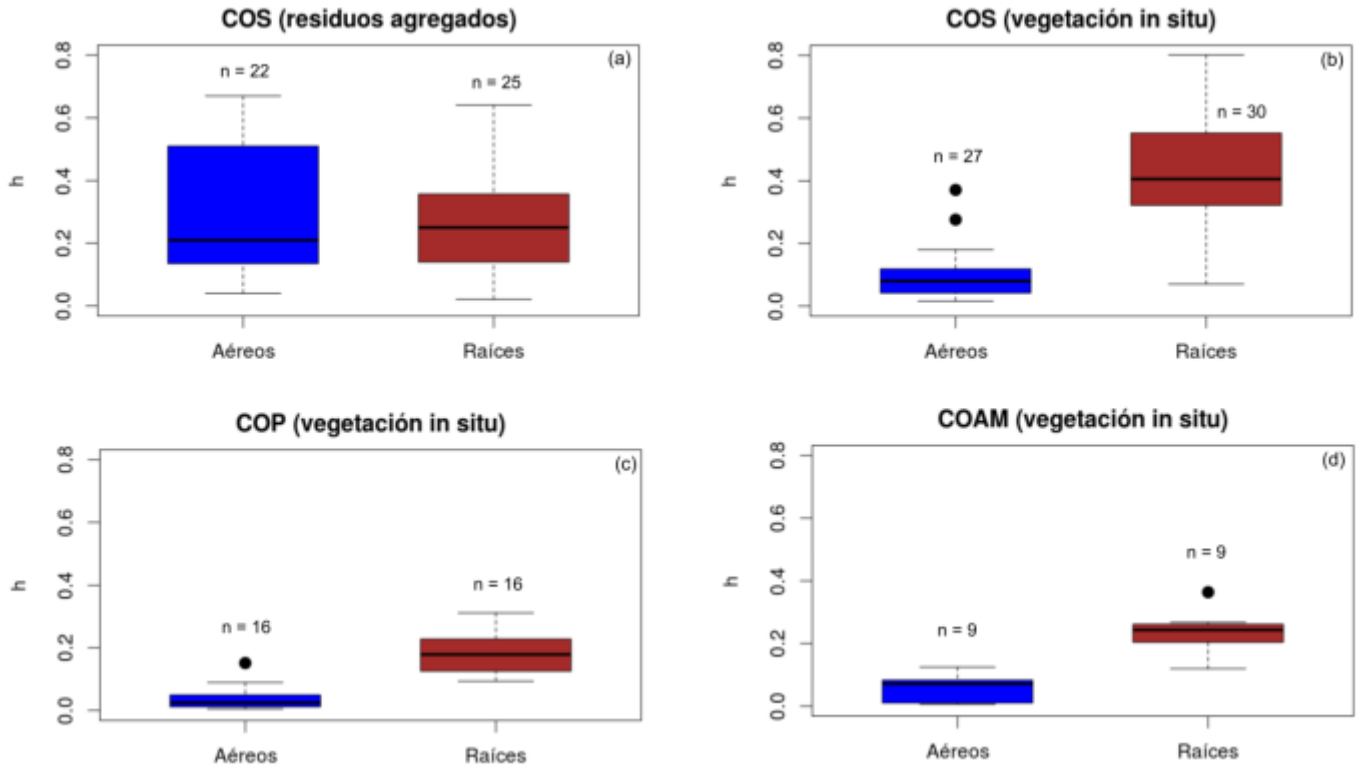


Figura 1: Coeficientes de humificación (h) para el carbono orgánico del suelo (COS) en estudios con agregado de residuos (a), para el COS en estudios con vegetación *in situ* (b), para el carbono orgánico particulado (COP) en estudios con vegetación *in situ* (c) y para el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COAM) con vegetación *in situ* (d). La diferencia entre residuos agregados y vegetación *in situ* está descripta en el epígrafe de la Tabla 2.

Las medianas del *h*-a y del *h*-r para el COP fueron 0,02 y 0,18, respectivamente (Figura 1c). Para el COAM, las medianas del *h*-a y del *h*-r fueron 0,07 y 0,24, respectivamente (Figura 1d). Esto indicaría que tanto la PF como la PFQ serían los mecanismos que explican la mayor humificación de las raíces respecto de los residuos aéreos (Tabla 1). La relación *h*-r/*h*-a fue 7 para el COP y 10 para el COAM. Por lo tanto, es probable que la PFQ sea el mecanismo principal que explica la mayor humificación de raíces respecto de los residuos aéreos. En línea con esta idea, se observó que el contenido de arcilla se relacionó en forma positiva y logarítmica con el *h*-r (Figura 2). Este resultado además confirma el rol clave de las arcillas en proteger el COS, el cual ha sido ampliamente documentado (Six *et al.*, 2002).

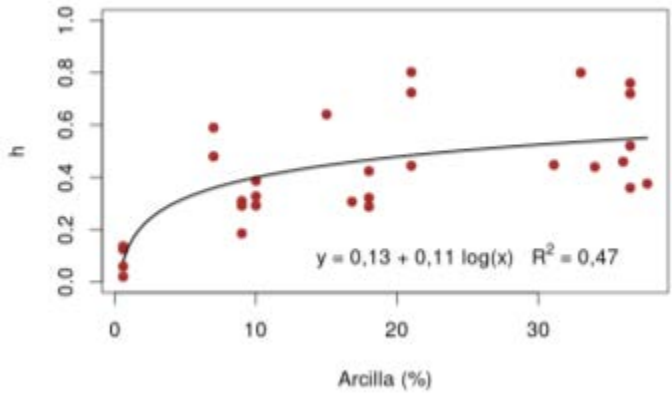


Figura 2: Relación entre el coeficiente de humificación (h) de las raíces y el contenido de arcilla.

CONCLUSIONES

El *h*-r fue cinco veces superior al *h*-a y los principales mecanismos que explicarían esta diferencia serían una mayor PF debido al crecimiento radical dentro los agregados del suelo y una mayor PFQ debida a la asociación entre los aportes radicales y las arcillas. Contrariamente, la PQ no sería un mecanismo que explique las diferencias de humificación entre residuos aéreos y radicales.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca en proyectos financiados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de los proyectos PNNAT-1128052 y PNNAT-1128035, la Universidad Nacional de Mar del Plata a través de los proyectos AGR466/14 y AGR389/12, la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica de Argentina (PICT-2012-1092 y PICT-2012-0607) y el Institute for Global Change Research (IAI) CRN3095 que es apoyado por la US National Science Foundation (Grant GEO-1128040). El primer autor es becario posdoctoral del CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Austin, EE; K Wickings; MD McDaniel; GP Robertson & AS Grandy. 2017 Cover crop root contributions to soil carbon in a no-till corn bioenergy cropping system. Gcb Bioenergy 9:1252–1263
- Balesdent, J & M Balabane M. 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. Soil Biol Biochem 28:1261–1263
- Barber, SA. 1979. Corn Residue Management and Soil Organic Matter 1. Agron J 71:625–627
- Baumann, K; M Sanaullah; A Chabbi; MF Dignac; G Bardoux; M Steffens; I Kögel-Knabner & C Rumpel. 2013. Changes in litter chemistry and soil lignin signature during decomposition and stabilisation of 13C labelled wheat roots in three subsoil horizons. Soil Biol Biochem 67:55–61
- Bird, JA; M Kleber & MS Torn. 2008. 13C and 15N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. Org Geochem 39:465–477
- Bolinder, MA; DA Angers; M Giroux & MR Laverdiere. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (Zea mays L.). Plant Soil 215:85–91
- Clapp, CE; RR Allmaras; MF Layese; DR Linden & RH Dowdy. 2000. Soil organic carbon and 13C abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. Soil Tillage Res 55:127–142
- Comeau, LP; RL Lemke; JD Knight & A Bedard-Haughn. 2013. Carbon input from 13 C-labeled crops in four soil organic matter fractions. Biol Fertil soils 49:1179–1188
- Cotrufo, MF; JL Soong; AJ Horton; EE Campbell; ML Haddix; DH Wall & WJ Parton. 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. Nat Geosci 8:ngeo2520
- Demolinari, SM; RN Sousa; IR Silva; RS Teixeira; JCL Neves & GO Mendes. 2017. Effect of Mineral Nitrogen on Transfer of 13C-Carbon from Eucalyptus Harvest Residue Components to Soil Organic Matter Fractions. Rev Bras Ciência do Solo 41:160-203

- Egli, M; S Hafner; C Derungs; J Ascher-Jenull; F Camin; G Sartori; G Raab; L Bontempo; M Paolini; L Ziller; T Bardelli; M Petrillo & S Abiven. 2016. Decomposition and stabilisation of Norway spruce needle-derived material in Alpine soils using a 13 C-labelling approach in the field. Biogeochemistry 131:321–338
- Fahey, TJ; JB Yavitt; RE Sherman; JC Maerz; PM Groffman; MC Fisk & PJ Bohlen. 2013. Earthworm effects on the incorporation of litter C and N into soil organic matter in a sugar maple forest. Ecol Appl 23:1185–1201
- Garcia-Pausas, J; P Casals; P Rovira; S Vallecillo; MT Sebastià & J Romanyà. 2012. Decomposition of labelled roots and root-C and-N allocation between soil fractions in mountain grasslands. Soil Biol Biochem 49:61–69
- Ghafoor, A; C Poeplau & T Kätterer. 2017. Fate of straw-and root-derived carbon in a Swedish agricultural soil. Biol Fertil Soils 53:257–267
- Hatton, PJ; C Castanha; MS Torn & JA Bird. 2015. Litter type control on soil C and N stabilization dynamics in a temperate forest. Glob Chang Biol 21:1358–1367
- Haynes, RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Adv Agron 85:221–268
- Hu, YL; DH Zeng; XQ Ma & SX Chang. 2016. Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. For Ecol Manage 362:38–45
- Kong, AYY; J Six; DC Bryant; RF Denison & C Van Kessel. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. Soil Sci Soc Am J 69:1078–1085
- Larson, W; CE Clapp; WH Pierre & YB Morachan. 1972. Effects of Increasing Amounts of Organic Residues on Continuous Corn: II. Organic Carbon, Nitrogen, Phosphorus, and Sulfur 1. Agron J 64:204–209
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; OR 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
- Powlson, DS; PJ Gregory; WR Whalley; JN Quinton; DW Hopkins; AP Whitmore; PR Hirsch & KWT Goulding. (2011) Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36:S72–S87
- Pries, CEH; JA Bird; C Castanha; PJ Hatton & MS Torn. 2017. Long term decomposition: the influence of litter type and soil horizon on retention of plant carbon and nitrogen in soils. Biogeochemistry 134:5–16
- Puget, P & LE Drinkwater. 2001. Short-term dynamics of root-and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. Soil Sci Soc Am J 65:771–779
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rasse, DP; C Rumpel & MF Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant Soil 269:341–356
- Rubino M, Dungait JAJ, Evershed RP, T Bertolini; P De Angelis; A D'Onofrio; A Lagomarsino; C Lubritto; A Merola; F Terrasi & Cotrufo MF. 2010. Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: Evidences from a 13C labelled-leaf litter experiment. Soil Biol Biochem 42:1009–1016
- Sánchez-de León Y, Lugo-Pérez J, Wise DH, et al (2014) Aggregate formation and carbon sequestration by earthworms in soil from a temperate forest exposed to elevated atmospheric CO2: a microcosm experiment. Soil Biol Biochem 68:223–230
- Schmidt, MW; MS Torn; S Abiven; T Dittmar; G Guggenberger; IA Janssens; M Kleber; I Kogel-Knabner; J Lehmann; DA Manning; P Nannipieri; DP Rasse; S Weiner & SE Trumbore. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. Nature 478:49–56. doi: 10.1038/nature10386
- Shahbaz, M; Y Kuzyakov & F Heitkamp. 2017. Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: mechanisms and controls. Geoderma 304:76–82
- Sierra, J & N Motisi. 2012. Shift in C and N humification during legume litter decomposition in an acid tropical Ferralsol. Soil Res 50:380–389
- 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
- Steffens C; M Helfrich; RG Joergensen; V Eissfeller & H Flessa. 2015. Translocation of 13C-labeled leaf or root litter carbon of beech (Fagus sylvatica L.) and ash (Fraxinus excelsior L.) during decomposition--A laboratory incubation experiment. Soil Biol Biochem 83:125–137
- Tahir, MM; S Recous; C Aita; R Schmatz; GE Pilecco & SJ Giacomini. 2016. In situ roots decompose faster than shoots left on the soil surface under subtropical no-till conditions. Biol Fertil soils 52:853–865
- Wachendorf, C.; M Potthoff; B Ludwig & RG Joergensen. 2014. Effects of addition of maize litter and earthworms on C mineralization and aggregate formation in single and mixed soils differing in soil organic carbon and clay content. Pedobiologia (Jena) 57:161–169

C4P145. EVALUACIÓN DE DISTINTAS ALTERNATIVAS DE BARBECHOS SOBRE LA BIOMASA Y RENDIMIENTO DE MAÍZ Y SOJA

Voisin, Axel[1]; Novillo, Bárbara[2]; Chamorro, Adriana M.[3]; Bezus, Rodolfo[3]; Pellegrini, Andrea E.[4]; Gelati Pablo R.[4] y Golik, Silvina I.[5]

[1]Becario CIC. [2]Becaria CIC-UNLP. [3]Curso Oleaginosas y Cultivos Regionales. [4]Curso Edafología. [5]Curso Cerealicultura. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP. Calle 60 y 119, CC 31 La Plata, Argentina. E-mail: axelvoisin@hotmail.com

RESUMEN

El efecto del barbecho puede condicionar a los cultivos sucesores. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de compost de cama de pollo (CP) y cultivos de cobertura (CC) como manejos alternativos al barbecho químico (BQ) con aplicación de fertilizantes, sobre la biomasa y el rendimiento de maíz y soja. Sobre un Argiudol típico, en la Estación Experimental Julio Hirschhorn perteneciente a la FCAyF, UNLP, se plantearon ensayos donde se comparan diferentes secuencias de cultivos (S). S1: trigo/soja 2°- soja 1°; S2: cebada/soja 2°- maíz; S3: avena/soja 2°- maíz; S4: colza/soja 2°- maíz. Se realizaron cuatro tipos de barbechos previos a la siembra de soja en S1 y maíz en S2, S3 y S4: aporte de CP, CC sin fertilización en el cultivo para grano (MCC), CC con fertilización en el cultivo para grano (ACC) y BQ con fertilización mineral. El diseño experimental fue en bloques al azar con 4 repeticiones. El CC consistió en una mezcla de avena y vicia, sobre el cual al momento de secado con glifosato se determinó materia seca y N acumulado en la biomasa vegetal por el método microkjeldahl. En maíz el tratamiento BQ se fertilizó con 80 kg ha^{-1} de superfosfato triple de calcio y 100 kg ha^{-1} urea y para el ACC fue de 165 kg ha^{-1} de superfosfato triple de calcio, 164 kg ha^{-1} de urea y 84 kg ha^{-1} de sulfato de amonio; en soja solo se fertilizó el ACC con 75 kg ha^{-1} de superfosfato triple de calcio. Se cosechó una superficie de 4 m lineales en maíz y 1 m^2 en soja para determinar la biomasa total y el rendimiento en grano. Se realizó un análisis de la varianza y se compararon las medias con el test de Tukey ($p>0,05$). La biomasa total de maíz no arrojó diferencias significativas según las distintas secuencias y barbechos y en promedio fue de 32833 kg ha^{-1}. El rendimiento en grano de maíz no arrojó diferencias significativas entre secuencias, pero sí según los distintos barbechos, donde los mayores rendimientos se obtuvieron en ACC (12000 kg ha^{-1}) y BQ (11850 kg ha^{-1}), seguido por CP (10820 kg ha^{-1}) y MCC (10018 kg ha^{-1}). En la soja la producción de biomasa total tampoco arrojó diferencias significativas según secuencias y barbechos, siendo en promedio de 12028 kg ha^{-1}. Se encontró diferencia significativa en el rendimiento de soja según los barbechos donde ACC (5717 kg ha^{-1}) se diferenció de BQ (4340 kg ha^{-1}), quedando en un lugar intermedio CP (5112 kg ha^{-1}) y MCC (4845 kg ha^{-1}). En ambos cultivos, la combinación de una fertilización con el uso de CC durante el barbecho fue la situación que determinó la mejor producción de grano. El aporte promedio del CC fue de 3408 kg ha^{-1} de biomasa y 43,47 kg ha^{-1} de N, lo cual permite reducir la aplicación de fertilizante nitrogenado en el cultivo sucesor.

Palabras claves: compost, cultivo de cobertura, fertilización mineral

C4P146. OBSERVATORIO DE DEGRADACIÓN DE TIERRAS "CUENCA ARROYO ESTACAS (LA PAZ, ENTRE RÍOS)"

Wilson, Marcelo G.[1]; Sasal, María Carolina[1]; Sione, Silvana M.[2]; Gabioud, Emmanuel A.[1]; Wingeyer Ana B.[1]; Van Opstal, Natalia V.[1]; Oszust, José D.[2]; Ledesma, Silvia G. [2]; Saluzzio, Mariano[2]; Seehaus, Mariela[1]; Beghetto Stella M. [3]; Benetti, Pablo [4]; Wouterlood, Natalia[1] y Therburg, Almut [5].

[1]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [2]Universidad Nacional de Entre Ríos, FCA. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [3] Cambio Rural II. [4] Sub Secretaría Agricultura Familiar. [5]IADIZA-CONICET, CCT-Mendoza. Mendoza 5500, Mendoza, Argentina. wilson.marcelo@inta.gob.ar

RESUMEN

Se presenta el Sitio Piloto (SP) Cuenca Arroyo Estacas, que forma parte del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación (ONDTyD). Este SP tiene como objetivo evaluar y monitorear el impacto del cambio en el uso de la tierra en un área con bosques nativos de Entre Ríos. En el ONDTyD se seleccionaron y consensuaron un conjunto mínimo de indicadores e índices, que proporcionan información para describir el estado o la calidad del ambiente y determinar su línea base. A partir del análisis de los resultados se evidencian los efectos del cambio en el uso de la tierra de los últimos años, mostrando el desencadenamiento de procesos de degradación de tierras, que pone en alerta a los tomadores de decisión. En este sentido, se debe pensar en prácticas de manejo adaptadas a las condiciones locales, orientadas a la prevención, mitigación y rehabilitación de tierras, para la conservación de los servicios ecosistémicos.

Palabras claves: Erosión hídrica, conservación, bosque nativo

INTRODUCCIÓN

Desde el año 2010, a través de proyectos de INTA vinculados a los Observatorios Agroambientales, la Cuenca del Arroyo Estacas constituye un Sitio Piloto (SP) que tiene como objetivo evaluar y monitorear el impacto del cambio en el uso de la tierra en un área con bosques nativos de Entre Ríos. El SP es representativo del Espinal, provincia fitogeográfica que se extiende en la región centro-norte de Entre Ríos, caracterizada por el bosque nativo como bioma dominante y por la presencia de cuencas de ríos importantes. En el año 2013 el SP pasó a ser parte del ONDTyD, que cuenta con 17 SP, desarrollado para brindar información relativa al estado, tendencias y los riesgos de la degradación de tierras, con el fin de elaborar recomendaciones asociadas a su prevención, control y mitigación. El ONDTyD constituye un sistema nacional de monitoreo sustentado en la identificación de un conjunto de indicadores biofísicos y socioeconómicos, posibilitando una evaluación integral y participativa. En el año 2017, el SP Cuenca del Arroyo Estacas fue seleccionado para integrar el Proyecto FAO "Soporte a la toma de decisiones para la ampliación e integración del manejo sustentable de las tierras SD-MST", que tiene como meta principal contribuir a la lucha contra la desertificación, la degradación de tierras y la sequía (DDTS), al ampliar e implementar las prácticas ejemplares de manejo sustentable de tierras, a través de la toma de decisión local.

