

**DISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO
POR TAMAÑO DE AGREGADOS BAJO DISTINTOS
SISTEMAS DE LABRANZA**

Ing. Agr. María Florencia Roldán

Trabajo de Tesis para ser presentado como requisito parcial
para optar al Título de
MAGISTER SCIENTIAE en PRODUCCIÓN VEGETAL

Área de Postgrado en Ciencias de las Plantas y Recursos Naturales

PROGRAMA DE POSTGRADO EN CIENCIAS AGRARIAS

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS
UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA**

Balcarce, Argentina

12 de Marzo de 2012

**DISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO
POR TAMAÑO DE AGREGADOS BAJO DISTINTOS
SISTEMAS DE LABRANZAS**

Ing. Agr. María Florencia Roldán

.....
Director de Tesis Ing. Agr. Guillermo A. Studdert, M.Sc., Dr. Ing. Agr.

.....
Asesora Ing. Agr. Cecilia del Carmen Videla, M.Sc., Dra.

.....
Asesora Ing. Agr. Liliana I. Picone, M.Sc.

.....
Asesora Prof. Silvina San Martino, M.Sc., Dra.

**DISTRIBUCIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO
POR TAMAÑO DE AGREGADOS BAJO DISTINTOS
SISTEMAS DE LABRANZAS**

Ing. Agr. María Florencia Roldán

Aprobada por:

.....
Evaluadora Ing. Agr. Nilda Amiotti, Dra.

.....
Evaluadora Ing. Agr. Sara Vázquez, Dra.

.....
Evaluador Ing. Agr. Hernán Sainz Rozas, M.Sc., Dr.

DEDICATORIA

A mis padres, “José y María del Carmen” que me brindan su amor y apoyo incondicional todos los días. Quiero agradecerles la enseñanza que me dieron, sus buenos ejemplos y todos los sacrificios y esfuerzos que hicieron para que hoy me sea posible la realización de esta maestría, pero especialmente quiero darles gracias por permanecer unidos a pesar de los avatares de la vida.

A mis hermanas “Cecilia y Alejandra”, por ser como son “puro corazón”, por estar y acompañarme en cada nueva aventura.

A mi abuela “Pocha” por su legado, por estar siempre presente con su cariño y sus oraciones; y a mi abuelo “Ricardo” por acompañarla.

A la memoria de mis abuelos “Gerardo y Tatato” que marcaron mi pasión agropecuaria.

Finalmente se la dedico a todos mis familiares y amigos que a la distancia estuvieron conmigo dándome fuerzas.

AGRADECIMIENTOS

A mi director de tesis “Guillermo” por su confianza en mí, por sus consejos, sugerencias y permanente guía en este desafío.

A mi director de beca Ing. Juan José Zurita por promover mi desarrollo profesional.

A mi querido profesor “Inge Crispín Venialgo” por apoyarme en cada paso de mi profesión, por su vocación y entrega a la enseñanza y especialmente por su amistad.

A “Cecilia, Liliana y Silvina” por sus correcciones y apoyo en esta tesis.

A los Ing. Agr. Horacio Forján y Lucrecia Manso por permitirme tomar las muestras de suelo del ensayo a su cargo en la EEA Barrow.

A “Carlitos Carabaca, Mariana Mandiola, Germán Domínguez, Dorita Bianculli Nico Wyngaard, Guille Divito y Tito García” por responder incondicionalmente a cada pedido de socorro en el laboratorio.

A todos los que desde la FCA de UNNE e INTA EEA Sáenz Peña–Chaco, me acompañaron, colaboraron y estuvieron siempre pendientes de mí, especialmente mi compañera y amiga “Yanina Goytía”.

A mis grandes amigas “Analía, Belén, Carolina y Victoria” que agrandaron la familia en el transcurso de esta maestría y me hicieron muy feliz.

A mi compañera de hogar “María Inés”, por festejar los buenos momentos y apoyarme en los no tan buenos.

A “Grace, Nelly, Moni, Vane y Dorita” por cuidar de mí como a una hija, gracias por todo el cariño y contención.

A Sandra, Walter y Marita por ser parte de esta tesis, por estar siempre acompañando.

A lo más fabuloso de estos años “los amigos cosechados”. A todos y cada uno de los que vivieron conmigo la inolvidable experiencia de convivir en el casino dormitorio, a mis vecinos de la comunidad el ciruelo en Balcarce, a mis compañeros de oficina, compañeros de producción vegetal y animal y a mis queridos colombianos sepan tienen un pedazo de mi corazón. Quiero agradecerles y hacerles saber que son maravillosos, que atesoraré en mi memoria cada momento compartido con ustedes.

Finalmente, quiero agradecerle a Dios y a la vida la oportunidad de esta aventura en Balcarce.

ÍNDICE

Sección	Pág.
DEDICATORIA	iv
AGRADECIMIENTOS	v
ÍNDICE	vi
ÍNDICE DE TABLAS.	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	ix
RESUMEN.....	x
ABSTRACT.....	xii
ABREVIATURAS.....	xiv
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
2.1. <u>Sitios experimentales</u>	14
2.2. <u>Diseño experimental y tratamientos</u>	15
2.3. <u>Procesamiento de las muestras y determinaciones analíticas</u>	16
2.3.1. Fraccionamiento por tamaño de agregados.....	16
2.3.2. Determinación de la estabilidad de los agregados.....	18
2.3.3. Fraccionamiento para la obtención de las fracciones orgánicas.....	18
2.3.4. Determinación de Carbono Orgánico.....	19
2.4. <u>Análisis estadístico</u>	20
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	22
3.1. <u>Distribución de tamaños de agregados y estabilidad</u>	22
3.2. <u>Carbono orgánico</u>	31
3.2.1. En la masa total del suelo.....	31
3.2.2. En las fracciones de agregados por tamaño	40
3.2.3. Cambios respecto a la situación no disturbada	56
4. CONCLUSIONES.....	60
5. BIBLIOGRAFÍA.....	62

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el porcentaje de agregados estables al agua relativo al Parque, luego del mojado violento, según sistema de labranza (SD y LC) y sitio (Balcarce y Barrow). Se avaluó la fracción de macroagregados grandes ($> 2000 \mu\text{m}$), macroagregados chicos ($2000 - 250 \mu\text{m}$), macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) y microagregados ($250 - 50 \mu\text{m}$) a tres profundidades. Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados y profundidad.	29
Tabla 2. Contenidos de carbono orgánico total (COT) de la masa total de suelo bajo los sistemas de labranza (siembra directa (SD) y labranza convencional (LC)) para las profundidades de 0 - 5, 5 - 20 y 0 - 20 cm y los sitios Balcarce y Barrow. Para cada profundidad, letras minúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre sistemas de labranza para cada sitio o para el promedio de sitios, según corresponda, y letras mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre sitios para cada labranza o para el promedio de las labranzas según corresponda. El tratamiento Parque no fue incluido en el análisis estadístico.....	33
Tabla 3. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico total (COT) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.	432
Tabla 4. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico asociado (COA) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.	443
Tabla 5. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico particulado fino (COPf) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.	475

Tabla 6. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico particulado grueso (COPg) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad. 486

Tabla 7. Concentraciones absolutas de carbono orgánico total (COT), particulado grueso (COPg), particulado fino (COPf), particulado (COP (COPg + COPf)) y asociado (COA) del Parque para los sitios Balcarce (a) y Barrow (b) en cada fracción de agregados, a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). 607

Tabla 8. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias en las disminuciones porcentuales relativas al Parque del contenido de carbono orgánico particulado (COP), particulado grueso (COPg) y particulado fino (COPf) en la fracción de macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) y microagregados ($250 - 50 \mu\text{m}$) según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad. 639

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Efecto de los sistemas de labranza siembra directa (SD) y convencional (LC) en la distribución por tamaño de agregados (fracción de agregados, FA) a tres profundidades (Prof.) para dos métodos de humedecimiento de los agregados: por capilaridad (a) y violento (b). Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada FA y para cada profundidad indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$).....22
- Figura 2.** Promedio del cambio de peso (CPF) de las fracciones de agregados (FA) entre los dos métodos de humedecimiento a tres profundidades (Prof.) para los sistemas de labranza siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) (a) y para los sitios Balcarce y Barrow (b). Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada FA y para cada profundidad indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$).....26
- Figura 3.** Promedio del cambio de peso (CPF) de las fracciones de agregados (FA) entre los dos métodos de humedecimiento a tres profundidades (Prof.) del Parque de los sitios Balcarce y Barrow. Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media.....27
- Figura 4.** Cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) de agregados debido al tamizado de los mismos con dos métodos de humedecimiento (por capilaridad y violento) para: a) dos sistemas de labranza (SD: siembra directa y LC: labranza convencional,) b) dos sitios (Balcarce y Barrow) a tres profundidades (Prof) (0 - 5, 5 - 20 y 0 - 20 cm). Las líneas verticales en cada columna indican error estándar estimado de la media.....31
- Figura 5.** Medias del porcentaje de carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COA), particulado fino (COPf) y particulado grueso (COPg = COT - (COPf + COA)) para los sistemas de labranza SD: siembra directa y LC: labranza convencional (a) y para Balcarce y Barrow (b) a tres profundidades. Dentro de cada profundidad letras minúsculas y mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) en COPf y en COA entre los sistemas de labranza (a) o entre sitios (b), respectivamente.....38

RESUMEN

El estudio de las fracciones lábiles del C orgánico del suelo es importante debido a que su dinámica controla la productividad del agroecosistema en el corto plazo y a que son muy sensibles a los cambios producidos por las prácticas de manejo. En el Sudeste Bonaerense se ha comprobado que la variación del C orgánico particulado (COP) es más sensible que la del total (COT) ante prácticas de manejo de suelo y cultivos contrastantes. Sin embargo, a pesar de la relación entre el COP y la capacidad del suelo de proveer nutrientes a los cultivos, los contenidos de esta fracción no se relacionaron con los rendimientos y las respuestas a la fertilización de los cultivos bajo siembra directa (SD) o bajo labranza convencional (LC).

La tasa de formación, la estabilización y la degradación de macro- y microagregados están directamente relacionadas con la dinámica del COP y ésta lo está con la intensidad del disturbio y las características de la fracción mineral del suelo. El conocimiento de la distribución del COP entre agregados del suelo de distinto tamaño y de la relación con su estabilidad como consecuencia de la intensidad de la labranza bajo distintas texturas, contribuirá a la comprensión de la dinámica del C en el suelo para un manejo sustentable. El objetivo de este trabajo fue evaluar la distribución y estabilidad de tamaños de agregados y de los contenidos de las fracciones de C orgánico en dos sitios representativos del Sudeste Bonaerense (Barrow y Balcarce) bajo dos sistemas de labranza (SD y LC).

Se tomaron muestras (0 - 5 y 5 - 20 cm) de dos ensayos de larga duración sobre suelos con diferente textura (Franco-arcillo-arenosa y Franca en Barrow y Balcarce, respectivamente) y contenido original de C orgánico superficiales y de sus respectivas situaciones pseudo-prístinas. Ambos ensayos habían sido iniciados en 1997 sobre una pastura de 4 años con una rotación agrícola incluyendo girasol (*Helianthus annuus* L.), trigo (*Triticum aestivum* L.) y maíz (*Zea mays* L.) bajo SD y LC. Las muestras tamizadas por 8 mm y secas, se re-humedecieron por sumergimiento o mojado violento y por capilaridad y se tamizaron separadamente en agua por distintos tamices. En la masa total del suelo y en cada fracción de agregados, se determinaron el COT y el COP.

Tanto la distribución como la estabilidad de cada fracción de agregados fueron fuertemente influenciadas por el sistema de labranza. Los macroagregados fueron más estables bajo SD que bajo LC, independientemente del sitio y a las profundidades analizadas pero, principalmente, en la capa superficial. Sin embargo, la reducción en

la estabilidad de los macroagregados respecto a la correspondiente situación pseudo-prístina fue menor en Barrow que en Balcarce bajo ambos sistemas de labranza. Es decir que, a pesar de los mayores contenidos de COP en las distintas fracciones de agregados en Balcarce, el mayor contenido de arcilla en la fracción mineral fina de los suelos de Barrow, estaría permitiendo una mayor protección del COP en los micro- y los macroagregados de Barrow con respecto a los de Balcarce, aun cuando fueran expuestos a labranzas agresivas.

ABSTRACT

The study of soil organic C labile fractions is important because their dynamics control short term agroecosystem productivity and because they are also very sensitive to the changes produced by management practices. In the Southeastern Buenos Aires Province it has been demonstrated that particulate organic C (COP) content is more sensitive than total organic C (COT) content when contrasting management practices and different crops are applied to the soil. However, despite the close relationship between COP and soil nutrient supply capacity, COP content was not related with crop yield and response to fertilization either under no tillage (SD) or under conventional tillage (LC).

Macro- and microaggregate formation, stabilization and degradation are directly associated to COP dynamics which, in turn, is related to disturbance intensity and to the characteristics of soil mineral fraction. The knowledge of how COP is distributed among different size aggregates and related to their stability as a consequence of different tillage systems under different textures, will contribute to the comprehension of soil organic C dynamics towards its sustainable management. The objective of this work was to evaluate aggregate size distribution and stability, and soil organic C fractions distribution among them in soils of two sites representative of the Southeastern Buenos Aires Province (Barrow and Balcarce) under two tillage systems (SD and LC).

Soil samples (0 – 5 and 5 – 20 cm depth) were taken from two long term experiments on soils with different surface texture (Sandy-Clay-Loam and Loam at Barrow and Balcarce, respectively) and original organic C content. Samples were also taken from undisturbed situations in both sites. Both experiments had been initiated in 1997 on a 4-yr pasture with a crop sequence including sunflower (*Helianthus annuus* L.), spring wheat (*Triticum aestivum* L.) and maize (*Zea mays* L.) under SD and LC. Soil samples were sieved through 8-mm sieve and, after drying, two aliquots were re-wetted one by immersion and the other, capillary. Re-wetted soil by either wetting method was then sieved in water through different size sieves. Total organic C and POC contents were determined both in the whole soil and in each aggregate size fraction.

The proportion and the stability of each aggregate size fraction were strongly influenced by tillage systems. Regardless the site, macroaggregates were more stable under SD than under LC, at all depths, but especially in the surface layer. However, the

reduction in macroaggregate stability due to cropping respect to the undisturbed situation, was lower at Barrow than at Balcarce under both tillage systems. Therefore, despite the higher COP contents at Balcarce in all aggregate size fractions, the higher proportion of clay in the fine mineral fraction at Barrow, led to a greater protection of COP within micro- and macroaggregates respect to Balcarce, even though soils were subject to an aggressive tillage system.

ABREVIATURAS

C: CARBONO

COA: CARBONO ORGÁNICO ASOCIADO

COP: CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO

COPf: CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO FINO

COPg: CARBONO ORGÁNICO PARTICULADO GRUESO

COT: CARBONO ORGÁNICO TOTAL

LC: LABRANZA CONVENCIONAL

MC: MOJADO POR CAPILARIDAD

MV: MOJADO VIOLENTO

N: NITRÓGENO

SD: SIEMBRA DIRECTA

1. INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, la función principal del suelo ha sido ser el medio para el crecimiento vegetal, pero actualmente se ha revalorizado además su rol como regulador de la calidad del medio ambiente, asociándolo con el cambio climático global (Blanco-Canqui; Lal, 2008). Sin embargo, estas funciones del suelo, pueden verse comprometidas debido a la disminución de la calidad y cantidad de las tierras productivas del planeta.

El suelo es un recurso natural no renovable en la escala de tiempo humana, dinámico y propenso a una rápida degradación por el mal uso. Se conoce que el mundo pierde cada año entre 5 y 10 millones de hectáreas de tierras agrícolas. Estas tierras productivas son finitas y representan menos del 11% de la superficie terrestre, por lo tanto, es imprescindible su conservación (FAO, 2008).

Las prácticas agrícolas inapropiadas son frecuentemente la causa principal de la degradación del suelo (Lal, 1993), la cual está aumentando en severidad y extensión. Las consecuencias de este fenómeno incluyen la disminución de la productividad agrícola, el deterioro de recursos y ecosistemas básicos, y la pérdida de biodiversidad (Doran *et al.*, 1996; Manuel-Navarrete *et al.*, 2005). Por lo tanto, la degradación generalizada del suelo involucra cambios negativos que pueden poner en peligro la seguridad alimentaria mundial. Asimismo amenaza también la calidad del medio ambiente, por ejemplo, limitando o reduciendo su capacidad reguladora de la calidad del agua y del aire (Lal, 1998).

En la Región Pampeana argentina, en los últimos 25 años se han producido cambios profundos en el uso de la tierra, debido al proceso de "agriculturización". El mismo se produjo por el aumento de la producción de cultivos destinados a exportación, lo cual derivó en la reducción de la superficie ocupada por rotaciones mixtas y en el incremento del monocultivo (actualmente de soja), conjuntamente con el uso intensivo de agroquímicos y la agresividad de los sistemas de labranza (Manuel-Navarrete *et al.*, 2005). Estos cambios están conduciendo a la creciente degradación físico - biológica de los suelos, que aceleran los ciclos que naturalmente se dan en los mismos y esto, sumado a la contaminación del ambiente, afectan la calidad del medio de vida del hombre. Para revertir estas tendencias degradativas es necesario el uso criterioso de la tierra, incluyendo la elección de sistemas de manejo adecuados para el suelo y los cultivos en el largo plazo, que permitan recuperar sus características a través de mecanismos de restauración (Lal, 1993, 1998).

La habilidad del suelo para recuperarse y volver al estado anterior a una perturbación se llama resiliencia (Lal, 1993, 1994, 1998; Blanco-Canqui; Lal, 2008). Los suelos resilientes restauran sus propiedades permitiendo mantener su uso y sus funciones, si bien no resisten los cambios, se recuperan y reponen. Los suelos resilientes son productivos y responden positivamente a buenas prácticas de manejo, tienen un rango amplio y flexible de umbrales críticos para las propiedades principales que gobiernan su calidad. Consecuentemente, ya a fines de los 90 se destacaba la necesidad de desarrollar y estandarizar métodos para la valoración de la degradación por los diferentes procesos (Lal, 1998).

El conocimiento de métodos de evaluación de la degradación del suelo y de la tecnología de restauración puede ser ampliamente mejorado comprendiendo los umbrales críticos de las propiedades del suelo que influyen en la calidad/salud del mismo (Lal, 1998). Los umbrales críticos de las propiedades claves que influyen en la calidad del suelo (por ej.: estabilidad de los agregados y contenido de materia orgánica del suelo), son magnitudes más allá de las cuales las funciones del mismo son drásticamente limitadas. Como se mencionó anteriormente, tales propiedades son importantes para revertir los procesos degradativos y restaurar el suelo a su estado anterior a la alteración. Los umbrales, deberían ser determinados y evaluados en relación al uso de la tierra, las propiedades del suelo y el crecimiento de los cultivos (Lal, 1993). Estos umbrales no son conocidos para los principales suelos y usos predominantes en donde es importante contar con indicadores de calidad que permitan cuantificar el grado de afectación en las diversas funciones de los suelos, como es en la producción, a fin de orientar las decisiones de manejo.

Los indicadores de calidad edáfica son atributos cuantificables vinculados a parámetros físicos, químicos y/o biológicos del suelo que determinan su productividad y funcionalidad (Arshad; Martín, 2002). Se ha definido que un indicador debe ser sensible para reflejar cambios en la función del suelo en el corto plazo, fácil de interpretar, sencillo y económico de obtener, y debería relacionarse con una o más funciones edáficas, permitiendo la definición de valores críticos o umbrales (Doran; Parkin, 1996). La identificación de las propiedades edáficas sensibles a los efectos del manejo permite anticipar el sentido de los cambios ocurridos en los suelos (degradación, conservación, recuperación) (Bolinder *et al.*, 1999). La magnitud y oportunidad de estos cambios pueden ser diferentes entre suelos y entre formas de uso, y resultan frecuentemente dependientes de la condición inicial de los mismos, y de los efectos de distintos sistemas de labranza y secuencia de cultivos sobre los

contenidos de materia orgánica y de las propiedades físicas más estrechamente relacionadas con la productividad de los cultivos (Quiroga *et al.*, 1998).

El contenido de materia orgánica del suelo es un parámetro importante para seguir la dinámica de los componentes edáficos relacionados con el uso (Rosell, 2008), debido a su marcado efecto sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Studdert; Echeverría 2000; Gasparoni, 2008). El mismo influye sobre la estructura y su estabilidad (Golchin *et al.*, 1994b, 1995; Chappell, 1999; Eiza *et al.*, 2006), la porosidad, la absorción y la retención de agua, la disponibilidad de macro- y micronutrientes, la capacidad de intercambio catiónico y aniónico, la producción de sustancias inhibitoras y activadoras para el desarrollo de microorganismos (Álvarez *et al.*, 1998), el intercambio gaseoso y otras propiedades edáficas.

La mayoría de los estudios coinciden en que el contenido de materia orgánica es uno de los indicadores más importantes e indudablemente el que posee una influencia más significativa sobre la calidad (Doran; Parkin, 1996; Carter, 2002), la sustentabilidad (Doran *et al.*, 1996, 1998; Bouajila; Gallali, 2010) y el nivel de productividad del suelo (Pikul *et al.*, 2007; Manlay *et al.*, 2007). El conocimiento de la cantidad y la calidad de la materia orgánica contribuye, de manera importante, al diagnóstico de los efectos relacionados con el manejo y la sustentabilidad de las funciones del suelo (Studdert *et al.*, 2008).

El contenido de materia orgánica del suelo depende del balance entre la cantidad y la calidad de los aportes orgánicos que ingresan al mismo y su tasa de mineralización por la biota edáfica. Esta última es dependiente de las características edafo-climáticas del sitio (Álvarez; Lavado, 1998; Jobbágy; Jackson, 2000) a través de los factores biológicos, químicos y físicos que las determinan. Es decir que, aquel balance puede ser manejado a partir de las operaciones de labranza, la rotación y la fertilización (Studdert; Echeverría, 2000). Por lo tanto, la dinámica y el equilibrio de la fracción orgánica en el suelo pueden ser modificados por factores naturales y antrópicos, por lo cual es vital conocer la magnitud e implicancias de esos cambios.

Por otra parte, la materia orgánica edáfica es una de las reservas más importantes de C del planeta. El reservorio de C en el suelo es tres veces mayor que en la atmósfera (Manlay *et al.*, 2007). Cualquier cambio en el *pool* subsuperficial del suelo como consecuencia de cambios en el uso de la tierra, puede tener importantes impactos en la concentración de C en la atmósfera, por lo que el suelo tiene un papel preponderante en el secuestro de CO₂ atmosférico y el cambio climático. (Lal, 1997; Balesdent *et al.*, 2000; Steffens *et al.*, 2010).

La materia orgánica edáfica inerte, cuantificada a través del contenido de carbono orgánico total del suelo (COT), puede ser definida como una mezcla compleja de residuos vegetales y animales en diferente estado de degradación y transformación, tejidos microbianos y sustancias con distintos procesos de resíntesis (sustancias húmicas) (Stevenson; Cole, 1999). Para caracterizar a esta mezcla compleja de sustancias carbonadas, se han utilizado metodologías de separación química que las fraccionan en ácidos húmicos, fúlvicos y huminas. No obstante, las fracciones así separadas no han sido útiles para caracterizar la fertilidad de los suelos o los efectos del manejo sobre el componente orgánico. Existen dos causas por las cuales los fraccionamientos químicos tienen poca significancia en estudios agronómicos: a) tanto los ácidos húmicos como los fúlvicos tienen tasas de *turnover* muy bajas (Anderson; Paul, 1984), es por eso que no están asociados a los procesos en el corto plazo que determinan la productividad de un cultivo (días o meses) y, b) aún no se conoce la importancia de esas fracciones en los grandes procesos del suelo, tales como la agregación y la mineralización de la materia orgánica (Feller; Beare, 1997). Como resultado del bajo poder explicativo de los fraccionamientos químicos, en las últimas dos décadas, se han desarrollado una importante cantidad de investigaciones en el área de caracterización del C orgánico en suelos agrícolas, con técnicas de fraccionamiento físico. Las asociaciones del C orgánico con los compuestos minerales del suelo, principalmente minerales de arcillas, han sido históricamente reconocidas como muy importantes, ya que regulan la mineralización y el almacenamiento de C orgánico (Greenland, 1965a, 1965b). Es reconocida la relación entre la dinámica del C orgánico con la textura y estructura del suelo, hecho por el cual lograr una cuantificación de las fracciones de C orgánico relacionadas con el tamaño de partícula, mejoraría el poder explicativo de los fraccionamientos.

