

EFFECTO DE USO Y MANEJO DEL SUELO SOBRE LAS FRACCIONES DE CARBONO ORGÁNICO EN UN ARGIUDDOL

MATIAS EZEQUIEL DUVAL^{1*}; EDUARDO DE SA PEREIRA²; JULIO OSVALDO IGLESIAS³ & JUAN ALBERTO GALANTINI⁴

Recibido: 27-10-13

Recibido con revisiones: 12-03-14

Aceptado: 17-03-14

RESUMEN

Los cambios de las prácticas de manejo y usos del suelo alteran el aporte de carbono, así como la dinámica y nivel de equilibrio del carbono orgánico (CO) del suelo. Los cambios a largo plazo en el CO total (COT) producidos por las prácticas de manejo o usos del suelo podrían predecirse con los cambios en el corto plazo en las fracciones de CO más sensibles. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de diferentes sistemas de manejo sobre las fracciones de CO. Se analizaron seis sistemas de manejo: 2 monocultivos (M), 2 rotaciones (R), una pastura (P) y un pastizal natural (AN). En cada situación se tomaron tres muestras compuestas de 0-5, 5-10 y 10-20 cm. Se determinó: COT, CO particulado grueso (COPg, 105-2000 μ m), CO particulado fino (COPf, 53-105 μ m), CO asociado a la fracción mineral (COM, 0-53 μ m), nitrógeno total (Nt), fósforo extractable (Pe) y fósforo total (Pt). Se evidenció una disminución del COT por el uso agrícola, en promedio, del 29, 19 y 15% para 0-5, 5-10 y 10-20 cm, respectivamente, comparado con el AN. Dichas diferencias tendieron a ser más marcadas en el caso de monocultivo con una disminución del 35, 23 y 17% para dichas profundidades. El uso agrícola presentó significativamente niveles menores de las diferentes fracciones orgánicas y la sensibilidad a sufrir disminuciones presentó el siguiente orden COPg>COPf>COM. El ordenamiento de las diferencias entre tratamientos para COPg fue similar al observado para COT, pero con diferencias menos marcadas entre tratamientos. Para diferenciar prácticas de manejo (rotación vs monocultivo), el COPf fue la fracción orgánica más sensible presentando una disminución del 28% en monocultivo. Las fracciones orgánicas de labilidad intermedia, como el COPf, pueden utilizarse como indicadores sensibles para diferenciar manejos agrícolas, sin ser muy influenciadas por la variabilidad temporal y meteorológica.

Palabras clave. Fracciones lábiles; prácticas de manejo; siembra directa; calidad de suelo.

EFFECT OF SOIL MANAGEMENT PRACTICES ON ORGANIC CARBON FRACTIONS IN AN ARGIUDDOL

ABSTRACT

Management practices and land use changes influence carbon inputs and soil organic carbon (OC) dynamics. Short-term changes on total OC (TOC) caused both by management practices or land use are reflected on the most sensitive OC fractions. The aim of this study was to evaluate the impact of different management practices on OC fractions. Six management practices were analyzed: two monocultures (M), two rotations (R), an alfalfa pasture (P) and a native prairie (AN). For each situation, three composite samples were taken at 0-5, 5-10 and 10-20 cm depths, and analyzed for TOC, coarse particulate OC (POCg, 105-2000 μ m), fine particulate OC (POCf, 53-105 μ m) and mineral-associated OC (MOC, 0-53 μ m), total nitrogen (Nt), extractable phosphorus (Pe) and total phosphorus (Pt). On average, soils under agricultural land use had, 29, 19 and 15% less TOC in the 0-5, 5-10 and 10-20 cm depths, respectively, compared with soils under AN. Under monoculture, these losses reached 35, 23 and 17%, respectively. The different organic fractions were significantly lower under agricultural use; sensitivity to undergo decreases in values followed the order POCg>POCf>MOC. The differences among treatments for POCg were similar to those observed for COT, but the latter were smaller. POCf was the fraction that showed the greatest differences between monoculture and rotation systems, showing a decrease of 28% in monoculture compared with rotation. Organic fractions of intermediate lability, such as POCf, can be used as sensitive indicators to differentiate agricultural management without being greatly influenced by temporal and meteorological variability.

Key words. Labile fractions; management practices; no-tillage; soil quality.

¹CONICET, CERZOS-UNS; ²INTA Coronel Suárez; ³Departamento de Agronomía, UNS; ⁴Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), CERZOS-UNS

*Autor de contacto: mduval@criba.edu.ar

INTRODUCCIÓN

La calidad de suelo (CS) se define como su capacidad para funcionar dentro de ciertos límites del ecosistema, sustentar la productividad biológica, mantener la calidad del agua y del aire, además de promover la salud de plantas, animales y humanos (Karlen *et al.*, 1997). Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden ser buenos indicadores de CS aunque la mayoría no son universales, varían en función del ambiente, el tipo de suelo (Shukla *et al.*, 2005) y la escala de estudio.

La conversión de vegetación natural en tierras de cultivo puede dar lugar a modificaciones significativas en los procesos y las propiedades del suelo, y por lo tanto el funcionamiento del suelo (Celik, 2005; Dawson & Smith, 2007). Numerosos trabajos han puesto de manifiesto que los cambios en las prácticas de manejo y usos del suelo influyen sobre los indicadores de fertilidad y calidad del suelo (Grünzweig *et al.*, 2003; Raiesi, 2007). Estos cambios, a menudo conduce a una reducción de los niveles de nitrógeno y fósforo (Evrendilek *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2004) y de la materia orgánica del suelo (MO) debido a que una parte importante de la biomasa producida es exportada con la cosecha y a una mayor descomposición favorecida por la perturbación física (Poeplau *et al.*, 2011) o por los períodos de barbecho (Duval *et al.*, 2013a). Dichos cambios provocan notables alteraciones en los aportes y en la dinámica de la MO (Celik, 2005; Raiesi, 2006), que posteriormente influyen sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Li *et al.*, 2009). La reducción de la MO en la Región Pampeana se acentuó por una disminución de la superficie cubierta con praderas semipermanentes y crecimiento de las áreas dedicadas a las secuencias agrícolas anuales donde predomina una alta frecuencia de soja de primera en la rotación (Andriulo *et al.*, 1999).

