



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DE DOCTOR EN AGRONOMÍA

CONTENIDO, CALIDAD Y DINÁMICA DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS
COMO INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS BAJO DIFERENTES
MANEJOS EN SIEMBRA DIRECTA

MATÍAS EZEQUIEL DUVAL

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2015

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Ciencias Agrarias, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en Laboratorio de Suelo, Planta y Ambiente (LabSPA), dependiente del Departamento de Agronomía y en el Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS) durante el período comprendido entre el 10 de Noviembre del 2010 y el 16 de Marzo del 2015, bajo la dirección del Doctor Juan Alberto Galantini perteneciente a la Comisión de Investigaciones Científicas (CIC).



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación
Continua

La presente tesis ha sido aprobada el/...../....., mereciendo la calificación de (.....).

Resumen

La intensificación de la agricultura, con una paulatina degradación de los suelos de la Argentina, ha aumentado los procesos erosivos y la pérdida de fertilidad. El objetivo de esta tesis fue analizar diferentes parámetros edáficos, solos o combinados, que sirvan como indicadores sensibles en la evaluación de distintas prácticas de manejo en sitios con diferencias edafoclimáticas. Los sitios de estudio se encuentran en Bengolea y Monte Buey (Córdoba), Pergamino (Buenos Aires) y Viale (Entre Ríos). En cada sitio se evaluaron tres sistemas: buenas prácticas agrícolas (BP), malas prácticas agrícolas (MP) y un ambiente natural (AN) como referencia. Durante el período de Septiembre 2009 a Septiembre 2012 se realizaron muestreos de suelos en los meses de Febrero y Septiembre, en las cuales se determinó: carbono orgánico total (COT), nitrógeno total, pH y fósforo extraíble. Se aplicó una serie de metodologías de fraccionamiento físico y químicos para la obtención de fracciones orgánicas con diferentes características y tiempo de ciclado. También se analizaron una serie de propiedades físicas de los suelos relacionadas con el tamaño y distribución de poros, disponibilidad de agua y su relación con las prácticas de manejo. Los niveles de COT en AN disminuyeron desde el Este (28 g kg⁻¹ en Viale) al Oeste (14 g kg⁻¹ en Bengolea), siguiendo el gradiente de precipitación y textura de los sitios. Las relaciones de las diferentes fracciones orgánicas lábiles con el COT en el AN mostraron diferencias entre los sitios, reflejando una dinámica diferente en función de las características del medio ambiente en las diferentes localidades. Los niveles de COT en 0-20 cm de los suelos agrícolas fueron 6-42% más bajos que en AN, donde la frecuencia soja fue uno de los principales factores causantes de dichas disminuciones. En general, las fracciones orgánicas lábiles mostraron sensibilidad diferencial. Aquellas de mayor labilidad [carbono orgánico particulado >105 μm (COP_g) y carbohidratos solubles (CHs)] mostraron diferencias relacionadas con el uso del suelo, mientras las de labilidad intermedia [carbono orgánico particulado 105-53 μm (COP_f) y carbohidratos totales (CHt)] fueron útiles en poner en evidencia los cambios debidos a las prácticas agrícolas. Entre manejos agrícolas, tanto la intensidad de cultivos como el tipo de cultivo dentro de la rotación modificaron el contenido y distribución del COT y sus fracciones. La sensibilidad a las variaciones temporales y de manejo fue mayor en las fracciones orgánicas lábiles que en el COT. A su vez la magnitud de la variabilidad fue diferente entre fracciones, donde las fluctuaciones temporales aumentaron en el siguiente orden COM < COT < COP_f ≤ CHt < CHs ≤ COP_g. La combinación de la información obtenida de los diferentes atributos del suelo a través de índices, como el COT/arcilla, índice de estratificación e índice de reserva de C permitió diferenciar mejor el efecto del uso y manejo. Las propiedades físicas fueron degradadas por los manejos agrícolas con mayores valores de densidad aparente, influenciados por la textura, menor macroporosidad y capacidad de aire, sin hallar un indicador físico que permita diferencias prácticas agrícolas en todos los sitios.

Abstract

The intensification of agriculture, with a gradual degradation of Argentina's soil, has increased erosion processes and loss of fertility. The aim of this dissertation was to analyze different soil parameters, either alone or combined, to serve as sensitive indicators in the assessment of different management practices on sites with different climate and soil conditions. The study sites are located in Bengolea and Monte Buey (Córdoba), Pergamino (Buenos Aires) and Viale (Entre Ríos). Good agricultural practices, Poor agricultural practices and natural environment (reference) at each site were evaluated. During the period from September 2009 to September 2012 soil sampling was performed in the months of February and September, in which it was determined: total organic carbon (COT), total nitrogen, pH and available phosphorous. A series of physical and chemical methods of fractionation to obtain organic fractions with different characteristics and cycling time was applied. Also a number of physical properties related to the size and distribution of pores, water availability and their relationship to soil management practices were analyzed. COT levels in AN decreased from the East (28 g kg^{-1} in Viale) to West (14 g kg^{-1} in Bengolea) following the rainfall and texture gradient of sites. Relationships between different labile organic fractions with COT in AN showed differences among sites, reflecting different dynamics according to the characteristics of the environment in different localities. COT levels in 0-20 cm depths of agricultural soils were 6-42% lower than AN where soybean frequency was one of the main factors causing these declines. In general, the labile organic fractions showed differential sensitivity. Those with higher lability (COP_g and CHs) showed differences related to land use, while intermediate lability (COP_f and CHt) were useful to highlight the changes due to agricultural practices. Between agricultural managements, both cropping intensity and crop type in the rotation changed the content and distribution of COT and its fractions. The sensitivity to temporal variations and management was higher in the labile organic fractions than in the COT. In turn, the magnitude of variability was different between fractions, where temporal fluctuations increased in the following order $\text{COM} < \text{COT} < \text{COP}_f \leq \text{CHt} < \text{CHs} \leq \text{COP}_g$. The combination of information from different soil attributes through indices such as COT/clay, stratification index and C pool index allowed a better differentiation of the effect of use and management. The physical properties were degraded by agricultural managements with higher values of bulk density, influenced by texture, lower macroporosity and air capacity, without finding a physical indicator to differentiate agricultural practices on all sites.

Certifico que fueron incluidos los cambios y correcciones sugeridas por los jurados.

Dr. Juan A. Galantini

*Le dedico esta tesis a mi familia y amigos
por acompañarme y apoyarme
incondicionalmente en este desafío.*

Agradecimientos

- ✓ Al Dr. Juan Alberto Galantini, por su invaluable ayuda, enseñanzas y estímulo, por brindarme la libertad de expresar mis ideas y por su amistad.
- ✓ A toda mi familia y a mi novia, por el continuo apoyo durante el transcurso de este trabajo.
- ✓ A mis compañeros y amigos del Laboratorio de Suelo, Planta y Ambiente: Bqca. Mag. Sc. Ana María Miglierina, Ing. Julio Iglesias, Lic. Mag Sc. Liliana Suñer, Ing. Mag. Sc. Gabriela Minoldo, Ing. Mag. Sc. María Rosa Landriscini, Dr. Fabiana Limbozzi; Lic. Silvia Canelo, Lic. Mag. Sc. Gabriela Laurent e Ing. Carlos Cardoso por todos los momentos compartidos.
- ✓ A Julio Iglesias, Silvia Canelo y Rita Canelo, por su ayuda en las determinaciones de laboratorio.
- ✓ A mis compañeros y amigos del LabSPA, Lic. Juan Carlos Gasparoni, Lic. Alejandra Barrios, Cecilia Costantino, Luciano Baraldi y Ramiro García.
- ✓ A Juan Manuel Martínez, Fernando “cartukio” López y Corina Cerdá, por los momentos compartidos.
- ✓ Al Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur y al Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS).
- ✓ A los miembros del consorcio BIOSPAS por su participación en el diseño experimental del estudio de campo y por su cooperación en los muestreos a campo.
- ✓ Al director del proyecto BIOSPAS, Luis Wall, por su entusiasmo en el desarrollo del proyecto, consejos y aportes de ideas para mejorar este trabajo.
- ✓ A los dueños o encargados de los establecimientos estudiados, Jorge Romagnoli, Juan Pablo (La Lucia, Aapresid), Gustavo González Anta, Fabián Noguera (Rizobacter) y Pedro Barbagelatta por su predisposición para proporcionar la información requerida de los sitios y ayuda en los momentos de muestreo.
- ✓ A Ing. Juan Manuel Martínez e Ing. Fernando López por la continua ayuda y aportes tanto en viajes a campo como en la redacción de esta tesis.
- ✓ A todos los que de alguna manera me ayudaron en este proceso y me hicieron mejor proyecto de investigador y mejor persona, va mi sincero agradecimiento.

Organización de la tesis

Se analizan los cambios en el suelo producidos por dos diferentes modalidades productivas, buenas y malas prácticas agrícolas, en relación a las condiciones naturales de los sitios sin cultivar. El análisis se dividió en cuantificar los cambios en las fracciones orgánicas (cantidad, calidad, distribución) (Capítulo I); los cambios en las propiedades físicas, íntimamente relacionadas con la productividad de los cultivos y las transformaciones de las fracciones orgánicas (Capítulo II); en la aplicación y búsqueda de indicadores que nos permitan predecir los cambios (Capítulo III); y finalmente, un aspecto poco analizado en la mayoría de los estudios, la estabilidad de los cambios, para lo cual se comparan los resultados obtenidos en dos épocas durante dos años (Capítulo IV); en forma de resumen, se presentan las contribuciones y conclusiones, además de las principales recomendaciones que se obtuvieron de esta tesis (Capítulo V).

Los Capítulos se redactaron según el siguiente esquema: introducción, objetivos específicos, materiales y métodos, resultados y discusión, conclusiones y al final de la tesis toda la bibliografía consultada.

INDICE

INTRODUCCIÓN GENERAL	1
CALIDAD DE LOS SUELOS	1
SITUACIÓN DE LA REGIÓN PAMPEANA	3
INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS	4
MATERIA ORGÁNICA Y SUS FRACCIONES.....	6
SECUESTRO DE CARBONO Y SU IMPACTO AMBIENTAL	7
SUSTANCIAS HÚMICAS	9
HIPÓTESIS GENERAL	10
OBJETIVO GENERAL	10
MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES	10
UBICACIÓN DE LOS SITIOS	11
TRATAMIENTOS.....	12
MUESTREO.....	14
PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS DE LOS SUELOS.....	15
ESQUEMA DE TRABAJO	16
CAPÍTULO I.....	17
ANÁLISIS DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS EN SUELOS BAJO SISTEMAS NATURALES Y CULTIVADOS	17
INTRODUCCIÓN	18
MATERIALES Y MÉTODOS.....	22
SITIOS DE ESTUDIO	22
MUESTREO DE SUELO.....	22
DETERMINACIONES QUÍMICAS Y FÍSICAS DEL SUELO	22
FRACCIONAMIENTO FÍSICO DEL SUELO	23
FRACCIONAMIENTO QUÍMICO DE LA MO DEL SUELO.....	24
DETERMINACIÓN DE CARBOHIDRATOS TOTALES Y SOLUBLES.....	25

VIII

CÁLCULO DEL CONTENIDO DE COT Y SUS FRACCIONES.....	26
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	26
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	26
AMBIENTES NATURALES.....	26
EFECTO DE LAS PRÁCTICAS DE MANEJO SOBRE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS	28
DENSIDAD APARENTE	31
CAMBIOS EN LOS CONTENIDOS DE CARBONO	33
SUSTANCIAS HÚMICAS: HUMINAS, ÁCIDOS HÚMICOS Y ÁCIDOS FÚLVICOS	36
CONTENIDOS DE CARBOHIDRATOS TOTALES (CHT) Y SOLUBLES (CHs)	38
CONCLUSIONES	42
CAPÍTULO II.....	43
EVALUACIÓN DE LA CALIDAD FÍSICA DE LOS SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA: EFECTO DE LAS PRÁCTICAS DE MANEJO	43
INTRODUCCIÓN	44
CALIDAD FÍSICA DE LOS SUELOS	44
INDICADORES DE CALIDAD FÍSICA DE SUELOS.....	46
ÍNDICE DE ESTABILIDAD ESTRUCTURAL (IEE).....	50
MATERIALES Y MÉTODOS.....	51
TOMA DE MUESTRAS	51
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	54
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	55
DENSIDAD APARENTE	55
CAPACIDAD DE CAMPO RELATIVA.....	57
CAPACIDAD DE AGUA ÚTIL.....	58
RELACIÓN θ_{CC}/PT Y CA/PT	59
POROSIDAD (MACRO, MESO Y MICROPOROS).....	59
CARBONO ORGÁNICO Y SU RELACIÓN CON LAS PROPIEDADES FÍSICAS	63

CONCLUSIONES	67
CAPÍTULO III	69
UTILIZACIÓN DE ÍNDICES PARA EVALUAR LA CALIDAD DE SUELOS AGRÍCOLAS EN SIEMBRA DIRECTA	69
INTRODUCCIÓN	70
ÍNDICES SIMPLES-FUNCIONALES	70
MATERIALES Y MÉTODOS.....	73
SITIOS DE ESTUDIO	73
MUESTREO Y ANÁLISIS	73
FRACCIONAMIENTO FÍSICO Y DE LA MO DEL SUELO	74
CALCULO DE MASA DE SUELO EQUIVALENTE	74
ÍNDICES DE INTENSIFICACIÓN	74
ÍNDICES SIMPLES.....	75
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	76
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	77
CARBONO ORGÁNICO TOTAL E ÍNDICES DE INTENSIFICACIÓN	77
FRACCIONES ORGÁNICAS: NO HUMIFICADAS (COP _G , COP _F) Y HUMIFICADAS (HUM, AF Y AH)	83
ÍNDICES SIMPLES Y SU RELACIÓN CON LAS PRÁCTICAS DE MANEJO	87
CONCLUSIONES	91
CAPÍTULO IV.....	92
VARIABILIDAD TEMPORAL DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS	92
INTRODUCCIÓN	93
MATERIALES Y MÉTODOS.....	95
ANÁLISIS TEMPORAL DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS.....	95
ANÁLISIS TEMPORAL DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS.....	96
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	96
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	98

VARIABILIDAD DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS	98
FRACCIONES ORGÁNICAS (COP _G , COP _F , CHT, CHs).....	102
CARBOHIDRATOS TOTALES Y SOLUBLES	110
STOCK DE CARBONO Y SUS FRACCIONES.....	118
VARIACIÓN TEMPORAL DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LOS SUELOS.....	121
AMBIENTES NATURALES.....	121
EFFECTO DE LAS PRÁCTICAS DE MANEJO	129
CONCLUSIONES	137
CAPÍTULO V.....	138
CONSIDERACIONES FINALES.....	138
BIBLIOGRAFÍA	144

Lista de abreviaturas

Español	Significado
a y L	Arcilla y Limo
ACP	Análisis de componentes principales
AH y AF	Ácidos húmicos y fúlvicos
AN	Ambiente natural
BP	Buenas prácticas agrícolas
C	Carbono
CA	Capacidad de aire
CAU	Capacidad de agua útil
CC	Capacidad de campo
CCR	Capacidad de campo relativa
CHs y CHt	Carbohidratos solubles y totales
COM	Carbono orgánico asociado a la fracción mineral
COP _f y COP _g	Carbono orgánico particulado fino y grueso
COT	Carbono orgánico total
CR	Compactación relativa
CS	Calidad del suelo
DA	Densidad aparente
DA _c	Densidad aparente crítica
DA _{max}	Densidad aparente máxima
FG	Frecuencia gramínea
FM	Frecuencia maíz
FS	Frecuencia soja
Hum	Huminas
IE	Índice de estratificación
IEE	Índice de estabilidad estructural
IL	Índice de labilidad
IMC	Índice de manejo de carbono
IR	Índice de rotación
IRC	Índice de reserva de carbono
MO	Materia orgánica
MP	Malas prácticas agrícolas
mp	Mesoporos
Mp _g y Mp _p	Macroporos grandes y pequeños
N y Nt	Nitrógeno y Nitrógeno Total
P	Fósforo
PM	Prácticas de manejo
PMP	Punto de marchitez permanente
PT	Porosidad total
SD	Siembra directa
SH	Sustancias Húmicas
μP	Microporos

Introducción general

Calidad de los suelos

La calidad del suelo (CS) ha ganado la atención en los últimos años debido a problemas ambientales relacionados con la degradación del suelo y la sostenibilidad de la producción bajo diferentes sistemas de cultivo. Este interés se ha centrado en la definición del concepto de CS y en la búsqueda de métodos fiables para la evaluación de esta calidad. La CS se puede definir como la “capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema, sustentar la productividad biológica, mantener la calidad del medio ambiente, y promover la sanidad tanto de plantas, animales y humanos” (Doran *et al.*, 1996; Karlen *et al.*, 1997).

Según Nortcliff (2002), la búsqueda de índices cuantitativos de CS es difícil, esto es especialmente cierto si se considera que muchos cambios ocurren en el largo plazo, y por lo tanto un cambio en la CS sólo puede ser percibido cuando todos los efectos se combinan en un período de tiempo. Debido a la falta de acuerdo sobre la definición de CS, actualmente no existe un consenso general sobre los suelos que deben ser considerados de máxima calidad. Existen dos opciones posibles relacionadas a suelos de máxima calidad. La primera considera que un suelo de máxima calidad es el suelo en equilibrio con todos los componentes del medio ambiente, es decir, un suelo clímax desarrollado bajo vegetación clímax. La segunda opción considera que los suelos de máxima calidad de referencia son suelos capaces de mantener una alta productividad causando el mínimo disturbio del medio ambiente.

Fedoroff (1987) sugiere la idea de utilizar los suelos clímax como la más alta calidad para la evaluación de la degradación del suelo. Esto se basa en el hecho de que los suelos que se desarrollan libremente llegan a un equilibrio entre sus propiedades que conduce a la estabilidad a largo plazo en los ecosistemas naturales. Muchos investigadores han utilizado este tipo de suelos para la evaluación de sus trabajos (Cook & Hendershot, 1996; Leirós *et al.*, 1999; Sánchez-Marañón *et al.*, 2002).

La influencia de un sistema puede ser evaluada en base a estudios de CS, ésta no puede medirse directamente pero puede inferirse a través de la medida de

atributos o parámetros del suelo que sirven de indicadores de calidad (Bredja *et al.*, 2000). La evaluación de la calidad consiste en valorar y explicar los cambios sucedidos en el suelo en el espacio y en el tiempo (Doran & Parkin, 1994), a través de parámetros que valoran su funcionamiento. Períodos de tiempo relativamente largos (5-10 años) son necesarios con el fin de detectar cambios significativos en carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (Nt) del suelo como resultado de las prácticas de manejo (PM) (Nannipieri *et al.*, 1990; García & Hernández, 1997).

En las últimas décadas, los estudios realizados sobre la capacidad productiva de los suelos han puesto de manifiesto la degradación severa y más del 10% de los suelos cultivados en todo el mundo se vio afectado por erosión, contaminación ambiental, labranza excesiva, sobrepastoreo, tala de árboles, salinización y desertificación (Sanders, 1992).

El cultivo de suelos vírgenes (pastizales nativos o bosques) por lo general ha dado lugar a una disminución de la materia orgánica del suelo (MO) y la liberación neta de CO₂ a la atmósfera (Davidson & Ackerman, 1993). En los suelos naturales, el cambio a usos agrícolas se asocia con una modificación en el tipo de vegetación y el cambio posterior en el tipo y magnitud de los diversos depósitos de carbono (residuos), afectando los niveles de COT. Además, cambios asociados con el cultivo sobre el suelo, tales como aumentos de la temperatura (menor sombreado), modificación de la estructura y aumento potencial de la erosión también puede influir sobre el COT. En los suelos agrícolas la calidad estará dada por su potencial para permitir el desarrollo de los cultivos sin degradarse ni deteriorar el ambiente.

La habilidad de un suelo para mantener el crecimiento de las plantas y la actividad biológica radica en sus propiedades químicas (capacidad de suministrar nutrientes, pH, contenido de sales) y físicas (porosidad, capacidad de retención de agua, estado de agregación), muchas de las cuales están en función del contenido de MO. En particular, incrementos en los niveles de MO se relacionan directamente con una mejor nutrición vegetal, facilidad para las labores, mayor estabilidad de los agregados, reducción de la densidad aparente y mejoras en la capacidad de retención hídrica y la porosidad del suelo (Carter & Stewart, 1996).

Situación de la Región Pampeana

El suelo es el principal recurso para la producción agropecuaria, el más importante sustento económico de nuestro país y que ha permitido la denominación de “granero del mundo”.

Los suelos predominantes son Molisoles formados sobre loess como materiales de origen eólico, que presentan un amplio rango de variación de profundidad, textura, contenido de MO y fertilidad (Álvarez & Lavado, 1998). Las importantes cosechas obtenidas en la Región Pampeana fueron el fruto de la alta fertilidad natural de los suelos, que mediante la paulatina degradación de la MO aportó gran parte de los nutrientes requeridos por los cultivos.

A escala mundial, se está incrementando la presión de uso de las tierras, aumentando la magnitud e intensidad de los procesos de deterioro y desequilibrios de los agroecosistemas. En la Región Pampeana este efecto se acentuó por una disminución de la superficie cubierta con praderas semipermanentes y crecimiento de las áreas dedicadas a las secuencias agrícolas anuales donde predomina el cultivo de soja y del doble cultivo trigo-soja.

En los últimos años, se ha generalizado la adopción de la siembra directa (SD) sobre la superficie agrícola-ganadera del país, impulsada por menores costos de producción, los mayores rendimientos y la incorporación de las zonas menos fértiles en la producción de cultivos (Derpsch *et al.*, 2010). La cualidad de que la SD sea una forma conservacionista de producción, no fue motivo de su adopción. Asociada a la aparición de las sojas RR se combinó en un paquete de prácticas agronómicas acorde a los requerimientos de la producción a gran escala, prácticamente simple y económicamente favorable. En la actualidad, en nuestro país más de 16 millones de hectáreas en SD se destinan al cultivo de soja. El cultivo de soja en la Argentina actualmente representa más del 60% de la superficie total cultivada (MAGyP, 2011), mientras que la superficie destinada a los cultivos invernales ha descendido hasta alcanzar sólo el 20-25% del área cultivada. El impacto negativo en el contenido de MO que se presenta cuando existe una mayor proporción de soja en las rotaciones, con respecto a cultivos como maíz o sorgo, ha sido descripto

por varios autores en diversas regiones del mundo (Havlin *et al.*, 1990; Studdert & Echeverria, 2000; Novelli *et al.*, 2011).

La alta dependencia de los insumos energéticos (combustible, fertilizantes, herbicidas y agrotóxicos), el balance negativo del carbono y nutrientes del suelo, el abuso del monocultivo con escasa cobertura del suelo y la escases de alternativas de control biológico de plagas, enfermedades y malezas, son aspectos claves para el futuro de la producción agropecuaria y el cuidado del medio ambiente que deben ocupar especial atención.

Indicadores de calidad de suelos

En el funcionamiento del suelo están involucradas un sinnúmero de propiedades físicas, químicas y bioquímicas. Sin embargo, debido a la imposibilidad de considerar todas estas propiedades, es necesario hacer una selección. En tal sentido, la MO, principalmente, sus fracciones más lábiles se consideran importantes indicadores tempranos de CS y sustentabilidad (Reeves, 1997; Fabrizzi *et al.*, 2003). Además, la densidad aparente (DA) y diversas formas de porosidad, aireación y retención de agua forman componentes claves de cualquier parámetro integrador o conjunto de parámetros que indican la CS.

Diferentes autores han definido una serie de requisitos o pautas específicas que deben cumplir los parámetros evaluados para ser considerados indicadores. Según Dalal (1998) supone que un buen indicador debe medir una o más funciones del suelo; ser lo suficientemente sensible para reflejar los cambios debidos a perturbación, restauración o manejo; facilitar la referencia de valores críticos o umbrales; ser fácilmente interpretables; ser fácil y barato de obtener. Por otro lado, Elliott (1994) considera que un indicador tiene que ser sensible a la presencia del mayor número posible de agentes degradantes; tener coherencia en la dirección del cambio experimentado en respuesta a una perturbación dada, y poseer capacidad de reflejar los diferentes niveles de degradación.

Dada la naturaleza compleja de los suelos y el número excepcionalmente grande de las propiedades del suelo que pueden ser determinadas, es importante ser capaz de seleccionar las propiedades que son apropiados para los objetivos del estudio.

La MO del suelo ha sido ampliamente propuesta como un indicador clave de la CS, especialmente en los suelos agrícolas. Sin embargo, no existe un consenso sobre cuál es el nivel crítico en un suelo agrícola, ni cómo este nivel varía entre los suelos con diferentes clases texturales bajo diferentes condiciones ambientales. El principal constituyente de la MO es el carbono (C), el que representa entre el 40 y 60% de su contenido total. La mayoría de los métodos analíticos cuantifican el CO a partir del cual, es posible estimar la MO total del suelo utilizando un factor de conversión según diferentes tipos de suelos. La mayoría de los estudios utilizan el contenido de COT para cuantificar las reservas y cambios en la MO. En muchos casos, los cambios resultantes de las PM o usos del suelo no están debidamente reflejados en los valores de COT (Roscoe & Buurman, 2003), principalmente debido a las altas concentraciones y estabilidad del carbono asociado a la fracción mineral (Lal, 2006).

La MO es una característica relativamente sencilla de medir y al mismo tiempo, se puede caracterizar de muchas maneras diferentes. Gregorich *et al.* (1994) y Bolinder *et al.* (1999) han sugerido que la MO puede ser apropiada para evaluar cambios en CS pero además hay que considerar otra serie de propiedades relacionadas que podrían llegar a estar más estrechamente vinculadas con funciones específicas que modifican la CS. Dichos autores sugieren incluir, CO particulado (COP), fracciones livianas de N, carbono y N mineralizable, biomasa microbiana, carbohidratos y enzimas del suelo.

Sojka & Upchurch (1999) sugieren un enfoque más cauteloso sobre la adopción de la MO como un índice universal de CS. Los autores sugieren que aunque hay evidencias en muchos suelos que un aumento en los niveles de MO tiende a mejorar la calidad, existen a menudo muchos impactos ambientales y de producción de cultivos negativos no reconocidos asociados con la MO del suelo. Por ejemplo, sugieren que el aumento de los niveles de MO aumenta la exigencia de aplicación de plaguicidas, también sugieren que la agregación mayor puede resultar en un flujo más rápido a través de suelos y por consiguiente el transporte rápido de los nutrientes aplicados y otras enmiendas del suelo.

Materia orgánica y sus fracciones

Las grandes pérdidas de MO del suelo se reflejan en una serie de modificaciones adversas en las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, tales como la reducción de la capacidad buffer del suelo, disminución de la capacidad de intercambio catiónico y la disponibilidad de nutrientes, pobre estructura del suelo, reducción de la infiltración de agua, una mayor susceptibilidad de los suelos a la compactación y erosión y reducción de la biodiversidad (Montanarella, 2007). Por todo esto, la MO y sus fracciones son atributos importantes de CS (Gregorich *et al.*, 1994). La conversión de suelos nativos para cultivo suele ir acompañado de una disminución de la MO y el deterioro de la estructura del suelo (Resck *et al.*, 2008). Además de los cambios en la estructura, la reducción de la MO se asocia con efectos negativos sobre las concentraciones de nutrientes (Ashagrie *et al.*, 2007), almacenamiento de agua (Resck *et al.*, 2008) y la emisión de gases de efecto invernadero (Lal, 2006).

La MO se encuentra en compartimentos diferentes que tienen tiempos variables de reciclaje y formas de protección (Duxbury *et al.*, 1989). Estos compartimentos pueden ser arbitrariamente establecidas sobre la base de la localización, composición o el grado de estabilidad de la MO (Baldock & Nelson, 2000). Inicialmente, las fracciones de la MO fueron separadas sólo por medios químicos (Stevenson & Cole, 1999). En las últimas décadas, varias técnicas se han refinado para separar las diferentes fracciones, tratando de identificar las fracciones lábiles y estables, y su ubicación en la estructura del suelo (Galantini & Suñer, 2008). Una de tales técnicas, el fraccionamiento físico por tamaño de partícula, permite la separación de fracciones lábiles de MO, que se caracterizan por ser un material fácilmente disponible para la descomposición microbiana, por ejemplo, hojas, raíces y restos de animales (Duxbury *et al.*, 1989), de la MO asociada a la fracción mineral del suelo (estable) (Cambardella & Elliott, 1992). Estas fracciones se han utilizado en estudios que incluyen el almacenamiento de MO bajo diferentes sistemas de manejo (Bayer *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2007; Sá & Lal, 2009). Se ha hecho hincapié en el uso de estas fracciones como un atributo de CS (Conceição *et al.*, 2005) y su sensibilidad como un indicador de los cambios causados por la

agricultura, cuando superficies de vegetación natural se convierten en suelos bajo agricultura (Ashagrie *et al.*, 2007). Vieira *et al.* (2007) demostró que la MO particulada (MOP) ($> 53 \mu\text{m}$) se puede utilizar para determinar el índice que mide la labilidad de la MO. En un estudio de Bayer *et al.* (2004), el CO en la fracción particulada ($> 53 \mu\text{m}$) indicó cambios en el manejo, con mayor sensibilidad que el COT.

Secuestro de carbono y su impacto ambiental

Las preocupaciones sobre el cambio climático global, vinculado a las crecientes concentraciones de CO_2 en la atmósfera, han aumentado el interés en la evaluación de los efectos de manejo sobre el secuestro de C de los suelos (García *et al.*, 2006). Este interés se justifica porque los depósitos terrestres de C son dinámicos, responden fácilmente a los cambios de manejo, y contienen más de dos veces los niveles atmosféricos de C (Council for Agricultural Science and Technology, 2004).

Mullen *et al.* (1999) estimaron que entre el 6 y 25% del aumento del CO_2 atmosférico de los últimos 150 años puede atribuirse a la pérdida de MO del suelo. Por esto, y por la capacidad que poseen los suelos para recapturar carbono, en las últimas décadas se han impulsado los estudios tendientes a evaluar las variaciones en el contenido de COT y el potencial de las prácticas agronómicas para capturarlo en el suelo, para mitigar el efecto invernadero. En América del Norte, aproximadamente el 30-50% del COT, que equivale a 30-40 Mg C ha^{-1} se ha perdido en la atmósfera y el contenido de COT disminuyó rápidamente después de la conversión de ecosistemas naturales a los agrícolas (Lal, 2006). A nivel mundial, se ha estimado que los cambios en el uso del suelo (de bosques a pastizales o cultivos permanentes, y agricultura migratoria) liberó 123 Pg C en el período 1850 a 1990 (Houghton, 1999), lo que contribuye aproximadamente el 18-20% del total de emisiones antropogénicas de CO_2 cada año (Dumanski, 2004).

Numerosos trabajos coinciden en que la agricultura ha ocasionado la degradación o decaimiento de los niveles orgánicos de los suelos (Tiessen *et al.*, 1982; Whitbread *et al.*, 2000; Bayer *et al.*, 2002a). La pérdida de CO por conversión de praderas nativas a usos agrícolas es una fuente importante de emisiones de CO_2 causadas por el hombre y ha contribuido al aumento

histórico en los niveles globales de CO₂ en la atmósfera, creado un potencial sumidero de CO en muchos suelos agrícolas (Wilson, 1978; Flach *et al.*, 1997).

El CO₂ de la atmósfera puede ser capturado en los suelos agrícolas si las tasas de descomposición del COT se reducen, mayor biomasa de los cultivos cada año retornan al suelo y se reduce la erosión del suelo. Existen varias estrategias de manejo de suelos agrícolas para lograr estos objetivos: establecimiento de cubierta vegetal permanente, prácticas de labranza de conservación, tales como SD (Lal *et al.*, 1998; Halvorson *et al.*, 2002; Bernacchi *et al.*, 2005), mayor retorno de CO al suelo a través de los cultivos perennes, mayores rendimientos de los cultivos anuales, y la reducción de los períodos de barbecho (Huggins *et al.*, 1998; Machado *et al.*, 2006). Una gran cantidad de literatura recomienda la adopción de la SD como una estrategia para revertir la degradación de los suelos agrícolas y convertirlos en sumideros de C (Paustian *et al.*, 1997; Lal *et al.*, 1999; Six *et al.*, 2004b).

El grado en que las prácticas agrícolas resultan en cambios de almacenamiento de COT depende de múltiples factores, incluyendo los niveles iniciales de COT (Ismail *et al.*, 1994), el grado de saturación de COT del sistema (Hassink & Whitmore, 1997), las propiedades del suelo tales como textura y agregación (Balesdent *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2004a), la productividad (Al-Kaisi *et al.*, 2005), las condiciones ambientales (Campbell *et al.*, 1995), y el tiempo. Si las PM y las condiciones ambientales son coherentes con el tiempo, nuevos niveles de COT puede producirse (Paustian *et al.*, 2001).

Por lo general, MO incrementa su estabilización con el aumento del contenido de arcilla (a) debido a una mayor superficie reactiva de las partículas de arcilla, proporcionando una mayor capacidad de estabilización química a través de interacciones arcilla-MO, además de la protección física por la incorporación de MO dentro de los agregados (Feller & Beare, 1997; Six *et al.*, 2002). A su vez, a medida que aumenta el contenido de arcilla, aumenta la proporción de poros pequeños que estabilizan el CO debido a la exclusión de los microorganismos descomponedores (Mtambanengwe *et al.*, 2004; Strong *et al.*, 2004). Por otra parte, las PM influyen en la cantidad de MO y su distribución entre las fracciones de agregado (Feller & Beare, 1997; Six *et al.*, 2002).

La evaluación de las reservas de COT muchas veces resulta difícil comparar con los resultados de otras investigaciones ya que utilizan diferentes métodos para calcular las reservas de carbono. Por ejemplo, los datos de COT se informan comúnmente como mediciones de su concentración (g de COT por kg de suelo), por volumen de suelo equivalente (g de COT por m² a una profundidad de suelo fija) o por masa de suelo equivalente (kg de COT por m² a una masa de suelo fija). Aquellos métodos que tienen en cuenta las diferencias en la densidad aparente del suelo, se consideran los métodos más fiables para el cálculo de los stocks de C (Gregorich *et al.*, 1994; Ellert & Bettany, 1995; VandenBygaart & Angers, 2006).

Sustancias húmicas

Las sustancias húmicas (SH) son una fracción relativamente estable de la MO y son capaces de resistir en parte, la descomposición microbiana y, por tanto, ayudan a mantener el nivel de MO del suelo. Las SH conforman una parte significativa del C y N orgánico total del suelo (Lal, 1994; Milori *et al.*, 2002). La mayor parte de los beneficios de la MO a la CS están vinculados a esta fracción. La acción de las SH sobre la CS puede manifestarse de dos maneras: una forma directa sobre la producción de los cultivos, a través de la descomposición biológica que genera sustancias quelantes, N y P aprovechables. Indirectamente mejora las propiedades físicas del suelo como la agregación, capacidad de retención de humedad, entre otras (Rosell *et al.*, 2001). Por otra parte, estos compuestos también pueden acomplejar los metales, aliviando la toxicidad de metales pesados y la deficiencia de otros en los suelos (McCarthy, 2001).

Problemática

En el país, la agricultura se ha expandido dentro de una matriz tecnológica enmarcada por cultivos transgénicos, mayor uso de fertilizantes y plaguicidas y, en menor medida, por prácticas asociadas a la agricultura de precisión (Satorre, 2005). Todo este paquete tecnológico estuvo impulsado principalmente por el crecimiento de la SD, donde, en pocos años ha llegado a superar el 80% de la superficie agrícola-ganadera del país, transformando los sistemas de producción mixtos en agrícolas puros mediante el uso excluyente de la SD. Estos cambios tecnológicos bruscos hacen que no se conozcan

detalladamente sus efectos sobre las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Esta carencia de información es más evidente en relación a los cambios que se producen en el largo plazo y el efecto que pueden tener las diferentes secuencias de cultivos, en particular el monocultivo, sobre la sustentabilidad en la amplia variedad de condiciones edafoclimáticas.

Teniendo en cuenta las diferentes condiciones edáficas y climáticas en la Región Pampeana se plantea la siguiente hipótesis:

Hipótesis general

- Las prácticas de manejo tendrán un impacto distinto sobre el contenido, distribución y calidad de las fracciones orgánicas dependiendo de los equilibrios naturales entre los procesos de descomposición y aporte.

Objetivo general

- Analizar diferentes parámetros edáficos, solos o combinados, que sirvan como indicadores sensibles en la evaluación de distintas prácticas de manejo en sitios con diferencias edafoclimáticas con el propósito de generar conocimiento que permita comprender mejor los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en el suelo con relación a la productividad y a los diferentes manejos en SD.

Materiales y métodos generales

Esta tesis está vinculada al proyecto BIOSPAS (Biología de suelo y producción agraria sustentable), en el marco de los Proyectos de Áreas Estratégicas (PAE) del Ministerio de Ciencia Tecnología e Innovación Productiva de la República Argentina. Debido a la necesidad de conocer y mantener la CS, surgió la necesidad de certificar el proceso productivo a fin de promover buenas prácticas agrícolas (BP) en la Argentina. Uno de estos esfuerzos se llevó a cabo con AAPRESID en conjunto con el proyecto BIOSPAS (Wall, 2011) en donde se evaluó la calidad física, química y biológicas de los suelos en campos particulares de producción los cuales responden o no a los criterios definidos por el Programa de Certificación de Buenas Prácticas (<http://www.aapresid.org.ar/ac/buenas-practicas-agricolas>).

La elección de los sitios y manejos se realizó a través de una discusión minuciosa entre científicos y productores afines a dicho proyecto. A su vez, los mismos fueron definidos teniendo en cuenta una serie de definiciones de trabajo de manejo del suelo de acuerdo con un conjunto de descripciones de Agricultura Certificada de Aapresid (www.aapresid.org.ar).

Ubicación de los sitios

Los suelos y ambientes analizados varían del más arenoso y menos lluvioso sobre el oeste al más húmedo y arcilloso en el este. Se seleccionaron cuatro sitios de estudio con historia documentada bajo SD ubicados en una transecta este-oeste en la región más productiva en la Pampa Argentina con diferentes condiciones climáticas y de suelo. Los sitios de estudio se encuentran en Bengolea (Córdoba, latitud 33 ° 01 '32,9 "S, longitud 63 ° 37' 36,4" W), Monte Buey (Córdoba, latitud 32 ° 58 '17,0 "S, longitud 62 ° 27' 02,4 "W), Pergamino (Buenos Aires, latitud 33 ° 56 '42,6" S, longitud 60 ° 33' 35,6 "WO) y Viale (Entre Ríos, latitud, 31 ° 52 '42,2" S Longitud 59 ° 41 '16,2 "WO) (Figura 1).

El suelo en Bengolea es un Haplustol Entico de textura franco arenosa, donde el régimen de humedad ústico, la principal limitante de éstos suelos es climática y además por ser suelos de textura gruesa tienen baja capacidad de retención de agua. El suelo en Monte Buey es un Argiudol Típico de textura franco limosa con un horizonte Bt iluvial moderadamente desarrollado. El suelo en Pergamino es un Argiudol Típico de textura franco limosa con un horizonte Bt bien desarrollado, típico de la Pampa Ondulada, la precipitación es ligeramente mayor que en la ubicación anterior y el relieve es suavemente ondulado. El suelo en Viale es un Hapludert Típico de textura franco arcillo limosa a arcillo limosa; es el sitio con las mayores precipitaciones, el paisaje también es suavemente ondulado y el sistema de drenaje está bien desarrollado (Tabla 3). La mineralogía de la arcilla de los horizontes superficiales de los suelos de Bengolea, Monte Buey y Pergamino es bastante similar, la cual, consiste en arcillas 2:1, principalmente illitas. Por el contrario, el suelo en Viale se caracteriza por una proporción considerable de esmectita (Kraemer *et al.*, 2012).

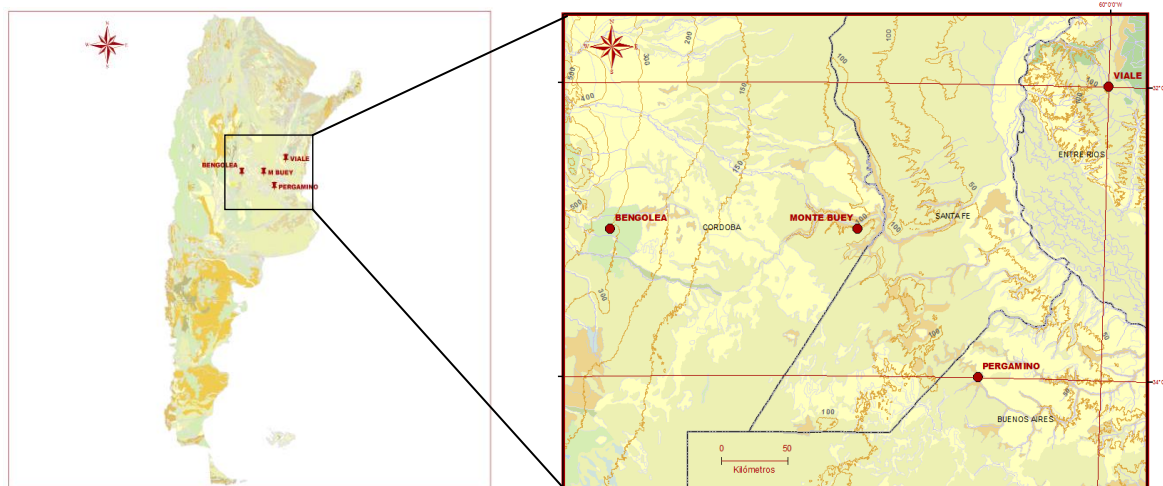


Figura 1: Localización geográfica de los sitios evaluados.

Tratamientos

Se definieron tres tratamientos (Figura 2):

1. "Buenas Prácticas Agrícolas" (BP), manejo agrícola sostenible bajo SD, con rotación intensiva de cultivos de invierno, trigo (*Triticum aestivum* L.) y cebada (*Hordeum vulgare*) y de verano, soja (*Glycine max* [L.] Merr.), maíz (*Zea mays* L.) o sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) y, en ciertas ocasiones, incluyendo cultivos de cobertura, como vicia (*Vicia sativa* L.) y triticale (*Triticum aestivum*). La reposición de nutrientes se realiza en base a las necesidades de los cultivos, minimizando el uso de agroquímicos (herbicidas, insecticidas y fungicidas) (Tabla 1).
2. "Malas Prácticas Agrícolas" (MP), manejo agrícola no sostenible bajo SD con mínima rotación o monocultivo de soja (*Glycine max* [L.] Merr.), mínima reposición de nutrientes y alto uso de agroquímicos (herbicidas, insecticidas y fungicidas) (Tabla 1).
3. "Ambiente Natural" (AN), situaciones sin uso antrópico como referencia, se seleccionaron pastizales naturales, cerca de las parcelas cultivadas (menos de 5 km), donde se hayan alcanzado los equilibrios entre las diferentes fracciones orgánicas por ello, los sectores seleccionados presentaban más de 30 años sin ningún tipo de disturbio. Las especies predominantes en los AN variaron según los sitios (Figura 2): en Viale hubo predominancia de especies arbóreas como palma caranday

(*Trithrinax campestris*), ñandubay (*Prosopis affinis*), chañar (*Geoffroea decorticans*) y algunas herbáceas como *Baccharis spp* y gramíneas del genero *Panicum*, *Paspalum*, *Piptochaetium*, *Chloris* y *Eragrostis*, en Monte Buey las especies predominantes son lechuga silvestre (*Lactuca virosa*), Ortiga (*Urtica urens*), gramón (*Cynodon dactylon*) y cebadilla criolla (*Bromus catharticus Vahl.*), en Pergamino predominaron especies como gramón (*Cynodon dactylon*), lechuga silvestre (*Lactuca virosa*), paja vizcachera (*Amelichloa brachychaeta*), vicia (*Vicia villosa*) y cebadilla criolla (*Bromus catharticus Vahl.*), mientras que en Bengolea la especie principal fue gramón (*Cynodon dactylon*).

Tabla 1: Descripción del manejo y los rendimientos de los cultivos agrícolas promedios de los últimos 5 años previos al primer muestreo Junio 2009 (2005-2009).