Una separación útil, desde el punto de vista práctico, es aquella que permita aislar fracciones del COT en función de su persistencia y degradabilidad, que sean sensibles para detectar cambios en el corto plazo por efecto de los diferentes sistemas de producción y que aporten información relevante sobre el ciclado y la disponibilidad de nutrientes (Galantini, 2008). En la actualidad, las metodologías de fraccionamiento químico han perdido importancia ante la generalización del uso de técnicas de separación física, excepto al realizar estudios pedogenéticos.

El uso de los métodos de fraccionamiento físico se centra en la naturaleza de la relación de los componentes orgánicos y minerales edáficos en la estabilización, protección y ciclado del COT (Christensen, 2001) a través de mecanismos químicos,

físicos y bioquímicos (Six *et al.*, 2002). La estabilización química es debida a enlaces químicos y físico-químicos del COT con la fracción mineral inferior a 50 μm , es decir arcillas y limos. Para conocer la importancia de este mecanismo de estabilización, no sólo es significativo el tamaño de estas fracciones, sino también su naturaleza mineralógica. El orden de eficacia para la estabilización del C es: arcillas 2:1 > arcillas 1:1 > alófanos (Torn *et al.*, 1997; Six *et al.*, 2000b). La protección física se verifica en los microagregados (50 – 250 μm) y se constituye en una barrera física entre los microorganismos descomponedores y el C que se encuentra dentro de los mismos (Beare *et al.*, 1994; Golchin *et al.*, 1995; Balesdent *et al.*, 2000). La estabilización bioquímica es producto de la polimerización y condensación de los compuestos carbonados que integran el COT y determinan su resistencia a la mineralización por los microorganismos (Christensen, 2001).

Existen dos grupos de métodos para el fraccionamiento físico del COT: densimétricos y granulométricos, según si la separación se realiza en función de la densidad del material o del tamaño de las partículas, respectivamente. Son métodos relativamente simples, rápidos y sensibles, y se han constituido en herramientas importantes para el estudio de los efectos de corto plazo de las diferentes prácticas agrícolas (Galantini, 2008). Mediante los métodos de fraccionamiento físico, el COT puede ser dividido en dos o más fracciones que difieren en estructura y funcionamiento.

Por un lado, se puede separar la fracción orgánica que se encuentra libre, no acomplejada, que es de formación reciente y activa, y en general tiene una alta tasa de reciclaje. Está compuesta principalmente por restos vegetales y animales parcialmente descompuestos, aún reconocibles que no están incorporados a complejos órgano-minerales y también puede incluir hifas de hongos, esporas, exoesqueletos de invertebrados, restos de raíces y semillas (Christensen, 2001). Tiene una relación carbono:nitrógeno (C:N) relativamente alta, con una tasa de reciclaje menor que la de residuos recién incorporados, pero alta con respecto a la fracción orgánica asociada a la fracción mineral del suelo; una densidad específica considerablemente menor y un tamaño de partícula mayor que la de los limos y arcillas. Por otro lado, se puede separar la fracción orgánica que incluye el C orgánico altamente condensado (humus) que forma complejos con los minerales del suelo, tiene una relación C:N estrecha y una tasa de reciclaje lenta (Christensen, 2001).

Dado que la fracción más activa tiene una densidad específica menor que la de los minerales y los complejos órgano-minerales del suelo, los métodos densimétricos se

basan en separar esta fracción mediante una suspensión del suelo en líquidos de densidad elevada, entre 1,6 y 2,2 g cm⁻³, dependiendo de la metodología y objetivos planteados. Por lo tanto, la fracción de suelo con densidad mayor (fracción pesada) permanece en el fondo mientras que la fracción con densidad menor que la solución (fracción liviana o libre) queda flotando. Esta separación se debe a que la densidad de las partículas minerales es mayor (cuarzo: 2,65 g cm⁻³, feldespatos: 2,5 - 2,8 g cm⁻³) que la de los compuestos orgánicos del C (menor que 1,5 g cm⁻³) (Galantini, 2008). Pueden separarse distintas sub-fracciones según la densidad de la solución utilizada (Meijboom *et al.*, 1995, Barrios *et al.*, 1996): liviana (densidad 1,8 - 2,0 g cm⁻³, C macro-orgánico poco descompuesto de origen vegetal y animal), media (densidad 2,0 - 2,4 g cm⁻³, verdaderos complejos órgano-minerales) y pesada (densidad > 2,4 g cm⁻³, partículas minerales cubiertas de C orgánico). Por lo tanto, con las densidades menores, se obtiene C orgánico menos transformado y en la medida que la densidad de la solución aumenta, hay una incorporación creciente de humus y cenizas en las fracciones más livianas (Galantini, 2008).

Por otro lado, los métodos granulométricos o por tamaño de partícula, se fundamentan en que las fracciones del COT que se asocian a los minerales de menor tamaño son menos activas, mientras que las fracciones más activas presentan un tamaño de partícula mayor y pueden ser separadas por tamizado (Christensen, 2001; Galantini, 2008). El principal requisito para este tipo de fraccionamiento es conseguir la máxima dispersión del suelo (separación de arena, limo y arcilla) con la mínima alteración de la composición química y distribución de tamaño de las distintas fracciones de C orgánico, para luego realizar la separación en seco o en húmedo con tamices de diferentes tamaños de apertura de malla (por lo general, entre 50 y 250 μm). Con los métodos granulométricos se pueden separar distintas fracciones del C orgánico asociado a la fracción mineral (< 50 μm) (COA) y distintas fracciones del C orgánico particulado (> 50 μm) (COP). Asimismo, si se pretende mejorar la efectividad del fraccionamiento del COT para identificar fracciones con diferentes funciones, se puede combinar el fraccionamiento granulométrico con el densimétrico (Christensen, 2001).

Se ha observado que la rápida disminución de los contenidos del COT al cultivar suelos vírgenes, es debida fundamentalmente al cambio de los contenidos de COP (Campbell; Souster, 1982; Puget; Lal, 2005; Pikul *et al.*, 2007). Asimismo, el COP es altamente afectado por el manejo agrícola, ocasionando variaciones en la disponibilidad de nutrientes para los cultivos y en la estructura del suelo (Maddonni *et*

al., 1999; Carter, 2002; Bouajila; Gallali, 2010). El estudio de esta fracción lábil de C orgánico es particularmente importante debido a que es muy sensible a los cambios producidos por las prácticas de manejo (Cambardella; Elliott, 1992, 1993; Janzen *et al.*, 1998; Álvarez; Álvarez, 2000; Fabrizzi *et al.*, 2003) y a que su dinámica controla la productividad del agroecosistema en el corto plazo. Su variación podría dar indicios tempranos de los efectos producidos por las prácticas de manejo en suelos sometidos a cambios en su uso o en el sistema de producción (Cambardella; Elliott, 1992, 1993; Beare *et al.*, 1994; Janzen *et al.*, 1998; Fabrizzi *et al.*, 2003; Eiza *et al.*, 2005). La disminución del COP significa reducción de la fertilidad física y química del suelo, de su resistencia a la degradación (Allmaras *et al.*, 2000) y resiliencia (Kanal; Kölli, 1996). El COP muestra una naturaleza más dinámica y sería un indicador más sensible y temprano que el COT para reflejar cambios en la calidad de los suelos asociados con el uso. Doran *et al.* (1996) han citado a los contenidos de COT y principalmente a sus fracciones más lábiles, como los parámetros edáficos más completos para ser utilizados como indicadores de calidad de suelo.

Por otra parte, Golchin *et al.* (1995) comprobaron que la diferencia entre suelos cultivados y no cultivados reside principalmente en las cantidades de COP ocluidas dentro de los agregados, mientras que el COA con partículas de arcilla muestra pequeños cambios. De esta manera la mineralogía del suelo junto con la distribución de partículas de distintos tamaños, regulan la capacidad del suelo de preservar el C y, por consiguiente, su estado de agregación (Six *et al.*, 2000b; Christensen, 2001).

Se sabe que los agregados del suelo no sólo protegen físicamente el C orgánico del mismo, sino que también influyen en la estructura de la población microbiana, limitan la difusión de oxígeno, regulan el flujo de agua, determinan la adsorción y desorción de nutrientes y reducen el escurrimiento y la erosión. Todos estos procesos tienen un profundo efecto en la dinámica del C orgánico y en el ciclo de los nutrientes (Six *et al.*, 2004). Se han definido 5 factores principales que participan en la formación y estabilización de los agregados: (1) la fauna del suelo; (2) los microorganismos del suelo; (3) las raíces; (4) los agentes formadores inorgánicos; y (5) las variables ambientales. Se han desarrollado numerosos modelos conceptuales para explicar la dinámica del C orgánico y su interacción con los agregados.

El modelo postulado por Emerson estaba basado en el concepto de “dominios de arcilla” (*clay-domains*), y definía que las sub-unidades intervinientes en la formación de agregados son microagregados no mayores de 250 μm de diámetro. Éstos están formados por paquetes en los que intervienen partículas de arcillas, cationes

polivalentes y C orgánico, y poseen un considerable grado de estabilidad en agua (Six *et al.*, 2004). De acuerdo con Edwards y Bremner (1967 citado por Six *et al.*, 2004), los únicos agregados altamente estables son los microagregados ($< 250 \mu\text{m}$) que consisten en complejos arcilla - metal polivalente - C orgánico (complejo órgano-metal) análogos a los *clay-domains* previamente definidos por Emerson (Six *et al.*, 2004). Edwards y Bremner (1967 citado por Six *et al.*, 2004), postularon que los complejos de C orgánico dentro de los microagregados estarían físicamente protegidos e inaccesibles para los microorganismos.

Por su parte, Tisdall y Oades (1982) propusieron el concepto de jerarquía de los agregados, postulando que los diferentes agentes orgánicos de cementación (transitorios, temporarios y persistentes) actúan a diferentes estados jerárquicos de agregación, desde el nivel de partículas de arcilla hasta agregados de $2000 \mu\text{m}$ de diámetro. Las partículas primarias libres y los microagregados chicos ($< 20 \mu\text{m}$) son unidos dentro de microagregados grandes ($20 - 250 \mu\text{m}$) por agentes orgánicos de cementación persistentes (C orgánico y componentes aromáticos resistentes asociados con cationes metálicos polivalentes), y/u óxidos y aluminosilicatos desordenados. Estos microagregados estables se vuelven a unir dentro de macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) por acción de agentes de cementación temporarios (hifas de hongos y raíces) y transitorios (polisacáridos derivados de plantas y microbios). De este modo se ha comprobado que la fracción orgánica temporaria confiere estabilidad a los macroagregados y puede ser controlada por el manejo, mientras que la estabilidad en agua de los microagregados está dada por el C orgánico recalcitrante, siendo éste una característica del suelo independiente del manejo. Oades y Waters (1991) concluyeron que la jerarquía de agregados existe en suelos donde la formación y estabilización de agregados tiene una relación directa con el C orgánico, pero esta jerarquía no se expresó en suelos Oxisoles donde los óxidos son los agentes cementantes dominantes.

Sin embargo, Oades (1984) postuló que los agentes temporarios unían los macroagregados y que en el centro de éstos se formaban los microagregados. Las raíces e hifas de hongos son agentes temporarios, que no persisten y se descomponen en fragmentos, los cuales se cubren de mucílagos producidos por los microorganismos y se incrustan con las arcillas resultando en la formación de un microagregado dentro de un macroagregado. Elliott (1986) testeó el modelo de jerarquía de formación de estructura, hipotetizando que los macroagregados contenían C orgánico más lábil y menos descompuesto que los microagregados y que era ese C

el que mayormente se perdería en los sucesivos laboreos. La corroboración de la hipótesis planteada permitió identificar por primera vez la relación directa entre el disturbio agrícola, el decrecimiento de la agregación y la pérdida de C lábil.

En una serie de estudios, Golchin *et al.* (1994a, b y 1995) reunieron resultados que corroboraban el modelo conceptual de la interacción entre el C orgánico, la biota del suelo, y las partículas primarias principales de formación, estabilización y degradación de microagregados. Golchin *et al.* (1994b) propusieron que cuando entra material vegetal al suelo es rápidamente colonizado por microorganismos que descomponen el material y forman humus. Durante la descomposición, fragmentos del material vegetal o COP se van incrustando gradualmente con las partículas de arcillas y productos microbianos formando así núcleos de microagregados estables, de modo que el C orgánico queda en el interior de los microagregados.

Eventualmente, la frecuencia de núcleos orgánicos es reducida por la disminución del COP disponible, resultando en el cese de la actividad microbiana asociada a la formación de esos microagregados y, por lo tanto, de la producción de mucílagos. Así, la interrupción de la producción de agentes cementantes y el uso de éstos como sustrato, conduce a una pérdida de estabilidad de los microagregados. Tras la ruptura de los microagregados, las capas de minerales incrustados con productos microbianos, son liberadas en forma de complejos órgano-minerales estables del tamaño del limo. Beare *et al.* (1994) y Jastrow (1996) corroboraron la formación de microagregados dentro de macroagregados (Oades, 1984) de acuerdo con el proceso descrito por Golchin *et al.* (1994b).

Sin embargo, Angers *et al.* (1997) reunieron los datos cuantitativos más convincentes que corroboran el concepto de formación de microagregados dentro de macroagregados. Bajo condiciones de campo y utilizando rastrojos de trigo (*Triticum aestivum* L.) en descomposición enriquecidos con el ^{13}C , observaron que el ^{13}C , se acumuló inicialmente en los macroagregados, pero después decreció. Simultáneamente con el decrecimiento del ^{13}C proveniente del rastrojo de trigo en los macroagregados, se observó la estabilización del mismo en los microagregados dentro de aquéllos. Esta redistribución en el tiempo del C desde los macro- a los microagregados, indica claramente que estos últimos son formados dentro de los macroagregados y luego son liberados por sucesivas rupturas de éstos. Luego de los resultados de Angers *et al.* (1997), se propusieron numerosos estudios con pequeñas variantes de esta dinámica de la formación de agregados en el suelo y del rol del C orgánico y especialmente el del COP en la formación de microagregados dentro de

macroagregados (Jastrow; Miller, 1998; Six *et al.*, 1998; Gale *et al.*, 2000; Puget *et al.*, 2000). Se ha enfatizado que el COP derivado de las raíces juega un rol importante en la formación de microagregados (Gale *et al.*, 2000; Wander; Yang, 2000) y que la formación de éstos es crucial para el almacenamiento y la estabilización del C del suelo en el largo plazo (Jastrow; Miller, 1998; Six *et al.*, 1998; Gale *et al.*, 2000).

Six *et al.* (1998) desarrollaron un modelo conceptual para explicar la influencia del disturbio (por ej. de las labranzas) en los niveles de estabilización del COT. Su modelo relaciona la proporción de C que se pierde en los sucesivos disturbios debido al aumento del reciclaje (“*turnover*”) de los macroagregados. El disturbio induce el aumento del ciclado de éstos inhibiendo la formación de microagregados en su interior y el secuestro de C en el largo plazo dentro de los microagregados (Six *et al.*, 1998, 1999, 2002). Este modelo contempla que la tasa de formación, la estabilización y la degradación de macro- y microagregados están directamente relacionadas con la dinámica del COP. Luego de la incorporación de residuos frescos en el suelo, los hongos y otros microorganismos utilizan el C más fácilmente asimilable y producen mucílagos que contribuyen en la formación de macroagregados alrededor de partículas de COP gruesas (> 250 μm). Este COP grueso es luego descompuesto y fragmentado en partículas de COP finas (50 – 250 μm). El COP fino y los mucílagos asociados se incrustan con los minerales del suelo y forman núcleos orgánicos estabilizados para el desarrollo de un nuevo microagregado dentro de un macroagregado. Las labranzas rompen los macroagregados y provocan la pérdida de su estabilidad por acción física directa (Tisdall; Oades, 1982; Oades, 1984). Paralelamente, producen una reducción de los contenidos de C orgánico (Elliot, 1986; Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*, 2000a; Costantini *et al.*, 2006), por la exposición a los microorganismos y a la oxidación del C protegido en el interior de los macroagregados (Tisdall; Oades, 1982; Six *et al.*, 2000a; Puget; Lal, 2005). La proporción de macro- y microagregados que un suelo conserva y, por tanto, la estabilización y mineralización del COP están directamente relacionadas con la intensidad del disturbio. Los sistemas de labranza menos agresivos, tenderían a favorecer la acumulación de COP dentro de los agregados y con ello el secuestro de C en el suelo (Six *et al.*, 1998, 2000a). El COP podría explicar entre el 10 y 60% de la ganancia de C que genera un sistema de labranza conservacionista con respecto a un sistema más agresivo (Six *et al.*, 1999).

Según el modelo conceptual propuesto por Six *et al.* (1998) habría COP con distinto grado de protección física según se halle entre o dentro de macro- o microagregados, lo que determina su exposición al ataque microbiano, su dinámica, funcionalidad y

estabilidad (Six *et al.*, 2004). Asimismo, las dinámicas del COP y de la formación de agregados en relación al disturbio (Six *et al.*, 2000b) están asociadas a las características de la fracción mineral del suelo (Six *et al.*, 2004). Yoo y Wander (2006) observaron que no siempre se evidenciaba un aumento de los contenidos de C bajo labranza conservacionista, y esto podría ser atribuido a diferencias en la distribución de tamaño de partículas minerales de los suelos. Aquéllos con mayores contenidos de arcilla permiten una mayor estabilización del C y lo protegen de la acción de los microorganismos, produciéndose así menores diferencias de contenido de C entre las labranzas conservacionistas y convencionales (LC). La fracción de partículas del tamaño de limos y arcillas contiene la mayor concentración de C en compuestos con alto grado de procesamiento biológico y más fuertemente asociado a los coloides minerales (Six *et al.*, 2002). Chenu *et al.* (2000) determinaron que el COA a minerales arcillosos es más hidrofóbico, y que la mayor estabilidad de los agregados al agua podría conferirle resistencia a los disturbios por el uso. Con ello, el C asociado a esta fracción mineral es resistente a los cambios y, por lo tanto, el contenido de arcillas y limos, junto con el tipo de arcillas (Six *et al.*, 2000b; Deneff *et al.*, 2004), juegan un rol importante en la definición de la estabilidad del C orgánico.

Comprender cómo influye la distribución de partículas minerales del suelo sobre los cambios en el C orgánico y su distribución en los agregados, es necesario para interpretar su dinámica. El conocimiento del C orgánico asociado a los agregados de diferentes tamaños es importante para entender cómo cambios en la agregación bajo distintos manejos de residuos y sistemas de labranza contribuyen a la acumulación o pérdida de C y cómo se relacionan con los cambios en la capacidad del suelo para suministrar nutrientes.

En el Sudeste Bonaerense se ha evaluado la variación de COT y COP en relación a las prácticas de manejo de suelo y cultivos (Eiza *et al.*, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009). Se ha comprobado que el C orgánico más lábil (C liviano o COP) es más sensible que el COT ante manejos muy contrastantes (Studdert *et al.*, 1997; Eiza *et al.*, 2005). No obstante, las diferencias entre la labranza conservacionista siembra directa (SD) y LC sólo se presentaron en la capa superficial del suelo (0 - 5 cm), y no se manifestaron en la capa arable (0 - 20 cm) (Eiza *et al.*, 2005; Costantini *et al.*, 2006; Studdert *et al.*, 2006; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009). A pesar de la relación entre el COP y la capacidad del suelo de proveer nutrientes a los cultivos (Álvarez; Álvarez, 2000; Fabrizzi *et al.*, 2003), los contenidos de esta fracción

no se relacionaron con los rendimientos y las respuestas al agregado de fertilizantes de los cultivos bajo SD o bajo LC (Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009).

El conocimiento del contenido de COP en el suelo puede indicar cuál es el tamaño del compartimiento fácilmente mineralizable que aporta nutrientes, resultando en un elemento de gran utilidad para el diagnóstico del potencial de mineralización de los mismos (Janzen *et al.*, 1998; Fabrizzi *et al.*, 2003). Sin embargo, otro factor clave para comprender la dinámica del COP y su relación con algunas funciones del suelo, como por ejemplo el suministro de nutrientes a los cultivos, es conocer su ubicación dentro de la estructura del mismo. La posible localización física diferencial del COP en los agregados bajo aquellos sistemas de labranza podría ser condicionante de su mineralización y de la expresión de la capacidad del suelo de proveer nutrientes a las plantas. Mientras los efectos cuantitativos de distintos manejos sobre el C orgánico han sido ampliamente estudiados, resulta escasa la información sobre los efectos cualitativos (Capriel *et al.*, 1992), es decir, sobre la variación de las fracciones orgánicas atendiendo al diferente grado de influencia que las mismas poseen sobre propiedades físicas y químicas de los suelos.

La distribución del COP en diferentes categorías de agregados bajo diferentes sistemas de labranza no ha sido estudiada en suelos del Sudeste Bonaerense. El conocimiento de la distribución de las sub-fracciones de COP asociada a los agregados del suelo y a su dinámica como consecuencia de la intensidad de los sistemas de labranza, contribuirá a un mejor conocimiento de la dinámica del C para un manejo sustentable. Por ello, para las condiciones ambientales del Sudeste Bonaerense se hipotetiza que:

- Bajo SD los suelos tienen mayor proporción relativa de macroagregados estables con respecto a una situación no disturbada que bajo LC, especialmente en la capa superficial.
- La diferencia en distribución de macro- y microagregados entre SD y LC es mayor en suelos de textura más gruesa y con menor contenido original de COT.
- La disminución de los contenidos de COP relativa a situaciones no disturbadas es mayor bajo LC que bajo SD en a) suelos de textura más gruesa, b) en la capa superficial del suelo y c) dentro de los macroagregados.

Para verificar las hipótesis planteadas en este trabajo se tuvo como objetivo general, evaluar la distribución y estabilidad de tamaños de agregados y de los contenidos de las fracciones de C orgánico asociadas a ellos en dos suelos del Sudeste Bonaerense con clases texturales distintas bajo SD y LC continuas.

Como objetivos específicos, para un suelo típico de Balcarce y otro de Tres Arroyos con historias de agricultura continua similares bajo SD y LC y en condiciones no disturbadas, se plantearon:

- evaluar la distribución y la estabilidad de agregados por tamizado en la capa superficial y sub-superficial del suelo.
- evaluar los contenidos de C en la masa total de suelo y en cada una de las fracciones separadas de agregados.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Sitios experimentales

Se analizaron muestras de suelo provenientes de dos ensayos de larga duración, ubicados sobre suelos representativos del Sudeste Bonaerense. Uno de ellos es el ensayo de Labranzas (Sitio 1: Balcarce) y el otro es el ensayo de Labranzas y Rotaciones (Sitio 2: Barrow).

El ensayo de Labranzas está ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) INTA Balcarce (37° 45' 13" S, 58° 17' 53" W; 136 m sobre el nivel del mar), Balcarce, provincia de Buenos Aires, Argentina, sobre un complejo de suelos clasificado como Argiudol Típico fino, mixto, térmico (USDA, 2006) (Serie Mar del Plata, INTA, 1979) y Paleudol Petrocálcico fino, illítico, térmico (USDA, 2006) (Serie Balcarce, INTA, 1979). La pendiente del terreno tiene un gradiente menor al 2 % y la textura superficial es franca (232, 341, 427 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente), con un pH de 6 y un contenido inicial (inicio del ensayo) de 3,56 g COT 100 g⁻¹ de suelo. El clima es mesotermal subhúmedo húmedo (Thorntwaite, 1948) con una temperatura media anual de 13,7 °C y una precipitación anual promedio de 870 mm. Este ensayo se inició en el año 1997, con la siembra de maíz (*Zea mays* L.) sobre un lote cuya historia previa consistió en una pastura implantada desde 1992 hasta 1996, año en que se realizó un cultivo de girasol (*Helianthus annuus* L.) bajo labranza reducida (herramientas de disco). A partir de 1997 se aplicaron cinco sistemas de labranza (entre ellos SD y LC), y desde 1998 se aplicó la secuencia de cultivos maíz-girasol-trigo.

