

EFECTO DE LA AGRICULTURIZACIÓN SOBRE LA CALIDAD BIOLÓGICA DEL SUELO

DANNAE LILIA SERRI^{1*}, MÓNICA BOCCOLINI², RODRIGO OBERTO¹, DIEGO CHAVARRÍA¹⁻³,
NATALIA BUSTOS⁴, CECILIA VETTORELLO⁵, HERNÁN APEZTEGUÍA⁵, JULIO MIRANDA⁵,
CAROLINA ALVAREZ⁴, CALOS GALARZA², SERGIO CHIÓFALO⁶, MARCELA MANRIQUE⁶,
ROMINA SUELDO⁶, MARÍA CECILIA FERNANDEZ BELMONTE⁶, LAURA MATTALIA⁷,
CARMEN CHOLAKY⁷, SILVINA VARGAS GIL¹⁻³

Recibido: 16/02/2018

Recibido con revisiones: 21/08/2018

Aceptado: 25/08/2018

RESUMEN

En la región Pampeana Argentina, la simplificación de los agroecosistemas ha ocasionado la disminución de los servicios ecosistémicos, resultando en la pérdida de recursos, y afectando la calidad del suelo. Nuestro objetivo fue evaluar el efecto de la agriculturización en diferentes ambientes (subhúmedos y semiáridos) de la región Pampeana, mediante indicadores biológicos y el carbono orgánico edáfico. Durante 2013, 2014 y 2015, se evaluaron sitios correspondientes a las localidades de Río Cuarto, Rafael García, Manfredi y Marcos Juárez de la provincia de Córdoba, y un sitio en Villa Mercedes provincia de San Luis. En cada localidad se realizó un muestreo de suelo en un sitio de referencia y en diferentes secuencias de cultivos. Los parámetros evaluados fueron carbono de biomasa microbiana (CBM), respiración microbiana (RM), coeficiente metabólico (qCO_2), actividades enzimáticas de hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA), fosfatasa ácida (FA) y deshidrogenasa (DHG), carbono orgánico total (COT) del suelo y coeficiente microbiano ($qMic$). Los resultados obtenidos expresaron que las variables más relevantes para actuar como indicadores de calidad de suelo fueron CBM y COT, junto a las enzimas FDA y FA, ya que registraron en la mayoría de los sitios diferencias significativas entre tratamientos. En general esos indicadores permitieron diferenciar los suelos de monte nativo respecto de los de uso antrópico. A su vez, los valores obtenidos mediante la aplicación del índice de calidad de suelos fueron significativamente mayores en las situaciones naturales, sin observarse diferencias entre las secuencias de cultivos.

Palabras clave. Actividad microbiana, carbono orgánico, sustentabilidad.

EFFECT OF AGRICULTURIZATION ON THE BIOLOGICAL QUALITY OF SOIL

ABSTRACT

In the Pampas region of Argentina, the simplification of agroecosystems has caused the decrease of ecosystem services, resulting in the loss of resources, and affecting soil quality. Our objective was to evaluate the effect of agriculturization in different environments (sub-humid and semi-arid) of the Pampean region, by means of biological indicators and soil organic carbon. During 2013, 2014 and 2015, sites in Río Cuarto, Rafael García, Manfredi and Marcos Juárez of the province of Córdoba, and Villa Mercedes corresponding to the province of San Luis were evaluated. At each location, soil sampling was carried out at a reference site and in different crop sequences. The parameters evaluated were microbial biomass carbon (CBM), microbial respiration (RM), metabolic coefficient (qCO_2), enzymatic activities of fluorescein diacetate hydrolysis (FDA), acid phosphatase (FA) and dehydrogenase (DHG), total organic carbon (COT) soil and microbial coefficient ($qMic$). The obtained results expressed that the most significant indicators were CBM and COT, together with the enzymes FDA and FA since they registered significant differences between treatments at most sites. In general, these indicators allowed differentiating pristine soils from those with anthropic use. In turn, the differences between soil quality indexes were significant and higher for natural situations, with no differences between crop sequences.

Key words. Microbial activity, organic carbon, sustainability.

1 Instituto de Patología Vegetal, CIAP, INTA

2 EEA INTA Marcos Juárez

3 Conicet

4 EEA INTA Manfredi

5 UNIVERSIDAD NACIONAL DE CORDOBA - Ciencias Agropecuarias

6 UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN LUIS - Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias

7 UNIVERSIDAD NACIONAL DE RIO CUARTO – Agronomía

* Autor de contacto: serri.dannae@inta.gob.ar

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, el crecimiento de la agricultura en el cono sur ocurrió simultáneamente con enormes modificaciones en la tecnología y estructura de producción. Particularmente, Argentina, se encuentra bajo un marcado proceso de agriculturización, caracterizado por un uso creciente y continuo de las tierras para cultivos agrícolas en lugar de usos ganaderos o mixtos, asociado al desarrollo de producciones orientadas al monocultivo (Manuel-Navarrete *et al.*, 2005). La consecuente simplificación de los agroecosistemas ha provocado la disminución de servicios naturales como reciclado de nutrientes, captación y almacenamiento de carbono, biodiversidad microbiana, control biológico, neutralización de desechos tóxicos, entre otros pudiendo ocasionar costos económicos y ambientales significativos (Altieri, 1999). Entre estos costos se encuentra la pérdida de fertilidad del suelo, causada por el desbalance entre extracción y reposición de nutrientes, debiendo sostenerse mediante la utilización de insumos externos (Pengue, 2002). La región Pampeana no escapa a lo expresado anteriormente, y en la actualidad concentra la mayor producción de cereales y oleaginosas, en detrimento de la producción mixta (agrícola-ganadera).

En general, los sistemas agrícolas pampeanos experimentaron el proceso de agriculturización dentro de una matriz tecnológica moderna enmarcada por cultivos transgénicos y mayor uso de fertilizantes y plaguicidas (Viglizzo *et al.*, 2011). Por ejemplo, en los ambientes subhúmedos, el proceso de agriculturización se caracteriza por un creciente predominio de soja en monocultivo en reemplazo de otros cultivos (sorgo, maíz, trigo y girasol). Inicialmente los cultivos se realizaban bajo labranza convencional, hasta que fueron evolucionando hacia sistemas conservacionistas como la siembra directa (Salas *et al.*, 2006). Sin embargo, el laboreo convencional que se practicó en la etapa inicial de la agriculturización derivó en la degradación del recurso suelo a través de la pérdida de fertilidad, alteraciones en los procesos biológicos, disminución del carbono orgánico total (COT) y de la disponibilidad de nutrientes, cambios en la estructura del suelo y disminución de la infiltración (Campitelli *et al.*, 2010). Por otra

parte, en los ambientes semiáridos las bases para una agricultura sostenible se encuentran fuertemente condicionadas por un marco climático sumamente cambiante (años secos vs lluviosos, estaciones muy frías vs calurosas), suelos frágiles y de escaso desarrollo. Los problemas de degradación que ocurren en los ambientes semiáridos se acentúan por tratarse de suelos de texturas arenosas, bajos contenidos de materia orgánica (MO) y nitrógeno, pobre fertilidad, agravados por su baja retención hídrica, procesos de desmonte, quema y sobrepastoreo de las pocas zonas naturales existentes (Rubio, 2008).