	Bengolea		Monte Buey		Pergamino		Viale	
	BP	MP	BP	MP	BP	MP	BP	MP
% de SD	100	80	100	100	100	100	100	100
Relación soja/maíz ^(a)	1,5	4	0,67	4	1,5	5	1,5	4
% inviernos con trigo ^(b)	60	40	60	20	10	0	40	20
% invierno con cultivo de cobertura ^(c)	20	0	40	0	0	0	20	0
Fertilización N-P (kg ha ⁻¹ año ⁻¹) ^(d)	68-18	3-3	64-18	17-5	41-17	7-31	64-27	34-23
Herbicidas (L) utilizados ^(e)	27,7	43,8	25,2	38,9	29,3	46,5	34,5	43,1
Rendimiento soja (kg ha ⁻¹)	3067	2775	3167	2675	2933	2885	3000	1805
Rendimiento maíz (kg ha ⁻¹)	10500	2700	12550	8000	9500	-	7030	3450

^a Numero de cultivos de soja en relación al número de cultivos de maíz en los últimos 5 años.

^b Porcentaje de inviernos ocupados con trigo.

^c Porcentaje de inviernos ocupados con cultivos de cobertura (*Vicia sp.*, *Melilotus alba* o *Lolium perenne*).

^d Calculado como kilos de N y P (elemento) aplicados por hectárea por año.

^e Calculado como litros de herbicidas de baja toxicidad más litros de herbicidas moderada toxicidad ponderados por dos. La toxicidad se define de acuerdo a las categorías de toxicidad de la Agencia de Protección Ambiental.

Unidad: litros totales en los últimos 5 años.

La Tabla 2 muestra la secuencia de cultivos en los tratamientos agrícolas durante el período de estudio (2009-2012) en los cuatro sitios evaluados. De esta manera en BP la sucesión de cultivos fue más equilibrada en cuanto a gramíneas y leguminosas, mientras que en MP se evaluaron lotes bajo SD con preponderancia de soja en la sucesión de cultivos (Figura 2).

Tabla 2: Secuencia de cultivos período (2009-2012) en los diferentes sitios.

Sitio	Tratamiento	Año			
		2008/2009	2009/2010	2010/2011	2011/2012
Bengolea	BP	Trigo/soja 2 ^{da}	Soja 1 ^{ra}	Maíz	Trigo
Bengolea	MP	Soja	Maíz	Soja	Soja
Monte Buey	BP	Maíz	Trigo/soja 2 ^{da}	Vicia/Maíz	Vicia/soja 1 ^{ra}
Monte Buey	MP	Soja 1 ^{ra}	Soja 1 ^{ra}	Trigo/soja 2 ^{da}	Soja 1 ^{ra}
Pergamino	BP	Trigo/soja 2 ^{da}	Maíz	Soja	Cebada/soja 2 ^{da}
Pergamino	MP	Soja 1ra	Soja 1ra	Soja 1ra	Soja 1ra
Viale	BP	Trigo/soja 2 ^{da}	Maíz	Soja	Maíz
Viale	MP	Soja 1 ^{ra}	Soja 1 ^{ra}	Trigo/soja 2 ^{da}	Soja 1 ^{ra}

BP, Buenas Prácticas agrícolas; MP, Malas Prácticas Agrícolas.

Muestreo

El primer muestreo se realizó en Junio del 2009, el cual tuvo como objetivo principal la caracterización química y física de los sitios evaluados (Tabla 3). El resto de los muestreos se llevaron a cabo en dos épocas diferentes durante los años de estudio, verano (mes de Febrero) y primavera (mes de Septiembre), los cuales se realizaron durante 2010, 2011 y parte del 2012. En cada situación se seleccionaron 3 puntos de muestreo los cuales fueron georeferenciados por medio de GPS para los muestreos posteriores. Cada área experimental se dividió en tres parcelas de 50 m² homogéneas y uniformes siendo estas áreas representativas de todo el lote con el objetivo de minimizar la variabilidad espacial en las propiedades bajo evaluación. El mismo criterio se aplicó para todos los lotes, siendo estos pertenecientes a la misma serie de suelo. En cada parcela, entre 16 y 20 submuestras de suelo seleccionadas al azar eran recolectadas, mediante un barreno de 10 cm de diámetro, mezcladas y homogeneizadas en el campo a las profundidades de 0-10, 10-20 y 20-60 cm (muestreo inicial). También se tomaron muestras de suelo sin disturbar mediante cilindros de 5 cm de altura y 4.7 cm de diámetro a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad para el cálculo de la densidad aparente. En cada punto de muestreo 2 o 3 subréplicas fueron obtenidas con cilindros, en los cuales, el material vegetal sobre la superficie del suelo fueron removidos antes de tomar las muestras.













Sitios	Tratamientos	Ambiente natural	Buenas prácticas agrícolas	Malas práctica agrícolas
Bengolea				
Monte Buey				
Pergamino				
Viale				

Figura 2: Imágenes de los tratamientos evaluados en los diferentes sitios.

Propiedades químicas y físicas de los suelos

Los suelos fueron clasificados de acuerdo al Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2010) y mediante la utilización de mapas de suelo del INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina). Las principales propiedades químicas de los suelos se determinaron por métodos estándares: el pH se determinó por el método potenciométrico (relación suelo agua 1:2,5), carbono orgánico total mediante combustión seca utilizando Analizador de carbono LECO CR12 (LECO, St. Joseph, MI, EE.UU.), el contenido de nitrógeno total (Nt) mediante el método semimicro Kjeldahl (Bremner, 1996) y fósforo extraíble (Pe) por el método de Bray & Kurtz (1945). También se determinó la textura de los suelos, por el método de la pipeta (Gee & Bauder, 1986) y mediante muestras sin disturbar, densidad aparente por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986). Los datos se resumen en la Tabla 3.

Tabla 3: Características de los suelos (0-20 cm) en los diferentes sitios y tratamientos al inicio del muestreo (Junio 2009).

	Bengolea			Monte Buey			Pergamino			Viale		
	AN	BP	MP	AN	BP	MP	AN	BP	MP	AN	BP	MP
Clima	Subhúmedo templado			Subhúmedo templado			Húmedo templado			Húmedo templado		
TMA ¹ (°C)	17			17			16			18		
PMA ² (mm año ⁻¹)	870			910			1000			1160		
Altitud (m)	224	222	223	112	111	108	64	68	65	73	80	81
Pendiente (%)	0,5	0,75	0,5	0,01	0,5	0,2	0,25	0,5	0,5	0,75	0,75	0,2
Años en SD	--	13	5	--	28	10	--	6	5	--	13	9
Clasificación del suelo	Haplustol Entico			Argiudol Típico			Argiudol Típico			Hapludert Típico		
0-20 cm												
Arena (g kg ⁻¹)	594	555	577	169	208	196	179	185	178	26	22	32
Limo (g kg ⁻¹)	284	306	293	570	578	578	622	587	605	609	519	588
Arcilla (g kg ⁻¹)	122	139	130	261	214	226	200	228	217	365	459	380
Textura	Franco arenoso			Franco limoso			Franco limoso			Franco arcillo limosa		
COT (g kg ⁻¹)	13,5	12,6	9,2	27,1	16,3	15,1	20,5	14,8	16,7	38,7	29,7	20,1
Nt (g kg ⁻¹)	1,24	1,24	1,02	2,47	1,49	1,18	1,82	1,3	1,24	3,06	2,18	1,54
Pe (mg kg)	27	32	12	276	90	15	9	13	9	12	21	22
pH	6,5	6,3	6,2	5,8	5,8	6,2	6,5	6,2	5,7	6,7	7,1	6,6
20-60 cm												
COT (g kg ⁻¹)	5,5	5,8	4,8	10,0	5,4	5,9	8,6	7,5	8,6			
Nt (g kg ⁻¹)	0,70	0,85	0,67	0,98	0,63	0,62	0,85	0,74	0,66			
Pe (mg kg)	6	10	5	136	38	9	10	8	3			
pH	6,9	6,3	6,6	6,7	6,4	6,5	6,0	6,0	6,0			

AN: Ambiente natural; BP: Buenas Prácticas; MP: Malas Prácticas; COT: Carbono orgánico total; Nt: Nitrógeno total; Pe: Fósforo extraíble.

¹ TMA: Temperatura media anual.

² PMA: Precipitación media anual.

Esquema de trabajo

Durante los años 2010, 2011 y 2012, se realizaron muestreos de suelo a distintas profundidades dentro del estrato de 0-20 cm a partir de los cuales se estudiaron los efectos de largo y corto plazo de diferentes usos (AN vs BP-MP) y manejos agrícolas (BP vs MP) sobre la cantidad, calidad y distribución del COT y sus fracciones, fósforo extraíble, nitrógeno total y pH. A su vez, en las muestras sin disturbar se determinó una serie de propiedades físicas de los suelos. Detalles sobre los muestreos y las metodologías empleadas en las diferentes determinaciones analíticas se detallan en cada capítulo en particular.

Capítulo I

Análisis de las fracciones orgánicas en suelos bajo sistemas naturales y cultivados

Publicado como trabajo en la revista Soil and Tillage Research 131 (2013) 11–
19

Título del trabajo: Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under
natural and cultivated systems

Autores: Duval, ME; JA Galantini; JO. Iglesias; S Canelo; JM Martínez & LG
Wall

Introducción

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

La conversión de vegetación natural en tierras de cultivo puede dar lugar a modificaciones significativas en los procesos y las propiedades del suelo, y por lo tanto en el funcionamiento del suelo (Celik, 2005; Dawson & Smith, 2007). Numerosos trabajos han puesto de manifiesto que los cambios en las PM y usos del suelo influyen sobre los indicadores de fertilidad y calidad del suelo (Grünzweig *et al.*, 2003; Raiesi, 2007). Estos cambios, a menudo conduce a una reducción de los niveles de MO debido a que una parte importante de la biomasa producida es exportada con la cosecha y a una mayor descomposición favorecida por la perturbación física (Poeplau *et al.*, 2011) o por los períodos de barbecho (Sasal *et al.*, 2010). Dichos cambios provocan notables alteraciones en los aportes y en la dinámica de la MO (Celik, 2005; Raiesi, 2006), que posteriormente influyen sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Li *et al.*, 2009). La reducción de la MO en la Región Pampeana se acentuó por una disminución de la superficie cubierta con praderas semipermanentes y crecimiento de las áreas dedicadas a las secuencias agrícolas anuales donde predomina una alta frecuencia de soja (*Glycine max* [L.] Merr.) de primera en la rotación (Andriulo *et al.*, 1999). Estos sistemas de producción fueron impulsados por una expansión acelerada de la SD sobre la superficie agrícola-ganadera del país permitiendo reducir costos de producción, aumentar los rendimientos e incorporar zonas menos fértiles en la producción de cultivos (Derpsch *et al.*, 2010). El cultivo de soja en la Argentina actualmente representa más del 60% de la superficie total cultivada (MAGyP, 2011), mientras que la superficie destinada a los cultivos invernales ha descendido hasta alcanzar sólo el 20-25% del área cultivada. El impacto negativo sobre el contenido de MO o COT, que se presenta cuando existe una

mayor proporción de soja en las rotaciones en comparación con cultivos como el trigo (*Triticum aestivum* L.), maíz (*Zea mays* L.) o sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) ha sido descrito por varios autores en diferentes regiones del mundo (Havlin *et al.*, 1990; Studdert & Echeverría, 2002; Novelli *et al.*, 2011). Sin embargo, no se conoce bien los efectos del monocultivo sobre las características químicas, físicas y biológicas del suelo y surgen preguntas acerca de la capacidad para mantener la fertilidad del suelo y la sustentabilidad si el monocultivo prevalece sobre la rotación de cultivos (Cook, 2006).

La reducción en la intensidad de la labranza del suelo bajo el sistema de SD y el uso de cultivos para maximizar la cantidad de residuos que quedan en la superficie son PM usadas comúnmente para mantener o aumentar el COT (Six *et al.*, 1999; Bayer *et al.*, 2000; Galantini *et al.*, 2008). Los ensayos de larga duración han demostrado que la SD en comparación con los sistemas de labranza, en general, producen un aumento del COT (Franzluebbbers, 2005). Galantini & Iglesias (2007) encontraron contenidos de COT un 17% mayor en SD que en labranza convencional como resultado promedio de 40 experimentos independientes desarrollados en Argentina. Sin embargo, las tasas de acumulación de COT que se encuentran bajo SD han sido muy variables, ya que su dinámica no depende sólo del manejo del suelo, sino también de su mineralogía, las condiciones climáticas, la cantidad de residuos, y aportes de N. Por ejemplo, Baker *et al.* (2006) y Blanco-Canqui & Lal (2008) no encontraron diferencias en la acumulación de COT entre SD y sistemas de labranza.

La rotación de cultivos modifica la cantidad, momento y calidad de los residuos orgánicos que ingresan al suelo (Campbell *et al.*, 1992), lo cual tiene incidencia sobre el tamaño, la tasa de reciclado y la distribución vertical de los compartimentos de C y N (Franzluebbbers *et al.*, 1994). Diferentes autores coinciden en que la rotación de cultivos permite mejorar el balance de carbono en el suelo (Gregory & Drury, 1996; Andriulo *et al.*, 2008; Galantini *et al.*, 2008). Sin embargo, en algunos casos no se encontraron efectos de la rotación sobre el monocultivo en los stocks de C y N en el suelo (Lattanzi *et al.*, 2005). Esta escasa o nula variación entre dos PM contrastantes puede deberse a que están comparando masas de C o N provenientes de distintas masas de suelo (Ellert

et al., 2001; Lee *et al.*, 2009). Esta comparación no tiene en cuenta el efecto de los cambios en la densidad aparente con la profundidad debido a los distintos manejos. Por eso se recomienda que las comparaciones se hagan a igual masa de suelo (Lal *et al.*, 1998).

La mayoría de los estudios coinciden en que el COT es el principal indicador e indudablemente el que posee una influencia más significativa sobre la CS y su productividad (Quiroga & Funaro, 2004). El COT juega un papel clave en los procesos del suelo ya que está estrechamente asociado con una amplia variedad de propiedades químicas, físicas y biológicas (Smith *et al.*, 2000). El contenido de COT es un componente clave de la fertilidad del suelo y, por lo tanto, su mantenimiento es de gran importancia para la productividad y sostenibilidad de los ecosistemas terrestres (Reeves, 1997). El contenido de COT se ve afectado por muchos factores, entre ellos las condiciones climáticas (Chabbi *et al.*, 2009), el tipo de vegetación (Koegel-Knabner & Mueller, 2009), los sistemas de cultivo (Jagadamma & Lal, 2010) y el manejo (Ogle *et al.*, 2005; Bhattacharyya *et al.*, 2007). Dado que los cambios en el contenido de COT son difíciles de detectar, ya que se producen lentamente y son relativamente pequeños en comparación con el contenido de COT existente en el suelo (Purakayastha *et al.*, 2008b), distintas fracciones orgánicas lábiles se han utilizado en su lugar como indicadores sensibles de los cambios en la CS (Bayer *et al.*, 2002a; Haynes, 2005). Principalmente la fracción más joven o lábil de éste resulta clave para interpretar los cambios en la calidad (Kapkiyai *et al.*, 1999), siendo un indicador más sensible que el COT y el Nt (Biederbeck *et al.*, 1998). Dentro de las fracciones lábiles, las fracciones orgánicas asociadas al tamaño de las arenas muestran alteraciones tempranas resultantes de los cambios de uso y manejo del suelo (von Lützow *et al.*, 2007; Vieira *et al.*, 2007). A su vez, estas fracciones presentan diferente labilidad, donde las fracciones de mayor tamaño (>105 μm) son altamente degradables o lábiles, mientras que las de menor tamaño (53-105 μm) se caracterizan por presentar una degradación más lenta y, por lo tanto relativamente menos lábiles (Benbi *et al.*, 2012). Sin embargo, las condiciones físicas del suelo y el clima deben ser consideradas ya que son factores que tienen una fuerte influencia sobre las fracciones lábiles de C (Galantini & Rosell, 2005). Otra fracción orgánica que

permitiría detectar cambios en el aporte de carbono en el corto plazo son los carbohidratos solubles (CHs). Estos son originados por los microorganismos del suelo y los residuos de cosecha, los que entre otros factores participan activamente en la agregación del suelo (Liu *et al.*, 2005).

Por otro lado, las fracciones orgánicas humificadas son compuestos más estables, que conforman una parte significativa del COT y Nt del suelo (Lal, 1994; Milori *et al.*, 2002). Las sustancias húmicas pueden mejorar la capacidad buffer del suelo, aumentar la retención de humedad, y el suministro de nutrientes para las plantas. Las sustancias húmicas representan aproximadamente el 40-60% de la MO e incluyen tres fracciones diferentes, basado en la diferencia de solubilidad de las mismas: huminas (Hum), ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF). Los cambios en las PM o uso del suelo también pueden alterar las propiedades químicas de las sustancias húmicas del suelo (Moraes *et al.*, 2011). Sin embargo, se han obtenido diferentes resultados al evaluar las fracciones orgánicas más estables bajo diferentes PM. Se ha observado que el contenido de AF está correlacionado con los residuos recientemente incorporados al suelo (Wander & Traina, 1996; Zalba & Quiroga, 1999; Spaccini *et al.*, 2000), considerándose una fracción susceptible a cambios debidos a las PM (Galantini, 2001; Rivarolla & Rosell, 2008). Otros autores sugieren a los AH como indicador de sostenibilidad en suelos bajo diferentes rotaciones de cultivos en SD continua (Abril *et al.*, 2013). Por lo tanto, no se conoce con exactitud como las PM modifican las sustancias húmicas.

En la actualidad, los niveles de COT son bajos, en el límite de los compatibles con un estado físico adecuado y una provisión de nutrientes óptima. Esta disminución ha estado asociada a los procesos de degradación de los suelos y ha originado serios problemas en gran parte de la superficie agrícola del país (Michelena *et al.*, 1989). Hoy en día, la SD, la rotación de cultivos, el uso eficiente de los agroquímicos y la biotecnología se utilizan como herramientas para lograr nuevos niveles de producción. La única forma de optimizar el uso de estas herramientas es a través de un conocimiento más detallado del funcionamiento del sistema productivo. Información de los efectos de las prácticas agrícolas sobre las fracciones orgánicas (humificadas y no

humificadas) es muy escasa, sobre todo para cultivos bajo SD (Bayer *et al.*, 2002b; González-Pérez *et al.*, 2007).

Hipótesis

- Las fracciones de labilidad intermedia de la materia orgánica pueden ser más sensibles a presentar diferencias entre prácticas de manejo que las fracciones orgánicas más lábiles.

Objetivo

- Analizar el efecto de diferentes sistemas productivos y naturales sobre el contenido y calidad de diferentes fracciones orgánicas a lo largo de un gradiente de sitios con diferentes texturas de suelo y condiciones climáticas.

Materiales y métodos

Sitios de estudio

Para el desarrollo de este capítulo se utilizaron los 4 sitios de estudio con sus tres tratamientos respectivos, los cuales se encuentran detallados en Materiales y métodos generales.

Muestreo de suelo

Las muestras fueron tomadas en Febrero del 2010 (verano), en cada situación se seleccionaron 3 puntos de muestreo. En cada punto, entre 16 y 20 submuestras de suelo seleccionadas al azar eran recolectadas, mediante un barreno de 10 cm de diámetro, mezcladas y homogeneizadas en el campo a las profundidades de 0-10 y 10-20 cm. También se tomaron muestras de suelo sin disturbar hasta los 20 cm de profundidad mediante cilindros de 5 cm de altura y 4,7 cm de diámetro para el cálculo de la densidad aparente. Se tomaron 2 repeticiones por cada punto de muestreo.

Determinaciones químicas y físicas del suelo

En las muestras de suelo secadas al aire y tamizadas por 2 mm, se realizaron las siguientes determinaciones químicas: carbono orgánico total del suelo (COT) por combustión seca (LECO Analizador de carbono) y carbohidratos totales y solubles (Puget *et al.*, 1999).

Las muestras destinadas para el cálculo de densidad aparente (DA) fueron secadas a 105°C hasta peso constante. La DA del suelo se calculó dividiendo el peso seco de la muestra por el volumen del cilindro (Blake & Hartge, 1986).

Se estimó el % de limo + arcilla (L+a) haciendo la diferencia entre el porcentaje de fracción fina (%FF) y el porcentaje de MO (%MO) en dicha fracción aseverando que el contenido de C en dicha fracción es del 58%.

Fraccionamiento físico del suelo

Para el fraccionamiento granulométrico del COT, se utilizó el tamizado en húmedo del suelo (Cambardella & Elliott, 1992; Galantini, 2005). Básicamente, 50 g de suelo previamente seco al aire y tamizado (2 mm) se dispersó en recipientes de vidrio de 120 ml con 100 ml de agua destilada. Además, se agregaron diez bolitas de vidrio (5 mm de diámetro) para incrementar la destrucción de los agregados y reducir posibles problemas creados por diferentes contenidos de arena (Elliott & Cambardella, 1991). Las muestras fueron sometidas a dispersión mecánica a través de un agitador rotatorio durante aproximadamente 16 horas (durante toda la noche a 40 vueltas por minuto) para desintegrar los agregados. El tamizado se realizó con un par de tamices de 53 μm y 105 μm de abertura de malla, hasta que el agua que sale por el tamiz inferior (53 μm) fuera clara a simple vista (Figura 3). De esta manera se obtuvieron tres fracciones con características diferentes, fracción gruesa (FG, 105-2000 μm) en la que se encuentra el carbono orgánico particulado grueso (COP_g) y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 μm) constituida por el carbono orgánico particulado fino (COP_f) y las arenas muy finas y la fracción fina (FF < 53 μm) la cual contiene el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) más limo y arcilla.

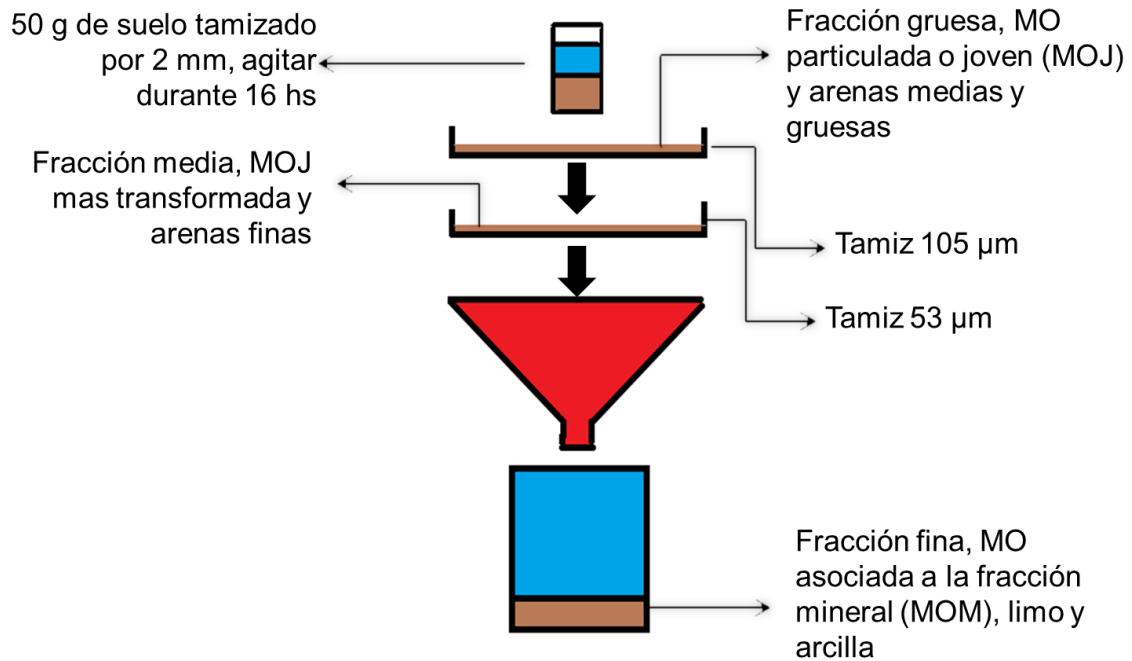


Figura 3: Esquema de la técnica de fraccionamiento físico granulométrico.

El material retenido en cada tamiz es transferido a capsulas de aluminio, secado a 105°C en estufa durante 24 horas para su posterior pesaje. Los contenidos de C en las fracciones gruesa (COP_g) y media (COP_f) se determinaron utilizando la misma metodología que el COT:

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

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

$$COM (\%) = \%COT - (\%COP_g + \%COP_f).$$

Fraccionamiento químico de la MO del suelo

El fraccionamiento químico se realizó siguiendo el método propuesto por la Sociedad Internacional de Sustancias Húmicas (IHSS) (Hayes *et al.*, 1989) para obtener las fracciones huminas (Hum), ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF), sobre la base de la solubilidad en ácido y álcali: Se pesó 1 g de cada muestra de suelo tamizo por 53 µm (fracción fina), las cuales se sometieron a un pretratamiento ácido (pH=1-2) con HCl 0,1 M (1:10 relación suelo:ácido) se utilizó un par de gotas de HCl 12 M para alcanzar los valores de pH, a continuación, se agitaron durante 1 hora en un agitador rotatorio. Luego de centrifugar a 2500 rpm durante 15 minutos, se recolectó el sobrenadante, denominado ácido fúlvico en extracto ácido. El precipitado se trató con 0,1 M

de NaOH (1:10 relación suelo:extractante), agitando durante 16 horas (toda la noche) en agitador rotatorio. El extracto alcalino de color oscuro se separó del residuo insoluble (huminas) por centrifugación a 4300 rpm durante 15 minutos. El sobrenadante nuevamente se acidificó con HCl 12 M a pH 1,5, y se mantuvo a temperatura ambiente durante 16 horas. La solución sobrenadante, denominado AF en extracto alcalino, se separó del precipitado (AH) por centrifugación a 4300 rpm durante 15 minutos. El precipitado se redisolvió con KOH 0,1 M, se agitó durante 1 hora en agitador rotatorio. La solución sobrenadante se separó del precipitado (AH) por centrifugación a 4300 rpm durante 15 minutos, y se desechó. Los AH se trataron con solución 0,1 M de HCL + 0,3 M de HF (1:10 relación suelo:solución) agitando durante 16 horas (toda la noche) para reducción de contenido de cenizas. El precipitado AH se purificó mediante diálisis utilizando una membrana Spectrapore hasta que el líquido estaba libre de iones Cl^- (test con AgNO_3), y luego se liofilizó. Los AF se trataron en secuencia con resinas XAD-8 y IR-120.

Los contenidos de carbono del AF (extracto ácido + extracto alcalino) (C-AF) fueron estimados mediante lecturas UV a 410 nm (Zalba *et al.*, 1996), mientras que los contenidos de carbono de AH (C-AH) se determinaron mediante combustión en analizador elemental Flash EA1112.

Determinación de carbohidratos totales y solubles

La extracción de los carbohidratos se llevó a cabo empleando dos procedimientos diferentes. Uno de los métodos utilizado es la hidrólisis ácida diluida para la determinación de carbohidratos totales (CHt), donde se pesó 1 g de suelo al cual se lo trató con 10 ml de H_2SO_4 0,5 M y calentó a 80°C durante 24 horas. El otro método es una extracción con agua caliente para la determinación de los carbohidratos solubles (CHs), donde a 1 g de suelo se le agregó 10 ml de agua destilada y se calentó a 80°C durante 24 horas. Después de la extracción con agua caliente, se añadió H_2SO_4 para obtener una concentración 0,5 M como en el procedimiento de hidrólisis con ácido diluido, y se procesó inmediatamente.

Después de la extracción por cada camino, cada suspensión se centrifugó a 4000 rpm durante 15 minutos (Angers & Mehuys, 1989; Puget *et al.*, 1999). El contenido de carbohidratos del extracto se determinó por espectrometría

usando el método de espectrometría de fenol/sulfúrico con curva estándar de glucosa (Dubois *et al.*, 1956).

Cálculo del contenido de COT y sus fracciones

La concentración de COT y sus fracciones se transformaron en valores de contenido utilizando la siguiente ecuación (Ussiri *et al.*, 2006; Andriulo *et al.*, 2008):

$$C \text{ (Mg ha}^{-1}\text{)} = \left(\frac{X}{100}\right) \times DA \times p \times 10^4 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$$

Donde DA es densidad aparente (Mg m^{-3}), p es el espesor del suelo en metros y X es el contenido de COT o de sus fracciones en porcentaje.

La comparación de la evaluación de los cambios del COT inducidos por el manejo utilizando masas de suelo equivalentes se consideran metodologías más exactas (Ellert & Bettany, 1995). Masas de 2500 kg ha^{-1} de suelo se han utilizado para comparar los stocks de C y N bajo diferentes sistemas de labranza y secuencias de cultivos (Andriulo *et al.*, 2008). De acuerdo a lo mencionado, para este estudio, se calcularon las reservas de carbono para una masa de suelo equivalente de 950 y 2350 Mg de suelos ha^{-1} .

Análisis estadístico

Los datos en todas las tablas y figuras se presentan como medias. Las diferencias en los resultados obtenidos afectados por los tratamientos fueron probados por análisis de la varianza (ANOVA) y el test de diferencias mínimas significativas (DMS) para la comparación de medias ($p \leq 0,05$). Se realizó un análisis de correlación entre las variables estudiadas. El análisis estadístico se realizó con el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Resultados y discusión

Ambientes naturales

En los suelos no cultivados el nivel de COT fue más elevado en el Este ($27,3 \text{ g kg}^{-1}$ Viale) que en el Oeste ($13,3 \text{ g kg}^{-1}$ en Bengolea), siguiendo el gradiente de las precipitaciones y textura de los diferentes sitios (Tabla 3). Los contenidos de L+a variaron entre los distintos sitios, presentando Bengolea los menores contenidos (406 g kg^{-1}), Monte Buey y Pergamino valores medios de (827 g kg^{-1}) y Viale los más altos (974 g kg^{-1}) (Tabla 3).

Varios estudios mostraron la influencia de la textura sobre el contenido y la calidad del COT (Buschiazzo *et al.*, 1991; Galantini *et al.*, 2004). A medida que aumentan los contenidos de material fino, existe una mayor protección del COT (Van Veen & Kuikman, 1990) debido a la asociación entre las partículas inorgánicas y las moléculas orgánicas más transformadas (Wander, 2004) (Figura 5).

En estos ambientes naturales, al igual que en otros trabajos realizados en la Región Semiárida Pampeana, el COT estuvo significativamente correlacionado con el contenido de L+a (Buschiazzo & Taylor, 1993). Los contenidos de L+a mostraron correlaciones con todas las fracciones orgánicas del suelo, sin embargo, la correlación fue más estrecha con la fracción orgánica más recalcitrante (AH y Hum) que con las fracciones lábiles (COP_g y COP_f) (Figura 5). A medida que aumenta el contenido de partículas finas (0-53 µm), los materiales orgánicos unidos a las partículas minerales aumenta, es decir, los complejos órgano-minerales estables son más abundantes debido a la protección física y biológica (Galantini *et al.*, 2004; Quiroga *et al.*, 2006).

La distribución de las fracciones orgánicas también fue variable en los diferentes sitios estudiados (Tabla 4). Teniendo en cuenta los valores promedio de 0-20 cm, la variación fue mayor en el COP_g (Monte Buey ≥ Bengolea ≥ Pergamino ≥ Viale) que en el COP_f (Monte Buey ≥ Pergamino ≥ Viale ≥ Bengolea), probablemente debido a que la fracción COP_g fue menos transformada, más variable y más dependiente de la entrada de materia seca de los residuos vegetales que COP_f.

Tabla 4: Concentración de carbono orgánico total y sus fracciones en los suelos naturales en 0-20 cm de profundidad.

Sitio	COT	COP _g	COP _f	COP _{g+f}	L+a
		g kg ⁻¹			
Bengolea	13,3 a	3,24 bc	3,57 b	6,81 bc	406 a
Monte Buey	24,2 b	4,64 c	3,22 ab	7,86 c	831 b
Pergamino	21,8 ab	1,50 a	2,21 a	3,70 a	822 b
Viale	27,3 b	2,40 ab	2,81 ab	5,21 ab	974 c

Para cada parámetro analizado letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre sitios ($p < 0,05$). COT, carbono orgánico total; COP_g y COP_f carbono orgánico particulado en 105-2000 y 53-105 µm tamaños de partículas, respectivamente.

Las relaciones entre las fracciones orgánicas mostraron diferencias estadísticamente significativas entre sitios (Tabla 4). La relación COP_{g+f}/COT fue mayor en suelos arenosos que en los suelos de textura fina. Cuando aumentó el contenido de arena el COT disminuyó, como se discutió anteriormente, y los materiales orgánicos particulados se hicieron más abundantes que en suelos de textura fina. En los suelos arenosos de Bengolea, en condiciones de baja precipitación y baja productividad primaria neta, hubo diferencias en la dinámica de los nutrientes disponibles y el agua del suelo. Debido a esto, la tasa de transformación de los materiales orgánicos incorporados en el suelo podría ser menor que en los demás sitios. Por otro lado, mayores precipitaciones y contenidos de L+a probablemente aumentó los aportes de C a partir de restos vegetales, que se reflejó en un mayor contenido de COT, y aumenta la transformación de las fracciones orgánicas, lo que se reflejaría en la menor relación COP/COT.

Tabla 5: Relación entre fracciones orgánicas y el contenido de L+a de los suelos naturales en 0-20 cm de profundidad.

Sitio	COP_g/COT	COP_{g+f}/COT	COT/L+a	COM/L+a
Bengolea	0,22 b	0,51 c	4,24 a	2,07 a
Monte Buey	0,16 b	0,33 b	3,36 a	2,28 a
Pergamino	0,06 a	0,17 a	2,99 a	2,49 a
Viale	0,07 a	0,19 a	3,18 a	2,57 a

Para cada relación analizada letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre sitios ($p < 0,05$), prueba de DMS.

Pergamino y Monte Buey tienen características similares de clima y suelo. Sin embargo, Pergamino presenta un alto contenido de fitolitos en la fracción limo, alrededor del 50% en el horizonte A (Pecorari *et al.*, 1990), lo que podría haber tenido un impacto significativo en la transformación de los materiales orgánicos y la estabilización comparado con Monte Buey.

Efecto de las prácticas de manejo sobre las fracciones orgánicas

No se observó interacción significativa entre los sitios y los tratamientos para COT y COP_f en 0-10 cm. Para el resto de los análisis y profundidades, se detectó interacción significativa, probablemente debido a la contribución y/o la duración de las prácticas en cada sitio. Las diferencias entre tratamientos en 0-10 cm de todos los sitios fueron similares para el COT (AN>BP=MP) y COP_f (AN=BP>MP) (Tabla 6). La actividad agrícola produce una disminución

significativa de los niveles de COT. No se detectaron diferencias entre las PM en el COT, sin embargo se encontraron diferencias en la fracción particulada (COP_f). Es decir, el uso agrícola, independiente de la práctica de manejo (BP o MP), provocó disminuciones del COT, principalmente de las fracciones más lábiles (COP_g). A su vez, manejos agrícolas más agresivos (MP), también disminuyeron las fracciones de labilidad intermedia (COP_f) en relación a BP, afirmando la hipótesis planteada. El COP es una fracción muy lábil y dependiente del aporte de materia seca y los factores que regulan su descomposición (particularidades meteorológicas, calidad del material, disponibilidad de nutrientes, etc.). La mayor proporción de cultivos de gramíneas en la rotación en el caso de BP (aproximadamente 60%) que aportan mayor cantidad de residuos con mayor relación C:N al sistema permitió mejorar o mantener los niveles de COP_f , mientras que los niveles fueron menores en MP que se caracterizan por una mayor proporción de soja en la rotación (mayor al 70% en la mayoría de los casos), con menor aporte de residuos al suelo y mayor velocidad de descomposición (Tabla 6, promedio de los datos).

La magnitud de la disminución de los niveles de COT en los primeros 20 cm por efecto del uso productivo de los suelos varió en los diferentes sitios. Las mayores pérdidas se produjeron en Monte Buey y Pergamino con valores aproximados del 40%, sitios en los que las diferencias entre BP y MP fueron menores (<6%). Resultados similares fueron obtenidos por Andriulo & Cordone (1998), quienes indicaron que el nuevo equilibrio del COT en suelos Argiudoles de la Pampa Ondulada se encuentra entre el 40 al 60% del valor del suelo original. Según Lal (2006), las pérdidas de carbono en los suelos son rápidas y marcadas, mientras que las ganancias son lentas e inestables.

En Bengolea y Viale las pérdidas de COT fueron menores y significativas solo en MP. En el primer caso esto puede responder a que posiblemente la fracción lábil y más dinámica (COP_g y COP_f), es la que se encuentra en mayor proporción, por lo tanto un buen manejo aumentaría rápidamente los niveles de C en el suelo (12,1 g kg⁻¹ en BP) y a su vez prácticas de manejo inadecuadas lo reducirían (9,9 g kg⁻¹ en MP). En el segundo caso, los altos contenido de material fino, en especial arcilla, favorecen la acumulación de COT debido a

diferentes mecanismos de protección. Los principales serían la adsorción de COT sobre las partículas minerales (Oades, 1989), su encapsulación entre las arcillas (Tisdall & Oades, 1982) o su ubicación dentro de poros pequeños, inaccesible a los microorganismos (van Veen *et al.*, 1990), como se observa en los mayores niveles de COT al aumentar el contenido de arcilla y, consecuentemente, el volumen de microporos ($<0,2 \mu\text{m}$) (Figura 5).

Al analizar el COP_g en 0-20 cm, si bien la tendencia fue semejante en todos los sitios, el AN solo se diferenció ($p < 0,05$) de los cultivados en Bengolea (aproximadamente 2,5 veces menos) y Monte Buey (aproximadamente 3,5 veces menos). En ningún caso se encontró diferencia entre BP y MP. Muchos autores indican que las fracciones más lábiles del COT, que son más dinámicas y sensibles a las PM, se pueden utilizar como indicadores tempranos de los efectos en los sistemas productivos (Amado *et al.*, 2006, Campbell *et al.*, 1999; Kapkiyai *et al.*, 1999).

Se debe tener presente que el COP_g representa el material orgánico menos transformado y resultado de equilibrio entre los aportes superficiales y raíces, por un lado y por otro, de la velocidad de descomposición, dependiente de la calidad del material, ubicación, temperatura y humedad. Por lo tanto, la variabilidad propia de esta fracción, junto con el efecto variable debido a la profundidad del suelo y el ciclo de crecimiento de la vegetación natural o cultivada, obligan a definir con mayor precisión el muestreo (tiempo y profundidad) para utilizar este parámetro como un indicador de CS.

La estratificación natural del COP_g hace que las diferencias cambien según la profundidad. Por ejemplo, la cantidad de COP_g del AN ($5,13 \text{ g kg}^{-1}$) es aproximadamente el doble del presente en BP ($2,50 \text{ g kg}^{-1}$), mientras que en 10-20 los valores son muchos más bajos ($1,35$ y $0,46 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente) pero la diferencia mayor (2,7 veces) (Tabla 6).

La tendencia general en 0-20 cm para COP_f fue $\text{AN} > \text{BP} > \text{MP}$ en todos los sitios, aunque las diferencias fueron variables (Tabla 6). Esta fracción representa un material de transición, por lo que no era tan variable como COP_g , ni tan estable como COM. La tendencia encontrada en 0-20 cm fue similar en las dos profundidades analizadas, ya discutidos en 0-10 cm, y en 10-20 cm

donde la interacción Sitio x Tratamiento fue positivo, posiblemente debido a las menores diferencias que se encontraron en Pergamino y Monte Buey.

Tabla 6: Concentración de carbono orgánico total y sus fracciones en 0-10, 10-20 y 0-20 cm.

Prof.	0-10 cm			10-20 cm			0-20 cm		
	AN	BP	MP	AN	BP	MP	AN	BP	MP
g kg ⁻¹									
Bengolea									
COT	16,9 b	14,4 ab	11,9 a	9,8 b	9,9 b	7,8 a	13,3 b	12,1 ab	9,9 a
COP _g	5,13 b	2,50 a	1,69 a	1,35 b	0,46 a	0,46 a	3,24 b	1,48 a	1,07 a
COP _f	4,11 ab	4,49 b	2,83 a	3,02 b	2,63 b	1,74 a	3,57 b	3,56 b	2,28 a
Monte Buey									
COT	30,6 b	18,3 a	15,5 a	17,9 b	12,5 a	12,4 a	24,2 b	15,4 a	14,0 a
COP _g	8,13 b	3,34 a	1,72 a	1,15 b	0,29 a	0,24 a	4,64 b	1,82 a	0,98 a
COP _f	4,51 b	2,60 a	2,07 a	1,93 b	1,27 ab	0,98 a	3,22 b	1,93 a	1,52 a
Pergamino									
COT	32,1 b	17,5 ab	15,7 a	11,6 a	10,2 a	10,6 a	21,8 b	13,9 ab	13,1 a
COP _g	2,58 a	1,97 a	2,07 a	0,41 b	0,21 ab	0,17 a	1,50 a	1,09 a	1,12 a
COP _f	3,23 a	2,43 a	2,11 a	1,18 a	1,10 a	1,02 a	2,21 a	1,77 a	1,57 a
Viale									
COT	35,2 a	34,1 a	24,8 a	19,4 ab	24,0 b	15,3 a	27,3 b	29,0 b	20,0 a
COP _g	4,24 b	1,83 a	2,23 ab	0,56 a	0,73 a	0,18 a	2,40 a	1,28 a	1,20 a
COP _f	4,33 a	4,03 a	2,17 a	1,29 b	1,32 b	0,83 a	2,81 b	2,68 ab	1,50 a
Promedio									
COT	28,7 b	21,1 a	17,0 a						
COP _f	4,05 b	3,39 b	2,30 a						

Para cada profundidad y en cada sitio letras diferentes para cada parámetro analizado indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$).

COP_g, carbono orgánico partículas grueso; COP_f, carbono orgánico particulado fino; COT, carbono orgánico total; AN, ambiente natural; BP, buenas prácticas agrícolas; y MP, malas prácticas agrícolas.

Densidad aparente

La DA en los cuatro sitios varió entre tratamientos y profundidades del suelo (Tabla 7). No se detectaron interacciones significativas Sitio x Tratamiento en 0-5 y 10-15 cm de profundidad, mientras que para las otras profundidades la interacción fue significativa ($p < 0,05$). Por lo tanto, el efecto en superficie del COT, ya sea por acumulación natural (AN) o la acumulación superficial de residuos de cosecha y del tránsito por parte de la maquinaria (BP y MP), sobre la DA, produjo un efecto similar en todos los sitios.

Tabla 7: Densidad aparente (DA) en los diferentes sitios y tratamientos.

	Prof. (cm)	DA (Mg m ⁻³)		
		AN	BP	MP
Bengolea	0-5	0,93 a	1,04 ab	1,14 b
	5-10	1,18 a	1,23 a	1,26 a
	10-15	1,19 a	1,30 b	1,25 ab
	15-20	1,50 b	1,38 ab	1,31 a
Monte Buey	0-5	1,00 a	1,29 b	1,19 b
	5-10	1,32 a	1,52 b	1,45 ab
	10-15	1,37 a	1,56 c	1,48 b
	15-20	1,36 a	1,51 b	1,44 ab
Pergamino	0-5	0,96 a	1,12 ab	1,17 b
	5-10	1,27 a	1,40 b	1,50 b
	10-15	1,43 a	1,49 a	1,62 b
	15-20	1,48 ab	1,42 a	1,58 b
Viale	0-5	1,00 a	0,98 a	1,01 a
	5-10	1,20 a	1,18 a	1,40 b
	10-15	1,13 a	1,17 a	1,32 a
	15-20	1,25 a	1,20 a	1,21 a
Promedio	0-5	0,97 a	1,11 b	1,13 b
	5-10	1,24 a	1,34 b	1,40 c
	10-15	1,28 a	1,38 b	1,42 b
	15-20	1,40 a	1,38 a	1,39 a
	0-20	1,24	1,31	1,34

Para cada profundidad y sitio, letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$). AN, ambiente natural; BP, buenas prácticas agrícolas; y MP, malas prácticas agrícolas.