En los últimos años se ha incrementado la superficie destinada a la agricultura, recurriendo a la práctica de la deforestación, en la mayoría de los casos sin planificación previa del uso y manejo del suelo. Aparecen problemas de erosión hídrica, encharcamiento en áreas planas, pérdida de biodiversidad vinculado a la pérdida de superficie boscosa y la fragmentación de hábitats, se detecta contaminación en suelo y agua por uso de agroquímicos y en los bosques remanentes menor productividad del pastizal por sobrecarga animal y sobrepastoreo. Los procesos de degradación de tierras en este tipo de agrosistema, tienen efectos directos sobre la rentabilidad de los establecimientos agropecuarios, pudiendo generar múltiples impactos negativos en el ámbito social y económico (Bouza *et al*, 2015). Por un lado, el abandono de las tierras por falta de productividad, desencadena procesos de sucesión vegetal secundaria, en los que el desarrollo de renovales (dominados por *Vachellia caven*) se traduce en la subutilización y pérdida del valor económico de las tierras. Por otro lado, pueden agravarse los problemas relacionados con la concentración de la tierra y la producción de alimentos, generando marginación y exclusión social y, en los casos más graves, migración rural. El objetivo de esta comunicación es difundir las acciones que se llevan adelante en el Observatorio SP Cuenca Arroyo Estacas para la identificación de un conjunto de indicadores biofísicos que permita describir el estado o la calidad del ambiente y determinar su línea base.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Cuenca del Arroyo Estacas (afluente del Arroyo Feliciano) está situada en el norte del Departamento La Paz, provincia de Entre Ríos y posee una superficie total de 770 km^2. Presenta un clima de tipo subhúmedo-húmedo, con un régimen pluviométrico de 1100 mm anuales, temperaturas medias anuales inferiores a 20º C y amplitudes térmicas entre 13º C y 14º C.

Indicadores e índices biofísicos para evaluación y monitoreo de la calidad del ambiente

En el marco del ONDTyD, se seleccionaron y consensuaron un conjunto mínimo de indicadores e índices, que proporcionan información para describir el estado o la calidad del ambiente en los Sitios Piloto y determinar su línea base. Se evalúan aspectos del clima, suelo, vegetación, agua superficial y subterránea y erosión, utilizando diferentes indicadores. En el sitio web del Observatorio se puede visualizar y descargar el documento base biofísico, así como las planillas para la descripción y cuantificación de la erosión, vegetación y suelo en 40 puntos de observación por SP, además de las fichas metodológicas de los indicadores biofísicos consensuados (http://www.desertificacion.gob.ar/sitios-piloto/informes-2012/informacion-biofisica/).

Unidades de ambiente y ubicación de puntos de monitoreo

El criterio tomado para definir las unidades de ambiente y la ubicación de los puntos de monitoreo tiene en cuenta el suelo y el sistema productivo. Se identificaron tres tipos de suelos (Vertisoles, Molisoles y Alfisoles) y dos sistemas productivos: monte y agrícola. A su vez, dentro del sistema productivo "agrícola" para suelos Vertisoles y Molisoles se consideró la presencia o ausencia de erosión (sin erosión y con erosión). Para Alfisoles y en función de su posición en el paisaje, se consideró que no presentan erosión. Se definió así un total de ocho (8) unidades de ambiente, evaluándose cinco lotes (repeticiones) por cada unidad, totalizando de esta forma 40 puntos de observación.

El relevamiento de la vegetación en el SP fue realizado en función de los Tipos fisonómicos florísticos (TFF) dominantes identificados en el sitio, a partir de 58 puntos de observación. Respecto a la disponibilidad y calidad del agua, se fijaron 5 puntos para monitoreo del agua superficial y 4 para el agua subterránea. En la evaluación de la erosión hídrica se determinó el tipo, estado, extensión, severidad y clases, en los puntos de observación por unidad ambiental.

Evaluación de la calidad ambiental

Para la interpretación de los resultados el ONDTyD establecieron clases de calidad ambiental. Se construyó un pentágono que resume la calidad ambiental del SP, con un enfoque semi-cuantitativo, con los vértices Agua, Vegetación, Suelo, Relieve y Clima. Se valoró cada componente en una escala de uno a cinco, siendo el 1 una situación ambiental muy frágil con susceptibilidad muy alta a la degradación o un ambiente muy degradado, mientras que el 5 significa una alta calidad ambiental. Los factores clima, suelo, relieve y vegetación (cuatro de los vértices del pentágono) influyen directamente en la erosión. Por tal motivo, se presentan los resultados de la erosión hídrica por separado. A continuación se detallan los indicadores e índices utilizados por factores para los SP del ONDTyD:

Clima: índices de aridez, amenaza de sequía y de amenaza de precipitaciones y temperaturas extremas

Suelo: COS, pH, Conductividad Eléctrica (CE), Dap, CIC e ICES (índice de calidad expeditiva del suelo, Wilson et al., 2016)

Relieve: clases de pendiente

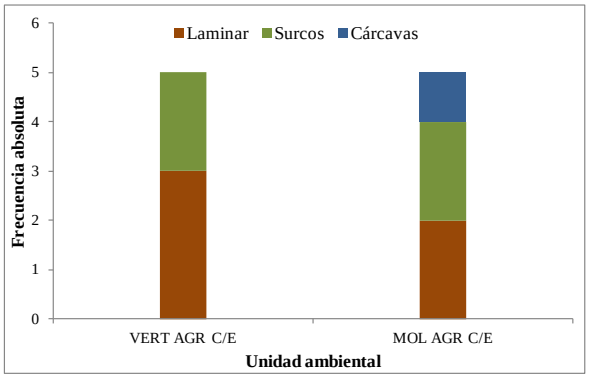
Agua: disponibilidad de agua (captura y dotación) superficial y subterránea; calidad (CE, pH, NO3, Arsénico)

Vegetación: superficie ocupada por bosque nativo, calidad de los bosques

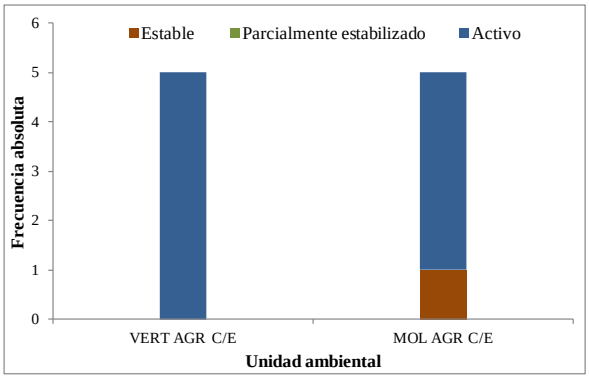
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La combinación de suelos en producción agrícola de alta erodabilidad, con pendientes pronunciadas y la falta de rotaciones adecuadas, representan los aspectos de mayor riesgo de erosión hídrica de la Cuenca. En la Figura 1 se presenta el estado de erosión de lotes Vertisol y Molisol en rotación. La Figura 2 muestra la clase de erosión por tipo de suelo. En el caso del Vertisoles, el puntaje para erosión (que integra tipo y estado), mostró estabilidad en sus valores, mientras que el Molisoles presentó gran variación en sus valores, entre baja y severa.

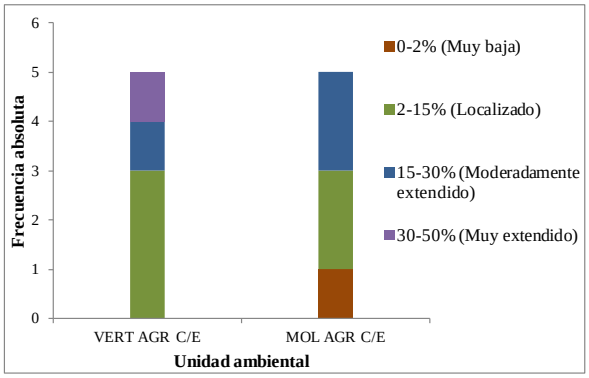
a. tipo de erosión



b. estado de erosión



c. extensión de la erosión



d. severidad de la erosión

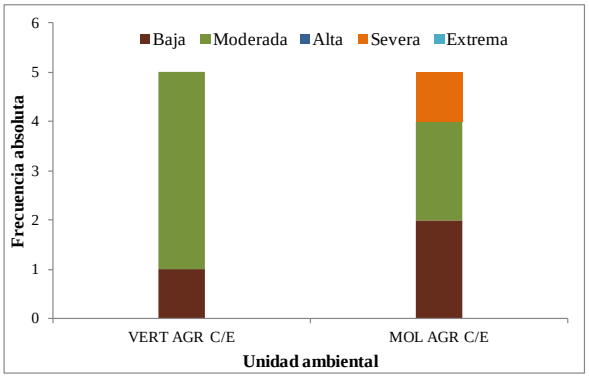


Figura 1: Tipo, estado, extensión y severidad de la erosión hídrica en la Cuenca del Arroyo Estacas. Referencia: VERT y MOL AGR C/E es Vertisoles y Molisoles agrícola con erosión

El área incorporada a la agricultura a partir de la deforestación, se ha concentrado próxima a rutas y caminos (superficie de alto valor comercial). La mayor superficie de la Cuenca presenta aptitud ganadera, considerando al uso agrícola con riesgos de erosión hídrica y serias limitaciones para un uso continuado. En lotes agrícolas que presentan erosión, en general ésta es moderada. Sin embargo, en algunos lotes de Molisoles, se ha registrado erosión severa.

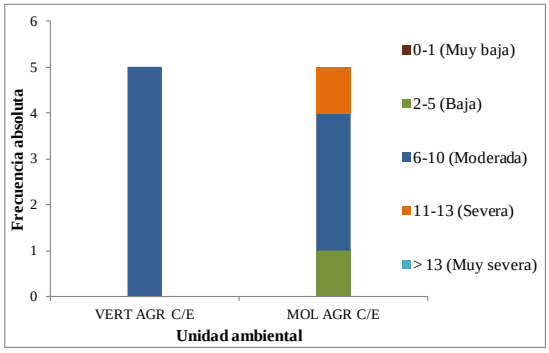


Figura 2: Clase de erosión hídrica. Referencia: VERT y MOL AGR C/E es Vertisoles y Molisoles agrícola con erosión

La Figura 3 muestra el pentágono de calidad ambiental para el SP, que permite resumir gráficamente la calidad ambiental del sitio, obtenida a partir de los componentes intervinientes. Pueden observarse las buenas condiciones actuales que presenta en la totalidad de los factores. No obstante, es importante destacar que se trata de un ambiente frágil, donde el equilibrio alcanzado con la evolución del sistema sustentado por el bosque nativo puede perderse rápidamente ante cambios en el uso de la tierra, tal como se vio reflejado en los diferentes aspectos de la erosión hídrica.

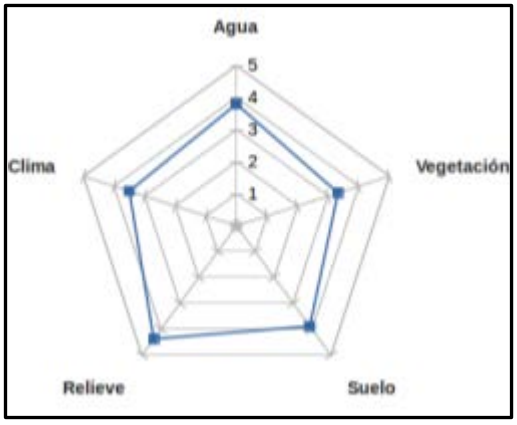


Figura 3: Pentágono de calidad ambiental del SP Cuenca Arroyo Estacas

A partir del análisis particular de los componentes, se distingue al relieve como aquel que presenta la mayor condición y a la vegetación como el componente de más baja condición. Lo expuesto evidencia los efectos del cambio en el uso de la tierra de los últimos años, mostrando el desencadenamiento de procesos de degradación de tierras y pone en alerta a los tomadores de decisión.

Los ecosistemas boscosos constituyen complejos sistemas ecológicos que brindan una amplia diversidad de servicios ecosistémicos, en los que se destaca la protección a la acción de la erosión hídrica y el mantenimiento de la calidad de los suelos. Los indicadores biofísicos medidos en este agrosistema están disponibles y pueden ser comparables con los obtenidos en el resto de los 17 SP del país. La información generada indica que los esfuerzos deben centrarse en implementar y adecuar las prácticas de MST a la legislación vigente y en el desarrollo de un plan de manejo integral del agrosistema. Lo expuesto se logra a partir de la planificación a nivel de cuenca hidrográfica y asimilando el concepto que los bosques nativos son la base de los sistemas productivos.

CONCLUSIONES

Las acciones que se llevan adelante en el Observatorio SP Cuenca Arroyo Estacas, permitieron la identificación de un conjunto de indicadores biofísicos que describen la calidad del ambiente. Esta información tiene altísimo valor como línea de base para el monitoreo de largo plazo en el área del Espinal entrerriano y a su vez permite comparar el estado de situación con otros SP del país.

Particularmente, en la Cuenca del Arroyo Estacas, el conocimiento de la funcionalidad de los diferentes tipos de suelo y los efectos que impone el uso agropecuario, permitirá mejorar la planificación según la capacidad de uso de la tierra. En este sentido, se dota de información rigurosa para el diseño de prácticas de manejo adaptadas a las condiciones locales, para la prevención, control, mitigación y rehabilitación de tierras.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA EEA Paraná. El trabajo se realizó en el marco del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación, liderado por el Ministerio de Ambiente de la Nación, CONICET, INTA y FAUBA; además de Proyectos de Programas Nacionales de INTA, PNSUELO, PNNAT, PNAGUA y PRET CN ER que desarrollan acciones en el Sitio Piloto.

BIBLIOGRAFÍA

- Bouza, M.; A Aranda-Rickert.; M Brizuela; M.G Wilson; M.C Sasal; S.M.J Sione; S Beghetto; E Gabioud; J Oszust.; D Bran; V Velazco; J Gaitan; J Silenzi; N Echeverría; M De Lucia; D Iurman; J Vanzolini; F Castoldi; J Hormaeche; T Johnson; S Meyer & E. Nkonya. (2015). Economics of Land Degradation in Argentina. In Economic of land degradation and improvement – A global assessment for sustainable development (E. Nkonya, A Mirzabaev and J. von Braun, eds). ISBN 978-3-319-19167-6. Springer open 2016. pp 291-326.
- Wilson M.G; M.C Sasal; A Therburg; J Gaitán; A Aranda Rickert; S Sione; L Bonelli & C. Moscardi. 2016. Índice de calidad expeditiva de suelo (ICES) para monitoreo y evaluación de degradación de tierras. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, 27 de junio al 1 de julio de 2016.

C4P147. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE SUELO Y ESTADO DE EROSION EN SISTEMAS GANADEROS DE MONTE

Wingeyer, Ana B.; Wilson, Marcelo G.; Boffa, Susana; Lezana, Lucrecia; Burns, Jorge; Fonseca, Juan; Gregorutti, Viviana C.; Eclesia Roxana, P. y Kemerer Alejandra

Estación Experimental Agropecuaria Paraná, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Prov. 11 km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. wingeyer.ana@inta.gob.ar

RESUMEN

La metodología de Índice de Calidad Expeditivo de Suelos (ICES) desarrollada por el Observatorio de Degradación de Tierras permite hacer un relevamiento rápido del estado de conservación del suelo y del potencial de erosión. El índice está basado en los métodos de FAO y de estimación visual de la calidad de la estructura de Ball y colaboradores. El objetivo de este trabajo fue emplear la metodología de ICES para relevar la calidad de suelos y el estado de erosión en campos ganaderos del espinal entrerriano en relación al orden de suelo, la estructura de la vegetación y accesibilidad animal. Se relevaron 6 establecimientos ganaderos en el departamento de La Paz, Entre Ríos y 12 establecimientos ganaderos en el departamento de Feliciano, Entre Ríos. En cada establecimiento se seleccionaron 6 sitios donde se relevó la estructura de la vegetación, la accesibilidad para el ganado, la topografía y el relieve. En cada sitio se relevó las características de la superficie del suelo de acuerdo a la metodología descripta por Wilson y colaboradores. Los ocho indicadores de calidad de suelo utilizados fueron limitación a la profundidad efectiva, profundidad del horizonte A, cobertura de mantillo/rastrojo, % costras biológicas y/o físicas, abundancia de raíces y tres características del estado de la estructura: tamaño de agregados, facilidad de la ruptura y porosidad visible. Asimismo se relevó la presencia y tipo de erosión presente, el estado, extensión y severidad de la misma. Del total de los sitios evaluados, 81% correspondió a monte, 11% a renoval, y el resto a pastizal. El 76% de los sitios presentó alta accesibilidad para el ganado, y el 11% presentó baja accesibilidad. El ICES varió entre 11 (baja calidad de suelo) y 25 (muy alta calidad de suelo), con un promedio de 19,1 (media calidad de suelo). La clase de erosión varió de 0 (muy baja) a 12 (severa). En general, el menor enmalezamiento del monte con espinillo, caraguata, chilca, se asocia a mayor calidad de suelo y a clases de erosión muy baja (0-1) a baja (2-5).

Palabras clave: Indice de Calidad Expeditiva de Suelos, Accesibilidad, Intensidad de Pastoreo

C4P148. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE FOSFORO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DEL SUDESTE BONAERENSE

Wyngaard, Nicolas; Ferreyra, Alberto; Eyherabide, Mercedes; Calandroni, Mirta B. y Sainz Rozas, Hernán R.

CONICET, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73.5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. wyngaard.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN

En el sudeste bonaerense, el cambio en el uso del suelo (de prístino a uso agrícola) ha generado mermas en el contenido de materia orgánica (MO) de los suelos, lo que pudo también haber afectado a las fracciones orgánicas de fosforo (P). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cambio de uso del suelo sobre el contenido de P orgánico (P_o) en el total del suelo y en su fracción gruesa (FG) (> 53 µm). En cada punto de muestreo (n = 37) se tomaron dos muestras compuestas representativas de un lote agrícola y una de un suelo prístino, en las que se determinó pH, contenido MO, P Bray (P-Bray), y P total (P_t), P inorgánico (P_i) y P_o en el total del suelo y en la FG. Los valores de P-Bray variaron entre 13 y 43 mg kg^{-1} en suelos agrícolas y entre 19 y 147 mg kg^{-1} en suelos prístinos. La media de P-Bray fue superior (p = 0,0182) en los suelos prístinos (31,2 mg kg^{-1}) en comparación a los agrícolas (17.2 mg kg^{-1}). Esto contradice lo esperado. El contenido de P_t varió entre 303 y 781 mg kg^{-1}. El P_o representó entre 57 y 79 % del Pt. El P_o-FG representó del 31 al 81% del P_t-FG, denotando una mayor variabilidad de la relación Po / P-total en la FG que en el total del suelo. El contenido de P_o varió entre Partidos y usos de suelo, siendo superior en suelos prístinos (+ 7%). Sin embargo, y contradiciendo lo esperado, P_o-FG no fue sensible a estos cambios debido a su elevada variabilidad. Finalmente, se desarrollaron mapas del sudeste bonaerense que representan la distribución del P_o en suelos agrícolas y prístinos, pero esto no fue posible para la variable P_o-FG.

Palabras claves: fracción gruesa, fosforo orgánico

INTRODUCCIÓN

El método de diagnóstico Bray-1 no considera el fósforo orgánico del suelo (P_o), donde se encuentra hasta el 80% del P total (Kellogg *et al.*, 2006) sino solo el P inorgánico (P_i) en solución y el P_i débilmente asociado a Fe, Al y Ca (Bray & Kurtz, 1945). Al no contemplar el pool orgánico de P ni su potencial mineralización, la precisión del diagnóstico de la disponibilidad de P para los cultivos puede verse reducida (Salas *et al.*, 2003). Es por este motivo que muchas veces no se observa respuesta del rendimiento de los cultivos a la fertilización fosforada en suelos con bajos niveles de P-Bray pero con alto contenido de materia orgánica (MO) (Heckman *et al.*, 2006). De esta manera, el desarrollo y calibración de métodos de diagnóstico que contemplen al P_o permitiría definir con mayor exactitud la oferta de nutrientes desde el suelo y la dosis óptima de fertilizante a aplicar en el cultivo (Zebarth *et al.*, 2009). Esto contribuiría a reducir costo económico y ambiental de la práctica de fertilización.