La MO del suelo es una mezcla heterogénea de compuestos orgánicos que varían químicamente y en su dinámica (Christensen, 1996; von Lützwow *et al.*, 2007). Los cambios debidos a las prácticas de manejo y al uso del suelo en el contenido de carbono orgánico total (COT), principal componente de la MO, son difíciles de detectar, ya que se producen lentamente y son relativamente pequeños en comparación con el amplio contenido de COT existente en el suelo, que varía tanto espacial como temporalmente (Purakayastha *et al.*, 2008).

La separación y cuantificación de algunas fracciones más sensibles del COT, como el CO soluble en agua, el CO particulado (COP), el CO fácilmente oxidable o el CO de

la biomasa microbiana, contribuyen a predecir los cambios en el COT a corto plazo por cambios en el uso y manejo del suelo (Purakayastha *et al.*, 2008; Gong *et al.*, 2009). Por lo tanto, estas fracciones se han considerado como indicadores sensibles tempranos del efecto de las prácticas de manejo sobre la CS (Blair *et al.*, 1995; Rudrappa *et al.*, 2006).

El fraccionamiento por tamaño de partícula puede poner en evidencia cómo diferentes fracciones de C varían con el uso del suelo y las prácticas agrícolas (Christensen, 1992; Balesdent *et al.*, 2000; von Lützwow *et al.*, 2007). Numerosos estudios sugieren que el COP es un buen indicador de CS y es más sensible que el COT a manejos del suelo tales como la labranza y la fertilización (Galantini *et al.*, 1992, 2002; Eiza *et al.*, 2005; Ouédraogo *et al.*, 2006; Duval *et al.*, 2013b). Este COP, de características contrastantes con el COM, está compuesto por residuos de plantas, así como restos microbianos y micro fauna, incluyendo hifas y esporas de hongos (Janzen *et al.*, 1992) en su mayor parte de origen reciente (Purakayastha *et al.*, 2008). Sin embargo, dentro del COP es posible diferenciar desde materiales orgánicos recientes, de escasa transformación (muy dinámicos y de tamaño entre 105-2000 μm) y aquellos semitransformados (relativamente más estables y de menor tamaño, entre 53 y 105 μm) (Galantini & Suñer, 2008). Estas fracciones orgánicas asociadas al tamaño de las arenas muestran alteraciones tempranas resultantes de los cambios de uso y manejo del suelo (Christensen, 2001; Bayer *et al.*, 2004; von Lützwow *et al.*, 2007; Vieira *et al.*, 2007).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de diferentes usos y manejos del suelo sobre diferentes parámetros edáficos, principalmente el COT y sus fracciones determinadas por métodos de fraccionamiento físico, y detectar cuales son más sensibles a sufrir cambios en un Arguidol típico de la Región Subhúmeda del sur de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el partido de Coronel Suárez (latitud 37° 02' 12.04" S, longitud 61° 59' 11.13" O) sobre un suelo Arguidol típico, Serie Cascada de textura franco limosa en el horizonte superficial (0-20 cm) a franco arcillosa en subsuperficie, 1 metro de profundidad efectiva y pendientes de 0,5 a 1%. El lugar se caracteriza por la temperatura media anual de 14,2 °C y la precipitación media anual de 864 mm.

Se empleó un diseño completamente al azar, con seis tratamientos: se seleccionaron cuatro lotes con uso principalmente

agrícola bajo siembra directa (SD), de los cuales dos presentaban un manejo bajo rotación (R) con maíz (*Zea mays* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) y girasol (*Helianthus annuus* L.) como cultivos estivales y trigo (*Triticum aestivum* L.) y avena (*Avena sativa* L.) como cultivos invernales, los otros dos lotes presentaban una historia de monocultivo (M) de soja (*Glycine max* L. Merr.) de 5 y 7 años, respectivamente, al momento del muestreo (Tabla 1). También se muestreó una pastura (P) en su último año de producción (5 años) con base de alfalfa (*Medicago sativa* L.), pasto ovillo (*Dactylis glomerata* L.), cebadilla (*Bromus catharticus* Vahl.), festuca (*Lolium arundinaceum* (Schreb.) Darbysh) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.) y un ambiente natural (AN) correspondiente a un pastizal de más de 30 años donde predominan especies típicas del lugar como paja vizcachera (*Amelichloa brachychaeta*), raigrás (*Lolium multiflorum* L.) y falaris (*Phalaris aquatica*). Este último se utilizó como situación de referencia para comparar los cambios producidos por los demás tratamientos. Tanto la pastura como el pastizal natural fueron pastoreados con bovinos.

Los cultivos recibieron una fertilización al momento de la siembra con fosfato diamónico (PDA) a razón de 60 kg ha⁻¹ en los cultivos de cebada, maíz y trigo, y 40 kg ha⁻¹ en soja, girasol y sorgo. Además el cultivo de trigo se fertilizó con 60 kg ha⁻¹ de urea al momento de macollaje.

La pastura fue implantada el 7 de marzo de 2004, se utilizó labranza convencional, la cual consistió en una pasada de rastra de discos doble acción, un cincel, rastra de dientes y rolo. Al momento de la siembra se realizó una fertilización con 80 kg ha⁻¹ de PDA.

En mayo del 2009 (época de barbecho), en cada uno de los sistemas de producción se tomaron al azar tres muestras compuestas de los 0-5, 5-10 y 10-20 cm de profundidad mediante barreno de acero. Para la comparación entre tratamientos se consideró, además, la profundidad de 0-20 cm, a través del promedio ponderado de los resultados de cada una de las variables obtenidas para las profundidades muestreadas.

Dentro de cada lote se seleccionó una zona homogénea y uniforme siendo esta área representativa de todo el lote. El mismo criterio se aplicó para todos los lotes, siendo estos pertenecientes a la misma serie de suelo.

En las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas por 2 mm, se determinó COT por combustión (1500°C) con analizador automático LECO C Analyser, N total (Nt) mediante semimicro Kjeldhal, (Bremner, 1996), fósforo extractable (Pe) (Bray & Kurtz, 1945) y fósforo total extractable (Pt) (Sommers & Nelson, 1972).

Se realizó un fraccionamiento por tamaño de partícula (Duval *et al.*, 2013a). El tamizado se realizó con tamices de 53 µm y 105 µm de diámetro de malla obteniendo 3 fracciones: fracción gruesa (FG, 105-2000 µm) en la que se encuentra MO particulada gruesa (MOPg) y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 µm) constituida por MOP fina (MOPf) y las arenas muy finas, y la fracción fina (FF < 53 µm) la cual consiste en MO asociada a la fracción mineral (MOM) y limo más arcilla.