Progresivamente la región Pampeana sufrió una significativa reorientación productiva hacia la agricultura continua originando importantes transformaciones socioeconómicas, productivas, ambientales y territoriales. Se avanzó hacia rotaciones simplificadas con predominio de cultivos de verano (principalmente soja y en segundo lugar maíz), a veces con trigo antecedendo al cultivo de soja, aunque generalmente con largos períodos de barbecho otoño-invernal. Esta última condición, genera sistemas que son ineficientes en la captura anual de precipitaciones y radiación solar (Caviglia *et al.*, 2004; Basanta *et al.*, 2008). Además, sistemas con alta proporción de soja disminuyen el COT del suelo, la macroagregación (Novelli *et al.*, 2011), reducen la infiltración y exponen al suelo a mayor erosión durante el barbecho (Sasal *et al.*, 2010) consecuencias del limitado aporte de residuos con baja relación C/N, característica que favorece la rápida degradación del rastrojo de soja (Huggins *et al.*, 2007). Por otra parte, el disturbio que produce el manejo agrícola también afecta a las poblaciones microbianas, perturbando los ciclos geoquímicos y la disponibilidad de nutrientes para los cultivos (Beck *et al.*, 2005). La particularidad que presentan los microorganismos y sus funciones es que son altamente sensibles a las condiciones de su hábitat, por lo que responden más rápido a disminuciones de la calidad edáfica, permitiendo corregir prácticas de manejo previo a que el deterioro alcance a ser reflejado por las variables físicas o químicas (Doran & Zeiss, 2000).

En este contexto, es necesario conocer el nivel de deterioro que tiene el suelo como consecuen-

cia de la agriculturización en los diferentes ambientes. Ante esta situación, la sustentabilidad de los sistemas productivos se convierte en la principal preocupación de análisis, de modo de capitalizar todas las oportunidades y anticipar potenciales problemas (Díaz Rossello, 2006). Sin embargo poco se conoce sobre la capacidad de resistencia y resiliencia de los suelos ante cambios en el uso y manejo de la tierra (Tuda & Apezteguía, 2012). Además, la región Pampeana presenta marcadas diferencias en las condiciones edafoclimáticas de los ambientes que la conforman, por lo que las prácticas culturales deberían adaptarse a cada entorno y garantizar la conservación del recurso suelo. Por lo tanto, este trabajo tuvo por objetivo evaluar el efecto de la agriculturización sobre el contenido de COT edáfico y algunos indicadores biológicos en diferentes ambientes (subhúmedos y semiáridos) de la Región Pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios experimentales

Para cumplir con el objetivo planteado las mediciones se realizaron en dos situaciones, monte nativo y lotes de producción bajo siembra directa. Ambas situaciones se evaluaron en el ambiente subhúmedo y semiárido, siendo los sitios correspondientes a las localidades de Río Cuarto, Rafael García, Manfredi y Marcos Juárez de la provincia de Córdoba como representantes de sitios subhúmedos, y un sitio en Villa Mercedes provincia de San Luis como uno semiárido (**Tabla 1**). En cada sitio se consideró como marco de referencia la situación natural (monte nativo asociado), y se compararon diferentes secuencias de cultivos correspondientes a ensayos de larga duración, siendo soja-maíz, soja-cultivos de cobertura-maíz y soja-pastura-maíz, las combinaciones de cultivos más frecuentemente utilizadas en cada ambiente (**Tabla 1**).

Tabla 1. Secuencias de cultivos evaluadas en los diferentes ambientes de la región Pampeana.

Table 1. Evaluated crop sequences in the different environments of the Pampas region.

SITIO	SECUENCIA	INFORMACIÓN
Río Cuarto (RC) Suelo: Hapludol típico 32°58' S; 64°39' O Inicio: 1994	P _{RC}	Monte nativo
	RA _{RC}	RA (2013: M, 2014: S, 2015: M)
	RAG _{RC}	RAG (2013: M, 2014: S, 2015: A)
Rafael García (RG) Suelo: Haplustol típico 31°19' S, 64°13' O Inicio: 1997	P _{RG}	Monte nativo
	M-CCt _{RG}	M - CCt
	M _{RG}	M
Manfredi (MA) Suelo: Haplustol éntico 31,5° S; 63,5° O Inicio:1995	P _{MA}	Monte nativo
	CCt-S _{MA}	CCt - S
	S _{MA}	S
	CCt-M _{MA}	CCt - M
Marcos Juárez (MJ) Suelo: Argiudol típico 32°41' S; 62°7' O Inicio: 1994	M _{MA}	M
	P _{MJ}	Monte nativo
	RA-CC _{MJ}	RA-CC (v: vicia) (2013: CCv/M, 2014: CCt/S, 2015: T/S)
	RA _{MJ}	RA (2013: M, 2014: S, 2015: T/S)
Villa Mercedes (VM) Suelo: Ustipsament típico 33°25' S; 65°26' O Inicio: 2008	P _{VM}	Monte nativo
	RA _{VM}	RA (2013: S, 2014: M, 2015:S)
	RAG _{VM}	RAG (2013: M, 2014: S, 2015: A)

Referencias: monte nativo (P), rotación agrícola (RA), rotación agrícola-ganadera (RAG), maíz (M), soja (S), alfalfa (A), cultivo de cobertura (CC), trigo (T), triticale (t).

Muestreo y determinaciones de suelo

Se realizó un muestreo anual durante tres campañas agrícolas consecutivas, (2013, 2014 y 2015). En cada sitio, para las dos situaciones (monte nativo y de producción), el momento y el procedimiento del muestreo de suelo fue el mismo, estableciéndose la toma de muestras después de la cosecha del cultivo anual, y simultáneamente en el ciclo de la pastura según las respectivas secuencias. Las muestras de suelo fueron tomadas hasta los 10 cm de profundidad siguiendo un diseño de muestreo según metodología previa (Pérez Brandan *et al.*, 2012). En cada situación se establecieron tres estaciones de muestreo compuestas por 6 sub-muestras cada una. En el laboratorio las muestras fueron procesadas y tamizadas (2 mm) para su posterior análisis, siendo conservadas en heladera a 4 °C hasta la determinación de los indicadores biológicos.