No obstante, debe tenerse en cuenta que la MO del suelo está compuesta por materiales de diferente labilidad según su grado de protección bioquímica y física (Six *et al.*, 2002). Así, un mayor contenido de P_o no implica necesariamente una mayor disponibilidad de P para los cultivos, ya que esta dependerá de la tasa de mineralización del pool orgánico. Si bien no existen estimadores no-isotópicos de la tasa de mineralización de P del suelo, Ciampitti *et al.* (2011) sugirieron que el contenido de P total (P_t) en la fracción gruesa del suelo (FG) (>53 µm) está relacionado con la mineralización de P. Los autores fundamentaron esta hipótesis en la estrecha asociación existente entre la concentración de P_t-FG en el suelo y la acumulación de P en plantas de maíz. Wyngaard *et al.* (2016) recientemente demostraron que el contenido de P orgánico (P_o) en la fracción gruesa del suelo, no así el contenido de P_t-FG, está asociado a la tasa de mineralización medida a través del método isotópico. Estos autores sugirieron que P_o-FG sería una herramienta útil para discriminar suelos con diferente potencial de mineralización de P. Además, la FG del suelo tiene una mayor respuesta (cambio en proporción) al manejo que el total del suelo (Janzen *et al.*, 1998), por lo que su análisis constituye una herramienta útil para detectar cambios generados por el manejo en el mediano - corto plazo.

Los suelos del sudeste bonaerense se caracterizan por tener un contenido prístino de P-Bray bajo (< 10 mg kg^{-1}) (García *et al.*, 2015). Es en este tipo de suelos, con bajo contenido de P extractable y alto contenido de MO, es donde la mineralización de P cobra más relevancia para la nutrición de los cultivos (Thien & Myers, 1992). Sin embargo, debido al balance positivo entre fertilización y remoción de P por los cultivos se ha observado un incremento en el contenido de P extractable en suelos agrícolas de la región (Sainz Rozas *et al.*, 2012 a). Por otra parte, se desconoce el efecto que ha

tenido la agricultura sobre el P_o y sus fracciones. La intensificación agrícola y el uso de prácticas de manejo agresivas han provocado una reducción en el contenido de MO del suelo (Sainz Rozas *et al*., 2012 b) asociada a la intensidad de las labranzas (Steinbach & Alvarez, 2006) y a la duración de los ciclos agrícolas (Studdert & Echeverría, 2000), entre otros factores. Esta reducción en el contenido de MO podría generar una merma en el contenido de P_o y con ellos una reducción en el potencial de mineralización de P del suelo. Sin embargo, no existe información zonal suficiente que permita confirmar esta hipótesis, la que podría ser confirmada mediante un relevamiento del contenido de P_o-FG de los suelos.

Debido a la variabilidad del suelo, su relevamiento a través de muestras puntuales requiere del uso de herramientas que permitan estimar el valor que toma una variable en puntos geográficos donde nunca ha sido medida (Heuvelink & Webster, 2001). La geoestadística provee de herramientas que permiten analizar la dependencia espacial del atributo y realizar interpolaciones (Oliver & Webster, 2014). Así, el uso de la geoestadística permitiría describir la variación espacial de P_o y P_o-FG para suelos agrícolas y prístinos, lo que nunca ha sido realizado con anterioridad en el sudeste bonaerense. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cambio del uso del suelo sobre el contenido de P_o en el total del suelo y en fracciones lábiles.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo y análisis del suelo

El experimento se llevó a cabo en la Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias- Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce. Se trabajó sobre muestras de suelo secas (0 a 20 cm) extraídas en 2010-11 en el sudeste bonaerense (Latitud: -37,1 a -38,5; Longitud: -57,6 a 59,9), abarcando los partidos de Azul, Balcarce, General Alvarado, General Pueyrredón, Lobería, Mar Chiquita, Necochea, Tres Arroyos, San Cayetano, Gonzales Chávez, Benito Juárez y Tandil (Figura 1). En cada punto de muestreo (n = 37) se tomaron dos muestras compuestas representativas de un lote agrícola y dos de un suelo prístino cercano (monte o debajo de un alambrado).

Para caracterizar las muestras, se determinó el pH (relación suelo: agua 1:2,5), el contenido de carbono total (C) (Schlichting *et al*., 1995), el P extractable Bray (Bray & Kurtz, 1945) y la textura (Bouyoucus, 1961). Además, se determinó el contenido de P_t, P_o y P inorgánico (P_i) mediante el método de calcinación (Saunders & Williams, 1955). Las muestras de suelo fueron fraccionadas mediante la técnica de Cambardella & Elliott (1992) modificada por Salas *et al.* (2003), utilizando NaCl 5 mol L^{-1} como dispersante (tres repeticiones). Se utilizó esta concentración debido a que algunas de las muestras prístinas poseían un alto contenido de MO y no eran correctamente dispersadas por NaCl 1 mol L^{-1}. Se fraccionaron 20 g por muestra para obtener una masa significativa de FG que permita los análisis posteriores. La FG resultante fue secada a 60 ^oC, molida, homogeneizada y sobre la misma se determinó el contenido de P_t, P_o y P_i (P_t-FG, P_o-FG y P_i-FG, respectivamente) (Saunders & Williams, 1955) con 3 repeticiones por muestra.

Análisis estadístico y geoestadística

Las diferencias entre los usos del suelo fueron evaluadas por ANOVA empleando el procedimiento SAS PROC ANOVA (SAS Institute Inc., 2013). Cuando las diferencias fueron significativas, la separación de medias fue efectuada según la prueba de diferencias mínimas significativas, a un nivel de significancia del 5%. Se evaluó también la relación entre variables usando el procedimiento SAS PROC CORR (SAS Institute Inc., 2013).

Se elaboraron productos cartográficos para exponer la distribución de P_o y P_o-FG en suelos de la región pampeana bajo condiciones prístinas y laboreadas, respectivamente, en el territorio analizado. Se realizó el análisis exploratorio de los datos a fin de comprobar el cumplimiento de los requisitos establecidos para el análisis geoestadístico de los mismos (Olea, 2009). Para esto se analizó la distribución de frecuencias y la existencia de tendencias espaciales de los datos. La interpolación se realizó mediante krigeado ordinario (Isaaks & Srivastava, 1989) mediante el empleo de GSLIB (Deusch & Journel, 1998). Los resultados fueron procesados mediante Quantum Gis (Qgis Development Team, 2009) a fin de obtener los productos cartográficos finales.

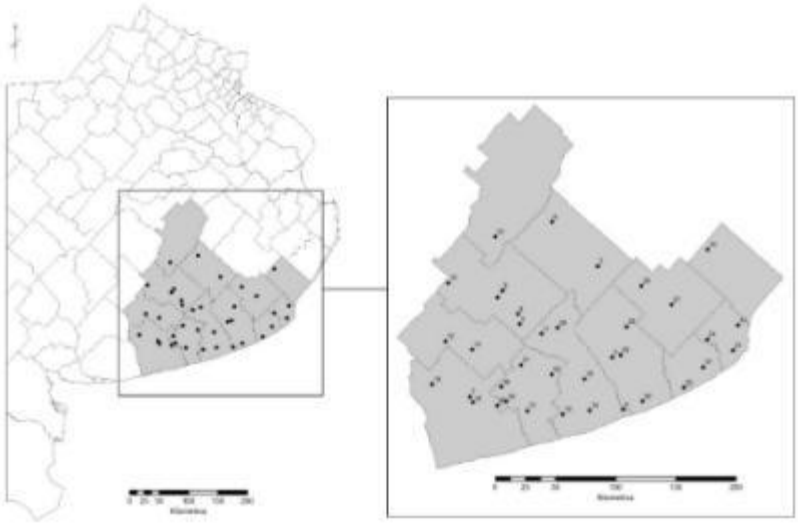


Figura 1: Ubicación de los sitios de muestreo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de las muestras de suelo

El rango observado de las variables edáficas evaluadas fue amplio (Tabla 1). El porcentaje de arena varió entre 31 y 67%, mientras que el de arcilla entre 10 y 38%. Los valores de P-Bray variaron entre 13 y 43 mg kg^{-1} en suelos agrícolas y entre 19 y 147 mg kg^{-1} en suelos prístinos. La media de P-Bray fue superior (p = 0,0182) en los suelos prístinos (31,2 mg kg^{-1}) en comparación a los agrícolas (17,2 mg kg^{-1}). Esto contradice el concepto de que los suelos del sudeste bonaerense poseen valores de P disponible bajos (<10 mg kg^{-1}) debido a la composición del material madre del que derivan (Darwich, 1983; Sainz Rozas *et al.*, 2012 a). Los elevados valores de P-Bray en suelos prístinos, aunque inesperados, han sido observados en muchas muestras del análisis zonal realizado por estos autores. Una posible explicación de este fenómeno es que los suelos muestreados como prístinos hayan tenido algún manejo que pueda incrementar el contenido de P (fertilización, implantación de montes, etc.). Sin embargo, un balance positivo de P que resulta en un incremento en el contenido de P-Bray, no necesariamente resulta en un incremento en el contenido de las fracciones orgánicas de P (Wyngaard *et al.*, 2013).

Tabla 1: variables edáficas descriptivas

Suelo	pH	Arena	Arcilla	Limo	P-Bray	MO
		----------g 100 g^{-1} ----------			Mg kg^{-1}	G 100 g^{-1}
Agrícola	6,4 ± 0,3	41,2 ± 10,1	22,6 ± 6,5	36,2 ± 5,3	17,7 ± 5,2	5,0 ± 0,7
Prístino	6,7 ± 0,4	42,3 ± 7,9	23,8 ± 4,9	34,0 ± 7,0	48,9 ± 34,3	6,3 ± 0,9

Por otra parte, el contenido de MO de los suelos varió entre 29 y 65 g kg^{-1} en suelos agrícolas y entre 43 y 85 g kg^{-1} en suelos prístinos. La media del contenido de MO de los suelos fue superior en los suelos prístinos (62,1 g kg^{-1}) que en los agrícolas (50,1 g kg^{-1}) (p<0,001). Estos valores coinciden con los reportados por Sainz Rozas *et al*. (2012 b). Es esperable que la disminución en el contenido de MO en el suelo derive en una disminución en el contenido de fracciones orgánicas de P como fue observado por Wyngaard *et al*. (2013).

El contenido de P_t varió entre 303 y 781 mg kg^{-1}. Los valores de P_t están dentro del rango de 120 a 1200 mg kg^{-1} descripto para suelos de la región pampeana (Navarro, 1973; Morras, 1996). El P_o representó entre 57 y 79 % del Pt, lo que se corresponde con los valores determinados por Picone *et al*. (2003) para la zona estudiada. Por su parte, los valores de P_t-FG (29 a 138 mg kg^{-1}) fueron similares a los determinados por Appelhans *et al*. (2016) en el norte de la región pampeana (19,3 a 171 mg P kg^{-1}). El P_o-FG represento del 31 al 81% del P_t-FG, denotando una mayor variabilidad de la relación P-orgánico / P-total en la FG que en el total del suelo.

Como fuera descripto por Condron *et al*. (2005), se observó una clara relación entre la MO y el P_o-suelo (R^2=0,57; $p < 0,001$). Por el contrario, aunque la relación entre la MO y P_o-FG fue significativa, su coeficiente de determinación fue intermedio (R^2=0,57; $p < 0,001$). El hecho de que el ajuste de P_o-suelo con MO sea mejor que el observado con P_o-FG indica que el tamaño de esta última fracción no es necesariamente proporcional al de P_o-suelo. Esto se confirmó al asociar estas dos variables (R^2=0,26; $p < 0.001$) y se debe a que el P_o-FG representa una pequeña fracción del P_o-suelo (aproximadamente solo el 10%), cuyo comportamiento no está necesariamente relacionado a P_o-suelo.

Comparación de formas orgánicas de P entre usos de suelo

El análisis estadístico demostró que el uso agrícola del suelo modificó todas las fracciones de P analizadas en el suelo sin fraccionar (Tabla 2). En los suelos agrícolas se observó una disminución del P_t de 22% respecto al suelo prístino. Respecto a los componentes del P_t, esta disminución fue de 46% del P_i y 17% del P_o. Trabajos previos han descripto caídas del P_o debido a su uso agrícola de hasta un 80% con respecto a los valores de un suelo virgen (Condron *et al*., 2001).

Tabla 2. Comparación de medias para el contenido de P inorgánico (P_i), orgánico (P_o) y total (P_t) en el suelo y en la fracción gruesa para diferentes partidos del sudeste bonaerense bajo dos usos: agrícola o prístino.

Manejo	Suelo			Fracción gruesa		
	P_i	P_o	P_t	P_i	P_o	P_t
	---------- mg kg^{-1} ----------			---------- mg kg^{-1} ----------		
Agrícola	94.6	317.3	413.2	19.5	33.5	52.9
Prístino	174.5	339,6	515.0	43.0	38.6	80.1
p-valor	0,0192	0,0112	0,0023	0,0250	0,1304	0,019

Con respecto a la FG, se observó una disminución en el contenido de P_t-FG en los suelos agrícolas (Tabla 2), que fue explicada principalmente por una merma en los contenidos de P_i-FG y no en P_o-FG. Esto contradice lo esperado, ya que la FG es más dinámica y más sensible al manejo que el suelo sin fraccionar (Janzen *et al*., 1998). Esto puede deberse en parte a la gran variabilidad observada: el coeficiente de variación dentro de los sitios de muestreo fue en promedio 47% para P_i-FG, 25% para P_o-FG y 35% para P_t-FG. El aumento de la variabilidad al analizar la FG puede deberse en parte a la mayor variabilidad espacial de esta fracción, aunque también a la variabilidad experimental de las mediciones en la FG.

Se desarrolló una representación cartográfica de la distribución del contenido de P_o para suelos prístinos y agrícolas del sudeste de la región pampeana (Figuras 2 A y B, respectivamente). Pudo observarse que en ambos casos hay una tendencia decreciente de este a oeste. Sin embargo, en suelos agrícolas se observa que la frontera de las zonas con menos P_o se ha extendido más hacia el este. Así, por ejemplo, puede observarse que los suelos agrícolas del Partido de Lobería, que poseían originalmente valores altos de P_o, comenzaron a presentar también valores medios. De la misma manera, en los suelos de Tres Arroyos se observan zonas con bajo contenido de P_o (150 a 200 mg kg^{-1}), rango que no es observado en suelos prístinos de la zona estudiada.

La validación de los datos estimados por el modelo cartográfico y los valores utilizados para realizarlo demostró una relación significativa entre ambos sets de datos para los suelos prístinos ($p < 0,001$; $R^2 = 0,4$) y agrícolas ($p < 0,001$; $R^2 = 0,4$). Para estos suelos, el error estándar medio fue de 59 y 62 mg kg^{-1}, lo que representa un 17% y 21% de la media para P_o en suelos prístinos y agrícolas, respectivamente. Respecto a P_o-FG, la validación de los modelos cartográficos demostró que los valores predichos no se ajustan a los estimados en los suelos prístinos ni en los agrícolas ($p = 0,333$ y $p = 0,073$). Por este motivo no se presentan los materiales cartográficos desarrollados tras el análisis geoestadístico para esta variable. Aunque trabajos previos han demostrado que Po-FG es una variable sensible al manejo y a la ubicación geográfica (Suñer *et al*., 2001; Wyngaard *et al*., 2013; 2015), en el presente trabajo de tesis se observa que la variabilidad espacial de P_o-FG es tan alta que no permite ni la comparación entre usos de suelo ni entre partidos a la densidad de muestreo utilizada. Por tal motivo, para futuros estudios se aconseja aumentar la frecuencia espacial de muestreo.

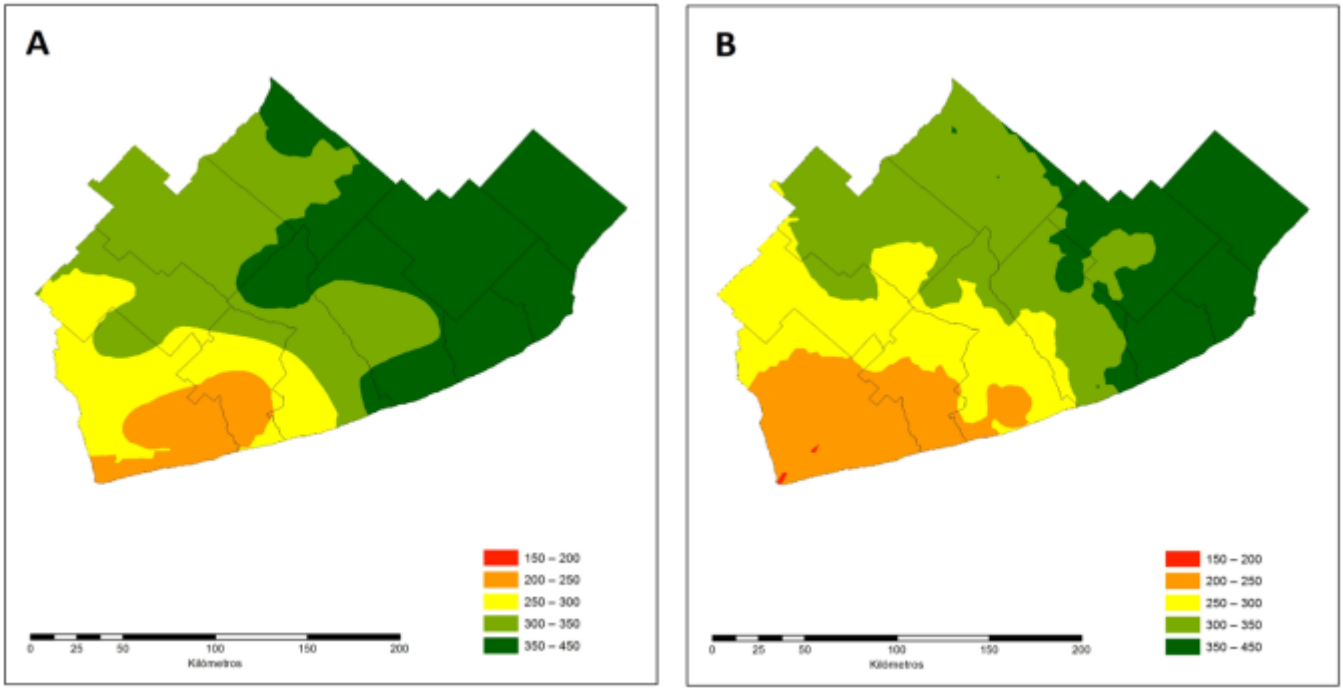


Figura 2: Representación cartográfica de la distribución del contenido de P orgánico en suelos prístinos (A) y agrícolas (B) del sudeste bonaerense.

CONCLUSIONES

En el sudeste bonaerense, la reducción en el contenido de MO de los suelos causada por el uso de la agricultura agricultura fue acompañada de una reducción promedio de 7% en el contenido de P_o. El contenido de P_o pudo ser representado cartográficamente, mostrando un gradiente creciente de oeste a este y menores valores en suelos agrícolas que prístinos. El contenido de P_o-FG no fue sensible para detectar diferencias entre suelo agrícola y prístino, debido a su alta variabilidad espacial.

BIBLIOGRAFÍA

- Appelhans, SC; RJ Melchiori; PA Barbagelata & LE Novelli. 2016. Assessing organic phosphorus contributions for predicting soybean response to fertilization. Soil Sci. Soc. Sci. Am. 80 :1688-1697.
- Bouyoucus, GJ. 1961. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J. 54:464-465.
- Bray, RH & L Kurtz 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59: 39-46.
- Cambardella, C & E Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
- Ciampitti, IA; FO García; LI Picone & G Rubio. 2011. Soil carbon and phosphorus pools in field crop rotations in Pampean soils of Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 75: 616-625.
- Condron, LM; E Frossard; H Tiessen; RH Newman & JWB Stewart. 2001. Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivates soils under different environmental conditions. J. Soil Sci. 41:41-50.
- Condron, ML; BL Turner & BJ Cade-Menun. 2005. Chemistry and Dynamics of Soil Organic Phosphorus.En: Sims, JT & AN Sharpley (Eds.). Phosphorus Agriculture and the Envyroment. Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI, EEUU. Pp. 87-121.
- Darwich, N. 1983. Niveles de fósforo disponible en suelos pampeanos. IDIA 409-412: 1-5. INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Deusch, CV & AG Journel. 1998. GSLIB. Geostatistical Software Library and User's Guide. Second. Edition. Oxford University Press
- García, OG; LI Picone & IA Ciampitti. 2015. Fósforo. Pp. 229-264. En: Echeverría, HE & FO García (Eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina.