La presencia de residuos orgánicos posee un efecto protector frente a la compactación a campo (Ferrerías *et al.*, 2001). Esta es la razón por la que se encuentran menores valores de DA en los primeros centímetros de suelo. Dentro del COT, la fracción particulada adquiere una mayor importancia debido a que aumenta la porosidad textural, modificando el comportamiento global de los suelos frente a la compactación (Pecorari *et al.*, 1993). En superficie, el AN presentó los menores valores en comparación con BP y MP, ya que se tratan de ambientes los cuales no están sujetos a ningún tipo de tránsito pesado. Además, el gran volumen de raíces generado en estos ambientes permite una descompactación biológica de las diferentes capas del suelo. En la capa de 10-15 cm se observó un comportamiento semejante a lo ocurrido en 0-5 cm con diferencias significativas con esta última. Estos resultados concuerdan con los trabajos realizados por Thomas *et al.* (1996) donde hallaron por debajo de esa capa rica en COT una zona más empobrecida donde aumentaba la DA. En las

capas más profundas, los valores de DA fueron diferentes entre los sitios y los efectos del manejo fueron variables.

Cambios en los contenidos de carbono

Se calculó el contenido de carbono para cada profundidad (0-10 y 0-20 cm) y para masas de suelo equivalente. Esta última opción se aplicó para evitar errores en las comparaciones debido a la medición de profundidades originales diferentes (Ellert & Bettany, 1995; Álvarez & Steinbach, 2006; Lee *et al.*, 2009) y se utilizó como masa de suelo equivalente 950 y 2350 Mg de suelo por hectárea. La comparación del contenido de carbono calculados en 0-10 cm, 950 Mg ha⁻¹, 0-20 cm, y 2350 Mg ha⁻¹ mostró diferencias entre sitios ($p < 0,05$), entre tratamientos ($p < 0,05$) e interacción no significativa (Tabla 8).

Los mayores y menores contenidos de COT, tanto en 0-10 y 0-20 cm, fueron observados en Bengolea y Viale, respectivamente. Estas diferencias estuvieron asociadas a las diferencias texturales que separan claramente ambos sitios.

El contenido de COT en 0-20 cm mostró las mayores diferencias entre tratamientos en Monte Buey, con diferencias significativas entre los tres tratamientos ($p < 0,05$). En los otros casos, no se encontró ninguna diferencia significativa, aunque la tendencia fue similar (AN>BP>MP).

Como se mencionó anteriormente, los contenidos de carbono aumentaron de este a oeste (Figura 4a y b) y estos incrementos fueron menos marcados en el caso de BP y MP. Las mayores pérdidas de COT se produjeron en Monte Buey y Pergamino debido a los manejos agrícolas con respecto a AN. (Figura 4a). Dichas pérdidas estuvieron en el orden del 30% tanto para BP como MP. En Bengolea las pérdidas fueron menores, encontrándose mayores diferencias entre BP y MP con pérdidas de 10 y 30% respectivamente. Estos valores concuerdan con trabajos realizados por Burke *et al.* (1989) en pastizales en los EE.UU., y Brown & Lugo (1990) en áreas de bosque tropical donde reportaron pérdidas promedio de C entre 10 y 55%.

En Viale no se observaron diferencia entre AN y BP (Figura 4a). Probablemente, estos suelos, Vertisoles, con minerales de arcilla expandibles, tenían mayor capacidad de protección de la MO y la vegetación en el AN fue diferente (árboles y arbustos) (Figura 2). En general, y a pesar de las

extracciones realizadas por las cosechas, los aportes de carbono son mayores en los suelos cultivados, indicando que el factor más importante en el equilibrio es la velocidad de transformación del COT (Hevia *et al.*, 2003).

Tabla 8: Análisis estadístico del contenido de carbono orgánico total (Mg ha^{-1}) a profundidad fija (0-10 y 0-20 cm) y en masa de suelo equivalente (950 y 2350 Mg ha^{-1}).

	COT (Mg ha^{-1})			
	0-10	950 Mg suelo	0-20	2350 Mg suelo
Bengolea	16,14 a	12,38 a	28,30 a	27,14 a
Monte Buey	27,26 b	22,31 b	47,81 b	42,25 b
Pergamino	26,31 b	19,55 b	42,54 b	37,96 b
Viale	35,19 c	29,81 c	58,84 c	59,14 c
AN	32,01 b	26,66 c	51,43 c	49,74 c
BP	25,22 a	20,07 b	44,16 b	41,26 b
MP	21,43 a	16,30 a	37,53 a	33,87 a
Sitio	***	***	***	***
Tratamiento	***	***	***	***
Sitio x Tratamiento	ns	ns	ns	ns

Para cada profundidad y masa de suelo equivalente, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los sitios y los tratamiento ($p < 0,05$), prueba de DMS. AN, ambiente natural; BP, buenas prácticas agrícolas; y MP, malas prácticas agrícolas.

Al analizar 0-10 cm (Figura 4a) no se encontraron más diferencias que las observadas en 0-20 cm (Figura 4b) y, en algunos casos, como Bengolea, las diferencias entre tratamientos desaparecen. En agroecosistemas bajo rotaciones exclusivamente agrícolas, el contenido de COT está relacionado con el aporte de carbono de la vegetación. Studdert & Echeverría (2002) observaron que al incrementar la cantidad de cultivos por año o incluir cultivos con mayor producción de biomasa, el nivel de COT luego de varios años fue mayor. Esto puede explicar las diferencias claras que se encuentran en Monte Buey, donde BP en relación a MP tiene una mayor intensidad de cultivos, menor período de barbecho, vinculado a la práctica de cultivos de cobertura y mayor proporción de maíz en comparación con soja. Si bien esto, en general, se cumple en los demás sitios, el contraste entre BP y MP no es tan notorio como en Monte Buey (Figura 4a y b).

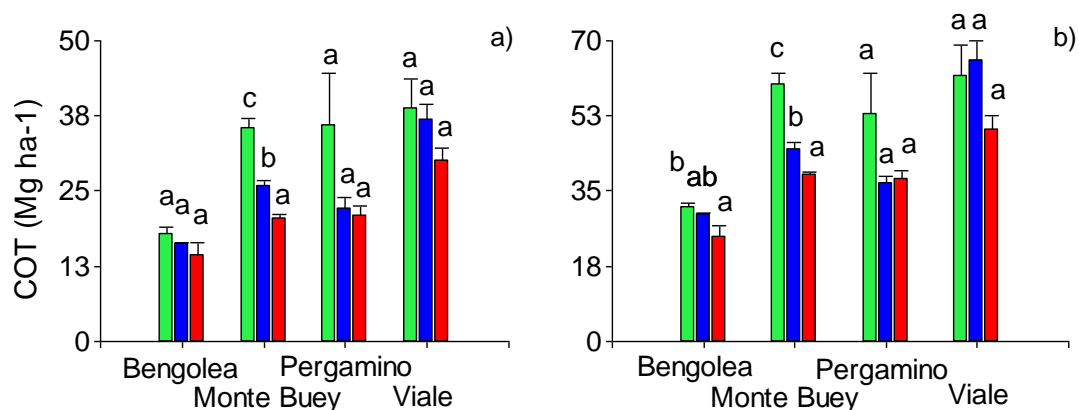


Figura 4: Contenido de carbono orgánico total (COT) en 0-10 cm (a) y 0-20 cm (b) para ambiente natural (verde), buenas prácticas (azul) y malas prácticas (rojo).

La comparación de los contenidos de C expresados sobre una masa de suelo equivalente (2350 Mg ha^{-1}) mostraron las mismas diferencias calculadas a una profundidad fija (0-20 cm). Sin embargo, estas diferencias fueron más marcadas en el primer caso, cuyos valores fueron $8,5 \text{ Mg}$ en BP y $15,9 \text{ Mg}$ en MP con respecto a AN (Tabla 8). Por lo tanto los contenidos de carbono en las diferentes fracciones solo serán expresados sobre una masa de suelo equivalente.

Los contenidos de COP_g para una masa equivalente de suelo (2350 Mg) en Bengolea, Monte Buey y Viale, en promedio, disminuyó cerca de 60% para BP y MP en relación a AN, esto demuestra la sensibilidad de este parámetro relacionado con las PM (Tabla 9). Esta fracción orgánica es muy sensible a la degradación cuando los sistemas son disturbados, y de esta forma su ciclado aumenta más que el de las fracciones física o químicamente protegidas (Galantini *et al.*, 2004). En general, los mismos resultados se obtuvieron para 950 Mg .

El COP_f fue la fracción orgánica donde se distinguen las mayores diferencias entre BP y MP. Al igual que el COP_g , se observaron disminuciones, pero de menor magnitud, alrededor del 40% para Monte Buey y Viale, 15% para Pergamino y en Bengolea únicamente en MP (35%). Como se dijo anteriormente, el COP_f reflejó cambios que no se observaron en la otra fracción orgánica. En Bengolea, esas diferencias fueron significativas tanto en 950 Mg como en 2350 Mg , en Monte Buey las diferencias fueron semejantes en las dos

fracciones, mientras que en Pergamino y Viale, aunque sin diferencia significativa, la tendencia fue encontrar mayor diferencia entre BP y MP en la fracción más transformada en ambas masas de suelo equivalentes (Tabla 9).

Sustancias húmicas: huminas, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos

Los valores medios de AH, AF y Hum variaron de 21,7 a 15,1; 3,4 a 2,0 y 15,3 a 13,4 Mg 2350 Mg⁻¹ de suelo, respectivamente (Tabla 9). La fracción humina es menos propensa a sufrir modificaciones por las PM, ya que es la fracción más estable y recalcitrante (Stevenson, 1994). Sin embargo, se observaron diferencias significativas en la fracción humina entre BP y MP en Monte Buey para 950 Mg (BP>MP). Resultados similares fueron obtenidos por Galantini & Rosell (1997), donde rotaciones menos diversificadas (trigo-girasol, bajo índice de rotación) presentaron menos Hum en relación con rotaciones mixtas (pastura-cultivos anuales) y suelos naturales (alto índice de rotación). Estos autores atribuyen esos cambios, principalmente, debido a la baja producción de residuos del tratamiento con agricultura continua junto con las excesivas labranzas que ocasionaron pérdidas de material fino por procesos erosivos. Por lo tanto las diferencias encontradas en Monte Buey podrían haberse ocasionado a manejos antiguos no asociados a las prácticas de manejo evaluadas en este estudio.

En general, los contenidos de C en la fracción humina fueron mayores en el Este (Viale) que en el Oeste (Bengolea), siguiendo el gradiente de texturas y precipitaciones entre sitios que afectan la actividad microbiana y en consecuencia la velocidad de descomposición de la MO. En tal sentido, se observaron asociaciones significativas entre el contenido de arcilla y los contenidos de COT y sus diversas fracciones (Figura 5). Estos resultados confirman que la textura del suelo, y en particular el contenido de arcilla, podrían afectar la dinámica y la calidad de las principales fracciones de la MO, relacionadas con la disponibilidad y acumulación de nutrientes en el suelo, como ya se ha encontrado bajo condiciones naturales o agrícolas (Galantini *et al.*, 2004; Seddaiu *et al.*, 2013). Como se mencionó anteriormente, los mecanismos de protección que ocurren son la formación de complejos orgánicos-minerales para aquellos materiales orgánicos humificados (Oades, 1988) y la protección física (Van Veen & Kuikman, 1990). En este caso, las

fracciones humificadas (AH y Hum) correlacionaron positivamente con los contenidos de arcilla (Figura 5). La regresión lineal entre COT y arcilla presentó mayor pendiente que las regresiones entre las fracciones humificadas y arcilla. Esto indica que las pérdidas de COT podrían ser mayores que de las fracciones humificadas (AH y Hum) en suelos de textura fina que en suelos de textura gruesa. Esto puede estar asociado a la mayor susceptibilidad de las fracciones no humificadas (COP_g y COP_f) a mineralizarse debido a su baja asociación con la fracción fina del suelo, como se observa en la correlación negativa del COP_f y arcilla (Figura 5). En los suelos con más contenidos de arcilla, aumenta la proporción de poros más pequeños y esto dificulta el acceso para las bacterias al sustrato orgánico (Van Veen & Kuikman, 1990). Al igual que con los contenidos de arcilla, el volumen de poros $<0,2 \mu\text{m}$ también ajustó significativamente con los contenidos de COT, Hum, AH (relación positiva) y COP_f (relación negativa) (Figura 5). Esto refleja la protección física de los suelos con mayor contenido de fracción fina, limitando el espacio accesible para los microorganismos a su fuente de alimento. McGill & Myers (1987), sugieren que los poros $<0.48 \mu\text{m}$ de diámetro son lo suficientemente pequeños para los microorganismos del suelo y, por lo tanto, pueden proteger la MO.

A diferencia de las Hum, tanto los AH como los AF presentaron diferencias significativas entre tratamientos. En general, los mayores contenidos de C en AH siguió el siguiente orden: $AN \geq BP > MP$, encontrándose diferencias significativas entre manejos agrícolas en Bengolea, Monte Buey y Viale a favor de BP, tanto en 950 Mg como en 2350 Mg. Mientras que los contenidos de C en los AF fue $AN = BP > MP$, encontrándose diferencias significativas entre manejos agrícolas en Bengolea, Monte Buey y Pergamino a favor de BP, en ambas masas de suelo (Tabla 9). La estabilidad de las sustancias húmicas en los suelos está relacionada con la adición regular de MO, que mediante su degradación determina la formación de nuevas sustancias húmicas estables (Teit, 1991). Por lo tanto, cambios en las PM que modifican las entradas de C al suelo (diferente cantidad y calidad de C), que a su vez afecta las tasas de descomposición, también puede tener efectos sobre la dinámica del C en diferentes sistemas (Lal, 2008). Tanto los AH como los AF, en la mayoría de los sitios, permitieron diferenciar prácticas de manejo (BP vs MP). Estos resultados

concuerdan con los reportados por Zalba & Quiroga, (1999) y Abril *et al.* (2013), los cuales consideran que los AF y los AH responden a los cambios en las PM, respectivamente. Spaccini *et al.* (2000) reportaron una disminución progresiva de las concentraciones de sustancias húmicas en suelos que fueron convertidos de ambientes naturales a cultivados. Las diferencias entre BP y MP en los AF fueron mayores en Bengolea, donde los contenidos en BP fueron más del 50% de los observados en MP en ambas masas de suelo equivalente (Tabla 9). En Monte Buey y Pergamino, las diferencias fueron menos marcadas con disminuciones en MP entre 28 y 26% en Monte Buey y Pergamino respectivamente. Las mayores diferencias encontradas en Bengolea se deben a la mayor proporción de materiales lábiles (COP_{g+f}), los cuales están muy asociados a los contenidos de AF (Zalba & Quiroga, 1999). En los AH, las diferencias entre BP y MP fueron mayores en Viale, donde se observaron disminuciones del 37% en MP en ambas masas de suelo, mientras que las diferencias fueron menores para Monte Buey (18%) y Bengolea (26%). Las diferencias en los AH observadas en los diferentes manejos agrícolas, también, marca la importancia de utilizar fracciones más estables de la MO como indicador de CS (Vityakon, 2007; Dieckow *et al.*, 2009).

Contenidos de carbohidratos totales (CHt) y solubles (CHs)

El contenido de carbohidratos en los suelos mostró tendencias similares al COT. Para 2350 Mg ha^{-1} , diferencias significativas ($p < 0,05$) sólo se observaron en AN con respecto a BP y MP. Las diferencias fueron mayores en los CHs que en los CHt (Tabla 9). El CHt representó 9, 11, 15 y 20% del COT para Viale, Bengolea, Pergamino y Monte Buey, respectivamente (Tabla 9). Otros autores encontraron valores similares, entre el 5 y el 25% del COT, e informaron de que era sensible a los cambios de uso del suelo (Guggenberger *et al.*, 1995).

Cuando se utilizó el contenido de CHt del AN como referencia, se observaron disminuciones únicamente en Monte Buey y Pergamino. Bongiovanni & Lobartini (2006) comparando sistemas natural y cultivados por más de 50 años, encontraron que los CHt disminuyeron un 47% en el horizonte superficial a causa del cultivo. Sin embargo, la disminución en el contenido de CHt en este trabajo no fue tan abrupta, la mayor pérdida fue de un 40% en los sitios de

Monte Buey y Pergamino. Probablemente, los tratamientos BP y MP no eran tan agresivos como las PM evaluados por estos autores.

Los contenidos de CHs fueron los más afectados por las PM, presentando disminuciones superiores al 50% en Monte Buey y Pergamino, y el 20% en Viale. Sin embargo, el efecto del manejo sobre los contenidos de CHs, sólo se detectó en Bengolea. Los CHs son principalmente polisacáridos de exudados de plantas o de origen microbiano (Angers & Mehuys, 1989). Los exudados de las raíces y de sus tejidos muertos pueden comprender hasta un 30-40% o más de entrada total de MO de los suelos (Fogel, 1985). Por lo tanto, un cambio en la secuencia de los cultivos, tanto en frecuencia como en el tipo de cultivo puede modificar el contenido de CH. Un período de barbecho en una secuencia de cultivos puede reducir significativamente el contenido de CH (Cheshire, 1979). Aunque el contenido de CHs fue sugerido como un indicador de CS (Haynes & Beare, 1996), este trabajo mostró una baja sensibilidad a los cambios de secuencias de cultivos bajo SD.

Tabla 9: Fracciones orgánicas para las dos masas de suelo equivalente.

Sitio	Fracción orgánica	950 Mg suelo			2350 Mg suelo		
		AN	BP	MP	AN	BP	MP
Mg ha ⁻¹							
Bengolea	COT	14,8 b	12,6 b	9,7 a	30,3 b	27,9 ab	23,2 a
	COM	7,30 a	7,0 a	7,0 a	15,1 a	16,6 a	15,4 a
	COP _g	4,87 b	2,37 a	1,61 a	7,17 b	3,39 a	2,56 a
	COP _f	3,90 ab	4,26 b	2,69 a	8,25 b	8,29 b	5,39 a
	CHt	4,20 a	4,07 a	3,63 a	9,70 a	9,19 a	8,07 a
	CHs	0,26 a	0,27 a	0,22 a	0,58 a	0,83 b	0,54 a
	AF	1,27 b	1,43 b	0,70 a	2,63 b	3,07 b	1,50 a
	AH	5,53 b	6,30 c	4,57 a	11,6 ab	13,5 b	10,2 a
	Hum	2,40 a	2,83 a	2,47 a	5,10 a	6,10 a	5,53 a
Monte Buey	COT	30,7 c	19,8 b	16,4 a	55,6 b	37,6 a	33,6 a
	COM	17,1 b	11,7 a	11,2 a	38,4 b	27,7 a	27,0 a
	COP _g	7,72 b	3,18 a	1,63 a	10,80 b	4,98 a	2,52 a
	COP _f	4,29 b	2,47 a	1,96 a	7,53 b	4,85 a	3,74 a
	CHt	6,27 b	4,95 ab	3,55 a	12,97 b	9,98 ab	7,74 a
	CHs	0,40 b	0,18 a	0,11 a	0,82 b	0,36 a	0,27 a
	AF	1,93 c	0,97 b	0,67 a	4,07 c	2,03 b	1,50 a
	AH	11,4 c	8,17 b	6,37 a	24,2 c	17,2 b	14,7 a
	Hum	8,17 c	6,93 b	6,03 a	17,2 b	14,7 a	13,9 a
Pergamino	COT	27,7 b	15,5 a	15,5 a	50,2 a	32,4 a	31,3 a
	COM	24,9 b	12,4 ab	10,9 a	41,6 a	26,2 a	24,8 a
	COP _g	2,45 a	1,88 a	1,96 a	3,38 a	2,72 a	2,93 a
	COP _f	3,07 a	2,31 a	2,01 a	5,06 a	4,27 a	3,86 a
	CHt	7,53 c	4,26 b	2,02 a	15,69 c	9,59 b	4,19 a
	CHs	0,88 b	0,25 a	0,26 a	1,40 b	0,50 a	0,53 a
	AF	1,67 c	1,33 b	1,00 a	3,40 b	3,17 b	2,27 a
	AH	10,0 b	8,10 a	6,63 a	19,0 a	16,6 a	14,8 a
	Hum	6,40 b	5,20 a	4,53 a	12,1 a	11,5 a	10,1 a
Viale	COT	33,5 b	32,4 b	23,6 a	62,9 ab	67,2 b	47,4 a
	COM	25,3 ab	26,8 b	19,4 a	51,3 ab	58,4 b	40,9 a
	COP _g	4,03 b	1,74 a	2,12 ab	5,37 a	2,90 a	2,88 a
	COP _f	4,12 a	3,83 a	2,07 a	6,38 b	6,03 ab	3,57 a
	CHt	3,86 b	3,28 a	3,23 a	8,89 b	7,41 ab	6,36 a
	CHs	0,33 b	0,27 ab	0,17 a	0,68 b	0,50 a	0,37 a
	AF	1,30 a	1,23 a	1,60 a	2,57 a	2,57 a	3,33 a
	AH	16,0 b	15,5 b	9,80 a	31,9 b	33,2 b	20,6 a
	Hum	12,0 a	13,5 a	11,7 a	24,6 a	28,8 a	23,9 a

Para cada masa de suelo equivalente letras diferentes para cada parámetro analizado indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). COP_f, carbono orgánico particulado fino; COP_g, carbono orgánico particulado grueso; COT, carbono orgánico total; COM, carbono orgánico asociado a la fracción mineral; CHt y CHs, carbohidratos totales y carbohidratos solubles; AF, ácidos fúlvicos; AH, ácidos húmicos; Hum, huminas; AN, Ambiente natural; BP, Buenas prácticas agrícolas; y MP, Malas prácticas agrícolas.

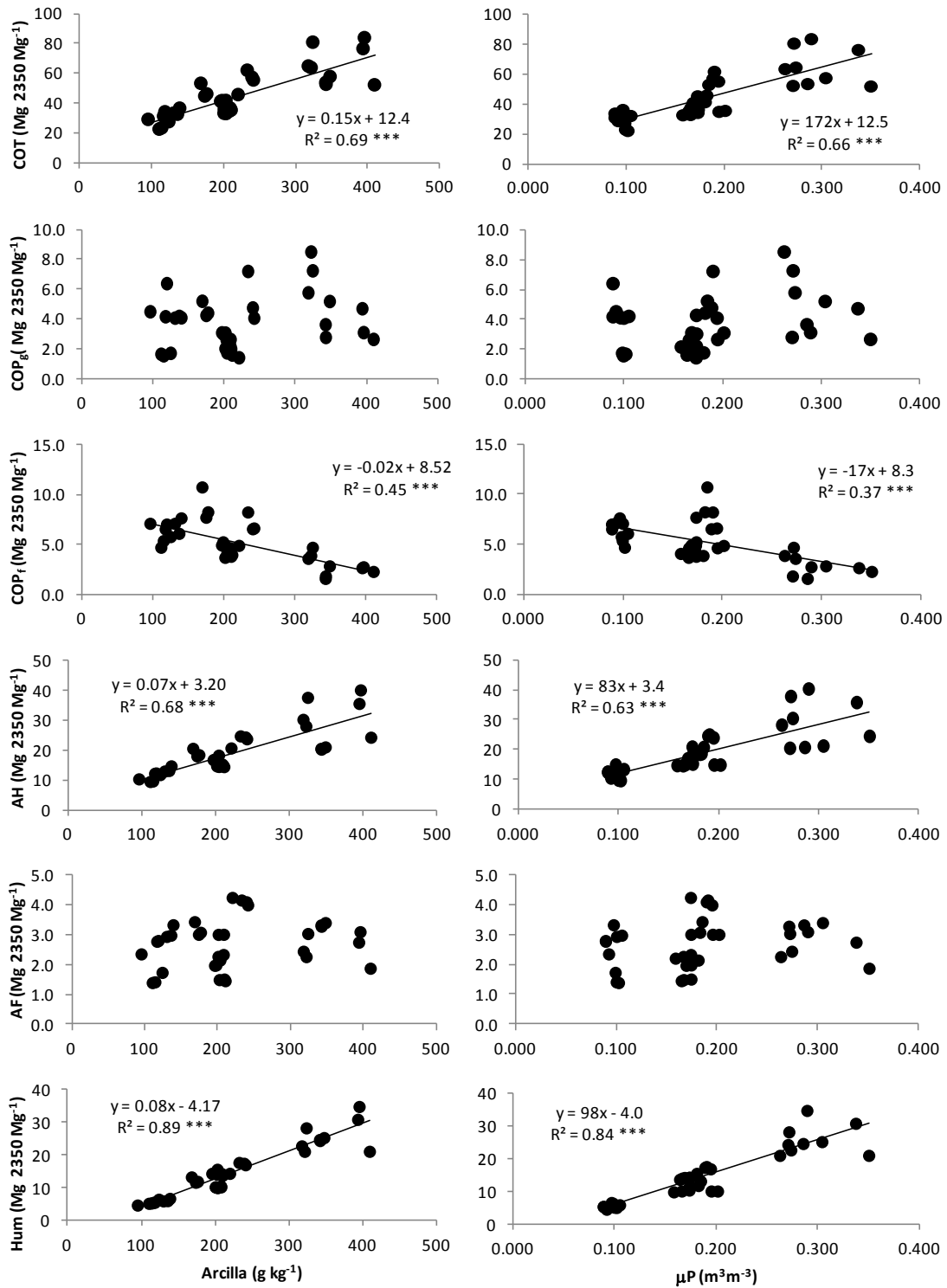


Figura 5: Relaciones del carbono orgánico total y sus fracciones con los niveles de arcilla y volumen de microporos ($<0,2 \mu\text{m}$).

Conclusiones

El análisis de las fracciones del COT permitió la diferenciación entre las diferentes prácticas agrícolas bajo SD. El cálculo de las reservas de carbono para una masa equivalente de suelo permite una mejor detección de las diferencias entre las PM más cuando las diferencias en DA son grandes.

El contenido de COT en el AN estuvieron fuertemente influenciado por el contenido de L+a, donde la fracción más abundante estuvo estrechamente relacionada con el contenido de arcilla.

Las relaciones COP_g/COT y COP_{g+f}/COT mostraron diferencias entre los sitios naturales, lo que sugiere una dinámica diferente en función de las características de clima y suelo.

Los niveles de COT en la capa superficial de los suelos agrícolas fueron 16-44% más bajos que los naturales.

Los AF fueron capaces de detectar cambios por las PM, debido a su labilidad característica. El COP_g y CHs presentaron menor sensibilidad a las PM que fracciones COP_f y CHt. Las fracciones con dinámicas intermedias, como COP_f (53-105 μm) y CHt, parecen ser mejores indicadores para detectar los efectos del manejo a corto y mediano plazo que las fracciones más dinámicas, confirmando la hipótesis planteada.

Capítulo II

**Evaluación de la calidad física de los suelos de la
Región Pampeana: Efecto de las prácticas de manejo**

Introducción

Calidad física de los suelos

Los suelos agrícolas con “buena calidad física” se caracterizan por ser lo suficientemente resistente como para mantener una buena estructura y mantener cultivos en posición vertical, pero también lo suficientemente frágil como para permitir la proliferación óptima de raíces, flora y fauna del suelo. Suelos con buena calidad física también tienen la capacidad de almacenar y transmitir el agua, aire, nutrientes y agroquímicos de manera que promuevan el rendimiento potencial de los cultivos y la mínima degradación del medio ambiente (Topp *et al.*, 1997).

En la Región Pampeana, en las últimas décadas, la intensificación de los sistemas de cultivo por la sustitución de la producción tradicional de ganado por cultivos continuos generó un rápido deterioro de la estructura del suelo (Ferrerías *et al.*, 2001; Viglizzo *et al.*, 2002). La intensificación del uso agrícola causó efectos negativos en los suelos pampeanos, pérdida en la fertilidad, alteraciones en los procesos biológicos, disminución en el contenido de COT, disminución en la disponibilidad de nutrientes y cambios en la estructura del suelo (Michelena *et al.*, 1989; Steinbach & Álvarez, 2004; Ferrerías *et al.*, 2007). En este contexto surge la necesidad de implementar sistemas de manejo sustentables, los cuales deben satisfacer los requerimientos de la población humana, a su vez hacer un uso eficiente de los recursos y, por último, mantener un equilibrio con el medio que sea favorable tanto para los seres humanos como para las otras especies (Doran & Zeiss, 2000).

La adopción de la SD ha aumentado a nivel mundial durante las últimas décadas. En nuestro país, la mayor parte del área cultivada se encuentra bajo SD (Soracco *et al.*, 2010). La SD es una alternativa para reducir el riesgo de erosión y la mejora de las propiedades físicas y químicas del suelo (Lal, 2000). Los aumentos del COT bajo SD, mejoran la estabilidad estructural del suelo, ayudando a la infiltración del aire y el agua, promover la retención de agua, y reducir la erosión (Gregorich *et al.*, 1994), por lo tanto, la pérdida de COT por lo general, se relaciona con un aumento de la densidad aparente y una disminución de la porosidad, reduciendo de ese modo la infiltración y la

capacidad de almacenamiento de agua y aire (Franzluebbers, 2002a; Wall & Heiskanen, 2003; Celik, 2005). A su vez, se ha demostrado que la SD aumenta el contenido de humedad del suelo a través de una mayor infiltración y menor evaporación (Blevins & Frye, 1993; Lampurlanés *et al.*, 2001), y mediante el aumento de la proporción de poros más pequeños (Arshad *et al.*, 1999; Bescansa *et al.*, 2006). La retención de humedad del suelo está influida por la distribución del espacio poroso afectando la disponibilidad de agua, nutrientes y la aireación del suelo (Lal, 1994). La red de poros en el suelo bajo SD es, por lo general, más continua debido a bioporos creados por las lombrices, canales por raíces y grietas verticales (Cannel, 1985). En diferentes tipos de suelos se ha observado que la SD no sólo puede reducir el espacio total de poros, sino que también puede cambiar la distribución de tamaño de poro, con poros más grandes que desaparecen y el predominio de los más finos (Chaney *et al.*, 1985; Carter, 1992).

Se sabe que la SD aumenta la conectividad entre los macroporos (Strudley *et al.*, 2008), mientras se han obtenido resultados variables sobre la porosidad total y la densidad aparente. En las últimas décadas se ha demostrado que las propiedades físicas del suelo no siempre evolucionan positivamente bajo SD continua (Taboada *et al.*, 1998; Lipiec *et al.*, 2006; Strudley *et al.*, 2008).

El suelo es considerado un recurso no renovable muy importante en Argentina y, por lo tanto, es necesario identificar indicadores de calidad de suelos sensibles a los cambios durante largos períodos de agricultura continua. Para evaluar el estado de evolución y degradación del suelo es necesario conocer las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo. Algunas de estas propiedades pueden ser utilizadas como indicadores de CS, aunque la mayoría no son universales, varían en función del ambiente, el tipo de suelo (Shukla *et al.*, 2005) y la escala de estudio. Es necesario, por lo tanto, identificar y cuantificar las variables particulares de cada ambiente, a fin de documentar los cambios que suceden en el corto y largo plazo, como consecuencia de las PM que se aplican (Gregorich *et al.*, 1997).

Un conjunto coherente y formal de indicadores de calidad física de suelos aún no se han desarrollado, a pesar de grandes esfuerzos en las últimas décadas (Arshad & Martin, 2002). Además, valores críticos o rangos de indicadores de

calidad física de suelos aún no se conocen (Arshad & Martin, 2002), aunque se han propuesto diversas "guías" en producción agrícola (Reynolds *et al.*, 2002; Drewry & Paton, 2005). Sin embargo, se está haciendo cada vez más evidente que el contenido de COT, densidad aparente (DA) y diversas formas de porosidad, aireación y retención de agua forman componentes claves de cualquier parámetro integrador o conjunto de parámetros que indican la calidad física del suelo. Todos ellos pueden determinar la calidad física del suelo, con la finalidad de mejorar la productividad de los cultivos manteniendo a la vez la calidad ambiental (Reynolds *et al.*, 2002).

Un paso hacia el establecimiento de valores de los parámetros de calidad física del suelo óptimos o deseables para la producción de cultivos podría ser la de comparar los suelos intensamente cultivados que han sido sometidos a manejo agrícola consistente y de largo plazo con suelos vírgenes que nunca se han cultivado. Comparando suelos cultivados con suelos virgen permitirá la delimitación del alcance y la naturaleza de los cambios en la calidad física del suelo (es decir, cambios en los valores de los parámetros) que derivan de cultivos anuales. Los suelos vírgenes también darán una indicación del nivel de la calidad física del suelo que sea sostenible a través de procesos naturales (no antropogénico).

La calidad física del suelo es sumamente importante en toda la zona de exploración de las raíces, que es aproximadamente el primer metro del perfil del suelo. Sin embargo, los 10 cm superiores del suelo son particularmente importantes, ya que controla muchos procesos agronómicos y ambientales críticos. Además, muchos estudios han encontrado que el efecto de las PM o usos del suelo sobre las propiedades físicas edáficas se producen en los 5 a 15 cm superiores del perfil del suelo (Drewry & Paton, 2005; Drewry, 2006).

Indicadores de calidad física de suelos

A continuación se expresan los principales indicadores e índices utilizados para evaluar las PM, junto con algunos intervalos óptimos generales y límites críticos obtenidos de la literatura.

Densidad aparente (DA)

La DA se utiliza a menudo en los estudios de CS como un índice de la resistencia mecánica del suelo para el crecimiento de raíces (Reynolds *et al.*,

2003; Drewry, 2006). Para suelos de textura fina, el rango óptimo de DA para la producción agrícola se encuentra entre 0,9 a 1,2 Mg m⁻³ (Reynolds *et al.*, 2003; Drewry & Paton, 2005). Valores de DA <0,9 Mg m⁻³ puede proporcionar insuficiente contacto raíz-suelo y disminuir la retención de agua, mientras que los valores DA >1,2 Mg m⁻³ pueden impedir la elongación de la raíz o reducir la aireación del suelo (Reynolds *et al.*, 2003; Drewry & Paton, 2005; Drewry, 2006). Para suelos de textura fina, el límite superior de DA para una adecuada aireación estaría en el orden de 1,25 a 1,30 Mg m⁻³ (Jones, 1983; McQueen & Shepherd, 2002). En la Región Pampeana se han fijado valores críticos de DA de 1,37 y 1,44 Mg m⁻³ para Vertisoles y Molisoles, respectivamente, por encima de los cuales se observaron reducciones del desarrollo radicular del cultivo de trigo (Wilson *et al.*, 2013).

Porosidad (macro, meso y microporos)

La porosidad del suelo desempeña un papel fundamental en la productividad biológica e hidrología de los suelos agrícolas. Mediciones de porosidad se están utilizando cada vez más para cuantificar los cambios estructurales del suelo después de las actividades agrícolas. Mediciones del espacio poroso pueden cuantificar la estructura del suelo debido a que el tamaño, la forma y la continuidad de los poros afectan a muchos procesos importantes del suelo (Ringrose-Voase & Bullock, 1984). El volumen total de poros, su distribución por tamaño, conectividad y tortuosidad determinan la entrada, circulación y retención de agua, la disponibilidad de oxígeno y la resistencia mecánica del suelo a la penetración de las raíces, entre otros procesos (Dexter *et al.*, 2008). En consecuencia, la degradación del sistema de poros del suelo puede causar una disminución en la producción de cultivos, favorecer la escorrentía superficial del agua y conducir a la pérdida de suelo por erosión (Botta *et al.*, 2006, 2007).

La entrada de agua a través de la superficie del suelo se lleva a cabo principalmente por macroporos, a pesar de que éstos constituyen una pequeña proporción de la porosidad total (Moret & Arrúe, 2007b). En general, los macroporos representan la fracción que se destruye por primera vez cuando el suelo es físicamente degradado debido al tráfico por maquinarias o al pisoteo animal (Botta *et al.*, 2004).

Existen varios métodos, instrumentos e indicadores desarrollados con el fin de detectar cambios en la red de poros del suelo y en el movimiento del agua asociado a él (Bodhinayake *et al.*, 2004; Dexter *et al.*, 2008). Kay & VandenBygaart (2002) proponen un sistema de clasificación de poros relativamente simple, con tres clases (macro, meso y microporos) que se distinguen en su relación funcional con el agua del suelo. Los poros con un diámetro $>30 \mu\text{m}$ se denominan macroporos. Se consideran poros de infiltración importantes para la aireación del suelo y el crecimiento de las raíces. Los poros con un diámetro equivalente de $30-0,2 \mu\text{m}$ se conocen como mesoporos, y son particularmente importantes para el almacenamiento de agua para el crecimiento vegetal. Los microporos tienen diámetros efectivos $<0,2 \mu\text{m}$. El agua en estos poros generalmente no está disponible para las plantas y su pequeño diámetro impide la actividad microbiológica. Una adecuada proporción de poros menores de $10 \mu\text{m}$ son necesarios para almacenar agua, mientras que también una proporción de macroporos mayores de $100 \mu\text{m}$ (mayor al 10%) son necesarios para la captación del agua, el desarrollo raíces y el intercambio gaseoso. Otros autores consideran que un volumen de macroporos ($>50 \mu\text{m}$) mayor de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ es aceptable, mientras que valores inferiores de $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ es restrictivo para los cultivos (Pilatti & de Orellana, 2000).

Capacidad de aire (CA)

Si bien, los resultados de aireación dependen de complejas interacciones suelo-aire-agua-planta-microorganismo, la CA es un indicador útil de aireación del suelo. Una $CA \geq 0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ se recomienda para no sufrir reducciones del rendimiento por déficit de aireación en la zona radicular de los cultivos (White, 2006), sin embargo, en trabajos más recientes indican una $CA \geq 0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ necesario en suelos franco arenosos a franco arcillosos (White, 2006, Mueller *et al.*, 2008; Pilatti *et al.*, 2012).

Capacidad de agua útil (CAU)

La CAU indica la capacidad del suelo de almacenar y proporcionar agua que esté disponible para las raíces de las plantas. Valores de $CAU \geq 0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a menudo se considera "ideal" para el máximo crecimiento y función de las raíces (Verdonck *et al.*, 1983; Cockroft & Olsson, 1997), mientras que se considera

"bueno" si los valores se encuentran entre 0,15 y 0,20 m³ m⁻³, "limitado" entre 0,10 y 0,15 m³ m⁻³, y "malo" con CAU ≤0,10 m³ m⁻³ (Hall *et al.*, 1977; Warrick, 2002; White, 2006).

Capacidad de campo relativa (CCR)

La CCR indica la capacidad del suelo para almacenar agua y aire con respecto al volumen total de poros del suelo. Para suelos agrícolas, se produce un equilibrio óptimo entre la capacidad de agua y la capacidad de aire del suelo en la zona radicular entre 0,6-0,7, ya que a este rango maximiza la producción microbiana de nitrato que suele ser el nutriente limitante para el crecimiento y rendimiento del cultivo (Doran *et al.*, 1990). Los valores más bajos (CCR≤0,6) generalmente disminuyen la producción microbiana de nitrato debido a la insuficiencia de agua en el suelo, mientras que los mayores valores (CCR≥0,7) causan una reducción de la producción de nitrato por insuficiente aire en el suelo (Linn & Doran, 1984; Doran *et al.*, 1990; Skopp *et al.*, 1990). La premisa fundamental de este criterio es que los suelos de secano con 0,6≤CCR≤0,7 tendrán probablemente deseables contenido de agua y aire (máxima actividad microbiana) con mayor frecuencia y por períodos de tiempo más largos que los suelos que tienen proporciones mayores o menores (Olness *et al.*, 1998; Reynolds *et al.*, 2002).

Carbono orgánico total (COT)

Aunque el contenido de COT es principalmente un indicador de la calidad química y biológica del suelo, también presenta efectos indirectos sobre la calidad física del suelo (Gregorich *et al.*, 1997; Shukla *et al.*, 2006). El COT es importante en el mantenimiento de la estabilidad estructural del suelo, ayudando a la infiltración del aire y el agua, promover la retención de agua, y reducir la erosión (Gregorich *et al.*, 1994), por lo tanto, la pérdida de COT por el cultivo, en general, se relaciona con un aumento de la DA y una disminución de la porosidad, reduciendo de ese modo la infiltración y la capacidad de almacenamiento de agua y aire (Franzluebbers, 2002a; Wall & Heiskanen, 2003; Celik, 2005). Existe un rango óptimo de COT del 30-50 g kg⁻¹ para suelos de textura media, con un valor crítico inferior de 20 g kg⁻¹, por debajo del cual puede ocurrir deterioro de la estructura por labranzas (Greenland, 1981), y un valor crítico superior de 60 g kg⁻¹ por encima del cual el suelo puede ser

propenso a la compactación y/o absorción de los plaguicidas (Sojka & Upchurch, 1999). Estos criterios fueron desarrollados desde el punto de vista de la eliminación de las limitaciones físicas del suelo para un rendimiento óptimo del cultivo, y por lo tanto se consideran relevantes para la mayoría de los climas y regiones. Sin embargo, desde el punto de vista de calidad y fertilidad del suelo, un contenido de COT dado puede ser considerado bajo, medio o alto, dependiendo del contenido de arcilla del suelo. Es decir, un contenido óptimo de COT está íntimamente asociado al contenido de materiales finos (Quiroga *et al.*, 2001).

Índice de estabilidad estructural (IEE)

Con el fin de minimizar los efectos de variaciones en la textura puede resultar adecuado el uso de índices como $[MO/(L+a)]$ (Pieri, 1995). Dicho autor lo propone como un índice de riesgo de degradación estructural de suelos cultivados. Valores de IEE $>9\%$ indica estructura estable, entre $9-7\%$ indica bajo riesgo de degradación estructural, entre $7-5\%$ indica alto riesgo de degradación, y $IEE \leq 5\%$ indica suelos estructuralmente degradados. En la Región Semiárida Pampeana, valores promedio de 3,6 se han obtenido para suelos agrícolas mientras que valores de 7,5 se encontraron en ambientes naturales (Quiroga *et al.*, 2006).

Colectivamente, la evaluación conjunta de indicadores múltiples tales como éstos, junto con procesos y propiedades químicas y biológicas pueden ser útiles para cuantificar cambios en la CS debido a diversas PM (Karlen, 2004). La alteración de las condiciones del suelo por las PM puede afectar la producción de los cultivos, por un lado, a través de su influencia en la distribución de la MO, actividad microbiana y dinámica de nutrientes; y, por otro lado, modificando propiedades físicas del suelo como agregación y porosidad (Salinas-García *et al.*, 1997; Díaz Zorita *et al.*, 2002).

En la actualidad, el reto es encontrar métodos de producción agrícola que aseguren una alta productividad y, al mismo tiempo, preservar la salud del medio ambiente. Con el fin de alcanzar este objetivo, es necesario disponer de indicadores que detecten tempranamente la degradación de los suelos, especialmente del sistema poroso debido a su impacto en las funciones esenciales que cumplen en el suelo (Kay & VandenBygaart, 2002).

Hipótesis

- Las características edáficas y climáticas de cada sitio le confieren al suelo diferente capacidad natural para soportar un disturbio, por lo tanto, en función de éstas, el efecto de las prácticas de manejo sobre la distribución del espacio poroso será diferente.
- El mayor aporte y continuidad de residuos al suelo por medio de una mayor intensificación de cultivos permitirá una mejora en las propiedades físicas en los suelos agrícolas. A través de la implementación de “Buenas Prácticas Agrícolas” es posible generar una mejor distribución del espacio poroso, pudiendo comprarse a las situaciones naturales.

Objetivos

- Evaluar los cambios a corto y mediano plazo debidos al sistema de manejo sobre la porosidad, distribución de tamaño de poros, densidad aparente, y agua útil del suelo. Para ello se procederá a seleccionar parámetros de calidad física del suelo en el horizonte superficial (0-10 cm).
- Comparar los valores obtenidos de los diferentes parámetros analizados con los valores “ideales”, “óptimos” y “críticos” propuestos en la literatura, y con los niveles de referencia obtenidos para los suelos bajo condiciones “naturales” que proporcionan una medida del nivel de calidad física “natural” del suelo.
- Vincular las propiedades físicas evaluadas con los niveles de carbono orgánico y sus fracciones.

Materiales y métodos

Toma de muestras

El muestreo se limitó a los primeros 10 cm del perfil del suelo. La razón de dicha profundidad de muestreo fue debido a que muchos estudios han encontrado que la mayoría de las respuestas de calidad física del suelo a las actividades antropogénicas (pisoteo animal, cultivos, labranzas) se producen

en los primeros 5 a 15 cm del perfil del suelo (Carter, 1990b; Drewry, 2006; Reynolds *et al.*, 2008).

