

**UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA ORIENTAL DEL URUGUAY  
FACULTAD DE AGRONOMIA  
PROGRAMA DE POSGRADO**

**CAMBIOS EN LOS CONTENIDOS Y DISTRIBUCION DEL CARBONO  
ORGÁNICO DEL SUELO BAJO DISTINTAS ROTACIONES AGRICOLAS  
GANADERAS Y SISTEMAS DE LABOREO.**

**Estudio de las fracciones físicas de la materia orgánica y abundancia natural de <sup>13</sup>C.**

**Lucía Salvo Álvarez**

Tesis presentada como parte de las exigencias de  
Posgrado de la Facultad de Agronomía en la opción  
Ciencias del Suelo para la obtención del título de  
Magíster en Ciencias del Suelo

**Montevideo, Uruguay**

**UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA ORIENTAL DEL URUGUAY**  
**FACULTAD DE AGRONOMIA**  
**PROGRAMA DE POSGRADO**  
**MAESTRIA EN CIENCIAS AGRARIAS-OPCIÓN CIENCIAS DEL SUELO**

**Lucía Salvo, Ingeniera Agrónoma**

Tesis dirigida por:

**Ing. Agr. Jorge Hernández (MSc)**

Profesor Agregado G° 4 de Fertilidad de Suelos, Facultad de Agronomía (UDELAR)

Aprobada por:

**Ing. Agr. Adrián Andriulo (Dr)** \_\_\_\_\_  
Investigador de la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino (INTA- Argentina)

**Ing. Agr. Amabelia del Pino (PhD)** \_\_\_\_\_  
Profesor Adjunto G° 3 de Fertilidad de Suelos, Facultad de Agronomía (UDELAR)

**Ing. Agr. Oswaldo Ernst** \_\_\_\_\_  
Profesor Agregado G°4 de Cereales y Cultivos, Facultad de Agronomía (UDELAR)

**Ing. Agr. Carlos Perdomo** \_\_\_\_\_  
Profesor Titular G° 5 de Fertilidad de Suelos, Facultad de Agronomía (UDELAR)

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer a quienes han hecho posible que la Facultad de Agronomía (UDELAR) tenga su Programa de Posgrado, que con sus pro y contras de funcionamiento, me ha brindado la oportunidad de mejorar mi formación académica.

Agradezco al Ing. Agr. Jorge Hernández (Chito), por tenerme confianza y haber sido mi orientador de maestría, pero sobre todas las cosas, por ser un amigo.

Agradezco a los Ings. Agrs. Adrián Andriulo, Amabelia del Pino, Oswaldo Ernst, Carlos Perdomo, por haber aceptado estar en el tribunal de evaluación y haberme aportado sugerencias para mejorar mi trabajo de tesis.

Agradezco a la Ing. Agr. Mónica Barbazán que voluntariamente y con dedicación corrigió mi tesis e hizo sugerencias para mejorar la misma, y al Ing. Agr. Mario Pérez por haber compartido momentos de discusión y haber realizado aportes realmente significativos para la elaboración de este trabajo.

Agradezco a todos mis compañeros de Edafología, y Manejo y Conservación de Suelos y Aguas, por haberme brindado apoyo en los momentos en que lo necesité.

Agradezco a mis amigos que de una u otra forma han estado conmigo, pero especialmente a mi amigo Juan Pablo Pérez, por estar siempre acompañando y compartiendo conmigo su fe y optimismo.

Agradezco a toda mi familia por estar siempre a mi lado, conteniéndome en los malos momentos, apoyando mis emprendimientos personales, festejando mis logros y procurando por mi bien y felicidad.

**GRACIAS A TODOS!**

## ÍNDICE

	<b>Pág.</b>
<b>INDICE DE CUADROS</b>	6
<b>INDICE DE FIGURAS</b>	7
<b>I.- PRESENTACIÓN</b>	8
<b>II.- INTRODUCCIÓN GENERAL</b>	8
II 1.- Impacto de los sistemas productivos sobre la calidad del suelo	8
II 2.- Evolución en el estudio de la materia orgánica del suelo	14
II 3.- Bibliografía	23
<b>III.- ARTICULO Nº 1: DISTRIBUCION DEL CARBONO EN LAS FRACCIONES FÍSICAS DE LA MATERIA ORGANICA DEL SUELO: efecto del sistema de laboreo y de la secuencia de cultivos en la rotación</b>	30
III 1.- Resumen	30
III 2.- Abstarct	31
III 3.- Introducción	32
III 4.- Materiales y Métodos	34
III 5.- Resultados y Discusión	36
III 5.1.- Cambios en la concentración y reserva de carbono orgánico del suelo	36
III 5.2.- Cambios en las fracciones físicas del carbono orgánico del suelo	41
III 6.- Conclusiones	46
III 7.- Bibliografía	47
<b>III.- ARTICULO Nº 2: DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO BAJO ROTACIONES DE CULTIVOS Y PASTURAS: estudio de fracciones físicas y abundancia natural de <sup>13</sup>C</b>	52
IV 1.- Resumen	52
IV 2.- Abstract	53
IV 3.- Introducción	54
IV 4.- Materiales y Métodos	55
IV 4.1.- Características del experimento y tratamientos evaluados	55
IV 4.2.- Muestreos y determinaciones	56
IV 4.3.- Estimaciones y cálculos	58

IV 4.3.1.- <i>Porcentaje de carbono joven</i>	58
IV 4.3.2.- <i>Retención de carbono orgánico por el suelo</i>	58
IV 4.3.3.- <i>Constante de descomposición y vida media del carbono orgánico del suelo y sus fracciones físicas</i>	59
IV 4.4.- <i>Análisis estadístico</i>	60
IV 5.- <i>Resultados y Discusión</i>	61
IV 5.1.- <i>Cambios en los contenidos y composición del carbono orgánico del suelo</i>	61
IV 5.2.- <i>Cambios en las relaciones <math>^{13}\text{C}/^{12}\text{C}</math> del carbono orgánico del suelo</i>	65
IV 6.- <i>Conclusiones</i>	71
IV 7.- <i>Bibliografía</i>	72

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cap./Núm. Cuadro</b>	<b>Pág.</b>
II .1.- Comparación del tiempo medio de residencia de C en los pools teóricos del COS.	23
III .1.- Stock de COS en función de la profundidad para los diferentes sistemas de rotaciones.	38
III 2.- Contenido de COS asociado a cada una de las fracciones físicas de la MOS y proporción del C-MOP en relación al COS total, según profundidades y rotaciones evaluadas.	41
III 3.- Significancia de los contrastes ortogonales realizados para el C-MOP y C-MOAM, según profundidad.	42
IV 1.- Secuencia de cultivos desde el inicio del experimento (1993) hasta el año 2003.	56
IV 2.- Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de los cultivos $\text{C}_3$ sembrados	58
IV 3.- Composición porcentual del COS según sus fracciones físicas, para tres profundidades de suelo y en dos momentos de evaluación (año 1994 y tratamientos del año 2003).	63
IV 4.- Contenido de C ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en cada fracción física y profundidad de suelo, para el año 1994 y tratamientos del año 2003.	64
IV 5.- Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y cantidad de COS a distintas profundidades para el año 1994 y tratamientos del año 2003, y proporción y cantidad de C joven incorporado en el período 1994-2003.	67
IV 6.- Rendimiento acumulado de cultivos $\text{C}_3$ , producción acumulada de pasturas, aporte de C al suelo y porcentaje de retención del mismo en el período de 9.5 años, para los tratamientos del 2003.	70

## ÍNDICE FIGURAS

<b>Cap./Núm. Figura</b>	<b>Pág.</b>
II .1.- Representación esquemática del reemplazo del COS derivado de una vegetación A por el carbono de una nueva vegetación B.	20
III .1.- A) Concentración de COS bajo sistemas con laboreo convencional y con siembra directa, de 0 a 80 cm de profundidad; B) Concentración de COS de 0 a 18 cm bajo secuencias de cultivo continuo y cultivo-pasturas en laboreo convencional y siembra directa.	37
III .2.- Contenido de COS en las distintas fracciones físicas según profundidad, para el promedio de los tratamientos con laboreo y el promedio de los tratamientos con siembra directa.	45
III .3.- Contenido de COS en las distintas fracciones físicas de 0 a 18 cm de suelo, para los distintos sistemas de rotaciones.	46
IV 1.- Contenidos de COS para el año 1994 y tratamientos del año 2003. A) Concentración de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) por profundidad. B) Stock de COS ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en los primeros 18 cm de suelo.	62
IV 2.- Valores de $\delta^{13}\text{C}$ del COS a diferentes profundidades de suelo, en el año 1994 y en los tratamientos del año 2003.	66
IV 3.- Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las diferentes fracciones físicas para diferentes profundidades de suelo en el año 1994 y en el promedio de los tratamientos del año 2003.	68

## **PRESENTACIÓN**

El presente trabajo esta conformado por una introducción general del tema en estudio y dos artículos científicos que se han escrito siguiendo el formato sugerido para publicar en la Revista Agrociencia (<http://www.fagro.edu.uy/agrociencia/index.html>).

## **INTRODUCCIÓN GENERAL**

### **Impacto de los sistemas productivos sobre la calidad del suelo**

El suelo es el sustento para producir la mayoría de los alimentos, fibras y madera. En muchas partes del mundo, este recurso ha quedado tan dañado por un manejo abusivo y erróneo que nunca más podrá producir bienes (FAO, 1976). La agricultura de granos es la responsable de los mayores problemas ambientales que acompañaron el desarrollo productivo. El uso de laboreo para la preparación de la cama de siembra, condujo a la degradación y erosión de los suelos más productivos en vastísimas regiones, ya que pocas actividades humanas se han desarrollado en tanta extensión territorial (Díaz Rossello, 2003).

De lo anterior surge la importancia de conocer bajo qué usos y qué manejos evitamos o mitigamos el deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo para que éste no pierda productividad.

El concepto de calidad de suelo se define como la capacidad de un tipo específico de suelo para funcionar dentro de un ecosistema, sustentar la productividad de plantas y animales, mantener o aumentar la calidad del agua y del aire y soportar la salud y hábitat humano. La evaluación de la calidad de los suelos es una herramienta enfocada al estudio de sus propiedades y procesos, que son usados para determinar la sustentabilidad de las prácticas de manejo utilizadas (Karlen, 2004).



Muchos investigadores coinciden en que la materia orgánica del suelo (MOS), es uno de los principales indicadores de sustentabilidad y calidad de este recurso por la influencia que tiene en la mayoría de sus propiedades (Doran y Parkin, 1994; Reeves, 1997; Seybold et al., 1997; Brady y Weil, 2002). Ella provee muchos de los cationes intercambiables y capacidad de almacenamiento de agua en la zona de arraigamiento del suelo. Algunos de sus componentes son responsables de la formación y estabilización de los agregados del suelo. También puede contener grandes cantidades de nutrientes para las plantas y actuar como una reserva de lenta liberación, especialmente de nitrógeno. Además, la MOS proporciona energía y otros constituyentes necesarios para la vida de la mayoría de los microorganismos del suelo. Todos estos efectos favorecen el crecimiento de las plantas, pero además, ciertos compuestos orgánicos encontrados en el suelo tienen efectos directos en la estimulación del crecimiento vegetal. Por todas esas razones, la cantidad y calidad de la MOS es un factor central en determinar la calidad del mismo (Brady y Weil, 2002).

En las últimas décadas se ha incrementado el interés sobre el estudio de la MOS por su posible efecto en el ambiente, ya que el reservorio de carbono (C) del suelo puede comportarse como una fuente o destino de CO<sub>2</sub> atmosférico, uno de los gases con efecto invernadero (Balesdent y Mariotti, 1996; Urquiaga et al. 2007). El creciente consumo de combustibles fósiles y conversión de áreas nativas en tierras cultivadas, especialmente deforestación, han aumentado los flujos de CO<sub>2</sub> desde la geósfera hacia la atmósfera. Desde 1750, inicio de la Revolución Industrial, hasta 1999, la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera aumentó de 280 a 367 ppm en volumen, es decir un 31% (IPCC, 2001).

La disminución del carbono orgánico de los suelos (COS) cuando se realiza agricultura con laboreo, ha sido ampliamente reportada por los investigadores. En una recopilación de 50 comparaciones a lo ancho de Canadá, se observó que cuando un suelo en su condición natural fue convertido a suelo agrícola, hubo una pérdida promedio de  $24 \pm 6\%$  de COS (VandenBygaart et al., 2003).

Un ejemplo cercano al de nuestras condiciones surge del experimento llevado a cabo en la Estación Experimental de Pergamino, situada en la parte central de la Pampa Húmeda Argentina

(subregión: pampa ondulada). En éste se partió de una pastura original con muy alta reserva de C ( $68 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y luego de 13 años de monocultivo de soja con laboreo, las reservas de C se redujeron a  $49 \text{ Mg C ha}^{-1}$ , significando una pérdida de 28 % de C en una masa de suelo de  $2500 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Andriulo et al., 1999). La disminución de COS fue más rápida durante los primeros años de uso agrícola y luego se hizo más lenta, tendiendo a un equilibrio (Andriulo et al., 1999; Alvarez et al. 2006). Según Alvarez et al. (2006), si el agroecosistema tiene una baja tasa de erosión puede llegarse a un nuevo equilibrio en el nivel de COS, que generalmente es un 40 a 60 % del que tenía el suelo virgen.

Cuando el sistema agrícola contempla rotaciones de cultivos, de inmediato se asocia al concepto de sustentabilidad ambiental y productiva, ya que desde los comienzos de la agricultura fue una práctica de producción que permitió mitigar y superar innumerables problemas ocasionados por los monocultivos. En su expresión más común, las rotaciones de cultivos se conciben como la alternancia de cultivos anuales. No obstante, las rotaciones con pasturas se diferencian claramente en su potencial contribución a la sustentabilidad, porque tienen la capacidad de revertir los procesos de degradación de los suelos, recuperando potencial productivo (Díaz Rossello, 2003)

A nivel mundial, el uso de rotaciones de cultivos y pasturas es inusual. En general, han ido desapareciendo como consecuencia de las necesidades de alta especialización productiva que impone la competitividad de los diferentes rubros. La investigación también desatendió por mucho tiempo esta temática de la diversificación agrícola como contribución a la sustentabilidad y es recién en la última década que vuelven a recobrar interés para la investigación en los países desarrollados (Díaz Rossello, 2003). Uruguay y algunas áreas de Argentina son excepciones en las cuales las rotaciones de cultivos-pasturas predominan sobre los cultivos continuos (García Préchac et al., 2004).

El limitado potencial de producción de las pasturas naturales y la recuperación de la productividad después de un período de pasturas sembradas, fueron las principales razones para la adopción de la rotación de cultivos-pasturas en Uruguay en los 60` y 70` (García Préchac et al.,

2004). A mediados de la década del 90, las encuestas de uso del suelo revelaban que la totalidad de la agricultura de granos se hacía en rotación con pasturas (Díaz Rossello, 2003).

García Préchac et al. (2004) citan varios estudios que han demostrado una disminución del COS bajo cultivo continuo con laboreo convencional, y un incremento del mismo después de un período bajo pasturas perennes plurianuales. También mencionan que la estabilidad de los agregados del suelo se incrementa rápidamente con la inclusión de pasturas en la rotación de cultivos, debido fundamentalmente a la ausencia de laboreo durante el ciclo de pasturas, y a que éstas desarrollan un sistema radicular denso y fibroso que promueve la agregación del suelo. Este efecto se pierde rápidamente cuando el suelo se laboreo otra vez (Haynes et al., 1991). Por lo tanto, el uso combinado de rotación de cultivos-pasturas y siembra directa puede resultar en sistemas de producción más sustentables.

En el experimento de larga duración de INIA-La Estanzuela (Uruguay) instalado en 1962, se compararon dos tratamientos de rotaciones de cultivos y pasturas (diferiendo en las especies utilizadas en la pastura) con un sistema de cultivo continuo desde 1963 a 1989. La producción total de grano del período fue 18 y 26% mayor para los dos tratamientos que rotaron 4 años de cultivos con 4 años de pasturas perennes. La mejor calidad del suelo fue una de las principales razones para la mayor productividad de los cultivos en rotación con pastura, comparado con sistemas de cultivo continuo. En el horizonte Ap del suelo bajo cultivo continuo con laboreo, se observó una caída continua del COS ( $540 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ), mientras que en las rotaciones con pastura, la mayor parte del COS perdido durante el ciclo de cultivo bajo laboreo convencional fue recuperado durante el ciclo de pastura. Para el período 1964 a 1990, la regresión lineal ajustada indicó una disminución de  $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  de COS en las rotaciones con pastura. Al año 1999, la disminución de COS en el sistema de cultivo continuo había sido de un 33% en relación al valor original (García Préchac et al., 2004).

Otras prácticas eficientes para mantener o incrementar la materia orgánica del suelo han sido la reducción en la intensidad de laboreo del suelo y el uso de cultivos que maximicen el agregado de residuos sobre el suelo (Martino, 1997; Six et al., 1999; Bayer et al., 2000).

En Uruguay, el uso de la siembra directa comenzó en la década de 1990 y se ha ido incrementando con el tiempo. Una encuesta realizada por Scarlato et al. (2001) indicó que entre un 60 y 62% de los productores adoptaron la siembra directa por la disminución en la erosión y degradación de suelos y porque mejoró las oportunidades de realizar las operaciones en tiempo y forma. Pero indudablemente, como lo menciona García Préchac (2001), el incremento en adopción también tuvo su explicación en el menor costo de la siembra directa (entre un 10 a 30% menos que el laboreo convencional), según lo informado por FUCREA (Federación Uruguaya de Grupos Crea).

Paustian et al. (1997) (citado por Six et al., 1999), han recopilado datos de experimentos de larga duración en los que se compara la siembra directa con el laboreo convencional, encontrando, en la mayoría de los casos, un aumento del contenido de C en sistemas sin laboreo. Sin embargo, las tasas de acumulación de C encontradas bajo siembra directa han sido muy variables, ya que su dinámica no sólo depende del manejo del suelo, sino también de su mineralogía, de las condiciones climáticas y de las cantidades de residuos vegetales y N aportado por el sistema.

A nivel global, se ha estimado un aumento de alrededor del 10% de los contenidos de COS, por implementación de siembra directa en los primeros 20 cm del perfil en un período de 20 a 30 años (Alvarez, 2005). Sin embargo, las tasas de acumulación encontradas han variado desde nulas hasta valores relativamente elevados. Lal et al. (1999), en suelos de Estados Unidos manejados en siembra directa, estimaron tasas de acumulación entre 0.10 a 0.5 Mg ha<sup>-1</sup> de C. Mielniczuk et al. (2003), citan trabajos para la región de Cerrado de Brasil donde las tasas de acumulación variaron desde valores próximos a cero hasta valores de 0.15 a 0.69 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. En Canadá, la tasa de acumulación de C bajo siembra directa fue estimada en 0.05± 0.16 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (VandenBygaart, et al., 2003). No siempre que se establezca un sistema de siembra directa de cultivos ocurrirá una acumulación de COS. Si el punto de partida es un sistema de manejo con devolución al suelo de altas cantidades de residuos vegetales (por ejemplo, un campo natural o un suelo que ha estado durante muchos años bajo pradera o con vegetación de gramínea perennes) es de esperar que al establecer un sistema de agricultura con siembra directa ocurra un descenso en el contenido de COS (Martino, 2000).

La siembra directa provoca estratificación del C dentro del suelo, encontrándose la mayor concentración de COS en los primeros cm de suelo. La estratificación también se observa en suelos bajo pastura (Franzluebbers, 2002; Alvarez y Steinbach, 2006). En cambio, no se produce con el laboreo, dado que los residuos se incorporan y mezclan dentro de las capas superficiales ( $\pm$  18 cm de suelo), provocando que la concentración de C resulte similar en todo ese estrato. En algunos casos, el uso de siembra directa como alternativa al laboreo convencional, condujo a aumentos del COS, aunque éstos se limitaron a las primeras capas del suelo y en muchos casos no se tradujeron en cambios en la capa arable (Alvarez et al., 1998; Liebig et al., 2004).