- Heckman, JR; W Jokela; T Morris; DB Beegle; JT Sims; JG Coale; S Herbert; T Griffin; T Hoskins; J Jemison; WM Sullivan; D Bhumbla; G Estes & WS Reid. 2006. Soil test calibration for predicting corn response to phosphorus in the northeast USA. Soil Sci. Soc. Am. J. 90:280-288.
- Heuvelink, GBM & R Webster. 2001. Modelling soil variation: past, present, and future. Geoderma 100:269-301.
- Isaaks, EH & RM Srivastava. 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York.
- Jansen, H; C Campbell; R Izaurralde; B Ellert; N Juma & W McGill. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. Soil Till. Res. 47: 181-195.
- Kellogg, LE; SD Bridgham & D Lopez-Hernandez. 2006. A Comparison of Four Methods of Measuring Gross Phosphorus Mineralization. Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 1349-1358.
- Morras, H. 1996. Influencias litológicas y climáticas en los contenidos de fósforo en los suelos pampeanos. Actas XIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo (en CD). Aguas Lindoia, Brasil.
- Navarro, CA. 1973. Contribution a l' etude de la mineralisation du phosphore organique dans des sols argentins et belges. Etude des systemes phosphoatiques de ces sols. These doctorale. Faculte des Sciences Agronomiques de l'Etat Gembloux. Belgica. 206 p.
- Olea, RA. 2009, A practical primer on geostatistics: U.S. Geological Survey, OpenFile Report 2009-1103, 346 p.
- Oliver, MA & R Webster. 2014. A tutorial guide to geostatistics: computing and modelling variograms and kriging. Catena, 113:56-69.
- Picone, LI; EC Zamuner; HE Echeverria & MA Marino. 2003. Phosphorus transformations as affected by sampling date, fertilizer rate and phosphorus uptake in soil under a pasture. Nutr. Cycl. Agroecosys. 65:225-232.
- QGIS Development Team. 2009. Quantum Gis Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL http//gis.osgeo.org.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverria & HP Angelini. 2012 a. Fósforo disponible en suelos agrícolas de la region pampeana y extrampeana argentina. Revista de Investigaciones Agropecuarias 36:33-39.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverria & HP Angelini. 2012 b. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos de la region pampeana y extrampeana argentina. Ciencia del suelo 29:29-37.
- Salas, A; E Elliott; D Westfall; C Cole and J Six. 2003. The role of particulate organic matter in phosphorus cycling. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 181-189.
- SAS Institute Inc. 2013. SAS® 9.4 In-Database Products: User's Guide, Third Edition. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Saunders, W & E Williams. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soils. J. Soil Sci. 6: 254-267.
- Schilichtning, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum, Hamburg, Germany.
- Shapiro, SS & MB Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika 591e611.
- 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.
- Steinbach, HS & R Alvarez, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. J. Environ. Qual. 35: 3-13.
- Studdert, GA & HE Echeverria. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 1496-1503.
- Suñer, LG; JA Galantini; RA Rosell & MD Chamadoira. 2001. Cambios en el contenido de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana cultivados con trigo. Rev. Fac. Agron. La Plata 104:113-119.
- Thien, SJ & R Myers. 1992. Determination of bioavailable phosphorus in soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:814-818.
- Wyngaard, N; A Vidaurreta; HE Echeverria & LI Picone. 2013. Dynamics of phosphorus and carbon in the soil particulate fraction under different management practices. Soil Science Society of America Journal 77:1584-1590.
- Wyngaard, N; ML Cabrera; KA Jarosch & EK Bünemann. 2016. Phosphorus in the coarse soil fraction is related to soil organic phosphorus mineralization measured by isotopic dilution. Soil Biol. Biochem. 96: 107-118.
- Zebarth, B.; C Drury; N Tremblay & A Cambouris. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern Canada: A review. Can. J. Soil Sci. 89: 113-132.

C4P149. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE NITROGENO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DE LA REGION PAMPENA

Wyngaard, Nicolas; Erdociain, Mariano; Carciochi, Walter; Eyherabide, Mercedes; Puricelli, Marino; Calandroni, Mirta B. y Sainz Rozas, Hernán R.

CONICET, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73.5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. wyngaard.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN

En la región pampeana, el cambio en el uso del suelo ha generado mermas en el contenido de materia orgánica de los suelos, lo que puede también afectar a las fracciones orgánicas de nitrógeno (N) y al potencial de mineralización de N del suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar los cambios generados por la "agriculturización" de la región pampeana sobre fracciones orgánicas de N en el suelo. Se trabajó con muestras compuestas de suelo (0-20 cm) extraídas en 2010 y 2011 de 200 sitios georreferenciados distribuidos en la región pampeana. En cada sitio de muestreo se extrajeron muestras de un suelo agrícola y un suelo prístino. En estas muestras se determinó el contenido de carbono orgánico total (COT), N orgánico (N_{org}), N orgánico en la fracción gruesa del suelo (N-FG) y nitrógeno incubado en anaerobiosis (N_{an}). Se observó una reducción en el contenido de COT y N_{org} de los suelos bajo agricultura respecto a los suelos prístinos (-25% y -20%, respectivamente). El porcentaje del N_{org} representado por N-FG fue en promedio 14 % para suelos agrícolas y 19 % para suelos prístinos. El porcentaje de pérdida de N-FG (-42%) fue más del doble del observado en N_{org}. La relación entre N-FG y COT o N_{org} fue significativa ($p < 0,001$) en ambos casos, aunque el coeficiente de ajuste fue bajo. Por su parte, se observó una reducción en N_{an} en los suelos agrícolas, cuya magnitud (-38%) es similar a la caída de N-FG. Si bien la relación entre N_{an} y N-FG fue significativa ($p < 0,001$), el coeficiente de determinación de esta relación fue bajo. Finalmente, con la información obtenida, se desarrollaron mapas que presentan la distribución de tres fracciones orgánicas de N en la región pampeana, en suelos agrícolas y prístinos.

Palabras clave: incubación anaeróbica; fracción gruesa; agriculturización

INTRODUCCIÓN

La región pampeana argentina (30-40°S y 57-66°O) es una de las mayores áreas productoras de granos del mundo. Originalmente, esta región estaba poblada por pastizales naturales, los cuales fueron modificados y utilizados para la ganadería desde principios del siglo XVI (Baez, 1994). Sin embargo, durante los últimos 40 años la región pampeana experimento un proceso de "agriculturización" caracterizado por un fuerte aumento en el área dedicada a la agricultura y un uso intensivo de tecnología y recursos (Viglizo *et al*., 2001). La "agriculturización" es un caso particular de cambio en el uso de la tierra (Paruelo *et al*., 2006). Esta intensificación de la agricultura ha derivado en una reducción en el contenido de materia orgánica (MO) de los suelos de la región pampeana (Sainz Rozas *et al*., 2011).

La MO está compuesta por materiales de diferente labilidad, según su composición química y su asociación con los minerales del suelo (Six *et al*., 2002). De esta manera, es común la separación de la MO en fracciones con distintos comportamiento y funciones en el suelo. La técnica propuesta por Cambardella & Elliot (1992) se basa en el fraccionamiento físico del suelo según su tamaño de partícula en su fracción gruesa (FG) y la asociada a los minerales. La primera se caracteriza por tener un tamaño superior a 53 µm y está compuesta por arena y residuos orgánicos en un estado incipiente de degradación (Gregorich & Janzen, 1996). La FG posee una mayor respuesta a los cambios provocados por el manejo y, por su alta velocidad de ciclado, está estrechamente asociada a la mineralización de nutrientes (Janzen *et al*., 1998). De esta manera, es esperable que los cambios generados por la "agriculturización" afecten en mayor medida a la FG de la MO.

El nitrógeno (N) es el nutriente que con mayor frecuencia limita los sistemas agrícolas (Havlin *et al*., 2005), y más del 90% del mismo se encuentra en la MO del suelo (Kellog *et al*., 2006). Por este motivo, toda práctica de manejo que afecte el contenido de MO también afectara el contenido de N y el potencial de mineralización de N. Si bien existen diversos métodos químicos y biológicos para estimar el potencial de mineralización de N de un suelo (Schomberg *et al*., 2009), el método descripto por Keeney (1982) ha demostrado ser simple, preciso y rápido, y por lo tanto es adecuado para su uso en laboratorios de servicio (Soon *et al*., 2007). Este método se basa en la incubación de muestras en condiciones de anaerobiosis por 7 días (N_{an}), y está altamente correlacionado con el N potencialmente mineralizable determinado mediante incubaciones aeróbicas de largo plazo (Soon *et al*., 2007; Schomberg *et al*., 2009).

El suelo es un medio espacialmente variable y usualmente la información proviene de muestras puntuales, brindando una imagen incompleta de la realidad que se analiza (Heuvelink & Webster, 2001). Su expresión cartográfica requiere de la aplicación de técnicas de interpolación, permitiendo estimar valores en localidades donde no se tomaron muestras. Si bien la variación espacial de la MO (Sainz Rozas *et al*., 2011) y N_{an} en parte la región pampeana ha sido analizada geostadisticamente (Reussi Calvo *et al*., 2014), no existen estudios científicos que mapeen la distribución de otras variables como el N orgánico (N_{org}) y N en la FG (N-FG), o que separen el análisis entre suelos agrícolas y prístinos. Esto último permitiría obtener una representación gráfica de los procesos de degradación que han sufrido los suelos de la región debido al cambio en el uso del suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar a través de mapas los cambios generados por la "agriculturización" de la región pampeana sobre fracciones orgánicas de N en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelos y determinaciones analíticas

Se trabajó con muestras compuestas de suelo (0-20 cm) extraídas en 2010 y 2011 de 200 sitios georreferenciados distribuidos en la región pampeana (Latitud: 33° 23' S a 38° 47' S; Longitud: 57° 36' O a 63° 23' O). En cada sitio de muestreo se extrajeron muestras de un suelo agrícola y un suelo prístino de la misma serie de suelo. Se consideró suelo prístino al obtenido debajo de los alambrados, en montes o pastizales naturales. Las muestras fueron secadas al aire, molidas y tamizadas por 2 mm. Además, las muestras fueron fraccionadas para obtener la FG del suelo (Cambardella & Elliot, 1992). Para ello, 20 g de suelo fueron agitados durante 16 h junto con una solución 5M de NaCl, y la suspensión resultante fue luego tamizada en húmedo a través de un tamiz de 53 µm. La masa remanente sobre el tamiz (FG) fue secada a 60°C y homogeneizada utilizando un mortero.

Se determinó el contenido de N total en el suelo sin fraccionar y en la FG por digestión húmeda Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982). Brevemente, se pesó 0,05 gramos de suelo y 0,05 gramos de reactivo catalizador (Se + $CuSO_4.5H_20$ + K_2SO_4) y se les agrego ácido sulfúrico 0,005N. Las muestras fueron luego digeridas a 350° por aproximadamente 2 horas. El contenido de N en el digesto fue luego determinado por destilación por arrastre de vapor. El contenido de N inorgánico (NH_4^+ + NO_3^-) se determinó mediante destilación por arrastre de vapor en presencia de MgO y aleación Devarda (Bremner & Keeney, 1965). La diferencia entre el N total y el inorgánico en el total del suelo y en la fracción gruesa resultó en N_{org} y N-FG, respectivamente. Además, se determinó el contenido de C orgánico total (COT) según la técnica propuesta por Schlichting *et al.* (1995).

Se estimó el potencial de mineralización de N de cada muestra mediante el método N_{an} (Wating & Bremner, 1964) en las muestras sin fraccionar. Para ello, se colocó 10 g de suelo en un tubo de vidrio con cierra a rosca lleno con agua. Los tubos fueron incubados por 7 días a 40°C. Después del periodo de incubación, el suelo y el sobrenadante fueron extraídos con KCl 4M y su contenido de $N\text{-}NH_4^+$ fue cuantificado mediante destilación por arrastre de vapor.

Se evaluó el efecto del uso del suelo (agrícola y prístino) sobre las variables analizadas mediante ANOVA, utilizando el protocolo SAS/Mixed (SAS Institute Inc., 2013) con un nivel de significación establecido del 5%. Además, se realizaron análisis estadísticos de regresión para establecer la relación entre variables (SAS Institute Inc, 2013).

Análisis estadístico y geoestadístico

A partir de los resultados analíticos se elaboraron productos cartográficos en los cuales se expuso la distribución de los resultados en condiciones prístinas y laboreadas, respectivamente. Primero, se realizó el análisis exploratorio de los datos a fin de comprobar el cumplimiento de los requisitos establecidos para el análisis geoestadístico de los datos (Olea, 2009). La variabilidad en la distribución espacial de los datos fue analizada mediante semivariogramas. Cada uno de los semivariogramas experimentales fueron ajustados al modelo exponencial. La bondad del ajuste de los semivariogramas experimentales al modelo se expresó mediante el coeficiente de correlación (Montgomery *et al*., 1996).

Posteriormente, la interpolación se realizó mediante krigeado ordinario (Isaaks & Srivastava, 1989) mediante el empleo de las rutinas GSLIB (Deusch & Journel, 1998). Los resultados fueron corroborados mediante la validación cruzada del resultado del krigeado (Isaaks & Srivastava, 1989). Finalmente, se analizó la distribución de frecuencias de los residuales obtenidos en la validación cruzada. Los resultados del krigeado fueron aceptados en función de que los residuales no mostraran grandes asimetrías en su distribución de frecuencias respecto a un valor central cercano al cero.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comparación de fracciones orgánicas N entre suelos agrícolas y prístinos

Se observó una reducción en el contenido de COT de los suelos bajo agricultura respecto a los suelos prístino (-25%, Tabla 1). El mal manejo de residuos, fertilización y labranzas, junto con el uso de labranzas agresivas son las principales prácticas de manejo que aceleran la perdida de C desde suelos agrícolas (Studdert & Echeverría, 2000; Steinbach & Álvarez, 2005). Esta de reducción del COT en suelos agrícolas para la región pampeana ya fue descripto por Sainz Rozas *et al*. (2011), y se asoció con una caída del 20% en el contenido de N_{org} (Tabla 1).

Tabla 1: Comparación de medias para el contenido de C orgánico total (COT), N orgánico total (N_{org}), N en la fracción gruesa del suelo (N-FG) y N incubado en anaerobiosis (N_{an}), para suelos con uso agrícola o prístino.

	COT			**N_{org}**			**N-FG**			**N_{an}**		
	---------- g*kg^{-1} ----------			---------- g*kg^{-1} ----------			---------- g*kg^{-1} ----------			---------- mg*kg^{-1} ---------		
	Promedio	Máx.	Mín.	Promedio	Máx.	Mín.	Promedio	Máx.	Mín.	Promedio	Máx.	Mín.
Agrícola	19	38	06	1,79	3,4	0,6	0,25	0,78	0,02	70,7	150	22
Prístinos	26	49	07	2,26	4,6	0,5	0,43	0,96	0,01	114,3	229	18
p-valor	<0,001			<0,001			<0,001			<0,001		

El porcentaje del N_{org} representado por N-FG fue en promedio 14 % para suelos agrícolas y 19 % para suelos prístinos (Tabla 1). Estos valores son similares a los observados por Martínez (2015) para suelos del sur de la Provincia de Bs.As. El contenido N-FG fue inferior en suelos agrícolas respecto a los prístinos. Sin embargo, el porcentaje de perdida (-42%) fue más del doble del observado en N_{org} (-20%) (Tabla 1). Esto valida lo afirmado en la hipótesis 1, que establecía que, en la región pampeana, la "agriculturización" redujo N-FG en mayor magnitud que el N_{org}. La mayor caída de N-FG respecto a N_{org} se basa en el hecho de que la FG tiene una tasa de ciclado más rápida, y por lo tanto es considerada un indicador rápido del manejo sobre la calidad del suelo (Janzen *et al*., 1998). La relación entre N-FG y COT o N_{org} fue significativa ($p < 0,001$ en ambos casos) aunque el coeficiente de ajuste fue bajo. Esto es lógico si se considera que la relación C:N del total del suelo es diferente, y de mayor magnitud, a la de la fracción lábil (Fabrizzi *et al*., 2003).

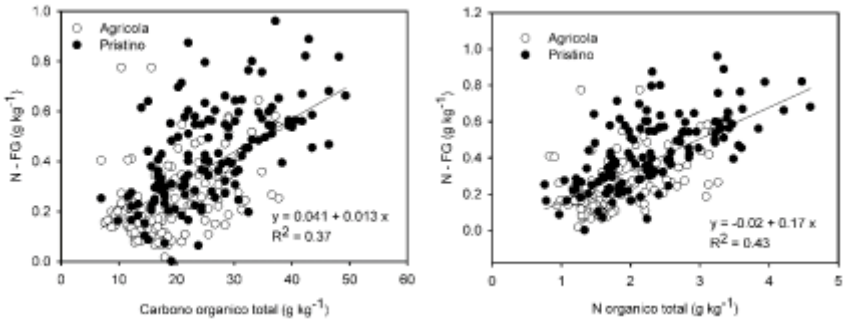


Figura 3: Relación entre contenido de C orgánico o N orgánico total con N total en la fracción gruesa del suelo (>53 µm) (N-FG)

Por su parte, también se observó una reducción en N_{an} en los suelos agrícolas, cuya magnitud (-38%), al igual que para N-FG, fue mayor a la observada para N_{org} (Tabla 1). Esto se debe a que si bien N_{an} se asocia a COT y N_{org} (Figuras 4) los cambios generados por las prácticas de manejo son evidenciados más rápidamente en N_{an} respecto a otras variables edáficas (Soon *et al*., 2007; García *et al*., 2016). Aunque la asociación entre COT o N_{org} y N_{an} fue significativa ($p<0,001$ en ambos casos) el coeficiente de determinación fue menor al 50%. Esta tendencia indica que el potencial de mineralización de N para los suelos de la región no puede ser estimado a partir de la fracción total de C o N orgánicos (COT y N_{org}, respectivamente) sino a partir de su fracción lábil.

Si bien la relación entre N_{an} y N-FG fue significativa ($p < 0,001$), el coeficiente de determinación de esta relación fue bajo ($R^2 = 0,35$). Wyngaard (2015) determinó una relación más estrecha entre estas variables ($R^2 = 0.83$), pero utilizando solo 4 suelos con tratamientos de fertilización contrastantes. A su vez, Schomberg *et al*. (2009) determinó una relación de $R^2 = 0.88$ entre estas variables trabajando en suelos de Georgia, EEUU, pero sobre un rango de valores de N_{an} más estrecho al evaluado en el presente trabajo (4 a 115 mg kg^{-1} vs. 18 a 229 mg kg^{-1}). Por su parte, Martínez (2015)

observó que la relación entre N-FG y N_{an} no siempre es significativa, y depende de la profundidad de muestreo y del sistema de labranza utilizado.

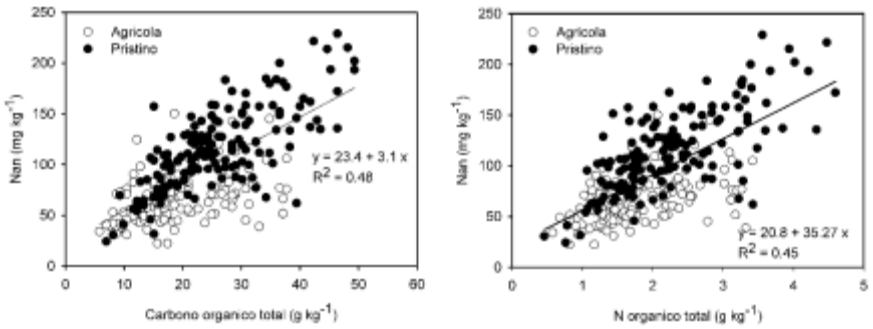


Figura 4. Relación entre el contenido de C orgánico total o N orgánico total con el N incubado en anaerobiosis (N_{an})

Variabilidad espacial de las fracciones orgánicas de N

El análisis exploratorio es una etapa de aplicación de la estadística, donde se estudian los datos puros sin tener en cuenta su distribución geográfica en el espacio, y se verifica la normalidad de los datos y se transforman los datos en caso de ser necesario. En este caso, el análisis exploratorio indicó que la distribución de N_{org}, N-FP y N_{an} en ambientes agrícolas demostró una clara asimetría hacia la izquierda. Debido a esta asimetría, los datos fueron transformados por medio de la raíz cuadrada para las tres variables analizadas. A partir de los datos experimentales se elaboraron los correspondientes variogramas experimentales. Solo se observó efecto pepita en para N-FG en suelos agrícolas y prístinos y para N_{an} en suelos prístinos. Esto sugiere que la variabilidad experimental o espacial de estas variables es mayor a la de N_{org}. Los valores experimentales tuvieron un buen ajuste al modelo en todos los casos ($r > 0,90$). A partir de los modelos ajustados se interpolaron los datos mediante krigeado ordinario de $N_{org,}$ N-FG y Nan para suelos agrícolas y prístinos de la región pampeana (Figuras 8, 9 y 10, respectivamente). Los resultados de la validación cruzada (datos no mostrados), los cuales demostraron coincidencia entre la distribución de frecuencia de los residuales y la distribución normal con media nula dan argumentos suficientes para aceptar el proceso de interpolación de los datos.