Se recolectaron seis cilindros sin disturbar de suelo (4,8 cm de diámetro y 10 cm de largo) de cada sitio con sus respectivos tratamientos (dos sub-muestras por réplica por tres repeticiones). Al momento de tomar las muestras (Febrero 2010) los suelos presentaban contenidos de humedad necesarios para no generar la rotura visual o compactación, de esta manera se conservó estructura intacta del suelo.

Las propiedades físicas del suelo se determinaron secuencialmente. En primer lugar, las muestras de suelo fueron saturadas en forma incremental desde la parte inferior a lo largo de un período de 48 horas usando agua corriente a temperatura ambiente. Una vez saturadas, fueron sometidas a los potenciales de interés. Para ello se aplicaron presiones de 10 y 33 kPa, equivalentes a -1 y -3,3 m de carga hidráulica (h), empleando el equipo clásico de olla de presión. A partir del estado de saturación previo al inicio de las medidas, se determinó el contenido hídrico (θ_s) siguiendo la metodología de humectación indicada por Klute (1986). Luego, las muestras no disturbadas se secaron en estufa a 105°C durante 24 h, hasta peso constante, y se calculó su relación masa/volumen a fin de obtener los valores correspondientes de DA (Tabla 11) (Blake & Hartge, 1986). A su vez, para evaluar el grado de compactación se calculó la DA crítica siguiendo la propuesta de Pilatti & de Orellana (2000) (Tabla 11).

Sobre las muestras tamizadas por 2 mm se realizó la determinación del punto de marchitez permanente (PMP) a través de membrana de presión (1500 kPa) (Richards, 1947), utilizando anillos de 5 cm de diámetro por 1 cm de altura.

Se realizaron las curvas de retención hídrica y calculó el contenido de agua a capacidad de campo (CC), PMP, CAU y porosidad total (PT). Los tamaños de poro correspondientes a diferentes presiones se estimaron utilizando la fórmula ascenso capilar (Ecuación 1) (Danielson & Sutherland, 1986), con lo cual se determinó el volumen de poros mayores a 30 μm , 30-9 μm , 9-0,2 μm y menores a 0,2 μm (Tabla 11), y su distribución.

Estos parámetros particulares se seleccionaron debido a que proporcionan estimaciones cuantitativas directas, de la capacidad de un suelo para

almacenar en la zona de la raíz agua y aire necesario para el crecimiento del cultivo (en oposición a algunos otros parámetros, tales como estabilidad de los agregados o distribución del tamaño de agregados, que proporcionan estimaciones indirectas). Si bien en la literatura existe numerosos tipos de clasificaciones de tamaños de poros, en este caso se utilizó un sistema relativamente simple, aplicado previamente por Iglesias *et al.* (1996) y Kay & Vanden Bygaart (2002), en el que se divide en tres clases principales en base a sus diferencias funcionales (macro, meso y microporos) (Tabla 10). El diámetro efectivo de poro (d) se estimó como:

$$d = \frac{-30,0 \times 10^{-6}}{h} \quad \text{(Ecuación 1)}$$

donde h = tensión del agua retenida expresada en columna de agua (m).

Tabla 10: Características funcionales del sistema poroso en relación al tamaño y estado de energía del agua.

Clasificación	Tamaño (μm)	Tensión (kPa)	Función
Macroporos grandes (Mp_g)	>30	<10	Aireación, infiltración, conductividad saturada
Macroporos pequeños (Mp_p)	30-9	10-33	Conducción lenta
Mesoporos (mP)	9-0,2	33-1500	Retención de agua útil
Microporos (μP)	<0,2	>1500	Agua no disponible

Tabla 11: Propiedades e índices físicos y sus ecuaciones utilizados para evaluar los tratamientos.

Propiedad	Ecuación	Unidades
Densidad aparente (DA)	M_{sse}/V_t	$Mg\ m^{-3}$
Densidad aparente crítica (DA _C)	$1,52-0,0065\times(\%Arcilla)$	$Mg\ m^{-3}$
Densidad aparente máxima (DA _{max})	$1.766-0.00598\times(\%Limo) -0.0158(\%COT)$	$Mg\ m^{-3}$
Compactación relativa (CR)	$(DA/Da_{max})\times 100$	%
Macroporos grandes (Mp _g)	$\theta_s - \theta_{10}$	$m^3\ m^{-3}$
Macroporos pequeños (Mp _p)	$[\theta_s - \theta_{CC}]-Mp_g$	$m^3\ m^{-3}$
Mesoporos (mP)	$[\theta_s - \theta_{PMP}]-[\theta_s - \theta_{CC}]$	$m^3\ m^{-3}$
Microporos (μP)	θ_{PMP}	$m^3\ m^{-3}$
Porosidad total (PT)	$[(\theta_s - M_s)/M_s]\times(DA/Da)$	$m^3\ m^{-3}$
Índice de estabilidad estructural (IEE)	$[(1,72\times\%COT) / \%(L+a)]\times 100$	--
Capacidad de agua útil (CAU)	$\theta_{CC}-\theta_{PMP}$	mm
Capacidad de campo relativa (CCR)	θ_{CC}/θ_s	--
Capacidad de aire (CA)	$\theta_s - \theta_{CC}$	$m^3\ m^{-3}$

M_{sse} , masa del suelo seco (105°C); V_t , volumen total del suelo; θ_s , contenido volumétrico de agua del suelo saturado; θ_{10} , contenido volumétrico de agua del suelo a 10 kPa; θ_{CC} contenido volumétrico de agua del suelo a capacidad de campo (33 kPa); θ_{PMP} contenido volumétrico de agua del suelo a punto de marchitez permanente (1500 kPa); Da , densidad aparente del agua.

Otra característica física deseable es aquella que relaciona la capacidad de retención de agua del suelo con la aireación (Olness *et al.*, 1998). Estos autores proponen un equilibrio óptimo entre ambos parámetros cuando:

$$CC/PT=0,66 \quad \text{ó} \quad CA/PT=0,34$$

La justificación de este criterio es que en la agricultura de secano, suelos con estas proporciones son propensos a tener contenidos de agua y aire deseables para una buena producción microbiana de N (Skopp *et al.*, 1990), con más frecuencia y durante períodos de tiempo más largos en relación a suelos que tienen proporciones más grandes o más pequeñas.

Análisis estadístico

Los parámetros de calidad física del suelo fueron comparados entre los tratamientos (AN, BP, MP) en cada sitio (Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale), y en el caso de no existir interacción Sitio x Tratamiento, se analizaron los tratamientos utilizando los sitios como replicas. Se realizaron regresiones lineales, no lineales y múltiples para analizar la asociación entre variables utilizando software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Resultados y discusión

Densidad aparente

Se encontraron efectos significativos tanto de los sitios ($p < 0,001$) como de los tratamientos ($p < 0,01$) e interacción significativa ($p < 0,05$) en los valores de DA (Tabla 13). Los valores de más bajos se observaron en AN, aunque no siempre diferenciándose estadísticamente de los tratamientos agrícolas. Los valores promedios de DA fueron de 1,12, 1,23 y 1,22 Mg m^{-3} para AN, BP y MP, respectivamente (Tabla 13). Se observaron efectos diferentes de las prácticas agrícolas sobre la DA, donde Pergamino fue el único sitio donde se encontraron diferencias significativas entre MP y BP, encontrándose valores superiores en éste último. Un efecto similar, aunque no significativo se observó en Monte Buey, mientras que en Bengolea y Viale se observaron menores valores en BP aunque no fueron significativos (Tabla 13). La acumulación de residuos vegetales en la capa superficial del suelo modifica el medio físico mejorando las condiciones estructurales y espacio poroso del suelo (Carter, 2002), originando menores valores de DA (Kladivko, 1994). Este efecto se observó en AN, encontrándose menores valores de DA que en las situaciones agrícolas como consecuencia directa de los mayores niveles de COT y la ausencia de compactación por el tránsito de maquinaria. En los manejos agrícolas, el tránsito frecuente de maquinarias generó procesos de compactación de la capa superficial del suelo. Hamza & Anderson (2005) relacionaron el incremento de la DA de la capa superficial en los sistemas bajo SD con la mayor intensidad de tránsito de maquinaria en operaciones de siembra. Por lo tanto, los mayores valores de DA observados en las situaciones agrícolas puede atribuirse a una combinación de efectos por menor contenido de COT y compactación por tránsito de maquinaria. La DA fue negativamente correlacionada con el COT, COP_f y CHs (Tabla 16), evidenciando el efecto significativo que tiene el COT y sus fracciones sobre dicha propiedad física.

A su vez, en Monte Buey y Pergamino, con una mayor proporción de limo en los suelos (578 y 596 g kg^{-1} , respectivamente), potenció los efectos del tránsito de la maquinaria y produjo una mayor compactación verificado en los valores de DA (1,22 y 1,36 Mg m^{-3} para Monte Buey y Pergamino, respectivamente). Este aumento en la DA tuvo efecto principalmente sobre la macroporosidad del

suelo, observándose relaciones negativas de la DA con los Mp_g y Mp_p , los cuales a su vez se relacionaron negativamente con contenidos de limo de los suelos (Tabla 15), afirmando lo anteriormente comentado en los sitios de Monte Buey y Pergamino.

Mejorar las propiedades físicas por cambios en el manejo presentan escasa respuesta en los suelos franco-limosos (Taboada *et al.*, 2008), debido a la baja resiliencia de la porosidad estructural de estos suelos (Varela *et al.*, 2011). Por lo tanto, la mayor intensificación agrícola en BP, dada por la mayor frecuencia de cultivos (Tabla 1 y 2), con el consecuente mayor tránsito de maquinaria puede ser el motivo de los valores más elevados de DA tanto en Monte Buey como Pergamino.

Los valores de DA_c , calculados a partir de los contenidos de arcilla, presentaron diferencias significativas entre sitios observándose valores de 1,24, 1,33, 1,38 y 1,44 $Mg\ m^{-3}$ en Viale, Monte Buey, Pergamino y Bengolea, respectivamente. Los valores de DA_c coinciden con los observados por Álvarez *et al.* (2009) y Pilatti & de Orellana (2000), como valores límite para los Molisoles franco-limosos de la Región Pampeana. Si bien, en relación con AN, los manejos agrícolas presentan un aumento de la DA, al comparar con los valores óptimos citados en la literatura, únicamente el tratamiento BP de Monte Buey se encuentra por encima del valor máximo. Se establece que valores de DA por encima de 1,5 $Mg\ m^{-3}$ afecta el crecimiento de las raíces (Hassan *et al.*, 2007).

El uso de CR se ha sugerido para superar limitaciones de la comparación de DA entre diferentes tipos de suelo (Lipiec & Hatano, 2003). Dicha estimación deriva de la relación entre DA y DA_{max} (Tabla 11). Al igual que DA, la DA_{max} fue afectada de manera significativa por los sitios (Bengolea>Monte Buey>Viale>Pergamino) y los tratamientos (AN=MP<BP) (Tabla 13). En general, suelos con valores de CR de 75 al 87% producen rendimientos óptimos para diferentes cultivos y suelos, mientras que valores superiores al 90% comienzan a generar efectos negativos sobre los cultivos (Carter, 1990b). Los valores medios de CR observados en AN fueron siempre muy por debajo de este umbral (Tabla 13). Dentro de los manejos agrícolas, MP presentó valores cercanos o por encima del umbral crítico en Monte Buey, Pergamino y Viale; mientras que en BP se encontraron valores por encima del umbral en Monte Buey y Pergamino. Los

resultados observados reflejan la existencia de problemas de compactación superficial, principalmente en aquellos suelos con mayor proporción de limo, independientemente del manejo agrícola.

Capacidad de aire

La CA mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), sitios ($p < 0,001$) e interacción no significativa ($p = 0,31$). Los valores medios de CA para los tratamientos AN fueron, en promedio, $0,25 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, muy por encima del mínimo propuesto de $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para aireación adecuada de suelos franco arcillosos (Tabla 13). A su vez, los valores de CA fueron mayores en AN que en los tratamientos agrícolas (BP y MP), aunque solo se observaron diferencias significativas en el caso de BP. Si bien, los sitios agrícolas presentaron un ligero descenso en la aireación del suelo, la misma estuvo por encima del valor umbral de $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ considerado necesario en suelos de textura fina para compensar las demandas de oxígeno por la actividad biológica y no generar limitaciones en la producción de cultivos (Cockroft & Olsson, 1997; Drewry & Paton, 2005; Drewry, 2006). Por lo tanto, ningún tratamiento fue sensible a déficits de aireación en 0-10 cm, no reflejando diferencias entre prácticas agrícolas.

Capacidad de campo relativa

La CCR mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), sitios ($p < 0,001$) e interacción no significativa ($p = 0,28$). Una característica importante del rango óptimo de CCR es que presenta independencia tanto de la textura del suelo, el contenido de COT y la DA (Doran *et al.*, 1990; Skopp *et al.*, 1990), y de este modo se aplica a la mayoría de los suelos (Doran *et al.*, 1990).

Tanto los valores de CCR en AN como en los tratamientos agrícolas, en promedio, se encuentran dentro del rango óptimo (0,6-0,7) para la máxima actividad microbiana del suelo. Sin embargo, en Bengolea los valores de CCR fueron algo menores al límite inferior de dicho rango, lo cual hace que se reduzca la actividad microbiana debido a insuficiente humedad del suelo (Linn & Doran, 1984). Los suelos de Bengolea se caracterizan por ser de textura gruesa (Tabla 3), por lo tanto, son suelos que tienen baja capacidad de retención de agua, principal limitante de éste sitio, afirmando los menores valores de CCR. Reynolds *et al.* (2007) trabajando en suelos franco arcillosos

bajo SD evaluando diferentes manejos encontraron valores de CCR de $\sim 0,8$, lo que sugiere que la actividad microbiana del suelo a menudo se vería obstaculizada por insuficiente aire en el suelo.

Capacidad de agua útil

Los valores de CAU, en promedio, se encontraron dentro del rango considerado "ideal" en los tratamientos agrícolas ($>0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) y "bueno" para el AN ($0,15\text{-}0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), propuesto por Hall *et al.* (1977) y Cockroft & Olsson (1997) para maximizar el crecimiento y funcionamiento de las raíces en suelos de texturas medias y finas. Se observaron diferencias significativas entre AN y los manejos agrícolas a favor de éstos últimos.

El contenido de agua de PMP está determinado principalmente por el contenido de arcilla (Brady, 1974), mientras el contenido de agua en CC, está determinada por una interacción compleja entre contenido de arcilla, estructura del suelo, DA, y COT (Olness *et al.*, 1998). En este estudio, utilizando regresiones múltiples, las variables COT y L+a explicaron el 71% de la variabilidad de los contenidos de agua en PMP, mientras que las variables COT, L+a y macroporosidad ($>30 \mu\text{m}$) explicaron el 84% de la variabilidad del contenido de agua en CC (Tabla 12). Por lo tanto, los valores más bajos de CAU en AN se deben principalmente a un mayor contenido de macroporos relacionados con infiltración y conductividad de agua en el suelo.

En los tratamientos agrícolas se observó una mayor frecuencia de poros pequeños ($<9 \mu\text{m}$) (Figura 6), estos cambios en la distribución de los poros podría haber favorecido una mayor retención de agua. Otros autores también relacionaron un aumento de los poros pequeños bajo SD con aumentos en la retención de agua del suelo (Dao, 1993; Ferreras *et al.*, 2000). También, Fernández Ugalde *et al.* (2009) trabajando en suelos franco arenosos, encontraron diferencias en la CAU entre sistemas de labranza, principalmente debido a un significativo aumento en la frecuencia de poros entre 9 y $6 \mu\text{m}$ bajo SD.

Tabla 12: Relación entre las propiedades físicas de los suelos con los contenidos de agua a CC y PMP en 0-10 cm.

Variables	Regresoras	Estimado	p-valor	R ² ajustado
CC	Constante	28,2	<0,0001	0,84
	L+a	0,2	<0,0001	
	COT	2,0	0,0013	
	>30 μm	-31,8	0,0064	
PMP	Constante	-2,35	0,26	0,71
	L+a	0,23	<0,0001	
	COT	1,66	0,0331	

Relación $\theta_{\text{CC/PT}}$ y CA/PT

En promedio para todos los sitios, las relaciones $\theta_{\text{CC/PT}}$ y CA/PT "óptimas" se observaron en BP diferenciándose estadísticamente de AN y MP, donde $\theta_{\text{CC/PT}}$ y CA/PT fueron menor y mayor al óptimo, respectivamente (Tabla 13). Sin embargo, en Bengolea los valores de $\theta_{\text{CC/PT}}$ fueron aproximadamente 27% menor del valor propuesto como "ideal" y CA/PT fue aproximadamente un 52% superior del valor "ideal" en promedio para los tres tratamientos (Tabla 13).

Lograr un equilibrio óptimo entre CC, CA y PT para la actividad microbiana aeróbica constituye una mejor calidad física del suelo (Reynolds *et al.*, 2002). Estos parámetros se comparan bien con los demás criterios que se utilizan para indicar la buena calidad física del suelo.

Porosidad (macro, meso y microporos)

Como era de esperar, la porosidad total del suelo, siguió el patrón inverso al de DA (Tabla 15). El manejo agrícola redujo el volumen total de poros ($p < 0,05$) y modificó la distribución por tamaño en comparación con AN (Tabla 14 y Figura 6). Este comportamiento concuerda con lo señalado por Pilatti & de Orellana (2000) y Cerisola *et al.* (2005), quienes citan como característica de los suelos bajo SD la presencia de mayores valores de DA y menor volumen de poros de transmisión (o baja porosidad estructural) a nivel superficial.

La macroporosidad del suelo ($Mp_g + Mp_p$), tendió a disminuir del AN a los tratamientos agrícolas, aunque esto no siempre fue estadísticamente significativo, mientras que entre tratamientos agrícolas no se observó un efecto similar en los diferentes sitios. La mayor macroporosidad en AN fue probablemente una consecuencia de los mayores niveles de COT y una mayor

masa de raíces en relación a BP y MP (Gregorich *et al.*, 1997). De acuerdo con esto, Benjamin *et al.* (2007) reportaron que las pasturas perennes son más eficaces para la creación de poros continuos y estables que los cultivos anuales.

Tabla 13: Parámetros e índices físicos en los distintos sitios y tratamientos en 0-10 cm. Rangos óptimos propuestos en la literatura en la parte inferior.

	CO	DA	DA _{max}	CR	IEE	CCR	CA	CAU	θ _{cc} /PT	CA/PT
	g kg ⁻¹		Mg m ⁻³	%		m ³ m ⁻³				
Bengolea										
AN	16,9 b	1,11 a	1,56 a	71 a	9,5 b	0,43 a	0,34 b	0,17 a	0,43 a	0,57 b
BP	14,4 ab	1,13 a	1,55 a	73 a	7,1 a	0,49 ab	0,31 ab	0,20 b	0,59 ab	0,51 ab
MP	11,9 a	1,20 a	1,56 a	77 a	5,8 a	0,52 b	0,29 a	0,20 b	0,52 b	0,48 a
Monte Buey										
AN	30,6 b	1,16 a	1,40 a	83 a	7,6 b	0,67 a	0,20 b	0,21 a	0,67 a	0,33 b
BP	18,3 a	1,40 b	1,42 b	99 b	4,5 a	0,74 b	0,14 a	0,20 a	0,74 b	0,32 ab
MP	15,5 a	1,32 b	1,42 b	93 b	3,7a	0,68 ab	0,18 b	0,23 a	0,68 ab	0,26 a
Pergamino										
AN	32,1 b	1,12 a	1,36 a	82 a	8,1 a	0,63 a	0,21 a	0,18 a	0,63 a	0,37 a
BP	17,5 ab	1,27 b	1,38 b	92 b	4,2 a	0,67 a	0,19 a	0,23 b	0,67 a	0,33 a
MP	15,7 a	1,16 a	1,36 a	86 ab	4,0 a	0,60 a	0,23 a	0,22 ab	0,60 a	0,40 a
Viale										
AN	35,2 a	1,09 a	1,38 a	80 a	7,3 a	0,65 a	0,24 a	0,19 a	0,65 a	0,35 a
BP	34,1 a	1,08 a	1,41 b	76 a	7,0 a	0,71 a	0,19 a	0,20 a	0,71 a	0,29 a
MP	24,8 a	1,21 a	1,37 a	89 a	4,9 a	0,66 a	0,22 a	0,17 a	0,66 a	0,34 a
Promedio										
AN	28,7 b	1,12	1,43	79	8,11 b	0,60 a	0,25 b	0,19 a	0,60 a	0,40 b
BP	21,1 a	1,23	1,44	85	5,67 a	0,65 b	0,21 a	0,21 b	0,65 b	0,35 a
MP	17,0 a	1,22	1,43	86	4,59 a	0,61 a	0,23 ab	0,21 b	0,61 a	0,39 b
Rangos óptimos	20-50	0,9-1,4		75-87	>7	0,6-0,7	>0,14	≥0,15	0,66	0,34

En los tratamientos agrícolas, BP presentó mayor cantidad de macroporos, aunque no significativo, en Bengolea. En el resto de los sitios, la macroporosidad fue superior en MP, con diferencias significativas únicamente en Monte Buey, donde los menores valores de macroporosidad en BP son causa de los altos valores de DA (Tabla 13 y 14). En este tipo de suelos, franco-limosos, se han encontrado escasa respuesta de la macroporosidad de los suelos a cambios por el manejo (Taboada *et al.*, 2008).

Se observó una negativa y altamente significativa ($p < 0,001$) correlación lineal entre macroporosidad ($>30 \mu\text{m}$) y DA (Tabla 15), es decir, los cambios observados en DA se debieron principalmente a los cambios en el volumen de

los poros del suelo $>30 \mu\text{m}$. Estos resultados concuerdan con los observado por Reynolds *et al.* (2007) en suelos franco arcillosos bajo SD. Sasal *et al.* (2010) también encontraron asociaciones negativas entre la DA y la macroporosidad al comparar diferentes secuencias de cultivos bajo SD.

Para todos los sitios se observó que la proporción de macroporos fue $>25\%$ de la porosidad total para los tratamientos evaluados (Figura 6). Debido a que la porosidad del suelo regula la aireación y la retención de agua, valores de macroporosidad ($>50 \mu\text{m}$) de 10 a 25% son considerados necesarios para una adecuada aireación, retención de agua y para permitir una rápida percolación del agua excedente del suelo (Pagliai, 1988; Topp *et al.*, 1997). Por lo tanto, a pesar de no ser un parámetro sensible para predecir el efecto de las PM agrícolas, los macroporos nos permiten inferir que los suelos utilizados en este estudio presentaron buena aireación y movimiento de agua. En nuestro país, sobre Argiudoles Típicos, se encontraron valores por debajo del 10% de poros $>50 \mu\text{m}$ en suelos agrícolas bajo SD (Aparicio *et al.*, 2007).

Los mesoporos (9-0,2 μm), en la mayoría de los casos mostraron aumentos en su proporción en los manejos agrícolas con respecto a AN: Los valores oscilaron entre 28-37%, 30-40% y 28-40% para AN, BP y MP (Figura 6). En los manejos agrícolas, éstos valores se encuentran por debajo de los observados por Fernández Ugalde *et al.* (2009), donde en suelos franco limosos bajo SD, los mesoporos ocuparon la mayor parte del volumen total de poros del suelo (61%) en 0-15 cm. Sin embargo, se considera que al menos un 10% de los poros debe oscilar entre 50 y 0,5 μm de diámetro para asegurar una buena retención de agua (Blackwell *et al.*, 1990). Es decir, en todos los casos evaluados, no se observaron restricciones en el almacenamiento de agua útil, ya que los valores observados superan ampliamente los valores críticos propuestos en la literatura, también reflejado en los valores de CAU “ideales y buenos” descritos anteriormente (Tabla 13).

Tabla 14: Porosidad total y tamaños de poros en 0-10 cm.

Tratamientos	Mp _g	Mp _p	mP	μP	PT
	m ³ m ⁻³				
Bengolea					
AN	0,30 b	0,045 a	0,19 a	0,07 a	0,61 b
BP	0,28 ab	0,030 a	0,20 a	0,09 b	0,60 ab
MP	0,25 a	0,032 a	0,20 a	0,10 b	0,58 a
Monte Buey					
AN	0,19 b	0,010 a	0,21 a	0,19 b	0,60 b
BP	0,12 a	0,011 a	0,20 a	0,19 b	0,53 a
MP	0,16 b	0,018 b	0,23 a	0,15 a	0,56 ab
Pergamino					
AN	0,19 a	0,020 a	0,23 a	0,13 a	0,57 a
BP	0,18 a	0,011 a	0,23 a	0,15 b	0,56 a
MP	0,21 a	0,018 a	0,22 a	0,13 a	0,59 a
Viale					
AN	0,21 a	0,027 b	0,19 a	0,24 a	0,67 a
BP	0,17 a	0,018 a	0,20 a	0,27 a	0,66 a
MP	0,20 a	0,020 ab	0,17 a	0,24 a	0,64 a
Promedio					
AN	0,22 b	0,026 b	0,21 a	0,16	0,61 b
BP	0,19 a	0,018 a	0,21 a	0,18	0,59 a
MP	0,21 ab	0,022 ab	0,21 a	0,16	0,59 a
Rangos óptimos		≥0,14			

Macroporos grandes (Mp_g, >30μm); Macroporos pequeños (Mp_p, 30-9 μm); mesoporos (mP, 9-0,2 μm); microporos (μP, <0,2 μm). Para cada sitio y tamaño de poro, letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (p <0,05), test DMS.

La intensidad y tipos de cultivos, principal diferencia entre los sitios agrícolas, en general, no tuvieron impacto diferencial en las propiedades hidrológicas del suelo. El único tratamiento que afectó a las propiedades físicas del suelo a un ritmo diferente que en los tratamientos agrícolas fue AN. Este tratamiento presentó, en general, mejores condiciones físicas y propiedades hidrológicas en los suelos, con menores valores de DA y mayores volúmenes de macroporos (>30 μm). Es decir, el efecto agrícola generó una compactación, aunque no crítica, a expensas de una disminución de los macroporos. Cambios en la distribución de tamaño de poro del suelo por causa de la compactación se caracteriza por un aumento en el porcentaje de poros de diámetros pequeños e intermedios en detrimento de los poros más grandes (Andriulo & Rosell, 1988; Ankeny *et al.*, 1990; Rasmussen & Arshad, 1999).

Estos resultados concuerdan con los reportados por otros autores donde no encontraron diferencias en las propiedades físicas evaluadas (DA, tamaño de

poros, conductividad hidráulica saturada, etc.) después de 15 años en diferentes secuencias de cultivo bajo SD (Benjamin *et al.*, 2007). También, escasas o nulas diferencias en DA, conductividad hidráulica y tamaños de poros se observaron en Argiudoles de la provincia de Entre Ríos al evaluar distintas rotaciones (Sasal *et al.*, 2010).

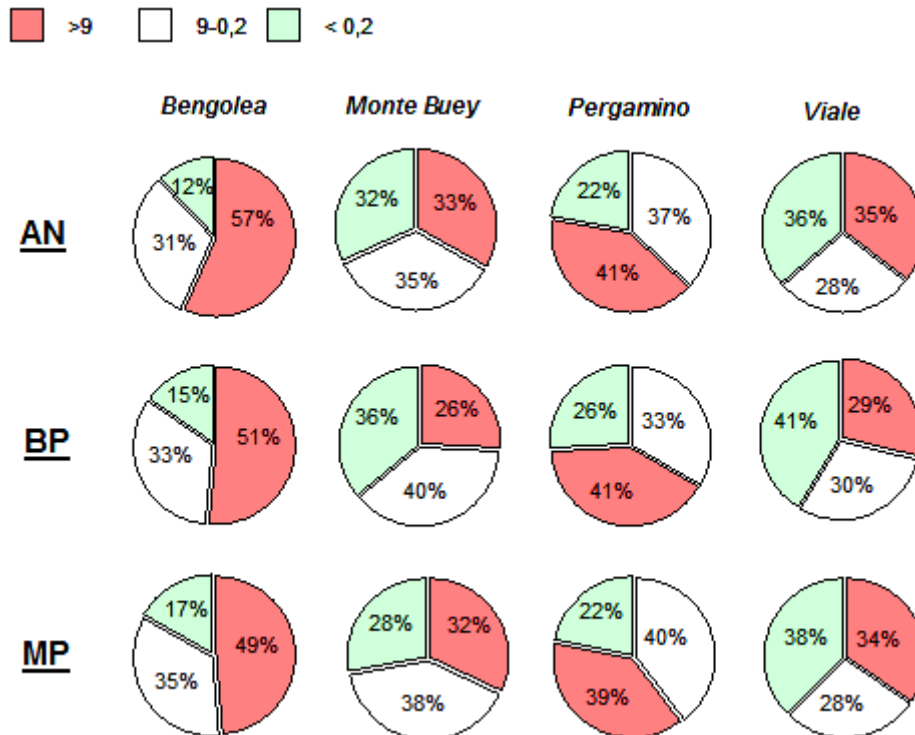


Figura 6: Distribución de tamaño de poro en 0-10 cm.

Carbono orgánico y su relación con las propiedades físicas

El COT y la DA se han utilizado como indicadores de CS, dado que la degradación física de algunos suelos comúnmente se relaciona con la reducción de la MO y aumento de la DA (Li & Shao, 2006; Grosbellet *et al.*, 2011). Los resultados sobre la concentración de COT en los diferentes sitios ya fue explicado y discutido detalladamente en el Capítulo I. Básicamente, los niveles de COT en 0-10 cm fueron mayores (aunque no siempre estadísticamente significativo) bajo AN en relación a BP y MP (Tabla 13). Esto sin duda refleja la mayor masa de raíces y biomasa aérea de plantas que existen bajo los suelos vírgenes, en relación a los suelos cultivados anualmente (Gregorich *et al.*, 1997). Los tratamientos BP y MP, por otro lado, no fueron significativamente diferentes entre sí en todos los sitios (Tabla 13). También se

observa que el COT bajo AN cambió de 16,9 g kg⁻¹ en Bengolea (franco arenoso), hasta 35,2 g kg⁻¹ en Viale (franco arcillo limoso) pasando por 30,6/31,2 g kg⁻¹ en Monte Buey y Pergamino (franco limosos) en 0-10 cm. En el caso de los tratamientos agrícolas, por otro lado, los niveles de COT eran de 13,2 g kg⁻¹ en el franco arenoso, 16,6-16,9 g kg⁻¹ en los franco limosos y 29,5 g kg⁻¹ en el franco arcillo limoso. Howard & Howard (1990) estimaron que los suelos con menos de 20 g kg⁻¹ de COT son propensos a la desestabilización estructural, la erosión y la reducción de rendimiento de los cultivos. Si se comparan con los niveles de C considerados como “deseables” u “óptimos” por la literatura, en ningún caso superaron los umbrales superiores (50 g kg⁻¹), mientras que los tratamientos agrícolas presentaron niveles de COT por debajo de los niveles críticos inferiores (20 g kg⁻¹), por debajo del cual puede ocurrir pérdida de la estructura del suelo por un manejo inadecuado (Greenland, 1981).

Si bien el COT correlacionó negativamente con DA (Tabla 15), estas relaciones fueron mejor representadas por función “lineal y meseta” (Figura 7). Como puede observarse, a medida que aumenta los niveles de COT se produce una disminución significativa de la DA hasta un valor “crítico” que para los suelos de texturas medias y finas (Monte Buey, Pergamino y Viale) es de 26 g kg⁻¹, a partir del cual no se observan cambios en la DA por aumentos del COT. La relación que existe entre ambos parámetros es la siguiente:

$$\begin{array}{lll} \text{DA (Mg m}^{-3}\text{)} = 1,63 - (0,0186 * \text{COT}) & \text{sí} & \text{COT} < 26 \text{ g kg}^{-1} \\ \text{DA (Mg m}^{-3}\text{)} = 1,14 & \text{sí} & \text{COT} \geq 26 \text{ g kg}^{-1} \end{array}$$

Por lo tanto, para los sitios de texturas medias y finas valores de COT inferiores a 26 g kg⁻¹ en 0-10 cm, se pueden considerar “críticos” ya que pueden ocurrir aumentos importantes de la DA por un manejo inadecuado.

La DA, siguió un patrón aproximadamente inverso al COT (Figura 7). Estos resultados son coincidentes con los reportados por Ferreras *et al.* (2007) y Reynolds *et al.* (2002), quienes hallaron mayor DA y menor proporción de COT en suelos de diferente textura y estados estructurales bajo SD en comparación con situaciones no cultivadas o ambientes naturales.

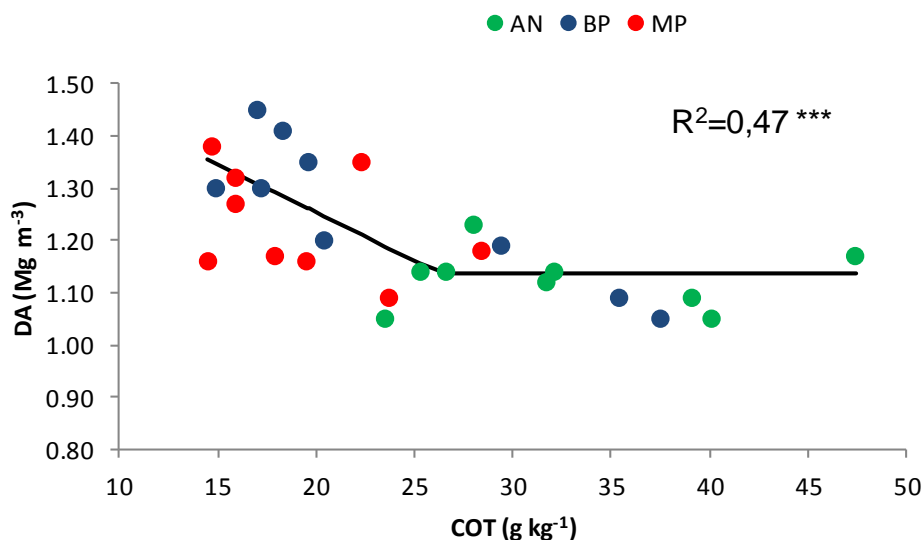


Figura 7: Relación entre los niveles de COT (g kg^{-1}) y la DA (Mg m^{-3}) en 0-10 cm para los sitios de texturas medias (Pergamino y Monte Buey-franco limosos) y finas (Viale-franco arcillo limoso).

No se encontraron asociaciones entre los valores de DA con los contenidos de L+a (Tabla 15). Estos resultados no concuerdan con los reportados por otros autores donde encontraron dependencia de la DA con la textura del suelo (Ayers & Perumpral, 1982; Reichert *et al.*, 2009). Jones (1983) evaluando valores de DA_c para el crecimiento de raíces, informó relaciones negativas altamente significativas entre el contenido de L+a y DA. Pabin *et al.* (1998) reportaron que los valores de DA críticos disminuyeron con el contenido creciente de la fracción $>60 \mu\text{m}$. Sin embargo, el IEE, que relaciona el COT con la textura del suelo (L+a) permitió explicar mejor las variaciones de DA que en forma individual (Tabla 15). En la Figura 8 puede observarse que, a medida que aumenta el IEE se produce una disminución significativa de la DA hasta un valor “crítico” de 6,13, a partir del cual no se observan cambios en la DA. La relación que existe entre ambos parámetros es la siguiente:

$$DA (\text{Mg m}^{-3}) = 1,61 - (0,08 \cdot \text{IEE}) \quad \text{sí} \quad \text{IEE} < 6,13$$

$$DA (\text{Mg m}^{-3}) = 1,13 \quad \text{sí} \quad \text{IEE} \geq 6,13$$

Por lo tanto, para todos los sitios valores de IEE inferiores a 6,13 se pueden considerar “críticos” ya que pueden ocurrir aumentos importantes de la DA por un manejo inadecuado. Es decir, cada sitio presentará niveles “críticos” de COT diferentes según el contenido de L+a. Por lo tanto, valores críticos de 15,1,

28,8, 29,2 y 34,4 g kg⁻¹ de COT se encontraron para Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale, respectivamente. Pieri (1992) considera que valores de IEE en suelos cultivados entre 5 y 7 indican alto riesgo de degradación. Si bien el IEE no se relaciona directamente a los aspectos de la porosidad del suelo, dicho índice es un estimador de la "capacidad de recuperación" de la estructura del suelo. Si se compara con los valores críticos citados en la literatura (Tabla 13), los AN presentaron valores >7, considerados de bajo riesgo de degradación estructural, al igual que BP en Bengolea y Viale. En el resto de los tratamientos, los valores de IEE indican alto riesgo de degradación o suelos estructuralmente degradados.

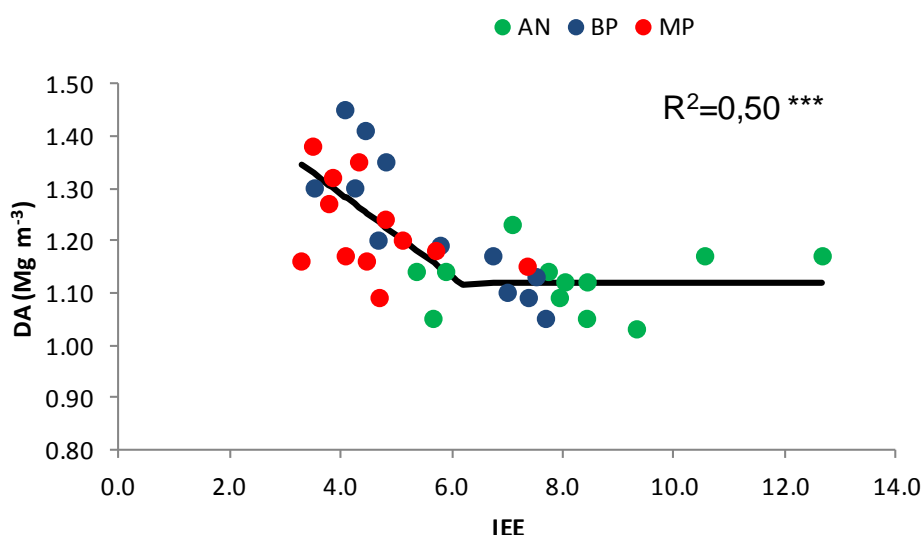


Figura 8: Relación entre el índice de estabilidad estructural (IEE) y la DA (Mg m⁻³) en 0-10 cm para todos los sitios.

Además de DA, el IEE se relacionó significativamente con otras propiedades físicas del suelo como PT, principalmente, macroporosidad (asociación positiva) y CR (asociación negativa) (Tabla 15). Por lo tanto, valores de IEE superiores a 6,13 presentaran una buena macroporosidad, mientras que valores inferiores, pueden presentar elevados niveles de CR y perjudicar el normal desarrollo de los cultivos como se mencionó anteriormente. La presencia de MO tiene un efecto protector frente a la compactación. La adsorción de compuestos orgánicos humificados a la superficie de las arcillas aumenta la porosidad intra-agregados para constituir el complejo arcillo-

húmico, modificando el comportamiento global de los suelos frente a la compactación y a las propiedades de retención de agua (Ferrerias *et al.*, 2001; Guerif *et al.*, 2001).

Tabla 15: Coeficientes de correlación entre pares de indicadores de calidad del suelo ($p < 0,05$).

	COT	COP _g	COP _f	CHt	CHs	L	a	IEE	Mp _g	Mp _p	mP	μP	PT	DA	CR	
COT	1															
COP _g	0,40	1														
COP _f	0,46	0,59	1													
CHt		0,43		1												
CHs	0,33		0,33	0,74	1											
L	0,37		-0,39			1										
a	0,79					0,53	1									
IEE	0,41	0,57	0,79			-0,58		1								
Mp _g			0,38			-0,68	-0,53	0,63	1							
Mp _p						-0,67	-0,39	0,57	0,73	1						
mP				0,34				-0,35			1					
μP	0,74					0,51	0,95		-0,59	-0,46		1				
PT	0,68		0,49				0,49	0,53	0,41		-0,27	0,42	1			
DA	-0,46		-0,59		-0,43			-0,64	-0,65	-0,38				-0,74	1	
CR			-0,64			0,61		-0,75	-0,83	-0,62				-0,61	0,89	1

COT, carbono orgánico total; COP_g, carbono orgánico particulado grueso (>105 μm); COP_f, carbono orgánico particulado fino (105-53 μm); CHt, carbohidratos totales; CHs, carbohidratos solubles; L, limo; a, arcilla; IEE, índice de estabilidad estructural; Mp_g, macroporos grandes; Mp_p, macroporos pequeños; mP, mesoporos; μP, microporos; PT, porosidad total; DA, densidad aparente; CR, compactación relativa.

Se observaron diversas relaciones significativas entre las fracciones orgánicas con las propiedades físicas estudiadas (Tabla 15). Dentro de las fracciones orgánicas separadas por tamaño de partícula, el COP_f fue la que presentó el mayor número de asociaciones con las propiedades físicas. Al igual que el COT, el COP_f fue significativamente relacionado con PT y DA y, a su vez, también se observaron relaciones con Mp_g y CR. Es decir, un aumento en los niveles de COP_f permitiría una menor compactación de los suelos (menor DA y CR) favoreciendo un aumento de la PT, principalmente de Mp_g. Los carbohidratos totales y solubles presentaron relaciones significativas con mP (positiva) y DA (negativa), respectivamente.

Conclusiones

Los menores niveles de COT por efecto de las prácticas agrícolas causaron una disminución de la porosidad total, reflejándose principalmente en el menor

volumen de macroporos, los cuales disminuyeron hasta un 23%, afectando directamente la CAU.

Los valores de DA se encontraron dentro del rango óptimo, sin embargo, pueden generarse problemas de compactación si: $IEE < 6,13$. Tanto el COT como su relación con el contenido de L+a (IEE) fueron las únicas variables en donde se encontraron valores por debajo del óptimo en los tratamientos agrícolas, permitiendo diferenciar, en algunos sitios, BP y MP.

Ninguno de los indicadores evaluados permitió diferenciar prácticas agrícolas en común para todos los sitios.

La SD ejerce un efecto dispar sobre la matriz porosa de aquellos suelos franco-limosos donde, mejorar las propiedades físicas mediante la intensificación agrícola, principal característica de BP, no presentó respuesta y, en algunos casos empeoró la condición física del suelo, aumentando la DA y disminuyendo la porosidad estructural. De esta manera se rechaza parcialmente la hipótesis planteada la cual asocia la mayor intensidad de cultivos con mejores condiciones físicas.

Capítulo III

Utilización de índices para evaluar la calidad de suelos agrícolas en siembra directa

Introducción

En el presente siglo, la degradación del recurso suelo constituye uno de los principales problemas medioambientales que afecta a la humanidad, impactando en la capacidad productiva y en la calidad ambiental (Reicosky, 2007). En la Argentina, actualmente, la mayor parte de los cultivos se implantan bajo el sistema de SD (Derpsch *et al.*, 2010). La SD reduce al mínimo la perturbación del suelo, protege contra la degradación y mejora la sostenibilidad (Melero *et al.*, 2009), además de disminuir los costos de producción. A su vez, en los últimos años, los sistemas de cultivos extensivos están dominados principalmente por la soja (*Glycine max* [L.] Merr.), sobre todo como una única cosecha anual (Caviglia & Andrade, 2010; Caviglia *et al.*, 2011), lo cual puede repercutir negativamente sobre la CS. Existen evidencias que una alta proporción de soja en la rotación, asociado con una escasa entrada de residuos con baja relación C:N en comparación con los sistemas de cultivo más diversificados, pueden afectar los contenidos de COT (Studdert & Echeverría, 2000; Wrigth & Hons, 2005). A su vez, la intensificación de cultivos aumenta la entrada de residuos al suelo (Caviglia *et al.*, 2011) mejorando el almacenamiento de COT (Álvaro-Fuentes *et al.*, 2009; Luo *et al.*, 2010), debido a una actividad más continua de las raíces y los microorganismos del suelo en relación a los sistemas bajo barbecho frecuente (Álvaro-Fuentes *et al.*, 2008).

Índices simples-funcionales

Dalal (1998) propuso que las limitaciones que se muestran por las propiedades individuales podrían evitarse mediante el uso de índices simples, es decir, las relaciones entre dos propiedades. La relación entre dos parámetros medidos representa una simple combinación de dos mediciones diferentes en un solo criterio (Filip, 2002). En la actualidad, resulta necesario contar con información científica que permita seleccionar indicadores de calidad, y desarrollar índices a fin de evaluar la CS bajo los distintos sistemas agrícolas y los efectos del cambio en el uso de la tierra.