En un experimento de larga duración de INIA Treinta y Tres (Uruguay), instalado en 1995 sobre un suelo de textura franca, se estudió la evolución del COS en sistemas de agricultura forrajera continua (doble cultivo anual) con laboreo convencional, laboreo reducido y siembra directa. En 6 años, el COS de los primeros 15 cm de suelo se redujo en un 24, 12 y 7.5% para el laboreo convencional, laboreo reducido y siembra directa respectivamente, respecto a la situación original. En estos sistemas de cultivo continuo con destino forrajero, muy extractivos en biomasa, aún con siembra directa se produjo una pérdida significativa de COS, aunque de menor magnitud a la producida por el laboreo convencional (Terra y García Préchac, 2001).

En el mismo experimento se compararon diferentes rotaciones de cultivo y pasturas bajo siembra directa, durante el período 1995-2003. Bajo el cultivo continuo en siembra directa, el COS de los primeros 15 cm tuvo una reducción significativa del 17 % comparado con los tratamientos con una alta proporción de pasturas perennes en la rotación (2 años de cultivo y 4 de pasturas). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las rotaciones con diferente proporción de pasturas (2 años vs 4 años). A su vez, todas las intensidades de uso del suelo que incluyeron pasturas perennes tuvieron similar contenido de C que el suelo adyacente bajo pastura nativa (Terra et al., 2006).

Según Diaz Rossello (2003), en materia de manejo sostenible de suelos agrícolas existen dos grandes senderos tecnológicos disponibles. Por un lado las rotaciones, que van desde la alternancia de cultivos, con ciclos complementarios para uso más eficiente del suelo (doble

cultivo), o el modelo mixto (considerado como el más desarrollado), donde los cultivos anuales alternan con pasturas plurianuales gramíneas y leguminosas. En este último sistema, las pasturas que duran más de un año, contribuyen interrumpiendo el ciclo anual de malezas, plagas y enfermedades propias de los cultivos de granos de estación. Así se reduce la necesidad de defensivos agrícolas para la protección contra esos factores bióticos. Por otra parte, las pasturas de gramíneas y leguminosas reducen notoriamente el riesgo de erosión durante su fase de crecimiento y contribuyen a recuperar el contenido del C y el N orgánico del suelo. La segunda alternativa tecnológica se basa en la reducción del laboreo. Según este investigador, el gran desafío para investigación en rotaciones de pasturas con cultivos, es integrar a la siembra directa para que se sumen las contribuciones a la sustentabilidad productiva que ellas tienen.

### **Evolución en el estudio de la Materia Orgánica del Suelo**

El estudio de la MOS evolucionó junto con los cambios en las metodologías y en los equipamientos, guiados por la necesidad de respuestas rápidas. En un principio, se dio un paralelismo entre el concepto de MOS y humus, el cual canalizó los estudios hacia el esclarecimiento de la estructura, de las propiedades y de la función de las sustancias húmicas. Debido a la gran estabilidad de esta fracción química, las diferencias en cantidad y calidad de MOS en los estudios de campo solo se observan con el paso de muchos años. Con este tipo de estudios, enfocados en la separación y caracterización química de las sustancias húmicas, se avanzó mucho en el conocimiento de la estructura de las moléculas, de los grupos funcionales que caracterizan a las diferentes sustancias húmicas, de la reactividad dentro del suelo, así como su importante rol en la formación de los complejos órgano-minerales y la estructura del suelo. Sin embargo, hubo poco adelanto en el conocimiento de las transformaciones en el corto plazo, su aporte a la nutrición de los cultivos y su dinámica en el tiempo (Galantini et al., 2004).

Utilizar como sinónimo el término de MOS y humus, significa desconocer el aporte de otras fracciones orgánicas, tanto en cantidad como en calidad. Pero además, cuando se realiza un análisis de laboratorio para determinar la MOS, se está determinando el carbono total del suelo, independientemente de que esté parcial o totalmente descompuesto (Galantini et al., 2004). El

término general de Materia Orgánica del Suelo comprende todos los componentes orgánicos del suelo: 1) biomasa viva (tejidos intactos de animales y vegetales, así como microorganismos), 2) raíces muertas y otros residuos de plantas reconocibles, 3) una gran mezcla de complejas sustancias orgánicas amorfas y coloidales, no identificables como tejido. Solamente la tercer categoría de material orgánico corresponde a lo que se denomina humus del suelo (Brady y Weil, 2002).

A lo largo del tiempo se han desarrollado una gran variedad de modelos, que han sido usados para representar los cambios del carbono y nitrógeno orgánico en el largo plazo (Parton et al., 1987). Los modelos que mejor representaron el comportamiento de la materia orgánica del suelo, incluyen dos a tres pools de materia orgánica. El término “pool” refiere a separaciones teóricas de los componentes orgánicos según su cinética. Generalmente son conceptualizados como un pool pequeño con una rápida tasa de reciclaje y uno o varios pools de mayor tamaño y menor tasa de reciclaje (Cambardella y Elliot, 1992).

Un ejemplo es el modelo de formación de MOS (modelo Century) presentado por Parton et al. (1987), en el que el sub-modelo MOS consta de tres fracciones: i) un pool activo de C y N del suelo (MOS activa) que consiste de microbios vivos y productos microbianos con un corto tiempo de reciclaje (1 a 5 años); ii) un pool de C y N (MOS lenta) que está físicamente protegido y/o en formas químicas con mayor resistencia biológica a la descomposición y con un tiempo de reciclaje intermedio (20 a 40 años); y iii) un pool que es químicamente recalcitrante (MOS pasiva) y que puede también estar físicamente protegida, con un tiempo de reciclaje largo (200 a 1500 años). Además de la MOS, los residuos de las plantas (biomasa aérea y radicular) también son divididos según su contenido de lignina, dentro de un pool estructural (más lignina) y un pool metabólico (menos lignina). El tiempo que deberá transcurrir antes de que los restos vegetales pasen a los pools de la MOS será, de 1 a 5 años para los del pool estructural y de 0.1 a 1 año para los del pool metabólico. Estos mismos autores estimaron que los cambios en el tamaño del pool lento de la MOS, explicaron la mayor parte de las diferencias encontradas en el contenido de MOS entre los diferentes tratamientos manejados, después de 20 años de cultivo. Se está generalmente de acuerdo que el pool más lábil de la MOS está mayoritariamente formado por

restos de plantas, pero también contiene productos de la microfauna y microbianos (Dalal y Mayer, 1986; Janzen et al., 1992; von Lutzow et al., 2007).

El aislamiento químico o físico de estos pools en el laboratorio ha sido muy difícil (Cambardella y Elliot, 1992). En un esfuerzo por cuantificar los pools más dinámicos de la MOS, se ha tratado en las últimas décadas, de separar el material menos transformado, sean residuos orgánicos o sus productos de transformación (Galantini et al., 2004) y se ha desarrollado una amplia gama de metodologías con este propósito (von Lutzow et al., 2007). Dentro del fraccionamiento físico se encuentra el fraccionamiento por agregados, por tamaño de partícula, por densidad, o separación por alto gradiente magnético (von Lutzow et al., 2007). El término “fracción” es usado para describir los componentes de la materia orgánica que pueden ser medidos o determinados.

En muchos trabajos se observó que el material menos transformado de la MOS era afectado por el manejo agronómico y que era responsable de la rápida disminución del contenido de MOS, cuando los suelos vírgenes eran puestos bajo agricultura. Esta fracción de la MOS se destacó por su sensibilidad a los cambios en el sistema de producción, su dinámica en el corto plazo y su importante papel en el ciclo de los nutrientes. Los nombres que fue tomando esta fracción, compuesta de material menos transformado de la MOS, han surgido de sus características o del método de separación. Se la ha denominado: MO “joven”, “particulada”, “liviana”, “libre”, “activa”, “macro – materia orgánica”, etc. De ellas nace la verdadera definición: “es el material orgánico más joven y más activo del suelo, compuesto por partículas de mayor tamaño que el humus y libre de la matriz mineral, y por eso es más liviana que los complejos órgano-minerales” (Galantini et al., 2004).

En 1992, Cambardella y Elliot propusieron un método simple de fraccionamiento físico de la MOS, continuando con la metodología propuesta por Feller (1979) y posteriormente por Andreux et al. (1980). En esta metodología, a diferencia de la anterior, la dispersión del suelo se realiza con hexametáfosfato de sodio en lugar de utilizar bolitas de vidrio o de ágata. Seguido a esto, el suelo es tamizado a través de una malla de 53  $\mu\text{m}$  en ambos métodos. Todo el material retenido por dicho tamiz, se denomina Materia Orgánica Particulada (MOP) y el material de



menor tamaño es lo que se denomina Materia Orgánica Asociada a la fracción Mineral del suelo (MOAM). La primera fracción es joven, poco transformada y por su menor asociación con la componente mineral del suelo, constituye la parte más dinámica de la MOS, asociándose a la disponibilidad de nutrientes en el corto plazo. La MOAM es la fracción más humificada de la MOS, es estable en el tiempo y difícil de degradar por su compleja estructura (Galantini et al., 2004). El fraccionamiento por tamaño de partícula está basado en el concepto de que la MOS está compuesta por partículas de distinto tamaño, según lo cual se asocian a diferentes fracciones mineralógicas del suelo y difieren en su estructura y función (Christensen, 2001).

En el trabajo de Cambardella y Elliot (1992) se partió de una pastura natural donde el C asociado a la MOP (C-MOP) representaba el 39% del COS de los primeros 20 cm de suelo. Luego de 20 años de cultivo de trigo bajo siembra directa o barbecho desnudo, el mismo pasó a representar un 25% y 18% del COS respectivamente. La MOP representó la mayor parte del COS perdido cuando se pasó de la pastura a un sistema de cultivo anual. Los autores sugirieron que esta fracción, por sus características y por su vida media estimada en aproximadamente 13 años, representó una significativa proporción del pool “lento” del Modelo de Parton et al. (1987). Estos resultados sugirieron la posibilidad de usar a la MOP como un indicador de cambio en las propiedades del suelo bajo diferentes prácticas de manejo (Chan, 1997).

En Uruguay, Morón y Sawchik (2003) compararon la sensibilidad de diferentes indicadores de calidad de suelo frente a cambios generados por distintas rotaciones de cultivo de largo plazo, bajo laboreo convencional (INIA La Estanzuela). De los indicadores relacionados al COS, el C-MOP mayor a 212  $\mu\text{m}$  fue la fracción más sensible para comparar tratamientos. A éste le siguió, en orden descendente de sensibilidad, la fracción de C-MOP de un tamaño entre 53  $\mu\text{m}$  y 212  $\mu\text{m}$  y por último el C asociado a la MOAM (C-MOAM). La determinación tradicional de COS mostró una pobre sensibilidad a los tratamientos. Otros autores también reportaron que el C-MOP era un indicador de calidad de suelo altamente sensible, para detectar cambios producidos por diferentes usos del suelo y prácticas de manejo (Cambardella y Elliot, 1992; Elliot et al., 1994; Bayer et al., 2001).

En el mismo trabajo, Morón y Sawchik (2003), determinaron la fracción liviana de COS (separación física por densidad). Los valores absolutos de C fueron menores a los encontrados en el C-MOP entre 212-2000  $\mu\text{m}$ . Sin embargo, se encontró una fuerte correlación entre esas dos variables, no así con el C-MOP entre 53-212  $\mu\text{m}$  donde se encontró una pobre asociación.

El contenido de C-MOP o C joven, está afectado por el uso y manejo del suelo, el tipo de vegetación y otros factores que alteren el balance entre entradas de restos frescos y descomposición (ej: clima, tipo de suelo, actividad microbiana). En suelos con vegetación permanente puede representar entre un 15 a 40% del COS de los horizontes superficiales, mientras que en suelos cultivados durante muchos años, puede representar menos del 10% del COS de la capa arable (Christensen, 2001). En el trabajo de Morón y Sawchik (2003), luego de 36 años de cultivo continuo fertilizado, el COS de los primeros 15 cm estuvo constituido por un 7% de C-MOP, mientras que la rotación con la mitad del tiempo en pasturas tuvo un 13% de C-MOP. En el trabajo de Terra et al. (2006), sobre suelos de texturas medias del este del Uruguay, el COS de los primeros 15 cm estuvo conformado por un 32% de C-MOP y 68% de C-MOAM en el suelo bajo pastura permanente. El C-MOP se redujo a 26% luego de 8 años de cultivo forrajero continuo con siembra directa.

Los estudios en base a la separación física permitieron avanzar en el conocimiento de la dinámica del material orgánico en el suelo, su relación con el manejo agronómico y su importancia en la nutrición de los cultivos. Para la fertilidad del suelo es tan importante la MO humificada, como los residuos y sus productos de transformación o la biomasa microbiana (Galantini et al., 2004). Sin embargo, ahora se sabe que ese pequeño porcentaje de materia orgánica no humificada del suelo tiene gran responsabilidad en la dinámica de nutrientes (Chan, 1997; Galantini et al., 2004; Lavado, 2006), en la actividad microbiana (Alvarez et al., 1998) y en la formación y estabilidad de macroagregados en el suelo (Chan, 1997; Six et al., 2002).

Por otro lado, en las últimas décadas, muchas de las investigaciones sobre dinámica del COS, han incorporado el uso de técnicas con isótopos estables como el  $^{13}\text{C}$ , el cual puede utilizarse como un trazador de los cambios producidos en el COS (Gregorich et al., 1995; Balesdent y Mariotti, 1996; Andriulo et al., 1999; Collins et al., 1999; Urquiaga et al., 2007). Esta

técnica está basada en los diferentes contenidos de  $^{13}\text{C}$  que presentan las especies de ciclo fotosintético  $\text{C}_3$  y  $\text{C}_4$ . La abundancia natural de  $^{13}\text{C}$  se expresa en unidades delta ( $\delta$ ), las que surgen de comparar las relaciones  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  de cada material con respecto al de un material de referencia. El patrón internacional para el  $^{13}\text{C}$  es una roca calcárea dolomítica (Belemnite) encontrada en una formación geológica denominada Pee Dee, en Carolina del Norte, USA, siendo su abreviación PDB (Pee Dee Belemnite). Ésta tiene una relación molar  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  de 0.01124. Así, los valores de abundancia de  $^{13}\text{C}$  de un material queda expresado como:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \left[ \frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C}) - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{PDB}}} \right] \times 1000 \quad [1]$$

donde  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  es la relación isotópica del material en estudio, y  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{PDB}}$  la del material de referencia (PDB).

Como el resultado de esas diferencias es muy pequeño, por convención se expresa en partes por mil (‰). Un valor más cercano a cero indica que el material tiene alta cantidad de  $^{13}\text{C}$ . Esta herramienta puede ser aplicada en agroecosistemas que inicialmente tenían una vegetación de especies de ciclo fotosintético  $\text{C}_3$  ( $\delta^{13}\text{C}$  promedio: -27‰) y que luego fue cambiada por una vegetación  $\text{C}_4$  ( $\delta^{13}\text{C}$  promedio: -12‰) o viceversa. Como el COS es el resultado de los residuos que se depositan en él, si se produce un cambio en el ciclo fotosintético de la vegetación, también se producirá un cambio en la composición isotópica del suelo. Estos cambios se representan gráficamente en la Figura 1.

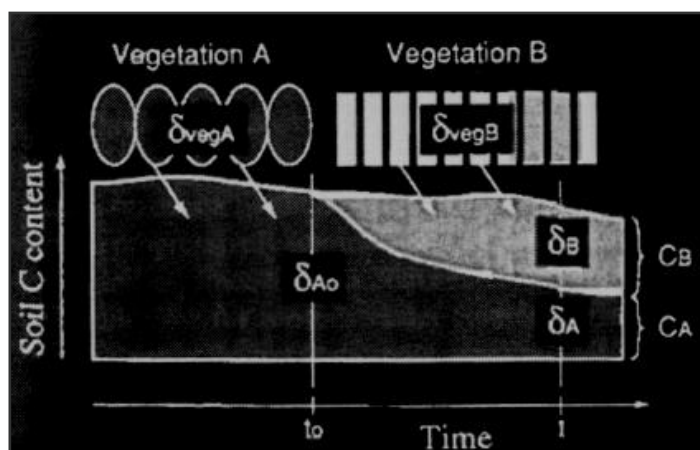


Figura 1.- Representación esquemática del reemplazo del COS derivado de una vegetación A por el carbono de una nueva vegetación B (tomada de Balesdent y Mariotti, 1996).

En la Figura 1, A y B representan vegetaciones con distinto ciclo fotosintético. Al momento de cambio de la vegetación ( $t_0$ ), el COS tenía una composición isotópica  $\delta_{A0}$  con un valor cercano al de la vegetación original. Este C progresivamente se descompone y es parcialmente reemplazado por el C derivado de la nueva vegetación B. Al tiempo t el COS está compuesto por una mezcla de C aportado por la vegetación de origen (A) y la aportada por la nueva vegetación (B).

Los valores de  $\delta_A$  y  $\delta_B$  no pueden ser medidos directamente, sino que deben ser estimados. Muchos investigadores asumen que  $\delta_B$  es similar a la composición isotópica de la nueva vegetación B o a la de sus restos y que  $\delta_A$  es equivalente al  $\delta^{13}C$  inicial del suelo ( $t_0$ ) o más frecuentemente a la composición isotópica de un suelo cercano con la misma vegetación de origen y el cual es considerado como suelo de referencia (Balesdent y Mariotti, 1996). Realizando estas consideraciones, la proporción de carbono derivado de la nueva vegetación puede calcularse de la siguiente manera:

$$\alpha = \frac{\delta_{Ct} - \delta_{A0}}{\delta_{vegB} - \delta_{A0}} \quad [2]$$

donde  $\alpha$  es el porcentaje de C joven en el total de C al tiempo  $t$ ,  $\delta_{Ct}$  es el  $\delta^{13}C$  del COS en el tiempo  $t$ ,  $\delta_{A0}$  es el  $\delta^{13}C$  del COS en el tiempo  $t = 0$ , y  $\delta_{vegB}$  es el  $\delta^{13}C$  de los restos de la vegetación nueva. El numerador representa los cambios en  $\delta^{13}C$  encontrados en el suelo dentro del período considerado, mientras que en el denominador está el máximo cambio esperable en  $\delta^{13}C$  según los cambios en vegetación realizados. En promedio, la diferencia en  $\delta^{13}C$  entre especies  $C_3$  y  $C_4$  son de aproximadamente 15‰, por lo que ésta sería la magnitud máxima del trazador. A través de esta metodología, entonces, se puede conocer el origen de la materia orgánica, el camino de sus transformaciones y la dinámica de esas transformaciones (Balesdent y Mariotti, 1996).

El primer trabajo utilizando la abundancia natural de  $^{13}C$  en la evaluación de las contribuciones individuales de plantas  $C_3$  y  $C_4$  en el COS fue el realizado por Cerri et al. (1985), citado por Urquiaga et al. (2006). En este trabajo se examinó la pérdida de carbono derivada de la floresta nativa ( $\delta^{13}C$ : -25‰) en Piracicaba, Brasil, después de 12 y 50 años bajo el cultivo de caña de azúcar. Los  $\delta^{13}C$  del COS de los primeros 20 cm fue de -23.7 y -20.7‰ para cada uno de esos períodos, por lo que la contribución de C derivado de la caña de azúcar a los 12 y 50 años de cultivo fue de 11 y 36% respectivamente (Cerri et al., 1985, citado por Urquiaga et al., 2006).

El cálculo del porcentaje de C joven por medio de la abundancia natural del  $^{13}C$ , permite estimar cuánto del C aportado por la nueva vegetación, a través de raíces y restos, fue realmente incorporado al suelo y cuánto liberado a la atmósfera como  $CO_2$ . Sin embargo, para esto debe contarse con información o estimaciones del aporte de C que ha realizado la nueva vegetación. Gregorich et al. (1995) en Ontario (Canadá), para un cultivo continuo de maíz bajo laboreo, informaron que aproximadamente un 25% del C aportado al suelo era retenido por el mismo. Por otro lado, Andriulo et al. (1999) en Argentina, reportaron que bajo un cultivo de soja se retuvo un 13% del total de C aportado. Estos autores mencionan que estudios de Francia, Brasil y Canadá han reportado valores de 10 a 22% de retención de C.