Sobre las muestras de suelo se determinaron parámetros biológicos como carbono de biomasa microbiana (CBM) según el método de fumigación-extracción (Vance *et al.*, 1987), respiración microbiana (RM) de acuerdo con el método de Alef (1995) y el coeficiente metabólico (qCO_2) que resulta del cociente entre RM y CBM (Insam & Haselwandter, 1989). Además se analizaron las actividades enzimáticas de hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA) determinada de acuerdo a Adam & Duncan (2001), fosfatasa ácida (FA) utilizando la técnica de Tabatabai & Bremner (1969) y deshidrogenasa (DHG) siguiendo el método de García *et al.* (1997). El parámetro químico evaluado fue el carbono orgánico total (COT) del suelo por el método de Walkley & Black (1934) certificado bajo Norma IRAM-SAGyP 29571-2. También se calculó el coeficiente microbiano ($qMic$) que resulta del cociente entre CBM y COT del suelo (Anderson & Domsch, 1989).

Análisis estadísticos

Los datos se analizaron mediante modelos lineales generales y mixtos, empleando el programa estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2015). Los resultados fueron expresados como promedio de los tres muestreos, considerando a la campaña como repetición y no como tratamiento. Las di-

ferencias entre tratamientos fueron determinadas mediante el test LSD con un $p < 0,05$. Como herramientas exploratorias se utilizaron el análisis de conglomerados jerárquico según método de agrupamiento de encadenamiento promedio y distancia Euclídea, y el análisis de componentes principales (ACP) y, para evaluar cualitativamente la diferencia entre los tratamientos e identificar las variables microbiológicas y químicas con mayor peso para la separación de los mismos.

Índice de calidad de suelos

La construcción del índice de calidad de suelos (InCS) se realizó mediante un método sistemático que consta en primer lugar de la selección de un conjunto mínimo de indicadores (CMI) a partir de un análisis de varianza univariado para todas las variables, admitiendo sólo aquellas con valor de $p < 0,05$ y $CV < 40$, seguido de un ACP donde se consideraron las componentes principales (CP) con autovalores mayores a 1 y que explicaron al menos 10% de la variabilidad del modelo, luego fueron retenidas aquellas variables que presentaron autovectores con valores absolutos dentro del 10% del mayor valor. Cuando hubo más de una variable retenida dentro de una CP, se procedió con un análisis de correlación de Pearson, donde la variable que presentó un mayor valor derivado de la suma de los coeficientes fue seleccionada como la de mayor peso, y si el resto de las variables presentó coeficientes menores a 0,7 respecto de la variable seleccionada, fueron retenidas por considerar que no están correlacionadas. En segundo lugar, para la normalización de los indicadores se consideró que las variables responden al criterio de "cuanto mayor es mejor", caso en el cual se divide el valor correspondiente para cada observación por el mayor valor observado de la variable; y por último, la integración de los indicadores dentro de un InCS, donde $InCS = \sum WI SI$, siendo W: el factor de ponderación derivado del ACP, S: el valor normalizado de los indicadores, e I: el indicador (Romaniuk, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El carbono de la biomasa (CBM) y la respiración microbiana (RM) se consideran bioindicadores de la calidad del suelo y su evaluación

proporciona una medida del tamaño y actividad potencial de la comunidad microbiana (Dutta *et al.*, 2010). Los mayores valores de CBM se registraron en los suelos de monte nativo, siendo estas diferencias significativas en los sitios RG, MA y MJ (**Tabla 2**). En términos de calidad de suelos, altos valores de CBM pueden interpretarse como beneficiosos (Fauci & Dick, 1994). Esto se debe, a que la biomasa microbiana desempeña un papel clave en las transformaciones biogeoquímicas de los principales nutrientes y determina su disponibilidad en el suelo (Massensini *et al.*, 2015). Además, el crecimiento microbiano se correlaciona positivamente con la acumulación de MO (Bradford *et al.*, 2013), siendo CBM la fuente de C lábil más importante de la MO, y de vital

importancia para el mantenimiento de la calidad del ambiente del suelo (D'andrea *et al.*, 2002).

La liberación de CO₂ (RM) es otro parámetro importante que se puede cuantificar para evaluar el impacto de diferentes prácticas agrícolas en las comunidades microbianas del suelo (Aon *et al.*, 2001b). Se considera que el aumento de la RM, implica una mayor actividad biológica (Balota *et al.*, 2004). En los sitios evaluados, los suelos de monte nativo de RG y MJ presentaron valores de RM significativamente mayores que los suelos bajo cultivo (**Tabla 2**). Similares resultados fueron observados por Tosi *et al.* (2016), quienes mostraron que la RM presentó valores apenas más altos en suelos de piedemonte en relación a suelos con manejo antrópico de mediano y largo plazo.

Tabla 2. Indicadores generales de calidad de suelos, en respuesta a las secuencias de cultivos evaluadas en los diferentes sitios, siendo los resultados un promedio de tres campañas agrícolas (2013, 2014 y 2015).

Table 2. General indicators of soil quality, in response to agricultural sequences in the different sites. Results are an average of three agricultural seasons (2013, 2014 and 2015).

SITIO	SECUENCIA	CBM		RM		qCO ₂	COT	qMic	
		µg CBM · g suelo ⁻¹		µg CO ₂ · g ⁻¹ día ⁻¹		µg CO ₂ -C (µg CBM) ⁻¹ día ⁻¹	mg·g suelo ⁻¹	%	
RC	P _{RC}	293,71		74,29		0,25	28,98	a	1,07
RC	RA _{RC}	202,52		65,71		0,32	15,28	b	1,44
RC	RAG _{RC}	186,90		61,43		0,33	14,06	b	1,65
RG	P _{RG}	294,83	a	78,57	a	0,27	33,83	a	0,92
RG	M-CC _{RG}	197,41	b	55,71	b	0,28	24,24	b	0,74
RG	M _{RG}	169,83	b	55,71	b	0,33	23,47	b	0,74
MA	P _{MA}	302,47	a	75,71		0,25	54,50	a	0,58
MA	CCt-S _{MA}	147,05	b	55,71		0,38	20,44	b	0,76
MA	S _{MA}	154,42	b	42,86		0,28	17,34	b	0,98
MA	CCt-M _{MA}	169,73	b	47,14		0,28	19,34	b	0,83
MA	M _{MA}	151,66	b	47,14		0,31	18,39	b	0,87
MJ	P _{MJ}	233,51	a	77,14	a	0,33	31,66	a	0,74
MJ	RA-CC _{MJ}	163,28	b	41,43	b	0,25	20,51	b	0,84
MJ	RA _{MJ}	159,26	b	44,29	b	0,28	21,42	b	0,81
VM	P _{VM}	168,51		65,71		0,39	20,13	a	0,87
VM	RA _{VM}	141,50		65,71		0,46	8,30	b	1,87
VM	RAG _{VM}	140,20		57,14		0,41	9,05	b	1,61

Referencias: Carbono de biomasa microbiana (CBM), respiración microbiana (RM), coeficiente metabólico (qCO₂), carbono orgánico total (COT) y coeficiente microbiano (qMic). Río Cuarto (RC), Rafael García (RG), Manfredi (MA), Marcos Juárez (MJ) y Villa Mercedes (VM). Monte nativo (P), rotación agrícola (RA), rotación agrícola-ganadera (RAG), maíz (M), soja (S), cultivo de cobertura (CC), triticale (t). Letras distintas por parámetro (columna) indican diferencias significativas (p≤0,05) entre tratamientos para cada uno de los sitios evaluados. Ausencia de letras por parámetro (columna) indica que no hubo diferencias significativas entre tratamientos para cada uno de los sitios evaluados.