Cálculo de CO en las diferentes fracciones

Los contenidos de C en las fracciones gruesa (COPg) y media (COPf) se determinaron utilizando la misma metodología que el COT:

$$\text{COPg (\%)} = (\%C \text{ fracción gruesa} * \% \text{fracción gruesa}) / 100$$

$$\text{COPf (\%)} = (\%C \text{ fracción fina} * \% \text{fracción fina}) / 100$$

$$\text{COM (\%)} = \% \text{COT} - (\% \text{COPg} + \% \text{COPf})$$

Se estimó la producción de residuos de cosecha (biomasa aérea + subterránea) a partir de los rendimientos de grano mediante la utilización del índice de cosecha (IC) y la relación parte aérea:raíz considerada por Bolinder *et al.* (2007). Las entradas de C al suelo mediante los residuos de cosecha fueron estimados asumiendo una concentración C de 42,3% (Bolinder *et al.*, 2007).

Tabla 1. Secuencia de cultivos para las situaciones agrícolas evaluadas.
Table 1. Crop sequences for the evaluated cropping systems.

Año	R1	R2	M1	M2
2006	Maíz	Sorgo	Soja	Soja
2007	Trigo	Trigo	Soja	Soja
2008	VI/Girasol	VI/Girasol	Soja	Soja
2009	Trigo	Maíz past	Soja	Soja
2010	VI	Trigo	Soja	Soja

VI: verdeo de invierno (avena); Maíz past: se pastoreó el cultivo.

Para evaluar la sensibilidad de cada fracción orgánica en los diferentes tratamientos, se estableció la relación entre el cambio relativo del COT contra el cambio relativo de cada fracción orgánica (COPg, COPf y COM), con las siguientes ecuaciones:

$$\Delta \text{COT (\%)} = \% \text{COT (X)} - \% \text{COT (AN)} \quad \text{Ec. [1]}$$

$$\Delta \text{CO fracción (\%)} = \% \text{CO fracción (X)} - \% \text{CO fracción (AN)} \quad \text{Ec. [2]}$$

donde X corresponde al tratamiento (monocultivo, rotación y pastura) y AN es el pastizal natural con mínima intervención antrópica.

Se utilizaron modelos de regresión lineal con intervalos de confianza del 95% para evaluar la correlación entre el cambio del COT y cada fracción (Ec 1 y 2).

La transformación física de los materiales orgánicos que ingresan al suelo sigue una secuencia, en la cual los materiales de reciente incorporación, de mayor tamaño, por procesos químicos, físicos y biológicos, van sufriendo transformaciones y al mismo tiempo disminuyen su tamaño, por lo tanto la relación entre las diferentes fracciones orgánicas (COPg:COPf:COM) nos brinda información acerca de la velocidad de transformación de los materiales orgánicos del suelo. Para el cálculo de la relación entre las fracciones, se tomó la fracción de mayor tamaño como fracción de referencia y, a partir de esta, se calculó la relación proporcional con las otras 2 fracciones de la siguiente manera:

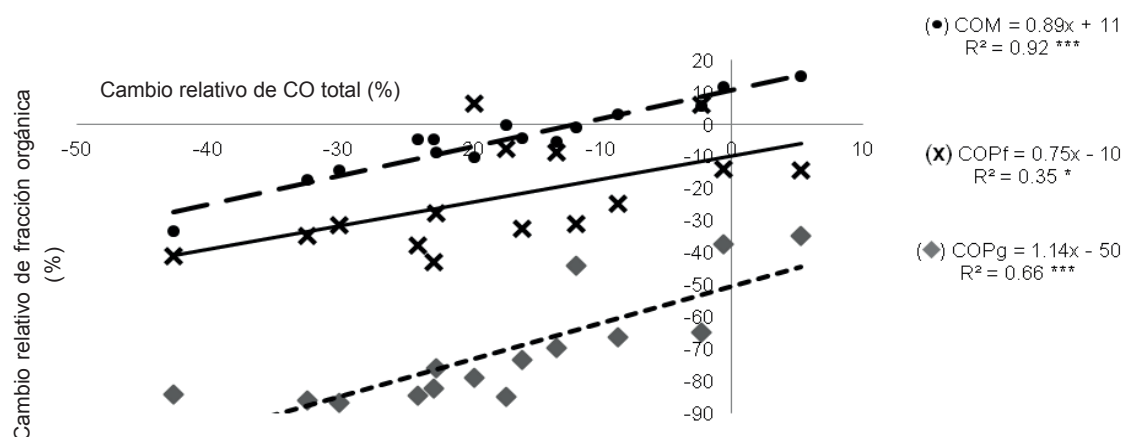
$$\frac{\% \text{COPg}}{\% \text{COPg}} = \frac{\% \text{COPf}}{\% \text{COPg}} = \frac{\% \text{COM}}{\% \text{COPg}}$$

Para el análisis estadístico de los datos obtenidos se utilizó análisis de la varianza (ANOVA) y el test diferencias mínimas significativas (DMS) para la comparación de medias ($p \leq 0,05$), habiendo controlado el cumplimiento del supuesto de normalidad, a través del software estadístico INFOSTAT 2009 (Di Rienzo *et al.*, 2010). Para el análisis de los cambios en los niveles de carbono se plantean contrastes ortogonales, comparando: (a) los usos del suelo (manejo agrícola vs pastizal natural) y (b) dentro del manejo agrícola (manejo agrícola bajo rotación vs manejo agrícola bajo monocultivo). Las diferencias se consideraron estadísticamente significativas a $p \leq 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contrastes ortogonales (Tabla 2) permitieron establecer que el uso agrícola presentó significativamente niveles menores de las diferentes fracciones orgánicas, principalmente las más lábiles como el COPg en relación