Balesdent et al. (1988), partiendo de una situación de pastura nativa compuesta por mezcla de especies  $C_3$  y  $C_4$  ( $\delta^{13}C$ : -18.6‰), cuantificaron la cantidad de C orgánico derivado de esa vegetación original, luego de 100 años de cultivo de trigo ( $\delta^{13}C$ : -27‰) (Experimento de

larga duración en Sanborn, Missouri, USA). Durante ese período, el  $\delta^{13}\text{C}$  del COS decreció hasta -22.9‰, por lo que el C de origen aún representaba aproximadamente el 50 % del C orgánico en los primeros 20 cm de suelo. La cantidad de C derivado de la pastura disminuyó rápidamente en los primeros 40 años y luego se mantuvo estable, siendo su caída mucho más lenta. El COS perdido en esos 40 años fue considerado como una fracción más lábil del COS y su vida media fue de 10 a 15 años. Para el COS considerado como estable, la vida media estimada fue de más de 600 años. Análisis del horizonte B, revelaron que la contribución del C nuevo en dicho horizonte había sido de muy poca importancia.

Collins et al., (1999) realizaron un trabajo en distintos sitios del cinturón maicero de Estados Unidos, donde el maíz llevaba cultivado de 8 a 35 años. El porcentaje de C derivado de residuos y raíces varió entre 22 a 40% del total de C en los primeros 20 cm de suelo y disminuyó con la profundidad del mismo. El tiempo de reciclaje del C derivado de la vegetación anterior, varió entre 18 a 96 años para la capa superficial (significando una vida media del C de 12 a 65 años) y en general se incrementó a más de 200 años para el estrato de suelo de 50 a 100 cm. El porcentaje de C aportado por el maíz, que realmente quedó incorporado al suelo varió entre 5.5 y 16.6% del total de C aportado.

La cuantificación de la progresiva incorporación del nuevo C dentro de las fracciones del COS, provee un medio importante con el cual dilucidar los caminos de las transformaciones y estabilización del C (Balesdent y Mariotti, 1996). En un trabajo se realizó el fraccionamiento del COS, separando los restos orgánicos mayores de 50  $\mu\text{m}$ , con menor estado de descomposición, de los más humificados. Se partió de una vegetación de especies  $\text{C}_3$  que fue cultivada durante 13 años con maíz. Durante ese período las distintas fracciones del COS de la capa arable incrementaron su  $\delta^{13}\text{C}$ , permitiendo estimar el tiempo de residencia del C en cada fracción. Los tiempos de reciclaje fueron de  $4 \pm 1.5$  años para la fracción de 200 -2000  $\mu\text{m}$  y  $13 \pm 2$  años para la fracción de 50-200  $\mu\text{m}$ . Todas las fracciones más finas que 10  $\mu\text{m}$  tuvieron muy poca renovación, con una entrada anual del nuevo C orgánico de  $1.3 \pm 0.4$  % de la cantidad de C en la fracción (Balesdent y Mariotti, 1996). La menor entrada de C derivado de maíz a las fracciones más finas del COS (<53  $\mu\text{m}$ ) y el reciclaje más lento del C de dicha fracción, también fue reportado por Gregorich et al. (1995).

De manera de poder comparar los tiempos de reciclaje estimados para las fracciones físicas del COS, con el de los distintos pools teóricos propuestos por diferentes modelos, se presenta el siguiente cuadro.

Cuadro 1.- Comparación del tiempo de reciclaje de los pools teóricos del COS, propuestos por diferentes modelos (tomado de Buyanovsky et al. 1994).

Pool	Jenkinson y Rayner (1977)	Parton et al. (1988)
I	Restos de planta descomponible 0.24 años	Residuos metabólicos de plantas 0.5 años
II	Restos de planta resistentes 3.33 años	Residuos estructurales de plantas 3 años
III	Biomasa de suelo 2.44 años	COS activo 1.5-10 años
IV	Estabilizado físicamente 72 años	COS lento 25-50 años
V	Estabilizado químicamente 2857 años	COS pasivo 1000-1500 años

El tiempo de reciclaje dependen de la naturaleza química del sustrato, pero también, de la naturaleza de su asociación con los componentes minerales del suelo, manifestada en la formación de complejos órgano-minerales. Los mecanismos de retención de la MOS incluyen cambios químicos que tienden a compuestos orgánicos recalcitrantes, estabilización de MO potencialmente disponible por reacciones químicas con las superficies minerales y protección de sustratos a través de la creación de barreras físicas entre sustratos y organismos descomponedores (Christensen 2001).

## BIBLIOGRAFIA

Alvarez, R., Russo, M. E., Prystupa, P., Scheiner, J.D. and Blotta, L. 1998. Soil carbon under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90: 138-143.

Alvarez, R., 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21: 38-58.

Alvarez, R. y Steinbach, H., S. 2006. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica. En: *Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Ed. Pascale, A. J. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pp 69-78.

Andreux, F., Bruckert, S., Correa, A. et Souchier, B. 1980. Sur une méthode de fractionnement physique et chimique des agrégats des sols: origines possibles de la matière organique des fractions obtenues. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 291, 381-384.

Andriulo, A., Guérif, J. and Mary, B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural  $^{13}\text{C}$  abundance. *Agronomie* 19: 349-364.

Balesdent, J., Wagner G. H. and Mariotti, A. 1988. Soil organic matter turnover in long-term field experiment as revealed by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 118-124.

Balesdent, J. and Mariotti, A. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using  $^{13}\text{C}$  natural abundance. En: *Mass spectrometry of soil*. Eds. Boutton, T. W., Yamasaki, S. Marcel Dekker, New York. Pp. 83-111.

Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T. J. C., Martin – Neto, L. and Fernández, S.V. 2000. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.* 54: 101-109.

Bayer, C., Martin – Neto, L., Mielniczuk, J., Pillon, C. N. and Sangoi, L. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1473-1478.

Brady, N. C. and Weil, R.R. 2002. Soil organic matter. En: *The nature and properties of soils*. Eds. Helba, S., Yarnell, D. and Carnis, M. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, United States of America. Pp. 498-542.



Buyanovsky, G. A., Aslam, M. and Wagner, G. H. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1167-1173.

Cambardella, C. A. and Elliot, E. T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783

Collins, H. P., Blevins, R. L., Bundy, L. G., Christenson, D. R., Dick, W. A., Huggins, D. R. and Paul, E. A. 1999. Soil carbon dynamics in corn-based agroecosystems: results from carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 584-591.

Chan, K.Y. 1997. Consequences of changes in particulate organic carbon in Vertisols under Pasture and cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1376-1382.

Christensen, B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science.* 52: 345-352.

Dalal, R. C. and Mayer, R. J. 1986. Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in southern Queensland. III. Distribution and kinetics of soil organic carbon in particle-size fraction. *Aust. J. Soil Res.* 24:293-300.

Díaz Rossello, R. 2003. 40 años de rotaciones. Introducción a la actividad experimental. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela, pp. IX- XIII.

Doran, J.W. and Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. En: *Defining soil quality for a sustainable environment.* Eds. Doran, J. W, Coleman, D. C., Bezdicek, D. F. and Stewart, B. A. SSSA-ASA, Madison, WI. Pp. 3-21.

Elliot, E. T.; Burke, I. C, Monz, C. A, Frey, S. D., Paustian, K. H., Collins, H. P., Paul, E. A., Cole, C. V., Belvins, R. L., Frye, W. W., Lyon, D. J, Halvorson, A., Huggins, D. R., Turco, R. F and Hickman, M. V, 1994. Terrestrial carbon pools preliminary data from the Corn Belt and

Great Plain Regions. En: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Eds. Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdick, D. F. and Stewart, B. A. SSSA Special Publication number 35. Pp. 179-191.

FAO, 1976. A framework for Land Evaluation, Roma FAO. Soils Bulletin N 32. 87 p.

Feller, C. 1979. Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique du sol. Cah. ORSTOM sér. Pédol., XVII, 339-346.

Franzluebbers A. J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Tillage Res. 66: 95-106.

Galantini, J. A., Iglesias, J. O. y Rossell, R. A. 2004. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en la región semiárida pampeana. En: XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. II Simposio Nacional sobre Suelos Vertisólicos. Paraná, Argentina. CD-ROM.

García Préchac, F., Ernst, O., Siri Prieto, G. and Terra, J. A. 2004. Integrating no-till crop-pasture rotations in Uruguay. Soil Till. Res. 77: 1-13.

García Préchac, F. 2001. Adopción de tecnologías conservacionistas durante 50 años en Uruguay. Revista Cangué, EEMAC, Facultad de Agronomía, Univ. de la Rep. O. del Uruguay, Paysandú. Pp 6-11.

Gregorich, E. G., Ellert, B. H. and Monreal, C. M. 1995. Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural  $^{13}\text{C}$  abundance. Can. J. Soil Sci. 75: 161-167.

Haynes, R. J., Swift, R. S. and Stephen, R. C. 1991. Influence of mixing cropping rotation (pasture arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity of soils. Soil Till. Res. 19: 77-79.

IPCC. 2001. Climate change 2001: The Scientific basis. Ed. Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., Noguer, M., van der Linder, P. J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C. A., Cambridge University Press. 873 p.

Janzen, H. H., Campbell, S. A., Brandt, S. A., Lafond, G. P. and Townley-Smith. 1992. Light-fraction organic matter in soils from long term crop rotations. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:1799-1806.

Karlen, D.L. 2004. Editorial.- Soil quality as indicator of sustainable tillage practice. Soil Till. Res. 78: 129-130.

Lal, R., Follet, R. F., Kimble, J. and Cole, C. V. 1999. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. J. Soil Water Conserv. 5: 374-381.

Lavado, R. S. 2006. La región Pampeana: historia, características y uso de sus suelos. En: Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Ed. Pascale, A. J. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, pp 1-11.

Liebig, M. A., Tanaka, D. L. and Wienhold, B. J. 2004. Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. Soil Till. Res. 78: 131-141.

Martino, D. 1997. Siembra directa en los sistemas agrícola-ganaderos del litoral. INIA La Estanzuela. Serie Técnica 82. 28 p.

Martino, D. L. 2000. Cambio en el uso de la tierra: siembra directa, pasturas, riego. En: <http://www.inia.org.uy/online/site/11872411.php> Consulta: Setiembre 2008.

Mielniczuk, J., Bayer, C., Vezzani, F. M., Lovato, T., Fernández, F. F., Debarba, L., 2003. Tópicos em Ciencia do Solo. Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo. 3: 165-208.

Morón, A. and Sawchik, J. 2003. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela. Pp. 67-76.

Parton, W. J, Schimel, D. S., Cole, C. V. and Ojima, D. S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. Soil Sci. Soc. Am. J. 51:1173 –1179.

Reeves, D.W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43: 131-167.

Scarlatto, G., Buxedas, M., Franco, J. y Pernas, A. 2001. Siembra directa en la agricultura del litoral oeste uruguayo. En: Adopción y demandas de investigación y difusión en siembra directa. Ed. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. No 6. Serie FPTA-INIA-Uruguay. Pp. 8-102.

Seybold, C. A. Mausbach, M. J., Karlen, D. L. and Rogers, H. H. 1997. Quantification of soil quality. En: Soil Processes and the carbon cycle. Eds. Lal, R., Kimble, J. M., Follet, R. F., Stewart, B. A. CRC Press, Boca Raton, FL. Pp. 387-404.

Six, J., Elliott, E.T. and Paustian, K. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am. J 63: 1350-1358.

Six, J., Feller, C., Deneb, K., Ogle, S., Moraes Sa, J. and Albrecht, A. 2002. Soil Organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no tillage. Agronomie 22: 755-775.

Terra, J. A y García Préchac, F. 2001. Siembra directa y rotaciones forrajeras en las lomadas del Este: síntesis 1995 – 2000. Serie Técnica 125, INIA Treinta y tres. 100 p.

Terra, J.A., García Préchac, F., Salvo, L. and Hernández, J. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. En: Sustainability - Its impact on Soil Management and Environment. Eds. Horn, R., Fleige, H., Peth, S., Peng, X. *Advances in GeoEcology* 38: 233-241.

Urquiaga, S., Alves, B. J. R., Jantalia, C. P. y Boddey, R. M., 2007. Aplicación de técnicas de  $^{13}\text{C}$  en estudios de secuestro de carbono en el suelo. En: *Isótopos estables en agroecosistemas. Ampliación de actas de las primeras jornadas argentinas sobre el empleo de isótopos estables en agroecosistemas.* Eds. Lazzari, M. A. & Videla, C. 30-31 de Marzo 2006, Bahía Blanca, Argentina. Pp 91-105.

VandenBygaart, A. J., Gregorich, E. G. and Angers, D. A. 2003. Influence of agriculture management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83: 363-380.

von Lutzow, M., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E. and Marschner. 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanism. *Soil Biology & Biochemistry* 39: 2183- 2207.

# **DISTRIBUCION DEL CARBONO EN LAS FRACCIONES FÍSICAS DE LA MATERIA ORGANICA DEL SUELO: efecto del sistema de laboreo y de la secuencia de cultivos en la rotación.**

Lucía Salvo

Dpto. de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía de la República Oriental del Uruguay, Garzón 780, CP.: 12900, Montevideo, Uruguay.

Tel.: +598 (2) 3561251; fax: +598 (2) 3590436; e-mail: [lsalvo@fagro.edu.uy](mailto:lsalvo@fagro.edu.uy)

## **RESUMEN**

El carbono orgánico del suelo (COS) es uno de los principales indicadores de calidad de suelo. Actualmente, sus fracciones físicas han sido propuestas como de mayor sensibilidad para detectar los cambios generados por distintas intensidades de uso y manejo de los suelos. El objetivo fue comparar el contenido y distribución del COS y sus fracciones físicas, después de 10 años de rotaciones de cultivo continuo y cultivo-pastura con laboreo y siembra directa. Los tratamientos consistieron en rotaciones de cultivos anuales continuos, y rotaciones de tres años de cultivos con tres años de pasturas, realizados ambos con dos manejos de suelo: laboreo convencional (LC) y siembra directa (SD). Bajo SD se incluyó en cada alternativa la variante de cultivos de verano C<sub>3</sub> o C<sub>4</sub>. En el año 2003 el suelo se muestreó de 0-3, 3-6, 6-12, 12-18, 18-40, 40-60 y 60-80cm de profundidad, determinándose C orgánico total, C asociado a la materia orgánica particulada (C-MOP) y C asociado a la fracción mineral de suelo (C-MOAM). Los cambios en los indicadores de C (COS y sus fracciones físicas) se produjeron principalmente en los primeros 3 cm de suelo, y a excepción del C-MOP, se diluyeron de 0-18cm. Según estos, la inclusión de pasturas en la rotación sería una alternativa más recomendable que cultivo continuo en sistemas con LC. Sin embargo, la SD mejoró los valores de los indicadores, especialmente cuando se incluyó cierta proporción de especies C<sub>4</sub> en la rotación, no encontrándose diferencias entre realizar rotaciones de cultivo continuo o cultivo pastura.

**PALABRAS CLAVE:** Siembra directa; Laboreo convencional; Materia orgánica particulada; Indicadores de calidad de suelo, Rotación de cultivos-pasturas

## **SOIL CARBON DISTRIBUTION BASED ON PHYSICAL FRACTIONATION**

### **METHOD: effect of tillage system and crop sequence**

Lucía Salvo

Dpto. de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía de la República Oriental del Uruguay, Garzón 780, CP.: 12900, Montevideo, Uruguay.

Tel.: +598 (2) 3561251; fax: +598 (2) 3590436; e-mail: [lsalvo@fagro.edu.uy](mailto:lsalvo@fagro.edu.uy)

### **ABSTRACT**

Soil organic carbon (SOC) is one of the most important soil quality indicators. However, its physical fractions have been proposed as more sensitive indicators of changes on soil management practices. The objective of this work was to compare the content and distribution of SOC, and its physical fractions, in a 10 years-old crop rotation, and a crop-pasture rotation with no tillage and conventional tillage. Two tillage systems, no tillage (NT) and conventional tillage (CT), and two cropping systems were included. Cropping systems were a continuous crop rotation, and a crop- pasture rotation. Each treatment was a combination of tillage system by cropping system. In the NT system the summer crop was a C<sub>3</sub> or a C<sub>4</sub> specie in each cropping system. In 2003, soil samples were taken at the 0-3, 3-6, 6-12, 12-18, 18-40, 40-60 y 60-80cm soil depth increments. The soil analyses included SOC, C associated with particulate organic matter (C-POM), and C associated with the mineral soil (C-MAOM). Soil organic carbon, C-POM, and C-MAOM only changed at the 0-3 cm depth. However, only C-POM changed when the analysis considered the 0-18 cm depth. Soil quality indicators improved in CT if a pasture was included in the rotation. No tillage improved soil quality indicators respect to CT, especially if a C<sub>4</sub> specie was included in the rotation, but no differences were found between continuous crop rotation and crop- pasture rotation.

**KEYS WORD:** No tillage, conventional tillage, particulate soil organic carbon, soil quality indicator, crop-pasture rotation

## INTRODUCCIÓN

El laboreo convencional (LC) favorece los procesos oxidativos y erosivos de los suelos, lo que provoca pérdidas significativas en el contenido de materia orgánica del suelo (MOS). Esto determina el deterioro de las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, es decir, un deterioro de su calidad (Cambardella y Elliot, 1992; Six et al., 1999; Terra y García Préchac, 2001; Díaz Rossello, 2003; Morón y Sawchik, 2003).

Las rotaciones de cultivos con pasturas se asocian a la sustentabilidad ambiental y productiva porque presentan un gran potencial para revertir los procesos de degradación de los suelos y recuperar su capacidad productiva (Díaz Rossello, 2003). Rotaciones de cultivos y pasturas con laboreo, realizadas durante 26 años en un Typic Argiudoll (Colonia-Uruguay), mantuvieron la productividad del suelo, produciendo entre un 18 y 26% más de rendimiento por unidad de superficie que los sistemas de cultivo continuo. El horizonte Ap del suelo bajo cultivo continuo presentó una disminución promedio del carbono orgánico del suelo (COS) de  $540 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , mientras que las rotaciones de cultivos con pasturas sólo perdieron  $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , ya que la mayor parte del COS perdido durante el ciclo de cultivo fue recuperado durante el ciclo de pasturas (García Préchac et al., 2004).

Otras prácticas de manejo utilizadas para mantener o incrementar la MOS han sido, la reducción en la intensidad del laboreo del suelo y el uso de cultivos que maximicen la cantidad de residuos dejados sobre la superficie del mismo (Martino, 1997; Six et al., 1999; Bayer et al., 2000).

Muchos investigadores coinciden en que la MOS es uno de los principales indicadores de sustentabilidad y calidad del recurso suelo, dado que tiene gran influencia en la mayoría de sus propiedades (Reeves, 1997; Brady y Weil, 2003). Sin embargo, la MOS está compuesta por diferentes fracciones que varían desde muy activas a pasivas, tanto química como biológicamente (Cambardella y Elliot, 1992). Estos autores desarrollaron un método simple de fraccionamiento físico de la MOS, que separa la Materia Orgánica Particulada (MOP) y la Materia Orgánica Asociada a la fracción Mineral del suelo (MOAM). La primera fracción, es joven, poco



transformada y por su menor asociación con la componente mineral del suelo constituye la parte más dinámica de la MOS, asociándose con la disponibilidad de nutrientes en el corto plazo. La MOAM o materia orgánica humificada, es una fracción estable en el tiempo y difícil de degradar por su estructura compleja y su mayor grado de estabilización por la fracción mineral (Galantini et al., 2004).

En Uruguay, Morón y Sawchik (2003) compararon la sensibilidad de diferentes indicadores de calidad de suelo, frente a cambios generados por distintas rotaciones de cultivo de largo plazo, bajo LC. De los indicadores relacionados al COS, el C asociado a la MOP (C-MOP) mayor a 212  $\mu\text{m}$  fue la fracción más sensible para comparar tratamientos. A éste le siguió, en orden descendente de sensibilidad, la fracción de C-MOP de un tamaño comprendido entre 53  $\mu\text{m}$  y 212  $\mu\text{m}$  y por último el C de la MOAM (C-MOAM). La determinación tradicional del total de COS mostró una pobre sensibilidad a los tratamientos. Otros autores también reportaron que el C-MOP era un indicador de calidad de suelo altamente sensible, para detectar cambios producidos por diferentes usos del suelo y prácticas de manejo (Cambardella y Elliot, 1992; Elliot et al., 1994; Bayer et al., 2001).