El ensayo de Labranzas y Rotaciones está ubicado en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38° 19' 25" S; 60° 14' 33" W; 120 m sobre el nivel del mar), Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires, Argentina, sobre un suelo Paleudol Petrocálcico fino, illítico, térmico (USDA, 2006) (Serie Tres Arroyos, INTA, 1979). La pendiente del terreno tiene un gradiente de 2 a 3 % y el horizonte superficial del suelo presenta una textura franco-arcillo-arenosa (259, 269, 472 g kg⁻¹ de arcilla, limo y arena, respectivamente), un pH de 6,4 y un contenido inicial (inicio del ensayo) de 2,26 g COT 100 g⁻¹ de suelo. El suelo es moderadamente somero ya que la profundidad a la tosca es, en promedio, de 75 cm. El clima es megatermal subhúmedo seco según la clasificación de Thorntwaite (Thorntwaite, 1948) con una temperatura media anual de 14,7 °C y una precipitación media anual de 755 mm. Este ensayo fue iniciado en

1997 con una rotación girasol - trigo - maíz - girasol – trigo, con la implementación de los sistemas de labranza SD y LC, sobre un lote con sectores con distinta historia previa: una pastura implantada de cuatro años y agricultura continua durante 12 años. En la campaña 2007 – 2008, se implantó un cultivo de maíz que no correspondía a la rotación que se venía utilizando en el ensayo.

Ambos sitios fueron elegidos no sólo por sus características edáficas diferenciales (textura y contenido inicial de C) sino también porque parte de los ensayos considerados contaban con historia de uso similar (historia previa con 4 años de pastura, implementación de SD y LC a partir de 1997 y rastrojo de maíz presente al momento de iniciar este trabajo).

Además, en cada uno de los sitios experimentales, se tomaron muestras de suelo de una situación pseudo-prístina que se denominó Parque. Dada su condición sin disturbar, los Parques, tanto de Balcarce como de Barrow, se consideraron como referencia para evaluar el estado actual de los suelos laboreados.

2.2. Diseño experimental y tratamientos

El diseño experimental utilizado en el ensayo de **Labranzas** fue en bloques completos aleatorizados con arreglo de tratamientos en parcelas divididas con tres repeticiones. A las parcelas principales se les asignó el factor sistema de labranza y a las subparcelas, el factor fertilización nitrogenada (con y sin N). En el tratamiento con N se trató que las parcelas tuvieran la cantidad de N necesaria para que los cultivos no manifestaran deficiencia de dicho nutriente (120, 90, 180 kg N ha⁻¹ para trigo, girasol, maíz, respectivamente). Para este trabajo de tesis se tomaron muestras de suelo sólo de las subparcelas fertilizadas de los sistemas de labranza SD y LC. El tratamiento LC, consistió de una pasada de arado de rejas y pasadas de rastra de discos y cultivador de campo. El tratamiento SD consistió en realizar barbecho químico manteniendo el suelo libre de malezas mediante el uso de herbicidas totales.

El diseño experimental utilizado en el ensayo de **Labranzas y Rotaciones** fue en bloques divididos (Khuel, 2001) con tres repeticiones. Los factores de tratamiento fueron historia previa (pastura durante cuatro años previo al inicio del ensayo (1993 - 1996), la cual fue pastoreada, y agricultura continua durante 12 años (1985 - 1996) y dos niveles del factor sistema de labranza, implementados a partir de 1997, SD y LC. La LC consistió de una pasada de arado de reja y vertedera los primeros 2 años de ensayo, y posteriormente hasta la actualidad, rastra de discos y eventualmente, arado de cincel. El tratamiento SD consistió en realizar barbecho químico manteniendo el

suelo libre de malezas mediante el uso de herbicidas totales. Los cultivos fueron fertilizados con N desde el inicio del ensayo de acuerdo al manejo tradicional en la zona para cada sistema de labranza, correspondiéndole mayores dosis a la SD (70 y 120 kg N ha⁻¹ para LC y SD, respectivamente). Para este trabajo se tomaron muestras sólo de las unidades experimentales correspondientes a los bloques del factor historia previa con pastura durante cuatro años.

2.3. Procesamiento de las muestras y determinaciones analíticas

En invierno (agosto) de 2008 se tomaron muestras compuestas (15 sub-muestras) a 0 - 5 y 5 - 20 cm de las parcelas bajo SD y LC, en cada una de las repeticiones, con un muestreador de 4,5 cm de diámetro. A manera de referencia se tomaron también dos muestras compuestas (15 sub-muestras) del Parque (situación no disturbada). Al momento de la extracción, cada muestra fue cuidadosamente tamizada por un tamiz de 8 mm de apertura de malla y luego, secada a 50 °C en estufa con circulación forzada de aire. Los resultados fueron expresados también para la capa de 0 – 20 cm calculando los valores de las variables como promedio ponderado de las dos capas muestreadas.

2.3.1. Fraccionamiento por tamaño de agregados

El fraccionamiento por tamaño de agregados se realizó por el método propuesto por Six *et al.* (1998). El mismo se basa en la separación total del suelo en cuatro clases de tamaño de agregados (> 2000, 2000-250, 250-50 y < 50 µm), mediante tamizados sucesivos en húmedo a través de tamices con distintas aperturas de malla. De acuerdo con esta metodología se aplicaron dos métodos de humedecimiento de los agregados antes del tamizado: i) la inmersión rápida en agua (mojado violento, MV) y ii) re-humedecimiento por capilaridad hasta capacidad de campo (mojado por capilaridad, MC), contenido de agua alrededor del cual la estabilidad de los agregados es máxima (Cambardella; Elliott, 1993, Six *et al.*, 1998).

Para el MC se colocó papel de filtro en la base de una bandeja plástica y se esparcieron 150 g de suelo seco a 50° C. Luego, se aplicó al papel de filtro la cantidad de agua desmineralizada necesaria para llevar el contenido de agua de los agregados secos hasta capacidad de campo más 0,05 kg de agua kg de suelo⁻¹ (de acuerdo con los cálculos realizados fueron alrededor de 45 mL y 30 mL de agua desmineralizada para los sitios 1 y 2, respectivamente). Posteriormente, las bandejas se cubrieron con

papel film plástico para evitar la evaporación y se dejaron a temperatura ambiente durante 24 h aproximadamente.

El MV consistió en sumergir directamente en agua los 150 g de suelo seco a 50°C distribuidos en el primer tamiz (> 2000 μm), antes de iniciar el tamizado. Los suelos se tamizaron en húmedo secuencialmente, a través de una serie de tres tamices de 2000, 250, y 50 μm de apertura de malla. Tanto para MV como para MC, el proceso de tamizado se inició 5 min después de haber colocado en el primer tamiz los agregados secos (MV) o los pre-humedecidos (MC). El tamizado se realizó con movimiento de arriba hacia abajo del tamiz dentro del agua, con un recorrido de 3 cm y 50 repeticiones durante un periodo de 2 min. A efectos de asegurar la igualdad de condiciones de operación entre los distintos tamizados de una muestra y entre muestras, se utilizó un dispositivo diseñado y construido para tal fin (Roberto y Germán Domínguez, construcción ad hoc).

El proceso de tamizado se inició con el tamiz de 2000 μm y una vez finalizado el tiempo de tamizado, los agregados que quedaron sobre este tamiz fueron recuperados cuidadosamente por retrolavado con agua desmineralizada en un recipiente plástico (fracción > 2000 μm). Para agilizar la floculación, se agregaron 5 mL de cloruro de calcio (CaCl_2) 2N. El material orgánico flotante (> 2000 μm) se descartó porque este material orgánico grueso, por definición, no se considera parte del COT (Six *et al.*, 1998).

El agua más los agregados que lograron pasar el tamiz de 2000 μm de apertura de malla se vertieron sobre el tamiz de 250 μm , y se procedió al tamizado y recuperación de los agregados de la misma manera que con el primer tamizado (fracción 2000 - 250 μm). Los agregados que pasaron el tamiz de 250 μm se volcaron luego sobre el tamiz de 50 μm , y nuevamente se realizó el tamizado y recuperación correspondiente (fracción 250-50 μm). La suspensión remanente luego del último tamizado (entre 4 y 6 L de suspensión) fue recuperada y se le agregaron 20 mL CaCl_2 2N (fracción < 50 μm). Luego de 24 a 36 h, se retiró el sobrenadante de todos los recipientes con sus respectivos agregados y se los secó en estufa a 50°C hasta obtener peso constante. Una vez alcanzado éste, las fracciones obtenidas fueron pesadas y almacenadas a temperatura ambiente.

A los efectos de evaluar los cambios porcentuales de cada uno de los tamaños de agregados en relación a la situación no disturbada, se calculó el cociente entre el peso de agregados de un determinado tamaño de cada unidad experimental luego del MV y el peso de dicha fracción correspondiente al Parque, luego del mismo método de

humedecimiento y se lo multiplico por 100. Para dicho cálculo, en cada fracción de agregados, se utilizó la siguiente fórmula:

$$PRA_{ijkl} = PT_{ijkl} * PP_{jl}^{-1} * 100$$

donde PRA_{ijkl} es porcentaje de agregados estables relativo al Parque, de la l -ésima fracción, para la i -ésima labranza en el k -ésimo bloque del j -ésimo sitio, PT_{ijkl} es el peso de la l -ésima fracción para la ijk -ésima unidad experimental y PP_{jl} es el peso de la l -ésima fracción en el Parque del j -ésimo sitio. Cuanto más cercano a 100 se encuentre el valor de PRA, menor es el cambio con respecto al Parque.

2.3.2. Determinación de la estabilidad de los agregados

Para cada muestra de suelo, con el peso de los agregados obtenidos en cada tamiz se determinó el diámetro medio ponderado (DMP) en cada serie de tamizados para cada método de humedecimiento (MC y MV), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$DMP = \sum_{l=1}^n x_l w_l$$

donde l identifica a cada fracción de agregados, n es el número total de fracciones de agregados, incluyendo la que pasó por el tamiz de 50 μm , x_l es el diámetro promedio de la fracción l (mm) calculado como la media aritmética de la apertura de malla de dos tamices sucesivos, y w_l es la proporción del peso de la fracción l respecto de la muestra tamizada total (150 g). Por diferencia entre los DMP de MC y MV se obtuvo el **cambio en DMP (CDMP, mm)** como una medida de la estabilidad de los agregados.

2.3.3. Fraccionamiento para la obtención de las fracciones orgánicas

Se realizó otro fraccionamiento físico a cada muestra de suelo (masa total) y a cada una de las fracciones de distinto tamaño de agregados obtenidas, para separar la fracción orgánica asociada a limos más arcillas y la fracción orgánica particulada (> 50 μm). Para ello, se utilizó el método descrito por Cambardella y Elliott (1992), con algunas modificaciones propuestas por Six *et al.* (1998). Estos autores propusieron que la fracción orgánica particulada fuera, a su vez, dividida en gruesa (> 250 μm) y fina (250 - 50 μm) debido al distinto rol de cada una de ellas en el suelo.

A 10 g de suelo seco y tamizado por 2 mm se le agregaron 30 mL de hexametáfosfato de sodio (5 g L⁻¹) y se agitó durante 2 h en un agitador rotatorio. El tiempo de agitado realizado es una variante del método original donde se contempla

una agitación durante 15 h, pero se determinó que esa reducción en el tiempo de agitado en estos suelos no alteraba la dispersión requerida (datos no mostrados).

El contenido del recipiente de agitación se volcó sobre dos tamices colocados en tandem, y se facilitó el pasaje de material a través del tamiz lavando con agua desionizada. En el primer tamiz, de 250 μm de apertura de malla, quedan retenidas las fracciones arena y orgánica particulada gruesas. En el segundo tamiz, de 50 μm de apertura de malla, quedan retenidas las fracciones arena y orgánica particulada finas, y el resto que pasa ambos tamices es el material correspondiente al tamaño de limos y arcillas con la fracción orgánica asociada a éstas. Cada una de estas fracciones separadas por los tamices se recuperó en vasos de precipitado de 600 mL, a los cuales se les agregaron 5 mL de CaCl_2 1N para acelerar la floculación. Luego de 24 - 36 h, se descartó el sobrenadante mientras que el material precipitado se secó en estufa a 50 $^\circ\text{C}$ y se homogeneizó con un mortero para luego realizar el análisis de C orgánico.

2.3.4. Determinación de Carbono Orgánico

Se cuantificaron los contenidos COT, COA y COP de la fracción orgánica particulada fina (COPf) y por diferencia con el COP, la fracción orgánica particulada gruesa (COPg), tanto de la masa total del suelo como de cada una de las fracciones de agregados. Para ello se utilizó el método de oxidación húmeda con dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en solución de ácido sulfúrico (H_2SO_4) y con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting *et al.*, 1995).

Se pesaron 0,25 g de suelo seco a 50 $^\circ\text{C}$ molido con mortero en un matraz aforado de 50 mL. Se agregaron 7,5 mL de H_2SO_4 concentrado y 5 mL de una solución de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 2N y se agitó cuidadosamente. Paralelamente, se realizó un blanco preparado de la misma forma pero sin colocar suelo. Luego, se colocaron los matraces en estufa a 120 $^\circ\text{C}$ y se los mantuvo por el término de 90 min, agitándolos cada 30 min. Una vez que los matraces fueron retirados de la estufa, se los llevó a volumen con agua desionizada. Se dejaron enfriar en agua y se llevaron nuevamente a volumen y luego se procedió a homogeneizar la suspensión. Se trasvasaron 10 mL de la misma a un tubo de ensayo y se centrifugaron a 3000 rpm y a continuación se midió la absorbancia del sobrenadante a 578 nm con un espectrofotómetro de luz (SP-2102UV, Spectrum, China).

Para obtener la concentración de C orgánico en la muestra, se construyó una curva de calibración para establecer la relación entre la absorbancia medida y la concentración correspondiente de C. Para tal fin, se midió la absorbancia resultante de la oxidación de una solución estándar de tartrato de sodio 0,05 M ($\text{Na}_2\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). En distintos matraces se colocaron 0, 1, 3, 5, 7, 8 y 10 mL de dicha solución los que representan concentraciones de 0, 30, 90, 150, 210, 240 y 300 mg L^{-1} de C, respectivamente. Con esas soluciones se siguió el mismo procedimiento que con las muestras de suelo, una vez cada 60 muestras de suelo. La absorbancia medida se graficó en función de la concentración de C orgánico y se expresó la relación entre ambas por una línea de regresión.

Los contenidos de C orgánico en la masa total del suelo se expresaron en unidades de concentración ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo). En el caso de las fracciones por tamaño de agregados, los contenidos de C orgánico se expresaron en unidades de concentración referidas a la masa total del suelo (concentración relativa, $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo) y en unidades de concentración referidas a la masa de fracción de agregados (concentración absoluta, $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ fracción de agregado).

A los efectos de evaluar los cambios en la concentración de las distintas fracciones de C en cada uno de los tamaños de agregados en relación a la situación no disturbada, se calculó la disminución porcentual relativa (%) de la concentración de una determinada fracción de C en un determinado tamaño de agregado en las unidades experimentales, respecto a la concentración de dicha fracción en el mismo tamaño de agregado del Parque de cada sitio. Para dicho cálculo, en cada fracción de C, se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{DPR}_{ijkl} = 100 - (T_{ijkl} * P_{ji}^{-1} * 100)$$

donde DPR_{ijkl} es la disminución porcentual relativa al Parque, del l-ésimo tamaño de agregado, para la i-ésima labranza en el k-ésimo bloque del j-ésimo sitio, T_{ijkl} es la concentración de C del l-ésimo tamaño de agregado para la ijk-ésima unidad experimental y P_{ji} es la concentración de C del l-ésimo tamaño de agregado en el Parque del j-ésimo sitio.

2.4. Análisis estadístico

Los datos de las diferentes variables respuesta obtenidos para cada profundidad, tamaño de agregado y método de humedecimiento fueron analizados mediante un análisis de varianza para un modelo mixto en el cual los sistemas de labranza y los

sitios fueron considerados como efectos fijos y los bloques fueron considerados aleatorios. El modelo utilizado fue

$$y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + \delta_{k(j)} + (\tau\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad i = 1,2; j = 1,2; k = 1,2,3$$

donde

y_{ijk} es el valor de la variable respuesta para el i-ésimo sistema de labranza en el k-ésimo bloque del j-ésimo sitio

μ es la media general de la variable respuesta

τ_i es el efecto del i-ésimo sistema de labranza

β_j es el efecto del j-ésimo sitio

$\delta_{k(j)}$ es el efecto del k-ésimo bloque dentro del j-ésimo sitio

$(\tau\beta)_{ij}$ es el efecto de la interacción entre el i-ésimo sistema de labranza y el j-ésimo sitio

ε_{ijk} es el error aleatorio asociado a la observación del i-ésimo sistema de labranza en el k-ésimo bloque del j-ésimo sitio.

Para el análisis de los datos se utilizó el procedimiento MIXED del sistema SAS (Statistical Analysis System, SAS Institute, 2009). En todas las pruebas de hipótesis se consideró un nivel de significación del 5%.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Distribución por tamaños de agregados y estabilidad

Los resultados obtenidos para la masa de cada fracción de agregados luego de que los suelos fueran sometidos a cada uno de los métodos de humedecimiento, no mostraron interacción ($p > 0,05$) entre sitios y sistemas de labranza. Entre los sitios, la diferencia en masa promedio de cada tamaño de agregados luego del MC, sólo fue significativa ($p < 0,05$) en la fracción de los microagregados ($250 - 50 \mu\text{m}$) en las capas superficial ($0 - 5 \text{ cm}$) y arable ($0 - 20 \text{ cm}$) (datos no mostrados). Por otro lado, luego del MV, sólo lo fue en la fracción de los macroagregados grandes ($> 2000 \mu\text{m}$) en la capa superficial (datos no mostrados). En todos estos casos, la masa de agregados fue mayor en Barrow que en Balcarce.

En la Figura 1, se presenta la masa remanente de cada tamaño de agregados, luego de cada método de humedecimiento, para los dos sistemas de labranza.

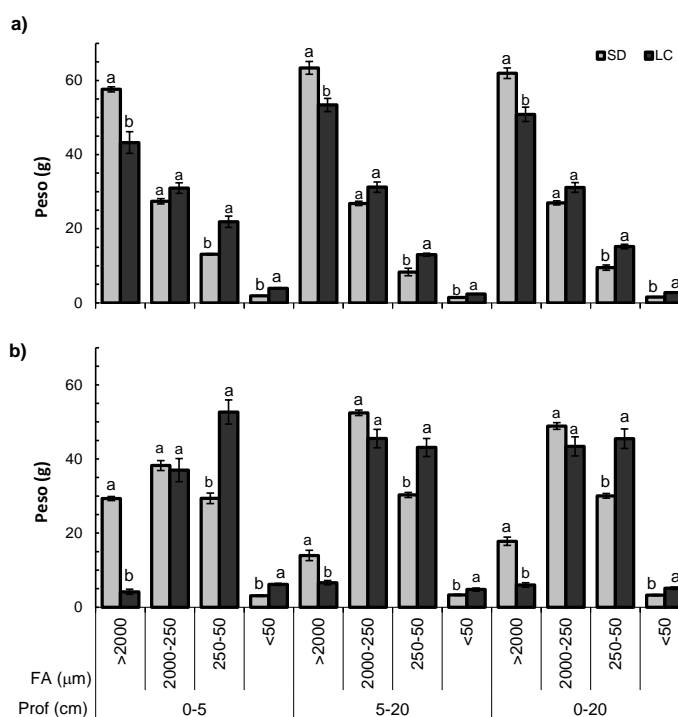


Figura 1. Efecto de los sistemas de labranza siembra directa (SD) y convencional (LC) en la distribución por tamaño de agregados (fracción de agregados, FA) a tres profundidades (Prof.) para dos métodos de humedecimiento de los agregados: por capilaridad (a) y violento (b). Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada FA y para cada profundidad indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$).

Cuando el suelo fue sometido al MC (Figura 1a), los macroagregados grandes representaron la mayor proporción de la masa total del suelo para los dos sistemas de labranza a las tres profundidades analizadas. Sin embargo, al efectuarse el MV (Figura 1b), la mayor proporción de la masa total del suelo se concentró en las fracciones de los macroagregados chicos (2000 – 250 μm) y los microagregados. Por lo tanto, los métodos de humedecimiento generaron una distribución distinta de las fracciones de agregados.

Esto es consecuencia de que el método de MC, al permitir el humedecimiento paulatino del suelo, hizo que el aire que se encontraba atrapado dentro de los agregados se liberara lentamente, por lo que el disturbio ocasionado a los macroagregados fue mínimo. De esta manera, la distribución de agregados estuvo concentrada hacia los agregados de mayor tamaño (Figura 1a). Por el contrario, el método de MV provocó que el agua ingresara rápidamente en los poros de los agregados secos y se generaran grandes fuerzas internas por compresión del aire dentro de los mismos, ocasionando un mayor disturbio que el MC a los agregados menos estables (Kemper; Rosenau, 1986). Esto generó para cada profundidad, una distribución desplazada hacia los agregados de menor tamaño (Figura 1b). Es decir, los macroagregados más débiles o menos estables en agua se desagregaron y esto resultó en un incremento de la masa de los agregados más chicos (2000 - 250 y 250 - 50 μm). Se ha informado que los macroagregados grandes son más vulnerables a la ruptura por agua, comparados con los macroagregados más chicos. Algunos autores consideran que esto es consecuencia de la hidratación de los iones, de la liberación repentina de presión interna por compresión del aire dentro de los agregados, de las fuerzas osmóticas de hinchazón o de la solubilidad en agua de los agentes de cementación (Gale *et al.*, 2000; Sainju, 2006). Los macroagregados que resisten las fuerzas de disrupción del MV tendrían mayor estabilidad estructural que los que se mantienen estables frente al MC (Cambardella; Elliott, 1993). Por lo tanto, el *pool* de macroagregados obtenidos luego del MC contiene macroagregados estables e inestables, mientras que el *pool* de macroagregados obtenidos luego del MV contiene sólo macroagregados estables. Tisdall y Oades (1980), al igual que Golchin *et al.* (1995), sugirieron que la estabilidad de los macroagregados se debía a un incremento en la concentración de C dentro de los mismos. Además, Cambardella y Elliott (1993) reportaron que la estabilidad de los macroagregados, luego del MV, podría estar directa o indirectamente relacionada con la pérdida de COP en el suelo. Sin embargo, Puget *et al.* (1995) indicaron que en los macroagregados, el C orgánico es más joven

y, por lo tanto, menos estable. Los resultados de Six *et al.* (1998) sugieren que el COPg (C orgánico menos descompuesto) es parte del C orgánico que se encuentra en el interior de los macroagregados estabilizando la unión de los microagregados y que la cantidad de COPg en el suelo está en íntima relación con la agregación.

Tanto la distribución como la estabilidad de cada fracción de agregados fueron fuertemente influenciadas por el sistema de labranza (Figura 1). Luego de ambos métodos de humedecimiento, la masa de macroagregados grandes fue en todas las profundidades y en ambos sitios mayor ($p < 0,05$) bajo SD que bajo LC. Por el contrario, las masas de microagregados y de la fracción menor que $50 \mu\text{m}$ fueron en todos los casos mayores ($p < 0,05$) bajo LC que bajo SD (Figura 1). Sin embargo, no hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) entre sistemas de labranza en la masa de los macroagregados chicos luego de ambos métodos de humedecimiento.

La masa de macroagregados grandes ($> 2000 \mu\text{m}$) en la capa superficial, luego del MC representaba el 58% y 43% de la masa total del suelo bajo SD y LC, respectivamente, mientras que luego del MV constituía el 29% y 4%, respectivamente. Asimismo, en la capa subsuperficial, luego del MC, los macroagregados grandes representaban el 63% y 53% de la masa total del suelo bajo SD y LC, respectivamente, mientras que luego del MV constituían el 14% y 7%, respectivamente. Esto muestra la menor estabilidad de los macroagregados grandes bajo manejos con labranzas agresivas. Six *et al.* (1998) concluyeron que las labranzas afectaban fuertemente la agregación, y el tipo y la cantidad de COP asociados con los agregados del suelo. Golchin *et al.* (1995) sugirieron que los macroagregados son estabilizados principalmente por los carbohidratos de raíces e hifas que están ocluidos dentro de los agregados. Además, determinaron que las labranzas disminuyen la cantidad de COP y de carbohidratos ocluidos dentro de los agregados, y asociaron el decrecimiento de los macroagregados estables al agua con el decrecimiento de los contenidos de C orgánico y carbohidratos del suelo. Es decir, el efecto de las labranzas en la estabilidad de los agregados ocurre, principalmente, a través del efecto sobre la cantidad y la calidad del material orgánico ocluido dentro de ellos. Las labranzas agresivas, como LC, causan la ruptura de los macroagregados e inhiben la formación y/o persistencia de COP dentro de ellos, causando así la reducción de su estabilidad (Six *et al.*, 2000a, 2000b). Por otra parte, Gale y Cambardella (2000) presentaron evidencias de que bajo SD los macroagregados más estables, definidos como aquéllos que se mantenían luego del disturbio, poseen mayor concentración de COP joven, proveniente principalmente de raíces, que los macroagregados menos

estables. Six *et al.* (1998, 2000a) observaron una mayor proporción de COPf retenida en los microagregados dentro de los macroagregados bajo SD que bajo LC, por lo cual concluyeron que el *turnover* lento de los macroagregados bajo SD conduce al secuestro de C, principalmente como COPf, lo que los lleva posiblemente a ser más estables y resistentes a disturbios como el ocasionado por el MV.