Generalmente, la relación entre el CBM y RM se estudia a partir del coeficiente metabólico (qCO_2), índice que fisiológicamente describe el sustrato mineralizado por unidad de carbono de biomasa microbiana (Bastida *et al.*, 2008). El qCO_2 indica el nivel de stress de la población microbiana, mientras más alto, esa población es metabólicamente menos eficiente, ya que libera más C del que incorpora a su biomasa (Anderson, 2003). Esta relación se ha utilizado ampliamente como un buen indicador de las alteraciones que tienen lugar en el suelo, como las prácticas de manejo (Dilly *et al.*, 2003). Sin embargo, en el presente trabajo no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para los sitios estudiados (**Tabla 2**). Otros autores, observaron valores más altos de qCO_2 en suelos bajo sistemas agrícolas respecto de suelos con vegetación natural (Tosi *et al.*, 2016; Maia *et al.*, 2007). A pesar de que, nuestros resultados registraron mayor RM en los suelos de monte nativo, el aumento del CBM consiguió una disminución de qCO_2 , lo cual sugiere que el ecosistema de dichos suelos es más estable que el de los suelos cultivados.

El COT no sólo es considerado un indicador de la salud del suelo, sino que ha sido incluido como el principal componente de los índices de calidad del suelo (Doran & Parkin, 1994). Esto se debe a que es una de las propiedades químicas del suelo que se modifica por las prácticas de manejo, en especial por la composición de la secuencia de cultivos (Novelli *et al.*, 2013). Los resultados obtenidos mostraron valores de COT significativamente mayores para los suelos de monte nativo en comparación con los lotes en producción en todos los sitios de estudio (**Tabla 2**). Son numerosos los estudios que muestran que los cultivos agrícolas disminuyen el contenido de COT en el suelo en comparación con situaciones inalteradas (Studdert & Echeverría, 2000; Nogueira *et al.*, 2006; Duval *et al.*, 2013). Por otra parte, varias investigaciones han informado que las prácticas de manejo, como la labranza cero, la rotación de cultivos y la intensificación de las secuencias de cultivos mediante cultivos de cobertura, aumentan el secuestro de COT (Villamil, 2006; López-Fando & Pardo, 2011; Mbuthia, 2015). Sin embargo, en nuestro estudio, no se observaron

diferencias significativas por la inclusión de cultivos de cobertura.

Se determinó el cociente microbiano CBM/COT ($qMic$), parámetro que refleja la contribución de la biomasa microbiana al COT (Anderson y Domsch, 1989) e indica la disponibilidad del sustrato para los microorganismos del suelo, siendo valores por debajo del 2% una señal de agotamiento de la MO (Anderson, 2003). Los resultados obtenidos no revelaron diferencias significativas y fueron menores al 2% (**Tabla 2**), lo que estaría indicando que todos los tratamientos, incluidos los suelos de monte nativo, tendrían comprometida su MO. Sin embargo, esta relación puede verse afectada por diferentes condiciones climáticas (precipitaciones y temperaturas), el tipo de suelo, la disponibilidad de nutrientes y las rotaciones de cultivos, que son los principales determinantes de la producción de biomasa y las tasas de descomposición (Anderson & Domsch, 2010; Palm *et al.*, 2014). La obtención de un valor alto para el $qMic$ estaría indicando un mayor contenido de C en la biomasa microbiana, situación que se observó en los lotes de producción evaluados. Similares resultados, fueron obtenidos por Maia *et al.* (2007), donde el tratamiento agrosilvopastoril presentó una mayor inmovilización de C por la biomasa microbiana del suelo ($qMic$: 2,6%), en comparación con la vegetación nativa ($qMic$: 1,8%), y Sparling (1992) que halló un mayor $qMic$ en suelos bajo pasturas permanentes en relación a suelos inalterados. Muchos autores sugieren que el tipo de cultivo, la intensificación de los sistemas (aumento del número de cultivos por año, doble cultivo o adición de cultivos de cobertura) y la duración, determinan la cantidad y/o calidad de los insumos aportados a la MO y, por lo tanto, la capacidad de almacenar más carbono (Govaerts *et al.*, 2009; Luo *et al.*, 2010). Por ejemplo, Anderson & Domsch (1989, 1990) sugirieron que el mayor porcentaje de $qMic$, se debió a la calidad de la materia orgánica aportada por cultivos mixtos, siendo estos adecuados para el crecimiento y la supervivencia microbiana.

La actividad enzimática del suelo da cuenta de las reacciones bioquímicas que suceden dentro de este heterogéneo y complejo sistema (Rincón & Muñoz, 2005), ya que son indicadores del es-

tado microbiano, es decir, describen la diversidad de procesos metabólicos que ocurren en el suelo (Aon *et al.*, 2001a), y son de gran utilidad para evaluar la calidad edáfica (Trasar Cepeda *et al.*, 2008). Por esta razón, las actividades enzimáticas pueden tener un rol fundamental como indicadores tempranos y sensibles de degradación o restauración del suelo (Bending *et al.*, 2004; Ferreras *et al.*, 2009), en comparación con otras propiedades clásicas y de cambio más lento, como la MO (Dick, 1994). La actividad enzimática medida a través de la hidrólisis de FDA es un método ampliamente aceptado, preciso y simple para la cuantificación total de la actividad microbiana en muestras de suelo. En general, la activi-

dad enzimática FDA fue significativamente mayor para los suelos de monte nativo en comparación con los suelos cultivados, con excepción de RG, donde no se observaron diferencias significativas entre tratamientos (**Tabla 3**). A su vez, en RC, FDA logró diferenciar al tratamiento agrícola del agrícola-ganadero, obteniendo este último el menor valor.

Las enzimas fosfatasa (FA) son las encargadas de la liberación de P, es decir, la transformación del P orgánico a su forma asimilable por las plantas y microorganismos, el P inorgánico (Nannipieri *et al.*, 2011). En nuestro trabajo, FA registró valores significativamente más altos para los

Tabla 3. Actividades enzimáticas del suelo, en respuesta a las secuencias de cultivos evaluadas en los diferentes sitios, siendo los resultados un promedio de tres campañas agrícolas (2013, 2014 y 2015).