A partir de los datos experimentales se elaboraron los correspondientes variogramas experimentales. Solo se observó efecto pepita en para N-FG en suelos agrícolas y prístinos y para N_{an} en suelos prístinos. Esto sugiere que la variabilidad experimental o espacial de estas variables es mayor a la de N_{org}. Los valores experimentales tuvieron un buen ajuste al modelo en todos los casos ($r > 0,90$). A partir de los modelos ajustados se interpolaron los datos mediante krigeado ordinario de $N_{org,}$ N-FG y Nan para suelos agrícolas y prístinos de la región pampeana (Figuras 5, 6 y 7, respectivamente). Los resultados de la validación cruzada (no se muestran datos), demostrando coincidencia entre la distribución de frecuencia de los residuales y la distribución normal con media nula dan argumentos suficientes para aceptar el proceso de interpolación de los datos.

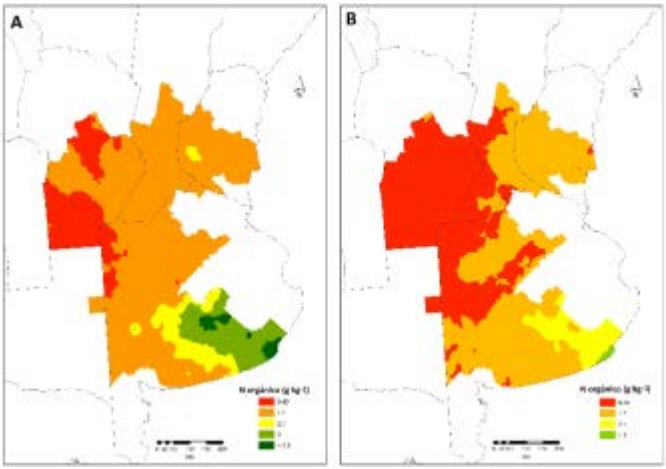


Figura 5. Mapa de distribución del N orgánico (N_{org}) en suelos prístinos (A) y agrícolas (B) y de la región pampeana.

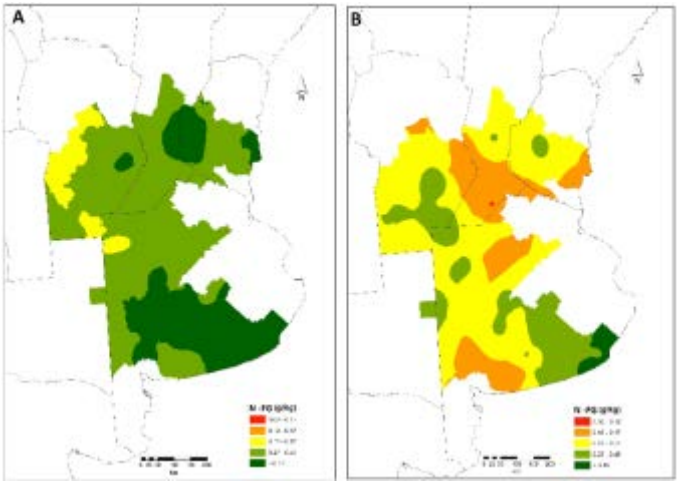


Figura 6. Mapa de distribución del N orgánico en la fracción gruesa del suelo (N_FG) en suelos prístinos (A) y agrícolas(B).

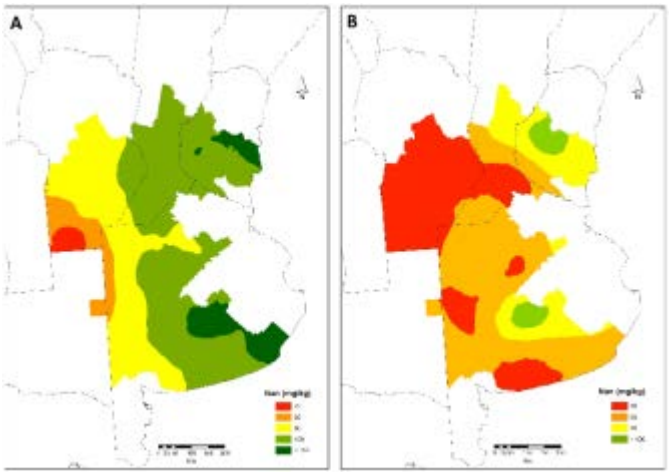


Figura 7. Mapa de distribución del N incubado en anaerobiosis (Nan) en suelos prístinos(A) y agrícolas (B) de la región pampeana.

CONCLUSIONES

Los suelos agrícolas de la región pampeana presentan en promedio un 20% menos N_{org} que los suelos prístinos, y este porcentaje es aun superior (40%) cuando se analiza la N-FG. Esta reducción en fracciones orgánicas de N se traduce en una disminución en el potencial de mineralización de N estimado a partir de N_{an} causada por la agriculturización de la región.

BIBLIOGRAFÍA

- Baez, JR. 1944. La primera colonia agro-hispana en el Rio de la Plata. Sancti Spiritu, cuna de la agricultura platense. Rev. Argentina Agron. 11. 186-278.
- Bremner, JM & DR Keeney. 1965. Steam distillation method for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Anal. Chim. Acta. 32:485-495.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. Nitrogen – Total. En: Page et al. (Eds.). Methods of soil analysis. Parte 2. Segunda edición. SSSA Inc., Madison. EEUU.
- Cambardella, CA & ET Elliot. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Deusch, CV & AG Journel. 1998. GSLIB. Geostatistical Software Library and User's Guide. Second. Edition. Oxford University Press.
- Dominguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & GA Monerubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeaster Pampas. Soil Till. Res. 102:93-100.
- Echeverria, HE & HR Sainz Rozas. 2007. Nitrógeno. En: fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Echeverria, HE & FO Garcia (Eds). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp 69-97.

- Fabrizzi, KP; A Moron & FO Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded mollisols in Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 67:1831-1841.
- Garcia, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Dominguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo. 34:127-138.
- Gregorich, EG & HH Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. En: Carter, MR & BA Stewart (Eds.). Structure and organic matter storage in agricultural soils. CRC Press, Boca Raton, Fl, EEUU. pp.167-190.
- Havlin, J; JD Beaton; SL Tisdale & WL Nelson. 2005. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. Pearson Prentice Hall: Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Heuvelink, GBM & R Webster. 2001. Modelling soil variation: past, present, and future. Geoderma, 100:269-301.
- Isaaks, EH & RM Srivastava. 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxfor University Press, New York.
- Janzen, HH; CA Campbell; RC Izaurralde; BH Ellert; N Juma; WB Mc Gill & RP Zenntner. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian Prairies. Soil Till. Res. 47:181-95.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indices. En: Page et al. (Eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy. SSSA, Madison, WI, USA. pp. 711-733.
- Kellog, LE; SD Bridgham & D. Lopez-Hernandez. 2006. A Comparison of Four Methods of Measuring Gross Phosphorus Mineralization. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 1349-1358.
- Krohling, DM. 1999. Sedimentological maps of the typical loessic units in North Pampa, Argentina. Quaternary International 62: 49-55.
- Martínez, JM. 2015. Eficiencia de uso y balance de nitrógeno en sistemas con trigo del sur bonaerense: dinámica en el suelo y nutrición del cultivo. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur. Bahia Blanca, Argentina. 209 p.
- Milliken, GA & RL Debruin. 1978. A procedure to test hypotheses for nonlinear models: A procedure to test hypotheses. Commun. Stat. Theor. M. 7: 65-79.
- Montgomery, DC; GC Runger & GE Urbina. 1996. Medal. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. No. 968-18-5914-6. 01-A1 LU. AL-PyE. 1. McGraw Hill,
- Olea, RA. 2009. A practial primer on Geostatistics. USGS Open-File Report 2009-1103. 346 p.
- Paruelo, JM; JP Guerschman; G Piñeiro; EG Jobbagy; SR Verón; G Baldi & S Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis.
- QGIS Development Team. 2009. Quantum Gis Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL http//gis.osgeo.org.
- Reussi Calvo, NI; GA Studdert; MB Calandroni; NV Calandroni; FN Cabria & A Berardo. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. Ciencia del Suelo 32:189-196.
- Sainz Rozas, H; HE Echeveria & H Angelini. 2011. Organic carbon and pH levels in agricultural soils of the pampa and extra-pampean regions of Argentina. Cienc. Suelo 29:29-37.
- SAS Institute Inc. 2013. SAS® 9.4 In-Database Products: User's Guide, Third Edition. Cary, NC, EEUU. SAS Institute.
- Schlichting, E.; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studientexte 81, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 295 p.
- Schomberg, HH; S Wietholter; TS Griffin; DW Reeves; ML Cabrera; DS Fisher, DM Endale; JM Novak; KS Balkom; RL Raper; NR Kitchen; MA Locke; KN Potter; RS Schwartz; CC Truman & DD Tyler. 2009. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 73: 1575.
- 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.
- Soon, YK; A Haq & MA Arshad. 2007. Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil management. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 38:2029-2043.
- Steinbach, HS & R Alvarez. 2005. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. J. Environ. Qual. 35: 3-13.
- Studdert, GA & HE Echeverria. 2000. Crop rotation and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Viglizzo, EF; F Lertera; AJ Pordomingo; JN Bemados; ZE Roberto & H Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the Pampas of Argentina. Agric. Ecosyst. Environ. 83,65-81.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production on soil under water-logged conditions as an index of nitrogen availability. Nature 201,951-9
- Wyngaard, N. 2015. Mineralization of N, P, and S in soils amended with poultry litter or inorganic fertilizers: a comparison of methods to estimate this process. Tesis de doctorado. University of Georgia. Athens, GA, EEUU. 132 p.
- Zarate, MA. 2003. Loess of southern South America. Quaternary Science Reviews 22: 1987-2006.

C4P150. CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y APORTES DE CARBONO EN EL DEPARTAMENTO CASTELLANOS (SANTA FE)

Zenklusen, María Celeste[1]; Basanta, María[2] y Sapino, Verónica[2].
1. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Av. P. Kreder 2805. (3080) Esperanza, Santa Fe.
2. INTA Rafaela. Ruta nac. 34, km 227. (2300) Rafaela, Santa Fe.

basanta.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

En las últimas décadas la Región Central de Santa Fe ha experimentado cambios importantes en el uso del suelo debido al proceso de expansión de la agricultura. Este trabajo tuvo como objetivo caracterizar los cambios en el uso del suelo ocurridos en las dos últimas décadas en el Departamento Castellanos y estimar los aportes de carbono (C) al sistema. Para la identificación de la cobertura vegetal se utilizó información de campo de las campañas 2000-2001, 2004-2005, 2010-2011, 2017-2018. Para la identificación de los cultivos se utilizan imágenes satelitales Landsat 5 (tres primeras campañas) e imágenes Sentinel (cuarta campaña). Se definieron las siguientes categorías de uso del suelo: ANG: agrícola no gramínea (soja); AG: agrícola gramínea (maíz); GNG: ganadero no gramínea (pasturas); GG: ganadero gramínea (sorgo forrajero, verdeos, avena); OTR: otros (campo natural, espartillo). Se determinó la superficie ocupada por cada uso del suelo y se estimó el aporte de C de la biomasa de residuos de cultivos que permanecen en el sistema (C-BIORES). Los mapas de uso del suelo mostraron importantes cambios en el periodo evaluado en la superficie destinada a cada categoría. Se visualizó el avance del uso ANG desde el sur hacia el norte del Departamento. Ese avance de ANG ocurrió sobre tierras previamente destinadas a pasturas (GNG). Se observó una disminución del C-BIORES proveniente de pasturas asociada a la reducción de su superficie. Hubo un incremento importante del C-BIORES de los cultivos anuales, siendo el principal la soja de primera (ANG-S), seguido por trigo/soja (ANG-T/S), y por maíz para grano y sorgo (AG). Con los rendimientos promedio actuales de soja, maíz y trigo que se logran en el Departamento Castellanos, los aportes anuales de C-BIORES no son suficientes para recuperar la materia orgánica del suelo a niveles previos al proceso de agriculturización.

Palabras clave: imágenes satelitales, agricultura, pasturas

INTRODUCCIÓN

La Región Central de Santa Fe (RCSF) ha experimentado cambios importantes en el uso del suelo como parte del proceso de expansión de la agricultura ocurrido en el país a partir de la década de 1980. Si bien la RCSF corresponde a la Ecorregión del Espinal, las consideraciones de los cambios de uso del suelo para la Región Pampeana (RP) son válidas para la RCSF ya que el proceso de agriculturización tuvo las mismas características en ambas ecorregiones, siendo que muchos de los trabajos sobre esta temática refieren a la RCSF como parte de la RP. La RP ha sido escenario de importantes cambios relacionados al uso de la tierra, habiéndose intensificado la agricultura en tierras cultivables, con una clara predominancia del monocultivo de soja (Carreño & Viglizzo, 2007), generando esta situación fuertes desequilibrios entre el uso y la aptitud de las tierras. En Santa Fe el cultivo de soja en el periodo 1986-1990 estuvo concentrado en los departamentos del sur, y en el periodo 2001-2005 ya se había expandido hacia los departamentos del centro (Carreño & Viglizzo, 2007). Es de destacar que en la RP los cultivos anuales no avanzaron tanto sobre la vegetación natural, sino que lo hicieron principalmente sobre pasturas sembradas, generalmente de alfalfa. Por eso en Santa Fe y Buenos Aires no hubo cambios importantes en la superficie sembrada sino un incremento de la superficie con cultivos anuales que sustituyeron a las pasturas (Paruelo *et al*., 2005). Particularmente, en la RCSF en las últimas décadas el cambio más importante en el patrón de uso del suelo ha sido la sustitución de pasturas por cultivos anuales, pasando de sistemas ganaderos a sistemas mixtos o a sistemas agrícolas puros. Los cambios en el uso del suelo implican cambios en los patrones de distribución de la vegetación y modifican los aportes de carbono (C) al suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar los cambios en el uso del suelo en las dos últimas décadas en el Departamento Castellanos y estimar los aportes de C al sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este trabajo se realizó en el Departamento Castellanos, provincia de Santa Fe, ubicado en el centro oeste de la provincia. El clima es subhúmedo-húmedo mesotermal (clasificación de Thornthwaite), con isohietas anuales entre 800 y 1000 mm. La temperatura media anual oscila entre 16 y 21°C. La parte central de Santa Fe se caracteriza por una importante variabilidad edáfica, principalmente por encontrarse en ella dos grandes unidades fisiográficas: la Pampa llana Santafesina y los bajos submeridionales sur. En las áreas altas y planas es frecuente encontrar complejos de suelos con predominancia de Argiudoles típicos bien drenados y en las áreas más deprimidas suelos Argiudoles acuicos con drenaje moderado e incluso suelos salinos y sódicos (Hein *et al*., 1989).

Metodología de trabajo con imágenes satelitales

Para la identificación de la cobertura vegetal se utilizó información relevada por el INTA Rafaela. Las campañas evaluadas fueron: 2000-2001, 2004-2005, 2010-2011 y 2017-2018. La metodología general de trabajo fue la siguiente:

Recopilación de datos de campo. Consistió en la identificación de la ocupación de los lotes (soja, maíz, sorgo, girasol, avena, rastrojo, barbecho, etc) a ambos lados de transectas pre definidas.

Procesamiento de imágenes satelitales. Para la identificación de los cultivos se utilizan imágenes satelitales Landsat 5 utilizando la combinación de bandas 4-5-3, excepto para la última campaña en la que se utilizaron imágenes Sentinel con la combinación de bandas 8.a-11-4 para obtener resultados espectrales similares a las imágenes Landsat.

Construcción de un archivo vectorial de los registros de cobertura. A partir de la información de campo se construyó un archivo vectorial que contiene los polígonos correspondientes a las coberturas identificadas a campo (sitios de control), trazados sobre la imagen a clasificar. Se dejó un margen de seguridad en los bordes de los lotes y se excluyeron los sectores atípicos (charcas, montes pequeños, construcciones, etc).

Clasificación no supervisada. Por este método se definen las clases espectrales presentes en la imagen. No implica ningún conocimiento previo del área de estudio. Mediante la clasificación digital se obtiene la cartografía e inventario de las categorías objeto de estudio (Chuvieco,1996).

Construcción de la matriz de confusión. Para la construcción de la matriz de confusión previamente se generó una imagen en la que cada píxel contenía la información de la clase (imagen clasificada) y la ocupación de los lotes según la verdad de campo. Con esta matriz se calculó la probabilidad que tiene cada píxel de corresponder a los diferentes cultivos mencionados y las impurezas (píxeles que no corresponden al cultivo y se lo está considerando como tal) que se están incluyendo. Se obtuvo así un mapa de probabilidad de ocurrencia de cada cultivo. A partir de esta reclasificación de acuerdo a las categorías asignadas de usos del suelo, se obtuvo la superficie correspondiente a cada uso.

Análisis estadístico. A partir de los valores de las matrices de confusión (datos observados vs. estimados) se calculó la Precisión Global del mapa, relacionando los elementos de la diagonal con el total de puntos muestreados (Bocco *et al*., 2007). Tanto las categorías de los archivos vectoriales como las clases de las imágenes clasificadas fueron agrupadas en las siguientes categorías de uso del suelo: ANG: agrícola no gramínea (soja); AG: agrícola gramínea (maíz); GNG: ganadero no gramínea (pasturas base alfalfa); GG: ganadero gramínea (sorgo forrajero, verdeos, moha, avena); OTR: otros (barbecho, campo natural, espartillo).

Estimación de la biomasa de residuos vegetales y de los aportes de carbono al sistema

Para la estimación de la biomasa de residuos de cultivos que permanece en el sistema (BIORES) se realizaron las siguientes consideraciones:

- Como el principal cultivo de invierno es el trigo y las imágenes satelitales corresponden al período primavero-estival, la superficie sembrada con trigo correspondiente al invierno previo a la imagen satelital considerada, fue extraída de la base de datos estadísticos del MINAGRO (SIIA, 2017). Es decir que el trigo fue incluido en la categoría ANG como doble cultivo trigo/soja.
- Para el uso ANG (que corresponde al cultivo de soja), se diferenció la superficie de soja de primera (soja 1°) y de segunda (soja 2°) fecha de siembra, asumiendo que toda la superficie sembrada con trigo fue destinada a soja 2° y que el rendimiento de la soja 2° es igual al 80% del rendimiento de soja 1°. Además, para la estimación de aportes de C de la categoría ANG, se decidió dividirla en dos subcategorías: agrícola no gramínea-soja (ANG-S) y agrícola no gramínea trigo/soja (ANG T/S).
- Para el caso del uso AG, no es posible distinguir a partir de las imágenes cuánto del maíz se destina a grano y cuánto a reserva forrajera (ensilado). Además, se carece de estadísticas sobre la proporción del cultivo destinada a cada uso. Por lo tanto, se decidió considerar que 50% del área es destinada a grano y 50% a forraje.
- Para la categoría GG (maíz para forraje y sorgo para forraje) se consideró la producción de biomasa de evaluaciones realizadas en INTA Rafaela (Romero, S/F). Se consideró un IC de 0,9.