Para caracterizar sistemas con diferentes intensidades en el uso del suelo, existen diversos índices que incluyen la fracción de tiempo anual con cubierta vegetal o la frecuencia de un cultivo en particular en la secuencia de cultivos

(Caviglia & Andrade, 2010; Novelli *et al.*, 2011). En consecuencia, los pastizales naturales pueden caracterizarse por altos índices de intensificación en el uso del suelo en comparación con las secuencias con largos períodos de barbecho, basados en cultivos anuales (Sasal *et al.*, 2010). Estos índices sintetizan la información de las características de los cultivos, como la calidad y la cantidad de rastrojos aportados y el tipo y distribución de su sistema radical (Sasal *et al.*, 2006).

También, se han propuesto varios índices y relaciones vinculadas a la MO o COT para la evaluación de la CS (Doran & Parkin, 1994; Blair *et al.*, 1995; Vezzani & Mielniczuk, 2009). Estos índices son indicadores tempranos y eficientes de cambios en la CS dados por el sistema de producción (Bayer *et al.*, 2009), incluso antes que cambien los contenidos de COT. Entre ellos se encuentran el índice de manejo del carbono (IMC), el índice de labilidad (IL) y el índice de reserva de carbono (IRC) originalmente propuestos por Blair *et al.* (1995), donde relaciona los niveles de COT y su labilidad. Estos índices pueden proporcionar un parámetro útil para evaluar la CS en diferentes sistemas de producción o bajo diferentes PM (Blair *et al.*, 2006, Verma & Sharma, 2007).

El IRC relaciona el contenido de COT del suelo bajo prácticas agrícolas con un suelo de referencia, por lo general, bajo su vegetación natural (Blair *et al.*, 1995). Este índice es un indicador eficiente de la CS tanto en climas tropicales (Vieira *et al.*, 2007; Bayer *et al.*, 2009) como en climas templados (Blair *et al.*, 1995; Shang & Tiessen, 1997).

El IL es la relación del C lábil y el C no lábil. Blair *et al.* (1995) propusieron como C lábil al oxidable en una solución de 333 mM KMnO_4 o concentraciones más bajas (Shang & Tiessen, 1997; Weil *et al.*, 2003), mientras otros autores utilizan fracciones orgánicas particuladas separadas por métodos de fraccionamiento físico (Vieira *et al.*, 2007).

El IMC integra los contenidos de COT y su labilidad. Este índice ha sido ampliamente utilizado como un indicador sensible de la tasa de variación del COT en respuesta a los cambios de manejo del suelo (Blair *et al.*, 2006; Verma & Sharma, 2007) y se considera un parámetro útil para evaluar la capacidad de las PM en promover la CS (Blair *et al.*, 1995, 2006; Diekow *et al.*, 2005a).

La estratificación del CO es otro índice que relaciona los contenidos de COT entre dos capas de suelo diferentes. Por lo general, la primera capa es la capa superficial del suelo, que está fuertemente influenciado por el manejo (labranza, sistemas de cultivo, fertilización), mientras que la segunda se ve menos afectada por las PM (Franzluebbers, 2002b). De acuerdo a Franzluebbers (2002b), la estratificación del COT es un índice utilizado para evaluar la CS o el funcionamiento del ecosistema suelo, considerando que la MO en superficie es esencial para el control de la erosión, favorecer la infiltración y la conservación de nutrientes (Nieto *et al.*, 2012). Valores elevados de este índice, en general, indican que el manejo adoptado mejora la CS (Franzluebbers, 2002b, 2010, Sá & Lal, 2009). Varios estudios señalan que un valor de estratificación mayor a 2,0 es fundamental para mantener la CS en climas templados (Franzluebbers, 2002b). En SD, varios estudios han demostrado que oscila entre 2,1 a 4,1 (Franzluebbers, 2002b, Franzluebbers *et al.*, 2007).

Otros autores proponen las relaciones entre MO, MO particulada (MOP) y la fracción fina del suelo (L+a) como indicador del efecto de las prácticas agrícolas (Quiroga *et al.*, 1996, Galantini *et al.*, 2004, Noellemeyer *et al.*, 2006).

La utilización de índices vinculados al funcionamiento del sistema para detectar los cambios debidos al manejo, en relación a los indicadores, tienen la ventaja de que no son influenciados por las variaciones meteorológicas, edáficas, topográficas y/o estacionales, y los mismos son considerados de crucial importancia en la determinación del estado de degradación o de reconversión de los suelos (Zornoza *et al.*, 2008; Toledo *et al.*, 2013). Si bien algunas de las fracciones orgánicas (COP_f, CHt, AF, AH) evaluadas en el Capítulo I fueron sensibles para detectar los cambios debido a los tratamientos, también fueron sensibles a las variaciones meteorológicas y edáficas específicas de cada sitio, por lo tanto, puede ser conveniente aplicar índices que estén asociados al funcionamiento del suelo y su relación con el sistema suelo-planta-atmosfera.

Hipótesis

- Los indicadores de calidad de suelos son útiles para cuantificar diferencias relacionadas con el uso del suelo, mientras que los índices funcionales son más útiles en poner en evidencia los cambios debidos a las prácticas de manejo.
- La intensidad de cultivos afectará principalmente los contenidos de las diferentes fracciones orgánicas, mientras el tipo tendrá mayor efecto sobre la calidad y distribución de las fracciones orgánicas.

Objetivos

- Evaluar el efecto de la secuencia e intensidad de las rotaciones sobre diferentes fracciones orgánicas en suelos bajo SD.
- Aplicar algunos índices de calidad de suelo utilizados en la bibliografía para evaluar su sensibilidad frente a los cambios que se producen en el suelo por las prácticas de manejo.

Materiales y métodos

Sitios de estudio

Se utilizaron los 4 sitios (Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale) con sus 3 tratamientos correspondientes (AN, BP y MP). Las características de los sitios como de los tratamientos se encuentran detalladamente descritos en “materiales y métodos generales”.

Muestreo y análisis

Las muestras fueron tomadas en Septiembre del 2011 (primavera), en cada situación se seleccionaron 3 puntos de muestreo y en cada uno, 3 submuestras de suelo sin disturbar fueron recolectadas, mediante cilindros de 5 cm de altura y 4,7 cm de diámetro a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. La densidad aparente se determinó por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) a dichas profundidades. Para la comparación entre tratamientos se consideró, además, la profundidad de 0-20 cm, a través del promedio ponderado de los resultados de cada una de las variables obtenidas para las profundidades muestreadas.

Luego de secadas al aire y tamizadas por 2 mm en cada muestra se determinó: COT y C en las diferentes fracciones analizadas por combustión seca (LECO, analizador de carbono).

Fraccionamiento físico y de la MO del suelo

Los pasos de la metodología se encuentran detalladamente explicados en el Capítulo I.

Cálculo de masa de suelo equivalente

El contenido de COT y sus fracciones se calculó sobre una masa de suelo equivalente porque la situación natural (sistemas de referencia) tenía una densidad aparente menor que las cultivadas. La elección de esta metodología de cálculo se debió a que, sobre estos mismos sitios, la utilización de esta metodología de cálculo arrojó diferencias más evidentes entre tratamientos Capítulo I. Por lo tanto, nuevamente se tomaron como masa equivalente 950 kg ha^{-1} y 2350 kg ha^{-1} de suelo para las comparaciones de stocks de C para los distintos tratamientos.

Índices de intensificación

Se calcularon diferentes índices (Tabla 16): I) el índice de rotación (IR), en función del número de meses con cultivo en relación con el número total de meses (Sasal *et al.*, 2010); y II) frecuencia de un cultivo dado, basado en el número de meses con soja (FS) (Novelli *et al.*, 2011), con maíz (FM) o incluyendo maíz, trigo, cebada o sorgo (FG) en relación con el número total de meses con vegetación.

Información de las secuencias de cultivo se obtuvo de los registros por parte de los productores durante un período de 10 años, anterior al momento de muestreo de suelos (Tabla 17). La frecuencia de cultivo de soja se calculó basándose en el número de meses ocupados con soja en relación con el número total de meses ocupados con cultivos en los últimos 10 años. La frecuencia maíz y gramíneas se calculó teniendo en cuenta el número de meses con maíz o gramíneas totales (trigo, cebada, maíz, sorgo, etc.) en relación con el número total de meses ocupados con cultivos. Para el cálculo de este índice, se tuvo en cuenta una ocupación media anual de 6 meses para maíz, trigo y cebada, y de 5 meses para soja. En algunos casos, otros cultivos estaban presentes dentro de las secuencias de cultivos: para vicia y triticale

(cultivos de cobertura) se tuvo en cuenta una ocupación anual promedio de 5 meses.

Tabla 16: Cálculo de los diferentes índices relacionados con el tipo e intensidad de cultivos.

Índices	Ecuación
Índice de rotación (IR)	$\frac{\text{N}^\circ \text{ meses con vegetación}}{\text{N}^\circ \text{ meses totales}}$
Frecuencia soja (FS)	$\frac{\text{N}^\circ \text{ meses con soja}}{\text{N}^\circ \text{ meses con cultivo}}$
Frecuencia maíz (FM)	$\frac{\text{N}^\circ \text{ meses con maíz}}{\text{N}^\circ \text{ meses con cultivo}}$
Frecuencia gramíneas (FG)	$\frac{\text{N}^\circ \text{ meses con gramíneas}}{\text{N}^\circ \text{ meses con cultivo}}$

Índices simples

Se calcularon los índices COP/COT y COT/ arcilla para la profundidad de 0-20 cm.

El índice de estratificación del COT (IE) se calculó según lo propuesto por Franzluebbbers (2002b) y se presenta en la siguiente ecuación:

$$IE_1 = \frac{\% \text{COT capa superficial (0-5 cm)}}{\% \text{COT capa adyacente (5-20 cm)}} \quad \text{(Ecuación 2)}$$

$$IE_2 = \frac{\% \text{COT capa superficial (0-10 cm)}}{\% \text{COT capa adyacente (10-20 cm)}} \quad \text{(Ecuación 3)}$$

Las relaciones de estratificación del COT fueron calculadas a partir de la concentración de COT obtenido a la profundidad de 0-5 cm, dividida la correspondiente a 5-20 cm (Ecuación 2), como así también las relaciones de estratificación considerando las profundidades 0-10 cm y 10-20 cm (Ecuación 3).

Se calculó el IMC para cada tratamiento basado en el método de Blair *et al.* (1995):

$$\text{IMC} = \text{IRC} \times \text{IL} \times 100 \quad \text{(Ecuación 4)}$$

El IRC e IL se calculan de la siguiente manera:

$$\text{IRC} = \frac{\text{COT}_{\text{Tratamiento}}}{\text{COT}_{\text{Referencia}}} \quad \text{(Ecuación 5)}$$

$$IL = \frac{L_{\text{Tratamiento}}}{L_{\text{Referencia}}} \quad \text{(Ecuación 6)}$$

donde L se refiere a la labilidad del C calculado como:

$$L = \frac{C_{\text{Lábil}}}{C_{\text{No lábil}}} \quad \text{(Ecuación 7)}$$

El AN se utilizó como suelo de referencia, con un IMC de 100. El C lábil se considera como la porción de CO del suelo en la fracción orgánica >53 μm , es decir, $\text{COP}_{\text{g+f}}$ (Vieira *et al.*, 2007). El contenido de C no lábil fue estimado a partir de la diferencia entre el COT y el C lábil.

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

Análisis estadístico

Las diferencias de los resultados afectados por los tratamientos fueron evaluados mediante análisis de varianza (ANOVA) y el test diferencias mínimas significativas (DMS) para la comparación de medias ($p \leq 0,05$). Se realizaron correlaciones y regresiones entre los índices de uso del suelo, los contenidos de C, y las diferentes fracciones que lo componen teniendo en cuenta todos los usos del suelo. Para el procesamiento de los datos se utilizó el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

Tabla 17: Secuencia de cultivos durante 10 años anteriores al muestreo en los sitios cultivados en la Región Pampeana Húmeda.

Sitio	Tratamiento	% en la rotación (Período 2004-2011) ¹			
		Trigo/cebada	Maíz/sorgo	Soja	CC
Bengolea	BP	33	25	33	8
	MP	22	11	56	0
Monte Buey	BP	23	23	31	23
	MP	22	11	67	0
Pergamino	BP	30	20	50	0
	MP	0	0	100	0
Viale	BP	20	30	40	10
	MP	22	22	56	0
Promedio	BP	27	25	39	10
	MP	17	11	69	0

CC: Cultivos de cobertura.

$$^1 \left(\frac{N^{\circ} \text{ de cultivos de una especie}}{N^{\circ} \text{ total de cultivos}} \right) \times 100$$

Tabla 18: Aportes de carbono por parte de los residuos de cosecha (parte aérea + raíces) en los tratamientos agrícolas.

Sitios	Aportes de C (rastros + raíces) (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	
	BP	MP
Bengolea	5608	2765
Monte Buey	6378	3548
Pergamino	4291	2486
Viale	4010	2845
	BP vs MP (%)	
Bengolea	103	
Monte Buey	80	
Pergamino	73	
Viale	41	

BP, Buenas Prácticas; MP, Malas Prácticas.

Resultados y discusión

Carbono orgánico total e índices de intensificación

El contenido de COT en 950 Mg ha⁻¹ y 2350 Mg ha⁻¹ mostró diferencias significativas entre los sitios ($p < 0,05$), entre los tratamientos ($p < 0,05$) e interacción no significativa (Tabla 19).

El contenido de COT mostró diferencias significativas entre tratamientos, tanto en 950 como en 2350 Mg ha⁻¹, y siguiendo el orden: AN>BP>MP. La mayor parte del contenido de COT se concentró cerca de la superficie del suelo

(0-5 cm), observado por la estratificación, que varió desde 2,0 (AN) hasta 1,5 (MP) (Figura 9a). Teniendo en cuenta los suelos naturales (AN) como referencia, el manejo agrícola mostró una disminución del COT de aproximadamente 30% y 20% para 950 y 2350 Mg, respectivamente. La conversión de la vegetación nativa a agricultura es conocida por su papel en la reducción de las existencias de C del suelo. Sin embargo, la magnitud de las pérdidas depende de las PM, tipo e intensificación de cultivos (Bayer *et al.*, 2006; Dolan *et al.*, 2006). En este sentido, entre las PM agrícola, MP fue el tratamiento que más disminuyó los contenidos de COT (~40 y 30%, respectivamente). Este efecto fue similar en todos los sitios estudiados, dado por la interacción no significativa entre sitios y tratamientos en 950 Mg ($p > 0,09$) y 2350 Mg ($p > 0,12$). Las diferencias entre prácticas agrícolas se debieron principalmente a las diferencias de manejo que afectaron las entradas de residuos orgánicos (Tabla 17 y 18). Por tal motivo, se observó una asociación negativa entre la frecuencia soja y el COT en 950 Mg ($p < 0,05$) y 2350 Mg (ns) mientras que la frecuencia de gramíneas, en especial, la frecuencia maíz dentro de la rotación correlacionaron positivamente, aunque las asociaciones no llegaron a ser significativas (Tabla 20).

Tabla 19: Contenido de carbono orgánico total en 950 Mg y 2350 Mg de masa de suelo.

Sitios	COT (Mg 950 Mg ⁻¹ de suelo)			COT (Mg 2350 Mg ⁻¹ de suelo)		
	AN	BP	MP	AN	BP	MP
Bengolea	16 b	17 c	11 a	31 b	34 b	24 a
Monte Buey	30 c	21 b	17 a	58 c	41 b	36 a
Pergamino	27 b	19 a	16 a	48 b	39 a	33 a
Viale	38 a	34 a	28 a	70 a	71 a	54 a
Promedio	28 c	23 b	18 a	52 c	46 b	37 a

AN: ambiente natural; BP. Buenas prácticas; MP: Malas prácticas. Letras diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Contrariamente a lo esperado, el IR no correlacionó significativamente con los contenidos de COT para ambas masas de suelo equivalente. Novelli *et al.* (2013) trabajando sobre Molisoles y Vertisoles de la provincia de Entre Ríos, encontraron una estrecha relación entre los valores de COT y el IR. Estos resultados diferentes pueden deberse al mayor número de situaciones evaluadas por estos autores y además a las condiciones climáticas más acotadas de los sitios evaluados.

En general, FS fue el mejor índice para evaluar el impacto del uso del suelo sobre los contenidos de COT en la capa superficial (950 Mg), mientras que teniendo en cuenta únicamente los tratamientos cultivados (BP y MP), FM explicó casi un 70% de las variaciones del COT, presentando un efecto positivo a medida que aumenta dicho índice en 950 Mg.

Los resultados observados demuestran el impacto negativo de la frecuente inclusión del cultivo de soja sobre los contenidos de COT igual a lo informado por otros autores (Nicoleso *et al.*, 2008; Novelli *et al.*, 2011), afirmando que el uso de la SD como herramienta para mantener los stocks de COT en niveles aceptables, es posible únicamente si se utilizan secuencias de cultivos más equilibradas. Es decir, diferentes especies de cultivos producen residuos de diversa calidad, que pueden influir en el contenido de COT y de otros nutrientes (Martens, 2000). Las especies de cultivos que producen residuos de menor calidad (alta C:N), como el trigo, pueden contribuir a un mayor secuestro de C en relación a la soja (baja C:N) (Franzluebbers *et al.*, 1995a; Wright & Hons, 2005).

Los principales cambios en los contenidos de COT ocurrieron principalmente en superficie, donde el suelo recibe el mayor impacto de las prácticas agrícolas (Franzluebbers, 2010), y estos cambios se diluyen al aumentar la profundidad (Bowman *et al.*, 1999; Franzluebbers, 2010). El aumento en la frecuencia del cultivo de soja también impactó sobre la estratificación del COT (Tabla 20).

Tabla 20: Coeficientes de correlación de Pearson entre los contenidos de COT y del índice de estratificación (IE) con los diferentes índices de cultivos.

Variables	COT (950)		COT (2350)		IE ₁	
	r	p-valor	r	p-valor	r	p-valor
IR	0,51	0,09	0,38	0,22	0,67	0,02
FS	-0,57	0,05	-0,47	0,13	-0,66	0,02
FG	0,48	0,22	0,45	0,26	0,59	0,13
FM	0,66	0,07	0,63	0,10	0,49	0,21

IR: Índice de rotación; FS: Frecuencia soja; FG: Frecuencia gramínea; FM: frecuencia maíz.

Entre los diversos indicadores de CS, los relacionados con la acumulación y almacenamiento de COT son más útiles, debido a que esta propiedad es sensible a las PM y presenta asociaciones con muchos atributos físicos, químicos, y biológicos. El IE del COT se basa en el hecho de que los cambios

relacionados con las PM se producen principalmente en la capa superficial. La estratificación del COT mostró diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), sitios ($p < 0,05$) e interacción significativa ($p < 0,05$) (Tabla 22). Las mayores diferencias entre prácticas agrícolas se observaron en el IE_1 . En general, IE_1 fue significativamente superior en BP en comparación a MP en Bengolea y Monte Buey, la misma tendencia, aunque no significativa, en Pergamino, mientras la tendencia fue opuesta en Viale (Figura 9a). En este último caso, la dominancia de minerales esmectíticos (Kraemer *et al.*, 2011) que pueden conferir una estabilidad estructural superior junto con los procesos de expansión-contracción, propio de los Vertisoles, puede minimizar las diferencias de estratificación entre las diferentes prácticas agrícolas en SD (Fabrizzi *et al.*, 2009). Estos resultados refuerzan el hecho de que el tipo de suelo debe ser considerado cuando se evalúa el IE.

Los valores de IE_1 para AN y BP fueron cercanos a 2, mientras que en MP fueron significativamente inferiores (1,5) (Figura 9a). Estos valores indicarían que el manejo en BP está promoviendo la CS (Franzluebbers, 2002b), mientras en MP prevalecen condiciones de degradación. El rango de valores de estratificación osciló entre 1,7-1,9 y 1,5-1,9 en los sitios y tratamientos, respectivamente. Estos valores se encuentran dentro del rango de 1,5-3,7 en una amplia revisión de suelos en climas templados bajo SD en diferentes agroecosistemas (de Oliveira Ferreira *et al.*, 2013).

Las diferencias encontradas en IE_1 entre los manejos agrícolas, responde a la mayor productividad de los lotes bajo BP, que se traduce en un mayor aporte de C al suelo (Tabla 18). Se observó una relación significativa entre el IE_1 y el aporte de C por parte de los cultivos, mientras la misma no fue significativa en el caso de IE_2 , evidenciando el efecto de las PM principalmente en los primeros 5 cm del suelo (Tabla 21 y Figura 9a y b). El aumento de la concentración de COT en la capa superficial del suelo ha sido reportado como crítico para la CS, en especial por el aumento de la capacidad de intercambio catiónico (Franzluebbers, 2002a), la disponibilidad de nutrientes, la actividad biológica (Moreno *et al.*, 2006) y la mejora de la estructura del suelo, además de los efectos positivos sobre el intercambio de gases, la infiltración del agua, la

porosidad del suelo y la estabilidad de los agregados (Causarano *et al.*, 2008; Sá & Lal, 2009; Tivet *et al.*, 2013).

Tabla 21: Coeficientes de correlación de Pearson entre los aportes de carbono al suelo (residuos + raíces) con los índices de estratificación del COT.

	Aporte anual de C (residuos + raíces)	
	r	p-valor
IE ₁ (0-5:5-20)	0,48	0,02
IE ₂ (0-10:10.20)	-0,18	0,28

En los manejos agrícolas, como se mencionó anteriormente, el mayor IE en BP se debió a la mayor intensidad de cultivos en BP, generando mayores entradas de C (Tabla 18) y a una reducción del agua disponible para la descomposición por parte de los microorganismos del suelo debido a la mayor absorción de agua por los cultivos. Esto se reflejó en las estrechas relaciones negativas y positivas del IE con la frecuencia soja y el IR, respectivamente (Tabla 20). Dou *et al.* (2007) evaluando diferentes rotaciones de cultivos observaron un efecto significativo tanto de la diversidad como de la intensidad de cultivos sobre la estratificación del COT. Una mayor intensidad en el uso de los recursos disponibles, es decir, radiación solar y precipitaciones, característico de los suelos con un mayor IR (Caviglia & Andrade, 2010) puede aumentar la cantidad total de residuos vegetales retornados al suelo (Caviglia *et al.*, 2011) y, en consecuencia el almacenamiento de COT (Peterson *et al.*, 1998).

En resumen, las diferencias entre BP y MP para el IE se deben a la mayor intensidad de cultivos y menor proporción de soja en BP (alto IR y baja FS), generando mayores entradas de C (alta C:N) y una reducción del agua disponible para la descomposición por parte de los microorganismos del suelo debido al mayor consumo por los cultivos. A su vez, en MP la mayor frecuencia de barbechos (bajo IR) también podría disminuir los niveles de COT haciendo más notorias las diferencias entre los manejos agrícolas. Witter & Kanal (1998), observaron una disminución significativa del COT en suelos con largos períodos de barbecho después de 40 años.

Tabla 22: Análisis de la varianza (ANOVA) de los índices COP/COT, COT/arcilla e índices de estratificación en los diferentes sitios y tratamientos.

Variables	0-20 cm		Índice de estratificación	
	COP/COT	COT/arcilla	IE ₁	IE ₂
Sitio	***	***	ns	**
Tratamiento	***	***	***	***
Sitio x Tratamiento	ns	ns	*	**
Bengolea	0,32 d	10,57 b		
Monte Buey	0,17 b	8,82 a		
Pergamino	0,20 c	8,88 a		
Viale	0,13 a	8,03 a		
AN	0,25 b	10,07 c		
BP	0,19 a	8,76 b		
MP	0,18 a	7,40 a		

AN, Ambiente Natural; BP, Buenas Prácticas; MP, Malas Prácticas. Para cada índice, letras diferentes indican diferencias significativas entre los sitios y los tratamientos ($p < 0,05$).

El COT/arcilla resultó un índice sensible ya que diferenció AN de cultivados y dentro de éstos diferenció estadísticamente BP de MP (Tabla 22). En este caso, los suelos agrícolas presentaron una disminución del 13 y 27% del COT por unidad de arcilla para BP y MP, respectivamente.

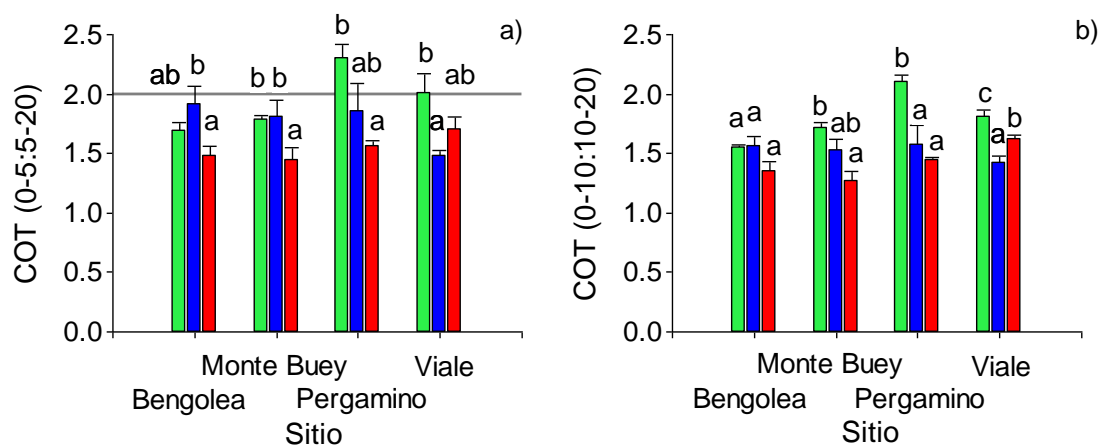


Figura 9: Estratificación del COT: IE₁ (a) y IE₂ (b) bajo ambiente natural (verde), buenas prácticas agrícolas (azul) y malas prácticas agrícolas (rojo) en los distintos sitios. Letras diferentes en cada sitio indican diferencias significativas ente tratamientos ($p < 0,05$).

Fracciones orgánicas: no humificadas (COP_g, COP_f) y humificadas (Hum, AF y AH)

El COP_g para 950 y 2350 Mg en BP fue significativamente mayor (2,9 y 2,6 veces, respectivamente) que en MP solo en Bengolea mientras que, en el resto de los sitios, las diferencias entre BP y MP fueron 1,3 y 1,1 veces mayor en BP para Monte Buey y Pergamino, respectivamente, mientras que en Viale MP fue 1,2 veces mayor que BP promedio de ambas masas de suelo. Esta fracción orgánica se compone de residuos de cultivos, así como de restos microbianos y microfauna (Nichols & Wright, 2006), y es a menudo de origen reciente (Purakayastha *et al.*, 2008b). Se observó una disminución del contenido de C en las fracciones no humificadas entre las situaciones cultivadas y no cultivadas tanto para COP_g como para COP_f (Tabla 23). Mediante la combinación de todos los datos, se encontró que, en relación con AN, en las prácticas agrícolas se observó una disminución del 50% de dicha fracción. En el caso del COP_f, se observó una situación similar a la del COP_g, en este caso las disminuciones por el uso agrícola de los suelos fueron alrededor del 40%. Los menores contenidos de COP en BP y MP podrían haber sido debido a una menor entrada de residuos vegetales, sumado a condiciones más favorables para la mineralización, mientras que AN mantiene la vegetación viva durante más tiempo y consume más agua del suelo, lo que reduce la actividad biológica y genera una tasa de mineralización más lenta (Bayer *et al.*, 2006), a la vez que realiza un mayor y más continuo aporte de biomasa aérea y radical (Tisdall & Oades, 1982). Esto hace que los contenidos de las fracciones lábiles sean mayores.

La disminución de las fracciones lábiles (COP_{g+f}), similar a lo observado en Febrero 2010 (Capítulo I), se tradujo en una disminución significativa de la proporción del COP en relación al COT. La relación COP/COT presentó diferencias significativas según sitios y tratamientos ($p < 0,001$) e interacción no significativa (Tabla 22). La relación COP/COT fue mayor en suelos arenosos que en suelos de textura fina. En Bengolea, suelo arenoso en condiciones de menor precipitación, la tasa de transformación de los materiales orgánicos que ingresan al suelo podría ser menor que en los demás sitios y, además, sólo una pequeña cantidad de los residuos orgánicos frescos contribuirá a la formación

de la MO humificada (Quiroga *et al.*, 1999). En estas condiciones la mayor parte de residuos vegetales y animales incorporados al suelo será mineralizada (Gregorich *et al.*, 1994). Por otro lado, mayor precipitaciones y contenidos de L+a aumentaron los contenidos de COT y la tasa de transformación de los materiales orgánicos, reflejándose en una relación COP/COT menor.

Este índice no presentó diferencias entre prácticas agrícolas indicando que el COP (COP_{g+f}) representó entre un 18-19% del COT, diferenciándose de AN (25%) (Tabla 22). El C de la fracción particulada ($>53 \mu m$) representa entre 18 y 35% del COT dependiendo de las PM agrícolas (Cambardella & Elliott, 1992; Banger *et al.*, 2010). Resultados similares en ambientes naturales fueron obtenidos por otros autores encontrándose valores entre 29 y 32% (Huggins *et al.*, 1997; Purakayastha *et al.*, 2008a), mientras que valores de 14% fueron obtenidos en suelos después de 28 años bajo SD (Purakayastha *et al.*, 2008a). Esto refleja una disminución diferencial de las fracciones más lábiles en relación a las fracciones más humificadas y estables en los sistemas agrícola, independientemente de las condiciones climáticas y edáficas. El efecto agrícola generó una disminución diferencial del COP, evidenciando condiciones muy favorables para su transformación (Galantini, 2008). Esta disminución de las fracciones lábiles estuvo relacionada significativamente con el IR, donde se encontró una estrecha relación del índice con ambas fracciones orgánicas en 950 y 2350 Mg (Tabla 24). Es decir, al aumentar el IR aumentó el tiempo en el cual el suelo se encontraba con vegetación (natural o cultivada), por lo tanto, aumentaron las entradas de materiales orgánicos al suelo (residuos de cosecha, residuos de raíces y biomasa microbiana, etc.), considerados la principal fuente de COP. Varios autores han encontrado una relación estrecha y directa entre las fracciones orgánicas lábiles y la adición de C anual en diferentes secuencias de cultivo bajo SD (Bayer *et al.*, 2000, 2002b; Duval *et al.*, 2014).

Tabla 23: Contenido de C en las fracciones no humificadas en 950 y 2350 Mg⁻¹ de masa de suelo.

Sitios	Mg 950 Mg ⁻¹ de suelo			Mg 2350 Mg ⁻¹ de suelo		
	COP _f (105-53 μm)					
	AN	BP	MP	AN	BP	MP
Bengolea	3,5 b	3,7 b	2,6 a	6,9 b	6,9 b	5,3 a
Monte Buey	4,3 b	2,7 a	2,2 a	7,1 b	4,7 a	4,1 a
Pergamino	5,6 b	2,8 a	2,3 a	8,9 b	4,8 a	3,9 a
Viale	2,7 b	1,7 a	1,3 a	4,0 b	2,5 a	2,1 a
COP _g (2000-105 μm)						
Bengolea	3,1 b	3,2 b	1,1 a	5,0 b	4,1 b	1,6 a
Monte Buey	4,5 b	2,2 a	1,7 a	5,3 b	2,6 a	2,0 a
Pergamino	3,5 b	2,0 a	1,7 a	4,6 b	2,3 a	2,1 a
Viale	5,7 b	2,5 a	3,3 a	7,1 b	3,5 a	3,8 a

AN: ambiente natural; BP. Buenas prácticas; MP: Malas prácticas. Letras diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

Los cambios en las fracciones orgánicas lábiles no solo dependen de la intensidad de la rotación si no también están influenciados por el tipo de cultivos dentro de la misma. En este sentido, una alta frecuencia del cultivo de soja (FS) en la rotación afectó negativamente tanto el COP_g (950 y 2350 Mg) como el COP_f (950 Mg). Una mayor calidad de los residuos de soja (alta C:N) probablemente aumentó la descomposición en comparación con otras especies de cultivos lo que puede explicar parcialmente los menores contenidos de estas fracciones lábiles en aquellas situaciones con mayor preponderancia de soja que en otras secuencias de cultivo (Dou *et al.*, 2007). A su vez, la alta frecuencia de maíz (FM) se asoció significativamente con contenidos más altos de COP_g tanto en 950 como en 2350 Mg, sin efectos significativos sobre el COP_f (Tabla 24). Los contenidos de COP en la capa superficial en suelos sin disturbar refleja las contribuciones de C al suelo a partir de residuos vegetales, mientras que las acumulaciones más profundas reflejan las contribuciones por parte de las raíces de las plantas (Franzluebbers & Stuedemann, 2002). Gregorich *et al.* (1996) utilizando técnicas de ¹³C demostraron que el aumento en fracciones orgánicas lábiles derivó principalmente de residuos C4 (maíz).

Tabla 24: Coeficientes de correlación de Pearson entre los contenidos de carbono orgánico particulado grueso (COP_g), carbono orgánico particulado fino (COP_f) con los diferentes índices de cultivos.

Variables	COP _g				
	950 Mg		2350 Mg		
	r	p-valor	r	p-valor	
IR	0,77	0,003	0,84	<0,001	
FS	-0,78	0,003	-0,84	<0,001	
FG	0,66	0,08	0,69	0,06	
FM	0,70	0,05	0,74	0,04	
	COP _f				
	IR	0,69	0,01	0,62	0,03
	FS	-0,62	0,03	-0,55	0,07
	FG	0,22	0,60	0,15	0,72
	FM	0,03	0,95	-0,06	0,90

IR: Índice de rotación; FS: Frecuencia soja; FG: Frecuencia gramínea; FM: frecuencia maíz.

Dentro de las sustancias húmicas, el contenido de AF se correlacionó significativamente con los residuos incorporados al suelo (Zalba & Quiroga, 1999; Guimarães *et al.*, 2013). Las diferencias entre prácticas agrícolas en este trabajo también se debieron a un mayor aporte de residuos por parte de los cultivos. Esto se reflejó en las relaciones significativas de los AF con el IR, donde se observa un efecto positivo del mayor uso del suelo (mayor IR) sobre los contenidos de C en los AF en 950 Mg (Tabla 25). En las situaciones agrícolas, en general, se observó una disminución del contenido de C en ambas fracciones, dichas disminuciones fueron 5 y 15% en BP y 27 y 40% en MP, para AH y AF, respectivamente. Resultados similares fueron reportados por otros autores sobre Molisoles donde tanto los AH y AF fueron afectados por las prácticas agrícolas a pesar de su naturaleza recalcitrante (Bongiovanni & Lobartini, 2006).

Tabla 25: Coeficientes de correlación de Pearson entre los contenidos de carbono de las fracciones orgánicas humificadas (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas) con los diferentes índices de cultivos.

Variables	Mg 950 Mg ⁻¹ de suelo		Mg 2350 Mg ⁻¹ de suelo	
	C-Ac fúlvicos			
	r	p-valor	r	p-valor
IR	0,62	0,03	0,45	0,14
FS	-0,66	0,02	-0,50	0,10
FG	0,55	0,16	0,48	0,23
FM	0,60	0,11	0,50	0,21
C-Ac húmicos				
IR	0,38	0,21	0,32	0,31
FS	-0,46	0,13	-0,39	0,20
FG	0,43	0,29	0,38	0,34
FM	0,61	0,11	0,56	0,15
C-Huminas				
IR	0,12	0,71	0,05	0,87
FS	-0,22	0,49	-0,16	0,63
FG	0,32	0,43	0,30	0,46
FM	0,52	0,19	0,50	0,21

IR: Índice de rotación; FS: Frecuencia soja; FG: Frecuencia gramínea; FM: frecuencia maíz.

Índices simples y su relación con las prácticas de manejo

Los sistemas de cultivo evaluados produjeron un amplio rango de aportes de carbono anual por parte de los residuos de cosecha y las raíces, que varía de 2,5 a 6,4 Mg ha⁻¹, en promedio durante los últimos 10 años (Tabla 18). Adiciones más altas se observaron en BP siendo 103, 80, 73 y 41% más elevados, en relación a MP, para Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale, respectivamente.

El IRC indica la proporción de COT que quedó en el suelo respecto a la reserva original contenida en suelos bajo condición prístina (AN). El índice distinguió entre suelos cultivados, indicando que en suelos agrícolas se conservó el 84% y el 64% del COT contenido en AN para BP y MP, respectivamente. En suelos bajo SD, la mayor intensificación de cultivos resulta en un mayor IRC (de Oliveira Ferreira *et al.*, 2013). El IRC presentó estrecha correlación con la adición anual de C ($r = 0,78$, $p < 0,04$) (Figura 10). En este estudio, BP presentó mayor diversidad e intensidad de cultivos, tanto gramíneas (maíz, sorgo, trigo, cebada) como leguminosas (soja, vicia) mejorando dicho índice. Diekow *et al.* (2005a) encontraron aportes más elevados de C al suelo en rotaciones de cultivos basados en gramíneas y leguminosas en comparación con aquellos

basados en gramíneas únicamente, los autores atribuyen ese aumento a los incrementos de la disponibilidad de N y aumento de la producción de biomasa de especies no leguminosas. Por lo tanto, la utilización de vicia, como cultivo de cobertura, podría haber mejorado los niveles de COT en el caso de BP.

El COT, a través del IRC, fue un índice sensible para detectar diferencias entre manejos agrícolas, independientemente del sitio evaluado. Mediante este índice se encontraron diferencias significativas en 3 de los 4 sitios evaluados entre prácticas agrícolas por lo tanto, en este caso, el índice diferencia mejor las prácticas agrícolas que el COT por si solo afirmando la primera hipótesis planteada. Estos resultados concuerdan con varios trabajos donde afirman que el IRC es un indicador eficiente de la CS (Blair *et al.*, 1995, Diekow *et al.*, 2005a, Vieira *et al.*, 2007).

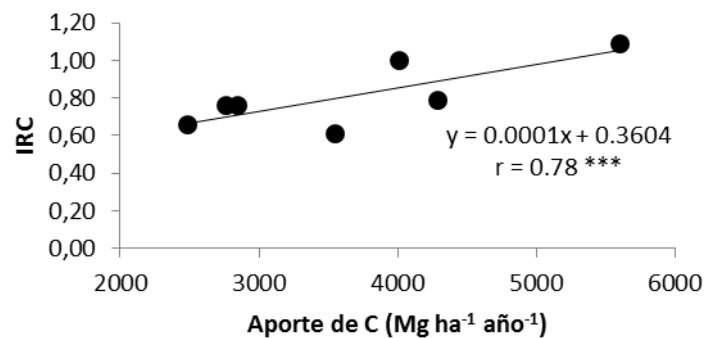


Figura 10: Relación entre la adición anual de carbono (residuos + raíces) y el índice de reserva de carbono (IRC) en los suelos agrícolas.

La labilidad del C (L) fue calculada dividiendo el contenido de C lábil (COP_{g+f}) por el C no lábil (COM) (Tabla 27). Se detectaron diferencias significativas entre tratamientos, indicando que el COP es un 47, 35 y 31% del contenido de COM, para AN, BP y MP respectivamente. Es decir, en AN la relación COP:COM fue $\frac{1}{2}$, mientras en las situaciones agrícolas la relación se redujo a $\frac{1}{3}$.

El COP es importante ya que tiene una participación activa en la disponibilidad de nutrientes a corto plazo y contribuye a la estructura del suelo. Estos resultados mostraron, al igual que en el COP/COT, que en los suelos cultivados disminuyó en mayor proporción las fracciones más lábiles por sobre las más estables.

Si analizamos cada sitio específicamente, diferencias entre BP y MP solo se observaron en Bengolea (mayor en BP) y Viale (mayor en MP), sin diferencias en los otros dos sitios (Tabla 26). En el primer caso, las fracciones más dinámicas y lábiles (COP_g y COP_f) fueron encontrados en mayor proporción, por lo tanto, un manejo adecuado aumenta rápidamente los niveles de carbono lábil del suelo ($11 \text{ Mg } 2350 \text{ Mg}^{-1}$ de suelo en BP) y, a su vez, las PM inadecuadas lo redujeron ($6,9 \text{ Mg } 2350 \text{ Mg}^{-1}$ de suelo en MP) (Tabla 23). En el segundo caso, la menor labilidad en BP no se debe a una menor concentración de la fracción orgánica lábil, sino que hay una mayor concentración de la fracción humificada (COM).

Tabla 26: Labilidad (L), índice de labilidad (IL), índice de reserva de C (IRC) e índice de manejo de C (IMC) en los diferentes sitios y tratamientos en 0-10 cm.

Sitio	Tratamiento	L (Ecuación 7)	IL (Ecuación 6)	IRC (Ecuación 5)	IMC (Ecuación 4)
Bengolea	AN	0,72 b	1,00	1,00	100
Bengolea	BP	0,63 b	0,87 b	1,09 b	95 b
Bengolea	MP	0,47 a	0,65 a	0,71 a	46 a
Monte Buey	AN	0,40 a	1,00	1,00	100
Monte Buey	BP	0,28 a	0,71 a	0,67 b	48 a
Monte Buey	MP	0,27 a	0,67 a	0,55 a	37 a
Pergamino	AN	0,50 b	1,00	1,00	100
Pergamino	BP	0,33 a	0,67 a	0,71 b	46 a
Pergamino	MP	0,30 a	0,60 a	0,57 a	34 a
Viale	AN	0,28 c	1,00	1,00	100
Viale	BP	0,14 a	0,50 a	0,91 a	45 a
Viale	MP	0,19 b	0,68 b	0,73 a	50 a
Sitio		***	ns	***	***
Tratamiento		***	ns	***	***
Sitio x Tratamiento		ns	ns	ns	**

AN, Ambiente Natural; BP, Buenas Prácticas; MP, Malas Prácticas. Para cada índice, letras diferentes indican diferencias significativas entre los sitios y los tratamientos ($p < 0,05$).

El IL relaciona el COP_{g+f} respecto al COM y su proporción respecto a la misma relación en la condición prístina del suelo. En general, este índice no reflejó diferencias debidas a los sitios y tratamientos. Para cada sitio, mayores valores de IL en BP se observaron en Bengolea debido, principalmente, a la mayor entrada anual de C. Estudios realizados en Brasil, encontraron una relación estrecha entre el contenido de C lábil y la adición directa de C anual bajo diferentes sistemas de labranza y cultivo (Bayer *et al.*, 2000, 2002a). En Viale se encontraron menores valores de IL en BP, sin diferencias en Monte Buey y

Pergamino (Tabla 26). Valores de IL entre 0,44 y 0,75 fueron obtenidos por Vieira *et al.* (2007) sobre un Paleudol Típico en diferentes sistemas de cultivo bajo SD.

El estado y la tasa de cambio del C en los sistemas agrícolas y naturales, mediante el IMC, presentó efectos de sitio ($p < 0,05$), tratamiento ($p < 0,01$) e interacción significativa ($p < 0,05$). El efecto de las prácticas agrícolas en cada sitio presentó diferencias significativas solo en Bengolea a favor de las BP, presentando una calidad semejante a AN y una tendencia similar en Monte Buey y Pergamino (Tabla 26). Este índice permite evaluar los procesos de ganancia o de pérdida de CS ya que los valores más altos significan mayor CS, y viceversa. En base a estos resultados, se puede decir que las BP son más sostenibles que las MP, a pesar de que en Monte Buey y Pergamino no fue significativamente diferente debido a los altos coeficientes de variación de los datos (CV 40%). El uso agrícola de los suelos resulta en una marcada disminución del IMC. En otros estudios, la utilización del IMC resultó de utilidad para evaluar la CS en diferentes sistemas agrícolas (Diekow *et al.*, 2005a). Vieira *et al.* (2007) evaluaron el IMC en sistemas bajo SD e indicaron que este índice era una herramienta sensible para evaluar la capacidad de los sistemas de manejo en promover la CS debido a su estrecha correlación con atributos físicos, químicos y biológicos del suelo. Se han informado valores de IMC entre 23 y 45 en suelos con diferente historia agrícola (Blair *et al.*, 1995).

Los resultados de este estudio muestran claramente que la adopción de la SD con alta intensificación del uso del suelo aumentó los contenidos de COT en superficie modificando su distribución en el suelo, pero principalmente afectó los contenidos de carbono lábil. Esto, a su vez, podría mejorar la infiltración, la retención del agua, aumentar la actividad biológica y almacenamiento de nutrientes, y, posteriormente, aumentar la CS y su productividad. Por lo tanto, los manejos que caracterizan las buenas prácticas agrícolas (BP) son considerados efectivos para el mantenimiento de la CS y la sostenibilidad ambiental en la Región Pampeana. Los índices de CS confirman las diversas propiedades individuales descriptas anteriormente, lo que indica que los aumentos de CS en el orden $MP \leq BP < AN$.