Table 3. Enzymatic activities of the soil, in response to agricultural sequences in the different sites. Results are an average of three agricultural seasons (2013, 2014 and 2015).

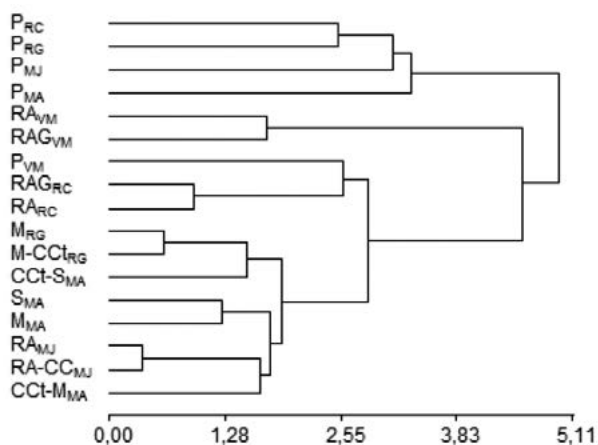
SITIO	SECUENCIA	FDA		FA		DHG	
		$\mu\text{g fluoresceína}$ $\cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$		$\mu\text{g pnf}$ $\cdot \text{g suelo}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$		mg INTF $\cdot \text{g suelo}^{-1}$	
RC	P _{RC}	190,5	a	1707,17	a	47,91	
RC	RA _{RC}	116,69	b	886,13	b	51,13	
RC	RAG _{RC}	89,81	c	922,00	b	42,73	
RG	P _{RG}	105,43		1174,02	a	40,17	a
RG	M-CC _{tRG}	96,50		849,47	b	23,30	c
RG	M _{RG}	95,27		844,06	b	29,25	b
MA	P _{MA}	219,59	a	1114,36	a	63,29	
MA	CC _{tS} _{MA}	110,94	b	766,17	b	55,57	
MA	S _{MA}	87,47	b	791,66	b	62,43	
MA	CC _{tM} _{MA}	117,10	b	1332,45	a	40,76	
MA	M _{MA}	85,26	b	741,25	b	35,41	
MJ	P _{MJ}	291,45	a	1534,04	a	21,34	
MJ	RA-CC _{MJ}	146,63	b	941,54	b	18,39	
MJ	RA _{MJ}	133,53	b	909,93	b	20,47	
VM	P _{VM}	126,43	a	646,16	a	84,13	
VM	RA _{VM}	61,13	b	365,70	b	103,00	
VM	RAG _{VM}	58,80	b	430,00	b	89,70	

Referencias: Hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA), fosfatasa ácida (FA) y deshidrogenasa (DHG). Río Cuarto (RC), Rafael García (RG), Manfredi (MA), Marcos Juárez (MJ) y Villa Mercedes (VM). Monte nativo (P), rotación agrícola (RA), rotación agrícola-ganadera (RAG), maíz (M), soja (S), cultivo de cobertura (CC), triticale (t). Letras distintas por parámetro (columna) indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre tratamientos para cada uno de los sitios evaluados. Ausencia de letras por parámetro (columna) indica que no hubo diferencias significativas entre tratamientos para cada uno de los sitios evaluados.

montes nativos en todos los sitios de estudio, con excepción del tratamiento CCT-MMA que acompañó a PMA. La enzima DHG es una medida válida de la presencia de microorganismos viables y su capacidad oxidativa (Rao *et al.*, 2014). Dicha enzima mostró resultados variables según el sitio, registrándose sólo valores significativamente mayores para el suelo de monte nativo en RG (**Tabla 3**).

En resumen, se pudo observar que los suelos cultivados registraron en general un menor nivel de actividad enzimática, principalmente FDA y FA, en relación a los suelos de monte nativo. De acuerdo con esto, varios autores han reportado reducción en la actividad de enzimas intervinientes en los procesos biogeoquímicos en relación a suelos degradados por el manejo antrópico (Ferreiras *et al.*, 2009; Singh *et al.*, 2012; Pérez Brandan *et al.*, 2016).

Los indicadores biológicos junto al COT del suelo se emplearon en un análisis de conglomerados para observar las similitudes entre los tratamientos (**Figura 1**). A partir del análisis de conglomerados se observó que al 97% de la distancia, los



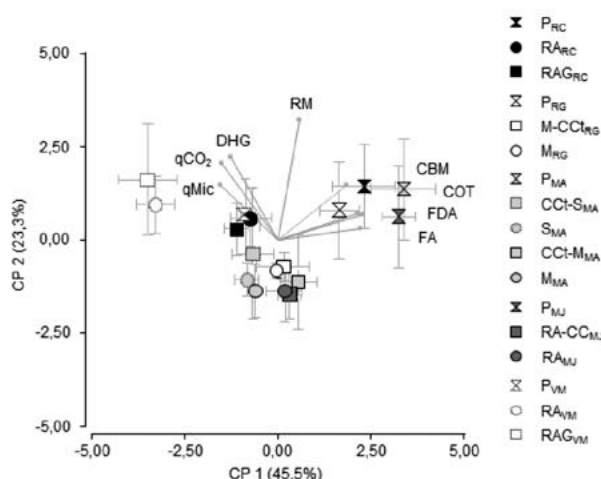
Referencias: Río Cuarto (RC), Rafael García (RG), Manfredi (MA), Marcos Juárez (MJ) y Villa Mercedes (VM). Monte nativo (P), rotación agrícola (RA), rotación agrícola-ganadera (RAG), maíz (M), soja (S), cultivo de cobertura (CC), triticale (t).

Figura 1. Análisis de conglomerados para los indicadores biológicos y el carbono orgánico total del suelo en los diferentes sitios evaluados, siendo los resultados un promedio de tres campañas agrícolas (2013, 2014 y 2015).

Figure 1. Cluster analysis based on Euclidean distance for biological indicators and soil total carbon at the different sites. The results are an average of three agricultural seasons (2013, 2014 and 2015).

suelos de monte nativo se separaron de los suelos bajo cultivo, a excepción de PVM. Luego, en un segundo nivel y al 89% de la distancia se observó a RAVM y RAGVM separarse del resto de las situaciones. Finalmente y considerando un 56% de la distancia total se segregaron PVM, RAGRC y RARC del resto de las situaciones bajo cultivo. En general, este resultado indicó que el conjunto de variables estudiadas fue sensible para diferenciar los suelos de monte nativo de los cultivados, pero no tanto como para diferenciar entre los sistemas de manejo en los suelos cultivados.