- Para los cultivos anuales de los usos ANG y AG, la BIORES se calculó con el rendimiento anual promedio (SIIA, 2017) y los respectivos índices de cosecha (IC). Se consideró para maíz un IC de 0,50, para trigo de 0,42 y para soja de 0,38 (Milesi Delaye *et al*, 2013). Para sorgo se usó el mismo IC que para maíz.
- Para las pasturas (GNG) se consideró que las mismas son de alfalfas puras y se tomaron los datos de producción de biomasa de la red de evaluación del INTA correspondiente al sitio Rafaela (Avances en Alfalfa). Se consideró un IC de 0,9.
- Debido a que los datos de producción de los usos GNG y GG fueron tomados de ensayos y no del sistema de información estadística, se consideró un 40% de reducción de la productividad para condiciones reales de campo.
- Para la campaña 2017-2018 debido a la falta de datos estadísticos oficiales en cuanto al rendimiento de soja y maíz se decidió considerar los valores de la campaña anterior (2016-17) tomados de los ensayos de la Red de Evaluación del INTA Rafaela (Villar y Rosetti, 2017; Rosetti y Villar, 2017a) y asumir un porcentaje del 40% de pérdidas del rendimiento debido al déficit hídrico ocurrido en el verano 2018.
- Para el caso de la categoría OTR se consideró su aporte de carbono despreciable.

La BIORES se estimó a partir de los rendimientos y los IC, considerando que la biomasa de raíces equivale a 0,8 y 0,3 de la biomasa aérea para alfalfa (Bolinder *et al*., 2002) y cultivos anuales (Bolinder *et al.*, 2007), respectivamente. Una vez calculada la BIORES de cada uso se estimó el carbono aportado en los residuos de los cultivos (C-BIORES) considerando que el C representa un 40% de la biomasa, expresándolo como tasa anual de aporte de C (Mg ha^{-1} $año^{-1}$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los valores de precisión global obtenidos después de aplicar la metodología de clasificación no supervisada en las cuatro campañas. Los cuatro mapas elaborados muestran importantes cambios en la superficie destinada a cada categoría de uso del suelo (Figura 1). Al analizar las imágenes satelitales de las cuatro campañas se visualiza el avance del uso ANG desde el sur hacia el norte del Departamento sobre tierras previamente destinadas a pasturas (GNG) (Tabla 2).

Tabla 1. Valores de precisión global resultantes del análisis multitemporal de las imágenes.

Campaña	Precisión global (%)
2000-2011	87
2005-2006	79
2010-2011	60
2017-2018	55

Para la campaña 2000-2001, se destacó el uso GNG lo que permite afirmar que la mayor parte del Departamento era ocupada por pasturas de base alfalfa con destino ganadero, concentradas mayormente en la parte Norte. En el Sur del Departamento predominó el uso ANG. La superficie ocupada por cada categoría presentó el siguiente orden decreciente: GNG (57,63 %), corresponde a ANG (30,58%), OTR (7,68%), AG (3,77 %) y GG (0,33%) (Tabla 2).

La campaña 2005-2006, se caracterizó por presentar un importante cambio en el uso del suelo representado por la expansión del cultivo de soja, por lo que el uso ANG (259018 ha) pasó a ser el de mayor superficie a expensas de una disminución de la superficie destinada a GNG. Es de destacar la diferencia entre el sur y el norte del Departamento tomándose como referencia la Ruta Provincial 70. En el Sur se observa la concentración del cultivo de soja y el progresivo avance del mismo hacia la zona Norte, ocupando en su mayoría la superficie que era destina para el uso GNG. Este avance hacia el norte del cultivo de soja en el Departamento coincide con lo observado a nivel provincial por Carreño & Viglizzo (2007). Los suelos ocupados previamente por pasturas (GNG) pasaron a ser ocupados por soja. El orden decreciente de uso del suelo fue: ANG (41,28%), GNG (32,73%), OTR (19,11%), AG (6,60 %) y GG (0,28%) (Tabla 2).

En la campaña 2010-2011 continuó predominando el uso ANG y, si bien se sigue observando una concentración importante en el sur del departamento, es notable el avance hacia el norte, ocupando la mayoría de la superficie previamente destinada a uso GNG. Las superficies destinadas a cada categoría son las siguientes: ANG (62,82%), GNG (18,03%), OTR (10,53 %) y AG (8,61 %). En este período se destaca la desaparición de la categoría GG (Tabla 2). La última campaña evaluada 2017-2018, se caracterizó por un importante déficit hídrico durante el periodo estival, presentando los cultivos escaso desarrollo y baja densidad de plantas al momento de realizar el relevamiento de campo,

Figura 1: Mapa de cobertura del suelo para las campañas: (a) 2000-2001, (b) 2005-2006, (c) 2010-2011, (d) 2017-2018 en el Departamento Castellanos (Santa Fe).

lo cual dificultó tanto el análisis de las imágenes satelitales como el procesamiento de datos, provocando confusión con las otras categorías al momento de la clasificación (baja precisión global, Tabla 1). Los resultados de la superficie asignada para esta campaña fueron los siguientes: ANG (50,07%), OTR (32,23 %), AG (10,98%) y GNG (6,73%).

Continuó predominando la categoría ANG aunque disminuyó su superficie asignada con respecto a las campañas anteriores. Estos resultados coinciden con los de Paruelo *et al.*, (2005) quienes reportaron que en la Región Pampeana los cultivos anuales incrementaron su superficie a expensas de la superficie destinada a pasturas sembradas, generalmente con alfalfa.

Tabla 2. Superficie asignada a los diferentes usos en las campañas evaluadas

USO	2000-2001		2005-2006		2010-2011		2017-2018	
	Superficie		Superficie		Superficie		Superficie	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
ANG	191377		259018		396607		314029	
ANG-S*	91877	14,7	187018	29,8	333607	52,9	235639	37,6
ANG-T/S*	99500	15,9	72000	11,5		10,0	78390	12,5
AG	23604	1,89	41433	3,3	54360	4,3	34425	5,5
GG	2083	2,22	1754	3,6	54360	4,3	34425	5,5
GNG	360635	57,6	205400	32,7	113848	18,0	42188	6,73
OTR	48090	7,68	119904	19,1	66475	10,5	202156	32,23
Total	625789		627510		631280		627223	

ANG: agrícola no gramínea, ANG-S: agrícola no gramínea-soja, ANG-T/S: agrícola no gramínea-trigo/soja, AG: agrícola gramínea, GG: ganadero gramínea, GNG: ganadero no gramínea; OTR: otros usos. * Estimada a partir de la sup. sembrada con trigo (SIIA, 2017).

Con la información del rendimiento de los cultivos anuales y de la producción de biomasa de las pasturas y los cultivos destinados a forrajes y sus respectivos IC se estimó el aporte anual de C-BIORES (Mg ha^{-1} año^{-1}) de cada uso en las cuatro campañas evaluadas (Tabla 3). En cuanto al C-BIORES se observó una disminución del C proveniente de pasturas asociada a la disminución de su superficie. En contrapartida, hubo un incremento importante del C aportado por los cultivos anuales, siendo el principal la soja de primera (ANG-S), seguido por el doble cultivo trigo/soja (ANG-T/S), y en menor medida, por maíz para grano y sorgo (AG). La superficie destinada a maíz y sorgo (AG), si bien fue incrementándose durante el periodo evaluado, apenas superó el 5% de la superficie destinada a cultivos, por lo que su contribución a los aportes de C al sistema fue escasa. Además, se observó que el maíz es el cultivo con mayor potencial de mejora en su rendimiento ya que el promedio para todo el departamento fue de 5 Mg ha^{-1} siendo que se pueden alcanzar rendimientos superiores a 8 Mg ha^{-1} (Rosetti & Villar, 2017b). Por eso, incrementar el área sembrada con maíz y mejorar su rendimiento serían dos factores que contribuirían a mejorar los aportes de C a nivel de Departamento. Con respecto al doble cultivo trigo/soja, es de destacar que no tuvo una tendencia definida en cuanto a la superficie asignada, variando entre 10 y 16% de la superficie. Es importante mencionar que el rendimiento promedio de soja para el Departamento Castellanos (SIIA, 2017) es similar al rendimiento reportado en informes del INTA Rafaela mientras que para trigo el rendimiento promedio del Departamento fue de 2,8 Mg ha^{-1} pudiéndose alcanzar rendimientos superiores a 5 Mg ha^{-1} (Rosetti & Villar, 2017a). Es decir que la contribución al sistema de C-BIORES del doble cultivo trigo/soja podría ser mejorada incrementando la superficie y aumentando el rendimiento de trigo.

Tabla 3. Aporte anual de C de los residuos de los cultivos (C-BIORES) estimado para cada categoría de uso del suelo.

USO	2000-2001		2005-2006		2010-2011		2017-2018	
	C-BIORES							
	(Mg ha^{-1} año^{-1})	(%)*	(Mg ha^{-1} año^{-1})	(%)	(Mg ha^{-1} año^{-1})	(%)	(Mg ha^{-1} año^{-1})	(%)
ANG-S	2,49	12,2	2,44	30,9	2,73	54,7	1,55	41,4
ANG-T/S	3,77	20,0	4,17	20,3	5,15	19,5	3,58	31,8
AG	2,70	1,7	2,97	4,2	3,17	5,2	2,40	9,4
GG	1,66	1,3	1,66	2,5	1,66	2,7	1,66	6,5
GNG	3,22	63,8	3,03	42,1	2,62	17,9	2,31	11,0
Promedio (ponderado por superficie)	2,99		2,40		2,66		1,41	

ANG-S: agrícola no gramínea-soja, ANG-T/S: agrícola no gramínea-trigo/soja, AG: agrícola gramínea, GG: ganadero gramínea, GNG: ganadero no gramínea. * Porcentaje sobre el total de C aportado por todos los usos en el total de la superficie.

Es importante considerar que los niveles de aportes de C-BIORES de los usos del suelo presentes en el Departamento (Tabla 3) son muy inferiores a los que se necesitan para mantener y/o recuperar los niveles de materia orgánica (MO) existentes en las situaciones prístinas o semiprístinas de los suelos representativos del área evaluada. En la década de 1980 la MO presentó un valor promedio de 2,8% (DE = 0,26) en diez perfiles de suelos de los complejos

presentes en la parte central de Santa Fe (Hein *et al*., 1989) lo que equivale a 42 Mg ha^{-1} de C orgánico (COS) en los primeros 20 cm de suelo. Para mantener ese nivel de COS en el horizonte superficial (20 cm) se necesitan aportes anuales de C del orden de 4 Mg ha^{-1} (Andriulo *et al*., 2012). Los usos con mayor tasa anual de aporte de C son GNG y ANG-T/S pero la superficie destinada a los mismos no fue suficiente en ninguna campaña como para alcanzar a nivel departamental aportes anuales de C cercanos a 4 Mg ha^{-1}. Al observar los valores promedio (ponderados por la superficie que ocupa cada uso) de aportes de C-BIORES (Tabla 3), se puede inferir que en el Departamento Castellanos los sistemas de producción deben ser mejorados en lo que respecta a los aportes anuales de carbono proveniente de la biomasa de los cultivos para poder recuperar (o mantener) la MOS en 2,8-3,0%; niveles presentes en la década de 1980, previo al proceso de agriculturización.

CONCLUSIONES

En el periodo evaluado (2001-2018) ocurrieron cambios importantes en el uso del suelo en el Departamento Castellanos. Hubo un avance notorio de la agricultura hacia el norte, ocupando suelos previamente destinados a pasturas, con soja de primera como el principal cultivo, seguido del doble cultivo trigo/soja, y en menor medida de maíz. En el Departamento Castellanos los actuales rendimientos promedio de los cultivos anuales (soja, maíz y trigo), la baja superficie destinada a gramíneas y la disminución del área destinada a pasturas no permiten lograr los suficientes aportes anuales de carbono al suelo como para recuperar (o mantener) la materia orgánica a niveles previos al proceso de avance de la agricultura.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los proyectos de INTA PNSUELO-1134042, PNCYO-1127032 y SANFE-1261102.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A; J Galantini & A Irizar. 2012. Fuentes de variación de los parámetros intervinientes en balances de carbono edáfico simplificados. Actas 19° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y 23° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, abril 2012. En CD.
- Bocco, M; G Ovando; S Sayago & E Willington. 2007. Neural network models for land cover classification from satelite images. Agricultura técnica 67:414-421.
- Bolinder, MA; H H Janzen; E G Gregorich; D A Angers & AJ VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture, Ecosystems and Environment, 118 (1–4): 29–42.
- Bolinder, MA; D A Angers; G Bélanger; R Michaud & M R Laverdière. 2002. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. Canadian Journal of Plant Science, 82(4): 731-737.
- Carreño, L. & EF Viglizzo. 2007. Provisión de Servicios Ecológicos y Gestión de los Ambientes Rurales en Argentina. Área Estratégica de Gestión Ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, 68 p.
- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de Teledetección espacial. 3° ed. revisada. Ediciones RIALP S.A. Madrid. España. p:180-210.
- Hein, N; WIH de Hein & O Quaino. 1989. Características de los complejos de suelos de la parte central de Santa Fe. Ciencia del Suelo, 7(1-2): 97-102.
- Milesi Delaye, LA; BA Irizar; AE Andriulo & B Mary. 2013. Effect of continuous agriculture of grassland soils of the Argentine Rolling Pampa on soil organic carbon and nitrogen. Applied and Environ. Soil Sci. J. Volume 2013, 17 p.
- Paruelo, JM; JP Guerschman & SR Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia Hoy. 15(1): 14-23.
- Romero, L. S/F. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-jornada_de_actualizacion_silaje.pdf. 15/02/2017.
- Rosetti, L & J Villar. 2017a. Evaluación de cultivares de trigo 2016 y recomendaciones para la próxima campaña. En: Información técnica cultivos de invierno. Campaña 2017. Publ. Misc. 133. INTA EEA Rafaela.
- Rosetti, L & J Villar. 2017b. Evaluación de cultivares de maíz en siembras tempranas y tardías en Rafaela. En: Información técnica cultivos de verano. Campaña 2016. Publ. Misc. 132. INTA EEA Rafaela.
- SIIA. 2017. Sistema integrado de información agropecuaria. Ministerio de Agroindustria. 2017. Datos estadísticos de estimaciones agroindustriales. http://www.datosestimaciones.magyp.gob.ar. 15/12/2017.

C4P151. INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS CONTRASTANTES

Zilio, Josefina P.[1]; Morris, Darío G.[2]; Krüger, Hugo R.[1]; Frolla, Franco D[1] y Arroquy, Gonzalo[2]

[1] INTA. EEA Bordenave. Conservación y Manejo de Suelos 1 y AER Coronel Suárez 2. CC44 (8187) Bordenave, Argentina. zilio.josefina@inta.gob.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue comparar dos sistemas productivos contrastantes del SO bonaerense subhúmedo: ganadería ovina intensiva basada en verdeos de invierno y monocultivo de trigo con bajo nivel de insumos, sobre campo arrendado. Para ello se evaluaron indicadores de calidad de suelo químicos y físicos: Carbono orgánico total (COT) y fraccionado (COPg>100µ, COPf 50-100µ y COM<50µ), índice de materia orgánica (IMO), pH, fósforo extractable (Pe), Nitrógeno anaeróbico (Nan), textura, estabilidad estructural (EE), infiltración (Kfs) y resistencia mecánica a la penetración (RM). Los resultados muestran que el manejo ganadero ovino presentó valores mayores de Pe, COPg y de EE, mientras que presentó valores menos deseables en I y RM. En base a los resultados de los ICS se puede concluir que el manejo con ovinos que se realiza en el establecimiento en estudio, sostiene mejores condiciones edáficas y no comprometería a largo plazo la fertilidad del lote. En este manejo debería prestarse atención a la variación de los indicadores físicos en la capa superficial del suelo inmediatamente después de los pastoreos y su evolución en el tiempo para determinar posibles problemas a futuro.

Palabras claves: indicadores, calidad, ganadería

INTRODUCCIÓN

A nivel global, existe un mayor reconocimiento del rol del suelo en el sostenimiento de la humanidad. Montanarella (2015) afirma que en el mundo cada vez más poblado y en el contexto de cambio climático, el mantenimiento de la calidad de los suelos será clave. El suelo tiene un rol integral en los desafíos de la seguridad alimentaria, la seguridad del agua, la seguridad energética, la estabilidad del clima y la protección de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Mc Bratney *et al*., 2014).

El cambio del uso de la tierra en las últimas décadas, obliga a realizar monitoreos de la calidad del suelo para predecir posibles cambios que podrían conducir a su degradación. En la actualidad, muchos sistemas que históricamente han sido mixtos, se han convertido en puramente agrícolas, repercutiendo en la dinámica de los nutrientes, residuos y microorganismos. Se vuelve necesario cuantificar los cambios e identificar degradaciones edáficas, en etapas tempranas mediante el uso de indicadores de calidad de suelo adaptados localmente, como así también investigar sobre los valores umbrales a partir de los cuales deben tomarse medidas de conservación. En trabajos anteriores se identificaron indicadores de calidad con sensibilidad para detector distintas situaciones de uso y manejo (Zilio, 2015). El objetivo de este trabajo fue comparar dos sistemas productivos contrastantes del SO bonaerense subhúmedo: ganadería ovina intensiva basada en verdeos de invierno y monocultivo de trigo con bajo nivel de insumos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó el estudio comparativo de indicadores de calidad de suelo (ICS) en un establecimiento agropecuario ubicado al NE del partido de Coronel Suárez, bajo dos usos contrastantes: pastoreo intensivo con ovinos (Ovinos) y agrícola (Agrícola), con el fin de conocer los parámetros que condicionan una mayor producción de biomasa del primero con respecto al segundo. Ovinos consta de un lote de 13 ha, dividido en 3 secciones, con una carga instantánea de 280 cabezas ha^{-1}. Los animales permanecen en el potrero durante diez días, pastoreando cebada forrajera (cv Mariana). Los antecesores fueron trigo-avena consociada con vicia-sorgo diferido-cebada forrajera, todos en siembra directa. Agrícola mantiene una secuencia trigo-soja bajo labranza convencional y baja a nula reposición de nutrientes, desde hace aproximadamente 5 años.

Previo a la visita al campo, se procedió a determinar zonas homogéneas de muestreo, utilizando como base el mapa de suelos 1:50.000 (INTA) y el Modelo Digital de Elevación del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Dentro de cada lote, se ubicaron 3 zonas de muestreo, funcionando como repeticiones de cada uno de los tratamientos. En el mes de Octubre de 2017 se tomaron muestras a dos profundidades (0-10 y 10-20 cm) para analizar materia orgánica (CO, por

método Walkley & Black, 1934), pH (relación 1:2,5), P extractable (Pe, Bray & Kurtz 1945), fraccionamiento físico de la materia orgánica (Galantini, 2005), textura (Bouyoucos, 1965), Nitrógeno anaeróbico (Nan, Gianello & Bremner, 1986) y resistencia mecánica a la penetración (RM, con penetrómetro de cono CN-970, SOILTEST Inc.) cada 5 cm, hasta los 20 cm de profundidad. Se midió Estabilidad estructural (EE) por el método de Le Bissonnais (2002), aplicando tres pretratamientos: humedecimiento rápido (LB1), humedecimiento lento (LB2) y disgregación mecánica por agitación después de humedecimiento lento (LB3). En la fracción de agregados comprendida entre 3 y 5 mm, se pesaron los agregados contenidos en un volumen de 1000 cm^3, denominando a este indicador peso volumétrico de los agregados (PVA) y se midió el peso de mil agregados (PMA), siguiendo la metodología descripta por Fernández et al. (2016).

Además, se evaluó infiltración con un método rápido de ensayo a campo (Nimmo *et al.*, 2009) y fue expresada como Kfs ($cm*h^{-1}$). Se calculó el Índice Estructural (Pieri, 1995) o también denominado Índice de Materia Orgánica, IMO (Quiroga *et al*., 2008) definido en la Ecuación 1.

Ec.1 $$IE = [(CO\ (g*kg^{-1})*1{,}724 / arcilla+limo\ (g*kg^{-1})] * 100$$

Se calculó el contenido de agua del suelo en cada uno de los puntos de muestreo por gravimetría. El contenido de agua útil (CAU) fue estimado como la diferencia en mm entre la cantidad de agua medida y el contenido correspondiente al punto de marchitez permanente (PMP) estimado según la composición granulométrica.