La hipótesis planteada fue, que aquellos sistemas agrícolas con aporte permanente de residuos y menor remoción de suelo (rotaciones con pastura y siembra directa), tendrán un mayor contenido total de COS y de C-MOP que los sistemas con laboreo convencional y con un uso más intensivo del suelo (cultivo continuo con laboreo). En base a esto, se planteó el objetivo de cuantificar el contenido de COS a distintas profundidades de suelo y su distribución en las diferentes fracciones físicas de la MOS, para rotaciones de cultivos continuos y cultivos con pasturas, sembradas con laboreo convencional o siembra directa (SD).

## MATERIALES Y METODOS

El experimento fue instalado en 1993 en la Estación Experimental Mario A. Cassinoni de la Facultad de Agronomía, a 10 km de Paysandú, Uruguay (32° 21' S y 58° 02' W). La región es sub-húmeda, con una temperatura media anual de 17° C, con temperaturas medias en el invierno de 12 °C y de 24 °C en el verano. De acuerdo a la clasificación del USDA, el suelo es un Argiudol típico fino mixto activo térmico (Brunosol Éútrico Típico, en la clasificación uruguaya), con un horizonte A de 18 cm, pH 5.7, arcilla 289 g kg<sup>-1</sup>, limo 437 g kg<sup>-1</sup> y arena 273 g kg<sup>-1</sup>, ubicado sobre una pendiente menor al 1%.

Entre 1970 y 1986 el suelo estuvo bajo un sistema de rotación cultivo-pastura realizado con LC. Los 7 años previos a la instalación del ensayo en 1993, se mantuvieron bajo pradera, la cual progresivamente fue invadida por *Cynodon dactylon*.

Los tratamientos comparados fueron los siguientes: i) rotaciones de cultivos continuos realizados con laboreo convencional (LCC), ii) rotaciones de cultivos con pasturas realizados con el mismo sistema de preparación de suelo (LCP), iii) rotaciones de cultivos continuos realizados con siembra directa y que a partir del 2000 incluyeron especies C<sub>4</sub> como cultivos de verano (SDC-C<sub>4</sub>), iv) rotaciones de cultivos continuos realizados con siembra directa y que a partir del 2000 incluyeron especies C<sub>3</sub> como cultivos de verano (SDC-C<sub>3</sub>), v) rotaciones de cultivos con pasturas realizados con siembra directa y que a partir del 2000 incluyeron especies C<sub>4</sub> como cultivos de verano (SDP-C<sub>4</sub>), vi) rotaciones de cultivos con pasturas realizados con siembra directa y que a partir del 2000 incluyeron especies C<sub>3</sub> como cultivos de verano (SDC-C<sub>3</sub>). Previo al 2000, todas las rotaciones tenían la misma secuencia de cultivos. El tamaño de las parcelas fue de 10m × 50m y el diseño experimental fue de bloques al azar con tres repeticiones.

Las rotaciones de cultivo continuo se realizaron bajo la modalidad de dos cultivos por año, mientras que la rotación de cultivo-pastura consistió en tres años de cultivos (dos cultivos por año) y tres de pasturas, las cuales fueron pastoreadas con animales. En el caso del LC, el mismo se realizó con cincel y rastra de discos excéntrica. Los cultivos utilizados fueron: trigo, cebada, avena, como cultivos de invierno, y maíz (C<sub>4</sub>), sorgo (C<sub>4</sub>), girasol (C<sub>3</sub>) y soja (C<sub>3</sub>), como

cultivos de verano. Las pasturas se sembraron con *Festuca arundinacea*, *Lotus corniculatus* y *Trifolium repens* y estuvieron presentes entre 1996 a 1998 (primer ciclo) y del 2002 al 2003, primer año de su segundo ciclo. El manejo de agroquímicos dependió de los requerimientos de cada sistema de rotación y laboreo.

En el año 2003, al final del cultivo de verano (sorgo o soja según la rotación) o al final del primer año de pasturas dependiendo de los tratamientos, se muestreó el suelo de cada parcela utilizando calador. Las profundidades muestreadas fueron de 0-3, 3-6, 6-12, 12-18, 18-40, 40-60 y 60-80cm. Previo a la toma de cada muestra, se retiraron los restos secos de la superficie del suelo. Para las primeras cuatro profundidades, la muestra compuesta se conformó de 20 tomas por parcela, mientras que para las tres profundidades restantes, la misma estuvo compuesta de 10 tomas individuales. En cada profundidad de suelo se tomaron muestras imperturbadas para la determinación de la densidad aparente. Para esto, se utilizó la metodología del cilindro, con un muestreador con anillos de 68.7 cm<sup>3</sup>, tomándose tres repeticiones por parcela de las primeras cuatro profundidades de suelo evaluadas. Para las restantes profundidades, no afectadas por el laboreo, se tomaron tres repeticiones para todo el experimento.

Las muestras de suelo se secaron y tamizaron a un tamaño <2 mm y posteriormente se les realizó el fraccionamiento físico de la MOS según Cambardella y Elliot (1992), separando las fracciones de materia orgánica particulada (MOP >200 μm, y entre 200 y 50 μm), y materia orgánica ligada a la fracción mineral (MOAM < 50 μm). Las determinaciones de C se realizaron por combustión por vía seca (autoanalizador elemental Carlo Erba). El C-MOAM se obtuvo por diferencia entre el C orgánico total y el C-MOP.

Para el análisis estadístico de los datos se consideró el siguiente modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + \beta_i + \tau_j + \varepsilon_{ijk} \quad [1]$$

$i = 1, 2, \dots, b; j = 1, 2, \dots, t; k = 0, 1, \dots, n_{ij}$

siendo  $Y_{ijk}$ : el valor observado de la característica en estudio sobre la unidad experimental ( $ijk$ ),  $\mu$ : un efecto común a todas las observaciones,  $\beta_i$ : el efecto del bloque  $i$ ,  $\tau_j$ : el efecto del tratamiento  $j$  aplicado y  $\varepsilon$ : un efecto aleatorio que representa el error experimental.

Se realizó un análisis de varianza de los resultados utilizando el procedimiento GLM de SAS® (SAS, 1996). La comparación de medias se realizó a través de contrastes ortogonales, comparando: a) sistemas de siembra (contraste: LC vs SD), b) dentro de cada sistema de siembra, rotaciones de cultivos continuo vs rotaciones cultivo pastura (contrastos: LCC vs LCP, SDC vs SDP) y c) dentro de los sistemas con siembra directa, secuencias de cultivos C<sub>3</sub> y secuencias de cultivos C<sub>4</sub> (contrastos: SDC-C<sub>3</sub> vs SDC-C<sub>4</sub>, SDP-C<sub>3</sub> vs SDP-C<sub>4</sub>).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Cambios en la concentración y reserva de carbono orgánico del suelo

Luego de 10 años de instaladas las rotaciones, la concentración de C bajo SD fue mayor que bajo LC, únicamente en los primeros 3 cm de suelo ( $P < 0.0005$ ) (Figura 1A). A la misma profundidad, existió una tendencia a que bajo LC, las rotaciones con pasturas tuvieran mayor concentración de COS, que con cultivo continuo ( $P < 0.1344$ ) (Figura 1B). No se encontraron diferencias significativas entre los sistemas de SD.

Al considerar los primeros 18 cm de suelo como un único estrato, no se encontraron diferencias en concentración de COS entre tratamientos, siendo el promedio de COS de 20.2 g kg<sup>-1</sup>. Ernst et al. (2005), trabajando en el mismo ensayo y para ese estrato de profundidad, reportaron datos de concentración de COS para el año 1993 de 22.2 g kg<sup>-1</sup>. Esto indicaría que hasta el momento las distintas intensidades de uso no generaron cambios en concentración de C, o que los mismos fueron de escasa magnitud.

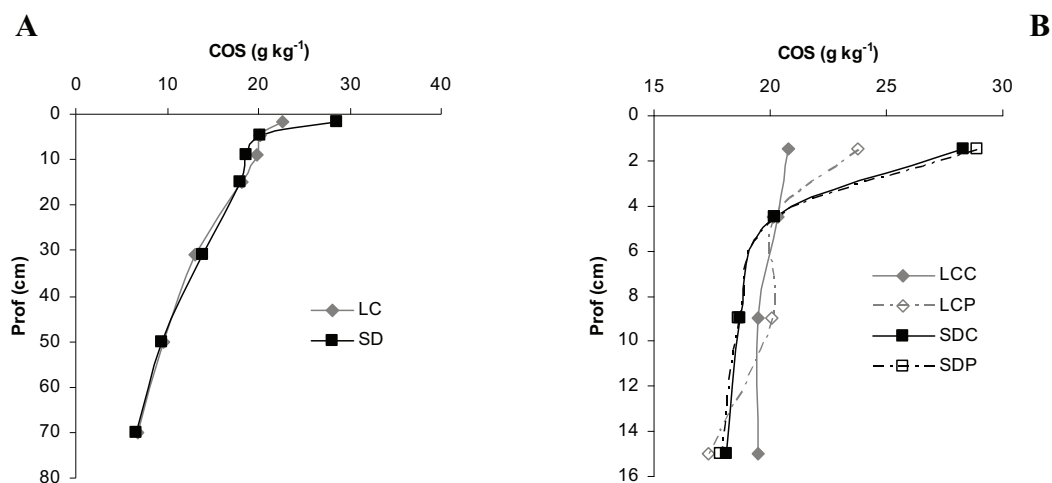


Figura 1.- A) Concentración de COS en sistemas con laboreo convencional y con siembra directa, de 0 a 80 cm de profundidad; B) Concentración de COS de 0 a 18 cm bajo secuencias de cultivo continuo y cultivo-pasturas en laboreo convencional y siembra directa.

**Nota:** COS: carbono orgánico del suelo; LC: laboreo convencional; SD: siembra directa; LCC: cultivo continuo con laboreo convencional; LCP: cultivo-pastura con laboreo convencional; SDC: cultivo continuo con siembra directa; SDP: cultivo-pastura con siembra directa.

La densidad aparente tuvo sus mayores variaciones en los primeros 3 cm de suelo, siendo el LCC el que presentó el menor valor promedio, mientras que la SDP<sub>C4</sub> y LCP tuvieron las mayores densidades aparentes (datos no presentados). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas en densidad aparente a ninguna de las profundidades evaluadas. No obstante, para el cálculo de stock de C, se utilizaron los valores de densidad aparente correspondientes a cada parcela.

En las últimas décadas se ha discutido si las comparaciones de stock de C entre tratamientos deberían ser hechas para profundidades constantes o para determinada masa de suelo (Ellert y Bettany, 1995; Alvarez y Steinbach, 2006). La discusión se basa en que si un suelo bajo un uso y manejo se compacta en relación a otro, al comparar ambos suelos a una profundidad constante, se estaría incluyendo diferente masa en la comparación. En este trabajo, se estimó la masa de suelo de cada tratamiento para los primeros 18 cm. El LCC fue el que presentó menor masa y, por tanto, se tomó como base para estimar a qué profundidades se deberían haber muestreado los demás tratamientos para mantener una masa equivalente de suelo. Así, la mínima

profundidad a muestrear debería haber sido 17.7 cm. Las diferencias no fueron significativas, por lo que en este trabajo resultaba indiferente realizar las comparaciones a profundidad constante o en masa equivalente.

Los cambios en stock de C se produjeron solamente en los primeros 3 cm de suelo (Cuadro 1). A esta profundidad, las rotaciones bajo SD tuvieron un 29% más de C que aquellas bajo LC. La inclusión de pasturas aumentó significativamente en un 23% la cantidad de COS con respecto a los cultivos continuos, pero solamente bajo el sistema de laboreo convencional. En los sistemas de rotación con pastura bajo SD, aquellas que incluyeron cultivos de verano C<sub>4</sub> presentaron 12% más de C que las que tuvieron un cultivo C<sub>3</sub>. Este efecto no fue significativo en las rotaciones de cultivo continuo.

Cuadro 1.- Stock de COS en función de la profundidad para los diferentes sistemas de rotaciones.

Profundidad (cm)	TRATAMIENTOS						Contrastes significativos
	LCC	LCP	SDC-C <sub>3</sub>	SDC-C <sub>4</sub>	SDP-C <sub>3</sub>	SDP-C <sub>4</sub>	
	COS (Mg ha <sup>-1</sup> )						
0 a 3	7.0	8.7	9.8	10.1	9.8	11.0	†
3 a 6	7.8	7.8	7.9	7.9	7.5	8.2	NS
6 a 12	14.9	15.3	14.4	15.2	14.4	14.3	NS
12 a 18	14.9	13.2	13.2	13.9	13.4	13.3	NS
0 a 18	44.7	44.9	45.3	47.1	45.2	46.8	NS

(†) LC vs SD (P<0.0001); LCC vs LCP (P<0.0059); SDPC<sub>4</sub> vs SDPC<sub>3</sub> (P<0.0302)

**Nota:** LCC: Laboreo convencional cultivo continuo; LCP: Laboreo convencional cultivo-pastura; SDC-C<sub>3</sub>: Siembra directa continua de cultivos C<sub>3</sub>; SDC-C<sub>4</sub>: Siembra directa continua de cultivos C<sub>4</sub>; SDP-C<sub>3</sub>: Siembra directa cultivo C<sub>3</sub>-pastura; SDP-C<sub>4</sub>: Siembra directa cultivo C<sub>4</sub>-pastura. COS: carbono orgánico del suelo.

Las diferencias encontradas en la cantidad de C de 0 a 3 cm de suelo, se diluyeron de 0 a 18 cm (profundidad afectada por el laboreo), donde no se encontraron diferencias en stock de C entre los sistemas evaluados (Cuadro 1). Sin embargo, los valores más bajos se encontraron en los sistemas con laboreo (44.8 Mg ha<sup>-1</sup>) y los más altos en los sistemas de siembra directa con inclusión de especies C<sub>4</sub> en la rotación (47.0 Mg ha<sup>-1</sup>), mientras que las rotaciones en siembra directa con especies C<sub>3</sub> tuvieron un comportamiento intermedio (45.3 Mg ha<sup>-1</sup>). La cantidad de COS encontrada en la capa arable al inicio del experimento (1993) fue de 48.7 Mg ha<sup>-1</sup> (Ernst et al., 2005), indicando que ningún sistema tuvo ganancias de C y que los sistemas bajo siembra

directa habrían tenido mayor capacidad de mantener los niveles de COS que los sistemas bajo laboreo convencional. Si se consideran los 80 cm de profundidad del suelo al año 2003, el stock de carbono promedio fue de 129 Mg C ha<sup>-1</sup> (sin diferencias significativas entre tratamientos).

Se ha planteado que el uso de SD como alternativa al LC conduce a aumentos del COS (Lal et al., 1999; Mielniczuk et al., 2003; VandenBygaart, et al., 2003; Alvarez et al., 2005). Fabrizzi et al. (2003) reportaron que luego de 8 años de cultivos continuos bajo SD sobre un suelo degradado, la concentración de COS de los primeros 7.5 cm se incrementó en un 23% con respecto al LC, aumento que se mantuvo significativo de 0 a 15 cm. Sin embargo, estos mismos autores también reportaron que bajo un suelo no degradado, no encontraron diferencias en la concentración de COS entre la SD y el mínimo laboreo a las profundidades de 0 a 7.5 y 0 a 15 cm, luego de 5 años de agricultura. Nuestro estudio es coincidente con otros trabajos de aproximadamente 10 a 15 años de evaluación, donde los aumentos en COS se limitaron a las primeras capas del suelo y no se tradujeron en cambios en la capa arable (Alvarez et al., 1998; Liebig et al., 2004). Asimismo, Leifeld y Kogel-Knabner (2005), encontraron que luego de 7 años de haber cambiado el uso de un suelo arenoso, desde sistemas con 20 años bajo pastura hacia LC y viceversa, los principales cambios en COS se habían producido en los primeros 3 cm de suelo. Estos investigadores mencionan que para los indicadores de COS, los primeros centímetros de suelo son los que deben ser observados en el proceso de cambio en el uso del suelo.

Los cambios reportados en el COS entre rotaciones de cultivo continuo y rotaciones con pasturas en otros trabajos realizados en Uruguay, han sido de mayor magnitud. En suelos similares a los de este ensayo pero con pendiente de 2 a 4%, luego de 10 años de un sistema de cultivo continuo con laboreo (sistema fertilizado) con 55% del tiempo en barbecho, la masa de COS de los primeros 20 cm disminuyó en un 14% respecto a la situación de inicio, diferenciándose significativamente de la rotación cultivo-pastura en LC (50 % del tiempo bajo pasturas plurianuales de gramíneas y leguminosas), que tan solo tuvo una disminución de 0.5% (Baethgen, 2003). Sin embargo, en el mismo ensayo, otro sistema de agricultura continua con laboreo pero que incluía trigo consociado con trébol rojo (mantenido hasta la siembra del girasol) y por lo tanto, disminuía el tiempo de barbecho descubierto a un 25% del período, no mostró

diferencias en los niveles de C respecto a la rotación de cultivo pastura, luego de 40 años de evaluación (Morón, 2003). Es pertinente aclarar que en todos los casos el laboreo fue realizado en el mismo sentido de la pendiente favoreciendo las pérdidas por erosión, y que a su vez, las rotaciones con pasturas no fueron pastoreadas con animales, sino que el forraje fue cortado y devuelto al suelo (entrada de carbono al sistema), factores que hacen más contrastantes los sistemas evaluados.

En otro experimento se observó que luego de 8 años, aún bajo siembra directa, el suelo bajo cultivo continuo tuvo una disminución del 17% del COS de 0 a 15 cm, comparado con rotaciones que tenían una alta proporción de pasturas perennes (Terra et al., 2006). A su vez, todas las intensidades de uso que contenían pastura, tuvieron similar contenido de C que el suelo adyacente bajo pastura nativa. Debe tenerse en cuenta que los suelos de este último trabajo eran de textura más liviana y con mayores pendientes a las de este experimento, sumado a que los manejos evaluados fueron más intensivos, ya que los cultivos eran pastoreados o cosechados para reservas, determinando menores entradas de C al sistema. El nivel de C en un suelo surge del balance de entradas (cantidad de biomasa incorporada) y salidas (por oxidación y erosión), las que a su vez están muy influidas por las características propias del sitio (clima, textura del suelo y estado de degradación del mismo), por lo que la magnitud y rapidez con que se den los cambios dependerá de cada situación.

La rotación de cultivo continuo con LC, considerado en este experimento como el uso más intensivo, no es tan contrastante respecto a los otros, ya que cuenta con dos cultivos por año, cosechándose solamente el grano y permaneciendo el rastrojo sobre la superficie del suelo. Es decir, se acortan los tiempos en que el suelo está desnudo y puede sufrir erosión, la que a su vez es desestimulada por la poca pendiente del terreno (0 a 1%). Clerici et al. (2004), presentaron estimaciones de tasas de erosión y de variaciones en el contenido de COS utilizando los modelos USLE/RUSLE y Century, para distintos sistemas de rotaciones. Ellos reportaron que la erosión explicó un alto porcentaje de las pérdidas totales de C (50 a 90% para las rotaciones de cultivo continuo), y que las pérdidas serían porcentualmente mayores en un suelo de textura media que en uno arcilloso. Por lo tanto, en este experimento, el sistema de rotación planteado, el grado de



la pendiente y la textura del suelo, son factores que contrarrestan la posibilidad de encontrar cambios de mayor magnitud en el período considerado (10 años).

### Cambios en las fracciones físicas del carbono orgánico del suelo

Los distintos usos y manejos del suelo no sólo pueden provocar cambios en los contenidos totales de COS, sino también en su composición. El C-MOP, al igual que el C orgánico total del suelo, se modificó fundamentalmente en los primeros 3 cm. Los cambios fueron en el mismo sentido que para el stock de C pero de mayor magnitud (Cuadros 2 y 3).