al AN como se observa en la Tabla 2 dado por los altos niveles de significación para todas las profundidades ($p < 0,001$) y en la Figura 1 representado por la ubicación de la recta muy por debajo de COPf y COM. En el COT se encontraron cambios significativos en 0-20 cm, si bien las mayores diferencias se observaron en los primeros 5 cm (Tabla 3). En los agroecosistemas el aporte de C por la producción primaria neta es a menudo inferior a la tasa de pérdida del CO por la descomposición microbiana (Guo & Gifford, 2002; Martens *et al.*, 2003). Las disminuciones en los niveles de CO se deben especialmente a los materiales orgánicos más sensibles a la oxidación microbiana, tal como COPg (Tabla 3). Diferencias debido a las prácticas de manejo (rotación vs monocultivo) se observaron en el COPf, con diferencias significativas en todas las profundidades evaluadas (Tabla 2). Esta fracción representa un material de transición, dado que presentó menores disminuciones que el COPg y mayores que el COM, expresado en la Figura 1 por la ordenada al origen. También, en un estudio de sistemas de labranza realizado por Galantini *et al.* (2012), encontraron que el COPf presentó las mayores diferencias bajo siembra directa en relación a labranza convencional. Por lo tanto, esta fracción puede considerarse sensible para detectar diferencias bajo diferentes prácticas de manejo (sistemas de cultivos y de labranza). En la Figura 1 se observa que la susceptibilidad a sufrir disminuciones en las diferentes fracciones orgánicas está representada por la posición de las tendencias de las distintas fracciones orgánicas en el gráfico. Es decir, cuanto más abajo se encuentre la recta, mayores serán las disminuciones en relación al AN. Por lo tanto la susceptibilidad a sufrir disminuciones sigue el siguiente orden COPg > COPf > COM. A su vez, los cambios relativos de cada fracción orgánica son homogéneos para el caso del COPg y el COM dado por sus altos R^2 , 0,66 y 0,92, respectivamente. Sin embargo, en el COPf no se refleja esa homogeneidad (mayor dispersión de los datos), debido a que los cambios en esta fracción son más dependientes de las prácticas de manejo empleadas (monocultivo, rotación, pastura), haciéndolo un indicador sensible para diferenciar prácticas de manejo. Esta fracción también puede ser caracterizada como fuente activa de C con un tiempo de renovación corto (Zimmermann *et al.*, 2007).



Carbono orgánico (CO) asociado a la fracción mineral (COM), particulado fino (COPf) y particulado grueso (COPg).

Figura 1. Cambio relativo de cada fracción orgánica del suelo en función de los cambios relativos del CO total (0-20 cm).

Figure 1. Relative changes in soil organic fractions according to the relative changes of total OC (0-20 cm).

Tabla 2. Contrastes ortogonales de los contenidos de fracciones orgánicas en las diferentes profundidades.

Table 2. Orthogonal contrasts of the organic fractions contents at different depths.

Fracciones orgánicas	Prof. (cm)	Uso Natural vs Cultivados	Manejo Rotación vs Monocultivo
COT	0-5	***	*
	5-10	**	ns
	10-20	*	ns
	0-20	***	ns
COPf	0-5	***	***
	5-10	***	***
	10-20	ns	*
	0-20	***	***
COPg	0-5	***	ns
	5-10	***	ns
	10-20	***	ns
	0-20	***	ns
COM	0-5	***	***
	5-10	ns	ns
	10-20	ns	ns
	0-20	ns	ns

ns: no significativo; (*): $p \leq 0,05$; (**): $p \leq 0,01$; (***): $p \leq 0,001$.

COT, carbono orgánico total; COPf, carbono orgánico particulado fino; COPg, carbono orgánico particulado grueso; COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral.

Las diferencias en los niveles de COT por efecto de las prácticas de manejos y usos del suelo se observaron principalmente en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Tabla 2 y 3). Las mayores concentraciones se observaron en el AN y P, respecto a R y M, con diferencias variables entre

estos últimos (AN=P<R≤M). Estas diferencias pueden deberse a la mayor entrada de C, así como a la actividad microbiana, cerca de la superficie (Fontaine *et al.*, 2007). En relación al AN, el uso agrícola presentó disminuciones en los niveles de COT, en promedio, del 29, 19 y 15% para

0-5, 5-10 y 10-20 cm, respectivamente. Este efecto tendió a ser más marcado en el caso de monocultivo, con una disminución del 35, 23 y 17% para dichas profundidades posiblemente atribuido al menor aporte de C al suelo por parte de los residuos de cosecha, el cual apenas supera los 1800 kg ha⁻¹ año⁻¹ de C.

La concentración de COT en la pastura fue significativamente superior al resto de los manejos agrícolas en todas las profundidades analizadas, sin diferencias significativas con el AN, presentando un 24% más de COT en 0-20 cm con respecto a los manejos agrícolas. La inclusión de una alta proporción de pasturas perennes dentro de la rotación favorece el aumento de los niveles de COT en relación a la rotación continua de cultivos (Terra *et al.*, 2006).

Distribución, dinámica y sensibilidad de las fracciones orgánicas

El ordenamiento de las diferencias entre tratamientos para COPg fue similar al observado para COT, pero con diferencias menos marcadas entre tratamientos (Tabla 3). Las mayores concentraciones se encontraron en el AN y P, sin diferencias entre los sistemas de cultivos. Estos resultados son opuestos a numerosas investigaciones donde afirman que el COP fue un indicador más sensible que COT, y capaz de detectar los efectos de las prácticas de manejo (Tan *et al.*, 2007; Sharifi *et al.*, 2008; Sequeira *et al.*, 2011). Por lo tanto, los resultados sugieren que los efectos de diversos usos y manejos del suelo sobre las fracciones orgánicas más lábiles dependen de otros factores como el clima, tipo de suelo, prácticas de manejo de residuos, rotación de cultivos y la duración de los estudios en cuestión (Puget & Lal, 2005; Galantini & Rosell, 2006).

Las fracciones orgánicas mas lábiles (COPf+COPg) representó casi el 30% del COT en el caso del AN, mientras en que los demás sistemas, incluyendo la pastura, este porcentaje se redujo a 17%, en promedio (Fig. 2). Esto refleja una disminución diferencial de las fracciones más lábiles en relación a las fracciones más humificadas y estables en los sistemas agrícola. Para P, R y M, el COPg + COPf sufrió disminuciones del orden del 50%, mientras que el COM la disminución fue solo del 8% para R y M, mientras que P presentó mayores niveles de esta fracción. Estos resultados son similares a los reportados por otros autores para diferentes sistemas de labranza y rotaciones de cultivos indicando que el COP en general no supera el 25% (Carter *et al.*, 2003; Gregorich *et al.*, 2006; Sequeira *et al.*, 2011). En un estudio abarcando toda Europa se determinó que esta fracción representa entre el 15 y 24% del COT en suelos

bajo cultivo y pradera, respectivamente, para la profundidad de 0-20 cm (Poeplau & Don, 2013). El AN mantiene la vegetación viva durante más tiempo y consume más humedad del suelo, lo que reduce la actividad biológica y genera una tasa de mineralización más lenta (Bayer *et al.*, 2006), a la vez que realiza un mayor y más continuo aporte de biomasa aérea y radical (Tisdall & Oades, 1982). Esto hace que los contenidos de las fracciones lábiles sean mayores.