Con los datos obtenidos se realizó un análisis de varianza y análisis multivariado de componentes principales, utilizando el software INFOSTAT® (Di Rienzo *et al*., 2012). La comparación de medias se realizó con la prueba de Fisher (α=0,05).

Para determinar la disponibilidad forrajera durante el período estudiado se realizaron cortes con tijera sobre un área de evaluación de 0,25 m^2 (arrojando un aro al azar en diferentes sitios del lote). Las muestras del forraje cosechado se secaron en estufa a 70 ºC para determinar el % de materia seca previo a cada pastoreo y calcular la producción de materia seca (MS). La producción de MS del trigo se estimó sobre la base del rendimiento en grano y el índice de cosecha regional del cultivar sembrado.

RESULTADOS

La comparación de medias para el contenido de arcilla+limo, confirmó la ausencia de diferencias significativas entre los suelos estudiados, posibilitando la comparación de los ICS (p=0,99 y p=0,37, a 0-10 y 10-20 cm de profundidad respectivamente), con una media de 79,7±0,57%.

Los indicadores afectados por las diferencias de uso y manejo fueron: el contenido de fósforo extractable (Pe), el CO de la Fracción Gruesa (>100µ) y la Estabilidad Estructural con LB2, registrando mayores valores en Ovinos con respecto a Agrícola (Tabla 1). Este último indicador pone énfasis en la resistencia de que tienen agregados humedecidos, frente al impacto de la gota de lluvia, donde interviene la composición granulométrica y la proporción de las distintas fracciones de COT (Zilio, 2015).

Tabla 1. Valores medios para distintos indicadores de calidad de suelos, bajo dos manejos diferentes, para la profundidad 0-10 cm.

Variable/Manejo	Agrícola	Ovinos	p-valor
IMO	3,38±0,16	3,68±0,24	0,3533
pH	6,5±0,03	6,47±0,07	0,67
Pe (ppm)	**8,53±1,82**	**16,27±2,81**	**0,0821**
MO (%)	2,7±0,17	2,93±0,16	0,373
CO FG (g kg^{-1})	**0,8±0,06**	**1,78±0,11**	**0,013**
CO FM (g kg^{-1})	1,05±0,46	1,74±0,17	0,2755
CO FF (g kg^{-1})	13,79±1,12	13,45±0,73	0,1293
LB1	0,55±0,07	0,78±0,14	0,2057
LB2	**1,77±0,18**	**2,7±0,03**	**0,0071**
LB3	2,1±0,23	2,35±0,1	0,3718
PVA (g l^{-1})	47,32+1,38	45,07+2,08	0,5961
PMA (g)	723,13+7,73	717,27+6,67	0,4175

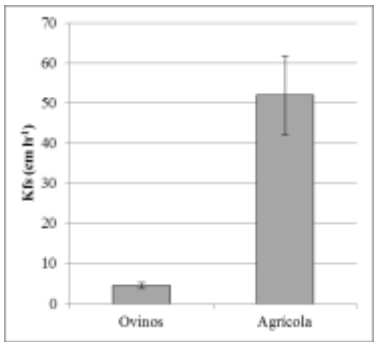
Por el contrario, el contenido de MO, el índice de MO (IMO), la Estabilidad Estructural con LB1 y LB3, el peso volumétrico de agregados (PVA) y el peso de mil agregados (PMA) no fueron afectados por el manejo. Los indicadores medidos en la capa 10-20 cm, no difirieron estadísticamente entre sí (Tabla 2).

Tabla 2. Valores medios para distintos indicadores de calidad de suelos, bajo dos manejos diferentes, para la profundidad 10-20 cm.

Variable/Manejo	Agrícola	Ovinos	p-valor
IMO	3,13±0,25	2,36±,25	0,3533
MO (%)	2,47±0,2	1,89±0,2	0,3730
CO FG (g kg^{-1})	0,35±0,05	0,42±0,11	0,5443
CO FM (g kg^{-1})	0,99±0,31	0,98±0,07	0,2627
CO FF (g kg^{-1})	12,99±1,32	9,57±1,18	0,2042

Los valores de infiltración fueron mayores para el manejo agrícola con respecto al manejo ganadero ovino (Fig.1) cuyos valores medios fueron de 51,95±9,96 y 4,53±0,73 cm h^{-1}, respectivamente ($p<0,0001$). Este resultado se debe a las diferencias en el sistema poroso generado por dos sistemas de labranza contrastantes (Galantini *et al.* 2006) y al colapso de macroporos producidos por el pisoteo animal (Kiessling *et al.*, 2008).

Figura 1. Infiltración del suelo (Kfs) para dos manejos diferentes de suelo.



Con respecto a la resistencia mecánica a la penetración (RM), el lote con manejo agrícola presentó menores valores que el manejo con pastoreo de ovinos hasta los 7,5 cm de profundidad; en la capa 10 a 20 cm, la relación se invirtió a favor del manejo ovino (Fig.2). Otros autores como Venanzi *et al.* (2002), Hamza & Anderson (2005) y Krüger *et al*. (2008), han registrado aumentos en la RM por pastoreo entre 2,5 y 7 cm de profundidad, en rotaciones mixtas bajo SD. Este comportamiento se debe al efecto del pisoteo animal producido en la superficie del suelo, por la pérdida de macroporos fundamentalmente (Iglesias *et al*., 2014). La mayor dureza registrada a partir de los 10 cm de profundidad en Agrícola, se atribuyó a la compactación generada por el tipo de labranza basado sobre herramientas de discos (Schmidt & Amiotti, 2015).

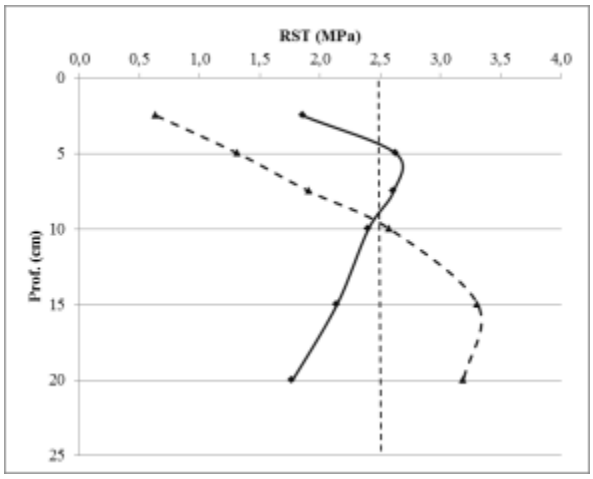


Figura 2. Resistencia mecánica a la penetración (MPa), para dos manejos contrastantes: ovinos (línea llena) y agrícola (punteado), medida cada 5 cm hasta los 20 cm de profundidad. La línea vertical punteada indica el valor considerado limitante para el crecimiento de raíces.

El perfil de suelo de Ovinos tuvo en promedio 80,6 mm de agua útil, 20 mm más que Agrícola (p=0,02). Esto se explicó por el mayor consumo del trigo al momento del muestreo respecto de la avena implantada en el lote Ovinos, que luego del pastoreo tenía poca biomasa disponible y bajos requerimientos hídricos (Fig. 3).

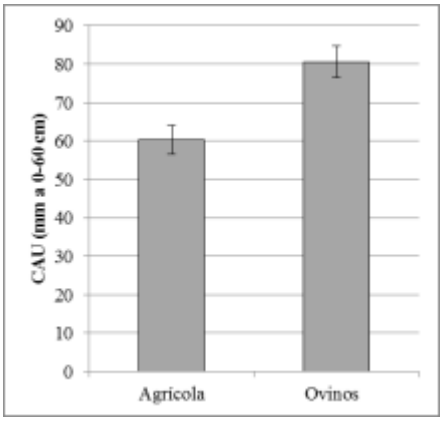


Figura 3. Contenido de agua útil (CAU) para la profundidad 0-60 cm, para dos manejos diferentes.

Teniendo en cuenta que el contenido de agua del suelo fue mayor en el manejo ovino que en el agrícola, la relación inversa entre RM y contenido de agua del suelo permite inferir que a similar contenido de humedad, la diferencia en la RM sería aún más evidente. El pastoreo ovino ha causado el endurecimiento de la capa más superficial (7,5 cm) por encima de los valores críticos para el crecimiento de las raíces, representados en la Fig. 2 por la línea vertical punteada (Pabin *et al*., 1998; Hamza & Anderson, 2005).

El análisis de componentes principales (CP) asoció las variables, mostrando para la primera profundidad estrecha relación positiva de los indicadores de calidad química (IMO, MO, CO FG y Pe) y la EE, bajo el pretratamiento de humedecimiento lento (LB2), con las muestras correspondientes al manejo de ovinos (Tabla 3). Las dos primeras CP, explicaron el 65% de la variabilidad de las muestras (Fig. 4) y de acuerdo al peso de las variables en cada una de ellas y a la posición de los individuos, puede destacarse que los casos correspondientes al manejo Ovino, tuvieron mayores valores relativos de Pe, MO, IMO, CO FG y EE LB2 que aquellos medidos para el manejo Agrícola. Esto incorpora variables nuevas con respecto a los resultados del ANOVA, como son el contenido de MO y el IMO.

Tabla 3. Composición de las dos primeras componentes principales con las variables medidas a 0-10 cm.

Variables	Eje 1	Eje 2
pH	-0,11	0,16
Pe	**0,36**	-0,05
MO total	**0,37**	-0,2
CO FG (g kg)	**0,35**	0,24
CO FM (g kg)	0,2	0,28
CO FF (g kg)	0,19	**-0,44**
IMO	**0,38**	-0,23
LB 1	0,26	0,29
LB 2	**0,35**	0,23
LB 3	0,31	-0,13
PMA	-0,07	-0,29
PVA (g/l)	-0,27	0,23
RM	0,14	**0,51**

La proyección ortogonal de los puntos sobre los vectores de las variables influyentes en el eje 2, indica que el manejo Agrícola tiene baja RM (favorable) pero muy poco CO asociado a las fracciones más resistentes (desfavorable). Esto indica degradación química por labranzas y cultivos repetidos sin reposición de nutrientes.

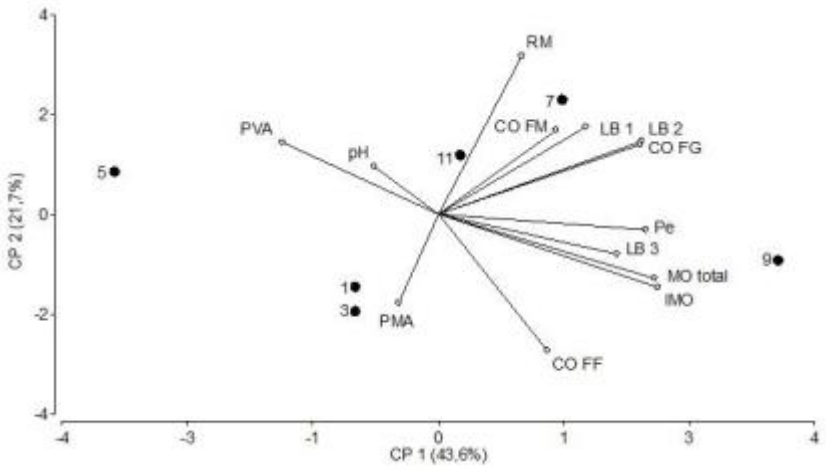


Figura 4. Biplot correspondiente a los resultados de la profundidad 0-10 cm, para dos manejos: Agrícola (casos 1, 3 y 5) y Ovino (7, 9 y 11). Variables: Pe: fósforo extractable; RM: resistencia mecánica; CO FG: carbono orgánico de la fracción gruesa (>100µm), FF: fracción fina (<50µm); Estabilidad estructural, método Le Bissonnais, con tres pretratamientos: LB1: humedecimiento rápido, LB2: humedecimiento lento, LB3: humedecimiento lento seguido de disrupción mecánica; MO: materia orgánica; IMO: Índice de materia orgánica; PVA: peso volumétrico de agregados; PMA: peso de mil agregados.

Producción de MS

La producción de biomasa por parte de la cebada fue de 3838±449 kg MS ha^{-1},distribuida en cuatro pastoreos entre los meses de Mayo y Octubre de 2017. Esto permitió sostener la carga animal sin limitantes de disponibilidad y alcanzar ritmos de engorde acordes a las expectativas del productor (Morris D, com. pers.).

La producción de biomasa de trigo reportada fue de 4300 kg ha-1, de los cuales 1200 kg ha-1 correspondieron a grano. Este valor es menor que el promedio de los últimos 20 años para la zona, de 2600 kg ha-1 (Ministerio de Agroindustria, 2018) y menor que el promedio registrado para la pasada campaña en dicho distrito, de 3800 kg ha^{-1} (Antonelli ME, com. pers.).

CONCLUSIONES

Los dos manejos evaluados tienen perfiles diferentes de ICS, siendo más deseables los registrados para el manejo ganadero con ovinos. La buena producción de MS lograda por la cebada forrajera implantada, permitió mantener animales en buen estado y realizar un engorde aceptable. Sería conveniente continuar con la evaluación de la producción obtenida con cada uno de los manejos y realizar un análisis económico comparativo. En base a los resultados de los ICS se puede concluir que el manejo con ovinos que se realiza en el establecimiento en estudio, sostiene mejores condiciones edáficas y no comprometería a largo plazo la fertilidad del lote. En este manejo debería prestarse atención a la variación de los indicadores físicos (RM e infiltración), en la capa superficial del suelo inmediatamente después de los pastoreos y su evolución en el tiempo para determinar posibles problemas a futuro. Por el contrario, en Agrícola se detectaron problemas de fertilidad química y física. El problema de endurecimiento reside principalmente en la capa 10-20 cm con valores probablemente limitantes para la penetración de raíces del trigo, sugiriendo la necesidad de verificar el grado de limitación y eventualmente utilizar alguna estrategia de descompactación.

BIBLIOGRAFÍA

- Bouyoucos, GJ. 1965. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. Agron. J. 54: 464-465.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total organic and available form of phosphorus in soil. Soil Sci. 59:39-45.

- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Fernández, R; A Quiroga; C Alvarez; C Lobartini &E Noellemeyer. 2016. Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en molisoles de la región semiárida pampeana. Ci. Suelo, 34 (2): 279-292.
- Galantini, JA. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: Manual Tecnología en Análisis de Suelos: alcances a laboratorios agropecuarios. Marban L & S Ratto (Eds.) 1º edn. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. - Buenos Aires, pág. 215.
- Galantini, JA ; JO Iglesias ; C Maneiro ; I 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. RIA, 35 (1): 15-30.
- Gianello, C & JM Bremner. 1986. A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. Communications in Soil Science & Plant Analysis 17(2):195-214.
- 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.
- Iglesias J, J Galantini, H Krüger & S Venanzi. 2014. Soil pore distribution as affected by cattle trampling under no-till and reduced-till systems. Agriscientia 31 (2): 93-102.
- Kiessling RJ, JA Galantini 1, JO Iglesias, H Krüger y S Venanzi. 2008. Efecto del pisoteo animal sobre la porosidad del suelo en lotes bajo siembra directa continua. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo, Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Krüger H, Venanzi S & E de Sa Pereira. 2008. Efecto del pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en sistemas de producción bajo siembra directa continua. CI. Suelo (Argentina) 26(2): 211-217.
- Le Bissonnais, Y, O Duval & H Gaillard. 2002. Fiche de protocole: Mesure de la stabilité d'agrégats de sols. INRA Orléans, Inuté de Science du Sol.
- Mc Bratney A, D Field y A Koch. 2014. The dimensions of soil security. Geoderma 213:203–213
- Ministerio de Agroindustria. 2018. Estimaciones agrícolas. Fecha de consulta Enero de 2018. https://www.agroindustria.gob.ar/datosagroindustriales/.
- Montanarella L. 2015. Govern our soils. Nature 528: 32-33.
- Nimmo JR, KM Schmidt, KS Perkins & JD Stock. 2009. Rapid Measurement of Field-Saturated Hydraulic Conductivity for Areal Characterization. Vadose Zone Journal 8:142-149. DOI: 10.2136/vzj2007.0159.
- Pabin J, J Lipiec, S Wlodek, A Biskupsky & A Kaus. 1998. Critical soil bulk density and strength for pea root growth as related to other soil factors. Soil Till. Res. 43: 206-208.
- Pieri, C. 1995. Long-term soil management experiments in semi-arid Francophone Africa. En: Lal, R. y B. Steward (Eds.). Soil Management: experimental basis for sustainablility and environmental quality. Lewis Publishers-CRC. FL, USA. 266 pp.
- Quiroga, AR, R Fernández, D Riestra, E Noellemeyer & N Peinemann. 2008. Influencia del manejo sobre la distribución del tamaño y estabilidad de agregados de suelos influenciados por variaciones en la granulometría y contenidos de materia orgánica. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Schmidt, ES & NM Amiotti. 2015. Propiedades edáficas superficiales en sistemas de agricultura de conservación en la región pampeana semiárida sur. Ci Suelo 33 (1): 79-88.
- Venanzi, S, E de Sa Pereira & H Krüger. 2002. La siembra directa y la ganadería. Efectos del pastoreo sobre la compactación a corto plazo. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.
- Walkley A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titrationmethod. Soil Science. 37:29–37.
- Zilio JP. 2015. Aspectos de calidad de suelos representativos del sur de la provincia de Buenos Aires y efectos de la actividad agropecuaria sobre la misma. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur. 100 pp.

C4P152. EVALUACIÓN DE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DE UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE CULTIVO

Zubeldia, Tomás.; Agostini, María de los A.; Domínguez, Germán F.; Studdert, Guillermo A. y Tourn, Santiago N.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73,5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. dominguez.german.fca@gmail.com

RESUMEN

La rotación de cultivos, la inclusión de pasturas en la rotación y las labranzas son prácticas que ejercen una marcada influencia tanto sobre el funcionamiento del suelo, como sobre el comportamiento de los cultivos, condicionando las relaciones suelo-cultivo. El objetivo de esta experiencia fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de cultivo (combinación de labranzas y rotaciones, SC) sobre la estabilidad de agregados (EA), la densidad aparente (DA), la resistencia mecánica a la penetración (RMP) en la capa arable y la velocidad de infiltración (VI) en un suelo del Sudeste Bonaerense. El experimento se realizó en un ensayo de rotaciones mixtas (cultivos y pasturas) y sistemas de labranza de larga duración, ubicado en la Unidad Integrada INTA Balcarce. Se evaluaron siete SC: pastura permanente (PP), agricultura permanente bajo siembra directa (SD) (SD100) y bajo labranza convencional (LC) (LC100), 50% del tiempo (3 años) agricultura y 50% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD50) y bajo LC (LC50), y 75% del tiempo (9 años) agricultura y 25% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD75) y bajo LC (LC75). En el otoño del año 2015 se determinó DA, EA, VI y RMP en la capa arable (0-20 cm). La PP presentó los menores valores de DA y cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). Por otro lado, presentó los mayores valores de VI, lo cual podría estar asociado a una mejora en la estructura del suelo (en términos de menor CDMP). Ello podría explicar sus valores intermedios de RMP. Por otro lado, aquellos SC menos intensificados (LC100 y SD100) presentaron los mayores valores de DA y CDMP, pudiendo ser consecuencia del menor tiempo con vegetación viva y mayores laboreos. Por otro lado, los SC con rotaciones mixtas (SD50, LC50, SD75 y LC75) tuvieron un comportamiento intermedio. Los mayores valores de DA y CDMP para agricultura continua (LC100 y SD100) con respecto a los SC bajo rotaciones mixtas (LC50, SD50, LC75 y SD75), no se vio reflejado en menores valores de VI, ni tampoco para RMP.

Palabras clave: Rotación de cultivos, Intensificación de la rotación, Sistemas de labranza

INTRODUCCIÓN

La factibilidad del logro de la sustentabilidad de la producción agropecuaria depende, en gran medida, del conocimiento de cómo las prácticas de manejo empleadas afectan al recurso suelo según sus características intrínsecas y las del paisaje en el que está inserto (Studdert, 2006). Las prácticas de manejo, tal como las labranzas, tienen efectos en el corto y en el largo plazo, modificando las condiciones biológicas, químicas y físicas del suelo, lo que repercute de manera directa sobre la sustentabilidad del sistema. Las labranzas han sido consideradas la causa de la aceleración de la mineralización de la materia orgánica (MO), y de la pérdida de nutrientes y de estabilidad estructural del suelo, siendo su efecto directamente proporcional a la agresividad, la intensidad y la frecuencia y depende de la oportunidad en que se las realice (Studdert *et al*., 1997).