Cuadro 2.- Contenido de COS asociado a cada una de las fracciones físicas de la MOS y proporción del C-MOP en relación al COS total, según profundidades y rotaciones evaluadas.

Profundidad (cm)	Fracción (µm)	Tratamiento					
		LCC	LCP	SDC-C <sub>3</sub>	SDC-C <sub>4</sub>	SDP-C <sub>3</sub>	SDP-C <sub>4</sub>
C-Fracción (Mg ha <sup>-1</sup> )							
0 a 3	>200 †	0.27	0.60	1.24	1.69	0.96	1.38
	50 a 200 †	0.43	0.64	1.24	1.32	1.06	1.33
	<50 ††	6.35	7.42	7.32	7.05	7.83	8.34
	C-MOP/COS	9.80	13.93	25.44	29.87	20.17	24.20
3 a 6	>200	0.30	0.20	0.18	0.20	0.14	0.22
	50 a 200	0.49	0.51	0.57	0.65	0.42	0.63
	<50	7.03	7.05	7.18	7.01	6.99	7.33
	C-MOP/COS	10.18	9.50	9.61	10.80	7.47	10.51
6 a 12	>200	0.31	0.18	0.19	0.27	0.16	0.22
	50 a 200	0.64	0.64	0.53	0.63	0.44	1.00
	<50	14.00	14.52	13.70	14.32	13.78	13.13
	C-MOP/COS	6.42	5.38	4.98	5.97	4.25	8.63
12 a 18	>200	0.15	0.11	0.14	0.15	0.14	0.15
	50 a 200	0.44	0.27	0.51	0.40	0.34	0.39
	<50	14.33	12.79	12.55	13.36	12.96	12.73
	C-MOP/COS	3.92	3.00	4.89	3.95	3.57	4.02
0 a 18	>200	1.01	1.10	1.75	2.32	1.40	1.97
	50 a 200	2.00	2.05	2.84	3.00	2.25	3.35
	<50	41.70	41.78	40.75	41.75	41.57	41.52
	C-MOP/COS	6.76	7.08	10.26	11.31	8.09	11.33

**Nota:** LCC: Laboreo convencional cultivo continuo; LCP: Laboreo convencional cultivo-pastura; SDC-C<sub>3</sub>: Siembra directa continua de cultivos C<sub>3</sub>; SDC-C<sub>4</sub>: Siembra directa continua de cultivos C<sub>4</sub>; SDP-C<sub>3</sub>: Siembra directa cultivo C<sub>3</sub>-pastura; SDP-C<sub>4</sub>: Siembra directa cultivo C<sub>4</sub>-pastura. C-MOP: carbono asociado a la materia orgánica particulada. COS: carbono orgánico suelo.

†: C-MOP >200 µm y C-MOP entre 50 y 200 µm

††: fracción <50 µm: C-MOAM

En el primer estrato de profundidad (0-3 cm), los sistemas bajo SD tuvieron un aumento de C-MOP más gruesa, más fina y del C-MOAM de 207, 134 y 11% respectivamente, con respecto a los sistemas bajo LC ( $P < 0.0016$ ;  $P < 0.0001$ ;  $P < 0.0007$ ). Bajo SD, del total de C presente en los primeros 3 cm de suelo, aproximadamente el 25% correspondió al C-MOP, más del doble de lo que representó en el suelo bajo LC ( $P < 0.0003$ ). La MOP ha sido asociada a propiedades del suelo como la dinámica de nutrientes (Chan, 1997; Galantini et al., 2004), la actividad microbiana (Alvarez et al., 1998) y la formación y estabilidad de macroagregados en el suelo (Chan, 1997; Six et al., 2002), hecho que puede estar produciendo mejoras en la cama de siembra y en el ingreso de agua dentro del suelo bajo SD. Estudios específicos sobre el efecto del C-MOP sobre tales propiedades del suelo aún no han sido realizados en este experimento.

Cuadro 3.- Significancia de los contrastes ortogonales realizados para el C-MOP y C-MOAM, según profundidad.

Profundidad (cm)	Fracción ( $\mu\text{m}$ )	Contrastes				
		LC vs SD	LCC vs LCP	SDC vs SDP	SDC-C3 vs SDC-C4	SDP-C3 vs SDP-C4
0 a 3	C- MOP	0.0003	0.1373	NS	NS	NS
	C-MOAM	0.0007	0.0023	0.0002	NS	0.0437
3 a 6	C- MOP	NS	NS	NS	NS	0.0375
	C-MOAM	NS	NS	NS	NS	NS
6 a 12	C- MOP	NS	NS	NS	NS	0.0183
	C-MOAM	NS	NS	NS	NS	0.0232
12 a 18	C- MOP	NS	NS	NS	NS	NS
	C-MOAM	NS	0.1478	NS	NS	NS
0 a 18	C- MOP	0.0020	NS	NS	NS	0.0312
	C-MOAM	NS	NS	NS	NS	NS

**Nota:** LCC: Laboreo convencional cultivo continuo; LCP: Laboreo convencional cultivo-pastura; SDC-C<sub>3</sub>: Siembra directa continua de cultivos C<sub>3</sub>; SDC-C<sub>4</sub>: Siembra directa continua de cultivos C<sub>4</sub>; SDP-C<sub>3</sub>: Siembra directa cultivo C<sub>3</sub>-pastura; SDP-C<sub>4</sub>: Siembra directa cultivo C<sub>4</sub>-pastura; C-MOP: carbono asociado a la materia orgánica particulada; C-MOAM: carbono asociado a la fracción mineral del suelo.

NS: No significativo;  $P > 0.15$

De 0 a 3 cm de suelo, las rotaciones con pasturas, independientemente del tipo de laboreo, presentaron entre 13 a 17% más de C-MOAM que los suelos bajo sistemas de cultivos continuos. Esto indicaría un mayor grado de humificación del COS bajo estos sistemas mixtos de cultivos y pasturas, efecto beneficioso si se piensa en la captura de un C más estabilizado. Probablemente, este efecto sea consecuencia del aporte de N realizado por las leguminosas, que estarían

favoreciendo los procesos de humificación del COS más fresco, sumado a las texturas medias a pesadas de este suelo, que favorecerían los mecanismos de retención del C más transformado. Palm et al. (2000), mencionan que para la formación de una materia orgánica más estabilizada es necesaria la incorporación de materiales con altos contenidos de lignina y/o polifenoles y altos contenidos de N, condición similar a las de las rotaciones con pasturas, donde se mezclan residuos de diferente composición. Collins et al. (1990) mencionan que la mezcla de rastrojos de constitución química contrastante ha sido propuesta como una alternativa para aumentar la velocidad de descomposición de los rastrojos en superficie. El mayor contenido de C-MOAM bajo rotaciones con pasturas no se mantuvo para los siguientes estratos de profundidad, quizá porque la evaluación se realizó al primer año del segundo ciclo de pastura, y frente a un cambio de vegetación, son los estratos superficiales del suelo los que primeramente se ven afectados (Franzluebbers, 2002).

La rotación con pastura bajo LC tendió a presentar mayor C-MOP (por aumento de la fracción más fina) de 0 a 3 cm con respecto al cultivo continuo, en cambio en los sistemas en SD el efecto fue inverso y no significativo (Cuadros 2 y 3). Como se muestra en el Cuadro 1, los sistemas de cultivo continuo y cultivo pastura bajo SD, no se diferenciaron entre sí en el contenido total de COS en los primeros 3 cm, por lo que la mayor humificación del COS en ese estrato fue la causante de la reducción de C-MOP en los sistemas con pasturas. Por esto, la proporción de C-MOP en el total de COS fue 20% menor al encontrado en los sistemas de cultivo continuo (Cuadro 2).

La inclusión de especies  $C_4$  en las rotaciones con SD, provocó un aumento en el contenido de C-MOP hasta los 12 cm de suelo, pero el mismo sólo fue significativo en el caso de las rotaciones con pasturas y no en las secuencias de cultivo continuo (Cuadros 2 y 3). El rendimiento en grano de las especies  $C_4$  incorporadas a partir del 2000, fue en promedio un 70% mayor al de los cultivos de verano  $C_3$ . Sin embargo, como las especies  $C_4$  tienen un índice de cosecha de 0.5 comparado al de 0.35 de las  $C_3$ , la biomasa aérea aportada al suelo por dichas especies no fue muy diferente. Por lo tanto, una posible explicación al mayor contenido de C-MOP bajo rotaciones con especies  $C_4$ , puede estar dada a que estas hayan producido un mayor aporte de C a través de las raíces con respecto a las especies  $C_3$  y/o, a que las diferencias en la

calidad de los restos incorporados hubieran generado diferencias en las tasas de descomposición de estos restos frescos. En este sentido, Ernst et al. (2002) trabajando sobre el mismo experimento, encontraron que la tasa de descomposición del rastrojo de soja fue 2.5 veces mayor que la del maíz. Por otro lado, estos autores encontraron que la descomposición del rastrojo de trigo sobre rastrojo de soja fue más rápida que sobre rastrojo de maíz.

A diferencia de lo sucedido con la concentración y stock total de C, las diferencias en C-MOP encontradas en los estratos superficiales se mantuvieron al estudiar los 18 cm de suelo como un único estrato (Cuadro 3). En este sentido, la SD tuvo un 52% más de C-MOP con respecto al suelo bajo LC y por otro lado, bajo SD la rotación de pasturas con cultivos de verano C<sub>4</sub> tuvo un 43% más de C-MOP que cuando el cultivo de verano en la rotación fue C<sub>3</sub>. Al igual que lo mencionado por otros autores (Cambardella y Elliot, 1992; Elliot et al., 1994; Bayer et al., 2001; Morón y Sawchik, 2003; Liebig et al., 2004), los resultados sugieren, que el C-MOP fue un indicador más sensible a los cambios de uso y manejo del suelo que el contenido total de COS.

Contrariamente a lo esperado, no se encontraron diferencias significativas en contenido de C-MOP de la capa arable (0 a 18 cm) entre rotaciones de cultivo continuo y rotaciones con pastura. Estos sí fueron observados en experimentos de mayor duración realizados en Uruguay. En un experimento de LC, luego de 36 años de rotaciones con pasturas, los primeros 15 cm de suelo presentaron más del doble de C-MOP que el suelo bajo cultivos continuos (Morón y Sawchik, 2003). Paralelamente, en otro experimento donde se evaluaron diferentes cultivos forrajeros (pastoreados o ensilados) en SD luego de 8 años, los cultivos anuales continuos provocaron una disminución del 32% del C-MOP mayor a 200  $\mu\text{m}$  respecto a la pastura permanente. A su vez, el suelo bajo pastura permanente no difirió en COS ni en C-MOP con ninguna de las intensidades de uso del suelo que incluía alguna proporción de pasturas en la rotación (Terra et al., 2006).

Los cambios en COS y sus fracciones físicas fueron más marcados entre sistemas de preparación del suelo que entre los sistemas de rotación. Es posible que la pastura aún no haya podido marcar claramente sus efectos sobre el C del suelo, ya que de los 10 años bajo estudio, solo 4 estuvieron bajo pastura (1996-1998 y primer año del segundo ciclo). En cambio, los

sistemas de laboreo estuvieron presentes durante los 10 años, bajo la agricultura continua y durante 6 años en las rotaciones de cultivo pastura.

En acuerdo con lo encontrado por otros autores (Alvarez et al., 1998; Franzluebbers, 2002), la SD provocó estratificación del C total y del C-MOP (Figura 2). El promedio de las rotaciones bajo SD tuvieron 4.2 veces más de C-MOP ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en los primeros 6 cm de suelo respecto a la profundidad de 6 a 12 cm. En cambio en los sistemas con LC, el C-MOP de los primeros 6 cm fue solo 1.95 veces mayor a lo encontrado de 6 a 12 cm. Este sistema tiende a uniformizar el suelo dentro de la profundidad afectada por el laboreo, no así la SD donde se acumulan los rastrojos en superficie y no se realiza movimiento de suelo. Según Franzluebbers (2002), los principales cambios esperados frente a la conversión de un sistema con inversión de suelo respecto a otro que no lo realice (SD o pasturas), serán encontrados en los primeros centímetros de suelo.

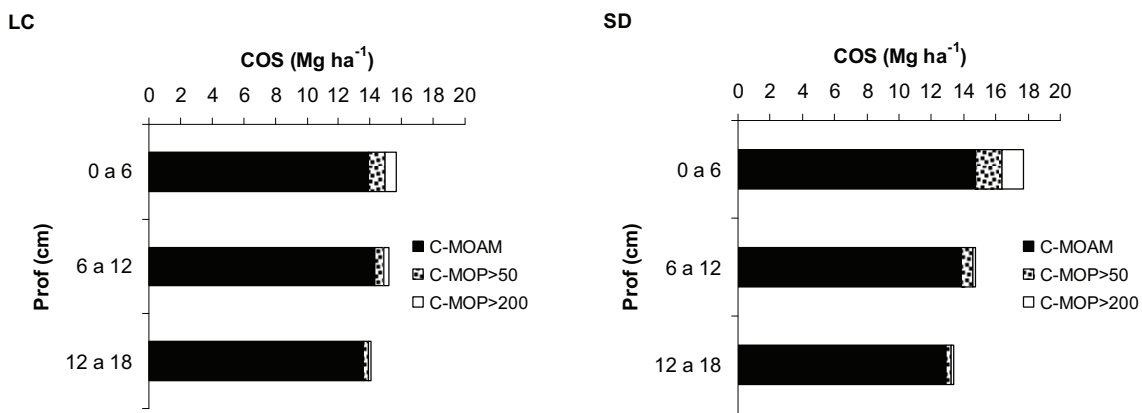


Figura 2.- Contenido de COS en las distintas fracciones físicas según profundidad, para el promedio de los tratamientos con laboreo y el promedio de los tratamientos con siembra directa.

**Nota:** COS: carbono orgánico del suelo; C-MOAM: carbono de la fracción de materia orgánica asociada a la fracción mineral del suelo; C-MOP>50: carbono de la fracción de materia orgánica particulada entre 50 y 200  $\mu\text{m}$ ; C-MOP>200: carbono de la fracción de materia orgánica particulada mayor a 200  $\mu\text{m}$ .

Las variaciones encontradas en los contenidos totales de COS para los primeros 18 cm de suelo, aunque no significativas, se dieron fundamentalmente por variaciones en los contenidos de C-MOP (Figura 3). Así, las rotaciones bajo SD que incluyeron cultivos de verano C<sub>4</sub>, independientemente de si la rotación fue de cultivo continuo o cultivo-pastura, tuvieron los

mayores valores de COS y C-MOP, representando esta última un 11.3 % del carbono orgánico total (promedio de las rotaciones con especies C<sub>4</sub>).

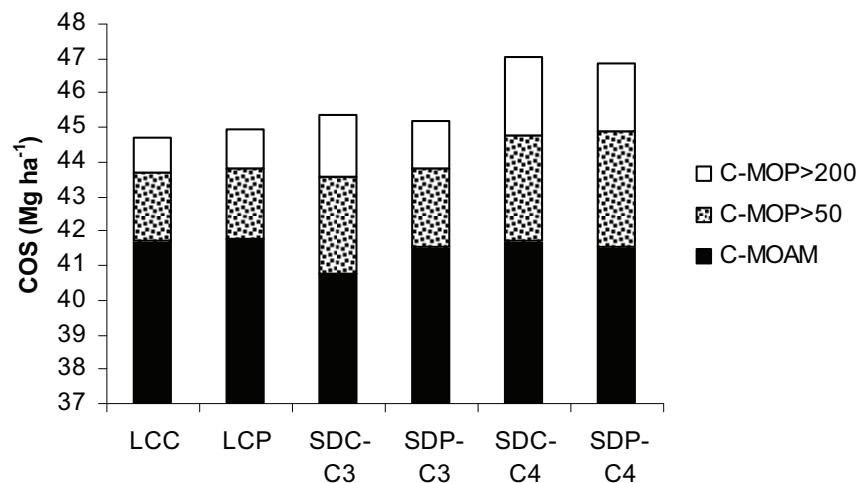


Figura 3.- Contenido de COS en las distintas fracciones físicas de 0 a 18 cm de suelo, para los distintos sistemas de rotaciones.

**Nota:** **COS:** carbono orgánico del suelo; **C-MOP>200:** carbono de la fracción de materia orgánica particulada mayor a 200  $\mu\text{m}$ ; **C-MOP>50:** carbono de la fracción de materia orgánica particulada entre 50 y 200  $\mu\text{m}$ ; **C-MOAM:** carbono de la fracción de materia orgánica asociada a la fracción mineral del suelo; **LCC:** Laboreo convencional cultivo continuo; **LCP:** Laboreo convencional cultivo-pastura; **SDC-C<sub>3</sub>:** Siembra directa continua de cultivos C<sub>3</sub>; **SDC-C<sub>4</sub>:** Siembra directa continua de cultivos C<sub>4</sub>; **SDP-C<sub>3</sub>:** Siembra directa cultivo C<sub>3</sub>-pastura; **SDP-C<sub>4</sub>:** Siembra directa cultivo C<sub>4</sub>-pastura.

## CONCLUSIONES

Luego de 10 años de rotaciones de cultivo continuo y cultivo pastura bajo diferentes sistemas de laboreo, los cambios en los indicadores de C (COS y sus fracciones físicas) fueron significativos fundamentalmente en los primeros 3 cm de suelo. Sin embargo, mientras las diferencias en concentración y en stock COS se diluyeron al estudiar la capa arable (0 a 18 cm), el C-MOP mantuvo las diferencias, indicando ser más sensible en detectar cambios debidos al uso y manejo de suelos que el C-MOAM y que el COS.

Los cambios en el COS y sus diferentes fracciones físicas se dieron a favor de la SD, que a su vez presentó mayor proporción de C-MOP y con mayor acumulación en superficie que el suelo bajo LC. Dado que el contenido de C-MOP se asocia positivamente a determinadas propiedades del suelo, los sistemas en SD estarían promoviendo una mejora en la calidad del suelo.

Los indicadores de C sugieren que la inclusión de pasturas en rotaciones bajo LC, serían una alternativa más recomendable que rotaciones de cultivo continuo. Sin embargo, el uso de SD tendría un efecto más beneficioso desde el punto de vista de contribuir a la sustentabilidad del recurso, especialmente cuando se incluyen cultivos C<sub>4</sub> dentro de la rotación.

Bajo SD, las rotaciones con pasturas no se diferenciaron en los indicadores de C respecto a las rotaciones de cultivo continuo. Es posible que el período de tiempo transcurrido haya sido muy corto para que el uso combinado de estas dos tecnologías (SD y pasturas) desarrollara todo su potencial.

## **BIBLIOGRAFÍA**

Alvarez, R., Russo, M. E., Prystupa, P., Scheiner, J. D. and Blotta, L. 1998. Soil carbon under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90: 138-143.

Alvarez, R., 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management* 21: 38-58.

Alvarez, R. y Steinbach, H. S. 2006. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica. En: *Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Ed. Pascale, A. J. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pp 69-78.

Baethgen, W. E. 2003. Utilización del modelo Century para estudiar la dinámica de carbono y nitrógeno. En: 40 años de rotaciones agrícolas ganaderas. Serie técnica 134, INIA La Estanzuela. Pp. 9-18.

Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T. J. C., Martin – Neto, L. and Fernández, S. V. 2000. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.* 54: 101-109.

Bayer, C., Martin – Neto, L., Mielniczuk, J., Pillon, C. N. and Sangoi, L. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1473-1478.

Brady, N. C. and Weil, R. R. 2002. Soil organic matter. En: *The nature and properties of soils*. Eds. Helba, S., Yarnell, D. and Carnis, M. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, United States of America. Pp. 498-542.

Cambardella, C. A. and Elliot, E. T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.

Chan, K. Y. 1997. Consequences of changes in particulate organic carbon in Vertisols under pasture and cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1376-1382.