Dentro de las disminuciones observadas en la concentración de COT, en relación al AN, el COPf fue la fracción orgánica que proporcionalmente participó en menor medida en dicha disminución para los sitios agrícolas (R y M), mientras en la pastura fue la fracción orgánica que en mayor medida aportó a las disminuciones del COT, posiblemente atribuido a una mayor humificación. En 0-20 cm, el COPf fue la fracción orgánica que permitió detectar diferencias altamente significativas tanto por efecto del uso como del manejo ($p < 0,001$) (Tabla 2), encontrándose concentraciones mayores en AN y R2, intermedias en P y R1 y menores valores en monocultivo (Tabla 3).

El COM tuvo un comportamiento similar al COT. Los mayores valores en superficie se observaron en AN y P respecto de rotación y monocultivo, con diferencias variables entre estos últimos ($AN = P < R \leq M$). Los materiales orgánicos que ingresan al suelo, por acción de los microorganismos, sufren procesos de transformación continua generando diversas fracciones con una relación inversa entre su tamaño y su velocidad de descomposición (Galantini & Suñer, 2008), por lo tanto la relación COPg:COPf:COM puede ser un indicador de la dinámica de descomposición del sistema (Tabla 3). Esta relación en el AN y P mostró un aumento gradual de la proporción de compuestos asociados a la fracción mineral con la profundidad. Sin embargo, en 10-20 cm la pastura presentó una relación a favor de la fracción más transformada debido posiblemente a la humificación de las fracciones lábiles. El aporte de N de las leguminosas puede haber favorecido este proceso. Trabajos realizados en Uruguay sobre sistemas que incluyen pasturas en su rotación también encuentran una mayor humificación del CO (COP transformado a COM) (Salvo *et al.*, 2010).

En los sitios agrícolas, tanto bajo rotación como bajo monocultivo, la relación COPg:COPf:COM presentó tendencias similares (Tabla 3). En todas las profundidades analizadas, el COM fue la fracción orgánica más abundante y esta relación fue aún mayor con el aumento de la profundidad, principalmente por la disminución de las fraccio-

Tabla 3. Concentración de carbono orgánico total (COT) y sus fracciones en suelos bajo rotación (R), monocultivo (M), pastura (P) y pastizal natural (AN) para cuatro profundidades de suelo.

Table 3. Concentration of total organic carbon (TOC) and its fractions under rotation (R), monoculture (M), pasture (P) and natural grassland (AN) at four different depths.

Fracciones orgánicas	Prof (cm)	R 1	R 2	M 1	M 2	P	AN
COT g kg ⁻¹	0-5	26,7 ab	30,3 b	22,1 a	26,5 ab	36,2 c	38,7 c
	5-10	24,5 ab	27,4 bc	21,6 a	26,0 b	31,0 c	30,6 c
	10-20	21,8 ab	23,9 abc	20,1 a	23,3 abc	25,9 bc	26,6 c
	0-20	23,7 ab	26,4 bc	21,0 a	24,8 ab	29,7 cd	30,7 d
COM g kg ⁻¹	0-5	20,8 b	23,2 cd	18,1 a	22,2 bc	24,8 d	24,8 d
	5-10	20,3 ab	22,3 bc	18,2 a	22,2 bc	24,6 c	21,9 b
	10-20	18,8 a	19,9 ab	17,1 a	20,3 ab	22,5 b	20,2 ab
	0-20	19,7 ab	21,4 bc	17,6 a	21,3 bc	23,6 c	21,8 bc
COPf g kg ⁻¹	0-5	3,62 b	4,71 c	2,61 a	2,53 a	4,85 c	5,70 d
	5-10	3,13 bc	4,06 d	2,41 a	2,67 ab	3,25 c	3,97 d
	10-20	2,63 ab	3,58 c	2,49 ab	2,44 ab	2,21 a	3,01 bc
	0-20	3,00 ab	3,98 c	2,50 a	2,52 a	3,13 b	3,92 c
COPg g kg ⁻¹	0-5	2,23 a	2,39 a	1,41 a	1,81 a	6,50 b	8,21 b
	5-10	1,09 a	1,05 a	1,02 a	1,16 a	3,09 b	4,79 b
	10-20	0,39 a	0,40 a	0,50 a	0,50 a	1,20 a	3,39 b
	0-20	1,02 a	1,06 a	0,86 a	0,99 a	3,00 b	4,95 c
COPg:COPf:COM	0-5	1:2:10	1:2:10	1:2:13	1:1:12	1:1:4	1:1:4
	5-10	1:3:19	1:4:22	1:2:18	1:2:19	1:1:8	1:1:5
	10-20	1:8:54	1:10:61	1:5:36	1:5:42	1:2:20	1:1:7
	0-20	1:3:20	1:4:20	1:3:21	1:3:21	1:1:8	1:1:5

Para cada profundidad letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

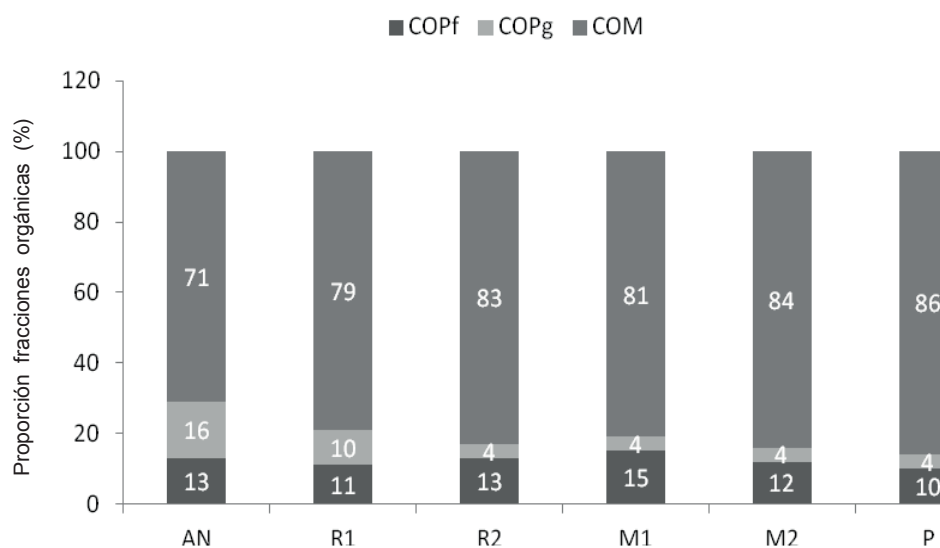


Figura 2. Proporción de las diferentes fracciones del carbono orgánico total estudiadas bajo rotación (R), monocultivo (M), pastura (P) y pastizal natural (AN) en 0-20 cm de profundidad.