Conclusiones

Con referencia a la primera hipótesis planteada, los datos presentados muestran que el IE₁, COT/arcilla y IRC, fueron los índices más sensibles, reflejaron diferencias entre manejos agrícolas, presentando valores mayores cuando el suelo presentaba mayor intensificación de cultivos y menor tiempo de barbecho (BP) y menores en los suelos asociados con escasa diversidad de cultivos o monocultivo y mayores períodos de barbecho (MP).

La combinación de la información obtenida de los diferentes atributos del suelo a través de índices, contribuyó a conocer lo que sucede en el suelo por efecto del uso y manejo.

Se encontraron mayores contenidos de COT y valores de IE cuando la rotación de cultivos se intensificó. IE bajos fueron encontrados en suelos asociados a prolongados períodos de barbecho y escasa diversidad de cultivos típicos de situaciones con alta predominancia del cultivo de soja. Por lo tanto, el tipo de cultivo modificó la distribución del COT afirmando una de las hipótesis planteadas.

La incorporación de residuos con baja relación C:N (soja) produjo disminuciones significativas de las fracciones no humificadas (COP_g y COP_t) y humificadas (AF) en relación a la incorporación de residuos de diferente calidad bajo rotaciones que incluyen gramíneas y leguminosas (BP), con el consecuente efecto negativo sobre las propiedades químicas, físicas y biológicas.

Capítulo IV

Variabilidad temporal de las propiedades químicas y físicas

Introducción

En la Región Pampeana se ha perdido alrededor de un tercio del contenido del COT superficial debido al proceso de agriculturización (Álvarez, 2005). En capítulos anteriores de esta tesis se evidenció que los cambios en las PM modificaron los indicadores de CS. Estos cambios, a menudo están asociados a una reducción de los niveles de MO y nutrientes, por ejemplo de N y P (Evrendilek *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2004), debido a que una parte importante de la biomasa producida es exportada con la cosecha y a una mayor descomposición favorecida por la perturbación física (Poeplau *et al.*, 2011) o por los períodos de barbecho (Sasal *et al.*, 2010). Dichos cambios provocan notables alteraciones en la dinámica de la MO (Celik, 2005; Raiesi, 2006), que desencadenan efectos adversos sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Li *et al.*, 2009). A su vez, diferentes PM pueden aumentar los contenidos de MO de los suelos cultivados, como ser la restauración de la vegetación permanente, la maximización del retorno de los residuos (Capítulo III), la reducción del barbecho, y la mejora de la gestión del agua (Paustian *et al.*, 1998; Lal, 2004; Smith & Conen, 2004).

El COT consta de varias fracciones, que difieren en sus propiedades físico-químicas y por tanto su grado de estabilización y ciclado en el tiempo. Para estimar el efecto de las PM o usos del suelo sobre el COT, es crucial cuantificar y comprender la sensibilidad de las diferentes fracciones orgánicas a tal disturbio (Martin *et al.*, 1990). Estas fracciones orgánicas se definen principalmente por su tiempo de ciclado diferente que van desde años a milenios (Bol *et al.*, 2009). Las fracciones orgánicas asociadas a tamaños de partículas $>50 \mu\text{m}$ son fácilmente disponible para los microorganismos y por lo tanto rápidamente degradables (Zimmermann *et al.*, 2007). En el corto plazo, las fracciones orgánicas asociadas a la fracción arena muestran alteraciones resultantes de los cambios en las PM (Bayer *et al.*, 2004; von Lützow *et al.*, 2007; Pinheiro *et al.*, 2014). Como ya se demostró en el Capítulo I, la separación y cuantificación de algunas fracciones más sensibles del COT, como el COP_g y los CHs, fueron las fracciones más afectadas por el uso del suelo (natural vs agrícola), mientras que el COP_f y los CHt también reflejaron diferencias en los manejos agrícolas (BP vs MP). Sin embargo, la tasa de

recambio de estas fracciones varía continuamente (Christensen, 1996; Graham *et al.*, 2002). Por lo tanto, además de los efectos causados por los diferentes usos y manejos del suelo, existen otros factores como las condiciones climáticas y momento de muestreo (época del año) que también pueden afectar las fracciones orgánicas más lábiles (Puget & Lal, 2005; Galantini & Rosell, 2006).

A su vez, dada la íntima asociación de la MO con las propiedades físicas, éstas también varían temporalmente (Strudley *et al.*, 2008). La mayoría de los trabajos realizados evalúan los efectos de diferentes PM sobre las propiedades físicas en un momento determinado, sin tener en cuenta la dinámica temporal de las mismas (Strudley *et al.*, 2008). Existen pocos estudios publicados que abordan tanto los cambios temporales como aquellos inducidos por el manejo sobre las propiedades físicas del suelo (Moret & Arrúe, 2007a; Daraghmeh *et al.*, 2008; Alletto & Coquet, 2009). Es importante conocer la variabilidad temporal, ya que muchas veces puede exceder las diferencias inducidas por las PM (Bodner *et al.*, 2008; Zhou *et al.*, 2008; Alletto & Coquet, 2009).

Desde el punto de vista de las propiedades físicas, la porosidad se considera un importante indicador de CS. La porosidad del suelo es una propiedad muy dinámica sujeta a numerosas influencias naturales y humanas. Por lo tanto, el conocimiento de su variabilidad temporal es fundamental para describir con precisión los procesos relacionados con dinámica del agua y aire edáficos (van Es *et al.*, 1999). En general, los macroporos representan la fracción que se destruye primero cuando el suelo es físicamente degradado por efectos antrópicos (Botta *et al.*, 2004). También, esta clase de poros (>50 μm) se ha utilizado como índice para la estimación de umbrales o valores críticos de ciertos parámetros físicos del suelo o limitantes para la estructura óptima del suelo (Carter, 1988, 1990a). Los suelos naturales, además de servir para establecer los niveles de calidad física del suelo en cada sitio, también darán una estimación de la variabilidad temporal inherente de los procesos naturales (no antropogénicos).

Hipótesis

- Si bien, las prácticas de manejo con diversos aportes de carbono influyen en la cantidad y calidad de las diferentes fracciones orgánicas, el momento de muestreo modifica las diferencias que se pueden encontrar debidas a las condiciones climáticas como así también a los aportes de residuos del cultivo anterior (antecesor) y el presente al momento de muestreo.
- El uso de suelos naturales permitirá la selección de aquellos parámetros que mejor reflejen la calidad física edáfica para aplicarlos como potenciales indicadores sensibles en suelos agrícolas.
- La proporción y cantidad de clases de poros en los suelos cultivados presentaran una mayor variabilidad temporal determinada por factores ambientales e influenciados por las prácticas de manejo en relación a los suelos naturales.

Objetivos

- Cuantificar el efecto de los diferentes factores de variación (Tratamiento, Sitio y Época) sobre el COT y las fracciones que lo componen.
- Determinar la variabilidad temporal de ciertos parámetros físicos analizados para seleccionar aquellos que presentan una menor variabilidad y sean potenciales indicadores de calidad física de suelos.
- Medir, en la capa superficial del suelo (10 cm), parámetros de calidad física del suelo en sistemas agrícolas bajo SD y compararlos con el mismo tipo de suelo en estado natural.

Materiales y métodos

Análisis temporal de las fracciones orgánicas

En cada uno de los cuatro sitios (Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale), entre seis y nueve muestras de suelo (3 réplicas x 2-3 subréplicas) fueron recolectadas en dos años consecutivos (2010 y 2011) en los meses de Febrero (verano) y Septiembre (primavera) (factor Época) en los manejos agrícolas (BP y MP) y los ambientes naturales (AN) (factor Tratamiento). Una descripción más detallada del protocolo de muestreo se encuentra en materiales y métodos

generales. Se extrajeron muestras de 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. Para la comparación entre tratamientos se consideró, además, la profundidad de 0-20 cm, a través del promedio ponderado de los resultados de cada una de las variables obtenidas para las profundidades muestreadas. Sobre las muestras de suelo extraídas en las diferentes fechas de muestreo y situaciones de manejo, secas al aire y tamizadas por 2 mm, se determinó:

Carbono orgánico total (COT), fracciones orgánicas lábiles (COP_g , COP_f , CH_t y CH_s), nitrógeno total (Nt), fósforo extraíble (Pe) y pH. Las metodologías utilizadas para la determinación de dichas variables se encuentran descritas en materiales y métodos generales y en el Capítulo I.

En el Capítulo III, el índice de reserva de carbono (IRC) fue uno de los índices más sensibles para detectar diferencias entre tratamientos. Para este capítulo se calculó nuevamente para comparar la magnitud de los cambios en las diferentes épocas de muestreo sobre las diferentes fracciones orgánicas.

Análisis temporal de las propiedades físicas

Es este caso, en tres sitios (Bengolea, Monte Buey y Pergamino), entre seis y nueve muestras de suelo sin disturbar de 0-10 cm (3 réplicas x 2-3 subréplicas) fueron recolectadas en los meses de Febrero (2010 y 2011) y Septiembre (2011 y 2012). En cada una de esas fechas se evaluó la variabilidad temporal de las siguientes propiedades: densidad aparente, porosidad total, macroporos grandes ($>30 \mu\text{m}$), macroporos pequeños ($30-9,0 \mu\text{m}$), mesoporos ($9,0-0,2 \mu\text{m}$) y microporos ($<0,2 \mu\text{m}$).

Análisis estadístico

Los efectos del uso del suelo (AN, BP y MP), los sitios (Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale) y la época de muestreo (Febrero y Septiembre) sobre las variables determinadas, fueron evaluados por ANOVA. Se utilizaron diferencias mínimas significativas (DMS) para detectar diferencias entre las medias. Mediante funciones de regresión, teniendo en cuenta los rangos óptimos de ciertas propiedades físicas (Capítulo II), se procedió a estimar los valores óptimos de densidad aparente en cada uno de los sitios. Se realizó análisis de componentes principales (ACP) para resumir las características químicas, físicas e índices asociados de los suelos estudiados y para interpretar las asociaciones entre las variables edáficas. Todos los análisis estadísticos se

realizaron con un nivel de significación de $p < 0,05$ mediante software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

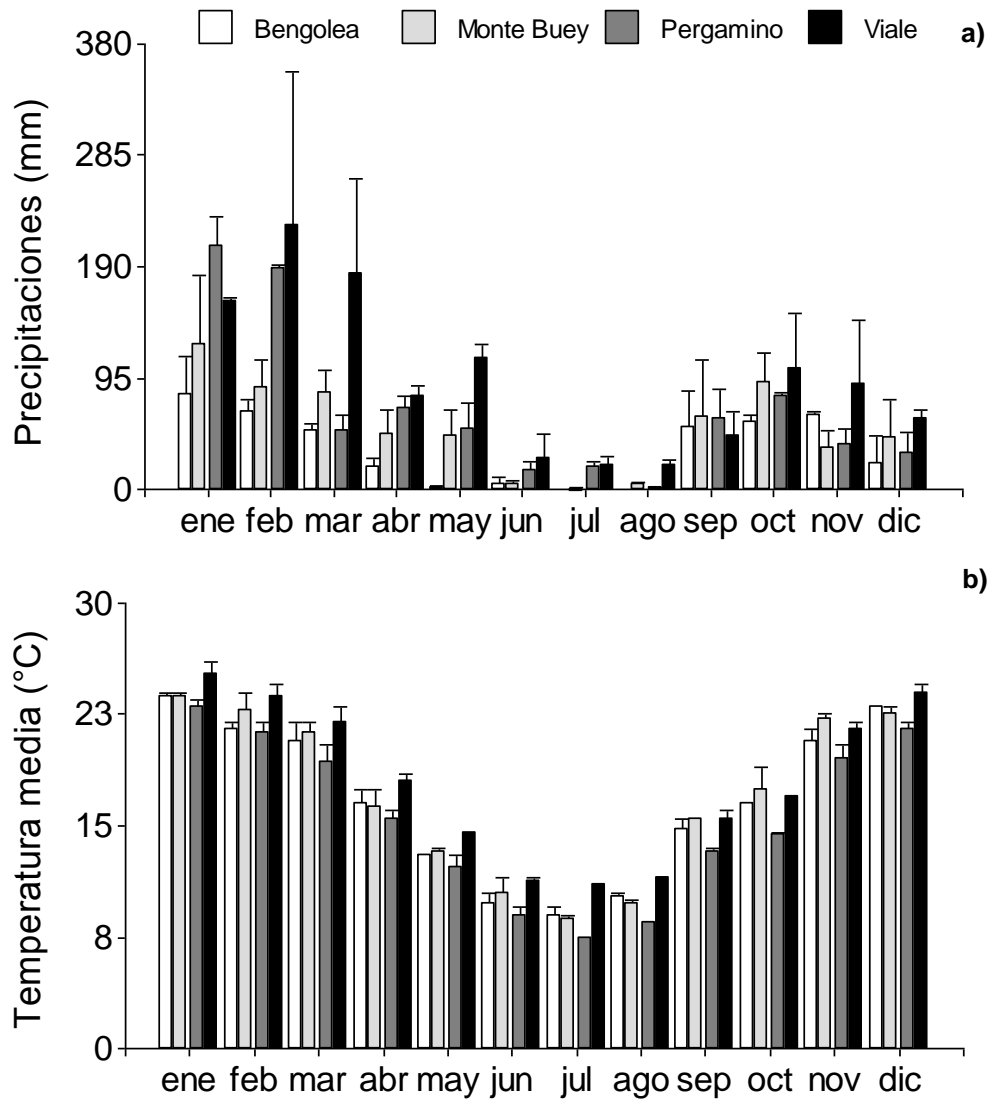


Figura 11: Variación mensual de las temperaturas medias (°C) (a) y precipitaciones (mm) (b), período 2010-2011.

Resultados y discusión

Variabilidad de las fracciones orgánicas

Como se verá más adelante en este capítulo, dado que no hubo diferencias en la DA para los Sitios y Épocas por sí solo y entre combinaciones de factores (Sitio x Época), el análisis estadístico arrojó los mismos resultados cuando el COT y sus fracciones fueron expresados como concentración (g kg^{-1}) y como cantidad (Mg ha^{-1} o masa de suelo equivalente), a continuación únicamente hablaremos de los resultados expresados como concentración.

El análisis de los resultados sobre los tres factores de variación mostró efectos significativos, principalmente por los sitios y tratamientos. Si consideramos la fuente de variación temporal (Época), los CHt fue la única fracción orgánica que presentó efectos significativos por esta variable (Tabla 27). En todas las fracciones orgánicas se observó interacción significativa entre los sitios y tratamientos, por lo tanto todos los resultados se evaluaron en cada sitio individualmente.

Tabla 27: Efecto de los tratamientos, sitios y momento de muestreo sobre los niveles de COT y sus fracciones en 0-20 cm.

Factor de variación	Fracciones orgánicas					
	COT	COM	COP _g	COP _f	CHt	CHs
Tratamiento	***	***	***	***	***	***
Sitio	***	***	***	***	***	***
Época	ns	ns	ns	ns	***	ns
Sitio*Tratamiento	***	***	*	ns	ns	***
Sitio*Época	ns	ns	**	ns	ns	ns
Tratamiento*Época	ns	ns	**	ns	ns	**
Sitio*Tratamiento*Época	ns	ns	ns	*	ns	ns

(***), (**), (*) y ns indican efectos significativos al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativo, respectivamente.

En el caso del COT y del COM, no se encontró un efecto diferencial de los Tratamientos por Época de muestreo (interacción no significativa), por lo tanto estas fracciones se analizaron en conjunto (promedio de fechas). En promedio, para las cuatro fechas de muestreo, en todos los sitios, los niveles de COT mostraron diferencias estadísticamente significativas entre AN y MP, donde los suelos bajo AN presentaron entre 3,4 y 11,1 g kg^{-1} más COT en 0-20 cm de profundidad (Tabla 28). Diferencias significativas también fueron evidentes entre AN y BP solo para Pergamino y Monte Buey con concentraciones entre

6,1 y 8,9 g kg⁻¹ de COT mayores en AN (Tabla 28). La variabilidad temporal en el corto plazo del COT fue baja (CV 3-10%) donde, en general, los niveles de COT tendieron a incrementarse de verano a primavera y disminuir de primavera a verano (Figura 12a).

Tabla 28: Concentración de carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) promedio (n=36) en 0-20 cm.

Sitios	Tratamientos		
	AN	BP	MP
Bengolea			
COT (g kg ⁻¹)	13,9 b (4,3)	13,0 b (9,7)	10,5 a (5,4)
COM (g kg ⁻¹)	7,8 a (12,4)	8,0 a (16,0)	7,3 a (7,8)
Monte Buey			
COT (g kg ⁻¹)	26,6 c (9,4)	17,7 b (9,8)	15,5 a (7,7)
COM (g kg ⁻¹)	20,0 b (14,5)	13,7 a (12,3)	12,8 a (7,8)
Pergamino			
COT (g kg ⁻¹)	21,8 b (3,0)	15,7 a (5,2)	15,1 a (13,5)
COM (g kg ⁻¹)	16,1 b (8,9)	12,6 a (6,0)	12,4 a (14,8)
Viale			
COT (g kg ⁻¹)	27,9 b (7,4)	30,8 b (5,3)	21,5 a (6,6)
COM (g kg ⁻¹)	22,1 b (11,2)	26,1 c (4,2)	18,5 a (8,9)

En cada sitio letras diferentes para cada parámetro analizado indican diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p < 0,05$). Los números entre paréntesis indican el coeficiente de variación (CV%) de cada parámetro a lo largo de los 2 años.

El COM, al igual que el COT, presentó diferencias entre AN y MP en Monte Buey, Pergamino y Viale, sin diferencias en Bengolea, mientras que BP presentó mayor concentración de COM en Viale, menor en Monte Buey y Pergamino y sin diferencias significativas en Bengolea (Tabla 28). La variabilidad temporal del COM fue similar a la observada en COT (CV 4-16%) y presentó similares tendencias que el COT en verano y primavera, aunque menos marcadas (Tabla 28 y Figura 12b). La cantidad de carbono mineralizado a partir de las diferentes fracciones se incrementa con el aumento de la temperatura (Benbi *et al.*, 2014). Este efecto explicaría las disminuciones, aunque no significativas, observadas entre primavera y verano, donde suceden las mayores temperaturas y precipitaciones (Figura 11a y b). A su vez, estos autores también observaron que el COT y el COM presentaron la menor tasa de mineralización en relación a otras fracciones más lábiles, independientemente de la temperatura, afirmando la escasa variabilidad encontrada en estas fracciones para los cuatro sitios. Estos resultados

coinciden con lo reportado con otros autores, donde comprueban la influencia de las temperaturas y precipitaciones sobre los contenidos de COT analizando una gran variedad de suelos en la Región Pampeana (Álvarez & Lavado, 1998; Hevia *et al.*, 2003).

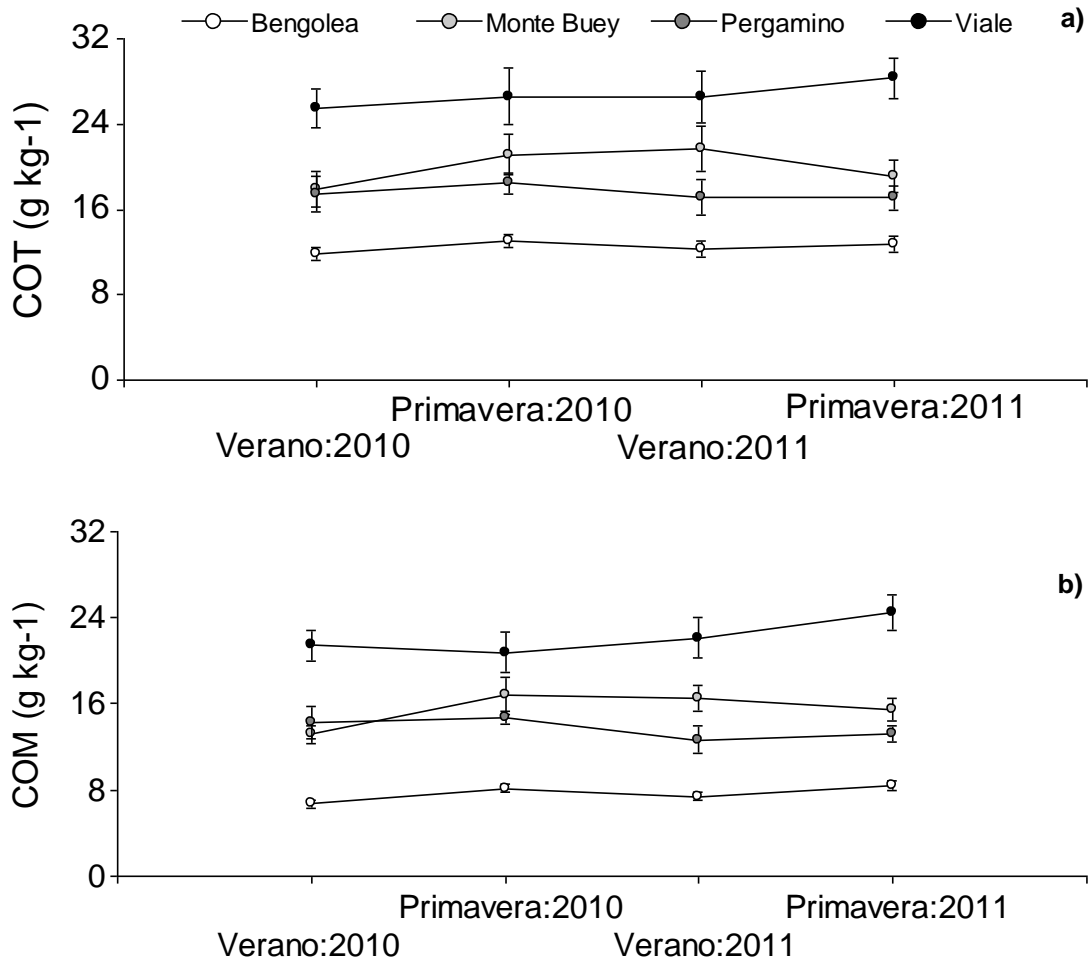


Figura 12: Concentración de carbono orgánico total (COT) **(a)** y carbono orgánico asociado a la fracciones mineral (COM) **(b)** en las diferentes fechas de muestreo.

Las barras verticales representan \pm una desviación estándar.

La comparación de los cambios del uso del suelo mediante el IRC, reflejó que los niveles de COT en las situaciones agrícolas se encontraron por debajo de AN (IRC=100), donde MP presentó entre 60 y 80% de los niveles de AN para todos los sitios, mientras que en BP fueron del 70% en Monte Buey y Pergamino, encontrándose valores similares o superiores al AN en Bengolea y Viale (Figura 13a). El IRC para el COM, al igual que en el COT, presentó

disminuciones en MP, pero menos marcadas, y en BP únicamente se observaron concentraciones inferiores a AN en Monte Buey y Pergamino (Figura 13b). Para el COT, se observaron diferencias altamente significativas ($p < 0,001$) en el IRC entre BP y MP en Bengolea, Monte Buey y Viale, sin diferencias significativas en Pergamino (Figura 13a). En el caso del COM solo se observaron diferencias significativas entre tratamientos en Viale (Figura 13b). La extensa historia agrícola en los suelos estudiados causó efectos significativos sobre la concentración de COT y en menor medida sobre el COM. Los efectos más notorios del uso agrícola se observaron en Monte Buey y Pergamino, con 60-70% y 70-80% de los niveles del AN para COT y COM, respectivamente, mientras que en Bengolea y Viale los efectos fueron menos marcados. La magnitud de las disminuciones del COT caen dentro del rango de disminuciones del 10 y 44% observadas previamente en la Región Pampeana (Fabrizzi *et al.*, 2003; Micucci & Taboada, 2006; Ferreras *et al.*, 2007; Álvarez *et al.*, 2009) y entre 20 y 50% observadas en otras partes del mundo (Lal, 2004; Benbi *et al.*, 2015). Los mayores niveles de COT en AN en comparación con las prácticas agrícolas se generó por una variedad de factores discutidos en capítulos anteriores, incluyendo una mayor tasa global de actividad fotosintética (entrada de C al suelo) durante todo el año debido a las capacidades de crecimiento perenne frente a especies de plantas anuales, es decir, mayor IR (Capítulo III), la superficie del suelo más seca que limitaban la descomposición debido a las diferencias en las tasas de crecimiento de las plantas, y al nulo C exportado en comparación con la cosecha de granos (Franzluebbers & Stuedemann, 2002). El IRC para el COT y COM también presentó escasas variaciones temporales, reflejados por los bajos coeficientes de variación (menor a 20% para ambas fracciones). A lo largo del período evaluado (2 años), los resultados obtenidos concuerdan con los observados al inicio de la experiencia (Capítulo I), reflejando la estabilidad de dichas fracciones en el corto plazo.

Varios estudios realizados en diferentes partes del mundo, informaron que la SD junto con la intensificación de cultivos son dos herramientas eficaces para aumentar el COT (Sá *et al.*, 2001; Johnson *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2005). En este estudio se corrobora lo mencionado por dichos autores, donde las

diferencias entre BP y MP, responden a diferentes entradas de C a través de la producción primaria (mayor en BP, que presenta mayor FM e IR), aumento de las salidas de C por descomposición (mayor en MP, que presenta menor IR y por ende mayor período de barbecho) y/o los cambios combinados en las entradas y salidas de C (Tabla 1 y 2).

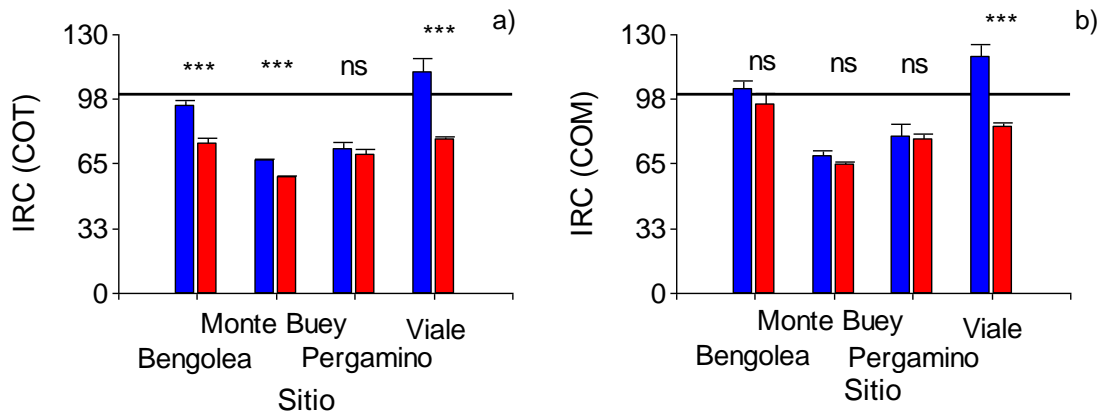


Figura 13: Comparación de los efectos de los tratamientos agrícolas a través del IRC para carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM) en 0-20 cm.

Las barras representan los errores estándar. Para cada sitio, (***) (**), (*) y ns indican diferencias significativas ($p < 0,001$), ($p < 0,01$), ($p < 0,05$) y no significativas, respectivamente entre tratamientos. Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

Fracciones orgánicas (COP_g, COP_f, CH_t, CH_s)

El fraccionamiento del suelo por tamaño de partícula puede indicar cómo las diferentes fracciones orgánicas se modifican con los cambios de uso del suelo y las prácticas agrícolas (Christensen, 1992; Balesdent *et al.*, 2000; Von Lützw *et al.*, 2007). Se observaron efectos variables de los diferentes factores (Tratamiento y Época) sobre las fracciones orgánicas asociadas al tamaño de las arenas (COP_g y COP_f) en cada sitio.

En Bengolea se observaron efectos significativos de los Tratamientos y Época de muestreo sobre el COP_f, mientras que únicamente se observó efecto de los Tratamientos sobre el COP_g (Tabla 29). El COP_g presentó diferencias significativas tanto entre usos del suelo (AN vs manejos agrícolas) como entre manejos (BP vs MP) en verano, mientras en primavera desaparecen las diferencias entre AN y BP (Figura 14a). Si bien, en general, no hubo efectos significativos de la época de muestreo (Tabla 27), BP presentó mayores concentraciones de COP_g en primavera ($2,09 \text{ g kg}^{-1}$) que en verano

(1,59 g kg¹), posiblemente por el aporte de residuos del cultivo anterior (veranos 2010 y 2011 con cultivos) y menores en verano (primavera 2010 bajo barbecho), por aumento de la actividad microbiana y, por ende, la descomposición de residuos favorecida por la textura del suelo (franco arenosa). Ha sido ampliamente aceptado que la descomposición de residuos es más rápida en suelos de textura gruesa (van Veen & Kuikman, 1990; Hassink, 1996; Strong *et al.*, 1999).

Tabla 29: Análisis de la varianza (ANOVA) de los niveles de COT y sus fracciones en 0-20 cm en cada sitio.

Sitio	Factor	COP _g	COP _f	CHt	CHs
Bengolea	Tratamiento	***	***	*	**
	Época	ns	**	ns	ns
	Tratamiento x Época	**	ns	ns	ns
Monte Buey	Tratamiento	***	***	***	***
	Época	**	ns	ns	ns
	Tratamiento x Época	**	**	ns	ns
Pergamino	Tratamiento	***	***	***	***
	Época	ns	ns	**	***
	Tratamiento x Época	ns	ns	ns	**
Viale	Tratamiento	**	*	*	*
	Época	ns	ns	**	ns
	Tratamiento x Época	ns	ns	ns	ns

(***), (**), (*) y ns indican efectos significativos al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativo, respectivamente.

La variabilidad del COP_g a lo largo de los dos años en Bengolea fue mayor en los tratamientos agrícolas (CV 26 y 20%, para MP y BP, respectivamente) que en AN (CV 16%) y más elevada que en el COT (Tabla 30). Esta mayor variabilidad en los manejos agrícolas, responde a la distintas cantidades y diversidad de residuos (distinto C:N) que se incorporan al suelo. El COP_f, al igual que el COP_g, presentó diferencias significativas entre manejos agrícolas sin diferencias entre AN y BP (Figura 14b). También presentó similar comportamiento entre tratamientos en las diferentes épocas de muestreo, no evidenciando diferencias entre los muestreos de verano y primavera. El COP_f presentó menor variación temporal que el COP_g a lo largo de los dos años, con CV de 11, 7 y 4% para AN, BP y MP, respectivamente (Tabla 30).

La reserva de carbono de la fracción >105 μm fue más afectada por las prácticas agrícolas, en relación al COT y COM, con valores por debajo del 40%

en MP tanto en verano como en primavera y valores de 50 a 90% en BP para primavera y verano, respectivamente, encontrando diferencias significativas entre BP y MP en ambas épocas (Figura 15a). En Bengolea, también se observaron diferencias significativas entre prácticas agrícolas reflejando los efectos de las secuencias de cultivos (Figura 15a). Las reservas de COP_g también presentaron variaciones temporales, donde los niveles de COP_g fueron más elevados en primavera que en verano, asociado principalmente al pico de precipitaciones y las mayores temperaturas en verano (Figura 11a y b). Muchos autores ponen de manifiesto la importancia del maíz como principal contribuyente de C en los sistemas agrícolas (Diekow *et al.*, 2005b; Zanatta *et al.*, 2007), a la vez, algunos estudios en particular hacen hincapié en la contribución de las raíces del maíz (Balesdent & Balabane, 1996; Bolinder *et al.*, 1999). En Bengolea, la relación soja:maíz fue mucho menor en BP (1,5) en relación a MP (4) (Tabla 1), es decir, existió una mayor participación del cultivo de maíz en BP influyendo sobre el COP_g por lo anteriormente mencionado. Estos resultados subrayan la importancia de los sistemas de cultivo con elevada adición de residuos y ponen en evidencia que la SD en sí no es suficiente para aumentar o mantener los niveles orgánicos del suelo. Las PM que favorecen la acumulación de MO interactúan positivamente entre ellas, de forma tal que la ganancia neta de MO será mayor cuando se aplican en forma combinada (Grant *et al.*, 2001).

El COP_f presentó, en promedio, valores de IRC de 96 y 65% para BP y MP, respectivamente (Figura 15b). Si bien, se observaron las mismas diferencias que en COP_g entre BP y MP, los niveles de COP_f en BP tienden a alcanzar los niveles de AN en ambas épocas de muestreo.

En Monte Buey se observaron efectos significativos de los tratamientos tanto en COP_g como en COP_f , mientras que la época solo evidenció cambios en COP_g (Tabla 29). En este sitio, el COP_g diferenció entre AN y manejos agrícolas, no hallando diferencias entre BP y MP en ambas épocas de muestreo (Figura 16a). No se observaron diferencias en los niveles de COP_g entre épocas de muestreo, tanto en BP como en MP, por lo tanto, esta fracción orgánica no reflejó los diferentes manejos que caracterizan las BP y MP. En este sitio, COP_g también presentó alta variabilidad temporal para todos los tratamientos (CV 33, 25 y 16% para AN, BP y MP) (Tabla 30). El COP_f presentó el mismo comportamiento que el COP_g en el verano, mientras que en

primavera, esta fracción permitió diferenciar entre prácticas agrícolas (Figura 16b). En este caso, BP ($3,00 \text{ g kg}^{-1}$) presentó un aumento del 76% en los niveles de COP_f en relación a MP ($1,72 \text{ g kg}^{-1}$). Al igual que Bengolea, el COP_f permitió discriminar entre prácticas agrícolas (BP>MP) donde, a su vez, BP alcanza los niveles de AN (BP=AN). La variabilidad temporal de esta fracción fue mayor en BP (CV 39%) que en AN (CV 27%) y MP (CV 12%).

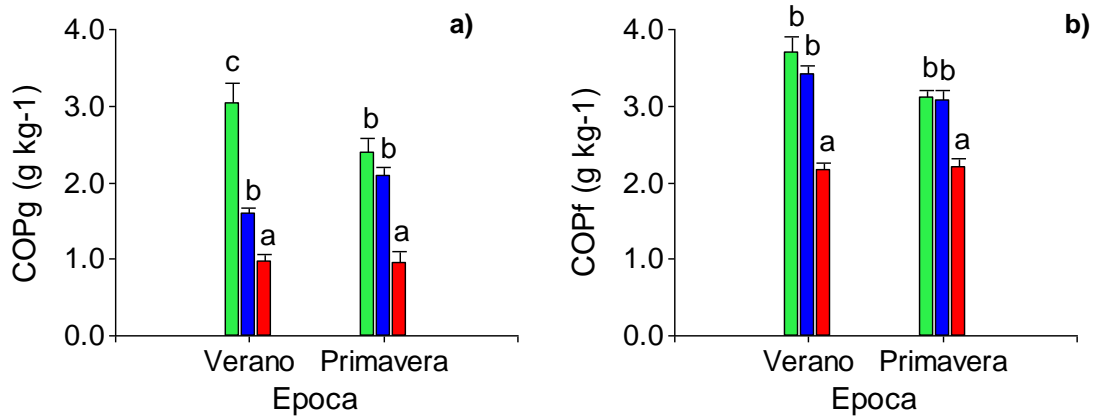


Figura 14: Concentración de COP_g (a) y COP_f (b) para verano (2010 y 2011) y primavera (2010 y 2011) en Bengolea.

Las barras representan los errores estándar. Letras diferentes para cada época entre tratamientos indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Ambiente natural (verde); Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

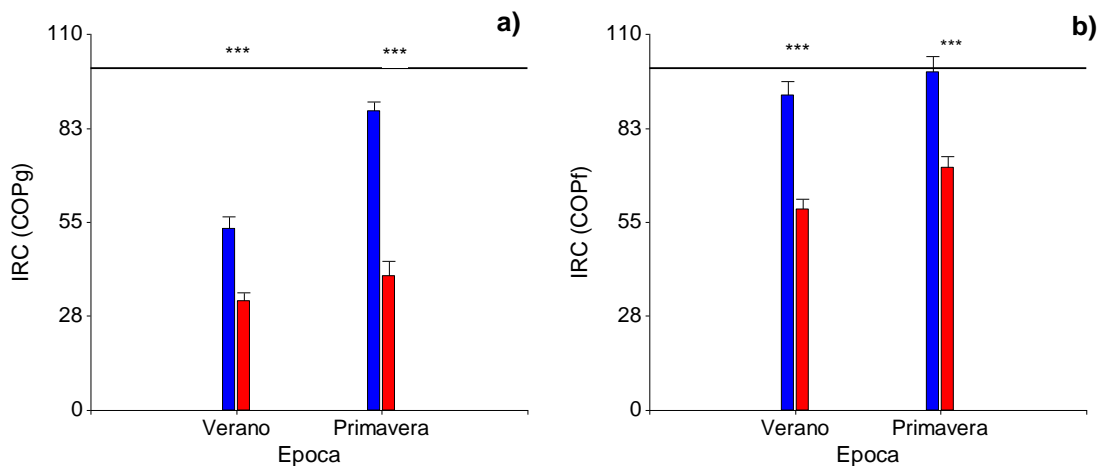


Figura 15: Comparación de los efectos de los tratamientos agrícolas sobre el índice de reserva de carbono de la fracción particulada gruesa (COP_g) (a) y la fracción particulada fina (COP_f) (b) en 0-20 cm para Bengolea.

Las barras representan los errores estándar. (***), (**), (*) y ns indican diferencias significativas ($p < 0,001$), ($p < 0,01$), ($p < 0,05$) y no significativas, respectivamente entre tratamientos. Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

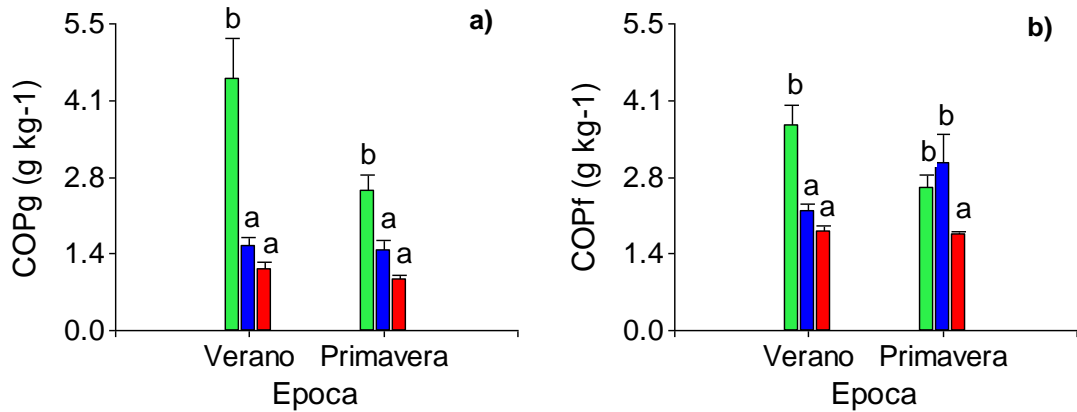


Figura 16: Concentración de COP_g (a) y COP_f (b) para verano (2010 y 2011) y primavera (2010 y 2011) en Monte Buey.

Las barras representan los errores estándar. Letras diferentes para cada época entre tratamientos indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Ambiente natural (verde); Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

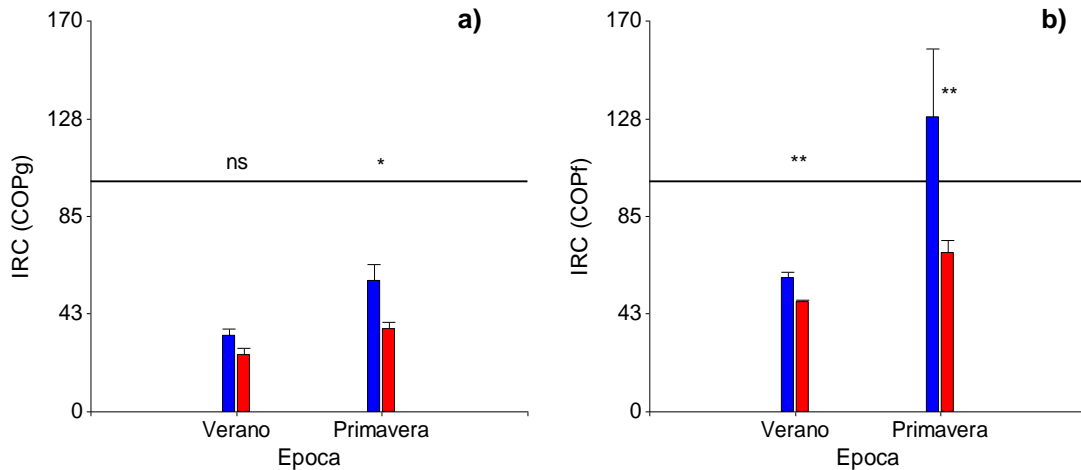


Figura 17: Comparación de los efectos de los tratamientos agrícolas sobre el índice de reserva de carbono de la fracción particulada gruesa (COP_g) (a) y la fracción particulada fina (COP_f) (b) en 0-20 cm para Monte Buey.

Las barras representan los errores estándar. (***) (**), (*) y ns indican diferencias significativas ($p < 0,001$), ($p < 0,01$), ($p < 0,05$) y no significativas, respectivamente. Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

Los valores de IRC para COP_g en Monte Buey fueron 70% y 45% en BP y MP, respectivamente, encontrando diferencias significativas entre BP y MP únicamente en primavera (Figura 17a). En este caso, el COP_g en las prácticas agrícolas, representó alrededor de un tercio ($1,24 \text{ g kg}^{-1}$) de los niveles medidos en AN ($3,50 \text{ g kg}^{-1}$). El IRC del COP_f presentó diferencias significativas entre BP y MP tanto en verano como en primavera (Figura 17b). Sin embargo, mientras que los niveles de COP_f en MP no superaron el 70% del observado en AN, en BP se observaron valores superiores a AN, este efecto puede deberse

a la utilización de los cultivos de cobertura en BP, los cuales se encontraban establecidos cuatro meses previos al muestreo de primavera.

En Pergamino, el COP_g y COP_f mostraron las mismas variaciones entre tratamientos que las observadas para COT y COM (AN>BP=MP), sin diferencias entre épocas de muestreo (Tabla 29). Únicamente se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre AN y los tratamientos agrícolas en COP_g para ambas épocas. Las concentraciones de COP_g en los tratamientos agrícolas disminuyeron $1,4 \text{ g kg}^{-1}$ en relación con AN (Figura 18a). Los niveles de COP_f presentaron las mismas diferencias que el COP_g pero, aunque no significativo, las concentraciones de COP_f aparecieron en el orden AN<BP<MP en 0-20 cm de profundidad (Figura 18b). Esas tendencias observadas en el COP_f , se convirtieron en significativas cuando se analizaron los tratamientos agrícolas mediante el IRC (Figura 19b).

Las fluctuaciones temporales para COP_g y COP_f , al igual que en los sitios anteriores, fueron mayores que en COT y COM, presentando a su vez variaciones entre tratamientos (Tabla 30). Se manifiesta, por lo tanto, un efecto de las PM sobre la dinámica de estas fracciones lábiles.

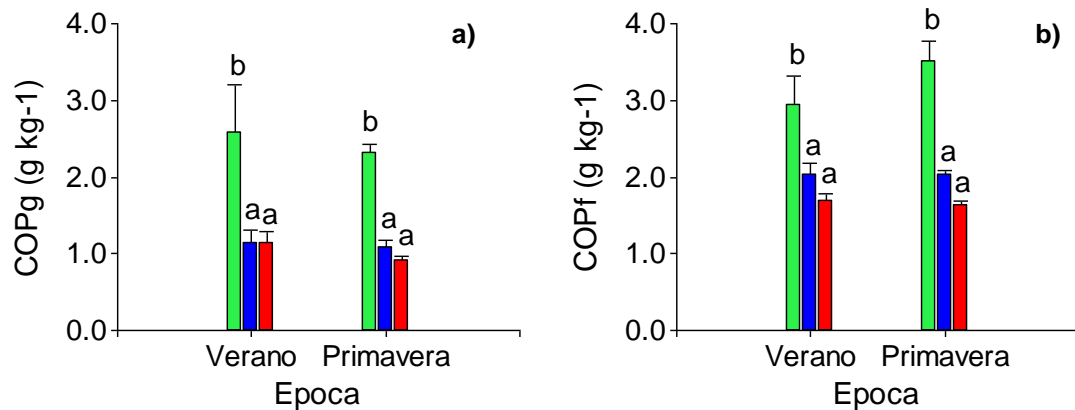


Figura 18: Concentración de COP_g (a) y COP_f (b) para verano (2010 y 2011) y primavera (2010 y 2011) en Pergamino.