Además, con la finalidad de evaluar el efecto de la agriculturización sobre las variables estudiadas se realizó un análisis de componentes principales (ACP) (**Figura 2**). El ACP evidenció diferencias entre las secuencias agrícolas, explicando entre las primeras dos componentes principales, el 68,8% de la variabilidad de los datos. Se observó que el CBM, COT, FDA y FA, se ubicaron



Referencias: Carbono de biomasa microbiana (CBM), respiración microbiana (RM), coeficiente metabólico (qCO₂), carbono orgánico total (COT), coeficiente microbiano (qMic), hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA), fosfatasa ácida (FA) y deshidrogenasa (DHG). Río Cuarto (RC), Rafael García (RG), Manfredi (MA), Marcos Juárez (MJ) y Villa Mercedes (VM). Monte nativo (P), rotación agrícola (RA), rotación agrícola-ganadera (RAG), maíz (M), soja (S), cultivo de cobertura (CC), triticale (t).

Figura 2. Análisis de componentes principales para los indicadores biológicos y el carbono orgánico total del suelo en los diferentes sitios evaluados, siendo los resultados un promedio de tres campañas agrícolas (2013, 2014 y 2015).

Figure 2. Principal component analysis for biological indicators and total organic carbon for the different sites. The results are an average of three agricultural seasons (2013, 2014 and 2015).

cercanos a los suelos de monte nativo de MA, MJ, RC y RG, diferenciándolos de las demás secuencias (suelos bajo cultivo). Resultados similares fueron reportados por Tosi *et al.* (2016), donde el ACP obtenido de variables bióticas mostró una agrupación clara de los sitios de acuerdo con el uso de la tierra. En el lado opuesto, se observaron las secuencias de manejo de VM asociadas al coeficiente metabólico y microbiano del suelo, y a la enzima DHG. Esto podría asociarse con los menores contenidos de CBM y COT en VM respecto de las demás sitios evaluados, siendo responsables del aumento en qCO₂ y qMic respectivamente. A su vez, el valor más elevado de la enzima DHG, podría estar sugiriendo una mayor proporción de CBM en la MO.

Por último, la sustentabilidad de los sistemas puede ser evaluada a través del estudio de la calidad del suelo (Doran *et al.*, 1996). Particularmente, los indicadores biológicos de la calidad de suelo miden con mayor sensibilidad los cambios en las funciones del suelo afectadas por las prácticas agronómicas (Videla & Picone, 2017). En relación a esto se construyó un índice de calidad de suelo para cada uno de los sitios evaluados siguiendo los pasos establecidos para la construcción del InCs. De esta manera, quedaron definidos para cada uno de los sitios las variables que fueron más sensibles para caracterizar los sistemas (Tabla 4). La comparación de los resultados obtenidos mediante la aplicación del InCS (Figura 3) permitió evaluar las consecuencias de los diferentes sistemas de manejo respecto a la situación natural. En todos los sitios evaluados el InCS fue estadísticamente mayor para los suelos de monte nativo respecto de los sistemas de producción. Sin embargo, para poder diferenciar entre estos últimos, sería necesario medir algún otro tipo de variables que refuercen la evaluación de los cambios en la calidad del suelo. Mórtola *et al.* (2017) remarcan

Tabla 4. Construcción del índice de calidad del suelo (InCS) para Río Cuarto (RC), Rafael García (RG), Manfredi (MA), Marcos Juárez (MJ) y Villa Mercedes (VM), siendo los resultados un promedio de tres campañas agrícolas (2013, 2014 y 2015).

Table 4. Soil quality index construction (InCS) for Río Cuarto (RC), Rafael García (RG), Manfredi (MA), Marcos Juárez (MJ) y Villa Mercedes (VM). The results are an average of three agricultural seasons (2013, 2014 and 2015).

SITIO	InCS
RC	= (0,504 * FDA) + (0,496 * FA)
RG	= 0,333 * (RM + CBM + COT)
MA	= (0,505 * CBM) + (0,495 * COT)
MJ	= 0,333 * (RM + CBM + COT)
VM	= FA

Referencias: Río Cuarto (RC), Rafael García (RG), Manfredi (MA), Marcos Juárez (MJ) y Villa Mercedes (VM). Monte nativo (P), rotación agrícola (RA), rotación agrícola-ganadera (RAG), maíz (M), soja (S), cultivo de cobertura (CC), triticale (t).

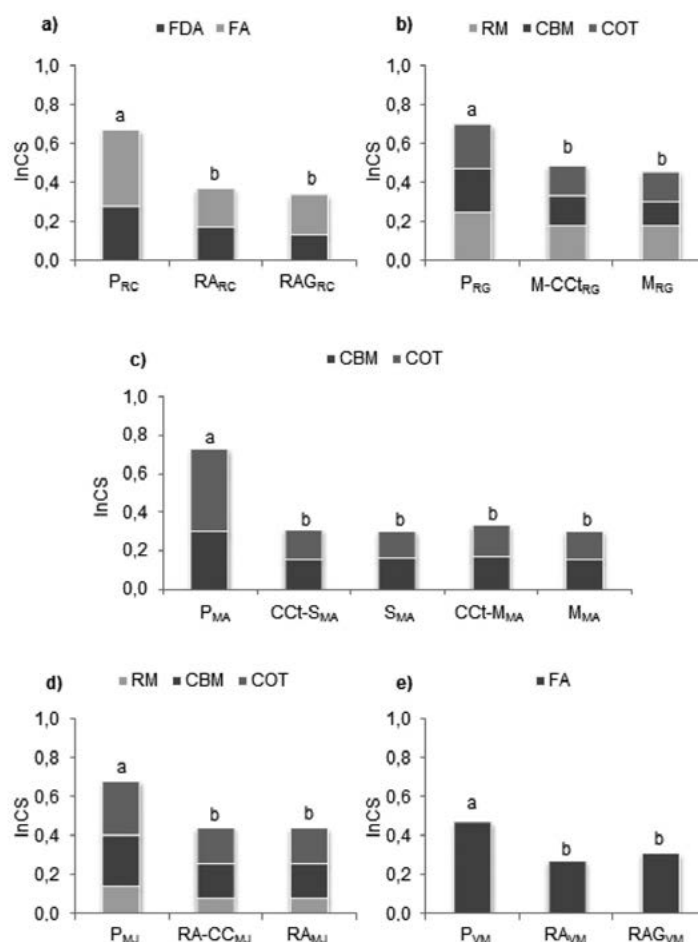


Figura 3. Índice de calidad del suelo (InCS) para a) Río Cuarto, b) Rafael García, c) Manfredi, d) Marcos Juárez y e) Villa Mercedes, siendo los resultados un promedio de tres campañas agrícolas (2013, 2014 y 2015).