Figure 2. Proportion of the different fractions of the total organic carbon studied under rotation (R), monoculture (M), pasture (P) and natural grassland (AN) at the 0-20 cm depth.

nes más lábiles. El monocultivo presentó una menor proporción de COPf en relación con las rotaciones tanto en 5-10 cm como en 10-20 cm. Esta disminución (43%) estuvo ligada a los mayores niveles de COPf en los sistemas bajo rotación posiblemente debido al menor período de barbecho, relacionado con un mayor número de cultivos en el año con un mayor porcentaje de gramíneas en relación al cultivo de soja, donde el aporte de C al suelo por parte de los residuos de cosecha superó los 3200 kg ha⁻¹ año⁻¹, reflejando los efectos positivos de la diversificación de cultivos sobre esta fracción, como se mencionó anteriormente. Dado que el C derivado de las raíces ha sido identificado como la principal fuente de CO del suelo (Rasse *et al.*, 2005), un mayor aporte de raíces diversas podría explicar la mayor acumulación de COPf en las rotaciones, en comparación con el monocultivo. Además, el monocultivo presentó una menor proporción de COM (32%) en 10-20 cm, no por una menor concentración de COM sino por una mayor concentración de COPg. Esto podría indicar una menor velocidad de transformación de los residuos bajo este sistema, posiblemente asociado a una mayor lignificación del sistema radicular de la soja. Existen trabajos que afirman un crecimiento reducido de la raíz y una mayor lignificación en sojas transgénicas (Zonetti *et al.*, 2012).

Los cambios relativos de las distintas fracciones orgánicas respecto al COT asociado al uso y manejo del suelo (pastura, rotación y monocultivo) fue dependiente de la labilidad de cada una de las fracciones orgánicas (Fig. 1). Como se mencionó anteriormente, la sensibilidad a disminuciones de las distintas fracciones orgánicas al efecto antrópico, representado por la posición de las tendencias de las fracciones orgánicas, disminuyó en el siguiente orden: COPg > COPf > COM. Los cambios en la fracción COPg se distribuyen muy por debajo de COPf y COM, lo que indica la mayor sensibilidad al uso agrícola en relación al COT. En este caso, pueden ocurrir disminuciones de hasta el 50% del COPg (ordenada al origen) sin observarse cambios en el COT. Galantini *et al.* (1992) comparando diferentes sistemas de rotaciones, también observaron marcadas diferencias en el COP (40%) con mínimas diferencias en el COT entre sistemas de rotaciones contrastantes.

Impacto del manejo sobre el nitrógeno y el fósforo edáficos

Las concentraciones de Nt variaron ampliamente entre usos y manejos del suelo (de 1,64 a 2,47 g kg⁻¹ en la capa de 0-20 cm) (Tabla 4). Los niveles de Nt en 0-20 cm tendieron a ser mayores en AN y P, principalmente por las

Tabla 4. Valores medios de nitrógeno total (Nt), relación C/N, fósforo extractable (Pe) y fósforo total (Pt) bajo rotación (R), monocultivo (M), pastura (P) y pastizal natural (AN) para cuatro profundidades de suelo.

Table 4. Mean values of total nitrogen (Nt), C/N ratio, extractable phosphorus (Pe), and total phosphorus (Pt) under rotation (R), monoculture (M), pasture (P) and natural grassland (AN) at four different depths.

Propiedad	Prof. (cm)	R1	R2	M1	M2	P	AN
Nt g kg ⁻¹	0-5	2,07 ab	2,45 bc	1,72 a	2,03 ab	2,71 cd	2,99 d
	5-10	1,91 ab	2,27 bcd	1,66 a	1,96 abc	2,35 cd	2,51 d
	10-20	1,80 a	1,94 ab	1,60 a	1,87 ab	1,86 ab	2,20 b
	0-20	1,90 ab	2,15 bc	1,64 a	1,94 ab	2,19 bc	2,47 c
C/N	0-5	12,9 a	12,4 a	13,1 a	13,1 a	13,4 a	12,9 a
	5-10	12,9 a	12,1 a	13,1 a	13,3 a	13,2 a	12,3 a
	10-20	12,1 a	12,4 a	12,6 a	12,4 a	13,9 b	12,1 a
	0-20	12,5 a	12,4 a	12,8 ab	12,8 ab	13,5 b	12,4 a
Pe mg kg ⁻¹	0-5	8,7 a	11,7 a	13,0 a	17,7 a	73,3 b	105,3 c
	5-10	5,3 a	5,3 a	11,0 a	10,7 a	60,3 b	70,0 b
	10-20	6,0 a	3,3 a	5,7 a	6,7 a	49,0 b	62,0 b
	0-20	6,6 a	5,9 a	8,9 a	10,5 a	57,9 b	74,9 c
Pt mg kg ⁻¹	0-5	520 a	531 a	505 a	587 a	908 c	749 b
	5-10	490 a	553 a	502 a	555 a	860 b	773 b
	10-20	434 a	521 ab	480 a	569 ab	824 c	716 bc
	0-20	470 a	532 a	492 a	570 a	854 b	739 b

Para cada profundidad letras diferentes indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

diferencias más marcadas en 0-5 cm. En promedio, los niveles de Nt en AN y P fueron un 12 y 26% superiores que en R y M, respectivamente.