Las barras representan los errores estándar. Letras diferentes para cada época entre tratamientos indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Ambiente natural (verde); Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

No se observaron diferencias significativas en el IRC para el COP_g , donde los manejos agrícolas presentaron un 50% menos de COP_g independientemente del tratamiento y época de muestreo (Figura 19a). Mientras que para el COP_f ,

como fue mencionado anteriormente, el IRC reflejó diferencias significativas entre prácticas agrícolas en primavera donde BP presentó alrededor del 60% del COP_f de AN, mientras que MP no supero el 50% (Figura 19b).

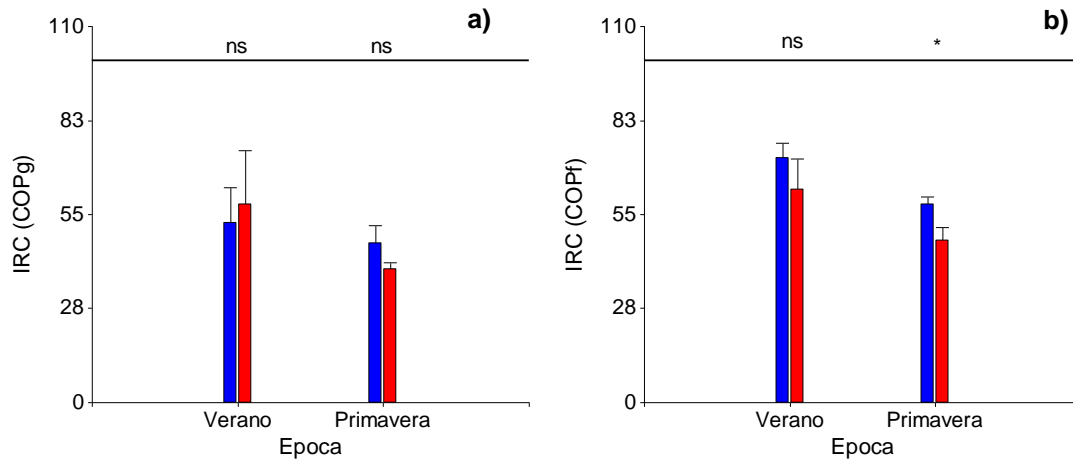


Figura 19: Comparación de los efectos de los tratamientos agrícolas sobre el índice de reserva de carbono de la fracción particulada gruesa (COP_g) (a) y la fracción particulada fina (COP_f) (b) en 0-20 cm para Pergamino.

Las barras representan los errores estándar. (***) (**), (*) y ns indican diferencias significativas ($p < 0,001$), ($p < 0,01$), ($p < 0,05$) y no significativas, respectivamente. Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

En Viale se observaron diferencias significativas en los niveles de COP_g entre AN y MP, mientras que no se observaron diferencias entre manejos agrícolas (Figura 20a). Al igual que en Pergamino, no se encontró diferencias entre épocas de muestreo tanto para COP_g como para COP_f (Tabla 29). Sin embargo, esta última fracción reflejó diferencias entre BP y MP en verano.

La variabilidad temporal en este sitio fue mayor para los manejos agrícolas, BP (CV 36-49%), MP (CV 19-39%), que en AN (CV 20-20%) para COP_g y COP_f , respectivamente (Tabla 30). Diferencias en el IRC entre prácticas agrícolas únicamente se observaron para COP_f , donde BP, al igual que en Bengolea, presentó niveles de COP_f similares a AN (IRC=80-100%). Esta similitud entre sitios puede deberse, por un lado, en Bengolea la mayor proporción de las fracciones particuladas lábiles permiten que mediante buenas prácticas aumentar rápidamente los niveles de C en el suelo y a su vez prácticas de manejo inadecuadas reducirlos (Figura 14a y b). Por otro lado, los altos contenido de material fino, en especial arcilla, favorecen la acumulación de materia orgánica debido a diferentes mecanismos de protección.

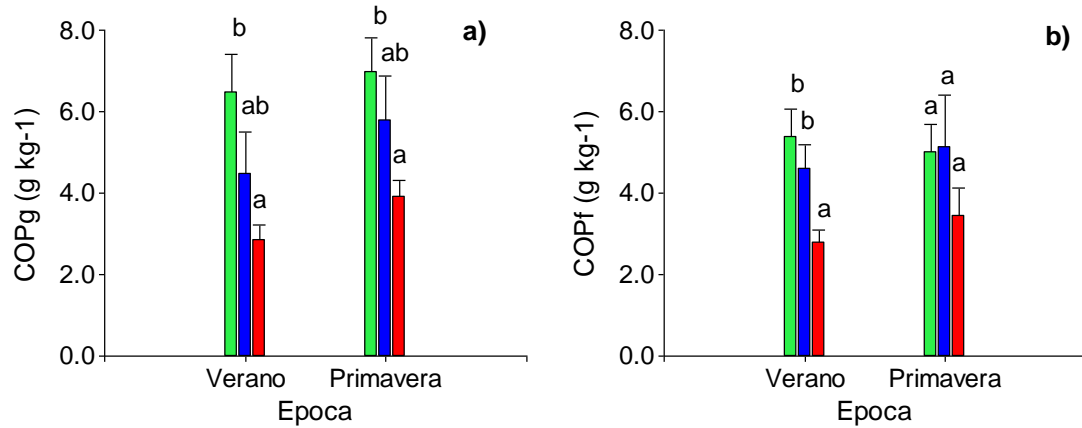


Figura 20: Concentración de COP_g (a) y COP_f (b) para verano (2010 y 2011) y primavera (2010 y 2011) en Viale.

Las barras representan los errores estándar. Letras diferentes para cada época entre tratamientos indican diferencias significativas ($p < 0,05$). Ambiente natural (verde); Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

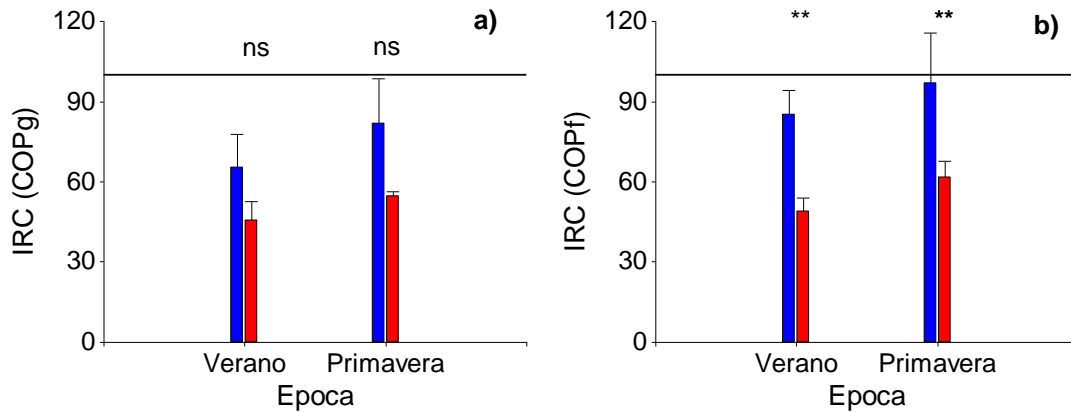


Figura 21: Comparación de los efectos de los tratamientos agrícolas sobre el índice de sensibilidad del carbono orgánico particulado grueso (COP_g) (a) y carbono orgánico particulado fino (COP_f) (b) en 0-20 cm para Viale.

Las barras representan los errores estándar. (***) (**), (*) y ns indican diferencias significativas ($p < 0,001$), ($p < 0,01$), ($p < 0,05$) y no significativas, respectivamente. Buenas prácticas (azul); Malas prácticas (rojo).

Las disminuciones de COT a causa de las prácticas agrícolas fueron, principalmente, a partir de la fracción gruesa ($>105 \mu\text{m}$) en la capa superficial del suelo. En general, el COP_g, representado por el IRC, presentó entre 30-50% y 45-70% de los niveles naturales en MP y BP, respectivamente. Con frecuencia, cambios en el uso del suelo afectan principalmente al C de la fracción arena, que incluye el C lábil (Tiessen & Stewart, 1983). Figueiredo *et al.* (2007) en Oxisoles de Brasil informaron una disminución del 46% en la fracción orgánica $>53 \mu\text{m}$ en relación a un suelo con su vegetación nativa. Duval *et al.* (2014) trabajando en sistemas de rotaciones y monocultivos sobre

un Argiudol Típico, determinaron que las disminuciones del COP_g al efecto antrópico fue mayor en relación a las demás fracciones orgánicas con disminuciones de hasta el 50% del COP_g sin observarse cambios en el COT, poniendo en evidencia la alta susceptibilidad del COP_g a degradarse.

Tabla 30: Niveles promedio (2010-2011) de las fracciones orgánicas en 0-20 cm.

Tratamiento	Fracciones orgánicas (g kg ⁻¹)			
	COP _g	COP _f	CHt	CHs
AN	2,71 (16,1)	3,41 (11,2)	3,04 (23,2)	0,28 (10,1)
BP	1,84 (19,1)	3,24 (7,3)	2,59 (34,9)	0,32 (29,3)
MP	0,96 (26,4)	2,19 (4,2)	2,35 (31,8)	0,22 (11,5)
AN	3,5 (33,2)	3,12 (26,7)	4,51 (25,2)	0,61 (50,2)
BP	1,47 (25,4)	2,57 (38,6)	3,48 (21,6)	0,33 (62,1)
MP	1,00 (16,3)	1,74 (11,6)	2,86 (19,4)	0,20 (54,2)
AN	2,45 (37,1)	3,22 (23,6)	4,31 (35,7)	0,54 (19,8)
BP	1,11 (4,9)	2,03 (11,7)	3,01 (25,4)	0,28 (31,7)
MP	1,03 (22,3)	1,66 (7,0)	2,58 (29,0)	0,20 (11,2)
AN	3,28 (19,6)	2,44 (19,6)	4,24 (32,0)	0,56 (34,5)
BP	2,45 (36,2)	2,31 (49,0)	4,44 (27,1)	0,44 (29,2)
MP	1,64 (19,0)	1,38 (38,7)	3,45 (29,0)	0,37 (35,0)

Los números entre paréntesis indican el coeficiente de variación (CV%) de cada parámetro a lo largo de los 2 años.

Carbohidratos totales y solubles

Los CHt, en general, evidenciaron mayores diferencias entre tratamientos en los muestreos de primavera. En esa época, se observaron diferencias significativas entre AN y MP para los sitios de Bengolea, Monte Buey y Pergamino, donde la concentración de CHt fue entre 29-38% menor en MP (Figura 22). A su vez, también se observaron las mayores diferencias entre prácticas agrícolas (BP vs MP), encontrándose diferencias significativas en Bengolea y Pergamino (BP>MP), mientras que en Monte Buey y Viale se observaron las mismas tendencias, con concentraciones 15-30% menores en MP (Figura 22). Únicamente se detectó diferencias entre épocas de muestreo en los niveles de CHt en los sitios de Pergamino y Viale, encontrándose mayores concentraciones en verano que en primavera. La producción de CH por la microflora del suelo es estimulada por los períodos de alta precipitación (Cheshire, 1979; Ghani *et al.*, 2003). Por lo tanto, las diferencias estacionales, con mayores niveles de CHt en Febrero, responde a que justamente en esa época ocurren las precipitaciones más abundantes (Figura 11b).

La variabilidad de los CHt a lo largo de los dos años fue más elevada que la del COT (Tabla 28 y 30). La mayor variabilidad de CHt que la del COT se debe a la naturaleza lábil de esta fracción, la cual está constituida principalmente de restos vegetales y microorganismos (Gregorich *et al.*, 1994). En general, se observó mayor variabilidad en AN (CV 25-36%) que en los tratamientos agrícolas (CV 19-29%), posiblemente debido a la mayor diversidad de residuos vegetales que se incorporan al suelo (Hevia *et al.*, 2008). En Bengolea se observó lo contrario, con mayor variabilidad los tratamientos agrícolas (CV 32-35%) que AN (CV 23%) (Tabla 30). En este caso, AN presentó a *Cynodon dactylon* como especie dominante, por lo cual la variedad de aportes de residuos fue menor que en los tratamientos agrícolas.

Las diferencias entre tratamientos en los CHs, al igual que CHt, se reflejaron mejor en primavera, donde se observaron diferencias significativas entre AN y MP en todos los sitios, con niveles más altos en AN (Figura 22). Diferencias entre tratamientos agrícolas también se observaron en Bengolea, Monte Buey y Pergamino con mayores niveles de CHs en BP. Las diferencias en los contenidos de CHs en suelos bajo diferentes PM indican diferencias en la cantidad y tipo de entradas de C al suelo (Xu & Juma, 1993; Campbell *et al.*, 1999). Una mayor producción de biomasa aérea asociado a BP (Tabla 18), probablemente ayudó a mantener los niveles de CHs similar a AN en Bengolea (Figura 22).

Los CHs presentaron una gran variabilidad temporal en los diferentes sitios, con situaciones de monocultivo (MP Pergamino) con baja diferencias temporales (CV 11%) y situaciones con grandes cantidades y tipos de aportes (BP Monte Buey) con elevada variabilidad temporal (Tabla 30). Esto indica que los CHs son afectados tanto por la cantidad como por el tipo de residuo incorporado al suelo a lo largo de la rotación. Los CHs responden rápidamente a los cambios en el suministro de C y es un indicador importante de la calidad del suelo (Gregorich *et al.*, 1994).

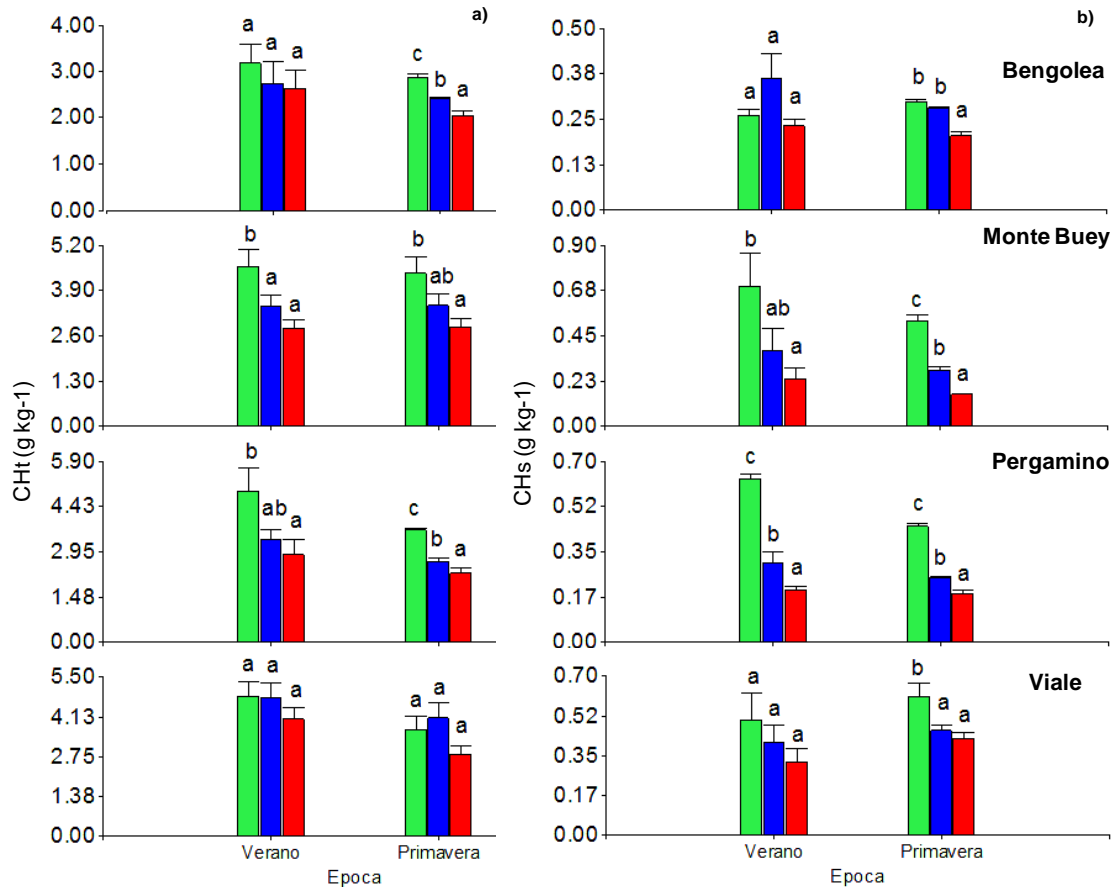


Figura 22: Concentración de carbohidratos totales (CHt) **(a)** y carbohidratos solubles (CHs) **(b)** para verano (2010 y 2011) y primavera (2010 y 2011) en los diferentes sitios.

Las barras representan los errores estándar. Letras diferentes para cada época entre tratamientos indican diferencias significativas ($p < 0,05$).

El impacto de las prácticas agrícolas sobre la CS, mediante el IRC para CHt y CHs, presentó diferencias significativas entre BP y MP (Figura 23). Mediante el IRC, se hallaron mayores diferencias entre prácticas agrícolas, sin encontrar fluctuaciones entre épocas primavera-verano. En BP, el IRC para CHt fue mayor en BP, presentando entre 72 a 85% de los niveles observados en AN, en Monte Buey y Pergamino, mientras que en MP los valores fueron menores 57 a 62%. En Bengolea, el IRC-CHt fue 83-84% y 71-82% para BP y MP, respectivamente, mientras que en Viale se observaron valores superiores a AN en BP (100-113%) y significativamente menores en MP (85-88%). En general, se observó un incremento de los CHt en BP siendo, 7, 14, 12 y 20% para Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale, respectivamente.

Para CHs, el IRC reflejó mayores disminuciones en aquellos sitios de texturas medias a finas (Monte Buey, Pergamino y Viale) en relación a CHt por efecto

de las prácticas agrícolas (Figura 23). A su vez, el IRC para CHs detectó diferencias significativas entre prácticas agrícolas donde BP presentó un incremento del 38, 20, 14 y 13% para Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale, respectivamente. Por lo tanto, la baja CS observada en MP indica que la SD como práctica conservacionista del suelo no fue suficiente para obtener una alta calidad de los suelos. Estos resultados concuerdan con lo reportados por otros autores (Vieira *et al.*, 2009; de Oliveira Ferreira *et al.*, 2013).

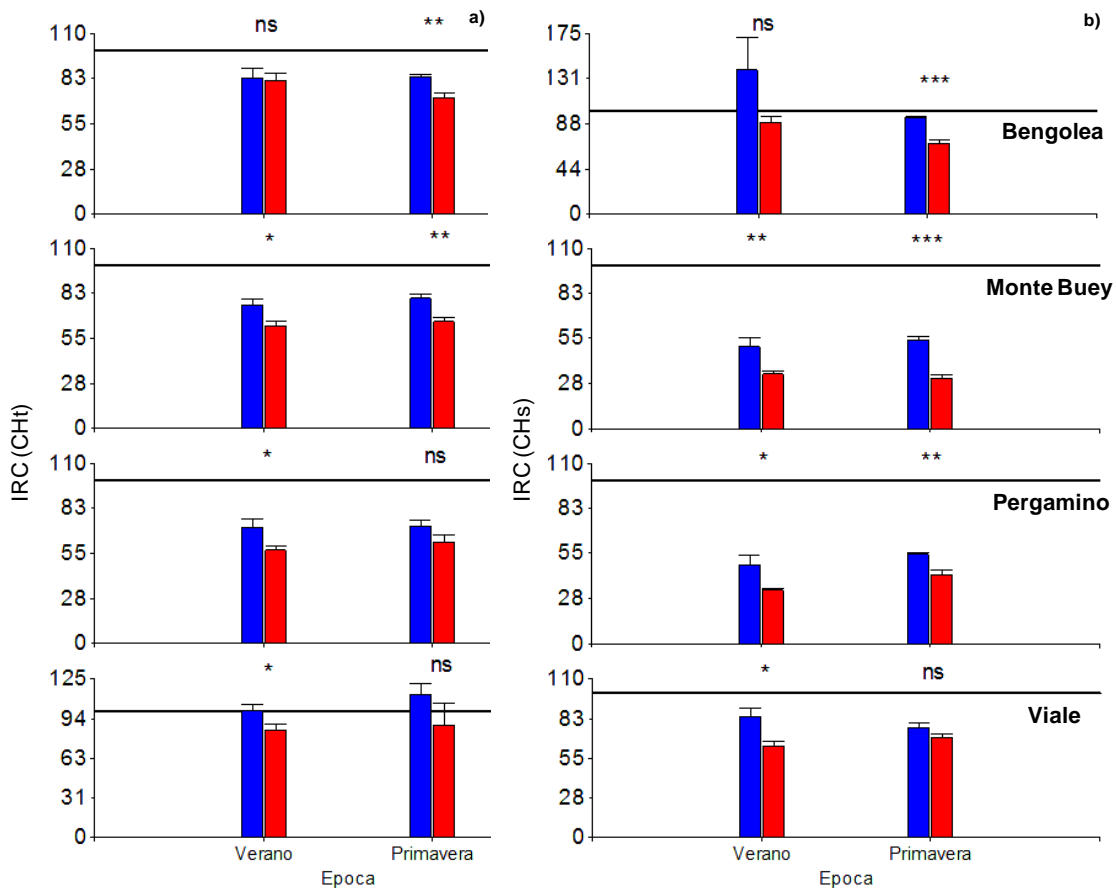


Figura 23: Comparación de los efectos de los tratamientos agrícolas sobre el índice de reserva de carbono para carbohidratos totales (CHt) **(a)** y carbohidratos solubles (CHs) **(b)** en 0-20 cm.

Las barras representan los errores estándar. (***), (**), (*) y ns indican diferencias significativas ($p < 0,001$), ($p < 0,01$), ($p < 0,05$) y no significativas, respectivamente entre tratamientos.

Desde el punto de vista para la máxima diferencia o sensibilidad entre tratamientos, para la mayoría de las fracciones orgánicas estudiadas, la temporada de primavera parece ser el mejor momento para el muestreo del suelo. El IRC muestra que los tratamientos agrícolas indujeron mayores

variaciones en todas las fracciones orgánicas lábiles (COP_g , COP_f , CH_t y CH_s) en comparación con COT y COM . Independientemente del tipo suelo, el IRC fue un indicador sensible de CS en estos sistemas bajo SD. Otros estudios también han demostrado cambios en los contenidos orgánicos lábiles por un cambio en las PM (Cambardella & Elliott 1992; Franzluebbers & Arshad 1997; Banger *et al.*, 2010). Para los suelos de este estudio, el COP_f fue la fracción más sensible entre diferentes usos (AN vs prácticas agrícolas) y prácticas de manejo (BP vs MP).

Tabla 31: Efecto de los tratamientos, sitios y momento de muestreo sobre nitrógeno total (Nt), C:N, fósforo extraíble (Pe) y pH en 0-20 cm.

Factor de variación	Variables edáficas			
	Nt ($g\ kg^{-1}$)	C:N	Pe ($mg\ kg^{-1}$)	pH
Tratamiento	***	***	***	ns
Sitio	***	***	***	***
Época	ns	ns	**	ns
Sitio x Tratamiento	***	**	***	***
Sitio x Época	ns	ns	ns	ns
Tratamiento x Época	ns	ns	ns	ns
Sitio x Tratamiento x Época	ns	ns	ns	ns

(***), (**), (*) y ns indican efectos significativos al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativo, respectivamente.

La concentración de nitrógeno total ($g\ kg^{-1}$) mostró diferencias significativas entre sitios ($p < 0,001$), tratamientos ($p < 0,001$) e interacción significativa Sitio x Tratamiento ($p < 0,001$) (Tabla 31). Al igual que el COT , el Nt no evidenció diferencias entre épocas de muestreo. Las concentraciones de Nt variaron ampliamente entre usos y manejos del suelo (de 0,99 a $2,46\ g\ kg^{-1}$ en 0-20 cm) (Tabla 32). Los niveles de Nt en 0-20 cm tendieron a ser mayores en AN, con diferencias significativas con BP en Monte Buey y Pergamino y con MP en Monte Buey Pergamino y Viale. En promedio, los niveles de Nt en AN fueron un 6, 43, 31 y 15% superiores que en los tratamientos agrícolas en Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale, respectivamente. A su vez, diferencias entre BP y MP únicamente se observaron en Monte Buey y Viale presentando un 26 y 28% más de Nt en BP, respectivamente (Tabla 32). Se encontró una significativa correlación entre los valores de COT y Nt ($r = 0,88$, $p < 0,001$), por lo tanto, el efecto de los tratamientos y sitios sobre la relación C:N fue la misma que para dichas variables (Tabla 31). Los tratamientos presentaron diferentes

efectos según el sitio evaluado (Tabla 32). Por un lado, en Bengolea, la relación C:N presentó el siguiente orden $AN \geq BP \geq MP$, observándose diferencias significativas entre AN y MP. En Monte Buey, por el contrario, la relación C:N presentó el siguiente orden $MP \geq BP \geq AN$, con diferencias significativas entre AN y MP. En Pergamino y Viale, aunque sin diferencias significativas, se observaron las mismas tendencias que en Monte Buey. Tanto las fracciones lábiles como las humificadas pueden mostrar diferente susceptibilidad a los efectos del uso y manejo del suelo. En zonas de bajas temperaturas y/o clima semiárido, las fracciones orgánicas más lábiles (COP_{g+f}) representan aproximadamente el 50% del COT (Chan, 1997; Franzluebbers & Arshad, 1997), y es el más afectado por las prácticas agrícolas (Chan, 1997). En Bengolea, suelos de textura gruesa y menores precipitaciones, el efecto de las PM (BP y MP) disminuyó significativamente el COP (Figura 14a y b), que representa una gran parte del COT (30-44%) (Tabla 32), reflejándose en menores C:N. En cambio, ambientes cálidos y húmedos favorece la actividad microbiana que conduce a la descomposición intensiva y humificación del COP (Bayer & Bertol, 1999). Como resultado, el COP representa una menor proporción del COT (Cambardella & Elliot, 1992; Bayer & Bertol, 1999). Este proceso fue notorio en Monte Buey y en menor medida en los dos sitios restantes, donde el COP representa entre 15 a 25% del COT (Tabla 32), por lo tanto, el efecto de las prácticas agrícolas causó, en algunos casos, relaciones C:N mayores. Estos resultados reflejan que las tasas relativas de pérdidas netas y acumulación de C y N varían en los diferentes sitios, como se discutió anteriormente.

Tabla 32: Efecto del tratamiento y época de muestreo sobre el nitrógeno total (Nt), relación C:N, fósforo extraíble (Pe) y pH en 0-20 cm para los cuatro sitios.

Sitio	Tratamiento	Época	Variables edáficas				
			Nt (g kg ⁻¹)	C:N	COP/COT	pH	Pe (mg kg ⁻¹)
Bengolea	AN		1,12	12,6 b	0,44 c	6,3 c	17 b
	BP		1,11	12,0 ab	0,39 b	5,9 a	17 b
	MP		0,99	10,7 a	0,30 a	6,1 b	9 a
		Primavera	1,11	11,8	0,35 A	6,1	10 A
		Verano	1,03	11,7	0,41 B	6,1	18 B
		Tratamiento x Época	ns	ns	ns	ns	ns
		Tratamiento	ns	*	***	***	*
		Época	ns	ns	**	ns	**
Monte Buey	AN		2,46 c	10,9 a	0,25 b	5,6 a	394 c
	BP		1,57 b	11,4 ab	0,23 b	5,8 b	71 b
	MP		1,25 a	12,5 b	0,18 a	6,1 c	7 a
		Primavera	1,80	11,5	0,20 A	5,8	148
		Verano	1,72	11,7	0,23 B	5,9	167
		Tratamiento x Época	ns	ns	ns	ns	ns
		Tratamiento	***	*	**	***	***
		Época	ns	ns	*	ns	ns
Pergamino	AN		1,93 b	11,3	0,26 b	6,0 b	6,1 a
	BP		1,36 a	11,5	0,21 a	5,8 a	11,9 b
	MP		1,30 a	11,7	0,18 a	6,0 b	8,2 ab
		Primavera	1,51	11,9	0,21	5,9	5,9 A
		Verano	1,54	11,2	0,22	5,9	11,5 B
		Tratamiento x Época	ns	ns	ns	ns	ns
		Tratamiento	***	ns	**	***	*
		Época	ns	ns	ns	ns	**
Viale	AN		2,19 b	13,1	0,21 b	6,7 b	7,8 a
	BP		2,10 b	14,8	0,15 a	7,1 b	15,1 b
	MP		1,64 a	13,3	0,14 a	6,2 a	17,8 b
		Primavera	2,10	13,2	0,17	6,7	10,4 A
		Verano	1,86	14,3	0,16	6,7	16,7 B
		Tratamiento x Época	ns	ns	ns	ns	ns
		Tratamiento	**	ns	***	**	**
		Época	ns	ns	ns	ns	**

(***), (**), (*) y ns indican efectos significativos al 0,05; 0,01; 0,001 y no significativo, respectivamente. Para cada variable edáfica, en cada sitio letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$), letras mayúsculas indican diferencias significativas entre épocas de muestreo ($p < 0,05$).

La acidez del suelo es frecuentemente modificada por las PM. El pH en los diferentes tratamientos varió entre 5,8 y 7,1 en 0-20 cm (Tabla 32). Estas oscilaciones se deben principalmente a las características propias de cada sitio, mientras que los valores de pH no presentaron una tendencia clara con

respecto al efecto de los diferentes tratamientos. Esta propiedad no presentó diferencias significativas por la época de muestreo, donde los valores tanto en primavera como en verano fueron similares (Tabla 32). En Bengolea, el pH del suelo disminuyó, en promedio, 0,4 y 0,2 en BP y MP, respectivamente en comparación con AN. En Monte Buey, se observó lo opuesto, donde los tratamientos agrícolas presentaron aumentos de 0,2 y 0,5 para BP y MP, respectivamente en relación con AN, encontrándose diferencias entre los tres tratamientos. En Pergamino, se observó una disminución en los valores de pH en BP sin diferencias entre AN y MP, mientras que en Viale, valores más bajos se encontraron en MP, sin diferencias entre AN y BP. Como se mencionó, diferencias entre PM agrícolas se observaron en todos los sitios, donde BP presentó valores más bajos para los sitios de Bengolea, Monte Buey y Pergamino, mientras que en Viale fueron estadísticamente más elevados que en MP (Tabla 32). En el primer caso, los menores valores en BP pueden responder a dos hechos, por un lado, el pH desciende en sistemas bajo SD como resultado de aumentos en los contenidos de MO (Buschiazzo & Panigatti, 1996), en este caso BP presentó los mayores contenidos y, por otro lado, a la disminución del pH por la aplicación de fertilizantes nitrogenados donde el efecto es menos evidente en aquellos sistemas con predominio de soja (MP) o de otros cultivos que requieren menos fertilizantes nitrogenados que el maíz. (Blevins *et al.*, 1983).

Los niveles de Pe presentaron efectos significativos por los tratamientos y época de muestreo. El efecto de las prácticas agrícolas sobre los niveles de Pe, en general, mostró una disminución de los niveles de este elemento en MP, encontrándose disminuciones del 47, 90 y 31% en relación a BP (Tabla 32). Estas diferencias responden a las diferentes estrategias de fertilización, donde la aplicación de P en BP fue mayor y se realizó teniendo en cuenta los requerimientos de los cultivos según rendimiento objetivo, mientras que en MP, la fertilización nunca alcanzaba a cubrir las necesidades de los cultivos. Esta fue una de las características que definió BP y MP (Tabla 1). Las marcadas diferencias observadas en Monte Buey se deben a que en BP en el año 2002 (Pe: 10 mg kg⁻¹) se realizó la aplicación de roca fosfórica equivalente a 145 kg ha⁻¹ de P, la cual aumento significativamente los niveles de Pe. En Viale,

aunque no significativo, se observó mayor concentración de Pe en MP. Para comprender la dinámica del P en el suelo se debe tener en cuenta el ambiente edáfico, donde el pH es un factor determinante de los flujos, y la reserva de las diferentes formas de P (Galantini *et al.*, 2005). En términos generales, los resultados obtenidos concuerdan con lo afirmado por estos autores, donde en los tratamientos agrícolas se encontró una disminución de los valores de pH debido a la aplicación de fertilizantes y aumentos en los niveles de Pe.

La época de muestreo presentó efectos significativos en los niveles de Pe, presentándose mayores concentraciones en verano que en primavera. Se observaron aumentos del 80, 95 y 61% en los niveles de Pe en verano en Bengolea, Pergamino y Viale, respectivamente. Estos mayores niveles de Pe pueden deberse a condiciones más propicias (humedad y temperatura) para la actividad microbiana. Aumentos en el Pe fueron atribuidos a una mayor actividad enzimática (fosfatasas), que transforman el P orgánico a P inorgánico (López *et al.*, 2013), a su vez, la actividad de esta enzima aumentó con mayores contenidos de humedad.

Stock de carbono y sus fracciones

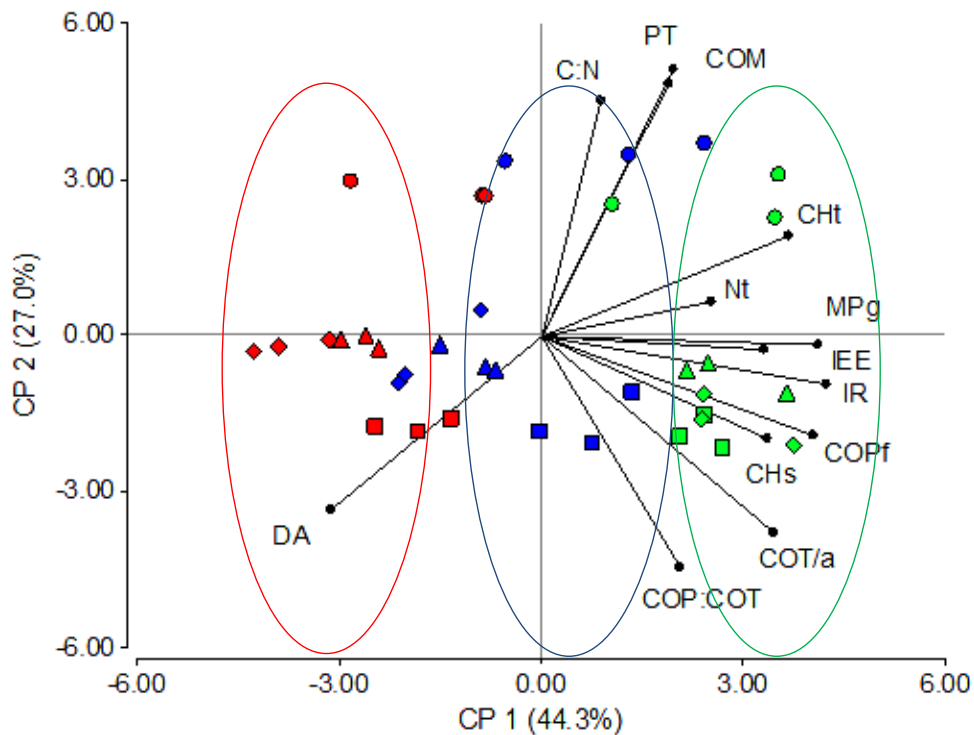
Para sintetizar los resultados y ayudar a comprender los efectos de diferentes tratamientos, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) de algunas propiedades físicas (DA, PT, Mp_g), químicas, principalmente asociadas al COT y sus fracciones (Nt, COP_f , COM, CHt y CHs) e índices asociados a las propiedades del suelo (C:N, COP_{g+f}/COT , COT/a, IEE,) y al manejo (IR) para la capa superficial del suelos (0-20 cm) (Figura 24). Los dos primeros ejes (CP1 y CP2) de ACP representaron el 71% de variabilidad total aportada por los parámetros estudiados. El CP1 explicó 44% de la varianza donde las fracciones orgánica del COT (COP_f y CHt), la capacidad de aireación (Mp_g) y los índices (IR, IEE) fueron asociados positivamente y contrarrestados por DA (Tabla 33). Esta primer CP separa, principalmente, los distintos tratamientos (AN, BP y MP). Es decir, aparecen las propiedades edáficas más asociadas al uso del suelo, donde la CS mejoró cuando el suelo permaneció más tiempo con vegetación natural o cultivada (mayor IR) generando un mayor aporte de residuos al suelo con el consecuente aumento de las diferentes fracciones orgánicas lábiles (COP_f y CHt), aumentando el almacenamiento de C (mayor

IEE) afectando positiva y negativamente las propiedades físicas como los Mp_g y la DA, respectivamente. Estos efectos concuerdan con los resultados observados en capítulos anteriores. La segunda CP explicó el 27% de la varianza, donde PT, COM y C:N presentaron asociaciones positiva en dicha componente, mientras que DA, COT/a y $COP_{g+f}:COT$ se asociaron negativamente (Tabla 33). Esta segunda CP permitió diferenciar los distintos sitios (Viale, Monte Buey-Pergamino, Bengolea). Estas diferencias entre sitios (CP2) se fundamentan en que las variables que presentaron valores más altos de variabilidad en dicha componente, fueron aquellas relacionadas con las características propias de cada sitio. Es decir, en la parte superior los suelos se caracterizan por presentar C:N, PT y COM altos, característicos de suelos con mayor contenido de arcillas (mayor protección) y elevadas precipitaciones (mayores aportes) como es Viale, mientras que, en la parte inferior los suelos presentan mayor $COP:COT$, COT/a y DA, asociado principalmente a suelos de texturas más gruesas y menores precipitaciones (Bengolea), presentando Monte Buey y Pergamino características intermedias (Figura 24). A su vez, también se puede deducir de la Figura 24, que BP y MP se encuentran más alejados de AN en aquellos sitios de texturas francas (Monte Buey y Pergamino) en relación a aquellos sitios de texturas contrastantes (Bengolea y Viale) donde la separación entre AN, MP y BP es gradual.

Tabla 33: Autovectores de las componentes principales CP1 y CP2. La significancia corresponde a la correlación de Pearson entre cada componente principal y las variables.

Variables	CP1	CP2
Densidad aparente (DA)	-0,28***	-0,30 ***
Porosidad total (PT)	0,17	0,45***
Macroporos >30 μ m (Mp _g)	0,32 ***	-0,02
Carbono orgánico 105-53 μ m (COP _f)	0,36 ***	-0,17
Carbono orgánico <53 μ m (COM)	0,17	0,43 ***
Carbohidratos totales (CHt)	0,33 ***	0,17
Carbohidratos solubles (CHs)	0,30 ***	-0,17
Nitrógeno total (Nt)	0,22 *	0,06
C:N	0,08	0,40 ***
COP _{g+f} :COT	0,18	-0,39 ***
COT/a	0,31***	-0,33 ***
Índice de estabilidad estructural (IEE)	0,38 ***	-0,02
Índice de rotación (IR)	0,37 ***	-0,08

(*) y (***) indican asociaciones significativas al 0,05 y 0,001, respectivamente.



Carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM); Nitrógeno total (Nt); Carbohidratos totales (CHt); Índice de rotación (IR); Índice de estabilidad estructural (IEE); Carbohidratos solubles (CHs); Macroporos grandes (>30 μ m) (Mp_g); Carbono orgánico particulado fino (COP_f); Frecuencia soja (FS); Densidad aparente (DA); Proporción de COP (COP_{g+f}) en relación al carbono orgánico total (COP:COT).

Figura 24: Biplot de componentes principales de los atributos del suelo y de cultivo para Buenas Prácticas Agrícolas (BP) (azul); Malas Prácticas Agrícolas (MP) (rojo) y Ambiente Natural (AN) (verde) para Bengolea (cuadrados), Monte Buey (triángulos), Pergamino (rombos) y Viale (círculos).

Variación temporal de las propiedades físicas de los suelos

Ambientes naturales

Los resultados del ANOVA arrojaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,001$) entre sitios para Mp_g , Mp_p y μP y entre épocas de muestreo ($p < 0,05$) para PT y mP (Tabla 34). El análisis de la interacción Sitio x Época, únicamente fue estadísticamente significativo ($p < 0,05$) para Mp_g . Las diferencias entre sitios en los macro y microporos radican principalmente en las diferentes texturas que presentan los suelos, donde el suelo franco arenoso de Bengolea presentó mayor volumen de macroporos y menor de microporos en relación a los suelos franco limosos de Monte Buey y Pergamino. La Época de muestreo (Febrero y Septiembre) evidenció diferencias significativas, donde se observó mayor PT en Febrero, principalmente por aumentos del volumen de mP.

Tabla 34: Análisis de la varianza de los suelos naturales en 0-10 cm por efecto del sitio (Bengolea, Monte Buey y Pergamino) y época de muestreo (Febrero y Septiembre).

Efectos	DA	PT	Mp_g	Mp_p	mP	μP
Sitio	ns	ns	***	***	ns	***
Época	ns	**	ns	ns	*	ns
Sitio x Época	ns	ns	**	ns	ns	ns

(***), (**), (*) y ns indican efectos significativos al 0,001, 0,01, 0,05 y no significativo, respectivamente.

La DA de los suelos naturales osciló desde 0,94 a 1,19 $Mg\ m^{-3}$, con valores medios de 1,10, 1,13 y 1,11 $Mg\ m^{-3}$ para Monte Buey, Bengolea y Pergamino, respectivamente. Los valores de porosidad total (PT) en éstos suelos, varió entre 0,53 a 0,62 $m^3\ m^{-3}$ con valores medios de 0,58, 0,59 y 0,58 $m^3\ m^{-3}$ para Monte Buey, Bengolea y Pergamino, respectivamente (Figura 25, Tabla 35). Se observó una relación inversa entre dichas variables, donde aumentos en PT entre épocas de muestreo estuvieron asociados a disminuciones en DA y viceversa (Figura 25). Sin embargo, no se observaron efectos significativos de los sitios y épocas de muestreo (Febrero y Septiembre) en los valores de DA, mientras que la época de muestreo, como se mencionó anteriormente, presentó efectos significativos en los valores de PT, encontrándose los mayores valores en Febrero (0,60 $m^3\ m^{-3}$) que en Septiembre (0,56 $m^3\ m^{-3}$) (Tabla 34 y 39). Esta diferencia entre momentos puede deberse, por un lado, a

la presencia de una mayor frecuencia de ciclos de humedecimiento y secado en Febrero (verano), los cuales pueden promover la formación de poros (Bodner *et al.*, 2013a) y por otro, una mayor actividad radicular de las especies que se encuentran en dichos ambientes (Benjamin *et al.*, 2007).

En cuanto a las diferentes clases de poros, en los Mp_g , únicamente se evidenció un efecto significativo del sitio presentando valores de 0,21, 0,27 y 0,20 $m^3 m^{-3}$ en Monte Buey, Bengolea y Pergamino, respectivamente (Tabla 34 y 35). Los mismos efectos se observaron para Mp_p y μP , donde Mp_p presentó valores de 0,016, 0,050 y 0,025 $m^3 m^{-3}$ en Monte Buey, Bengolea y Pergamino, respectivamente, mientras que para μP los valores fueron 0,17, 0,08 y 0,16 $m^3 m^{-3}$ en Monte Buey, Bengolea y Pergamino, respectivamente (Tabla 34 y 35). El único tamaño de poro que presentó efectos significativos por el momento de muestreo fue mP , encontrándose valores de 0,20 y 0,17 $m^3 m^{-3}$ para Febrero y Septiembre, respectivamente (Tabla 40).

En respuesta a las variaciones temporales, PT mostró diferencias significativas entre los momentos de muestreo en Pergamino y Bengolea, sin diferencias en Monte Buey (Tabla 35). La variación temporal de la PT fue pequeña, como lo indica los bajos valores de CV para este parámetro (Tabla 35). En los tres sitios, la variabilidad temporal, expresada por el CV, fue más pequeña para PT mientras que para los diferentes tamaños de poros aumentó en el siguiente orden $\mu P < Mp_g < mP < Mp_p$ (Figura 26). Esto concuerda con otros estudios que reportaron mayor variabilidad en la parte estructural del suelo que en la parte textural (Carey *et al.*, 2007; Schwen *et al.*, 2011). La variabilidad de los macroporos, comparando los CV, fue sustancialmente mayor en comparación con PT, siendo 13,5% para Mp_g y sólo de 6,8% para PT. Resultados similares fueron obtenidos por Bodner *et al.* (2013a), quienes encontraron CV de 55,2 y 4,7% para macroporos y poros totales, respectivamente. La mayor variabilidad en los procesos hidráulicos ocasionados por los poros más grandes también ha sido descrito por varios autores (Jarvis, 2007; Schwen *et al.* 2011; Castellini & Ventrella, 2012).