Clérico, C., Baethgen, W., García Préchac, F. y Hill, M. 2004. Estimación del impacto de la soja sobre erosión y carbono orgánico en suelos agrícolas del Uruguay. En: *Resúmenes del XIX Congreso Argentino de la Ciencias del Suelo. II Simposio Nacional sobre Suelos Vertisólicos*, 22 – 25 junio 2004, Paraná, Argentina. Eds. Quintero, C. E., Boschetti, N. G. y Díaz, E. L. Pp 337.

Collins, H. P., Elliot, L. F., Rickman, R. W., Bezdicek, D. F. and Papendick, R. I. 1990. Decomposition and interactions among wheat residue components. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:780-781.



Díaz Rossello, R. 2003. 40 años de rotaciones. Introducción a la actividad experimental. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela, Pp. IX- XIII.

Elliot, E. T.; Burke, I. C, Monz, C. A, Frey, S. D., Paustian, K. H., Collins, H. P., Paul, E. A., Cole, C. V., Belvins, R. L., Frye, W. W., Lyon, D. J, Halvorson, A., Huggins, D. R., Turco, R. F and Hickman, M. V, 1994. Terrestrial carbon pools preliminary data from the Corn Belt and Great Plain Regions. En: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Eds. Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdieck, D. F. and Stewart, B. A. SSSA Special Publication number 35. Pp. 179-191.

Ellert, B. H. and Bettany, J. R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil. Sci.* 75: 529-538.

Ernst, O., Bentancur, O. y Borges, R. 2002. Descomposición de rastrojo de cultivos en siembra sin laboreo: trigo, maíz, soja y trigo después de maíz o de soja. *Agrociencia Vol 6 N° 1.* Pp 20-26.

Ernst, O., Siri-Prieto, G. y Cano, J. D. 2005. Rotación pastura-cultivo y sistema de laboreo en el Uruguay: A) Cambios del contenido de carbono y nitrógeno del suelo. En: *Anais. Simposio sobre Plantío Direto e Meio Ambiente. Sequestro de Carbono e Qualidade da Agua.* Pp 213-215.

Fabrizzi, K. P., Morón, A. and García, F. O. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J* 67: 1831-1841.

Franzluebbers, A. J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Tillage Res.* 66: 95-106.

Galantini, J. A., Iglesias, J. O. y Rossell, R. A. 2004. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en la región semiárida pampeana. En: *XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. II Simposio Nacional sobre Suelos Vertisólicos.* Paraná, Argentina. CD-ROM.

García Préchac, F., Ernst, O., Siri Prieto, G. and Terra, J. A. 2004. Integrating no-till crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil Tillage Res.* 77: 1-13.

Lal, R., Follet, R. F., Kimble, J. and Cole, C. V. 1999. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. *J. Soil Water Conserv.* 5: 374-381.

Leifeld, J. and Kogel-Knabner, I. 2005. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land use? *Geoderma* 124:143-155.

Liebig, M. A., Tanaka, D. L. and Wienhold, B. J. 2004. Tillage and cropping effects on soil quality indicators in the northern Great Plains. *Soil & Tillage Research* 78: 131-141.

Mielniczuk, J., Bayer, C., Vezzani, F. M., Lovato, T., Fernández, F. F., Debarba, L., 2003. *Tópicos em Ciencia do Solo. Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo.* 3: 165-208.

Morón, A. 1996. El rol del carbono orgánico en los sistemas productivos agropecuarios. En: *Manejo y fertilidad de suelos. Serie técnica 76, INIA La Estanzuela.* Pp. 1- 7.

Morón, A. 2003. Principales contribuciones del experimento de rotaciones cultivos-pasturas de INIA La Estanzuela en el área de fertilidad de suelos (1963-2003). En: *40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela.* Pp. 1-8.

Morón, A. and Sawchik, J. 2003. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. En: *40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela.* Pp. 67-76.

Reeves, D. W. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Tillage Res.* 43: 131-167.

Six, J., Elliott, E. T. and Paustian, K. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J* 63: 1350-1358.

Six, J., Feller, C., Deneb, K., Ogle, S., Moraes Sa, J. and Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no tillage. *Agronomie* 22: 755-775.

Terra, J. A y García Préchac, F. 2001. Siembra directa y rotaciones forrajeras en las lomadas del este: síntesis 1995 – 2000. Serie Técnica 125, INIA Treinta y Tres. Pp 100.

Terra, J. A., García-Prechac, F., Salvo, L. and Hernández, J. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. En: *Sustainability - Its impact on Soil Management and Environment*. Eds. Horn, R., Fleige, H., Peth, S., Peng, X. *Advances in GeoEcology* 38: 233-241.

VandenBygaart, A. J., Gregorich, E. G. and Angers, D. A. 2003. Influence of agriculture management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83: 363-380.

# **DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO BAJO ROTACIONES DE CULTIVOS Y PASTURAS: estudio de fracciones físicas y abundancia natural de $^{13}\text{C}$**

Lucía Salvo

Dpto. de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía de la República Oriental del Uruguay, Garzón 780, CP.: 12900, Montevideo, Uruguay.

Tel.: +598 (2) 3561251; fax: +598 (2) 3590436; e-mail: [lsalvo@fagro.edu.uy](mailto:lsalvo@fagro.edu.uy)

## **RESUMEN**

El carbono orgánico del suelo (COS) tiene gran influencia en las propiedades del suelo y puede ser considerado como una fuente o fosa de  $\text{CO}_2$  atmosférico. El fraccionamiento físico del COS y la abundancia natural de  $^{13}\text{C}$  son herramientas de gran utilidad para estudiar su dinámica. El objetivo fue evaluar los cambios en el contenido, distribución y origen del COS, luego de 9.5 años de una rotación de cultivos y pasturas (especies  $\text{C}_3$ ) realizada bajo laboreo convencional (LCP) e igual secuencia en siembra directa (SDP). En los años 1994 y 2003, el suelo se muestreó de 0-6, 6-12 y 12-18cm de profundidad, determinándose C orgánico total, C asociado a la materia orgánica particulada (C-MOP), C ligado a la fracción mineral más fina del suelo (C-MOAM) y los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  correspondientes. Los niveles de COS del año 2003 no difirieron respecto al año 1994, pero hubo una redistribución dentro de las fracciones físicas del mismo. El C-MOP de 0-18cm disminuyó un 63%, mientras que el C-MOAM tuvo un incremento no significativo. El contenido total de C y de las fracciones físicas no varió significativamente entre sistemas de labranza. Al 2003, el 14.5 % de COS de 0-18cm provenía de la nueva vegetación, siendo la incorporación inversa a la profundidad y en relación directa con el tamaño de la fracción física del COS. El COS de 0-18cm tuvo una vida media de 28 años, variando de pocos años a más de 400 para el C-MOP y C-MOAM respectivamente.

**PALABRAS CLAVE:** Materia orgánica particulada; isótopos estables; carbono joven; tiempo medio de residencia.

**SOIL ORGANIC CARBON DYNAMICS ON CROP-PASTURE ROTATIONS:  
a study of carbon physical fractionation and  $^{13}\text{C}$  natural abundance**

Lucía Salvo

Dpto. de Suelos y Aguas, Facultad de Agronomía de la República Oriental del Uruguay, Garzón  
780, CP.: 12900, Montevideo, Uruguay.

Tel.: +598 (2) 3561251; fax: +598 (2) 3590436; e-mail: [lsalvo@fagro.edu.uy](mailto:lsalvo@fagro.edu.uy)

**ABSTRACT**

Soil organic carbon (SOC) affects soil physical, chemical, and biological properties, and it can be considered as a sink or source for atmospheric  $\text{CO}_2$ . The SOC physical fractionation and  $^{13}\text{C}$  isotope natural abundance are tools to study C dynamics. The objective of this study was to evaluate changes in SOC content, distribution and origin, in a 9.5 years old crop-pasture rotation ( $\text{C}_3$  species) under conventional tillage (CT), and no tillage (NT). Soil samples were taken at the 0-6, 6-12 and 12-18 cm depth in 1994 and 2003. Total organic C, C associated with particulate organic matter (POM-C), C associated with the mineral soil (MAOM-C), and  $\delta^{13}\text{C}$  content were determined in each soil sample. Although SOC content did not change between 1994 and 2003, its distribution was different among physical fractions. POM-C decreased 63% at the 0-18 cm depth, but MAOM-C had a small but not significant increment. Tillage systems did not affect SOC, POM-C, and MAOM-C content. In 2003, 14.5 % of the SOC was young C at the 0-18 cm depth. The recently incorporated SOC showed an inverse relationship with soil depth and was directly related to the fraction size. SOC half-life was 28 years at the 0-18 cm depth, ranging from 4 to 400 years for the POM-C and MAOM-C, respectively.

**KEYS WORD:** Particulate organic matter, stable isotopes, carbon half-life, young carbon

## INTRODUCCIÓN

El contenido de carbono orgánico del suelo (COS) resulta de un balance entre los ingresos de materiales de origen vegetal y los egresos, dados por la erosión y por la degradación de los compuestos carbonados como consecuencia de la respiración microbiana (Alvarez y Steinbach, 2006a; Urquiaga et al., 2007). La tasa de descomposición de los residuos depende principalmente, de las características intrínsecas de los materiales, de la interacción que estos tengan con la fracción mineral y biológica del suelo y de las condiciones ambientales, fundamentalmente temperatura y humedad (Urquiaga et al., 2007).

La dinámica del COS ha sido investigada debido a su gran influencia sobre las distintas funciones productivas del suelo. Sin embargo, en las últimas décadas su estudio ha tenido mayor interés por su posible efecto sobre el ambiente, ya que el reservorio de carbono del suelo puede comportarse como una fuente o fosa de CO<sub>2</sub> atmosférico, uno de los gases con efecto invernadero (Balesdent y Mariotti, 1996; Urquiaga et al., 2007).

La dinámica del COS puede ser descripta respecto a sus transformaciones cuantitativas o cualitativas. El uso de isótopos estables como el <sup>13</sup>C es una de las posibles herramientas a utilizar en este tipo de estudios (Gregorich et al., 1995; Balesdent y Mariotti, 1996; Andriulo et al., 1999; Collins et al., 1999; Urquiaga et al., 2007). La misma se basa en las diferencias en  $\delta^{13}\text{C}$  entre las especies C<sub>3</sub> (promedio  $\delta^{13}\text{C}$ : -12‰) y C<sub>4</sub> (promedio  $\delta^{13}\text{C}$ : -27‰) y en que el COS retiene la señal ( $\delta^{13}\text{C}$ ) de la vegetación que crece sobre él. Entonces, cuando se produce un cambio en el ciclo fotosintético de la vegetación que crece sobre el suelo, también variará la composición isotópica del COS, hecho que puede ser usado como un trazador del origen de la materia orgánica, del camino de sus transformaciones y de la dinámica de dichas transformaciones (Balesdent y Mariotti, 1996).

Otra herramienta que ha tomado importancia en estudios sobre dinámica del COS es el fraccionamiento físico del COS, ya sea por tamaño o por densidad de las partículas (Christensen, 2001; Urquiaga et al., 2007). A través del fraccionamiento se han tratado de aislar experimentalmente grupos de distinta complejidad estructural y funcional del COS, que

presentan una dinámica muy diferente. Las fracciones de la materia orgánica del suelo (MOS) asociadas a las partículas más gruesas del suelo (arena) o las llamadas fracciones livianas, se caracterizan por ser material vegetal poco descompuesto, de alta relación C/N y de composición similar al material vegetal originario, con mayor tasa de degradación que el carbono asociado al limo y a la arcilla (Christensen, 2001). Muchos estudios concluyeron que esta fracción tiene gran sensibilidad en detectar los cambios debido a los usos y manejos del suelo (Cambardella y Elliot, 1992; Bayer et al., 2001; Morón y Sawchik, 2003; Galantini et al., 2004). La cuantificación de la progresiva incorporación del nuevo C dentro de las fracciones del COS, provee un medio importante con el cual dilucidar los caminos de las transformaciones y estabilización del carbono (Balesdent y Mariotti, 1996).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el cambio en contenido, distribución y origen del COS, luego de 9.5 años de una rotación de cultivos y pasturas de especies  $C_3$  realizada bajo laboreo convencional (LC) y siembra directa (SD), sobre un suelo con historia agrícola.

## **MATERIALES Y METODOS**

### **Características del experimento y tratamientos evaluados**

El experimento de manejo de suelos fue instalado en 1993 en la Estación Experimental Mario A. Cassinoni de la Facultad de Agronomía, a 10 km de Paysandú, Uruguay ( $32^{\circ} 21' S$  y  $58^{\circ} 02' W$ ). La región es sub-húmeda, con una temperatura media anual de  $17^{\circ} C$ , con temperaturas medias en el invierno de  $12^{\circ} C$  y de  $24^{\circ} C$  en el verano. De acuerdo a la clasificación del USDA, el suelo es un Argiudol típico fino mixto activo térmico (Brunosol Éútrico Típico, en la clasificación uruguaya), con un horizonte A de 18 cm, con pH 5.7, arcilla  $289 g kg^{-1}$ , limo  $437 g kg^{-1}$ , arena  $273 g kg^{-1}$  y una pendiente de 0-1%.

Previo a su uso agrícola, la vegetación nativa consistía en una pastura natural con mezcla de especies  $C_3$  y  $C_4$ . Entre 1970 y 1986 el suelo estuvo bajo un sistema de rotación cultivo-pastura realizada con LC, donde se incluyeron tanto especies  $C_3$  como  $C_4$ . En los 7 años previos

a la instalación del ensayo en 1993, el suelo estuvo bajo pradera (especies C<sub>3</sub>), la cual progresivamente fue invadida por *Cynodon dactylon* (especie C<sub>4</sub>).

De los tratamientos presentes en dicho ensayo (rotaciones continuas de cultivo o cultivo-pastura, con distintos sistemas de labranza), se tomaron aquellos con mayor cantidad de cultivos C<sub>3</sub>, en el período 1994 a 2003. Los dos tratamientos seleccionados fueron: una rotación de cultivos pasturas bajo laboreo convencional (LCP) y la misma secuencia de cultivos-pasturas bajo siembra directa (SDP). Estas rotaciones constaron de 3 años de cultivos (2 cultivos por año) y tres de pasturas (pastoreadas con animales). El manejo de agroquímicos dependió de los requerimientos de cada sistema de laboreo. El LC se realizó con cincel y rastra de discos excéntrica. Los cultivos C<sub>3</sub> utilizados fueron: trigo y cebada como cultivos de invierno y girasol y soja como cultivos de verano (Cuadro 1). Las pasturas se sembraron con una mezcla de *Festuca arundinacea*, *Lotus corniculatus* y *Trifolium repens* y estuvieron presentes entre 1995 y 1998 (primer ciclo) y del 2002 al 2003, primer año de su segundo ciclo. Sólo 2 de los 19 semestres agrícolas evaluados, fueron sembrados con cultivos C<sub>4</sub>: sorgo en el verano del 93/94 y maíz en el verano del 98/99. El diseño experimental fue de bloques al azar con tres repeticiones y el tamaño de las parcelas de 10m × 50 m.

Cuadro 1.- Secuencia de cultivos desde el inicio del experimento (1993) hasta el año 2003.

Año	93/94		94/95		95/96		96/97		97/98		98/99		99/00		00/01		01/02		02/03		2003
Sem †	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I	V	I
Cultivo††	C	Sg	T	G	TP	P	P	P	P	P	P	M	T	--	T	Sj	-	G	TP	P	P

**Nota:** en gris se marcan los momentos de muestreo de suelo

† Semestre Agrícola: I, invierno; V, verano.

†† Cultivos: C, cebada; Sg, sorgo; T, Trigo; G, girasol; TP, trigo consociado con pastura; P, pastura; M, maíz; Sj, soja.

### Muestreos y determinaciones

En el año 2003, al final del primer año del segundo ciclo de las pasturas, se muestreó el suelo de cada parcela utilizando calador. Las profundidades muestreadas fueron de 0-3, 3-6, 6-12, 12-18 cm. Previo a la toma de cada muestra, se retiraron los restos secos de la superficie del suelo. Para cada profundidad se tomó una muestra compuesta de 20 tomas por parcela. En cada



una de esas profundidades se tomaron muestras imperturbadas para la determinación de la densidad aparente por el método del cilindro, utilizando muestreador con anillos de 68.7 cm<sup>3</sup> y tomándose tres repeticiones por parcela.

Como al inicio de experimento (1993) no se realizó un muestreo de suelo por estratos de profundidad, se trabajó con muestras del año 1994, tomadas en el mes de enero de ese año durante el ciclo del cultivo de sorgo (Cuadro 1). Las profundidades muestreadas en ese entonces fueron de 0-6, 6-12 y 12-18 cm, contándose también con datos de densidad aparente para dichas profundidades.

Todas las muestras de suelo fueron secadas y tamizadas a un tamaño <2 mm y posteriormente fueron sometidas al fraccionamiento físico de la MOS según Cambardella y Elliot (1992), separando las fracciones de materia orgánica particulada (MOP >200 μm, y entre 200 y 50 μm), y materia orgánica ligada a la fracción mineral (MOAM < 50 μm). A todas las muestras y fracciones de suelo se le determinó C orgánico y abundancia isotópica de <sup>13</sup>C a través de un espectrómetro de masa Thermo Finnigan Delta Plus, acoplado a un autoanalizador Carlo Erba. Como el C recuperado sumando las tres fracciones fue en promedio un 90% del C total, el C-MOAM se obtuvo por diferencia entre el carbono orgánico total y el C-MOP.

La abundancia natural de <sup>13</sup>C fue expresada en unidades delta (δ), que indica la relación isotópica de la muestra comparada con la del standard Pee Dee Belemnite (PDB). La misma está determinada por la siguiente ecuación:

$$\delta^{13}C(\text{‰}) = \left[ \frac{\left( \frac{^{13}C}{^{12}C} \right) - \left( \frac{^{13}C}{^{12}C} \right)_{PDB}}{\left( \frac{^{13}C}{^{12}C} \right)_{PDB}} \right] \times 1000 \quad [1]$$

donde <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C es la relación isotópica del material en estudio, y <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C<sub>PDB</sub> la del material de referencia (PDB).

## Estimaciones y cálculos

### *Porcentaje de carbono joven*

El aporte de C de la nueva vegetación se calculó de acuerdo a la relación:

$$\alpha (\%) = 100 \times \frac{(\delta - \delta_0)}{(\delta_1 - \delta_0)} \quad [2]$$

donde  $\alpha$  es el porcentaje de C joven en el total de C,  $\delta$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  del COS en el tiempo  $t=1$ ,  $\delta_0$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  del COS en el tiempo  $t=0$ , y  $\delta_1$  es el  $\delta^{13}\text{C}$  de los restos de la vegetación nueva.

Para este trabajo,  $\delta$  fue el  $\delta^{13}\text{C}$  del COS bajo cada uno de los tratamientos del año 2003; el  $\delta_0$  se consideró igual para ambos tratamientos y se obtuvo de promediar los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  del COS bajo los tratamientos de LCP y SDP del año 1994;  $\delta_1$  fue considerado como el promedio de valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de los cultivos  $\text{C}_3$  sembrados ( $\delta^{13}\text{C}$  promedio: -27.89) (Cuadro 2).

Cuadro 2.- Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de los cultivos  $\text{C}_3$  sembrados.

Cultivo	$\delta^{13}\text{C}$
Soja	-27.32
Girasol	-27.50
Trigo	-27.88
Pastura	-28.84
Promedio	-27.89

### *Retención de carbono orgánico por el suelo*

El porcentaje de C orgánico aportado por la vegetación que fue retenido por parte del suelo ( $C_{\text{Retenido}}$ ), se calculó como:

$$C_{\text{retenido}} (\%) = \frac{COS_{\text{joven}}}{C_{\text{aportado}}} \times 100 \quad [3]$$

donde  $COS_{joven}$  fue la cantidad de C joven presente en el año 2003, calculado a partir de los valores de  $\delta^{13}C$  según la ecuación 2 y  $C_{aportado}$  fue la cantidad de C aportada por la nueva vegetación.