La mayor estabilidad de los macroagregados grandes en superficie bajo SD, probablemente se deba a diferencias en la localización de las fuentes nuevas de C y su degradación. Bajo SD hay una estratificación de C orgánico, con la mayor concentración en la capa superficial (Franzluebbers, 2002), por lo que la cantidad de C, especialmente el proveniente de raíces e hifas, disminuye en profundidad y esto va asociado con una disminución del número de macroagregados estables (Tisdall; Oades, 1982). Sin embargo, bajo LC, si bien los contenidos de C son más uniformes en el perfil, los macroagregados están expuestos a condiciones de constante desagregación y desestabilización propias del tipo de laboreo, por lo que tienen un *turnover* más rápido y, por lo tanto, se reduce el secuestro de C (Six *et al.*, 2000a). Six *et al.* (1999) no observaron diferencias significativas entre SD y LC en los contenidos de COT y COP de los macroagregados en la profundidad de 5 – 20 cm. De manera similar, Wright y Hons (2005) determinaron que la distribución de agregados fue significativamente afectada por las labranzas de 0 a 5 cm de profundidad, pero rara vez de 5 a 15 cm de profundidad.

En la Figura 2 puede observarse el cambio de peso de las fracciones calculado a partir de la diferencia entre los pesos obtenidos por cada método de humedecimiento (MV - MC). No se detectó interacción ($p > 0,05$) entre sitios y sistemas de labranza. En la Figura 2 puede apreciarse claramente una disminución en la cantidad de macroagregados grandes originada a partir del disturbio ocasionado por el MV respecto al MC, a las tres profundidades evaluadas. Puede observarse que el cambio de peso debido al método de humedecimiento difirió entre los sitios sólo a la profundidad de 5 – 20 cm en la fracción de los macroagregados chicos, siendo este cambio mayor en Barrow que en Balcarce (Figura 2b). También, puede observarse que las diferencias entre los sistemas de labranza en el cambio de peso de las fracciones de agregados, sólo fueron significativas en la fracción de los microagregados (SD < LC, $p < 0,05$) para las tres profundidades evaluadas (Figura 2a). Esto estaría indicando que, si bien los microagregados son más estables que los macroagregados, lo son aún más bajo SD que bajo LC.

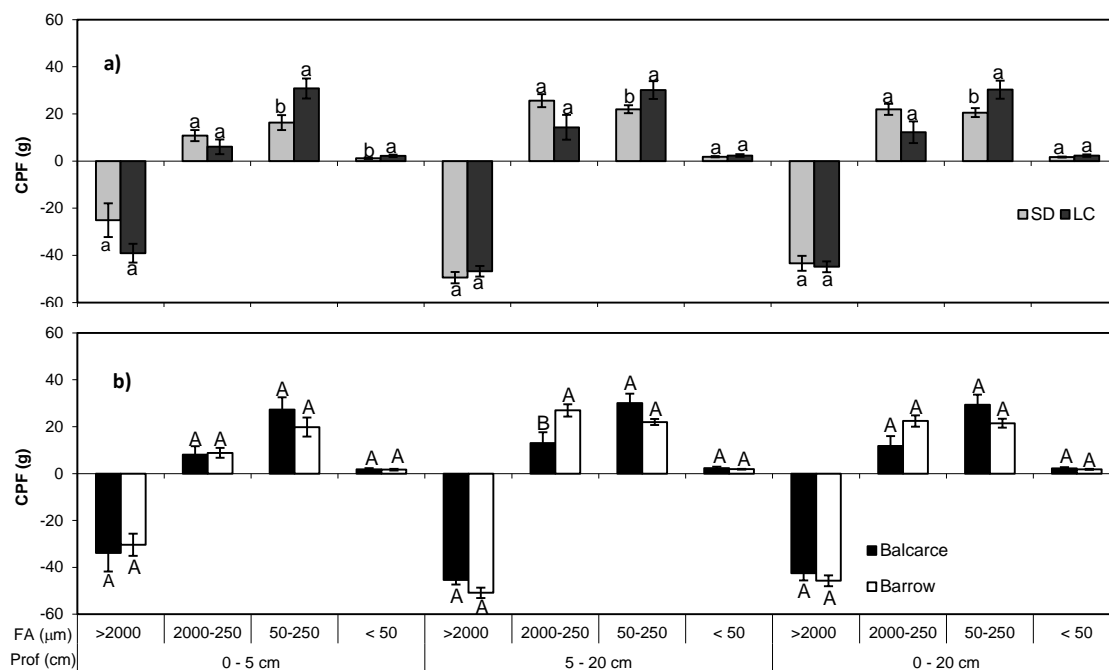


Figura 2. Promedio del cambio de peso (CPF) de las fracciones de agregados (FA) entre los dos métodos de humedecimiento a tres profundidades (Prof.) para los sistemas de labranza siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) (a) y para los sitios Balcarce y Barrow (b). Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media. Letras iguales dentro de cada FA y para cada profundidad indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$).

La ausencia de diferencia entre SD y LC en los cambios de la masa de los macroagregados chicos muestra la mayor estabilidad de esta fracción de agregados independientemente del sistema de labranza. Asimismo, el cambio significativamente mayor ($p < 0,05$) bajo LC respecto a SD en la masa de microagregados (Figura 2a), indica que bajo el laboreo agresivo hubo una mayor ruptura de macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$). Esto resultó en que, luego del MV (Figura 1b), la masa de microagregados constituyó alrededor del 50% de la masa del suelo bajo LC y sólo el 30% bajo SD.

La muy baja proporción de la fracción $< 50 \mu\text{m}$ y su leve cambio de peso entre métodos de humedecimiento para ambos sitios y para las tres profundidades (Figura 2), indica que los microagregados fueron más estables que los macroagregados (Tisdall; Oades, 1982; Elliott, 1986; Cambardella; Elliott, 1993; Deneff *et al.*, 2004; Six *et al.*, 1999; Steffens *et al.*, 2010). La fracción del tamaño $< 50 \mu\text{m}$ fue muy pequeña luego de MV (Figura 1b), pero con diferencias significativas entre los sistemas de labranza en todas las profundidades analizadas. El gran cambio en la distribución relativa del tamaño de agregados (mayor o menor que $250 \mu\text{m}$) y la pequeña cantidad de material menor que $50 \mu\text{m}$ en el suelo sometido al tratamiento MV sostiene el

modelo de formación de estructura de suelo de Tisdall y Oades (1982) en el cual los macroagregados están compuestos de un ensamble de microagregados.

Según Tisdall y Oades (1982) las labranzas generalmente reducen la estabilidad de los agregados, especialmente la de los macroagregados, mientras que la estabilidad de los microagregados permanece inalterada. Cuando los macroagregados se desagregan por efecto de las labranzas, la proporción de microagregados se incrementa, dado que éstos no son destruidos. Los microagregados tienen menores concentraciones de C que los macroagregados, pero el C orgánico dentro de éstos es menos estable que aquél dentro de los microagregados (Elliott, 1986). Buyanovsky *et al.* (1994) estimaron que el tiempo de residencia del C es de 0,8 a 4 años en los macroagregados de 2000 μm y de 7 años en los microagregados. Numerosos trabajos afirman que las labranzas conservacionistas aparentan ser efectivas en mantener o incrementar la estabilidad de los agregados y reducir las pérdidas por descomposición del COP recientemente incorporado, admitiendo su acumulación y estabilización (Cambardella; Elliott, 1993; Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*, 1998, 1999, 2000a; Gale *et al.*, 2000; Fabrizzi *et al.*, 2003; Yoo; Wander, 2008).

En la Figura 3 se muestra el cambio de peso de las fracciones de agregados calculado a partir de la diferencia de los pesos obtenidos en cada método de humedecimiento (MV - MC) para el Parque de cada sitio, a las tres profundidades evaluadas. Se observa claramente una mayor estabilidad de los agregados que en los respectivos sistemas bajo agricultura (Figura 2b).

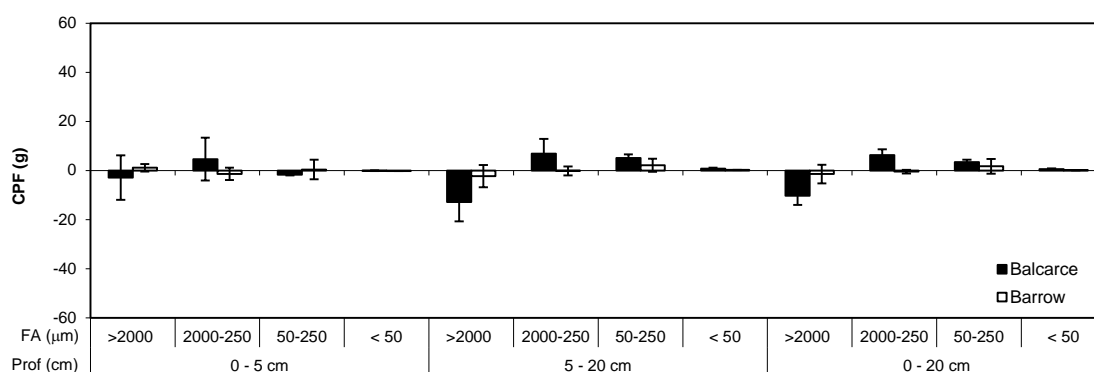


Figura 3. Promedio del cambio de peso (CPF) de las fracciones de agregados (FA) entre los dos métodos de humedecimiento a tres profundidades (Prof.) del Parque de los sitios Balcarce y Barrow. Las líneas verticales en cada columna indican el error estándar estimado de la media.

Por otra parte, en la Tabla 1 se presentan los resultados del análisis de la proporción relativa de agregados estables al agua con respecto al Parque, luego del

MV, para los dos sistemas de labranza y los dos sitios. Se puede observar que para los macroagregados (suma de las categorías $>2000 \mu\text{m}$ y $2000-250 \mu\text{m}$ ($> 250 \mu\text{m}$)), no hubo interacción ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza y sitios. La cantidad de macroagregados estables en la capa superficial del suelo luego del MV bajo SD, representó el 82% de los macroagregados del Parque, mientras que bajo LC se mantuvieron estables sólo aproximadamente el 50% de los mismos. Este patrón fue similar en las otras profundidades analizadas, aunque con una diferencia entre sistemas de labranza de menor magnitud. Bajo LC, los cambios en los macroagregados con respecto al Parque, estuvieron asociados a grandes pérdidas de macroagregados grandes y menores ganancias en los macroagregados chicos, lo que se traduce en un incremento de microagregados (Tabla 1).

La variación de la proporción relativa de los macroagregados estables al agua luego del MV con respecto al Parque fue mayor en Balcarce que en Barrow, siendo estas diferencias sólo significativas a 5 – 20 y 0 – 20 cm de profundidad (Tabla 1). Asimismo, los cambios en los microagregados, como consecuencia de los cambios en los macroagregados, fueron mayores en Balcarce que en Barrow en cada sistema de labranza y para las tres profundidades analizadas (Tabla 1). Esto está indicando que en Barrow los macroagregados fueron más estables que en Balcarce, a pesar de tener una textura algo más gruesa (menor proporción de limo más arcilla). Esto estaría marcando un efecto diferencial que podría estar asociado a la mayor proporción de arcillas dentro de la fracción mineral fina, y a su rol en la protección de algunas fracciones orgánicas que intervienen en la estabilización de los agregados (Hassink, 1997).

Tal como ya fue mencionado, los menores cambios en la estabilidad de los macroagregados con respecto al Parque bajo SD, podrían estar asociados a los mayores contenidos de COP, bajo esta labranza con respecto a LC, especialmente en la capa superficial (Gale; Cambardella, 2000; Six *et al.*, 1998, 2000a).

El CDMP permite cuantificar el grado de estabilidad de los agregados al agua como consecuencia del sistema de labranza o el manejo. A mayor CDMP menor es la estabilidad de los agregados. En la Figura 4 se muestra el CDMP de los agregados para ambos sistemas de labranza, en ambos sitios, y a las tres profundidades analizadas. No se detectó interacción ($p > 0,05$) entre sitios y sistemas de labranza sobre el CDMP.

Tabla 1. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el porcentaje de agregados estables al agua relativo al Parque, luego del mojado violento, según sistema de labranza (SD y LC) y sitio (Balcarce y Barrow). Se evaluó la fracción de macroagregados grandes ($> 2000 \mu\text{m}$), macroagregados chicos ($2000 - 250 \mu\text{m}$), macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) y microagregados ($250 - 50 \mu\text{m}$) a tres profundidades. Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados y profundidad.

Porcentaje de agregados estables relativos al Parque				
Fracción de Agregados (μm)				
	>2000	2000-250	> 250	250-50
0 - 5 cm				
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA			
Labranza	0,002	0,753	< 0,001	0,002
Sitio	0,494	0,587	0,188	0,006
Labranza x Sitio	0,624	0,936	0,989	0,012
Comparaciones de Medias				
Promedio SD	56,93a	121,85a	81,54a	-
Promedio LC	8,16b	117,92a	49,95b	-
Promedio Balcarce	29,71A	115,39A	59,02A	-
Promedio Barrow	35,37A	124,38A	72,47A	-
SD-Balcarce	-	-	-	391,70bA
SD-Barrow	-	-	-	129,08aB
LC-Balcarce	-	-	-	741,86aA
LC-Barrow	-	-	-	219,32aB
5 - 20 cm				
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA			
Labranza	0,012	0,089	0,005	0,006
Sitio	0,602	0,009	0,036	0,003
Labranza x Sitio	0,789	0,295	0,158	0,022
Comparaciones de Medias				
Promedio SD	25,51a	167,87a	77,89a	-
Promedio LC	12,09b	146,03a	61,56b	-
Promedio Balcarce	20,17A	137,70B	61,46B	-
Promedio Barrow	17,43A	176,19A	77,99A	-
SD-Balcarce	-	-	-	408,07bA
SD-Barrow	-	-	-	159,48aB
LC-Balcarce	-	-	-	636,26aA
LC-Barrow	-	-	-	204,29aB
0 - 20 cm				
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA			
Labranza	0,003	0,199	0,002	0,004
Sitio	0,804	0,061	0,049	0,004
Labranza x Sitio	0,930	0,436	0,236	0,018
Comparaciones de Medias				
Promedio SD	32,96a	156,30a	78,77a	-
Promedio LC	11,11b	138,91a	58,75b	-
Promedio Balcarce	22,60A	132,20A	60,85B	-
Promedio Barrow	21,51A	163,01A	76,68A	-
SD-Balcarce	-	-	-	404,12bA
SD-Barrow	-	-	-	150,45aB
LC-Balcarce	-	-	-	661,73aA
LC-Barrow	-	-	-	208,75aB

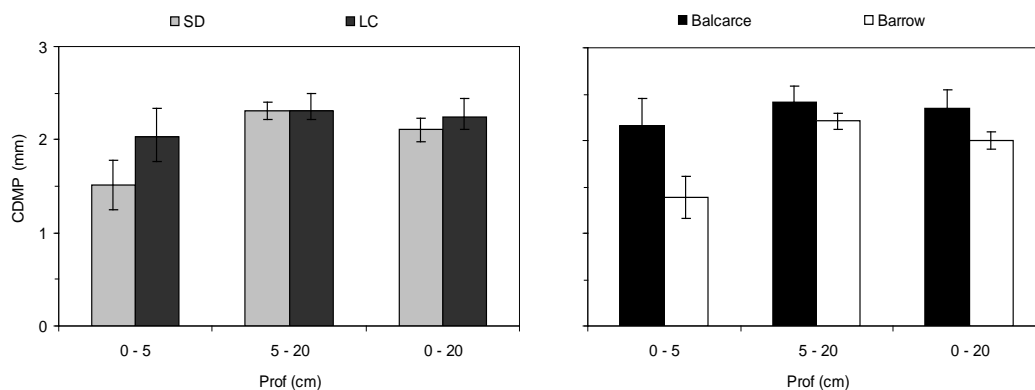


Figura 4. Cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) de agregados debido al tamizado de los mismos con dos métodos de humedecimiento (por capilaridad y violento) para: a) dos sistemas de labranza (SD: siembra directa y LC: labranza convencional,) b) dos sitios (Balcarce y Barrow) a tres profundidades (Prof) (0 - 5, 5 - 20 y 0 - 20 cm). Las líneas verticales en cada columna indican error estándar estimado de la media.

No hubo diferencias significativas en el CDMP entre los sistemas de labranza, así como tampoco entre sitios ($p > 0,05$) para las tres profundidades evaluadas (Figura 4), sin embargo se nota la tendencia de un menor CDMP bajo SD y en Barrow. No obstante, hay que tener en cuenta que estos fenómenos de agregación y estabilización se relacionan también con la textura, pudiendo ser la combinación de ambos factores, textura y contenido de COP (Six *et al.*, 2000b), lo que determinó que no se encontraran diferencias entre los niveles de los factores. En términos generales, puede decirse que las variaciones de estabilidad estructural, o de la cantidad de agregados estables en un suelo, están relacionadas con el nivel de C orgánico (Taboada, 2008; Bronick; Lal, 2005). Al determinar el CDMP se esperaba encontrar diferencias significativas entre los sistemas de labranza, al menos en la capa superficial, dado que los suelos bajo labranza conservacionista, como la SD, manejados con rotaciones que incluyen cultivos como el trigo o el maíz, al mantener el suelo cubierto por residuos permiten lograr aumentos de los contenidos de COP (Taboada, 2008) que favorecen la formación y estabilización de micro- y macroagregados (Six *et al.*, 2000a).

En contraste, las labranzas agresivas exponen a los microorganismos el COP que se encuentra protegido en el interior de los macroagregados y, al mismo tiempo, alteran el contenido de agua, la temperatura y la aireación del suelo (Caravaca *et al.*, 2004). Bajo estas condiciones se incrementa la tasa de descomposición del COP expuesto (Tisdall; Oades, 1982; Franzluebbers; Arshad, 1997; Six *et al.*, 1998, 2000a) y se acelera la disminución de una importante reserva de C orgánico del suelo (Shi *et*

al., 2007; Six *et al.*, 1998, 1999, 2004; Bouajila; Gallali, 2010) que, entre sus roles, incluye favorecer la formación y estabilización de su estructura.

Por otro lado, el CDMP del Parque (situación de referencia) varió entre 0,10 y 0,64 mm para ambos sitios y las tres profundidades analizadas y, por lo tanto, fue mucho menor que el obtenido en los suelos bajo agricultura. Esto indica claramente que cuando los suelos son cultivados, pierden la estabilidad estructural que poseían en su situación prístina (Cambardella; Elliott, 1993; Bouajila; Gallali, 2010). Los suelos bajo situaciones pseudo-prístinas (pasturas de varios años o parques de estancia, etc.), poseen diferentes niveles de C orgánico, el cual es siempre significativamente más elevado que en las condiciones de manejo agrícola (Weil; Magdoff, 2004). Esta relación justifica los generalmente elevados niveles de estabilidad estructural que poseen los suelos bajo las situaciones pseudo-prístinas.

Por lo tanto, el patrón de distribución de los agregados puso en evidencia que cuanto mayor fue el disturbio originado al suelo (MV) mayor fue la pérdida de estabilidad de los macroagregados grandes, y eso se tradujo en mayores aumentos de las fracciones de agregados más chicos. Asimismo, se comprobó que bajo manejos con labranzas agresivas la pérdida de estabilidad de estos fue mayor, especialmente en la capa superficial del suelo. Por otra parte, se evidenció una mayor estabilidad en Barrow que en Balcarce. Estos fenómenos sugieren, por un lado, que los cambios de estabilidad estarían asociados al efecto de las labranzas sobre la cantidad y calidad del material orgánico ocluido dentro de los agregados y al tiempo de *turnover* de los mismos. Por otra parte, sugieren un efecto diferencial del sitio, asociado a la textura y su rol protector sobre algunas fracciones orgánicas que intervienen en la estabilidad de los agregados.

3.2. Carbono orgánico

3.2.1. En la masa total del suelo

Las diferencias en la distribución del COT entre suelos con labranzas (LC), y aquéllos que no se laborean (SD) han sido ampliamente estudiadas (Franzluebbers, 2002; Puget; Lal, 2005). Numerosos trabajos han puesto de manifiesto que la reducción de las labranzas resulta en una mayor agregación y retención de COT que bajo labranzas más agresivas (Carter, 1992; Paustian *et al.*, 1997; Six *et al.*, 2000a). Cuando el suelo no es disturbado (SD) hay una acumulación de C orgánico en

superficie (Paustian *et al.*, 1997). El nivel de estratificación de COT bajo este sistema es afectado por el tipo de suelo, las condiciones climáticas (humedad y temperatura), la cantidad, calidad y distribución de los rastrojos en superficie, el ambiente edáfico (mayor contenido hídrico, menor temperatura y aireación) y la actividad biológica superficial (Carter, 1992; Doran *et al.*, 1998; Franzluebbers, 2002), los cuales se combinan regulando la biodegradación del C (Puget, Lal; 2005).

Tabla 2. Contenidos de carbono orgánico total (COT) de la masa total de suelo bajo los sistemas de labranza (siembra directa (SD) y labranza convencional (LC)) para las profundidades de 0 - 5, 5 - 20 y 0 - 20 cm y los sitios Balcarce y Barrow. Para cada profundidad, letras minúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre sistemas de labranza para cada sitio o para el promedio de sitios, según corresponda, y letras mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre sitios para cada labranza o para el promedio de las labranzas según corresponda. El tratamiento Parque no fue incluido en el análisis estadístico.

Profundidad cm	Sistemas de Labranza	COT		
		Sitios		
		Balcarce	Barrow	Promedio
		----- g C 100 g de suelo ⁻¹ -----		
0-5	SD	3,52	2,80	3,16 a
	LC	2,97	2,30	2,63 b
	Promedio	3,24 A	2,55 B	-
	Parque	5,76	3,49	-
5-20	SD	2,70 aA	2,19 aA	-
	LC	2,94 aA	1,88 bB	-
	Parque	4,14	2,20	-
0-20	SD	2,90 aA	2,34 aA	-
	LC	2,94 aA	1,99 bB	-
	Parque	4,55	2,52	-

La menor tasa de oxidación del C y la tasa de mineralización más lenta de las fracciones más estables del COT (Álvarez *et al.*, 1995), remarcan la importancia de la protección física de estas fracciones dentro de los agregados bajo manejos conservacionistas (Balesdent *et al.*, 2000). Por el contrario, la LC, incorpora los residuos al suelo, pero simultáneamente rompe los agregados por acción mecánica y expone las fracciones de C orgánico que se encuentran protegidas en los agregados a la acción de los microorganismos del suelo (Six *et al.*, 2002; Puget; Lal, 2005). Asimismo, bajo LC cambian las condiciones del ambiente del suelo (temperatura,

humedad y aireación) e incrementa el contacto de los residuos orgánicos con el suelo acelerando los procesos de descomposición de los mismos (Balesdent *et al.*, 2000) y, de esta manera, se reduce la proporción de macroagregados estables (Puget *et al.*, 1995; Six *et al.*, 1999; Carter, 2002) como se observó en la Figura 1.

En este trabajo, bajo SD, los niveles de COT a la profundidad de 0 – 5 cm fueron aproximadamente 22 y 23% mayores que los determinados a 5 – 20 cm en los dos sitios (Tabla 2). Esto pone en evidencia la estratificación del COT que produce este sistema, y muestra una tendencia similar a la informada por otros autores en suelos bajo SD similares a los analizados en este trabajo, tanto para Balcarce (Fabrizzzi *et al.*, 2003; Eiza *et al.*, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009) como para Barrow (Manso, 2010), con distintas historias de uso. En estos trabajos la concentración de COT a la profundidad de 0 – 5 cm bajo SD fue entre el 13% y el 25% mayor que la determinada a 5 – 20 cm. Por otro lado, coincidiendo con estos autores (Fabrizzzi *et al.*, 2003; Eiza *et al.*, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009), en Balcarce el contenido de COT bajo LC en la capa subsuperficial fue muy similar al determinado en la capa superficial (Tabla 2). Sin embargo, en Barrow, el nivel de COT a 0 – 5 cm bajo LC fue un 22% mayor que en la capa sub-superficial (Tabla 2). Manso (2010) informó una diferencia de 15% entre la capa superficial y sub-superficial para el mismo suelo y con una historia de uso similar. La mayor diferencia en COT entre estas capas bajo LC en Barrow respecto a Balcarce puede estar asociada a que en el primer sitio, el laboreo fue realizado con rastras de discos lo que posiblemente haya producido una incorporación de los residuos a menor profundidad y/o una distribución menos uniforme en la masa del suelo (Griffith *et al.*, 1986).