La utilización de sistemas de labranza (SL) conservacionistas como es el caso de la siembra directa (SD), ha sido propuesta como una alternativa para disminuir los efectos negativos del uso de SL agresivos. La no remoción del suelo (excepto en la línea de siembra) y la disposición superficial de los rastrojos, contribuirían a la mejora de la condición física y de MO superficial del suelo. Para suelos del Sudeste Bonaerense (SB) bajo SD, se ha reportado un incremento del contenido de MO en superficie (0-5 cm) con respecto a SL con remoción (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2009). Esto puede estar relacionado, por un lado, por la protección física de la MO por agregados que no se disturban, lo que provoca una menor tasa de mineralización. Por el otro, la disposición superficial de residuos provoca mayores aportes en los primeros centímetros, cuya descomposición es frecuentemente más lenta que cuando son incorporados. Dicha estratificación de la MO estaría asociada con una mejor condición física superficial de los suelos bajo SD (Domínguez *et al*., 2008). Si bien la SD puede conducir a mejorar la condición superficial del suelo, también es frecuente relacionarla con incrementos en la densidad aparente (DA), y/o la resistencia mecánica a la penetración (RMP) y con disminución de la velocidad de infiltración (VI) (Fabrizzi *et al*., 2005; Álvarez *et al*., 2009).

La inclusión de pasturas en la rotación es propuesta como una alternativa de intensificación para reducir los efectos de una agricultura continua a través del mantenimiento y/o acumulación de MO en el suelo (Studdert *et al*., 1997).

Los contenidos de MO y de sus componentes biológicamente activos, frecuentemente son mayores en suelos bajo pastura de largo tiempo y en rotaciones mixtas, en comparación con sistemas de agricultura continua (Domínguez *et al*., 2008). El efecto de las pasturas está asociado a la cobertura permanente de la superficie del suelo, a la acción física de sus raíces densas y fibrosas en profundidad que promueven la agregación por sus exudados, y al no laboreo del suelo durante el periodo de ocupación. Esto provocaría un mejoramiento de las condiciones biológicas, químicas y físicas, favoreciendo la formación y estabilización de agregados, contribuyendo a la sustentabilidad productiva a través de la recuperación de las propiedades afectadas durante el periodo agrícola (Studdert *et al*., 1997; Agostini *et al*., 2014b).

La rotación de cultivos, la inclusión de pasturas en la rotación y las labranzas son prácticas que ejercen una marcada influencia tanto sobre el funcionamiento del suelo, como sobre el comportamiento de los cultivos, condicionando las relaciones suelo-cultivo (Studdert & Echeverría, 2000). En las últimas décadas, tanto en el SB como en otras regiones con suelos de aptitud agrícola, ha disminuido la actividad ganadera y con ello la superficie ocupada por pasturas. Dicha disminución ha sido compensada por el incremento de superficie bajo agricultura y, en especial, por el cultivo de soja (*Glycine max* (L) Merr.) bajo SD. En el SB, los suelos presentan textura franca en el horizonte superficial, con niveles actuales de 5-6 % de MO. Si bien este contenido es menor que el de su condición prístina (Sainz Rozas *et al*., 2011), es una característica que confiere resiliencia a los suelos del SB ante las prácticas de manejo que se les realizan. El objetivo de esta experiencia fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de cultivo (combinación de labranzas y rotaciones, SC) sobre la estabilidad de agregados (EA), la DA, la RMP en la capa arable y la VI.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio experimental corresponde a un ensayo de rotaciones mixtas (cultivos y pasturas) y sistemas de labranza de larga duración iniciado en 1976 en Balcarce (37º 45´S; 58º 18´W) sobre un suelo Argiudol típico (Soil Survey Staff, 2014) serie Mar del Plata (INTA, 1979) con variabilidad en la profundidad de la tosca entre los 90 y 130 cm de profundidad. La textura superficial es franca con menos de 2% de pendiente (baja incidencia de la erosión). Desde su inicio 1976 y hasta 1993 se implementaron rotaciones mixtas bajo labranza convencional con arado de rejas (LC), alternando ciclos agrícolas y de pasturas con diferente duración (Studdert *et al*., 1997). A partir de 1994 se definieron diferentes SC que comprendían rotaciones de cultivos y dos SL contrastantes (LC y SD). El diseño del experimento es en bloques completos aleatorizados y tres repeticiones. Los SC definidos fueron (Tabla 1): pastura permanente (PP), agricultura permanente bajo SD (SD100) y bajo LC (LC100), 50% del tiempo (3 años) agricultura y 50% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD50) y bajo LC (LC50), y 75% del tiempo (9 años) agricultura y 25% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD75) y bajo LC (LC75). La secuencia de cultivos en los períodos bajo agricultura es maíz (*Zea mays* L.) - soja - trigo (*Triticum aestivum* L.). Los cultivos agrícolas fueron realizados y manejados según las prácticas habituales para la región. Las parcelas bajo PP (Tabla 1) fueron sembradas en 1994 con una mezcla compuesta por festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.). Para el período bajo pasturas en SD50, LC50, SD75 y LC75 se sembró una mezcla de pasto ovillo (*Dactilis glomerata* L.), trébol rojo (*Trifolium pratense* L.), raigrás perenne (*Lolium perenne* L.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.).

Tabla 1. Sistemas de cultivo (SC) correspondientes a la segunda fase del experimento. PP: pastura; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50, 75 y 100: indican el porcentaje del tiempo bajo agricultura. M: Maíz, S: Soja y T: Trigo.

Sistema de cultivo	Año																					
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP
LC50	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M
SD50	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M
LC75	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M
SD75	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M
LC100	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M
SD100	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M

En otoño de 2015 (fin de período bajo pastura en los tratamientos con 50% de pasturas, Tabla 1) se extrajeron muestras de suelo de la capa arable (20 cm) para la determinación de la DA (Agostini *et al*., 2014a) y EA (de Leenher y de Boodt, 1958). Por otro lado, se realizaron determinaciones *in situ* de RMP y VI (USDA, 1999). La EA será expresada en términos de cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). En el caso de la DA y la EA, las mismas serán presentadas para las profundidades 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm (promedio ponderado de los estratos 0-5 cm y 5-20 cm). Se extrajeron muestras de suelo para la determinación de contenido de agua inicial por el método gravimétrico en el sector donde se midió la VI. Para cada variable se realizó un análisis de varianza incluyendo los SC mencionados. Cuando las diferencias fueron significativas (p<0,05) se realizó la comparación de medias mediante el test de mínima diferencia significativa (LSD). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La EA es el parámetro físico más sensible a los cambios producidos en el suelo por el uso agrícola (Aparicio y Costa, 2007) y la magnitud de su cambio puede relacionarse con las prácticas de manejo (Roldán *et al*., 2014). En esta experiencia, la EA (en términos de CDMP) fue significativamente diferente entre los SC en todas las profundidades analizadas (Tabla 2). En los estratos 0-5 cm y 0-20 cm (Tabla 2), PP, LC50, SD50 y SD75 presentaron los menores valores de CDMP. Estos valores más bajos de CDMP podrían estar asociados a la menor remoción de suelo (tratamientos bajo SD) y el incremento en la actividad de raíces y producción de biomasa aérea en las pasturas (tratamientos con 50% de agricultura que al momento de muestreo se encontraba sobre pastura (Tabla 1) y PP). Estos resultados coinciden y confirman lo reportado por Eiza *et al* (2006) y Agostini *et al* (2012), quienes trabajaron en el mismo sitio experimental. Cabe destacar que 3 años de pastura en la rotación (LC50 y SD50), permitieron lograr mantener valores de CDMP cercanos a los obtenidos en PP. El mayor valor de CDMP lo presentó LC100, lo cual podría deberse a menores contenidos de COT debidos a que el continuo laboreo del suelo expone las partes lábiles de la MO protegida en agregados a la mineralización (Costa *et al.*, 2015). Los SC LC75 y SD100 presentaron valores intermedios, lo cual podría estar asociado al efecto beneficioso de la inclusión de pasturas en la rotación (LC75, finalizada seis años antes (Tabla 1)) y la agricultura continua bajo SD. Ambas prácticas de manejo habrían ayudado a mantener valores de CDMP por debajo de los obtenidos con LC100. En el caso de la profundidad 5-20 cm (Tabla 2), los menores valores de CDMP los presentaron PP, LC50 y SD75, no existiendo diferencias significativas entre LC50 y SD50. Los SC bajo agricultura continua (LC100 y SD100), no presentaron diferencias significativas entre ellos, pero se pudo observar una tendencia a mayores valores de CDMP bajo LC100.

Tabla 2. Cambio en el diámetro medio ponderado de 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm. de profundidad para los distintos sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Letras diferentes representan diferencias significativas entre sistemas de cultivo. Los valores a la derecha de la media indican error estándar.

Sistema de Cultivo	Cambio en el diámetro medio ponderado		
	Profundidad (cm)		
	0-5	5-20	0-20
	----------mm----------		
PP	0,17±0,03 a	0,22±0,03 a	0,21±0,03 a
LC50	0,27±0,03 a	0,43±0,04 ab	0,39±0,03 a
SD50	0,22±0,03 a	0,54±0,14 b	0,46±0,01 a
LC75	0,65±0,10 b	0,87±0,06 c	0,81±0,07 b
SD75	0,28±0,07 a	0,51±0,14 ab	0,46±0,12 a
LC100	0,91±0,03 c	1,38±0,14 d	1,26±0,10 c
SD100	0,51±0,05 b	1,07±0,11 cd	0,93±0,10 b

La EA se asocia a propiedades edáficas que hacen a la dinámica del agua y del aire en el suelo, la geometría de poros y la resistencia a la erosión. En esta experiencia, hubo efecto significativo de los SC sobre la DA en todas las profundidades analizadas (Tabla 3). En los primeros 5 cm de profundidad (Tabla 3), los menores valores de DA los presentaron PP y SD50, mientras que LC100 presentó los mayores valores de DA, y el resto de los SC analizados, valores

intermedios. En la profundidad 5-20 cm y 0-20 cm (Tabla 3), los menores valores de DA los presentaron PP y LC50. En el caso del resto de los SC, se observó un incremento de los valores de DA con el incremento del porcentaje de agricultura en la rotación. Cabe destacar que los valores más altos de DA registrados en esta experiencia no alcanzaron el umbral propuesto por la bibliografía (1,4 $Mg*m^{-3}$; Griffith *et al.*, 1977) a partir del cual se afecta el normal desarrollo vegetal.

Tabla 3. Densidad aparente a 0-5 cm, 5-20 cm. y 0-20 cm. de profundidad para los distintos sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa. 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de cultivo. Los valores a la derecha de la media indican error estándar

Sistema de Cultivo	Densidad aparente		
	Profundidad (cm)		
	0-5	5-20	0-20
	----------$Mg*m^{-3}$----------		
PP	1,03±0,04 a	1,20±0,03 a	1,15±0,03 a
LC50	1,13±0,03 b	1,17±0,02 a	1,16±0,02 ab
SD50	1,05±0,03 a	1,25±0,01 b	1,20±0,01 bc
LC75	1,21±0,03 c	1,26±0,02 b	1,25±0,01 cd
SD75	1,16±0,01 bc	1,29±0,02 bc	1,26±0,01 de
LC100	1,30±0,02 d	1,30±0,02 bc	1,30±0,02 e
SD100	1,18±0,01 bc	1,32±0,01 c	1,29±0,01 de

Con respecto a la RMP, hubo diferencias entre los SC en todas las profundidades analizadas (Figura 1). Los SC SD100, SD75 y LC50 presentaron los mayores valores de RMP entre 2,5 y 5,0 cm de profundidad. A partir de dicha profundidad y hasta los 12,5 cm, aquellos SC bajo SD presentaron mayor RMP que los tratamientos que se realizaron bajo LC. El continuo tráfico de maquinarias, generalmente muy pesadas, y la falta de remoción del suelo bajo SD, podrían producir un aumento de la RMP bajo este SL (Fabrizzi *et al.*, 2005). Por otro lado, la PP mostró un comportamiento intermedio (Figura 1), posiblemente asociado a mayores valores de EA (en términos de CDMP, Tabla 2), como consecuencia de que el penetrómetro debe ejercer mayor presión para atravesar agregados más estables y densas masas de raíces, y no debido a la presencia de capas compactadas.

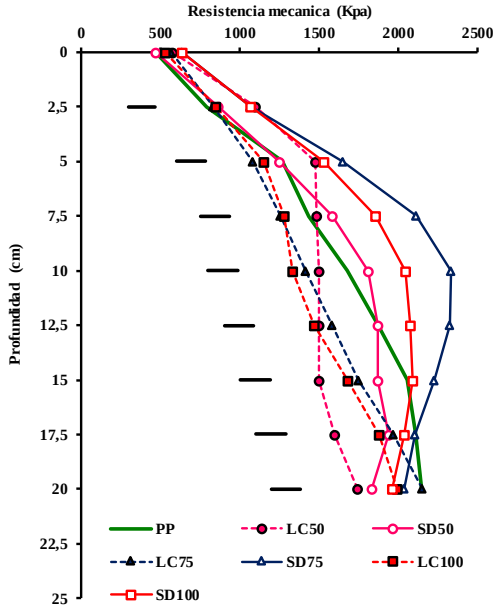


Figura 1. Resistencia mecánica a la penetración hasta los 20 cm de profundidad para los sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Las barras horizontales indican diferencia mínima significativa entre sistemas de cultivo para cada profundidad de medición.

Con respecto a la VI, hubo diferencias significativas entre los SC, en las dos corridas de lámina analizadas (Figura 4). La PP presentó los mayores valores de VI en ambas corridas de lámina. Este comportamiento podría estar asociado a una mejor estructuración del suelo (en términos de menor CDMP, Tabla 2), menor DA (Tabla 3) y valores intermedios de RMP (Figura 1) con respecto al resto de los SC analizados. Por otro lado, el tratamiento SD75 registró mayores valores de VI respecto a LC75. El resto de los SC (LC50, SD50, LC100 y SD100) no presentaron diferencias en la VI, en ninguna de las corridas de lámina analizadas. Cabe destacar que, si bien se registraron diferencias entre SC sobre la humedad gravimétrica, no se halló relación significativa entre la misma y la VI, según análisis de covarianza.

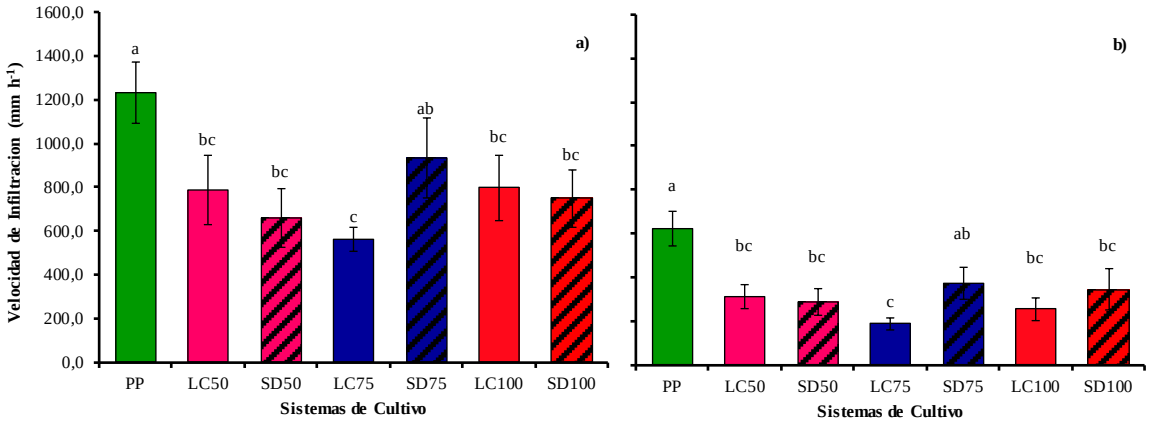


Figura 2. Velocidad de infiltración en a) la corrida de lámina 1 y b) la corrida de lámina 2 para los distintos sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa. 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre sistemas de cultivo. Las barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

CONCLUSIONES

Para las condiciones de este experimento, la implementación de SC provocó un efecto diferencial sobre las propiedades físicas analizadas. Luego de 21 años, PP presentó los menores valores de DA y CDMP (mayor EA). Por otro lado, presentó los mayores valores de VI, lo cual podría estar asociado a una mejora en la estructura del suelo (en términos de menor CDMP). Ello podría explicar sus valores intermedios de RMP. Por otro lado, aquellos SC menos intensificados (LC100 y SD100) presentaron los mayores valores de DA y CDMP, pudiendo ser consecuencia del menor tiempo con vegetación viva y mayores laboreos. Por otro lado, los SC con rotaciones mixtas (SD50, LC50, SD75 y LC75) tuvieron un comportamiento intermedio. Los mayores valores de DA y CDMP para agricultura continua (LC100 y SD100) con respecto a los SC bajo rotaciones mixtas (LC50, SD50, LC75 y SD75), no se vio reflejado en menores valores de VI, ni tampoco para RMP.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este trabajo forma parte de la Tesis de Grado (Carrera de Ingeniería Agronómica) del primer autor en la Facultad de Ciencias Agrarias. Este trabajo fue financiado con fondos de proyectos de investigación de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR 481/15, AGR 518/16), de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2012-1092) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (PNCYO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre en cambio en diámetro medio de los agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y 23° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Abril 2012. En CD.
- Agostini, MA; MA Monterubbianesi; GA Studdert & S Maurette. 2014a. Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. Ciencia del Suelo. 32:171-176.
- Agostini, MA; GA Studdert; GF Domínguez & SN Tourn. 2014b. Intensificación de uso del suelo en sudeste bonaerense: Impacto sobre algunas variables edáficas. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.

II Reunión Nacional Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. Mayo 2014. En CD.

- Álvarez, C; MA Taboada; F Gutiérrez Boem, F; 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.
- Aparicio, VC & JL Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Tillage Res. 96:155-165.
- Costa, JL; V Aparicio & A Cerdà. 2015. Soil physical quality changes under different management systems after 10 years in the Argentine humid Pampa. Solid Earth. 6:361-371.
- de Leenher, L & M de Boodt. 1958. Determination of aggregate stability by change in mean weight diameter. Proc. Int. Symp. On Soil Structure. Medelingen. Van de Landbowhoge School. Ghent, Bélgica. pp. 290-300.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2016. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Domínguez, GF; A Andersen & GA Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de Funes, San Luis, Argentina. Mayo 2008. En CD.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. Soil Tillage Res. 102:93-100
- Eiza, MJ; GA Studdert & GF Domínguez. 2006. Dinámica de la materia orgánica del suelo bajo agricultura continua: I. Materia orgánica total. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina. Septiembre 2006. En CD.
- Fabrizzi, KP; FO García; JL Costa & LI Picone. 2005. Soil water dynamics, physical properties and corn and wheat responses to minimum and no-tillage systems in the southern Pampas of Argentina. Soil Tillage Res. 81:57–69.
- Griffith, DR.; JV Mannering & WC Moldenhawer. 1977. Conservation tillage in the eastern Corn Belt. J. Soil Water Conserv. 32:20-28.
- INTA. 1979. Carta de suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. Hoja 3757-31 Balcarce. 76 p.
- Roldán, MF; GA Studdert; CC Videla; S San Martino & LI Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo 32:247-257.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & HP Angelini. 2011. Niveles de materia orgánica y de pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana Argentina. Ciencia del Suelo 29:29-37.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA. 372 p.
- Studdert, G.A. 2006. Ensayos de larga duración de rotaciones y labranzas: la experiencia de la Unidad Integrada Balcarce. Taller “Sustentabilidad Agrícola: el rol de los Ensayos de Larga Duración”. Material “Jornada-Taller 30° Aniversario Ensayo de Rotaciones Mixtas y Laboratorio de Servicio de Suelo”, Unidad Integrada Balcarce, Balcarce, Buenos Aires, Argentina, 21-22 de noviembre de 2006. En CD.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Studdert GA; HE Echeverría & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.
- USDA. 1999. Soil Quality Test Kit Guide. USDA-Agriculture Research Service, Soil Conservation Service, Washington (DC), USA. 82 p.