El cálculo de la cantidad de C aportado a la capa arable (0 a 18 cm) por la muerte de raíces y restos de cosecha de la nueva vegetación, se realizó de la siguiente manera:

- A partir de los rendimientos obtenidos por los cultivos cerealeros realizados en la rotación, se asumió un índice de cosecha de 35% (100% MS) para los cultivos de trigo, soja y girasol (Alvarez y Steinbach, 2006b), con una relación parte aérea/raíz (PA/R) de 5 (Bolinder et al., 2007).
- En el caso de la pradera, al no contarse con datos de producción, se utilizó información nacional (estimación conservadora) para pasturas conformadas por las mismas especies (Crempien, 1978). A su vez, se consideró que del total de biomasa aérea producida por la misma, sólo el 20% retornó al suelo y que el 80% restante fue retirado por el ganado, siendo la relación parte aérea-raíz (PA/R) de 0.7 (Bolinder et al., 2007).
- En todos los casos (cultivos y pasturas) se asumió que la producción de exudados por parte de las raíces fue de 65% de la materia seca de la raíz (Bolinder et al., 2007) y que un 90% de las raíces se encontraban en los primeros 18 cm de suelo, así como también que el 40% de la materia seca de los restos era C.

#### *Constante de descomposición y vida media del carbono orgánico del suelo y sus fracciones físicas*

Para el cálculo de la constante de descomposición (k) del C, se asumió una disminución exponencial del contenido de COS, tal que:

$$C_{(t)} = C_0 \exp^{-kt} \quad [4]$$

siendo  $C_{(t)}$ : la cantidad de C de origen (aportada por la vegetación existente previo a la instalación del ensayo) que aún esta presente en el año 2003,  $C_0$ : el contenido de COS al inicio del experimento (1994),  $k$ : la constante de descomposición y  $t$ : el tiempo desde que se produjo el cambio de la vegetación.

Una vez estimado  $k$ , puede determinarse la vida media (VM) del C, que es el tiempo en que el  $C_0$  llega a la mitad de su contenido, entonces:

$$\frac{C_0}{2} = C_0 \exp^{-kt} \quad [5]$$

Si de la ecuación 5 se despeja  $t$ , se tiene que:

$$VM = \frac{\ln(2)}{k} \quad [6]$$

donde VM es igual a la vida media del C.

### **Análisis estadístico**

Para el análisis estadístico de los datos se consideró el siguiente modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + \beta_i + \tau_j + \varepsilon_{ijk} \quad [7]$$

$$i = 1, 2, \dots, b; j = 1, 2, \dots, t; k = 0, 1, \dots, n_{ij}$$

siendo  $Y_{ijk}$ : el valor observado de la característica en estudio sobre la unidad experimental ( $ijk$ ),  $\mu$ : un efecto común a todas las observaciones,  $\beta_i$ : el efecto del bloque  $i$ ,  $\tau_j$ : el efecto del tratamiento  $j$  aplicado y  $\varepsilon$ : un efecto aleatorio que representa el error experimental.

Se realizó un análisis de varianza de los resultados utilizando el procedimiento GLM de SAS® (SAS, 1996). Cuando los efectos fueron significativos, se utilizó la Diferencia Mínima Significativa (DMS) de Tukey ( $P < 0.05$ ) como test de separación de medias de los tratamientos.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Cambios en los contenidos y composición del COS

Al año 2003 no se detectaron diferencias significativas en COS (en  $\text{g kg}^{-1}$  o en  $\text{Mg ha}^{-1}$ ) ni entre tratamientos (LCP y SDP), ni entre estos con respecto al año 1994, para ninguna de las profundidades estudiadas (Figura 1A). El porcentaje de COS calculado para los primeros 18 cm fue de 21.4, 19.8 y 20.0  $\text{g kg}^{-1}$  para el año 1994, rotaciones LCP y SDP del año 2003, respectivamente. Esto resultó en 48.75, 44.93 y 45.22  $\text{Mg ha}^{-1}$  respectivamente, sin diferencias significativas entre ellos (Figura 1B). Algunos autores han señalado que las comparaciones de stock de COS entre tratamientos deberían realizarse comparando masas de suelo equivalente, en lugar de profundidades fijas (Ellert y Bettany, 1995; Alvarez y Steinbach, 2006c). Sin embargo, en este trabajo, la comparación de stock de COS fue realizada a una profundidad fija de 18 cm porque la masa de suelo encontrada a dicha profundidad no varió entre tratamientos, ni tampoco entre años. Por lo tanto, en 9.5 años de rotaciones cultivo-pasturas, los niveles de COS se mantuvieron relativamente similares con respecto a la situación de partida (1994) y en ningún caso se corroboraron ganancias en el stock de C. A su vez, en estos sistemas de rotaciones de cultivo y pasturas, la realización de LC no aumentó las pérdidas de COS respecto a la SD.

Las rotaciones de cultivos y pasturas, aún bajo LC, se asocian al concepto de sustentabilidad ambiental y productiva (Díaz Rossello, 2003; García Préchac et al., 2004). Sin embargo, dado los efectos negativos que el laboreo tiene sobre los niveles del COS (Andriulo, et al., 1999; VandenBygaart et al., 2003; García Préchac et al., 2004) podría haberse esperado una mayor pérdida de C orgánico en la rotación de cultivo y pastura con LC, respecto a la realizada bajo SD. Las diferencias encontradas fueron mínimas y no significativas. Es probable que los cambios entre sistemas de laboreo se produzcan muy lentamente, dado por la textura media a pesada del suelo que proporciona mayores mecanismos de retención del COS y a la pendiente de 0 a 1% del experimento que reduce las pérdidas de suelo por erosión. Debe sumarse a esto, que los sistemas de rotación comparados no son los más contrastantes desde el punto de vista del impacto que causan sobre el suelo, ya que por más que en uno de ellos se realice LC, ambos sistemas mantienen poco tiempo el suelo descubierto, debido a la inclusión de pasturas en la

rotación y a la presencia de dos cultivos por año. Esto reduce el tiempo en que el suelo no recibe aportes continuos de C, así como también, el tiempo en que el suelo queda susceptible sufrir erosión (especialmente bajo laboreo).

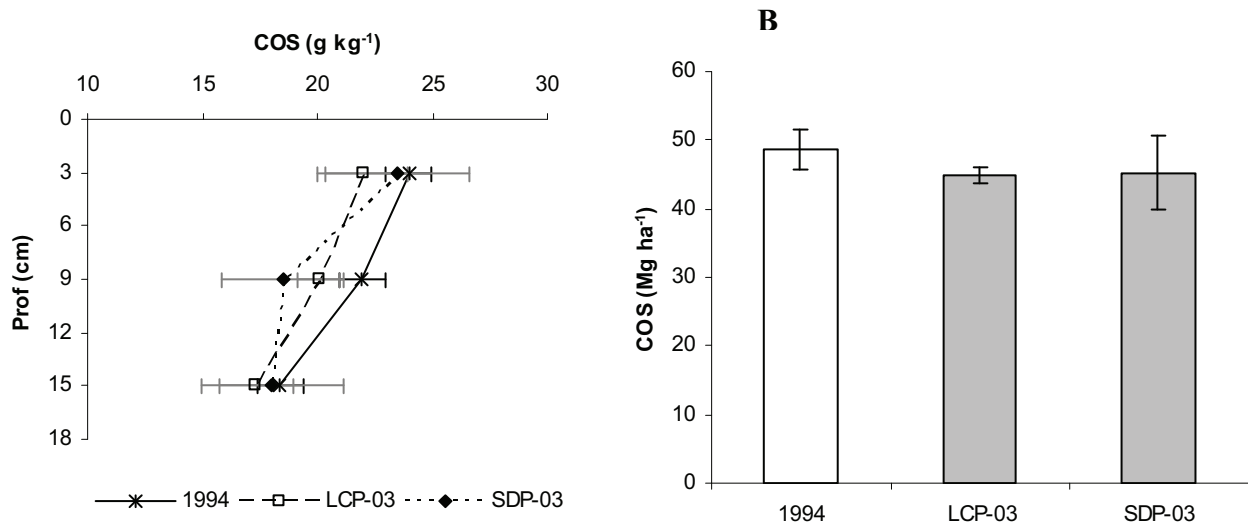


Figura 1.- Contenidos de COS para el año 1994 y tratamientos del año 2003. A) Concentración de carbono ( $\text{g kg}^{-1}$ ) por profundidad. B) Stock de COS ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en los primeros 18 cm de suelo.

**Nota:** COS: carbono orgánico del suelo; LCP-03: rotación de cultivo-pasturas con laboreo convencional al año 2003; SDP-03: rotación de cultivo-pasturas con siembra directa al año 2003.

Si bien no se produjeron cambios significativos en el stock de COS, sí se produjeron variaciones en su composición, relacionados a la proporción relativa de las fracciones físicas que lo componen. Las variaciones se produjeron entre años y no entre tratamientos. En este sentido, en el año 1994 el COS estaba compuesto por una mayor proporción de C-MOP y menor de C-MOAM respecto al año 2003, en todas las profundidades e independientemente del tratamiento (Cuadro 3). Al haberse generado pocas diferencias en los totales de COS por profundidad, la cantidad de C de cada fracción ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) tuvo similar comportamiento al comentado para las proporciones relativas, aunque las variaciones en C-MOAM no fueron significativas entre 1994 y 2003 (Cuadro 4). Al igual que lo mencionado por otros autores (Cambardella y Elliot, 1992; Bayer et al., 2001; Morón y Sawchik, 2003), los resultados sugieren que el C-MOP fue un indicador más sensible a los cambios de uso y manejo del suelo que el COS.

La disminución en el contenido de C-MOP a lo largo del tiempo fue porcentualmente mayor en la fracción más gruesa de la MOP (fracción >200µm), lo que fue más acentuado a mayor profundidad de suelo (Cuadro 4). El contenido de C-MOP disminuyó con respecto al año 1994 en un 53, 71 y 79% (promedio de los tratamientos) para las profundidades de 0 a 6, 6 a 12 y 12 a 18 cm respectivamente. El mayor y más continuo aporte de restos frescos se produce en la superficie del suelo y por ende el contenido de C-MOP, frente a un cambio en el uso y manejo del suelo, probablemente sea menos afectado en dichos estratos.

Cuadro 3.- Composición porcentual del COS según sus fracciones físicas, para tres profundidades de suelo y en dos momentos de evaluación (año 1994 y tratamientos del año 2003).

Profundidad (cm)	Tratamiento	% de C-Fracción en el COS total		
		>200 µm	>50 µm	<50 µm
0 a 6	1994	12.3 a†	12.2 a	75.5 b
	LCP 2003	4.7 b	7.0 b	88.3 a
	SDP2003	5.8 b	8.0 b	86.2 a
6 a 12	1994	5.9 a	8.9 a	85.2 b
	LCP 2003	1.2 b	4.2 b	94.6 a
	SDP2003	1.1 b	3.1 b	95.7 a
12 a 18	1994	6.1 a	9.1 a	84.8 b
	LCP 2003	0.9 b	2.1 b	97.0 a
	SDP2003	1.0 b	2.5 b	96.4 a
0 a 18	1994	8.1 a	10.1 a	81.8 b
	LCP 2003	2.3 b	4.4 b	93.3 a
	SDP2003	2.7 b	4.6 b	92.8 a

† Dentro de una misma profundidad, diferentes letras en la columna indican diferencias significativas entre tratamientos, P< 0.05 según test de Tukey.

**Nota:** **COS:** carbono orgánico del suelo; **LCP-03:** rotación de cultivo-pasturas con laboreo convencional al año 2003; **SDP-03:** rotación de cultivo-pasturas con siembra directa al año 2003.

Cuadro 4.- Contenido de C ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en cada fracción física y profundidad de suelo, para el año 1994 y tratamientos del año 2003.

Profundidad (cm)	Tratamiento	Fracción física del COS		
		>200 $\mu\text{m}$	>50 $\mu\text{m}$	<50 $\mu\text{m}$
$\text{Mg C ha}^{-1}$				
0 a 6	1994	2.31 a†	2.31 a	14.25 a
	LCP 2003	0.77 b	1.15 a	14.50 a
	SDP2003	1.01 b	1.41 a	14.97 a
6 a 12	1994	0.96 a	1.45 a	13.91 a
	LCP 2003	0.18 b	0.64 b	14.52 a
	SDP2003	0.16 b	0.44 b	13.78 a
12 a 18	1994	0.82 a	1.21 a	11.55 a
	LCP 2003	0.11 b	0.27 b	12.79 a
	SDP2003	0.14 b	0.34 b	12.96 a
0 a 18	1994	4.08 a	4.97 a	39.70 a
	LCP 2003	1.07 b	2.05 b	41.81 a
	SDP2003	1.31 b	2.19 b	41.72 a

† Dentro de una misma profundidad, diferentes letras en la columna indican diferencias significativas entre tratamientos,  $P < 0.05$  según test de Tukey.

**Nota:** COS: carbono orgánico del suelo; LCP-03: rotación de cultivo-pasturas con laboreo convencional al año 2003; SDP-03: rotación de cultivo-pasturas con siembra directa al año 2003.

En el año 1994, el COS de 0 a 18 cm estaba compuesto por un 18.2% de C-MOP que luego de 9.5 años de rotación cultivo pastura se redujo en promedio a 7% ( $P < 0.05$ ), lo cual significó que pasara de 9.05 a 3.31  $\text{Mg ha}^{-1}$  ( $P < 0.05$ ). Esta disminución promedio de 5.74  $\text{Mg ha}^{-1}$  de C-MOP fue mayor a la caída de 3.67  $\text{Mg ha}^{-1}$  del C orgánico total del suelo. Esto sugiere que gran parte del C-MOP se habría mineralizado y perdido a la atmósfera como  $\text{CO}_2$ , pero que cierta proporción se habría incorporado al C-MOAM, que aumentó su C en 2.07  $\text{Mg ha}^{-1}$  durante el período considerado. Si se asumen pérdidas despreciables del C-MOAM por mineralización, entonces puede estimarse que un 36% del C-MOP perdido se habría incorporado al C-MOAM, mientras que un 64% se habría perdido a la atmósfera como  $\text{CO}_2$ , coincidiendo con la teoría de que 2/3 del C se pierde como  $\text{CO}_2$  y 1/3 se incorpora al suelo (Brady y Weil, 2002). Estos cambios no fueron suficientes para generar diferencias significativas en el C-MOAM entre el año 1994 y 2003, siendo los valores de 39.7 y 41.77  $\text{Mg C ha}^{-1}$ , respectivamente. La redistribución del COS desde fracciones lábiles hacia fracciones más humificadas también fue informado por Cambardella y Elliot (1992), partiendo de una pastura que fue laboreada y luego sembrada con trigo en SD durante 20 años. La pérdida de C-MOP puede traer consecuencias en la dinámica de



nutrientes (Chan, 1997; Galantini et al., 2004), la actividad microbiana (Alvarez et al 1998) y la formación y estabilidad de macroagregados en el suelo (Chan, 1997; Six et al., 2002).

A diferencia de nuestros resultados, en otro estudio realizado en Uruguay, luego de 8 años de evaluación de rotaciones de cultivos forrajeros en SD, los primeros 15 cm del suelo bajo pastura permanente (campo natural con inclusión de leguminosas) no difirieron en C-MOP con aquellas intensidades de uso del suelo que incluían alguna proporción de pasturas en la rotación (Terra et al., 2006). Las diferencias entre ambos resultados pueden estar explicadas por la siguientes causas: i) mayor proporción de cultivos C<sub>3</sub> en las rotaciones de nuestro experimento, dado que se ha visto que disminuyen los contenidos de C-MOP con respecto a rotaciones con mayor proporción de cultivos C<sub>4</sub> (datos no presentados); ii) la texturas más pesadas de nuestro experimento con condiciones más favorables para el proceso de humificación; iii) por último, es posible que en nuestro estudio, la pastura aún no haya podido marcar totalmente sus efectos sobre las fracciones del C del suelo, ya que el período de evaluación estuvo ocupado más tiempo por cultivos que por pastura.

### **Cambios en las relaciones $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ del carbono orgánico del suelo**

Como era de esperar, debido al cambio de vegetación realizada (mezcla de especies C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub> por C<sub>3</sub>), también se encontraron diferencias entre los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  del COS del año 1994 y 2003 (Figura 2). En el año 1994, considerado como el año de referencia, el COS tenía un  $\delta^{13}\text{C}$  promedio para los primeros 18 cm de -17‰, más cercano a los valores característicos de las especies C<sub>4</sub> ( $\delta^{13}\text{C}$ : -12‰) que de las C<sub>3</sub> ( $\delta^{13}\text{C}$ : -27‰). Seguramente, este valor sea consecuencia de una vegetación nativa de pastura mezcla de especies C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub>, que posteriormente se continuó con una agricultura donde se intercalaron especies de distinto ciclo fotosintético. Si bien durante los 7 años previos al inicio del ensayo, el suelo estaba bajo una pradera de especies C<sub>3</sub>, la misma fue invadida por *Cynodon dactylon* (especie C<sub>4</sub>,  $\delta^{13}\text{C}$ : -14.15 ‰). Por otro lado, puede observarse en la Figura 2, que el COS presentó un enriquecimiento en  $^{13}\text{C}$  a mayor profundidad del suelo. El mismo ha sido reportado en otros trabajos, aun bajo sistemas puros de especies C<sub>3</sub> o C<sub>4</sub>, siendo una de las principales explicaciones, el fraccionamiento isotópico que producen los organismos descomponedores (Boutton, 2002). A mayor profundidad de suelo predomina el C orgánico más

humificado, que ha sido expuesto a la actividad microbiana por un mayor período de tiempo (mayores valores de  $\delta^{13}\text{C}$ ) respecto al C joven depositado cerca de la superficie del suelo.

Luego de 9.5 años de cultivos y pasturas  $\text{C}_3$ , se produjo una disminución en el contenido de  $^{13}\text{C}$  del COS de los primeros 18 cm de suelo. La misma fue mayor en los primeros 6 cm, con una variación promedio (LCP-SDP) del  $\delta^{13}\text{C}$  de 2.7 unidades, la cual disminuyó a 1 y 0.8 unidades para las profundidades de 6 a 12 y 12 a 18 cm ( $P < 0.05$ ). No se encontraron diferencias significativas en  $\delta^{13}\text{C}$  entre LCP y SDP para ninguna profundidad (Figura 2). Estos cambios en  $\delta^{13}\text{C}$  sugieren que el C de la nueva vegetación se incorporó hasta los 18 cm de profundidad, aunque los aportes realizados fueron mayores en los primeros 6 cm de suelo.

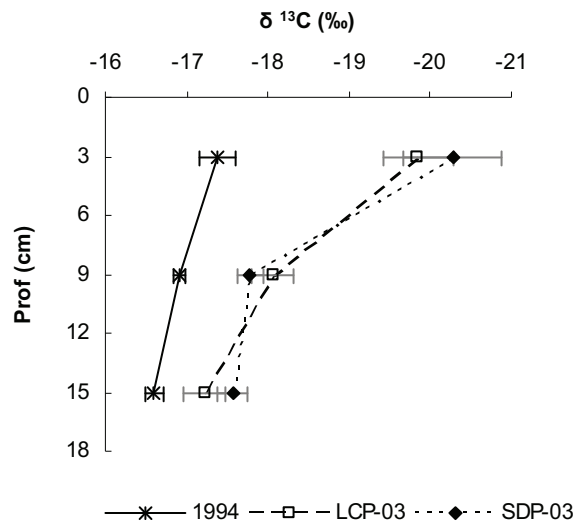


Figura 2.- Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  del COS a diferentes profundidades de suelo, en el año 1994 y en los tratamientos del año 2003.

**Nota:** LCP-03: rotación de cultivo-pasturas con laboreo convencional al año 2003; SDP-03: rotación de cultivo-pasturas con siembra directa al año 2003.

Con los datos de  $\delta^{13}\text{C}$ , del COS del año de referencia, de la vegetación aportada (promedio  $\delta^{13}\text{C}$ :  $-27.89\text{‰}$ ) y del COS del año 2003, se calculó el porcentaje de C joven; es decir, cuánto del COS del año 2003 correspondía a lo aportado por las especies  $\text{C}_3$  sembradas luego del año 1994 (Cuadro 5). Los porcentajes de C joven en el total de COS no difirieron significativamente entre LCP y SDP para ninguna profundidad. En los primeros 6 cm de suelo, la

incorporación de C de la nueva vegetación, representó aproximadamente un 25.5% del total de COS y disminuyó a 9.2 y 7.1% en las profundidades de 6 a 12 y 12 a 18 cm de suelo (Cuadro 5). Esto significó una incorporación de 4.26, 1.36 y 0.94 Mg C ha<sup>-1</sup> en cada profundidad (promedio LCP-SDP), siendo lo incorporado en los primeros 6 cm de suelo 1.85 veces mayor a la cantidad de C incorporada de 6 a 18 cm.