Independientemente del sitio, la concentración de COT en la capa superficial bajo SD fue significativamente superior ($p < 0,05$) al valor determinado para LC, excediéndolo en un 17% (Tabla 2). Estos resultados coinciden con los informados por otros autores para los primeros 5,0 a 7,5 cm del perfil del suelo bajo SD y LC, tanto a nivel internacional (Carter, 1992; Beare *et al.*, 1994; Doran *et al.*, 1998; Six *et al.*, 1999; Balesdent *et al.*, 2000; Puget; Lal, 2005) como en suelos similares a los analizados de Balcarce (Fabrizzzi *et al.*, 2003; Eiza *et al.*, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009) y Barrow (Manso, 2010) con distintas historias de uso. En los trabajos realizados a nivel local, la concentración de COT bajo SD estuvo aproximadamente entre el 9% y el 12% por encima del valor determinado para LC.

Por otra parte, en la Tabla 2 puede observarse que a 0 – 5 cm, el nivel de COT fue estadísticamente diferente entre los sitios ($p < 0,05$), siendo mayor en Balcarce.

Analizando las profundidades de 5 - 20 cm y 0 - 20 cm, se observó que en Balcarce no hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) en COT entre sistemas de labranza (Tabla 2). Esto coincide con otros autores que han informado que, si bien la SD produce una acumulación de COT en los primeros centímetros del perfil, al comparar los contenidos de las capas sub-superficiales o arable en general, no hay diferencias con LC (Eiza *et al.*, 2005; Puget; Lal, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008). En Barrow, aunque las diferencias en COT entre sistemas de labranza en la capa subsuperficial fueron estadísticamente significativas ($p = 0,045$), los contenidos de COT fueron similares entre los sistemas de labranza (Tabla 2) y difieren muy poco de los reportados por Manso (2010).

Asimismo, si bien las diferencias en los contenidos de COT entre sitios en la capa sub-superficial y arable bajo SD no fueron significativas ($p = 0,07$ y $p = 0,05$, respectivamente), los contenidos de COT tendieron a ser superiores en Balcarce (Tabla 2). Estas diferencias podrían estar relacionadas con las diferencias texturales entre sitios, dado que el 58,5% de la fracción mineral de los suelos de Balcarce está constituida por limos más arcillas, mientras que en Barrow, la fracción mineral fina representa el 52,8%.

Quiroga *et al.* (1996, 2002) observaron en la Región Semiárida Pampeana, en la Pampa Arenosa y en parte de la Pampa Ondulada, que los suelos de textura fina tenían generalmente más COT que los de textura gruesa. Hassink (1997) reportó que esas diferencias asociadas con la textura ocurrían incluso cuando se incorporaban cantidades similares de material orgánico. Sin embargo, Steinbach y Álvarez (2006) mostraron que las relaciones entre textura y contenido de COT no son tan claras entre suelos con un rango limitado de clases texturales finas. Las partículas más finas del suelo (i.e. limos más arcillas) sostienen una gran actividad biológica, lo que provee mayor cantidad de metabolitos y residuos microbianos (Golchin *et al.*, 1994b, Christensen, 2001), que luego son estabilizados y adsorbidos a las arcillas. Esto es debido, principalmente, a fuerzas electrostáticas y de adsorción, y a reacciones químicas con las superficies de aquéllas (Elliott, 1986; Beare *et al.* 1994; Christensen, 2001). Las partículas finas del suelo favorecen entonces la formación de complejos órgano-minerales y de poros más pequeños (Young; Ritz, 2000; Oorts *et al.*, 2007), los cuales protegen a los compuestos orgánicos de la degradación microbiana (Golchin *et al.*, 1994a; Balesdent *et al.*, 2000). Esto favorece la acumulación de COT y reduce su sensibilidad a los cambios producidos por el manejo (Golchin *et al.*, 1995; Christensen, 2001).

Por otro lado, las texturas más finas se asocian a una más alta productividad vegetal (Steinbach; Álvarez, 2006). Esto posiblemente haya contribuido también a que en Balcarce hubiera mayores contenidos iniciales de COT (3,56 g COT 100 g⁻¹ de suelo) con relación a Barrow (2,26 g COT 100 g⁻¹ de suelo). Asimismo, Domínguez *et al.* (2009) y Manso (2010) informaron promedios de aportes anuales de C como residuos de los cultivos para situaciones similares a las estudiadas en este trabajo de 6,0 y 2,9 Mg ha⁻¹ año⁻¹ para Balcarce y Barrow, respectivamente. La textura ligeramente más gruesa y el menor aporte de C a través de los residuos de los cultivos en Barrow, explicarían los menores contenidos de COT observados (Tabla 2).

Tanto en Balcarce como en Barrow, el Parque ha sido considerado como representativo de condiciones no alteradas. Si bien la vegetación en el Parque no es la misma que tenían los pastizales originalmente, se ha asumido que, en ambos sitios, su contenido de COT se asemeja a los contenidos originales. Coincidiendo con lo observado en casi todos los suelos del mundo y lo reportado también para la Región Pampeana (Andriulo; Cordone, 1998; Sainz Rozas *et al.*, 2011), los contenidos de COT de los suelos cultivados fueron menores que en los suelos prístinos o pseudo-prístinos (Tabla 2).

La concentración de COT en la capa superficial del suelo de Balcarce bajo LC representó el 52% y bajo SD el 61% del COT del Parque, mientras que en Barrow fueron el 66% y el 80%, respectivamente (Tabla 2). Estas diferencias en COT entre los suelos cultivados y el Parque se deberían principalmente a diferencias en los retornos de material orgánico y al disturbio ocasionado por el sistema de labranza que, según cual sea su agresividad, causa en mayor o menor medida la liberación de C que queda expuesto a los microorganismos descomponedores. Hassink (1997) comparando suelos que se encontraban bajo pasturas o no cultivados, con suelos cultivados o arables, determinó que en más del 90% de los suelos, el decrecimiento relativo en la cantidad de C estaba más asociado a la fracción > 20 μm y, en menor medida, a la fracción < 20 μm y que los contenidos de C en la fracción de las arcillas eran similares entre los suelos cultivados y no cultivados, aunque éstos eran diferentes en sus contenidos de COT. Esto sugiere que los limos y las arcillas protegen al C de la degradación microbiana (Oades, 1984). Por ello, en los suelos bajo producción agrícola, la mayor parte del C se encuentra en la fracción de los limos más arcillas, mientras que en los suelos prístinos o pseudo-prístinos, hay una mayor contribución al COT de fracciones más gruesas. Según Hassink (1997), aparentemente, para la mayoría de los suelos arables, la entrada de C al suelo sería lo suficientemente alta

como para saturar las arcillas, no obstante en los suelos no cultivados o bajo manejo de pasturas, sería mayor. Entonces, este C extra que reciben los suelos no cultivados, al estar las arcillas saturadas, se acumula en fracciones de partículas de tamaño mayor que 20 μm (Hassink *et al.*, 1997) o 50 μm (Carter *et al.*, 2003). La cantidad de C acumulado en estas fracciones, en las condiciones mencionadas (arcillas saturadas), depende de la cantidad de residuos que ingresan al suelo y no de las características de éste.

Los niveles de COT de los suelos prístinos o pseudo-prístinos reflejan el balance de C entre las entradas y las salidas bajo condiciones naturales (p.e. productividad, regímenes de humedad y temperatura), pero no necesariamente representan un límite superior en los *stocks* de C (Six *et al.*, 2002). Según Six *et al.* (2002), existen niveles de saturación de C basados en procesos físico-químicos que estabilizan o protegen los compuestos orgánicos en el suelo. En estos mecanismos de protección están involucradas propiedades físicas del suelo tales como el contenido de limos más arcillas (Hassink, 1997; Carter *et al.*, 2003) y el nivel de microagregación (Six *et al.*, 2002). Sin embargo, la protección que ejercen tales propiedades del suelo depende de la proporción de su componente más activo (i.e. arcillas) en la fracción mineral y está limitada por características tales como su superficie específica, lo cual determina el nivel de saturación (Hassink, 1997; Carter *et al.*, 2003; Stewart *et al.*, 2009; Steffens *et al.*, 2010).

Para las profundidades de 5 - 20 y 0 - 20 cm, el contenido de COT en el Parque fue superior al reportado para ambas labranzas, excepto en Barrow bajo SD donde el contenido de COT fue similar al del Parque (Tabla 2). Esta escasa diferencia puede ser debida a que el suelo de Barrow tiene una mayor proporción de arcillas que de limos en su fracción más fina, de modo que las fracciones de C son protegidas de la degradación bajo la condición de laboreo. A su vez, el reducido disturbio bajo SD habría permitido una mayor protección y estabilización del C, haciendo que los niveles de COT estuvieran muy próximos a los presentes en el suelo pseudo-prístino.

En la Figura 5 se pueden apreciar las fracciones de C que componen el COT. Con respecto a la fracción COA, puede observarse que, en general, representó entre el 82% y el 93% del COT. En esta fracción, no se detectó interacción labranza por sitio a ninguna de las profundidades en estudio ($p > 0,05$) pero sí el efecto principal significativo ($p < 0,05$) de sistema de labranza y de sitio. Los suelos bajo SD y LC (Figura 5a) mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en COA sólo a 0 - 5 cm de profundidad, siendo el contenido de COA bajo SD, en promedio, 15% superior al

determinado bajo LC. Estos resultados coinciden con los informados por otros autores para otros suelos (Oorts *et al.*, 2007) y suelos similares a los de Balcarce (Fabrizzi *et al.*, 2003; Diovisalvi *et al.*, 2008). Sin embargo, para suelos similares a los de Barrow, Manso (2010) no detectó efectos significativos del sistema de labranza ($p > 0,05$) para esta fracción.

Por otra parte, las diferencias en COA entre los sitios (Figura 5b) fueron significativas ($p < 0,05$) en las tres profundidades, siendo el COA determinado para Balcarce 18%, 24% y 23% mayor que el determinado para Barrow a 0 - 5, 5 - 20 y 0 - 20 cm de profundidad, respectivamente. Esto probablemente esté relacionado con las diferencias texturales de estos suelos, teniendo en cuenta la relación entre la estabilización del C en el suelo y los contenidos de arcillas o limos más arcillas (Hassink, 1997; Carter *et al.*, 2003). Hassink (1997) y Six *et al.* (2002), informaron una

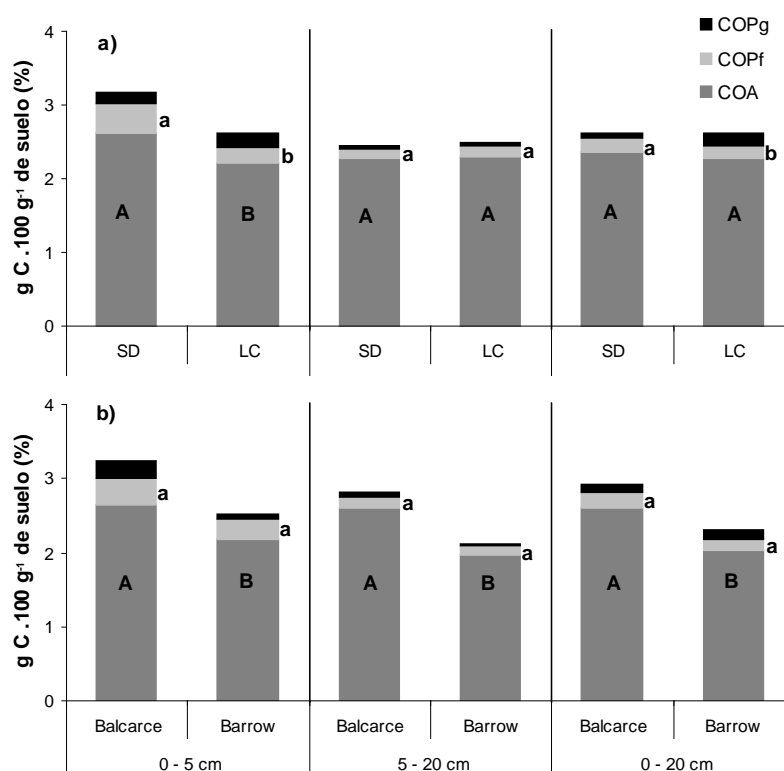


Figura 5. Medias del porcentaje de carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COA), particulado fino (COPf) y particulado grueso (COPg = COT - (COPf + COA)) para los sistemas de labranza SD: siembra directa y LC: labranza convencional (a) y para Balcarce y Barrow (b) a tres profundidades. Dentro de cada profundidad letras minúsculas y mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) en COPf y en COA entre los sistemas de labranza (a) o entre sitios (b), respectivamente.

estrecha relación entre el contenido de COA y la textura del suelo. El suelo de Balcarce se caracteriza por ser de textura algo más fina que el de Barrow. El C asociado con los complejos órgano-minerales en los que intervienen los limos y las arcillas, está física y químicamente protegido y la cantidad de C protegido se incrementa al incrementarse la proporción de dicha fracción mineral en el suelo (Hassink, 1997; Puget *et al.*, 1999; Franzluebbbers; Arshad; 1997).

Con respecto a la fracción COPf, las diferencias fueron altamente significativas entre los sistemas de labranza a 0 – 5 cm ($p < 0,01$) y a 0 – 20 cm ($p = 0,015$) de profundidad (Figura 5a). El contenido de COPf bajo SD a 0 – 5 cm fue 47% superior al determinado bajo LC. Sin embargo, no hubo diferencias en COPf ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza a los 5 - 20 cm de profundidad, como así tampoco las hubo en COPg a ninguna de las profundidades (Figura 5a). Fabrizzi *et al.* (1993) informaron para suelos similares a los de Balcarce con una historia de uso prolongado bajo agricultura continua, mayores contenidos de COPg (2000 – 212 μm) y COPf (212 – 53 μm) bajo SD que bajo LC a 0 - 7,5 cm de profundidad. Pikul *et al.* (2007) reportaron, para diferentes suelos y bajo manejos contrastantes, mayores concentraciones de COPf (entre 19% y 37%) bajo SD que bajo LC a 0 – 5 cm de profundidad. Asimismo, estos autores no detectaron diferencias significativas de COPg entre los sistemas de labranza a esa profundidad.

Por otra parte, no hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) en los contenidos de COPf y COPg entre los sitios, a ninguna de las profundidades (Figura 5b). Esta falta de diferencias significativas entre los sitios pudo haberse debido, al igual que lo informado por Franzluebbbers y Arshad (1997) para suelos de climas semiáridos fríos, a que la mineralización específica del COP no estaría afectada significativamente por la textura a la profundidad de 0 – 5 cm, aunque podría estarlo a mayores profundidades donde hay una menor influencia de los residuos superficiales.

La acumulación de residuos de cosecha y raíces de plantas en la capa superficial del suelo, aumenta la actividad de los microorganismos ya que tienen grandes cantidades de C que son fácilmente asimilados por la biota del suelo. El crecimiento de estos microorganismos genera mucílagos y polisacáridos extracelulares, que resultan en agentes cementantes que favorecen la unión de los residuos con las partículas del suelo (Puget *et al.*, 1995; Jastrow, 1996; Six *et al.*, 1998). Durante este proceso, el COPg es descompuesto y fragmentado en COPf. Cuando los agregados del suelo son disturbados, como ocurre bajo LC, hay una menor formación de COPf, debido a que el COP que no es incorporado a las arcillas o protegido en microagregados dentro de

macroagregados (Cambardella; Elliott, 1993; Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*, 1998, 1999, 2000a; Gale *et al.*, 2000; Bouajila; Gallali, 2010), es rápidamente descompuesto o liberado de los macroagregados. Por lo tanto, el COPf es la fracción del COT que podría perderse más rápidamente bajo LC pero que sería secuestrada dentro de los agregados bajo SD (Elliott, 1986; Six *et al.*, 1998). Esto resulta en una mayor acumulación de COPf en los primeros 0 – 5 cm del suelo bajo SD, debido al mayor *turnover* de los agregados bajo LC (Six *et al.*, 1999). Franzluebbers y Arshad (1997) comprobaron que la mineralización del COP en la capa superficial fue, en promedio, 42% mayor bajo SD que bajo LC. Además, en general, no detectaron diferencias en la mineralización del COP entre los sistemas de labranza por debajo de la capa superficial, excepto en suelos franco arcillosos.

Eiza *et al.* (2005) estudiando sistemas de manejo del SE bonaerense, determinaron diferencias significativas de COP entre SD y LC en la capa de 0 – 5 cm, siendo los contenidos de COP mayores bajo SD. Numerosos autores han puesto de manifiesto la elevada y temprana sensibilidad del contenido de COP, fundamentalmente en los primeros 0 – 5 cm, como para ser un potencial indicador de la situación del suelo como consecuencia de la utilización de diferentes prácticas de manejo (Janzen *et al.*, 1998; Álvarez; Álvarez, 2000; Fabrizzi *et al.*, 2003; Carter 2002; Puget; Lal, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008; Domínguez *et al.*, 2009). Sin embargo, en este trabajo, no hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) en los contenidos de COP (datos no mostrados) entre los sistemas de labranza, como así tampoco entre los sitios. Si bien las diferencias fueron no significativas, los contenidos de COP bajo SD fueron 31% y 45 % mayores que bajo LC en Balcarce y Barrow, respectivamente, a 0 – 5 cm de profundidad.

Teniendo en cuenta que, para los 0 – 5 cm de profundidad, el contenido de COT fue significativamente diferente ($p < 0,05$) entre los sistemas de labranza, que no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en los contenidos de COPg entre SD y LC, que las diferencias en COA, si bien significativas ($p = 0,008$), fueron sólo del 15 % y que los contenidos de COPf fueron en promedio un 47% mayores bajo SD que bajo LC (diferencias altamente significativas, $p = 0,0005$), se confirma que para ambos sitios la fracción de COT más sensible a los sistemas de labranza fue la fracción de COPf a esta profundidad.

3.2.2. En las fracciones de agregados por tamaño

En la Tabla 3 se presenta la concentración absoluta de COT en cada una de las fracciones de agregados obtenidas a partir de los dos métodos de humedecimiento, para los sistemas de labranza SD y LC, en Balcarce y Barrow, a las tres profundidades evaluadas.

En la capa superficial del suelo las concentraciones absolutas de COT en las distintas fracciones, luego de la aplicación de cualquiera de las formas de humedecimiento, fueron en general estadísticamente diferentes ($p < 0,05$) entre los sistemas de labranza. La concentración de COT en los macroagregados grandes ($> 2000 \mu\text{m}$) luego del MC y en los macroagregados chicos ($2000 - 250 \mu\text{m}$) luego del MV y el MC fue significativamente mayor ($p < 0,05$) bajo SD que LC. Por otra parte, para los microagregados ($250 - 50 \mu\text{m}$) la interacción indicó que esta variable en SD fue superior ($p < 0,05$) que en LC, en ambos sitios luego del MC y solo en Balcarce luego del MV (Tabla 3).

En la capa de 5 – 20 cm, independientemente del método de humedecimiento y del sitio, en general no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en COT en las diferentes fracciones de agregados entre los sistemas de labranza. Sólo en la fracción de agregados menores que $50 \mu\text{m}$ luego del MC y en la fracción de los macroagregados grandes luego del MV en Balcarce, los contenidos de COT bajo LC fueron significativamente mayores ($p < 0,05$) que bajo SD (Tabla 3). No obstante, la tendencia general fue de mayores contenidos de COT bajo LC que SD.

En la capa arable (0 – 20 cm), no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en los contenidos de COT entre los sistemas de labranza; excepto en la fracción de macroagregados grandes de Barrow, luego del MC, donde fue superior bajo SD que bajo LC (Tabla 3).

En lo que respecta a los sitios, los contenidos de COT en las diferentes fracciones de agregados mostraron, en todos los casos, diferencias significativas ($p < 0,05$) a favor de Balcarce en todas las profundidades estudiadas. La única excepción estuvo dada por los macroagregados grandes en MV y los microagregados en MC, bajo LC, en la capa superficial.

La concentración absoluta de COA ($< 50 \mu\text{m}$) en las diferentes categorías de tamaños de agregados a 0 – 5 cm de profundidad no presentó interacción entre los sistemas de labranza y los sitios. Sin embargo, esta interacción fue significativa ($p < 0,05$) a las profundidades de 5 – 20 y 0 – 20 cm en la fracción de los macroagregados chicos y los microagregados luego del MV (Tabla 4). La concentración de COA, luego

del MV, en los macroagregados de la capa superficial del suelo representó, aproximadamente, el 70 % del COT.

En la Tabla 4 se puede observar que, luego de que el suelo superficial fuera sometido al MC, no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en los contenidos de COA entre los sistemas de labranza en los macroagregados ($> 2000 - 250 \mu\text{m}$), pero el contenido de COA fue significativamente mayor ($p < 0,05$) bajo LC que bajo SD, en los microagregados. Sin embargo, luego del MV, en la capa superficial los macroagregados presentaron significativamente mayor ($p < 0,05$) concentración de COA bajo SD que LC (19% y 7% mayor para macroagregados grandes y chicos, respectivamente), mientras que en los microagregados, no hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza. Por otra parte, luego del MV, en general, no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en los contenidos de COA entre los sistemas de labranza en las capas subsuperficial, excepto en los macroagregados chicos y los microagregados en Balcarce. Estas fracciones a diferencia del resto a estas profundidades, presentaron mayor contenido

Tabla 3. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico total (COT) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.

COT (g C . 100 g de FA ¹)								
Métodos de Humedecimiento								
Violento					Por Capilaridad			
Fracción de Agregados (μ m) (FA)								
	>2000	2000-250	250-50	<50	>2000	2000-250	250-50	<50
0 - 5 cm								
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA							
Labranza	0,014	0,001	0,004	0,589	0,001	0,011	0,001	0,170
Sitio	0,012	0,007	0,019	0,007	0,0691	0,018	0,013	0,009
Labranza x Sitio	0,031	0,090	0,046	0,391	0,729	0,753	0,020	0,246
Comparaciones de Medias								
Promedio SD	-	3,20 a	-	3,68 a	3,07 a	3,44 a	-	3,81 a
Promedio LC	-	2,73 b	-	3,60 a	2,60 b	2,87 b	-	3,65 a
Promedio Balcarce	-	3,32 A	-	4,04 A	3,03 A	3,52 A	-	4,14 A
Promedio Barrow	-	2,61 B	-	3,24 B	2,65 A	2,79 B	-	3,32 B
SD-Balcarce	3,83 aA	-	2,53 aA	-	-	-	2,76 aA	-
SD-Barrow	2,90 aB	-	1,88 aB	-	-	-	2,11 aB	-
LC-Balcarce	3,08 bA	-	2,20 bA	-	-	-	2,06 bA	-
LC-Barrow	2,81 aA	-	1,77 aB	-	-	-	1,85 bA	-
5 - 20 cm								
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA							
Labranza	0,005	0,180	0,693	0,193	0,605	0,421	0,583	0,020
Sitio	0,007	0,002	0,005	0,003	0,001	0,010	0,017	0,004
Labranza x Sitio	0,008	0,054	0,589	0,319	0,221	0,161	0,678	0,040
Comparaciones de Medias								
Promedio SD	-	2,51 a	1,92 a	3,36 a	2,45 a	2,74 a	1,84 a	-
Promedio LC	-	2,61 a	1,88 a	3,51 a	2,50 a	2,80 a	1,87 a	-
Promedio Balcarce	-	2,95 A	2,25 A	3,86 A	2,72 A	3,13 A	2,08 A	-
Promedio Barrow	-	2,16 B	1,55 B	3,01 B	2,23B	2,41 B	1,64 B	-
SD-Balcarce	2,82 bA	-	-	-	-	-	-	3,60 bA
SD-Barrow	2,41 aB	-	-	-	-	-	-	3,01 aB
LC-Balcarce	3,25 aA	-	-	-	-	-	-	4,09 aA
LC-Barrow	2,44 aB	-	-	-	-	-	-	3,07 aB
0 - 20 cm								
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA							
Labranza	0,139	0,483	0,316	0,397	0,033	0,277	0,097	0,090
Sitio	0,007	0,003	0,006	0,003	0,029	0,012	0,015	0,005
Labranza x Sitio	0,139	0,061	0,873	0,332	0,022	0,340	0,417	0,061
Comparaciones de Medias								
Promedio SD	2,80 a	2,68 a	1,99 a	3,43 a	-	2,91 a	1,99 a	3,43 a
Promedio LC	2,87 a	2,63 a	1,91 a	3,54 a	-	2,82 a	1,89 a	3,60 a
Promedio Balcarce	3,14 A	3,04 A	2,28 A	3,90 A	-	3,22 A	2,16 A	3,92 A
Promedio Barrow	2,53 B	2,27 B	1,62 B	3,07 B	-	2,50 B	1,72 B	3,11 B
SD-Balcarce	-	-	-	-	2,79aA	-	-	-
SD-Barrow	-	-	-	-	2,42aB	-	-	-
LC-Balcarce	-	-	-	-	2,80aA	-	-	-
LC-Barrow	-	-	-	-	2,26bB	-	-	-

Tabla 4. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico asociado (COA) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.