Figure 3. Soil quality index (InCS) for a) Río Cuarto, b) Rafael García, c) Manfredi, d) Marcos Juárez and e) Villa Mercedes. The results are an average of three agricultural seasons (2013, 2014 and 2015).

que el CMI debería estar integrado por al menos un indicador de cada tipo (físico, químico y biológico), siempre y cuando el objetivo sea la sustentabilidad de los sistemas.

CONCLUSIONES

El proceso de agriculturización en cada uno de los sitios evaluados reveló principalmente a través del COT, seguido de los indicadores biológicos CBM, FDA y FA, una significativa disminución del tamaño y actividad de las comunidades microbianas, evidenciando una degradación y pérdida de calidad del suelo por el uso agrícola. Considerando estas variables y para la mayoría de los sitios evaluados, los suelos de monte nativo se diferenciaron de las situaciones bajo producción agropecuaria, en tanto que para estas últimas, no se registraron diferencias significativas para los parámetros evaluados.

A través de la metodología de construcción del InCS pudieron seleccionarse los indicadores que tuvieron mayor peso en la diferenciación de los sistemas evaluados. Los valores del InCs fueron significativamente mayores para los suelos de monte nativo sin mostrar diferencias significativas entre los sistemas de producción evaluados.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Convenio INTA AUDEAS CONADEV 940140, por el aporte de los subsidios destinados al desarrollo de esta investigación. Este trabajo también fue financiado mediante los siguientes subsidios: INTA PNSUELO 1134043, CONICET PIP No. 11220150100061CO; Secretaria de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Córdoba (SECyT-UNC).

BIBLIOGRAFÍA

- Adam, G & H Duncan. 2001. Development of a sensitive and rapid method for measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biol. Biochem.* 33: 943-951.
- Alef, K. 1995. Soil respiration. *In*: Alef, K. and Nanninieri P. (ed.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. Harcourt Brace and Company publishers, London U.K. pp 214-219.
- Altieri, MA. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 74(1-3): 19-31.
- Anderson, T.H & K.H Domsch, 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22(2): 251-255.
- Anderson, TH & KH Domsch. 1989. Ratios of microbial biomass carbon to total organic-C in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 21: 471-479.
- Anderson, TH & KH Domsch. 2010. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biol. Biochem.* 42(12): 2039-2043.
- Anderson, TH. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98(1-3): 285-293.
- Aon, MA; DE Sarena; JL Burgos & S Cortassa. 2001b. Interaction between gas exchange rates, physical and microbiological properties in soils recently subjected to agriculture. *Soil Till. Res.* 60: 163-171.
- Aon, MA; MN Cabello; DE Sarena; AC Colaneri; MG Franco; JL Burgos & S Cortassa. 2001a. I. Spatio-temporal patterns of soil microbial and enzymatic activities in an agricultural soil. *Appl. Soil Ecol.* 18(3): 239-254.
- Balota, EL; A Colozzi Filho; DS Andrade & RP Dick. 2004. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. *Soil Till. Res.* 77(2): 137-145.
- Basanta, MV; JP Giubergia; EF Lovera; C Alvarez; E Martellotto; E Curto & A Viglianco. 2008. Manejo del barbecho invernal y su influencia en la disponibilidad hídrica para el cultivo estival en un Haplustol de la Región Central de Córdoba. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis.
- Bastida, F; A Zsolnay; T Hernández & C García. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*, 147(3-4): 159-171.
- Beck, L; J Römbke; AM Breure & C Mulder. 2005. Considerations for the use of soil ecological classification and assessment concepts in soil protection. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 62: 189-200.
- Bending, GD; MK Turner; F Rayns; Marx, MC & M Wood. 2004. Microbial and biochemical soil quality indicators and their potential for differentiating areas under contrasting agricultural management regimes. *Soil Biol. Biochem.* 36(11): 1785-1792.
- Bradford, MA; AD Keiser; CA Davies; CA Mersmann & MS Strickland. 2013. Empirical evidence that soil carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth. *Biogeochemistry* 113: 271-281.
- 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. *Ciencia del Suelo* 28(2): 223-231.
- Caviglia, OP; VO Sadras & FH Andrade. 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: 117-129.
- D'andrea, AF; MLN Silva; N Curi; JO Siqueira & MAC Carneiro. 2002. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 26(4): 913-923.
- Di Rienzo, JA, F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2015. Grupo Infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Díaz Rossello, 2006. La intensificación agrícola en el cono sur y los desafíos a la sostenibilidad. *En: Díaz Rossello, R. & C Rava (eds). Aportes de la ciencia y la tecnología al manejo productivo y sustentable de los suelos del cono sur.* Pp.11-20. Montevideo. IICA, PROCISUR.
- Dick, RP. 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. *En: Doran, JW; DC Coleman; DF Bezdicsek & BA Stewart (eds.). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment.* SSSA Special publication Vol. 35. Pp. 107-124. Madison, Wisconsin, USA.
- Dilly, O; HP Blume; U Sehy; M Jiménez & JC Munich. 2003. Variation of stabilised, microbial and biologically active carbon and nitrogen soil under contrasting land use and agricultural management practices. *Chemosphere* 52: 557-569.
- Doran, J; M Sarrantonio & M Liebig. 1996. Soil health and sustainability. *Advances in Agronomy* 56, Academic Press, San Diego. 324 pp.
- Doran, JW & MR Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Appl. Soil Ecol.* 15(1): 3-11.
- Doran, JW & TB Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. *In: Doran, JW; DC Coleman; DF Bezdicsek & BA Stewart. (eds.) Defining Soil Quality for a Sustainable Environment.* SSSA Special publication Vol. 35. Pp. 3-21. Madison, Wisconsin, USA.
- Dutta, M; D Sardar; R Pal & RK Kole. 2010. Effect of chlorpyrifos on microbial biomass and activities in tropical clay loam soil. *Environ. Monit. Assess.* 160(1): 385-391.
- 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: 11-19.
- Fauci, MF & RP Dick. 1994. Microbial biomass as an indicator of soil quality: Effect of long-term management and recent soil amendments. *In: Doran, JW; DC Coleman; DF Bezdicsek & BA Stewart (eds.). Defining soil quality for a sustainable environmental.* SSSA Special publication Vol. 35. Pp. 229-234. Madison, Wisconsin, USA.
- Ferreras, L; S Toresani; B Bonel; E Fernández; S Bacigalupo; Faggioli, V & C Beltrán. 2009. Parámetros químicos y biológicos como indicadores de calidad del suelo en diferentes manejos. *Ciencia del Suelo* 27(1): 103-114.
- García, C; MT Hernández & F Costa. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 28: 123-134.
- Govaerts, B; N Verhulst; A Castellanos-Navarrete; KD Sayre; J Dixo & L Dendooven. 2009. Conservation Agriculture and Soil Carbon Sequestration: Between Myth and Farmer Reality. *Crit. Rev. Plant Sci.* 28(3): 97-122.
- Huggins, DR; RR Allmaras; CE Clapp; JA Lamb & GW Randall. 2007. Corn-soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Sci Soc Am J.* 71: 145-154.
- Insam, H & K Haselwandter. 1989. Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia* 79: 174-178.
- López-Fando, C & MT Pardo. 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil Till. Res.* 111(2): 224-230.
- Luo, Z; E Wang & OJ Sun. 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agric. Ecosyst. Environ.* 139(1): 224-231.
- Maia SMF; Xavier FAS; Oliveira TS; Mendonça ES & JA Araújo Filho. 2007. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. *Agroforestry Systems*, 71(2): 127-138.
- Manuel-Navarrete, D; G Gallopín; M Blanco; M Díaz-Zorita; D Ferraro; H Herzer; P Laterra; J Morello; M Murmis; W Pengue; M Piñero; G Podesta; E Satorre; M Torrent.; F Torres; E Viglizzo; M Caputo & A Celis. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. *Serie Medio Ambiente y Desarrollo*, N° 118, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, CEPAL, Santiago de Chile.
- Massenssini, AM; VHA Bonduki; CAD Melo; MR Tótola; FA Ferreira & MD Costa. 2015. Relative importance of soil physico-chemical characteristics and plant species identity to the determination of soil microbial community structure. *Appl. Soil Ecol.* 91: 8-15.
- Mbuthia, LW; V Acosta-Martínez; J DeBruyn; S Schaeffer; D Tyler; E Odoi; M Mpheshea; Walker & N Eash. 2015.

- Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 89: 24-34.
- Mórtola N; A Lupi; R Romaniuk; G Albarracín & G Civeira. 2017. Indicadores de calidad de suelos en Argentina. Recopilación de una década de investigaciones. *In: MG Wilson (ed.)*. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. 1a edn. Pp 35-60. Ediciones INTA. Libro digital, PDF.
- Nannipieri P, Giagnoni L, Landi L, Renella G. 2011. Role of phosphatase enzymes in soil. *In: Bünemann, E; A Ober-son & E Frossard (eds.)*. Phosphorus in action: Biological processes in soil phosphorus cycling. *Soil biology*, Vol 26. Pp. 215-244. Springer, Heidelberg.
- Nogueira, MA; UB Albino; O Brandão-Junior; G Braun; MF Cruz; BA Dias; RTD Duarte; NMR Gioppo; P Menna; JM Orlandi; MP Raimam; LGL Rampazo; MA Santos; MEZ Silva; FP Vieira; JMD Torezan; M Hun-gria & G Andrade. 2006. Promising indicators for as-sessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Bra-zil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115(1), 237-247.
- 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; RJ Melchiori; M Wilson; CE Quinte-ro; MC Sasal; NG Boschetti & M Zamero. 2013. Impacto de la intensificación en el uso del suelo en molisoles y vertisoles de la zona agrícola de Entre Ríos. *Ciencia, Do-cencia y Tecnología Suplemento Vol. 3 N° 3*.
- Palm, C; H Blanco-Canqui; F DeClerck; L Gatere & P Grace. 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agric. Ecosyst. Environ.* 187: 87-105.
- Pengue, W. 2002. Comercio desigual y deuda ecológica, lo que el Norte le debe al Sur. *Le Monde Diplomatique*, Edición Cono Sur, Año III, 34:6-7.
- Pérez Brandan, C; J Huidobro; M Galván; Vargas Gil, S & J Meriles. 2016. Relationship between microbial functions and community structure following agricultural intensi-fication in South American Chaco. *Plant Soil Environ.* 62(7): 321-328.
- Pérez Brandan, C; JL Arzeno; J Huidobro; B Grümberg; C Conforto; S Hilton; G Bending; J Meriles & S Vargas Gil. 2012. Long-term effect of tillage systems on soil micro-biological, chemical and physical parameters and the incidence of charcoal rot by *Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goid in soybean. *Crop Prot.* 40: 73-82.
- Rao, MA; R Scelza; F Acevedo, MC Diez & L Gianfreda. 2014. Enzymes as useful tools for environmental purpo-ses. *Chemosphere* 107: 145-162.
- Rincón, LEC & LMM Muñoz. 2005. Enzimas del suelo: indi-cadores de salud y calidad. *Acta Biológica Colombiana*, 10(1): 5.
- Romaniuk, R. 2017. Metodologías de construcción de índi-ces de calidad de suelos. *In: MG Wilson (ed.)*. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. 1a edn. Pp 107-117. Ediciones INTA. Libro digital, PDF.
- Rubio, G. 2008. Discurso de apertura del XXI Congreso Ar-gentino de la Ciencia del Suelo.
- Salas, HP; EF Lovera; MV Basanta; JP Giubergia; E Mar-tellotto & A Salinas. 2006. Disponibilidad de agua y producción de soja y maíz en función del manejo en la región central de Córdoba. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. Disponible en CD.
- 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.
- Singh, K; B Singh & RR Singh. 2012. Changes in physico-chemical, microbial and enzymatic activities during res-toration of degraded sodic land: Ecological suitability of mixed forest over monoculture plantation. *CATENA* 96: 57-67.
- Sparling, GP. 1992. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Soil Research*, 30(2): 195-207.
- Studdert, GA & HE Echeverria. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dyna-mics. *Soil Sci Soc Am J.* 64: 1496-1503
- Tabatabai, MA & JM Bremner. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1(4): 301-307.
- Tosi, M; OS Correa; MA Soria; JA Vogrig; O Sydorenko & MS Montecchia. 2016. Land-use change affects the func-tionality of soil microbial communities: A chronosequence approach in the Argentinian Yungas. *Appl. Soil Ecol.* 108: 118-127.
- Trasar Cepeda, C; MC Leiro's; Seoane S & F Gil-Sotres. 2008. Biochemical properties of soils under crop rota-tion. *Appl. Soil Ecol.* 39: 133-143.
- Tuda, JI & HP Apezteguía. 2012. Efectos de la agricultu-rización sobre suelos con presencia de sales solubles. *Acta de resúmenes XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*.
- Vance, ED; PC Brookes & DS Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19: 703-707.
- Videla, C & L Picone. 2017. Indicadores biológicos de ca-lidad de suelo. *In: MG Wilson (ed.)*. Manual de indi-

- cadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. 1a edn. Pp 83-87. Ediciones INTA. Libro digital, PDF.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreño; EG Jobbágy; H Pereyra, J Clatt; D Pincén & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Glob. Change Biol.* 17: 959-973.
- Villamil, MB; GA Bollero; RG Darmody; FW Simmons & DG Bullock. 2006. No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops. *Soil Sci Soc Am J.* 70(6): 1936-1944.
- 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 Science* 37: 29-37.