Cuadro 5.- Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y cantidad de COS a distintas profundidades para el año 1994 y tratamientos del año 2003, y proporción y cantidad de C joven incorporado en el período 1994-2003.

Año	Profundidad (cm)	COS total		C joven	
		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	Mg ha <sup>-1</sup>	%	Mg ha <sup>-1</sup>
0 a 6	1994	-17.38 a†	18.86 a	...	...
	LCP-03	-19.85 b	16.42 a	23.47 a	3.85 a
	SDP-03	-20.27 b	17.40 a	27.47 a	4.67 a
6 a 12	1994	-16.91 a	16.32 a	...	...
	LCP-03	-18.06 b	15.34 a	10.46 a	1.60 a
	SDP-03	-17.78 b	14.38 a	7.97 a	1.13 a
12 a 18	1994	-16.60 a	13.57 a	...	...
	LCP-03	-17.22 b	13.17 a	5.53 a	0.73 a
	SDP-03	-17.57 b	13.44 a	8.66 a	1.16 a

† Dentro de una misma profundidad, diferentes letras en la columna indican diferencias significativas entre tratamientos,  $P < 0.05$  según test de Tukey.

**Nota:** **COS:** carbono orgánico del suelo; **LCP-03:** rotación de cultivo-pasturas con laboreo convencional al año 2003; **SDP-03:** rotación de cultivo-pasturas con siembra directa al año 2003.

Dentro de cada profundidad de suelo, las variaciones en  $\delta^{13}\text{C}$  entre el año 1994 y 2003 fueron mayores cuanto más grande fue el tamaño de la fracción física del COS (Figura 3). La MOP y dentro de ésta, la de mayor tamaño, corresponde a los restos más frescos, por lo que su  $\delta^{13}\text{C}$  se asemeja a la de los restos vegetales incorporados más recientemente. Ambos tamaños de fracción de la MOP se empobrecieron significativamente en  $^{13}\text{C}$  con respecto al año 1994 en las tres profundidades ( $P < 0.05$ ). En el promedio de las profundidades, la variaciones encontradas entre años fueron de 5.5 y 3.3‰  $\delta^{13}\text{C}$  para la fracción mayor a 200  $\mu\text{m}$  y entre 50 y 200  $\mu\text{m}$  respectivamente. En el 2003, los suelos bajo LCP y SDP no presentaron diferencias significativas entre los  $\delta^{13}\text{C}$  de las fracciones a ninguna profundidad.

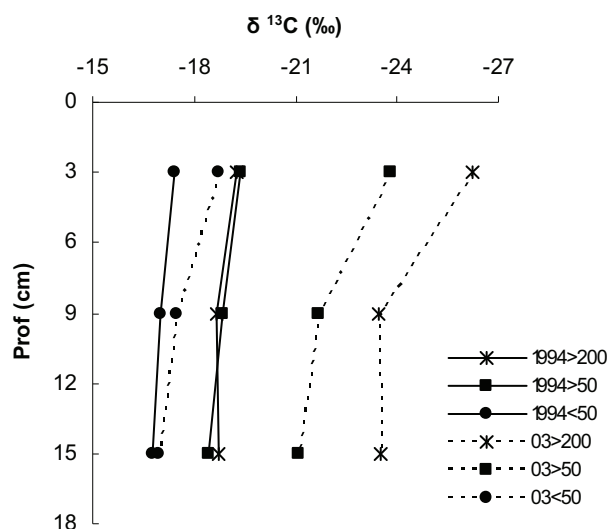


Figura 3.- Valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de las diferentes fracciones físicas para diferentes profundidades de suelo en el año 1994 y en el promedio de los tratamientos del año 2003.

**Nota:** **1994>200:** fracción de COS mayor a 200  $\mu\text{m}$  del año 1994; **1994>50:** fracción de COS entre 50 a 200  $\mu\text{m}$  del año 1994; **1994<50:** fracción de COS menor a 50  $\mu\text{m}$  del año 1994; **03>200:** fracción de COS mayor a 200  $\mu\text{m}$ , promedio de los tratamientos del año 2003; **03>50:** fracción de COS entre 50 a 200  $\mu\text{m}$ , promedio de los tratamientos del año 2003; **03<50:** fracción de COS menor a 50  $\mu\text{m}$ , promedio de los tratamientos del año 2003.

Se deduce que fue en la capa superficial del suelo (0 a 6 cm) donde las fracciones más gruesas tuvieron un mayor recambio de C, llegando a representar el C joven un 80.5% y 52.2% del C-MOP>200  $\mu$  y C-MOP>50 respectivamente, disminuyendo a proporciones en el entorno del 52 y 31% respectivamente en las siguientes profundidades. El C-MOAM también se empobreció en  $^{13}\text{C}$  fundamentalmente en los primeros 6 cm, teniendo una variación de  $\delta^{13}\text{C}$  de 1.1‰ ( $P<0.05$ ). Sin embargo, en las siguientes profundidades no se encontraron diferencias significativas en  $\delta^{13}\text{C}$  entre el año 1994 y 2003. Esto sugiere que la humificación de la nueva vegetación ocurrió fundamentalmente en los primeros 6 cm de suelo. El C joven representó sólo un 12.4 % del C-MOAM de 0 a 6 cm, siendo un 4.1 y 1.5% en las siguientes profundidades. Estos resultados indican que la fracción de C-MOAM fue la más efectiva en retener el C de la vegetación de origen.

El laboreo no generó diferencias en el C joven aportado al total de COS, ni lo aportado en sus diferentes fracciones. Considerando toda la capa arable (0 a 18 cm), el promedio (LCP y

SDP) de C joven incorporado al suelo fue de 6.56 Mg C ha<sup>-1</sup>, lo que significó un 14.5% del C orgánico total. El C-MOP>200μ, C-MOP >50μ y C-MOAM, estuvieron compuestos respectivamente de un 61.6, 37.2 y 6.1 % de C aportado por la nueva vegetación. Cabe aclarar que los valores de δ<sup>13</sup>C de las muestras sin fraccionar, difirieron del promedio ponderado realizado con los δ<sup>13</sup>C de las tres fracciones físicas. Por lo tanto, al calcularse la cantidad de C joven sumando lo encontrado en cada una, resultó en un valor 33% menor al calculado por la muestra entera. Como el dato de la muestra entera presenta menos error, se tomó éste como más confiable. Balesdent et al. (1988) también encontraron que el C recuperado por todas las fracciones fue menor al de la muestra entera y que los δ<sup>13</sup>C de la muestra entera diferían del calculado a través del δ<sup>13</sup>C de las fracciones.

El aporte de C al suelo realizado por la biomasa de las especies C<sub>3</sub> (parte aérea, raíces y exudados) para el período considerado (promedio de LCP y SDP) se estimó en 38.95 Mg ha<sup>-1</sup> (Cuadro 6), de los cuales sólo 6.56 Mg C ha<sup>-1</sup> fueron encontrados en el suelo al 2003 (C joven). Esto estaría indicando que solamente un 17% del C aportado al suelo fue retenido por el mismo. En el caso del LC, un 83% del C habría sido liberado a la atmósfera en forma de CO<sub>2</sub>, mientras que para conocer dichas pérdidas bajo SD, habría que descontar el C del rastrojo que queda sobre el suelo. Si bajo SD se considerara como único aporte de C dentro del suelo, el realizado por las raíces de las especies sembradas (24.34 tt), entonces un 29% del C aportado habría sido retenido y un 71% liberado como CO<sub>2</sub>. Sin embargo, todos estos valores deben ser relativizados, ya que dentro del período considerado hubo dos cultivos C<sub>4</sub>. Esto sugiere que los incrementos en δ<sup>13</sup>C podrían haber sido algo mayores a los encontrados, y así, también lo habría sido el % de C joven. Por lo tanto, es de suponer que la proporción de C realmente incorporado al suelo haya sido algo mayor, así como el porcentaje de C liberado a la atmósfera algo menor.

Resultados similares fueron encontrados en un Argiudol Típico de Pergamino (Argentina). Luego de 13 años de monocultivo de soja iniciada sobre una pastura natural original, sólo el 13% del C aportado por dichos restos fueron retenidos por el suelo (Andriulo et al., 1999). Gregorich et al. (1995) en Ontario (Canadá), para un cultivo continuo de maíz bajo laboreo durante 25 años, informaron que más del 75% del C aportado al suelo retornaba a la atmósfera como CO<sub>2</sub>. Andriulo et al. (1999), también han reportado valores de 10 a 22% de

retención de C en estudios de Francia, Brasil y Canadá. Estos resultados de retención de C están algo por debajo del 33% reportado por la bibliografía clásica (Brady y Weil, 2002). Es de esperar que los porcentajes de retención varíen con la temperatura media anual, cantidad de restos incorporados (Andriulo et al., 1999) y calidad de los mismos, así como con el manejo de suelo y su grado de agregación (Collins et al., 1999), entre otros factores.

Cuadro 6.- Rendimiento acumulado de cultivos C<sub>3</sub>, producción acumulada de pasturas, aporte de C al suelo y porcentaje de retención del mismo en el período de 9.5 años, para los tratamientos del 2003.

Tratamiento	Rendimiento acumulado	Producción acumulada ††	Entrada de C aportado por especies C <sub>3</sub> en los 18 cm de suelo		Carbono retenido por el suelo
	T/G/Sj †	Pastura	Mg ha <sup>-1</sup>	Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	%
LCP	17,09 a	20,99	38,29	4,03	16,1
SDP	18,29 a	20,99	39,60	4,17	17,6

† T: Trigo; G: Girasol; Sj: Soja

†† Dato de Producción de pastura, utilizado para presupuestaciones forrajeras de acuerdo con Crempien (1978).

**Nota: LCP-03:** rotación de cultivo-pasturas con laboreo convencional al año 2003; **SDP-03** rotación de cultivo-pasturas con siembra directa al año 2003.

La constante de descomposición promedio (LCP-SDP) del C de origen fue de 0.025 años<sup>-1</sup> (C<sub>(t)</sub>: 38.51 Mg ha<sup>-1</sup>, C<sub>0</sub>: 48.75 Mg ha<sup>-1</sup> y t:9.5) y su vida media (VM) de 28 años. Esta tasa de descomposición coincide con los valores obtenidos para las regiones templadas y frías, los cuales se sitúan en valores inferiores a 2% anual (Balesdent et al., 1990). Andriulo et al. (1999b), para 5 secuencias de cultivos en Argentina, mencionan constantes de descomposición entre 0.022 y 0.036 años<sup>-1</sup>. Según trabajos citados por Mielniczuk et al. (2003), estos valores son mayores en zonas tropicales y subtropicales, pudiendo alcanzar valores de hasta el 10% (0.10 año<sup>-1</sup>).

La vida media del C se redujo drásticamente cuando se consideraron las fracciones físicas más gruesas del COS, siendo los mismos de 2.6 (k=0.27) y 4.6 (k=0.15) años, para los tamaños de C-MOP >200 y mayor a 50 μ respectivamente (promedio LCP-SDP). Contrariamente, la VM del C-MOAM fue de 425 años. En acuerdo con nuestros resultados, Andriulo et al (1999b) para distintas secuencias de cultivos, reportaron que la VM de la fracción activa varió entre 2.5 a 4

años. Sin embargo, estos resultados fueron menores a los encontrados por Cambardella y Elliot (1992) quienes reportaron una VM de 13 años para la MOP derivada de una pastura de gramíneas, luego que ésta estuviera 20 años cultivada con trigo. Ellos sugirieron que dadas las características de la MOP, la misma podría representar una gran proporción del pool lento conceptualizado por Parton et al. (1987). Sin embargo, en nuestro caso, si tomamos en cuenta los tiempos de reciclaje ( $1/k$ ) de las distintas fracciones de la MOP (3.7 y 6.7 años para la fracción mayor a  $200\mu\text{m}$  y entre  $50$  y  $200\mu\text{m}$ , respectivamente), los mismos se asemejan más al pool activo propuesto por el mismo modelo (1-5 años).

Las diferencias encontradas en la VM de las distintas fracciones físicas del COS, confirman la heterogeneidad de sustancias que componen al pool orgánico del suelo. El tiempo de reciclaje depende de la naturaleza química del sustrato, pero también de la naturaleza de su asociación con los componentes minerales del suelo, manifestada en la formación de complejos órgano-minerales. Los mecanismos de retención de la materia orgánica incluyen cambios químicos que tienden a compuestos orgánicos recalcitrantes, estabilización de MO potencialmente disponible por reacciones químicas con las superficies minerales y protección de sustratos a través de la creación de barreras físicas entre sustratos y organismos descomponedores (Christensen 2001).

## CONCLUSIONES

Luego de 9.5 años de una rotación de cultivos-pasturas (especies  $C_3$ ), el stock de COS de la capa arable (0 a 18 cm de suelo), aunque algo menor, no difirió significativamente del encontrado al inicio del experimento. Sin embargo, se produjo una redistribución del C orgánico dentro de las distintas fracciones físicas del COS, disminuyendo el C-MOP en más de un 60% y aumentando el C-MOAM aunque de manera no significativa. En este tipo de rotación, los distintos sistemas de labranza no generaron diferencias significativas en stock de COS ni en los contenidos de C de las distintas fracciones físicas.

A través de la abundancia natural de  $^{13}\text{C}$ , se detectó la incorporación de la nueva vegetación hasta los 18 cm de suelo, aunque la misma fue menor a mayor profundidad del suelo. El C joven fue incorporado fundamentalmente en las fracciones más gruesas del COS, mientras que la incorporación a la fracción más humificada se dio principalmente en los primeros 6 cm de suelo, indicando que el C-MOAM fue la fracción que más retuvo el C de origen.

La vida media del C de origen de la capa arable fue de 28 años, disminuyendo a menos de 5 cuando se trató del C-MOP y aumentando a más de 400 años para el C de la fracción mineral. Esto confirma la heterogeneidad de las sustancias que componen el COS y los diferentes grados de asociación que estas tienen con las partículas minerales del suelo.

## **BIBLIOGRAFÍA**

Alvarez, R., Russo, M. E., Prystupa, P., Scheiner, J. D. and Blotta, L. 1998. Soil carbon under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agron. J.* 90: 138-143.

Alvarez, R. y Steinbach, H., S. 2006a. Factores climáticos y edáficos reguladores del nivel de materia orgánica. En: *Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Ed. Pascale, A. J. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pp. 31-40.

Alvarez, R. y Steinbach, H., S. 2006b. Efecto de la agricultura sobre el nivel de materia orgánica. En: *Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Ed. Pascale, A. J. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pp. 41-53.

Alvarez, R. y Steinbach, H. S. 2006c. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica. En: *Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Ed. Pascale, A. J. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Pp 69-78.



Andriulo, A., Guérif, J. and Mary, B. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural  $^{13}\text{C}$  abundance. *Agronomie* 19: 349-364.

Andriulo, A., Mary, B. and Guérif, J. 1999b. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie* 19: 365-377.

Balesdent, J., Wagner G. H. and Mariotti, A. 1988. Soil organic matter turnover in long-term field experiment as revealed by carbon-13 natural abundance. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 118-124.

Balesdent, J. Mariotti, A. and Guillet, B. 1990. Natural  $^{13}\text{C}$  abundance as a tracer for soil organic matter dynamics studies. *Soil Biol. Biochem.* 19: 25-30.

Balesdent, J. and Mariotti, A. 1996. Measurement of soil organic matter turnover using  $^{13}\text{C}$  natural abundance. En: *Mass spectrometry of soil*. Eds. Boutton, T. W., Yamasaki, S. Marcel Dekker, New York. Pp. 83-111.

Bayer, C., Martin – Neto, L., Mielniczuk, J., Pillon, C. N. and Sangoi, L. 2001. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65: 1473-1478.

Bolinder, M. A., Janzen, H. H., Gregorich, E. G., Anger, D. A. and VandenBygaart, A. J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Enviroments* 118: 29-42.

Boutton, T. W. 2002. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter an their use as indicators of vegetation and climate change. En: *The nature and properties of soils*. Eds. Helba, S., Yarnell, D. and Carnis, M. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, United States of America. Pp. 47-82.

Brady, N. C. and Weil, R. R. 2002. Soil organic matter. En: The nature and properties of soils. Eds. Helba, S., Yarnell, D. and Carnis, M. Pearson Education, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, United States of America. Pp. 498-542.

Cambardella, C. A. and Elliot, E. T. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 777-783.

Collins, H. P., Blevins, R. L., Bundy, L. G., Christenson, D. R., Dick, W. A., Huggins, D. R. and Paul, E. A., 1999. Soil carbon dynamics in corn-based agroecosystems: results from carbon-13 natural abundante. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 584-591.

Chan, K. Y. 1997. Consequences of changes in particulate organic carbon in Vertisols under pasture an cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1376-1382.

Christensen, B. T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science.* 52: 345-352.

Crempien, C. 1978. Antecedentes técnicos y metodología básica para utilizar en presupuestación en establecimientos ganaderos. Ed. Agropecuaria Hemisferio Sur S.R.L, Montevideo-Uruguay. 72 p.

Díaz Rossello, R. 2003. 40 años de rotaciones. Introducción a la actividad experimental. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela. Pp. IX- XIII.

Ellert, B. H. and Bettany, J. R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil. Sci.* 75: 529-538.

Galantini, J. A., Iglesias, J. O. y Rossell, R. A. 2004. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en la región semiárida pampeana. En: XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. II Simposio Nacional sobre Suelos Vertisólicos. Paraná, Argentina. CD-ROM.

García Préchac, F., Ernst, O., Siri Prieto, G. and Terra, J. A. 2004. Integrating no-till crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil Tillage Res.* 77: 1-13.

Gregorich, E. G., Ellert, B. H. and Monreal, C. M. 1995. Turnover of soil organic matter and storage of corb residue carbon estimated from natural  $^{13}\text{C}$  abundance. *Can. J. Soil Sci.* 75: 161-167.

Mielniczuk, J., Bayer, C., Vezzani, F. M., Lovato, T., Fernández, F. F., Debarba, L. 2003. *Tópicos em Ciencia do Solo. Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo.* 3: 165-208.

Morón, A. and Sawchik, J. 2003. Soil quality indicators in a long-term crop-pasture rotation experiment in Uruguay. En: 40 años de rotaciones agrícolas-ganaderas. Serie Técnica 134, INIA La Estanzuela. Pp. 67-76.

Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V. and Ojima, D. S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains Grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.

Six, J., Feller, C., Deneb, K., Ogle, S., Moraes Sa, J. and Albrecht, A. 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no tillage. *Agronomie* 22: 755-775.

Terra, J. A., García-Prechac, F., Salvo, L. and Hernández, J. 2006. Soil use intensity impacts on total and particulate soil organic matter in no-till crop-pasture rotations under direct grazing. En: *Sustainability - Its impact on Soil Management and Environment.* Eds. Horn, R., Fleige, H., Peth, S., Peng, X. *Advances in GeoEcology* 38: 233-241.

Urquiaga, S., Alves, B. J. R., Jantalia, C. P. y Boddey, R. M., 2007. Aplicación de técnicas de  $^{13}\text{C}$  en estudios de secuestro de carbono en el suelo. En: *Isótopos estables en agroecosistemas. Ampliación de actas de las primeras jornadas argentinas sobre el empleo de isótopos estables en agroecosistemas.* Eds. Lazzari, M. A. y Videla, C. 30-31 de Marzo 2006, Bahía Blanca, Argentina. Pp 91-105.

VandenBygaart, A. J., Gregorich, E. G. and Angers, D. A. 2003. Influence of agriculture management on soil organic carbon: a compendium and assessment of Canadian studies. *Can. J. Soil Sci.* 83: 363-380.