COA (g C . 100 g de FA⁻¹)						
Métodos de Humedecimiento						
	Violento			Por Capilaridad		
	Fracción de Agregados (µm) (FA)					
	> 2000	2000-250	250-50	> 2000	2000-250	250-50
0 - 5 cm						
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA					
Labranza	0,004	0,008	0,414	0,055	0,281	0,020
Sitio	0,142	0,002	0,038	0,0002	0,001	0,339
Labranza x Sitio	0,888	0,110	0,696	0,215	0,311	0,081
Comparaciones de Medias						
Promedio SD	2,07 a	2,44 a	1,60 a	2,03 a	2,19 a	1,03 b
Promedio LC	1,67 b	2,28 b	1,64 a	1,88 a	2,14 a	1,28 a
Promedio Balcarce	1,96 A	2,73 A	1,82 A	2,18 A	2,52 A	1,20 A
Promedio Barrow	1,79 A	1,99 B	1,43 B	1,73 B	1,81 B	1,11 A
5 - 20 cm						
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA					
Labranza	0,062	0,017	0,361	0,415	0,171	0,006
Sitio	0,069	0,007	0,014	0,008	0,002	0,143
Labranza x Sitio	0,229	0,002	0,013	0,445	0,389	0,205
Comparaciones de Medias						
Promedio SD	1,83 a	-	-	1,89 a	2,04 a	0,81 b
Promedio LC	1,73 a	-	-	1,94 a	2,10 a	1,21 a
Promedio Balcarce	1,91 A	-	-	2,20 A	2,46 A	1,13 A
Promedio Barrow	1,65 A	-	-	1,63 B	1,67 B	0,88 A
SD-Balcarce	-	2,56 bA	1,70 bA	-	-	-
SD-Barrow	-	1,95 aB	1,39 aB	-	-	-
LC-Balcarce	-	2,75 aA	1,86 aA	-	-	-
LC-Barrow	-	1,89 aB	1,29 aB	-	-	-
0 - 20 cm						
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA					
Labranza	0,002	0,638	0,226	0,955	0,224	0,005
Sitio	0,056	0,005	0,016	0,005	0,002	0,143
Labranza x Sitio	0,138	0,001	0,016	0,911	0,160	0,120
Comparaciones de Medias						
Promedio SD	1,89 a	-	-	1,93 a	2,08 a	0,86 b
Promedio LC	1,72 b	-	-	1,92 a	2,11 a	1,22 a
Promedio Balcarce	1,92 A	-	-	2,20 A	2,48 A	1,15 A
Promedio Barrow	1,69 A	-	-	1,66 B	1,70 B	0,94 A
SD-Balcarce	-	2,62 bA	1,72 bA	-	-	-
SD-Barrow	-	1,99 aB	1,39 aB	-	-	-
LC-Balcarce	-	2,73 aA	1,85 aA	-	-	-
LC-Barrow	-	1,89 bB	1,33 aB	-	-	-

de COA ($p < 0,05$) bajo LC que bajo SD. En la capa arable el comportamiento de los macroagregados grandes fue similar al de la capa superficial y el de los macroagregados chicos y microagregados similar al de la capa subsuperficial. Por otro lado, en general, se detectaron diferencias significativas ($p < 0,05$) en los contenidos de COA de las distintas fracciones de agregados entre los sitios, con mayores contenidos en Balcarce.

El contenido de COPf (250 – 50 μ m) determinado en las fracciones de agregados no presentó interacción ($p > 0,05$) entre los sitios y sistemas de labranza a 0 – 5 cm de profundidad, tanto cuando el suelo fue sometido al MC como cuando lo fue al MV, excepto en la fracción de los microagregados (250 – 50 μ m) luego del MC (Tabla 5). Los contenidos de COPf fueron significativamente ($p < 0,05$) afectados por el sistema de labranza, siendo mayores bajo SD que bajo LC, especialmente en la capa superficial.

A la profundidad de 5 – 20 cm, se detectó interacción entre los sistemas de labranza y los sitios para el contenido de COPf en la fracción de los macroagregados grandes con el MV y en la fracción de los macroagregados chicos con el MC, en este último caso, también a la profundidad 0 – 20 cm (Tabla 5). A diferencia de la capa superficial, en la capa subsuperficial y en la capa arable, los contenidos de COPf fueron significativamente superiores ($p < 0,05$) bajo SD sólo en los microagregados, mientras que en los macroagregados grandes luego del MV, lo fueron ($p < 0,05$) bajo LC. En el resto de las fracciones de agregados no hubo diferencias ($p > 0,05$) en COPf entre sistemas de labranza.

Las comparaciones de los contenidos de COPf entre sitios (Tabla 5) no siguieron un patrón uniforme entre profundidades, fracciones de agregados y métodos de humedecimiento. Luego del MC, las diferencias en concentración de COPf entre sitios en los macroagregados fueron, en general, no significativas ($p > 0,05$). Por otro lado, luego del MV, los contenidos de COPf fueron, en general, mayores en Balcarce que en Barrow, para los macroagregados grandes y los microagregados. En los macroagregados chicos o bien no hubo diferencias ($p > 0,05$) entre sitios o bien el contenido de COPf fue mayor ($p < 0,05$) en Barrow que en Balcarce (0 – 5 cm) (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico particulado fino (COPf) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.

COPf (g C . 100 g de FA¹)						
Métodos de Humedecimiento						
	Violento			Por Capilaridad		
	FA (µm)					
	> 2000	2000-250	250-50	> 2000	2000-250	250-50
0 - 5 cm						
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA					
Labranza	0,591	0,018	0,005	0,007	0,007	0,0006
Sitio	0,018	0,029	0,011	0,073	0,130	0,068
Labranza x Sitio	0,053	0,598	0,198	0,110	0,738	0,016
Comparaciones de Medias						
Promedio SD	0,91 a	0,63 a	0,57 a	0,68 a	0,69 a	-
Promedio LC	0,87 a	0,46 b	0,34 b	0,50 b	0,43 b	-
Promedio Balcarce	1,03 A	0,47 B	0,57 A	0,54 A	0,47 A	-
Promedio Barrow	0,74 B	0,62 A	0,35 B	0,64 A	0,64 A	-
SD-Balcarce	-	-	-	-	-	1,66 aA
SD-Barrow	-	-	-	-	-	1,05 aB
LC-Balcarce	-	-	-	-	-	0,62 bA
LC-Barrow	-	-	-	-	-	0,61 bA
5 - 20 cm						
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA					
Labranza	0,0003	0,179	0,256	0,694	0,493	0,040
Sitio	0,0556	0,132	0,004	0,267	0,054	0,295
Labranza x Sitio	0,0134	0,179	0,206	0,112	0,045	0,419
Comparaciones de Medias						
Promedio SD	-	0,28 a	0,35 a	0,36 a	-	0,94 a
Promedio LC	-	0,31 a	0,30 a	0,38 a	-	0,61 b
Promedio Balcarce	-	0,31 A	0,46 A	0,33 A	-	0,85 A
Promedio Barrow	-	0,27 A	0,19 B	0,41 A	-	0,70 A
SD-Balcarce	0,55 bA	-	-	-	0,26 aB	-
SD-Barrow	0,45 bA	-	-	-	0,52 aA	-
LC-Balcarce	0,88 aA	-	-	-	0,31 aA	-
LC-Barrow	0,61 aB	-	-	-	0,42 aA	-
0 - 20 cm						
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA					
Labranza	0,005	0,438	0,066	0,349	0,010	0,012
Sitio	0,019	0,754	0,005	0,160	0,067	0,191
Labranza x Sitio	0,619	0,211	0,185	0,272	0,045	0,199
Comparaciones de Medias						
Promedio SD	0,61 b	0,37 a	0,41 a	0,44 a	-	1,04 a
Promedio LC	0,78 a	0,35 a	0,32 a	0,41 a	-	0,61 b
Promedio Balcarce	0,80 A	0,35 A	0,49 A	0,38 A	-	0,92 A
Promedio Barrow	0,59 B	0,36 A	0,23 B	0,47 A	-	0,73 A
SD-Balcarce	-	-	-	-	0,35 aB	-
SD-Barrow	-	-	-	-	0,58 aA	-
LC-Balcarce	-	-	-	-	0,32 aA	-
LC-Barrow	-	-	-	-	0,44 bA	-

Tabla 6. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias para evaluar el contenido de carbono orgánico particulado grueso (COPg) en cada fracción de agregados según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.

COPg (g C . 100 g de FA⁻¹)				
Métodos de Humedecimiento				
	Violento		Por Capilaridad	
	FA (µm)			
	> 2000	2000-250	> 2000	2000-250
0 - 5 cm				
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA			
Labranza	0,731	0,024	0,814	0,044
Sitio	0,119	0,249	0,211	0,140
Labranza x Sitio	0,112	0,914	0,698	0,555
Comparaciones de Medias				
Promedio SD	0,39 a	0,14 a	0,36 a	0,57 a
Promedio LC	0,42 a	0,03 b	0,23 a	0,31 b
Promedio Balcarce	0,48 A	0,12 A	0,31 A	0,53 A
Promedio Barrow	0,33 A	0,05 A	0,28 A	0,35 A
5 - 20 cm				
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA			
Labranza	0,026	1,00	0,756	0,813
Sitio	0,121	0,314	0,822	0,322
Labranza x Sitio	0,098	0,537	0,106	0,983
Comparaciones de Medias				
Promedio SD	0,28 b	0,03 a	0,19 a	0,31 a
Promedio LC	0,37 a	0,03 a	0,18 a	0,33 a
Promedio Balcarce	0,41 A	0,04 A	0,18 A	0,37 A
Promedio Barrow	0,24 A	0,01 A	0,20 A	0,27 A
0 - 20 cm				
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA			
Labranza	0,063	0,399	0,417	0,517
Sitio	0,084	0,176	0,968	0,250
Labranza x Sitio	0,867	0,608	0,328	0,881
Comparaciones de Medias				
Promedio SD	0,31 a	0,05 a	0,24 a	0,38 a
Promedio LC	0,38 a	0,03 a	0,19 a	0,33 a
Promedio Balcarce	0,43 A	0,06 A	0,21 A	0,42 A
Promedio Barrow	0,26 A	0,02 A	0,22 A	0,29 A

Los contenidos de COPg (2000 – 250 µm) determinados en las fracciones de los macroagregados (Tabla 6) fueron menores que los correspondientes contenidos de COPf (Tabla 5). No hubo interacción ($p > 0,05$) entre los sitios y los sistemas de labranza a ninguna de las profundidades estudiadas para ninguno de los métodos de humedecimiento (Tabla 6). Por otra parte, no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en las concentraciones de COPg entre Balcarce y Barrow en ninguna de las situaciones evaluadas (Tabla 6). No obstante, cabe mencionar que en la mayoría de los casos los contenidos de COPg fueron mayores en Balcarce que en Barrow.

El COPg fue mayor ($p < 0,05$) bajo SD en los macroagregados chicos de la capa superficial en cualquiera de los métodos de mojado y mayor bajo LC en los macroagregados grandes de la capa subsuperficial luego del MV (Tabla 6).

En base a los resultados observados, se evidenció que en la capa superficial del suelo, los macroagregados grandes estables al agua luego del MV, presentaron mayores concentraciones de COT que los macroagregados chicos y microagregados (Tabla 3). Asimismo, los macroagregados grandes estables al agua resultantes del MV (Figura 1b), presentaron mayores concentraciones de COT (Tabla 3) con respecto a la fracción de macroagregados grandes resultantes del MC (Figura 1a). Dado que las concentraciones de COA en estos agregados variaron muy poco entre los métodos de humedecimiento, las diferencias en COT podrían atribuirse a cambios en las fracciones de COP. Por lo tanto, se infiere que la estabilidad en agua observada en los macroagregados grandes resultantes del MV se debería a que los mismos se encontraban enriquecidos en COPg (Tablas 6), y especialmente en COPf (Tabla 5), en relación a las demás fracciones de agregados.

Las concentraciones de las fracciones de COPf y COPg en los macroagregados chicos estables luego del MV, fueron inferiores a las presentes en los macroagregados grandes (Tablas 5 y 6). Esto era esperable dado, en primer lugar, por el enriquecimiento relativo en COA de los macroagregados chicos que resultan de la ruptura de los grandes con la correspondiente liberación de COP. En segundo lugar, de acuerdo con el modelo conceptual de formación de los agregados descrito por Six *et al.* (1998), las fracciones orgánicas más gruesas dentro de los agregados se van descomponiendo en fracciones más finas y estables, lo que también contribuiría a una reducción en la proporción de COP (Tablas 5 y 6), dentro de los macroagregados más pequeños. Ambos mecanismos explicarían las más marcadas disminuciones en las concentraciones de COPg (Tabla 6) entre macroagregados grandes y chicos. Asimismo, la escasa diferencia en las concentraciones de COPf y la gran diferencia en las concentraciones de COPg en estos agregados entre los dos métodos de humedecimiento (Tablas 5 y 6), pusieron en evidencia que el COPf estuvo mejor protegido dentro de estos macroagregados chicos que el COPg o que el COPf es químicamente más recalcitrante, con menor tasa de descomposición. Estos agregados fueron más estables que los macroagregados grandes ya que luego del MV se incrementó la proporción de su masa, posiblemente debido a su menor ruptura y a la ganancia de macroagregados chicos a partir de la ruptura de los grandes (Figura 2). Esto podría estar relacionado con la concentración de COPf ya que, como se

mencionó, ésta no cambio entre los métodos de humedecimiento, lo que permite confirmar que dicha fracción ejerce un rol preponderante en la estabilización de los macroagregados (Six *et al.*, 1998, 2000a; Gale; Cambardella, 2000).

Cabe destacar que, coincidiendo con la bibliografía (Golchin, 1994b; Angers *et al.*, 1997; Six *et al.*, 1998), la magnitud de las concentraciones de las fracciones de C en los macroagregados grandes y chicos tuvo el orden COA > COPf > COPg, (Tablas 4, 5 y 6). Dicho orden está asociado con la dinámica de la formación de las fracciones orgánicas dentro de los agregados. El COPg se va degradando en COPf hasta ser incrustado en la fracción mineral y formar COA más estable en el tiempo (Golchin *et al.*, 1994b; Six *et al.*, 1998).

No obstante, la dinámica de esas fracciones de C cambia, entre otras cosas, según las prácticas de manejo y la textura de los suelos y, por lo tanto, afectan de manera diferente la estabilidad de los agregados (Tisdall; Oades, 1982; Golchin *et al.*, 1995; Six *et al.*, 1998, 1999; 2000a,b; Gale; Cambardella, 2000; Deneff *et al.*, 2004; Yoo; Wander, 2006).

Estos resultados están en línea con las distintas teorías de formación de los agregados (Tisdall; Oades, 1982; Oades, 1984; Elliott 1986, Golchin *et al.*, 1994b) y el modelo conceptual propuesto por Six *et al.* (1998). En ese sentido, la mayor concentración de las fracciones de COP en los macroagregados luego del MV (Tablas 5 y 6) contribuyó a su estabilización (Elliott, 1986; Cambardella; Elliott, 1993; Golchin *et al.*, 1995a; Six *et al.*, 1998).

La cantidad de macroagregados grandes y chicos estables al agua, luego del MV, fue mayor bajo SD que LC (Figura 1b). La mayor estabilidad de estos agregados bajo SD (Figura 2a) se debería fundamentalmente a las mayores concentraciones de COT (Tabla 3) presente en los mismos. Si bien la concentración de COA en estos macroagregados fue significativamente mayor ($p < 0,05$) bajo SD que LC (Tabla 4), coincidiendo con otros autores (Jastrow, 1996; Six *et al.*, 1999; Deneff *et al.*, 2004; Yamashita *et al.*, 2006), el COA representó una alta proporción del COT (~ 69 %) que fue similar bajo ambos sistemas de labranza. Es decir, que la mayor estabilidad de los macroagregados bajo SD, probablemente esté relacionada con las mayores concentraciones de las fracciones de COPf y COPg presentes en los mismos en relación con las presentes bajo LC (Tablas 5 y 6). Entonces, el sistema de labranza menos agresivo favoreció la acumulación de COP dentro de macroagregados más estables, protegiéndolo con ello de la degradación por microorganismos (Six *et al.*, 2002). Las menores concentraciones de COPf (Tabla 5) y de COA (Tabla 4) en los

macroagregados (grandes y chicos) bajo LC, ponen en evidencia que este sistema de labranza alteró el proceso de formación y estabilización de macroagregados. Esto es confirmado por el hecho de que bajo SD el peso de los microagregados luego de MV fue 23% menor y el de los macroagregados, 25% mayor que bajo LC (Figura 1b). Como consecuencia de esto, el proceso de transformación desde COPg a COA bajo LC pudo haber sido afectado (Six *et al.*, 1998). Por lo tanto, coincidiendo con la bibliografía (Elliott, 1986; Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*, 2000a), la menor estabilidad de los macroagregados grandes y chicos bajo LC (Figura 2a), puede ser atribuida al efecto del laboreo sobre las concentraciones de COP en dichos agregados.

Durante la descomposición del COP dentro de los macroagregados, el COA es formado y estabilizado a través de su unión con las arcillas (Golchin *et al.*, 1995a; Deneff *et al.*, 2004). Por ello, la fracción del COT secuestrada a lo largo del tiempo en los micro- dentro de los macroagregados, resulta principalmente COA, independientemente del sistema de labranza (Tablas 3 y 4). Por otra parte, en los microagregados la concentración de COPf fue estadísticamente diferente ($p < 0,05$) entre los sistemas de labranza (Tabla 5). Luego del MV, la concentración de COPf bajo SD fue de $0,57 \text{ g C.}100 \text{ g}^{-1}$ de microagregados, mientras que bajo LC fue de $0,34 \text{ g C.}100 \text{ g}^{-1}$ de microagregados. Estos resultados concuerdan con lo publicado en numerosos trabajos (Beare *et al.*, 1994; Jastrow, 1996; Six *et al.*, 1998, 1999, 2000a), donde se estableció que bajo SD, el COPf es menos vulnerable que bajo LC. Es decir que, debido al *turnover* más lento de los macroagregados bajo SD, se produce una mayor acumulación de COPf el cual es físicamente protegido en los microagregados dentro de los macroagregados. Sin embargo, se observaron diferencias en las concentraciones de COPf y COA entre los dos métodos de humedecimiento para ambos sistemas de labranza. Los microagregados estables al agua resultantes del MV, tuvieron mayor concentración de COA y menor concentración de COPf (Tablas 4 y 5).

Se ha demostrado que, por acción de las labranzas, los macroagregados estables del suelo se rompen en microagregados y en partículas menores que $50 \mu\text{m}$ (Tisdall; Oades, 1982; Cambardella; Elliott, 1993). Sin embargo, se observó que, aunque las diferencias fueron significativas ($p < 0,05$), el peso de la fracción de agregados menor que $50 \mu\text{m}$ fue muy similar entre SD y LC (Figura 1), confirmando la elevada estabilidad de los microagregados independientemente del sistema de labranza (Tisdall; Oades, 1982). No obstante, se ha reportado que, a pesar de su estabilidad, durante el proceso de tamizado luego del MV podría haber ruptura de microagregados

en unidades más pequeñas, aunque permaneciendo dentro de esa categoría de agregados (Six *et al.*, 1998). Durante este proceso de desagregación se produciría liberación de una cierta cantidad de COPf, con el consecuente empobrecimiento en los microagregados remanentes y un enriquecimiento relativo en COA. Numerosos estudios, han demostrado la importancia de los microagregados (Jastrow, 1996; Six *et al.*, 1998, 1999, 2000a; Gale *et al.*, 2000; Puget *et al.*, 2000) y especialmente de los microagregados dentro de los macroagregados (Golchin *et al.*; 1994a; Six *et al.*, 2000a; Bossuyt *et al.*, 2002; Deneff *et al.*, 2004, Kong *et al.*, 2005), en la protección y estabilización del C en el suelo. No obstante, los resultados obtenidos en este trabajo sugieren que, tal como fue informado por otros autores para otros suelos (Jastrow, 1996; Six *et al.*, 1998), los microagregados en los suelos analizados, habrían mostrado cierta vulnerabilidad a los disturbios ocasionados por las labranzas más agresivas pero en menor medida que los macroagregados (Elliott, 1986; Cambardella; Elliott, 1993; Deneff *et al.*, 2004; Six *et al.*, 1999; Steffens *et al.*, 2010).

En síntesis, en la capa superficial (0 – 5 cm) del suelo las diferencias en COT de los agregados (Tabla 3) se atribuyeron a cambios en las fracciones de COP (Tablas 5 y 6). Se determinó que, debido al proceso de formación de los agregados, hubo una menor concentración de COPg que de COPf (Tablas 6 y 5), independientemente del sistema de labranza y, mediante la transformación de estas fracciones más lábiles en fracciones orgánicas incrustadas con las arcillas hubo una mayor concentración de COA (Tabla 4). Asimismo, se determinó que el COPf estuvo más protegido que el COPg en los agregados, por lo que se entiende que sería el que participa más fuertemente en la estabilidad de los mismos. Por otra parte, se verificó una mayor estabilidad de los agregados bajo SD (Figura 1b), lo que se atribuyó a una mayor formación y estabilización de COPf con respecto al convencional (Tabla 5). Por lo tanto, los sistemas de labranza, al influir en la cantidad y el tipo de fracciones orgánicas asociadas a los agregados del suelo, afectaron fuertemente la estabilidad de los distintos tamaños de agregados. Los agregados disturbados por la LC, tuvieron una menor formación de COPf (Tabla 5) y, en consecuencia, menor incrustación de éste con las partículas del suelo, lo que en cierta medida habría inhibido parte de la formación de microagregados estables dentro de macroagregados. Por lo tanto, debido al *turnover* más lento de los agregados bajo SD que bajo LC, se podría inferir que el COPf es la fracción que se pierde bajo LC, pero que es secuestrada probablemente por los microagregados dentro de los macroagregados bajo SD, en estos suelos.

Analizando las capas subsuperficial (5 – 20 cm) y arable (0 – 20 cm), se ha observado que la distribución de los agregados resultantes del MV siguió la misma tendencia que en la capa superficial (Figura 1b). Sin embargo, bajo SD, la masa de macroagregados grandes que resistió el disturbio ocasionado por el MV, fue menor que la observada en la capa superficial, mientras que la masa de macroagregados grandes bajo LC fue muy parecida (Figura 1b). En concordancia con estos resultados, las concentraciones de COT en estos agregados fueron menores, especialmente bajo SD, que las observadas en la capa superficial (Tabla 3). Sin embargo, las diferencias en concentraciones de COT entre los sistemas de labranza no fueron significativas ($p > 0,05$) en las distintas fracciones de agregados o eventualmente fueron mayores bajo LC que bajo SD (Tabla 3). Este patrón de distribución de las concentraciones de COT entre los sistemas de labranza con la profundidad era esperable dado que el sistema de labranza SD incrementa los contenidos de COT en los diferentes tamaños de agregados en los primeros 0 – 5 cm del suelo y, en general, ese incremento no se manifiesta en la capa subsuperficial ni en la capa arable (Beare *et al.*, 1994; Six *et al.*, 1998). Por otra parte, el laboreo propio de LC, mezcla la capa arable del suelo, por lo que, en general, los contenidos de COT son similares a las distintas profundidades (Franzluebbers, 2002; Puget; Lal, 2005). Sin embargo, en la Figura 1b se observa que la masa de macroagregados resistentes al MV tendió a ser mayor bajo SD que bajo LC, probablemente asociado a que bajo este último sistema, si bien los contenidos de COT en la masa total del suelo son similares entre SD y LC, los macroagregados están expuestos a condiciones de constante desagregación y desestabilización propias del tipo de laboreo (Six *et al.*, 2000a). Asimismo, las diferencias entre métodos de humedecimiento en COPf y COPg dentro de cada tamaño de agregados y los cambios en su distribución entre los mismos, siguió el mismo patrón que en superficie. Sin embargo, se observó que, en general, el enriquecimiento o empobrecimiento en COPf y COPg bajo SD fue menor que el observado en 0 - 5 cm de profundidad, mientras que bajo LC fue muy similar en todas las capas (Tablas 4, 5 y 6).