Los cambios del Nt con la profundidad fueron semejantes a los observados en el COT, por lo tanto las relaciones C/N no cambiaron con la profundidad de muestreo. La escasa de variación C/N indica que la calidad de la MO era constante con la profundidad del suelo para los distintos tratamientos. Para todas las profundidades la relación C/N fue mayor a 12 en todos los tratamientos sin encontrarse diferencias significativas entre las situaciones agrícolas (R y M) y la situación natural (AN). Similares resultados fueron obtenidos por otros autores en otras partes del mundo (Dou *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2012b), sugiriendo que las tasas relativas de las pérdidas netas y la acumulación de C y N fueron similares para los diferentes usos y manejos del suelo.

Diferentes patrones de distribución de Pe en el perfil se producen probablemente como resultado de las diferencias en las prácticas de manejo. En los primeros 5 cm los valores de Pe fueron superiores en AN y P cuyos valores fueron de 105 y 73 mg kg⁻¹, respectivamente. La mayor acumulación de Pe en superficie en estos sistemas coincide con un mayor contenido de COT en superficie, sugiriendo la acumulación de fósforo como fósforo orgánico (Po) que, por acción de los microorganismos del suelo se mineraliza a formas inorgánicas de fósforo, siendo éstas la principal fuente del Pe (Suñer *et al.*, 2007). La aplicación de 12 y 8 kg ha⁻¹ de fósforo en rotación y monocultivo, respectivamente, no generó cambios significativos en los niveles de Pe, los cuales estuvieron por debajo de los niveles necesarios para el óptimo desarrollo de los cultivos. En la Región Pampeana, para el caso de soja y girasol, los umbrales críticos oscilan entre 9 y 13 mg kg⁻¹, mientras que para el caso de trigo y maíz entre 14 y 19 mg kg⁻¹ (Echeverría & García, 1998; Ron & Loewy, 2000). En las rotaciones, a pesar de recibir un 50% más de fósforo en relación al monocultivo, los niveles de Pe tendieron a ser algo menores que en el monocultivo. Este efecto puede deberse a la distribución de las formas de fósforo diferente según el manejo empleado. El aporte de residuos en los sistemas cultivados puede contribuir a incrementar el Po de los suelos (de Assis *et al.*, 2010). En el caso de las rotaciones la mayor cantidad y diversidad de cultivos aportaron mayor cantidad de residuos (4400 kg ha⁻¹ año⁻¹), favoreciendo la acumulación de formas orgánicas de fósforo, mientras en el monocultivo existió un menor aporte de residuos (2450

kg ha⁻¹ año⁻¹) que a su vez, por la calidad del mismo (menor C/N), se descompondría rápidamente aumentando formas disponibles de fósforo (Pe).

La mayor parte del fósforo en el suelo existe dentro de tres grupos generales de compuestos, Po, fósforo inorgánico ligado al calcio y fósforo inorgánico ligado al hierro o aluminio. Los cambios de uso de la tierra pueden cambiar la MO y los contenidos de óxidos de hierro y aluminio, y por lo tanto, influir en las formas de fósforo en los suelos (Yang *et al.*, 2012a). Como se describió anteriormente, los niveles de COT en el AN y P fueron mucho más elevados que en los sitios agrícolas en 0-20 cm, el mismo efecto se observó en los niveles de Pt. La conversión de sistemas sin disturbar (natural) o poco disturbados (pastura) a sistemas con mayor actividad antrópica (sistemas agrícolas) disminuyó significativamente los niveles de Pt (Solomon *et al.*, 2002; Yang *et al.*, 2012a).

CONCLUSIONES

Tanto el COT como sus diferentes fracciones mostraron sensibilidad para diferenciar los suelos bajo sistemas naturales de los cultivados. En las fracciones orgánicas, dicha sensibilidad, disminuyó en el siguiente orden: COPg > COPf > COM. El COPf resultó más sensible diferenciando también entre sistemas agrícolas: rotación de monocultivo. Teniendo en cuenta estos resultados, se puede inferir que la separación de fracciones orgánicas de labilidad intermedia, como el COPf, pueden utilizarse como indicadores sensibles para diferenciar manejos agrícolas, sin ser muy influenciadas por la variabilidad temporal y meteorológica.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo brindado por el Programa de Áreas Estratégicas (PAE) del MINCYT, BIOSPAS, N° 36976.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A; B Mary & J Guérif. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences of the Rolling Pampas. *Agronomie* 19: 365-377.
- Balesdent, J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53: 215-230.
- Bayer, C; L Matin-Neto; J Mielniczuk & A Pavinato. 2004. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesq. Agropec. Bras.* 39: 677-683.