Los resultados de este trabajo respecto al efecto de los sistemas de labranza sobre la dinámica del C en los agregados fueron consistentes con los informados por Six *et al.* (1998, 2004) y Deneff *et al.* (2004) para suelos de diferentes sitios y características mineralógicas. Esto indica que la relación entre el *turnover* de los macroagregados, el secuestro de C en los microagregados y las labranzas, se expresa de manera similar a través de diferentes tipos de suelos y ambientes. Sin embargo, la magnitud con que ocurren estos procesos depende, además del tipo e intensidad de manejo agrícola, de

factores naturales, como el clima y características del suelo (Galantini *et al.*, 2008). Los resultados presentados en las Tablas 3, 4, 5 y 6 pusieron en evidencia la mayor capacidad de los suelos de Balcarce para secuestrar C, con respecto a los de Barrow. Si bien, no siempre fueron significativas, las diferencias entre los sitios en las concentraciones de las distintas fracciones de C en los agregados luego del MV, en general fueron mayores en Balcarce (Tablas 3, 4, 5 y 6). Estas desigualdades en los contenidos de C entre los sitios, como ya fue mencionado anteriormente, podrían estar asociadas con los contenidos originales de COT y las características texturales de cada sitio, ya que éstos afectan la cantidad, la calidad y la distribución de las fracciones de C. Por otro lado, también podrían estar relacionadas al ambiente donde interaccionan estas fracciones y los microorganismos y su grado de protección en el suelo (Balesdent *et al.*, 2000; Galantini *et al.*, 2008), como así también a la productividad de los cultivos (Domínguez *et al.*, 2009)

Teniendo en cuenta los resultados entre los sitios, en la Tabla 3, puede observarse que a las tres profundidades evaluadas, en general, se detectó un mayor contenido de COT en las diferentes fracciones de agregados en Balcarce con respecto a Barrow, independientemente del método de humedecimiento. Esto probablemente esté asociado a que el nivel de protección física por parte de los agregados (Beare *et al.*, 1994) aumenta al incrementarse los contenidos de COT en la masa total y la fracción mineral fina del suelo (Balesdent *et al.*, 2000). Tal como fue mencionado anteriormente, el contenido de COT en la masa total del suelo (Tabla 2) y la proporción de fracción mineral fina, fueron mayores en Balcarce que en Barrow.

Luego del MC y del MV, las concentraciones de COPg en los macroagregados (grandes y chicos) (Tabla 6) no difirieron ($p > 0,05$) entre los sitios pero tendieron a ser mayores en Balcarce, a las tres profundidades. Sin embargo, la diferencia entre los métodos de humedecimiento puso en evidencia que, en Balcarce, los macroagregados grandes estables al agua luego del MV estaban enriquecidos en COPg, mientras que, los macroagregados chicos se empobrecieron en esta fracción en ambos sitios (Tabla 6).

El COPf tuvo una dinámica diferente según el método de humedecimiento y las fracciones de agregados. Luego del MC los contenidos de COPf en los macroagregados (grandes y chicos) (Tabla 5), no fueron diferentes entre los sitios ($p > 0,05$), pero, en general, tendieron a ser mayores en Barrow a las tres profundidades. Sin embargo, luego del MV, los macroagregados grandes de Balcarce presentaron mayores concentraciones de COPf que los de Barrow, mientras que los

macroagregados chicos mantuvieron casi las mismas concentraciones de COPf que luego del MC, en ambos sitios. Cabe mencionar, que en las capas subsuperficial y arable en Barrow, las concentraciones de COPf luego del MV disminuyeron en relación a las concentraciones de COPf determinadas luego del MC (Tabla 5).

Con respecto al COA, las concentraciones en los macroagregados luego del MC (Tabla 4), difirieron significativamente ($p < 0,05$) entre los sitios, siendo mayores en Balcarce que en Barrow, a las tres profundidades. Luego del MV, no hubo diferencia significativa entre los sitios ($p > 0,05$) en la concentración de COA en los macroagregados grandes. En ambos sitios, las concentraciones de COA en los macroagregados grandes luego del MV fueron menores que las determinadas luego del MC (Tabla 4). Por otra parte, en los macroagregados chicos y microagregados, luego del MV, las diferencias en COA fueron significativas ($p < 0,05$) entre los sitios, siendo mayores en Balcarce. La diferencia en concentraciones de COA entre los métodos de humedecimiento puso en evidencia que los macroagregados chicos luego del MV, tuvieron un enriquecimiento de COA.

Las diferencias en contenido de COP entre métodos de humedecimiento podrían ser indicadoras de diferencias en la estabilidad de los agregados. Sin embargo, el cambio de masa de macroagregados grandes entre los métodos de humedecimiento fue similar ($p > 0,05$) en ambos sitios (Figura 2b). No obstante, los agregados resultantes luego del MV en Balcarce tuvieron significativamente mayores concentraciones de COA y de COP (Tablas 4, 5 y 6) poniendo en evidencia que este sitio fue más eficiente en el secuestro e incorporación del C durante la formación de macroagregados grandes estables.

Por otra parte, los cambios de la masa de los macroagregados chicos entre los métodos de humedecimiento fueron estadísticamente iguales ($p > 0,05$) entre los sitios (Figura 2b). Sin embargo, se observó una leve mayor estabilidad de estos agregados en Barrow, especialmente a 5 - 20 y 0 - 20 cm de profundidad (Figura 2b). La escasa diferencia en la estabilidad de estos agregados estaría confirmando lo observado al comparar los sistemas de labranza respecto al importante rol de la COPf en la estabilización de los mismos (Six *et al.*, 1998, 2000a; Gale; Cambardella, 2000). La pequeña diferencia en concentración de COPf entre métodos de humedecimiento indica que la fracción de COPf permaneció protegida luego del MV y le dio estabilidad a los macroagregados chicos. Asimismo, el empobrecimiento en COPg de los macroagregados chicos que resistieron el MV con respecto a aquellos sometidos al MC, indicaría que su rol en la estabilización de estos agregados fue menor (Tabla 6).

La concentración de COPf en los microagregados (Tabla 5) fue mayor en Balcarce que en Barrow, independientemente del método de humedecimiento. Sin embargo, luego del MV, los microagregados presentaron menor concentración de COPf que luego del MC, en ambos sitios (Tabla 5). Por otra parte, luego del MC, las concentraciones de COA no difirieron ($p > 0,05$) entre los sitios (Tabla 4), aunque, fueron algo mayores en Balcarce que en Barrow. Asimismo, luego del MV la concentración de COA en los microagregados, fue mayor ($p < 0,05$) en Balcarce que en Barrow (Tabla 4). Las diferencias de las concentraciones de COA entre los métodos de humedecimiento en esta fracción de agregados ponen en evidencia que, luego del MV, los microagregados estables presentaron mayores concentraciones de COA, siendo este patrón igual en todas las profundidades evaluadas.

Sin embargo, el cambio de la masa de los microagregados entre los métodos de humedecimiento no difirió ($p > 0,05$) entre los sitios (Figura 2b). Si bien esta fracción de agregados fue muy estable en ambos, dado que los cambios en la masa en la fracción de agregados $< 50 \mu\text{m}$ no difirieron ($p > 0,05$) (Figura 2b), se evidencia una acumulación mayor de masa de agregados proveniente de la ruptura de los más grandes en Balcarce que en Barrow.

Los resultados así descritos para los diferentes tamaños de agregados y la dinámica de las distintas fracciones de C no estuvieron, en general, relacionados con los resultados esperados en la estabilidad de los agregados, especialmente en Balcarce. Por un lado, se esperaba que las diferencias en estabilidad de los macroagregados grandes fueran más marcadas entre los sitios y, a su vez, que la estabilidad de estos agregados fuera superior en Balcarce que en Barrow. Por otra parte, se conjeturaba que la ruptura de los macroagregados grandes, especialmente en Balcarce, aumentaría en mayor magnitud la masa de macroagregados chicos que la de microagregados, tal como fue observado para el sistema de labranza SD. Finalmente, se esperaba que este patrón de distribución fuera similar a las tres profundidades, aunque con una disminución en magnitud de las concentraciones de C.

Por lo tanto, posiblemente, además del efecto de las mayores o menores concentraciones de las fracciones de C en las fracciones de agregados, existe algún otro u otros factores asociados a éstos que protegen y favorecen la estabilidad de los distintos agregados en Barrow o algún otro u otros factores que, en cierta forma, limiten o afecten la expresión de los mayores contenidos de C en la estabilidad de los agregados en Balcarce.

En Balcarce, las mayores concentraciones de COA y COPf determinadas en los agregados (Tablas 4 y 5), comprueban que los factores intervinientes en los procesos de descomposición, formación y estabilización de estas fracciones de C, tuvieron condiciones físicas, químicas y biológicas más favorables, que le permitieron ser más eficientes en el secuestro de C que en Barrow. Por otra parte, es sabido que los suelos con mayor proporción de fracción mineral fina (limos más arcillas) generan una mayor actividad biológica (hongos y bacterias), lo cual se asocia a una mayor producción de agentes cementantes y a poros más pequeños, lo que favorece la formación de macroagregados y microagregados (Bossuyt *et al.*, 2001). Dentro de estos agregados así formados, las distintas fracciones de C van siendo protegidas y estabilizadas al asociarse con la fracción mineral del suelo, especialmente con las arcillas (Golchin *et al.*, 1994b; Christensen, 2001; Six *et al.*, 2004; Oorts *et al.*, 2007). Es en este punto, es decir en la estabilización de las fracciones de C con las arcillas, donde probablemente se estén generando las escasas diferencias observadas entre los sitios en la estabilidad de los agregados. Si bien el suelo de Balcarce presenta una mayor proporción de fracción mineral fina que el de Barrow, este último posee una mayor proporción de arcillas (41% vs. 49% para Balcarce y Barrow, respectivamente) en su fracción mineral fina. La importancia de esta diferencia radicaría, principalmente, en las propiedades coloidales de las arcillas que favorecen la estabilización de la fracción orgánica en forma persistente, permitiendo una mayor agregación del suelo junto con una mayor protección de estas fracciones que compensarían las diferencias por mayores concentraciones de C pero menores de arcillas en Balcarce. La textura del suelo, tal como fue mencionado por otros autores, tiene un efecto significativo sobre la cantidad, la calidad y la distribución de las fracciones de C. Asimismo, la cantidad y el tipo de arcillas, así como la cantidad y la calidad del C aportado, condicionan la formación y persistencia de macro- y microagregados, afectando de esta manera la cantidad de agregados estables o la estabilidad estructural del suelo.

3.2.3. Cambios respecto a la situación no disturbada

En la Tabla 7 se pueden observar las concentraciones absolutas de las distintas fracciones de C en los diferentes tamaños de agregados del Parque de cada sitio, para los dos métodos de humedecimiento a las tres profundidades evaluadas. Cabe mencionar que se agrupó la fracción de macroagregados grandes y chicos como macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$), como así también las fracciones COPg y COPf como COP.

En general, puede observarse que, luego del MV, las concentraciones de COT en el Parque de Balcarce fueron superiores a las determinadas en el Parque de Barrow, en todos los tamaños de agregados, a las tres profundidades evaluadas (Tabla 7). Estos resultados están en concordancia con los valores de COT originales reportados para Balcarce (6,4 g COT 100 g⁻¹ de suelo) y Barrow (3,9 g COT 100 g⁻¹ de suelo), y con los contenidos de COT determinados en la masa total del suelo de cada sitio (Tabla 2). Por otra parte, en el Parque de ambos sitios se determinó una mayor concentración de COT en los macroagregados que en los microagregados (Tabla 7). Este patrón de las concentraciones de COT también se observó en la fracción de COA. Sin embargo, la concentración de COPf en los agregados fue diferente entre los Parques, de ambos sitios. Por un lado, a las tres profundidades, el COPf fue mejor protegido en los microagregados en Balcarce, mientras que en los macroagregados chicos en Barrow. Por el otro, las concentraciones de COPf determinadas en Barrow en los macroagregados chicos fueron superiores a las determinadas en Balcarce. Por lo tanto, la concentración de COP en el parque de Balcarce fue, en general, mayor en los microagregados que en los macroagregados, mientras que en el Parque de Barrow, en general, fue mayor en los macroagregados que en los microagregados.

Tabla 7. Concentraciones absolutas de carbono orgánico total (COT), particulado grueso (COPg), particulado fino (COPf), particulado (COP (COPg + COPf)) y asociado (COA) del Parque para los sitios Balcarce (a) y Barrow (b) en cada fracción de agregados, a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento).

a) Balcarce

	Métodos de Humedecimiento									
	Violento					Por Capilaridad				
	Fracción de Agregados (μm) (FA)									
	>2000	2000-250	> 250	250-50	<50	>2000	2000-250	> 250	250-50	<50
g C . 100 g de FA ⁻¹										
0 - 5 cm										
COT	5,54	5,89	5,71	4,30	3,89	5,39	5,79	5,59	4,48	4,21
COPg	1,12	1,46	1,29	-	-	1,00	1,47	1,24	-	-
COPf	2,04	1,47	1,75	3,67	-	2,05	0,87	1,46	3,82	-
COP	3,16	2,92	3,04	3,67	-	3,05	2,34	2,70	3,82	-
COA	2,24	3,21	2,73	0,65	-	2,33	3,41	2,87	0,65	-
5 - 20 cm										
COT	4,03	4,11	4,07	2,38	3,13	3,92	4,31	4,11	2,53	3,78
COPg	0,73	0,62	0,67	-	-	0,47	0,50	0,49	-	-
COPf	1,41	0,64	1,02	1,62	-	1,05	0,35	0,70	*	-
COP	2,14	1,26	1,70	1,62	-	1,52	0,85	1,19	*	-
COA	2,10	3,02	2,56	0,81	-	2,37	3,23	2,80	*	-
0 - 20 cm										
COT	4,41	4,56	4,48	2,86	3,32	4,28	4,68	4,48	3,02	3,89
COPg	0,83	0,83	0,83	-	-	0,60	0,75	0,67	-	-
COPf	1,57	0,85	1,21	2,14	-	1,30	0,48	0,89	*	-
COP	2,40	1,67	2,04	2,14	-	1,90	1,23	1,56	*	-
COA	2,14	3,07	2,60	0,77	-	2,36	3,28	2,82	*	-

(*) Dato perdido.

b) Barrow

	Métodos de Humedecimiento									
	Violento					Por Capilaridad				
	Fracción de Agregados (μm) (FA)									
	>2000	2000-250	> 250	250-50	<50	>2000	2000-250	> 250	250-50	<50
g C . 100 g de FA ⁻¹										
0 - 5 cm										
COT	3,37	3,76	3,56	2,45	3,88	3,29	3,84	3,57	2,39	4,07
COPg	0,36	0,51	0,43	-	-	0,44	0,52	0,48	-	-
COPf	1,25	1,61	1,43	1,28	-	1,46	1,90	1,68	1,60	-
COP	1,60	2,12	1,86	1,28	-	1,91	2,42	2,16	1,60	-
COA	1,68	1,74	1,71	1,09	-	1,39	1,46	1,42	0,70	-
5 - 20 cm										
COT	2,14	2,62	2,38	1,62	3,04	2,09	2,45	2,27	1,67	3,12
COPg	0,12	0,17	0,15	-	-	0,09	0,17	0,13	-	-
COPf	0,62	0,78	0,70	0,62	-	0,69	0,82	0,76	0,98	-
COP	0,74	0,95	0,84	0,62	-	0,79	0,99	0,89	0,98	-
COA	1,39	1,54	1,46	1,01	-	1,32	1,39	1,35	0,64	-
0 - 20 cm										
COT	2,45	2,90	2,68	1,83	3,25	2,39	2,80	2,59	1,85	3,36
COPg	0,18	0,25	0,22	-	-	0,18	0,26	0,22	-	-
COPf	0,77	0,99	0,88	0,78	-	0,89	1,09	0,99	1,13	-
COP	0,95	1,24	1,10	0,78	-	1,07	1,34	1,21	1,13	-
COA	1,46	1,59	1,53	1,03	-	1,34	1,40	1,37	0,65	-

Los resultados obtenidos en los suelos de ambos sitios, al ser éstos cultivados, mostraban que, si bien las concentraciones de COT fueron mayores en Balcarce que en Barrow (Tabla 3), las de COA presentes en los macroagregados representaron una alta proporción del COT, similar bajo ambos sistemas de labranza en ambos sitios (Tabla 4). Asimismo, las concentraciones de COA en los macroagregados del Parque de cada sitio (Tabla 7) fueron muy similares que las respectivas bajo ambos sistemas de labranza (Tabla 4) y, tanto en Balcarce como en Barrow, el COA en los macroagregados representó la misma proporción del COT.

Por otra parte, en los microagregados, las diferencias en las concentraciones de COA entre los sistemas de labranza, en general, no habían sido significativas luego del MV (Tabla 4). Sin embargo, las concentraciones de COA observadas en el Parque de cada sitio fueron menores que las observadas en los suelos cultivados, especialmente en Balcarce (Tabla 7). Por lo tanto, los resultados mostrados en la Tabla 7 ponen de manifiesto que la mayor estabilidad observada en el Parque de ambos sitios (Figura 3 vs. Figura 2b), estuvo asociada a los mayores contenidos de COT y, especialmente, a los mayores contenidos de COP.

Esto confirma lo informado por numerosos autores, quienes observaron, tal como ya fue mencionado anteriormente, que las caídas de los contenidos de COT al cultivar suelos vírgenes, se debían a cambios en los contenidos de COP (Campbell; Souster, 1982; Monreal; Janzen, 1993; Golchin *et al.*, 1995; Allmaras *et al.*, 2000; Puget; Lal, 2005; Pikul *et al.*, 2007).

Sin embargo, el análisis de las disminuciones porcentuales de las concentraciones de COP de cada sistema de labranza con respecto al Parque luego del MV (Tabla 8), puso de manifiesto que, en la capa superficial, la mayor disminución relativa ($p < 0,05$) en COP en los microagregados con respecto a la situación pseudo-prístina se produjo bajo LC con relación a SD y, por otro lado, en Balcarce con respecto a Barrow. Por otra parte, en los macroagregados, las disminuciones relativas en la concentración de COP con respecto a la situación pseudo-prístina, fueron significativamente mayores ($p < 0,05$) en Balcarce bajo LC. Estos cambios en las concentraciones de COP en los macroagregados se debieron fundamentalmente a cambios en COPg (Tabla 8).

Tabla 8. Resultados del análisis de varianza (ANOVA) y de las comparaciones de medias en las disminuciones porcentuales relativas al Parque del contenido de carbono orgánico particulado (COP), particulado grueso (COPg) y particulado fino (COPf) en la fracción de macroagregados (> 250 μm) y microagregados (250 – 50 μm) según el sistema de labranza (SD: siembra directa y LC: convencional) y el sitio (Balcarce y Barrow) a tres profundidades y para dos métodos de humedecimiento de los agregados (por capilaridad y violento). Letras minúsculas o mayúsculas iguales indican que no hay diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza (dentro de cada sitio o independientemente del sitio, según corresponda) o entre los sitios (dentro de cada labranza o independientemente de la misma, según corresponda), respectivamente, dentro de cada fracción de agregados, método de humedecimiento y profundidad.

	Métodos de Humedecimiento							
	Violento				Por Capilaridad			
	Fracción de Agregados (μm)							
	MACROAGREGADOS > 250			MICRO 250-50	MACROAGREGADOS > 250			MICRO 250-50
COP	COPg	COPf	COP	COP	COPg	COPf	COP	
0 - 5 cm								
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA							
Labranza	0,019	0,261	0,041	< 0,001	0,006	0,005	0,005	< 0,001
Sitio	0,017	0,026	0,169	< 0,001	0,045	0,044	0,442	0,008
Labranza x Sitio	0,009	0,008	0,088	0,193	0,567	0,280	0,196	0,989
Comparaciones de Medias								
Promedio SD	-	-	51,74 b	73,36 b	61,28 b	67,39 b	56,45 b	45,53 b
Promedio LC	-	-	57,89 a	83,98 a	75,44 a	83,92 a	70,77 a	72,83 a
Promedio Balcarce	-	-	57,22 A	84,58 A	73,39 A	82,84 A	65,35 A	70,20 A
Promedio Barrow	-	-	52,41 A	72,76 B	63,34 B	68,47 B	61,86 A	48,16 B
SD-Balcarce	56,52 bA	62,93 bA	-	-	-	-	-	-
SD-Barrow	54,05 aA	62,00 aA	-	-	-	-	-	-
LC-Balcarce	70,24 aA	80,59 aA	-	-	-	-	-	-
LC-Barrow	52,81 aB	51,67 aB	-	-	-	-	-	-
5 - 20 cm								
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA							
Labranza	0,001	0,042	< 0,001	0,502	0,562	0,067	0,963	-
Sitio	0,071	0,222	0,114	0,386	0,047	0,023	0,181	-
Labranza x Sitio	0,777	0,211	0,031	0,221	0,035	0,020	0,034	-
Comparaciones de Medias								
Promedio SD	56,97 a	65,70 a	-	68,98 a	-	-	-	-
Promedio LC	41,77 b	44,88 b	-	71,16 a	-	-	-	-
Promedio Balcarce	56,63 A	67,12 A	-	68,65 A	-	-	-	-
Promedio Barrow	42,11 A	43,46 A	-	71,49 A	-	-	-	-
SD-Balcarce	-	-	59,39 aA	-	70,10 aA	82,75 aA	61,35 aA	-
SD-Barrow	-	-	47,41 aB	-	36,24 aB	33,56 bB	36,70 aB	-
LC-Balcarce	-	-	40,05 bA	-	61,43 aA	77,26 aA	50,48 aA	-
LC-Barrow	-	-	36,24 bA	-	49,28 aA	60,92 aA	47,24 aA	-
0 - 20 cm								
Fuentes de Variación	Valores p del ANOVA							
Labranza	0,010	0,094	0,003	0,052	0,037	0,007	0,068	-
Sitio	0,031	0,129	0,066	0,026	0,036	0,015	0,216	-
Labranza x Sitio	0,204	0,071	0,341	0,581	0,084	0,017	0,113	-
Comparaciones de Medias								
Promedio SD	56,45 a	64,59 a	52,89 a	70,90 a	56,84 a	-	52,23 a	-
Promedio LC	49,72 b	54,70 a	45,68 b	76,55 a	64,18 b	-	57,99 a	-
Promedio Balcarce	59,26 A	69,19 A	52,45 A	77,12 A	69,05 A	-	59,77 A	-
Promedio Barrow	46,91 B	50,10 A	46,12 A	70,33 B	51,97 B	-	50,44 A	-
SD-Balcarce	-	-	-	-	-	79,84 aA	-	-
SD-Barrow	-	-	-	-	-	47,15 bB	-	-
LC-Balcarce	-	-	-	-	-	82,77 aA	-	-
LC-Barrow	-	-	-	-	-	70,60 aA	-	-

(*) Dato perdido.

Por otro lado, en las capas subsuperficial y arable las disminuciones relativas porcentuales de las concentraciones de COP en los macroagregados de cada sistema de labranza con respecto al Parque, luego del MV (Tabla 8), fueron mayores ($p < 0,05$) bajo SD. Contrariamente, en los microagregados, las disminuciones relativas en las concentraciones de COP no difirieron ($p > 0,05$) entre los sistemas de labranza. Además, tanto en los macro- como en los microagregados, no se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en los cambios relativos de COP con respecto al Parque entre los sitios a 5 – 20 cm de profundidad, pero sí ($p < 0,05$) a 0 – 20 cm de profundidad, siendo éstos mayores en Balcarce que en Barrow.