- Bayer, C; L Martin-Neto; J Mielniczuk; A Pavinato & J Dieckow. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-tillage. *Soil Till. Res.* 86(2): 237-245.
- Blair, GJ; RDB Lefory & L Lise. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural system. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 1459-1466.
- Bolinder, MA; HH Janzen; EG Gregorich; DA Angers & AJ VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agric. Ecosyst. Environ.* 118: 29-42.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soils. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen total. In: DL Sparks (ed). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*, Soil Sci. Soc. Am. J.-ASA, Madison, WI, USA. 1085-1123.
- Carter, MR; DA Angers; EG Gregorich & MA Bolinder. 2003. Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. *Can. J. Soil Sci.* 83: 11-23.
- Celik, I. 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil Till. Res.* 83: 270-277.
- Christensen, BT. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Agron.* 20: 1-90.
- Christensen, BT. 1996. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: MR Carter & BA Stewart. (eds). *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Pp 97-165. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Christensen, BT. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52: 345-353.
- Dawson, JJC & P Smith. 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land use management. *Sci. Total Environ.* 382: 165-190.
- de Assis, CP; TS de Oliveira; JN Dantas & E de Sá Mendonça. 2010. Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern Brazil. *Agr. Ecosyst. Environ.* 138: 74-82.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; LGonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2010. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dou, F; AL Wright & FM Hons. 2007. Depth distribution of soil organic C and N after long-term soybean cropping in Texas. *Soil Till. Res.* 94: 530-536.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martinez & L Wall. 2013a. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. *Soil Till. Res.* 131: 11-19.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias & H Krüger. 2013b. 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.
- Echeverría, HE & FO García. 1998. Guía para la fertilización fosfatada de trigo, maíz, girasol y soja. Boletín técnico 149, INTA, EEA Balcarce.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ci. Suelo* 23(1): 59-67.
- Evrendilek, F; I Celik & S Kilic. 2004. Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey. *J. Arid Environ.* 59: 743-752.
- Fontaine, S; S Barot; P Barre; N Bdioui; B Mary & IC Rumpe. 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450: 277-280.
- Galantini, JA & RA Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.* 87: 72-79.
- Galantini, JA; RA Rosell; AE Andriulo; AM Miglierina & JO Iglesias. 1992. Humification and N mineralization of crop residues in semi-arid Argentina. *Sci. Total Environ.* 117/118: 263-270.
- Galantini, JA; RA Rosell; G Brunetti & N Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ci. Suelo* 20(1): 17-26.
- Galantini, JA & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina *Agriscientia* 25: 41-55.
- Galantini, JA; JO Iglesias & ME Duval. 2012. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense: efectos sobre las fracciones orgánicas. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina. 16 al 20 de abril de 2012.
- Gong, W; XY Yan; JY Wang; TX Hu & YB Gong. 2009. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools under a wheat-maize cropping system in North China Plain. *Plant Soil* 314: 67-76.
- 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.
- Grünzweig, JM; SD Sparrow & SF Chapin. 2003. Impact of forest conversion to agriculture on carbon and nitrogen mineralization in subarctic Alaska. *Biogeochemistry* 64: 271-296.
- Guo, LB & RM Gifford. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Change Biol.* 8: 345-360.
- Janzen, HH; CA Campbell; SA Brandt; GP Lafond & L Townley-Smith. 1992. Light fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1799-1806.
- Karlen, DL; MJ Mausbach; JW Doran; RG Cline; RF Harris & GE Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 4-10.
- Li, XG; YK Li; FM Li; M Ma; PL Zhang & P Yin. 2009. Changes in soil organic carbon, nutrients and aggregation after conversion of native desert soil into irrigated arable land. *Soil Till. Res.* 104: 263-269.
- Martens, DA; Reedy, TE & DT Lewis. 2003. Soil organic carbon content and composition of 130-year crop, pasture and forest land-use managements. *Glob. Change Biol.* 10: 65-78.
- Ouédraogo, E; A Mando & L Stroosnijder. 2006. Effects of tillage, organic resources and nitrogen fertilizer on soil carbon dynamics and crop nitrogen uptake in semi-arid West Africa. *Soil Till. Res.* 91: 57-67.

- Poeplau, C; A Don; L Vesterdal; J Leifeld; B Van Wesemael; J Schumacher & A Gensior. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone-carbon response functions as a model approach. *Glob. Change Biol.* 17(7): 2415-2427.
- Poeplau, C & A Don. 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma* 192: 189-201.
- 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.
- Purakayastha, TJ; L Rudrappa; D Singh; A Swarup & S Bhadraray. 2008. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize-wheat-cowpea cropping system. *Geoderma* 144: 370-378.
- Raiesi, F. 2006. Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112: 13-20.
- Raiesi, F. 2007. The conversion of overgrazed pastures to almond orchards and alfalfa cropping systems may favor microbial indicators of soil quality in Central Iran. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121: 309-318.
- Rasse, DP; C Rumpel & MF Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269(1-2): 341-356.
- Ron, MM & T Loewy. 2000. Modelo de fertilización nitrogenada y fosforada para trigo en el Sudoeste Bonaerense, Argentina. *Ci. Suelo* 18: 44-49.
- Rudrappa, L; TJ Purakayastha; D Singh & S Bhadraray. 2006. Long-term manuring and fertilization effects on soil organic carbon pools in a Typic Haplustept of semi-arid sub-tropical India. *Soil Till. Res.* 88: 180-192.
- Salvo, L; J Hernández & O Ernst. 2010. Distribution of soil organic carbon in different size fractions, under pasture and crop rotations with conventional tillage and no-till systems. *Soil Till. Res.* 109: 116-122.
- Sequeira, CH; MM Alley & BP Jones. 2011. Evaluation of potentially labile soil organic carbon and nitrogen fractionation procedures. *Soil Biol. Biochem.* 43: 438-444.
- Sharifi, M; BJ Zebarth; DL Burton; CA Grant; S Bittman; CF Drury; BG McConkey & N Ziadi. 2008. Response of potentially mineralizable soil nitrogen and indices of nitrogen availability to tillage system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 1124-1131.
- Shukla, MK; R Lal & M Ebinger. 2005. Soil quality indicators for reclaimed mine soils in southeastern Ohio. *Soil Sci.* 169: 133-142.
- Solomon, D; J Lehmann; T Mamo; F Fritzsche & W Zech. 2002. Phosphorus forms and dynamics as influenced by land use changes in the sub-humid Ethiopian highlands. *Geoderma* 105: 21-48.
- Sommers, LE & DDW Nelson 1972. Determination of total phosphorus in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36: 902-904.
- Suñer, L; JA Galantini; P Varela & RA Rosell. 2007. Estratificación de las formas de fósforo en siembra directa y su relación con la disponibilidad para los cultivos. *Rev. Téc. Sistemas productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense*. Pág. 28-31.
- Tan, Z; R Lal; L Owens & RC Izaurre. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. *Soil Till. Res.* 92: 53-59.
- Terra, JA; F García-Prechac; L Salvo & J Hernández. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. *In: R Horn; H Fleige; S Peth & X Peng (eds). Sustainability – Its Impact on Soil Management and Environment. Adv. Geoecol.* 38: 233-241.
- Tisdall, JM & J Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33(2): 141-161.
- von Lützow, M; I Kögel-Knabner; K Ekschmitt; H Flessa; G Guggenberger; E Matzner & B Marschner. 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39: 2183-2207.
- Wang, GX; HY Ma; J Qian & J Chang. 2004. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in an arid region of northwest China. *Soil Use Manag.* 20: 32-39.
- Yang, W; H Cheng; F Hao; W Ouyang; S Liu & C Lin. 2012a. The influence of land-use change on the forms of phosphorus in soil profiles from the Sanjiang Plain of China. *Geoderma* 189-190: 207-214.
- Yang, X; W Ren; B Sun & S Zhang. 2012b. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China. *Geoderma* 177-178: 49-56.
- Zimmermann, M; J Leifeld; S Abiven; MWI Schmidt & J Fuhrer. 2007. Sodium hypochlorite separates an older soil organic matter fraction than acid hydrolysis. *Geoderma* 139(1-2): 171-179.
- Zonetti, PC; LS Suzuki; EA Bonini; MLL Ferrarese, & O Ferrarese-Filho. 2012. High temperatures on root growth and lignification of transgenic glyphosate-resistant soybean. *Agrociencia* 46(6): 557-565.