Entonces, las diferencias en granulometría de estos suelos, estarían aparentemente regulando la capacidad del suelo de estabilizar el C, especialmente el COPf en microagregados dentro de macroagregados (Six *et al.*, 2000b; Christensen, 2001). Numerosos autores han informado que los mayores contenidos de arcilla permiten una mayor estabilización del C y lo protegen de la acción de los microorganismos, por lo que hay una menor oxidación del mismo y, por lo tanto, menores cambios entre sistemas de labranza (Hassink, 1997; Carter *et al.*, 2003; Stewart *et al.*, 2009; Steffens *et al.*, 2010). Es decir que, a pesar de los mayores contenidos de COT en las distintas fracciones de agregados en Balcarce (Tabla 3), los mayores contenidos de arcillas en la fracción mineral fina de los suelos de Barrow, estarían permitiendo una mayor protección del COP en los micro- y los macroagregados de Barrow con respecto a los de Balcarce, aun cuando fueran expuestos a labranzas agresivas (Tabla 8).

4. CONCLUSIONES

La diferencia entre las distribuciones de las fracciones de agregados logradas luego de cada uno de los métodos de humedecimiento, puso en evidencia que la estabilidad de los agregados fue fuertemente influenciada por el sistema de labranza. Dicha diferencia mostró que la masa de macroagregados grandes fue menos estable que las masas de macroagregados chicos y de microagregados en ambos sitios y a las profundidades analizadas. No obstante, comparando la proporción de la masa de suelo constituyendo macroagregados estables entre ambos sistemas de labranza con la situación pseudo-prístina, se mostró que los macroagregados fueron más estables bajo SD que bajo LC, independientemente del sitio y a las profundidades estudiadas pero, principalmente, en la capa superficial. Por lo tanto, no hay evidencia suficiente para rechazar la primera de las hipótesis planteadas.

Los cambios en las proporciones de las fracciones de agregados entre los dos métodos de humedecimiento, no fueron afectados por la interacción entre sitios y sistemas de labranza. Como se mencionó anteriormente, los macroagregados fueron más estables bajo SD que bajo LC, pero las diferencias en las proporciones de las fracciones de agregados entre los dos métodos de humedecimiento, no fueron diferentes entre sitios. No obstante, se pudo observar que la pérdida de macroagregados estables y la ganancia de microagregados luego de un tratamiento agresivo con respecto a los cambios de la situación pseudo-prístina, fueron mayores en la situación con la textura más fina y mayor contenido original de COT (Balcarce) que en aquella con la textura más gruesa y menor contenido de COT (Barrow). Esto indicó que, contrariamente a lo hipotetizado, la estabilidad de los macroagregados fue mayor en Barrow bajo ambos sistemas de labranza. Por lo tanto, hay evidencia suficiente para rechazar la segunda de las hipótesis planteadas.

Se ha mostrado que los cambios en la estabilidad de los agregados se pueden relacionar con cambios en la concentración de COP bajo ambos sistemas de labranza y en los dos sitios. Por un lado, la mayor estabilidad de los macroagregados bajo SD en la capa superficial, se debió a que con este sistema de labranza se había conservado una mayor concentración de COP que bajo LC, especialmente en Balcarce. No obstante, como se mencionó anteriormente, en la capa superficial del suelo con textura más gruesa (Barrow) se mantuvo una mayor proporción de macroagregados estables bajo ambos sistemas de labranza, a pesar de su menor concentración de COP. Asimismo, esta menor concentración de COP en los

macroagregados estables sufrió menores pérdidas con respecto a la situación pseudo-prístina, todo lo cual sugiere una mayor protección del COP en este suelo. Ésta podría estar relacionada al rol de una mayor proporción de arcillas dentro de la fracción mineral fina del suelo, a pesar de que esta última fue menor que la fracción mineral gruesa. Por lo tanto, hay evidencias suficientes para rechazar la tercera de las hipótesis planteadas.

Si bien los suelos bajo estudio tienen texturas distintas, se encuentran dentro de un rango textural muy acotado (clase textural franca en Balcarce y franco – arcillo – arenosa en Barrow). Esto pudo haber sido la causa de que los efectos esperados de los sistemas de labranza dentro de cada sitio y entre los sitios, no se evidenciaran o lo hicieran débilmente. No obstante, los resultados de este trabajo de tesis sugieren que dentro de clases texturales similares, diferencias en la fracción mineral más activa del suelo (arcillas), pueden estar asociadas a cambios de importancia en los efectos esperados de los sistemas de labranza sobre los agregados y la dinámica de las fracciones lábiles del C, lo que debería ser tenido en cuenta para futuras investigaciones.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ALLMARAS, R.R.; SCHOMBERG, H.H.; DOUGLAS, J.C.L.; DAO, T.H. 2000. Soil organic carbon sequestration potential of adopting conservation tillage in U.S. croplands. *J. Soil Water Conserv.* 55(3):365-373.
- ÁLVAREZ, R.; ÁLVAREZ, C.R. 2000. Soil organic matter pools and their associations with carbon mineralization kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(1):184-189.
- ÁLVAREZ, R.; LAVADO, R.S. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma.* 83(1-2):127-141.
- ÁLVAREZ, R.; DIAZ, R.A.; BARBERO, N.; SANTANATOGLIA, O.J.; BLOTTA, L. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and CO₂-C production from three tillage systems. *Soil Till. Res.* 33(1):17-28.
- ÁLVAREZ, C.R.; ÁLVAREZ, R.; GRIGERA, M.S.; LAVADO, R.S. 1998. Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 30(6):767-773.
- ANDERSON, D.W.; PAUL, E.A. 1984. Organo-mineral complexes and their study by radiocarbon dating. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48(2):298-301.
- ANDRIULO, G.; CORDONE, G. 1998. Impacto de labranzas y rotaciones sobre la materia orgánica de suelos de la Región Pampeana Húmeda. En: Panigatti, J.L.; Marelli, H.; Buschiazzo, D.; Gil, R. eds. *Siembra Directa. Hemisferio Sur*, Buenos Aires, Argentina. pp.65-96.
- ANGERS, D.A.; RECOUS, S.; AITA, C. 1997. Fate of carbon and nitrogen in water-stable aggregates during decomposition of ¹³C¹⁵N-labelled wheat straw in situ. *Eur. J. Soil Sci.* 48(2):295-300.
- ARSHAD, M.A.; MARTÍN, S. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agr. Ecosyst. Environ.* 88(2):153-160.
- BALESDENT, J.; CHENU, C.; BALABANE, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till. Res.* 53(3-4):215-230.
- BARRIOS, E.; BURESH, R.J.; SPRENT, J.I. 1996. Nitrogen mineralization in density fractions of soil organic matter from maize and legume cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 28(10-11):1459-1465.
- BEARE, M.H.; CABRERA, M.L.; HENDRIX, P.F.; COLEMAN, D.C. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pool in conventional and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58(3):787-795.
- BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. 2008. *Principles of Soil Conservation and Management.* Springer Science; Business Media B.V. Ohio, EEUU. 617p.
- BOLINDER, M.A.; ANGERS, D.A.; GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R. 1999. The response of soil quality indicators to conservation management. *Can. J. Soil Sci.* 79(1):37-45.
- BOSSUYT, H.; SIX, J.; HENDRIX, P.F. 2002. Aggregate-Protected Carbon in No-tillage and Conventional Tillage Agroecosystems Using Carbon-14 Labeled Plant Residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(6):1965-1973.

- BOSSUYT, H.; DENEFF, K.; SIX, J.; FREY, S.D.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K. 2001. Influence of microbial population and sand residue quality on aggregate stability. *Appl. Soil Ecol.* 16(3):195-208.
- BOUAJILA, A.; GALLALI, T. 2010. Land use effect on soil and particulate organic carbon, and aggregate stability in some soils in Tunisia. *Afr. J. Agric. Res.* 5(8):764-774.
- BRONICK, C.J.; LAL, R. 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124(1-2):3-22.
- BUYANOVSKY, G.A.; ASLAM, M.; WAGNER, G.H. 1994. Carbon turnover in soil physical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58(4):1167-1173.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56(3):777-783.
- CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT, E.T. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57(4):1071-1076.
- CAMPBELL, C.A.; SOUSTER, W. 1982. Loss of organic matter and potentially mineralizable nitrogen from Saskatchewan soils due to cropping. *Can. J. Soil Sci.* 62(4):651-656.
- CAPRIEL, P.; HARTER, P.; STEPHENSON, D. 1992. Influence of management on the organic matter of a mineral soil. *Soil Sci.* 153(2):122-128.
- CARAVACA, F.; LAX, A.; ALBALADEJO, J. 2004. Aggregate stability and carbon characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain. *Soil Till. Res.* 78(1):83-90.
- CARTER, M.R. 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil Till. Res.* 23(4):361-372.
- CARTER, M.R. 2002. Soil quality for sustainable land management; organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94(1):38-47.
- CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; GREGORICH, E.G.; BOLINDER, M.A. 2003. Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. *Can. J. Soil Sci.* 83(1):11-23.
- CHAPPELL, N.A.; TERNAN, J.L.; BIDIN, K. 1999. Correlation of physicochemical properties and sub-erosional landforms with aggregate stability variations in a tropical Ultisol disturbed by forestry operations. *Soil Till. Res.* 50(1):55-71.
- CHENU, C.; LEBISSONNAIS, Y.; ARROUAYS, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(4):1479-1486.
- CHRISTENSEN, B.T. 2001. Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur. J. Soil Sci.* 52(3):345-353.
- COSTANTINI, A.; DE-POLLI, H.; GALARZE, C.; PEREYRA ROSSIELLO, R.; ROMANIUK, R. 2006. Total and mineralizable oil carbon as affected by tillage in the Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 88(1-2):274-278.
- DENEFF, K.; SIX, J.; MERCKX, R.; PAUSTIAN, K. 2004. Carbon sequestration in micro-aggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68(6):1935-1944.

- DIOVISALVI, N.V.; STUDDERT, G.A.; DOMÍNGUEZ, G.F.; EIZA, M.J. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continúa con dos sistemas de labranza. *Ci. Suelo* 26(1):1-11.
- DOMÍNGUEZ, G.F.; DIOVISALVI, N.V.; STUDDERT, G.A.; MONTERUBBIANESI, M.G. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. *Soil Till. Res.* 102(1):93-100.
- DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. 1996. Quantitative Indicators of Soil Quality: A minimum Data Set. In: Doran, J.W.; Jones, A.J. eds. *Methods for Assessing Soil Quality*. SSSA Special Publication N° 49. Soil Sci. Soc. Am.; Madison, Wisconsin, EEUU. pp.25-37.
- DORAN, J.W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M.A. 1996. Soil health and sustainability. In: Sparks, D.L. ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press Inc., San Diego, California pp.1-54.
- DORAN, J.W.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. 1998. Soil microbial activity, nitrogen cycling, and long-term changes in organic carbon pools as related to fallow tillage management. *Soil Till. Res.* 49(1-2):3-18.
- EIZA, M.J.; FIORITI, N.; STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: Efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. *Ciencia del Suelo* 23(1):59-67.
- EIZA, M.J.; STUDDERT, G. A.; FIORITI, N.; DOMÍNGUEZ, G. F. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. *Actas 20º Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Salta-Jujuy, septiembre 2006. En CD.
- ELLIOTT, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50(3):627-633.
- FABRIZZI, K.P.; MORÓN, A.; GARCÍA, F.O. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67(6):1831-1841.
- FAO. 2008. *El estado mundial de la agricultura y la alimentación 2008*. Roma. 200 p.
- FELLER, C; BEARE, M.H. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79(1-4):69-116.
- FRANZLUEBBERS, A.J. 2002. Soil Organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66(2):95-106.
- FRANZLUEBBERS, A.J.; ARSHAD, M.A. 1997. Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Sci. Soc. Am.* 61(5):1382-1386.
- GALANTINI, J.A. 2008. Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo. En: Galantini, J.A. ed. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. UNS Bahía Blanca, Argentina. pp.19-39.
- GALANTINI, J.A.; IGLESIAS, J.; LANDRISCINI, M.; SUÑER, L.; MINOLDO, G. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: Galantini, J.A. ed. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. UNS Bahía Blanca, Argentina. pp.71-95.

- GALE, W.J.; CAMBARDELLA, C.A. 2000. Carbon dynamics of surface residue—and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(1):190-195.
- GALE, W.J.; CAMBARDELLA, C.A.; BAILEY, T.B. 2000. Root-derived carbon and the formation and stabilization of aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(1):201-207.
- GASPARONI, J.C. 2008. Determinación de la materia orgánica del suelo. En: Galantini, J.A. ed. *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. UNS Bahía Blanca, Argentina. pp.41-50.
- GOLCHIN, A.; OADES, J.M.; SKJEMSTAD, J.O.; CLARKE, P. 1994a. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ^{13}C P/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. *Aust. J. Soil Res.* 32(2):285-309.
- GOLCHIN, A.; OADES, J.M.; SKJEMSTAD, J.O.; CLARKE, P. 1994b. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32(5):1043-1068.
- GOLCHIN, A.; CLARKE, P.; OADES, J.; SKJEMSTAD, J. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soil. *Aust. J. Soil Res.* 33(6):975-993.
- GREENLAND, D.J. 1965a. Interaction between clays and organic compounds in soils. Part I. Mechanisms of interaction between clays and defined organic compounds. *Soil. Fert.* 28(2):415-425.
- GREENLAND, D.J. 1965b. Interaction between clays and organic compounds in soils. Part II. Adsorption of soil organic compounds and this effect on soil properties. *Soil Fert.* 28(2):521-532.
- GRIFFITH, D.R.; MANNERING, J.V.; BOX, J.E. 1986. Soil and moisture management with reduced tillage. In: Sprague, M.A.; Triplett, G.B. eds. *No Tillage and Surface-Tillage Agriculture. The Tillage Revolution*. John Wiley & Sons. New York, New York, EEUU. pp. 19-57.
- HASSINK, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt. *Plant Soil* 191(1):77-87.
- INTA. 1979. *Cartas de suelo de la República Argentina*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Secretaría de Agricultura de Ganadería y Pesca. Buenos Aires Argentina. s.p.
- JANZEN, H.H.; CAMPBELL, C.A.; IZAURRALDE, R.C.; ELLERT, B.H.; JUMA, N.; MCGILL, W.B.; ZENTNER, R.P. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian Prairies. *Soil Till. Res.* 47(3-4):181-195.
- JASTROW, J.D. 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 28(4-5):665-676.
- JASTROW, J.D.; MILLER, R.M. 1998. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: feedbacks, through organo-mineral associations. In: Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F, Stewart, B.A. eds. *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 207-223.
- JOBAGY, E.; JACKSON, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10(2):423-436.

- KANAL, A.; KÖLLI, R. 1996. Influence of cropping on the content, composition and dynamics of organic, residue in the soil of the plough layer. *Biol. Fert. Soils* 23(2):153-160.
- KEMPER, W.D.; ROSENAU, R. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. ed. *Methods of soil analysis. Part 1.* 2nd ed. Agron. Monogr. 9. SAS and Soil Sci. Soc. Am. J. Madison, Winsconsin, EEUU. pp. 425-442.
- KONG, A.A.Y.; SIX, J.; BRYANT, D.C.; DENISON, R.F.; VAN KESSEL, C. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69(4):1078-1085.
- KUEHL, R.O. 2001. *Diseño de Experimentos. Principios estadísticos para el diseño y análisis de investigaciones.* 2ªEd. Thomson International. México. 680 p.
- LAL, R. 1993. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality, and sustainability. *Soil Till. Res.* 27(1):1-8.
- LAL, R. 1994. Sustainable land use and soil resilience. In: Greenland, D.J.; Szabolcs, I. eds. *Soil Resilience and Sustainable Land Use.* CAB International, Wallingford, U.K. pp. 41-67.
- LAL, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂ enrichment. *Soil Till. Res.* 43(1-2):81-107.
- LAL, R. 1998. Soil Quality and Sustainability. En: Lal, R.; Blum, W.; Valentine, C.; Stewart, B.A. (eds.), *Methods for Assessment of Soil Degradation.* CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 17-30.
- MADDONNI, G.A.; URRICARIET, S.; GHERSA, C.M.; LAVADO, R.S. 1999. Assessing soil quality in the Rolling Pampa, using soil properties and maize characteristics. *Agron. J.* 91(2):280-287.
- MANLAY, R.J.; FELLER, C.; SWIFT, M.J. 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agr. Ecosyst Environ* 119(3-4):217-233.
- MANSO, M.L. 2010. *Propiedades físicas y bioquímicas de un molisol de Tres Arroyos bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza.* Tesis *Magister Scientiae.* Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Argentina. 78 p.
- MANUEL-NAVARRETE, D.; GALLOPÍN, G.; BLANCO, M.; DÍAZ-ZORITA, M.; FERRARO, D.; HERZER, H.; LATERRA, P.; MORELLO, J.; MURMIS, M.R.; PENGUE, W.; PIÑEIRO, M.; PODESTÁ, G.; SATORRE, E.H.; TORRENT, M.; TORRES, F.; VIGLIZZO, E.; CAPUTO, M.G. y CELIS, A. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, CEPAL. Santiago de Chile. Serie Medio ambiente y desarrollo N° 118. 65 p.
- MEIJBOOM, F.W.; HASSINK, J.; VAN NOORDWIJK, M. 1995. Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. *Soil Biol. Biochem.* 27(8):1109-1111.
- MONREAL, C.M.; JANZEN, H.H. 1993. Soil organic-carbon dynamics after 80 years of cropping a Dark Brown Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 73(1):133-136.

- OADES, J.M. 1984. Soil Organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76(1-2):319-337.
- OADES, J.M.; WATERS, A.G. 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29(6):815-828.
- OORTS, K.; BOSSUYT, H.; LABREUCHE, J.; MERCKX, R.; NICOLARDOT, B. 2007. Carbon and nitrogen stocks in relation to organic matter fractions, aggregation and pore size distribution in no-tillage and conventional tillage in northern France. *Eur. J. Soil Sci.* 58(1):248-259.
- PAUSTIAN, K.; COLLINS, H.P.; PAUL, E.A. 1997. Management controls on soil carbon. *In: E.A. Paul et al. eds. Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America.* CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 15-49
- PIKUL, J.L.; OSBORNE, S.; ELLSBURY, M.; RIEDELL, W. 2007. Particulate organic matter and water-stable aggregation of soil under contrasting management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71(3):766-776.
- PUGET, P.; LAL, R. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.* 80(1-2):201-213.
- PUGET, P.; CHENU, C.; BALESSENT, J. 1995. Total and young organic matter distributions in aggregate of silty cultivated soils. *Eur. J. Soil Sci.* 46(3):449-459.
- PUGET, P.; ANGERS, D.A.; CHENU, C. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31(1):55-63.
- PUGET, P.; CHENU, C.; BALESSENT, J. 2000. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *Eur. J. Soil Sci.* 51(4):595-605.
- QUIROGA, A.; BUSCHIAZZO, D.E.; PEINEMANN, N. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid Argentinian Pampas. *Soil Sci.* 161(2):104-108.
- QUIROGA, A.; ORMEÑO, O.; PEINEMANN, N. 1998. Efectos de la siembra directa sobre propiedades físicas de los suelos. *En: Siembra Directa.* Panigatti, J.L.; Marelli, H.; Buzchiazzo D.; Gil R. eds. 333 p.
- QUIROGA, A.; ORMEÑO, O.; JOULI, R.; AVILA, F. 2002. Sistemas de labranza en el cultivo de girasol. Relación con la aptitud de los suelos. *En: Manual práctico para el cultivo del girasol.* eds. Diaz-Zorita; Duarte G. Hemisferios Sur. Buenos Aires. pp. 165-180.
- RABINOVICH, J.; TORRES, F. 2002 Caracterización de los síndromes de sostenibilidad del desarrollo. El caso de Argentina. Serie Seminarios y Conferencias. (CEPAL). Documento LC/L.2155-P. Santiago, Chile. 97 p.
- ROSELL, R.A. 2008. Trabajos publicados sobre materia orgánica y humus en suelos de Argentina. *En: Galantini, J.A. ed. Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina.* UNS Bahía Blanca, Argentina. pp. 11-15.
- SAINJU, U. M. 2006. Carbon and nitrogen pools in soil aggregates separated by dry and wet sieving methods. *Soil Sci.* 171(12):937-949.

- SAINZ ROZAS, H.R.; ECHEVERRÍA, H.E.; ANGELINI, H. 2011. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la Regiones Pampeana y extra-Pampeana Argentina. *Ci. Suelo* 29(1):29-37.
- SAS Institute Inc. 2009. SAS OnlineDoc® 9.2. Cary, NC: SAS Institute Inc. [en línea] <<http://www.sas.com>>[consulta: 5 de mayo de 2010].
- SCHLICHTING, E.; BLUME, H.P.; STAHR, K. 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- SHI, Y.; CHEN, X.; SHEN, S. 2007. Light fraction carbon and water-stable aggregates in black soils. *Soil Sci. Soc. of China*. 17(1):97-100.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K.; DORAN, J.W. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62(5):1367-1377.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(5):1350-1358.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. 2000a. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32(14):2099-2103.
- SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. 2000b. Soil structure and soil organic matter. II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(3):1042-1049.
- SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A.; PAUSTIAN, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241(2):155-176.
- SIX, J.; BOSSUYT, H.; DEGRYZE, S.; DENEFF, K. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79(1):7-31.
- STEFFENS, M.; KÖLBL, A.; SCHÖRK, E.; GSCHREY, B.; KÖGEL-KNABNER, I. 2010. Distribution of soil organic matter between fractions and aggregate size classes in grazed semiarid steppe soil profiles. *Plant Soil*. 338(1-2):63-81.
- STEINBACH, H.S.; ÁLVAREZ, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean Agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 35(1):3-13.
- STEVENSON, F.J.; COLE, M.A. 1999. *Cycles of Soil. Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. 2da. ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, New York, EEUU. 427 p.
- STEWART, C.E., PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F.; SIX, J. 2009. Soil carbon saturation: Implications for measurable carbon pool dynamics in long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.* 41(2):357-366.
- STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA H.E. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64(4):1496-1503.
- STUDDERT, G.A.; ECHEVERRÍA, H.E.; CASANOVAS, E.M. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typical argiudoll. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(5):1466-1472.

- STUDDERT, G.A.; DOMINGUEZ, G.F.; DIOVISALVI, N.V. 2006. Variación de la materia orgánica en un molisol de Balcarce bajo agricultura continua. En actas "20° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo" Salta – Jujuy, Argentina. En CD.
- STUDDERT, G.A.; DOMINGUEZ, G.F.; EIZA, M.; VIDELA, C.; ECHEVERRÍA, H. 2008. Materia Orgánica Particulada y su relación con la fertilidad nitrogenada en el sudeste bonaerense. En Galantini, J.A. Ed. Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Edi. UNS Bahía Blanca, Argentina. p 53-69.
- TABOADA, M.A. 2008. Influencia de la textura y la estructura de los suelos sobre la fertilidad física. En: Taboada, M.A.; Álvarez, C.R. (eds). Fertilidad física de los suelos. 2da. Ed. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. Argentina. pp. 9-30.
- THORNTHWAITE, C.W. 1984. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38(1):55-94.
- TISDALL, J.M.; OADES, J.M. 1980. The effect of crop rotation on aggregation in a redbrown earth. *Aust. J. Soil Res.* 18(4):423-433.
- TISDALL, J.M.; OADES, J.M. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33(1):141-163.
- TORN, N.; TRUMBORE, S.; CHADWICK, O.; VITOUSEK, P.; HENDRICKS, D. 1997. Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature* 389(6647):170-173.
- USDA. 2006. Keys to soil taxonomy. 10th ed. EEUU 332 p.
- WANDER, M.M.; YANG, X. 2000. Influence of tillage on the dynamics of loose-and occluded particulate and humified organic matter fractions. *Soil Biol. Biochem.* 32(8-9):1151-1160.
- WEIL, R.R.; MAGDOFF, F. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. In: Magdoff, F., Weil, R.R. (eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU. pp. 1–43.
- WRIGHT, A.L.; HONS, F.M. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69(1):141-147.
- YAMASHITA, T.; FLESSA, H.; JOHN, B.; HELFRICH, M.; LUDWIG, B. 2006. Organic matter in density fractions of water-stable aggregates in silty soils: Effect of land use. *Soil Biol. Biochem.* 38(11):3222-3234.
- YOO, G.; WANDER, M. 2006. Influence of tillage practices on soil structural controls over carbon mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70(2):651-659.
- YOO, G.; WANDER, M.M. 2008. Tillage effects on aggregate turnover and sequestration of particulate and humified soil organic carbon. *Soil Sci. Soc. J.* 72(3):670-676.
- YOUNG, I.M.; RITZ, K. 2000. Tillage, habitat space and function of soil microbes. *Soil Till. Res.* 53(3-4):201-213.