Para la mayoría de las mediciones, los CV fueron menores que 100% y por lo tanto bastante bajo en comparación con los rangos publicados para otros suelos (Warrick & Nielsen, 1980; Watson & Luxmoore, 1986; Reynolds *et al.*,

2000). Los valores de CV medios globales fueron considerablemente mayores que en las fechas de medición individuales, por lo tanto, una variabilidad temporal se observó en los tres sitios. Esto reflejó que la variación temporal de las propiedades físicas de los suelos naturales fue mayor que la variación espacial asociada con los suelos.

Tabla 35: Volumen de poros ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), porosidad total y densidad aparente en los suelos naturales (AN) en las diferentes fechas y sitios de muestreo.

Sitio	Fecha	DA	PT	Mp _g	Mp _p	mP	μP
Monte Buey	feb-10	1,19 b	0,60 a	0,19 a	0,010 a	0,21 b	0,19 c
	feb-11	1,10 b	0,59 a	0,21 a	0,011 a	0,20 b	0,17 b
	sep-11	1,18 b	0,53 a	0,19 a	0,031 b	0,13 a	0,18 bc
	sep-12	0,94 a	0,58 a	0,23 a	0,011 a	0,21 b	0,13 a
	Media	1,10 A	0,58 A	0,21	0,016 A	0,19 A	0,17 B
	(CV)	(11,0)	(5,8)	(14,8)	(59,5)	(20,5)	(14,6)
Bengolea	feb-10	1,11 a	0,61 b	0,30 b	0,045 a	0,19 b	0,07 a
	feb-11	1,12 a	0,59 b	0,29 b	0,043 a	0,18 b	0,08 a
	sep-11	1,16 a	0,55 a	0,25 a	0,073 a	0,14 a	0,09 a
	sep-12	1,12 a	0,60 b	0,24 a	0,037 a	0,24 c	0,08 a
	Media	1,13 A	0,59 A	0,27	0,050 B	0,19 A	0,08 A
	(CV)	(5,3)	(5,1)	(12,9)	(41,4)	(21,0)	(9,9)
Pergamino	feb-10	1,12 a	0,57 b	0,19 a	0,020 ab	0,23 b	0,13 a
	feb-11	1,07 a	0,62 c	0,21 a	0,023 b	0,21 b	0,17 b
	sep-11	1,14 a	0,53 a	0,20 a	0,043 c	0,12 a	0,16 b
	sep-12	1,11 a	0,59 bc	0,21 a	0,012 a	0,22 b	0,16 b
	Media	1,11 A	0,58 A	0,20	0,025 A	0,19 A	0,16 B
	(CV)	(4,7)	(9,6)	(12,8)	(52,0)	(25,9)	(13,2)

Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$), Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre fechas ($p < 0,05$), valores entre paréntesis indican el coeficiente de variación, CV (%).

Al igual que en el volumen de las diferentes clases de poros, las proporción de los mismo también presentó variaciones entre fechas de muestreo (Tabla 36). En este caso, los Mp_g fueron los que presentaron menores variaciones entre fechas, encontrándose valores promedios de 36, 46 y 35% para Monte Buey, Bengolea y Pergamino, respectivamente. Para el resto de las clases de poros, la variabilidad temporal aumentó en el siguiente orden $\mu\text{P} < \text{mP} < \text{Mp}_p$. En general, Bengolea presentó mayor cantidad de macroporos (Mp_g y Mp_p) y menor de microporos en relación con Monte Buey y Pergamino. Para el suelo franco arenoso (Bengolea), los Mp_g son la clase de tamaño de poros dominante (en promedio 46%), seguido por mP y μP, representando el 32% y el 14% de la porosidad total, respectivamente. En los suelos franco limosos (Monte Buey y

Pergamino) tanto Mp_g como mP son las clases de poros dominantes en dichos suelos, representando 36 y 32% en Monte Buey y un 35 y 34% en Pergamino para Mp_g y mP , respectivamente (Tabla 36 y Figura 26).

Dado que los Mp_g , representan una fracción importante de la porosidad de los suelos estudiados y, además, presentan CV relativamente bajos (<20%), pueden ser considerados indicadores promisorios de la calidad física de los suelos.

Tabla 36: Proporción de tamaños de poros en los suelos naturales (AN) en las diferentes fechas y sitios de muestreo.

Sitio	Fecha	Mp_g	Mp_p	mP	μP
Monte Buey	feb-10	31 a	2 a	35 b	32 bc
	feb-11	36 a	2 a	34 b	28 ab
	sep-11	36 a	6 b	24 a	34 c
	sep-12	40 a	2 a	35 b	23 a
	Media (CV)	36 (13,2)	2,8 (64,4)	32 (17,3)	29 (17,3)
Bengolea	feb-10	49 b	7 a	32 b	12 a
	feb-11	49 b	7 a	30 b	14 ab
	sep-11	45 ab	12 b	25 a	16 b
	sep-12	40 a	6 a	40 c	14 ab
	Media (CV)	46 (10,8)	8,6 (45,3)	32 (18,9)	14 (14,8)
Pergamino	feb-10	33 a	4 a	41 c	22 a
	feb-11	34 a	4 a	34 b	28 bc
	sep-11	38 a	8 b	22 a	31 c
	sep-12	35 a	4 a	37 bc	26 b
	Media (CV)	35 (12,2)	4,4 (58,4)	34 (23,3)	27 (14,1)

Letras diferentes indican diferencias significativas entre fechas ($p < 0,05$), valores entre paréntesis indican el coeficiente de variación, CV (%).

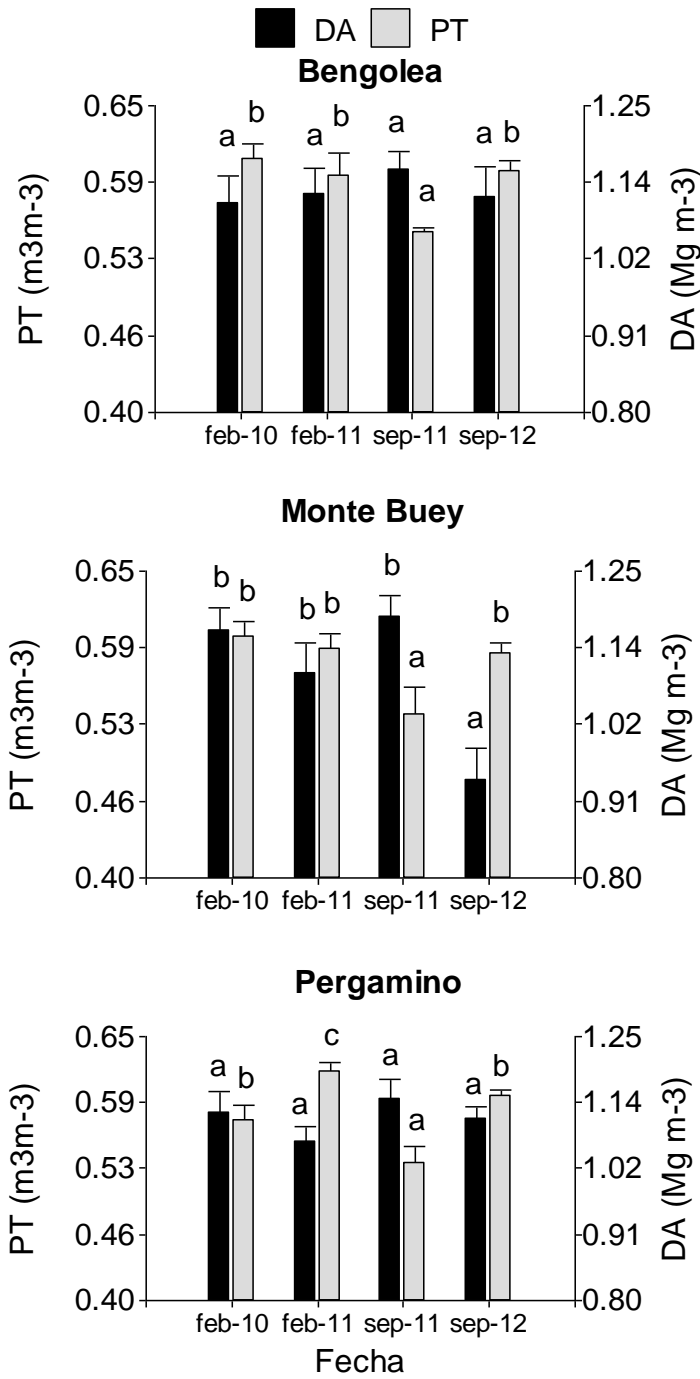


Figura 25: Variabilidad temporal de la porosidad total (PT) y la densidad aparente (DA) en los suelos naturales en 0-10 cm. Para cada propiedad letras diferentes indican diferencias significativas entre fechas de muestreo ($p < 0,05$).

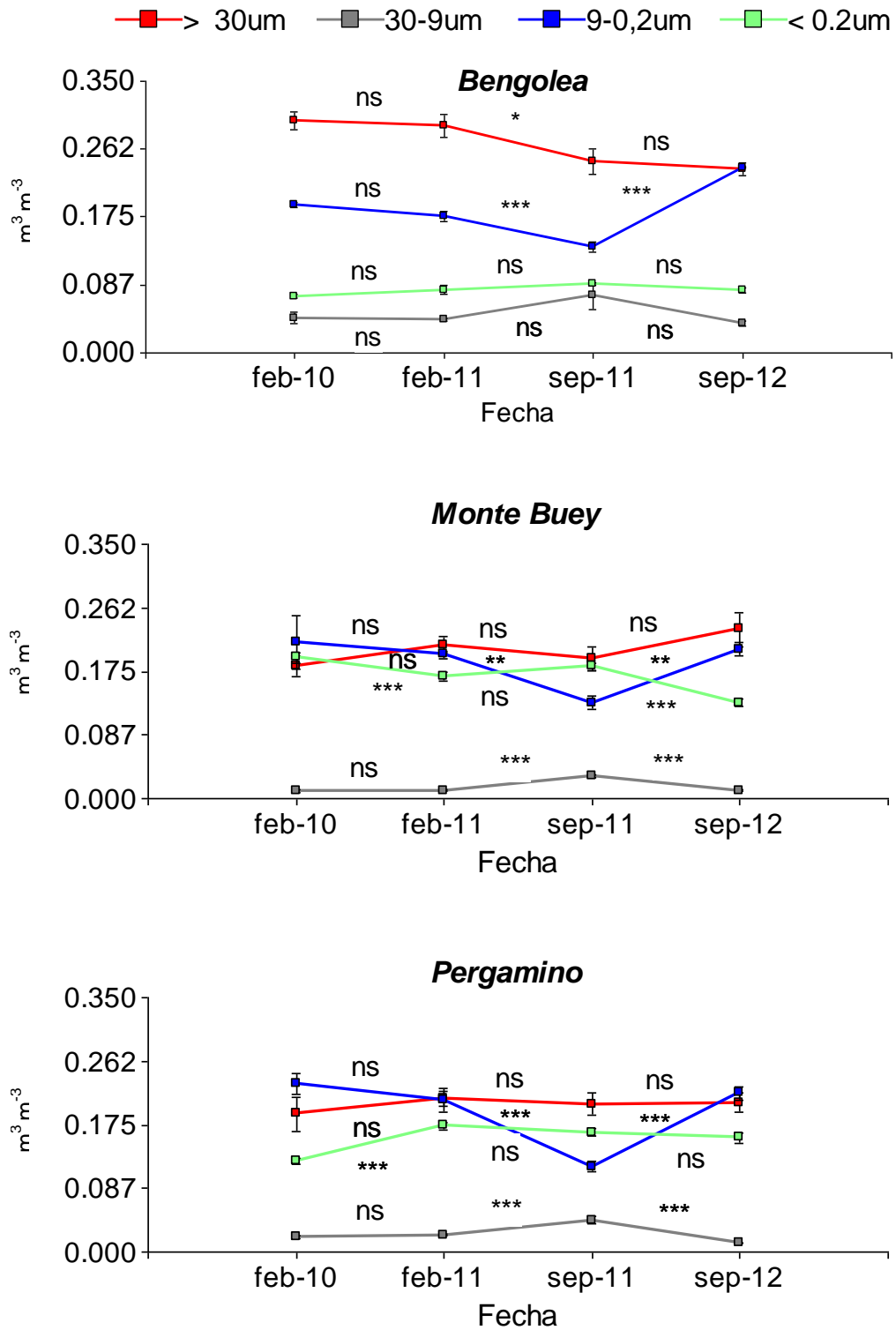


Figura 26: Variabilidad temporal de los diferentes tamaños de poros en los suelos naturales en 0-10 cm.

La comparación estadística indica cambios entre dos fechas de muestreo consecutivos son ns, no significativa; *, significativo $p < 0,05$, **, significativo al $p < 0,01$ y ***, significativo al $p < 0,001$. Las barras verticales representan \pm una desviación estándar.

En la Figura 27 se esquematiza la estrecha relación observada entre la DA y los Mp_g . En esta clase de poros, el agua fluye principalmente durante la infiltración y drenaje y, en consecuencia, estos poros ejercen un control importante sobre la aireación del suelo. Jones *et al.* (1991) definen la aireación relativa como la relación entre el volumen de poros con aire respecto a la porosidad total. Estos autores, consideran que cuando la aireación relativa es $\leq 38\%$, el crecimiento relativo de las raíces disminuye a valores inferiores al 80%. Imhoff *et al.* (2010) encontraron que valores de $0,15-0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ de aireación (macroporos) permitieron alcanzar las máximas tasas de crecimiento para el cultivo de maíz. Reynolds *et al.* (2009), experimentalmente, consideran un intervalo óptimo de macroporos entre $0,07$ y $0,09 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, considerando macroporos a aquellos mayores a $300 \mu\text{m}$ de diámetro. Pilatti *et al.* (2012) proponen aumentar el límite superior del intervalo hídrico óptimo (IHO), donde consideran que la porosidad aérea debería ser de $0,15 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para la mayoría de los cultivos y $0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ para aquellos cultivos más sensibles. Mediante la utilización de estos valores críticos de aireación y la relación existente entre Mp_g y DA es posible fijar valores críticos o umbrales de DA. Para los suelos estudiados, teniendo en cuenta los valores de PT de la Tabla 35, para llegar a una aireación relativa del 38% es necesario un volumen de Mp_g de $0,222 \pm 0,011 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ en Bengolea, $0,219 \pm 0,012 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ en Monte Buey y $0,219 \pm 0,015 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ en Pergamino. Los valores de DA necesarios para alcanzar dicho límite de aireación son $1,28 \pm 0,04 \text{ Mg m}^{-3}$ para Bengolea y $1,08 \pm 0,05 \text{ Mg m}^{-3}$ para Monte Buey y Pergamino. Mientras que tomando valores de porosidad de aireación entre $0,15$ y $0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ (Imhoff *et al.*, 2010; Pilatti *et al.*, 2012), los rangos óptimos de DA serían de $1,34-1,50$, $1,16-1,36$ y $1,13-1,28 \text{ Mg m}^{-3}$ para Bengolea, Monte Buey y Pergamino, respectivamente (Figura 27). En suelos de texturas más finas (franco arcillosos), Reynolds *et al.* (2008) determinaron rangos óptimos de DA entre $1,10$ y $1,23 \text{ Mg m}^{-3}$.

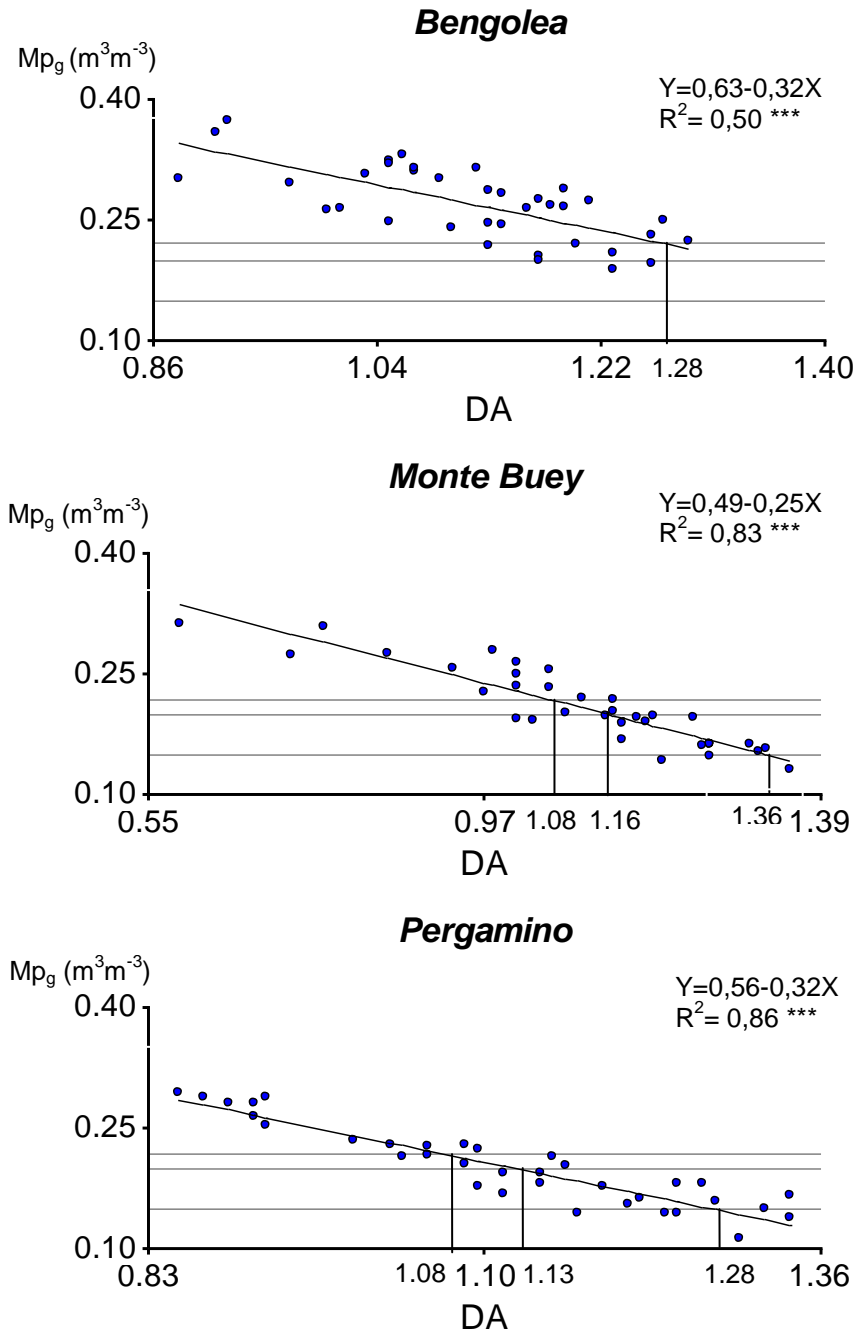


Figura 27: Relación entre los macroporos grandes (>30 mm) y los valores de densidad aparente con sus los valores óptimos según una aireación relativa del 38% para Bengolea, Monte Buey y Pergamino.

Los valores óptimos de DA, como los valores críticos, han sido reportados como altamente dependiente de la textura del suelo (Ayers & Perumpral, 1982). Jones (1983) y Reichert *et al.* (2009) reportaron relaciones negativas altamente significativas entre el contenido de L+a y DA, es decir, los valores críticos de DA disminuyeron a medida que el contenido de L+a aumentó. En Bengolea (suelos franco arenosos), los valores óptimos de DA fueron mayores que los

establecidos para Monte Buey y Pergamino (suelos franco limosos). En el Capítulo II se estimó valores críticos de DA mediante los contenidos de arcilla, los cuales fueron 1,44, 1,38 y 1,33 Mg m^{-3} para Bengolea, Pergamino y Monte Buey, respectivamente. Por lo tanto, la utilización de los macroporos o porosidad aérea como criterio para calcular valores óptimos de DA también es dependiente de la textura de los suelos. En los suelos de textura gruesa (Bengolea), para el cálculo de valores óptimos de DA puede utilizarse otro parámetro de mayor peso en este tipo de suelos como puede ser la capacidad de campo relativa (CCR). En el Capítulo II se observó que los valores de CCR fueron algo menores al límite inferior del rango óptimo 0,6-0,7 propuesto en la literatura. Tomando el promedio de este rango, el valor de DA para alcanzar dicho valor óptimo fue de 1,31 Mg m^{-3} (1,20-1,42 Mg m^{-3}) (Figura 28).

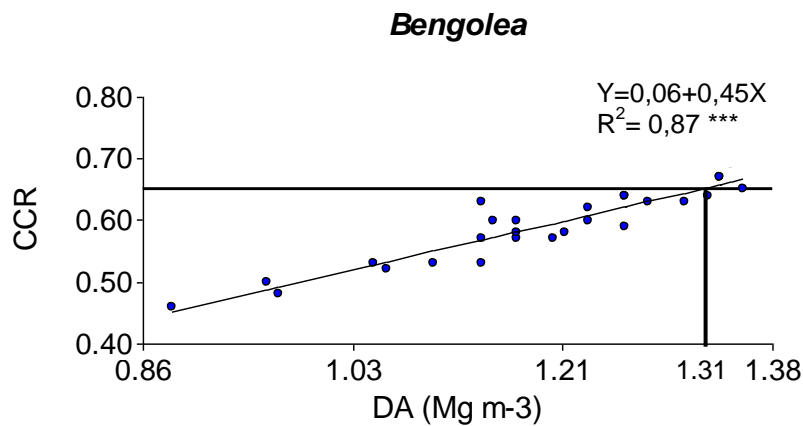


Figura 28: Relación entre la capacidad de campo relativa y los valores de densidad aparente con sus los valores óptimos según rango óptimo de CCR 0,6-0,7.

Efecto de las prácticas de manejo

La porosidad total como el volumen de macroporos y microporos (PT , Mp_g , Mp_p y μP) fueron significativamente diferentes entre sitios (Tabla 37). Esta diferencia aparentemente responde a las diferencias texturales y estructurales entre los sitios. También se observaron efectos significativos de los tratamientos sobre las propiedades físicas del suelo para DA, PT , Mp_g , Mp_p y μP (Tabla 37).

La época de muestreo fue la variable que mostró efectos más notorios, siendo significativo para todas las propiedades evaluadas (Tabla 37). Sin embargo, se

observaron interacciones Tratamiento x Época y Sitio x Época, las cuales fueron estadísticamente significativas para la mayoría de las propiedades evaluadas (Tabla 37). Como resultado, el efecto de las PM pudo haber sido enmascarada por la interacción con otros factores. Por lo tanto, se realizó el análisis estadístico de las propiedades físicas según época de muestreo, en Febrero y Septiembre por separado, y los resultados mostraron que las PM (AN, BP, MP) tuvieron similar impacto en ambos meses de muestreo, mientras que los sitios tuvieron un mayor impacto en Febrero que en Septiembre (Tabla 38).

Tabla 37: Análisis de la varianza de las propiedades físicas en la capa superficial del suelo (0-10 cm).

Efectos	DA	PT	Mp _g	Mp _p	mP	μP
Sitio	ns	*	***	***	ns	***
Manejo	***	***	***	***	ns	***
Época	***	***	***	***	***	***
Sitio x Manejo	ns	ns	**	**	*	***
Sitio x Época	***	*	***	***	***	***
Manejo x Época	ns	ns	ns	***	ns	***
Sitio x Manejo x Época	ns	ns	*	***	*	***

(***), (**), (*) y ns indican efectos significativos al 0,001, 0,01, 0,05 y no significativo, respectivamente.

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en DA y PT entre AN y los manejos agrícolas, tanto en Febrero como en Septiembre (Tabla 39). La DA en 0-10 cm, en promedio, aumentó un 13% por efecto del uso agrícola en relación a AN ($p < 0,05$), con la consecuente disminución de PT entre un 5 y 7% ($p < 0,05$). Estos resultados coinciden con los reportados por otros autores, quienes hallaron mayor DA y menor proporción de carbono orgánico en suelos de diferentes texturas y estados estructurales bajo SD en comparación con situaciones no cultivadas o suelos vírgenes (Reynolds *et al.*, 2002; Ferreras *et al.*, 2007).

Diferencias entre BP y MP solo se observaron en los valores de DA para el mes de Septiembre, donde los valores promedios fueron de 1,22 y 1,29 Mg m⁻³ para BP y MP, respectivamente. Benjamín *et al.* (2007), luego de 7 años bajo SD, no encontraron diferencias significativas debido a la intensidad de cultivos en los valores promedios de DA y PT. En el caso de los suelos estudiados, los cuales presentan más de 10 años bajo SD, tampoco se observaron diferencias

significativas entre BP y MP en los valores de PT y únicamente se observaron diferencias significativas en los valores promedios de DA para el mes de Septiembre (Tabla 39). En los diferentes sitios, Bengolea fue el único donde los valores de DA se encontraron por debajo de valor “crítico” para la mayor proporción de muestras, mientras que en Monte Buey y Pergamino estuvieron por encima en ambos manejos agrícolas (Figura 29 y Tabla 39). Estos resultados reflejan las condiciones físicas adversas para el desarrollo de las raíces en los suelos agrícolas de Monte Buey y Pergamino en comparación con mejores condiciones bajo AN. Otros estudios han afirmado que los suelos bajo sistemas de agricultura intensiva suelen tener valores de DA por encima de los valores óptimos (Tormena *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2011).

Tabla 38: Análisis de la varianza de las propiedades físicas en la capa superficial del suelo (0-10 cm) en los meses de Febrero (2010 y 2011) y Septiembre (2011 y 2012).

Mes	Efectos	Mp _g	Mp _p	mP	μP	PT	DA
Febrero	Sitio	***	***	***	***	ns	**
	Manejo	**	ns	ns	ns	***	***
	Sitio x Manejo	ns	ns	ns	**	ns	ns
Septiembre	Sitio	*	***	ns	***	ns	ns
	Manejo	***	ns	ns	ns	**	***
	Sitio x Manejo	ns	ns	ns	*	ns	ns

(***), (**), (*) y ns indican efectos significativos al 0,001, 0,01, 0,05 y no significativo, respectivamente.

La comparación del volumen de las diferentes clases de poros según las PM únicamente mostró un efecto significativo sobre el volumen de Mp_g (Tabla 40). El volumen de Mp_g en AN (0,23 m³ m⁻³) fue significativamente mayor (p < 0,05) que en BP (0,20 m³ m⁻³) y MP (0,20 m³ m⁻³) en Febrero, mientras que en Septiembre, además se observaron diferencias significativas entre manejos agrícolas con valores promedios de 0,22, 0,19, y 0,17 m³ m⁻³ para AN, BP y MP, respectivamente. En este sentido, se observó que, en promedio, BP presentó mayor volumen de Mp_g (35% de la porosidad total) y por consiguiente menores valores de DA en relación a MP. Sobre Argiudoles Típicos, Imhoff *et al.* (2010) remarcan que los suelos bajo la rotación de cultivos (maíz-soja-trigo/soja) presentan una mejor condición física, en relación a aquellas rotaciones menos diversificadas (trigo/soja). Estos autores atribuyen dicha mejora a la mayor proporción de especies de gramíneas mejorando la red de

poros. En general, los cultivos como maíz, avena y vicia, utilizados en la rotación de cultivos, tienen un gran volumen de raíces que, más allá de la creación de bioporos e intensificación de ciclos húmedos-secos, proporciona una mejoría de la calidad estructural del suelo (Cavaliere *et al.*, 2009). Otros autores no encontraron respuestas significativa para la mayoría de las propiedades hidráulicas evaluadas por efecto de la intensidad y tipo de cultivos en los manejos agrícolas (Capowiez *et al.*, 2009; Bodner *et al.*, 2013b). Yunusa & Newton (2003) comparando cultivos anuales, perennes y especies leñosas concluyeron que los cultivos anuales no son suficientemente efectivos en la formación de macroporos para aumentar la permeabilidad del suelo. En cuanto al volumen de mP, no se observaron diferencias por el uso del suelo (AN vs prácticas agrícolas) ni por las PM (BP vs MP) en ambas épocas de muestreo (Tabla 40). Por lo tanto, los mP del suelo no parecen ser un indicador útil de la calidad física del suelo en estos sitios.

En general, BP se caracterizan por una menor relación soja/maíz, una mayor participación de cereales de invierno y de cultivos de cobertura dentro de la rotación en relación a MP (Tabla 1), lo cual puede haber mejorado la condición física de los suelos. A su vez, en MP, la menor cobertura superficial producida por el menor número de cultivos y la alta frecuencia soja en la rotación (Tabla 1) pudo generar una mayor degradación física. La SD con escasa cobertura de residuos a largo plazo, ha demostrado que aumenta la DA de los suelos bajo clima subhúmedo y húmedo (Franzluebbers *et al.*, 1995b; McVay *et al.*, 2006; Álvarez & Steinbach, 2009) y en otros sitios (Hernanz *et al.*, 2002; Bescansa *et al.*, 2006; Fernández-Ugalde *et al.*, 2009; López-Fando & Pardo, 2011). Sasal *et al.* (2006) indican que una disminución en la proporción de soja en la rotación (aumento de la entrada anual de C) podría mejorar el comportamiento físico superficial del suelo, contribuyendo al desarrollo de sistemas de producción sostenibles bajo SD. Si consideramos que gran parte del crecimiento de las raíces ocurre en los Mp_g (Kay & VandenBygaart, 2002), podemos aseverar que las diferencias entre BP y MP puede deberse a un mayor volumen de raíces generado en BP, las cuales luego de su descomposición generan macroporosidad, la cual es mayor en los cultivos de verano, dada por las mayores diferencias en los Mp_g en Septiembre.

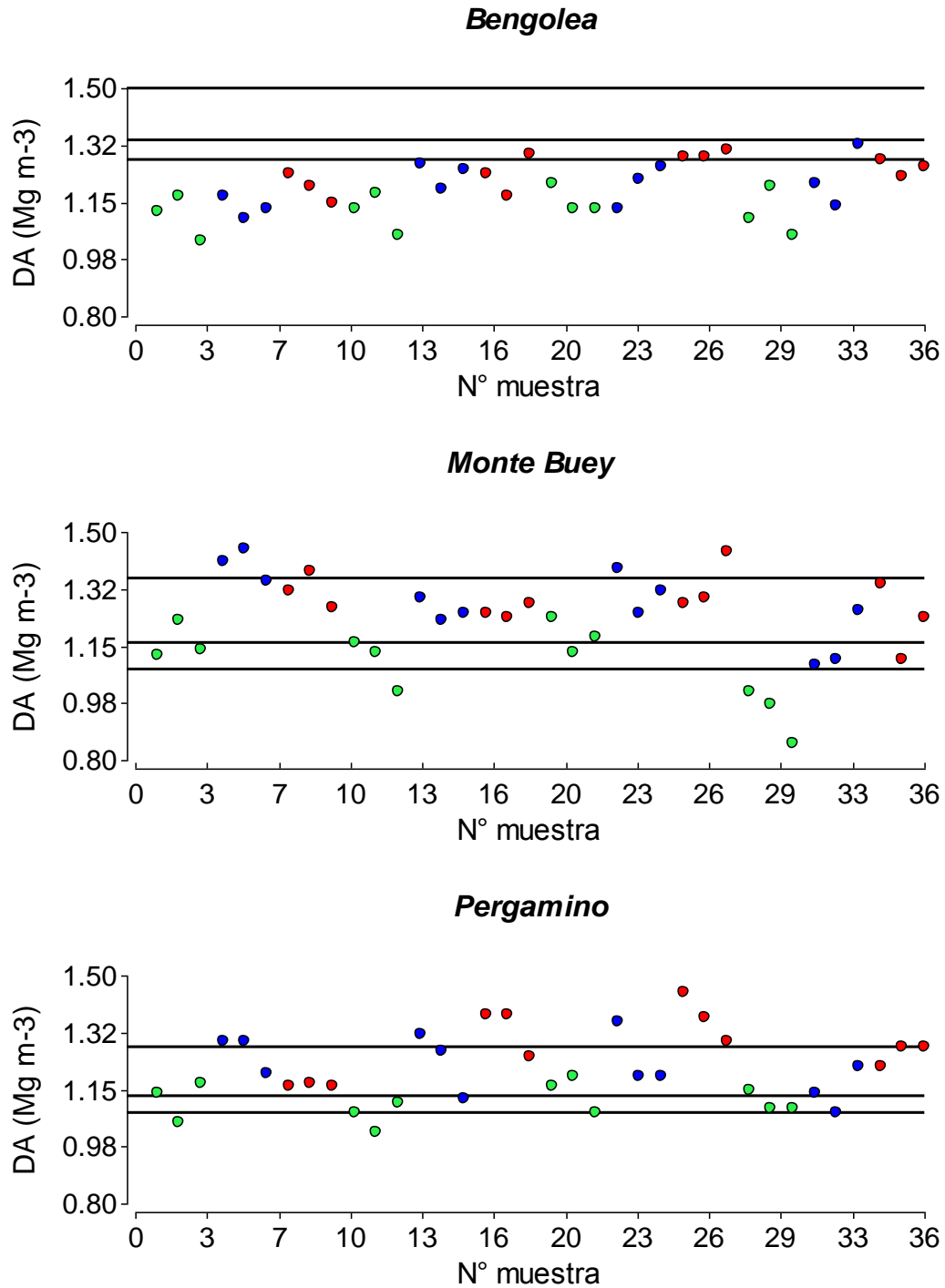


Figura 29: Densidad aparente (DA) de las muestras de suelo recolectadas en la capa de 0-10 cm, con relación a la densidad aparente óptima en Ambiente Natural (verde), Buenas Prácticas (Azul) y Malas Prácticas (Rojo) en Bengolea, Monte Buey y Pergamino. Las líneas horizontales demarcan el intervalo óptimo de DA propuesto.

Tabla 39: Análisis de la varianza de la densidad aparente y la porosidad total en la capa superficial del suelo (0-10 cm) para los meses de Febrero (2010 y 2011) y Septiembre (2011 y 2012) en los diferentes sitios y tratamientos.

Mes	Sitio/Tratamiento	AN	BP	MP	Promedio
DA					
Febrero	Bengolea	1,11 a	1,19 ab	1,22 b	1,17 A
	Monte Buey	1,13 a	1,33 b	1,29 b	1,25 B
	Pergamino	1,10 a	1,25 b	1,25 b	1,20 A
	Promedio	1,11 aA	1,26 b	1,25 b	
Septiembre	Bengolea	1,14 a	1,22 b	1,28 b	1,21 A
	Monte Buey	1,06 a	1,24 b	1,29 b	1,20 A
	Pergamino	1,13 a	1,20 a	1,32 b	1,21 A
	Promedio	1,11 aA	1,22 b	1,29 c	
PT					
Febrero	Bengolea	0,60 b	0,58 ab	0,55 a	0,58 A
	Monte Buey	0,59 b	0,55 a	0,56 a	0,57 A
	Pergamino	0,59 b	0,55 a	0,57 ab	0,57 A
	Promedio	0,60 bA	0,56 a	0,56 a	
Septiembre	Bengolea	0,57 a	0,55 a	0,53 a	0,55 A
	Monte Buey	0,56 a	0,53 a	0,52 a	0,53 A
	Pergamino	0,56 a	0,53 a	0,52 a	0,54 A
	Promedio	0,56 bB	0,54 a	0,52 a	

Para cada mes, letras minúsculas diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$).

En los diferentes sitios también se observaron diferencias en la proporción (%) de Mp_g , encontrándose 39, 36 y 36% de Mp_g en Febrero para AN, BP y MP, respectivamente, mientras que en Septiembre los porcentajes fueron 39, 35 y 31% (Tabla 41). Es decir, se observaron cambios en la distribución de tamaños de poros causada por las prácticas agrícolas. En general, el efecto del uso agrícola se caracterizó por una disminución significativa en la proporción de Mp_g observado en ambos momentos de muestreo y un aumento de los mP , este último solo significativo en el mes de Febrero. Sasal *et al.* (2010) observaron una reducción de la macroporosidad bajo SD, atribuyéndolo tanto a la destrucción o colapso de los poros debido a la compresión del suelo, como también por la incapacidad de los suelos limosos de generar poros estructurales (Ringrose-Voase, 1991). Reynolds *et al.* (2007) encontraron que los macroporos ($>300 \mu m$) también eran sensibles a los cambios de manejo del suelo, proponiéndolo como un indicador útil de la calidad física de los suelos.

Se observó un cambio en la distribución de tamaños de poros causada por la intensidad de cultivo (BP vs MP). Los cambios en las propiedades físicas del

suelo causadas por el sistema de cultivo en este estudio se han limitado a los poros más grandes (Mp_g), a su vez los cambios en la DA se generan por mayores volúmenes en los tamaños de poros $>30 \mu m$. En suelos franco limosos, Benjamín *et al.* (2007) reportaron que las mayores diferencias observadas en la DA fueron producto del mayor volumen de poros entre 100 y $8,8 \mu m$.

Tabla 40: Análisis de la varianza del volumen de poros ($m^3 m^{-3}$) en la capa superficial del suelo (0-10 cm) para los meses de Febrero (2010 y 2011) y Septiembre (2011 y 2012) en los diferentes sitios y tratamientos.

Mes	Sitio/Tratamiento	AN	BP	MP	Promedio
Mp_g					
Febrero	Bengolea	0,30 b	0,24 a	0,23 a	0,26 B
	Monte Buey	0,20 a	0,17 a	0,17 a	0,18 A
	Pergamino	0,20 a	0,20 a	0,20 a	0,20 A
	Promedio	0,23 b	0,20 a	0,20 a	
Septiembre	Bengolea	0,24 c	0,20 b	0,17 a	0,21 B
	Monte Buey	0,21 b	0,16 a	0,17 a	0,18 A
	Pergamino	0,20 b	0,21 b	0,16 a	0,19 AB
	Promedio	0,22 c	0,19 b	0,17 a	
Mp_p					
Febrero	Bengolea	0,044 a	0,032 a	0,037 a	0,037 C
	Monte Buey	0,011 a	0,014 ab	0,016 b	0,013 A
	Pergamino	0,022 a	0,018 a	0,018 a	0,019 B
	Promedio	0,025 aA	0,021 a	0,024 a	
Septiembre	Bengolea	0,055 a	0,048 a	0,082 a	0,062 B
	Monte Buey	0,021 a	0,024 a	0,030 a	0,025 A
	Pergamino	0,028 a	0,022 a	0,031 a	0,027 A
	Promedio	0,035 aA	0,031 a	0,048 a	
mP					
Febrero	Bengolea	0,18 a	0,20 b	0,19 ab	0,19 A
	Monte Buey	0,20 a	0,20 a	0,21 a	0,21 B
	Pergamino	0,22 a	0,22 a	0,22 a	0,22 C
	Promedio	0,20 aB	0,21 a	0,21 a	
Septiembre	Bengolea	0,19 a	0,21 a	0,19 a	0,19 A
	Monte Buey	0,17 a	0,18 a	0,17 a	0,17 A
	Pergamino	0,17 a	0,16 a	0,20 a	0,18 A
	Promedio	0,17 aA	0,18 a	0,18 a	
μP					
Febrero	Bengolea	0,08 a	0,11 b	0,09 a	0,09
	Monte Buey	0,18 a	0,17 a	0,16 a	0,14
	Pergamino	0,15 a	0,12 a	0,13 a	0,17
	Promedio	0,14 A	0,13	0,13	
Septiembre	Bengolea	0,08 a	0,09 b	0,10 b	0,09
	Monte Buey	0,16 a	0,16 a	0,15 a	0,15
	Pergamino	0,16 b	0,14 a	0,13 a	0,14
	Promedio	0,13 A	0,13	0,13	

Para cada mes y sitio, letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$).

Tabla 41: Análisis de la varianza de la proporción de poros (%) en la capa superficial del suelo (0-10 cm) para los meses de Febrero (2010 y 2011) y Septiembre (2011 y 2012) en los diferentes sitios y tratamientos.

Mes	Sitio/Tratamiento	AN	BP	MP	Promedio
Mp_g					
Febrero	Bengolea	49 a	42 a	42 a	44 C
	Monte Buey	34 a	30 a	30 a	31 A
	Pergamino	34 a	35 a	34 a	34 B
	Promedio	39 b	36 a	36 a	
Septiembre	Bengolea	43 c	37 b	32 a	37 B
	Monte Buey	38 b	32 a	30 a	33 A
	Pergamino	37 b	38 b	30 a	35 AB
	Promedio	39 c	35 b	31 a	
Mp_p					
Febrero	Bengolea	7,3 a	5,7 a	6,7 a	6,6 C
	Monte Buey	1,8 a	2,3 b	2,7 b	2,3 A
	Pergamino	3,6 a	3,0 a	3,2 a	3,3 B
	Promedio	4,2 a	3,7 a	4,2 a	
Septiembre	Bengolea	9,9 a	9,2 a	15,8 a	11,6 B
	Monte Buey	3,8 a	4,7 a	6,2 a	4,9 A
	Pergamino	5,2 a	4,3 a	6,0 a	5,2 A
	Promedio	6,3 a	6,1 a	9,3 a	
mP					
Febrero	Bengolea	31 a	34 b	35 b	33 A
	Monte Buey	34 a	37 ab	39 b	37 B
	Pergamino	37 a	39 a	38 a	38 B
	Promedio	34 a	37 b	37 b	
Septiembre	Bengolea	33 a	37 a	34 a	35 A
	Monte Buey	30 a	35 a	32 a	32 A
	Pergamino	30 a	30 a	38 a	32 A
	Promedio	31 a	34 a	35 a	
μP					
Febrero	Bengolea	13 a	19 b	17 b	16
	Monte Buey	30 a	31 a	29 a	30
	Pergamino	25 a	22 a	24 a	24
	Promedio	23	24	23	
Septiembre	Bengolea	15 a	17 ab	18 b	17 A
	Monte Buey	28 a	30 a	29 a	29 B
	Pergamino	29 a	27 a	26 a	27 B
	Promedio	24 a	25 a	24 a	

Para cada mes, letras diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$). Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sitios ($p < 0,05$).

Conclusiones

La sensibilidad o las variaciones temporales de las diferentes fracciones orgánicas del COT (COP_g , COP_f , CHt y CHs) fueron mucho mayores que las del COT en los diferentes tratamientos. A su vez la magnitud de la variabilidad fue diferente entre las fracciones, donde las fluctuaciones temporales aumentaron en el siguiente orden $COP_g \geq CHs > CHt \geq COP_f > COT > COM$.

El COP_f , a través del IRC, fue la fracción orgánica más sensible para la diferenciación de prácticas agrícolas, donde primavera, fue la época donde se hallaron las mayores diferencias. Desde el punto de vista del momento de muestreo para detectar diferencias entre los tratamientos, el muestreo de primavera parece ser el mejor momento para la toma de muestras.

La variabilidad temporal de las propiedades físicas se relacionó con las PM como con los factores ambientales. Independientemente del tipo de suelo (franco arenoso y franco limosos) PT y Mp_g fueron consistentemente menores (entre 4 y 23%) y DA consistentemente mayor (entre 10 a 16%) en BP y MP en relación con AN.

La variabilidad temporal de las mediciones de porosidad del suelo durante 3 años indicó que la macroporosidad fue una propiedad útil para las comparaciones del efecto de PM. Los efectos de la intensidad y tipos de cultivos (BP vs MP) fueron consistentes sobre los macroporos grandes los cuales, en general, ocuparon un volumen sistemáticamente inferior en la superficie del suelo bajo MP en comparación con BP.

Los indicadores evaluados mostraron que las características de la red de poros del suelo se ven afectadas no sólo por las prácticas agrícolas, sino también por los cultivos elegidos para la rotación. Los suelos muestran una mejor calidad estructural en aquellos sistemas bajo SD que contienen una mayor proporción de especies de gramíneas en la rotación (BP).

En los suelos estudiados, los Mp_g fueron un parámetro sensible a los cambios en las PM y usos del suelo, por lo tanto, puede ser un indicador útil de calidad física de suelos. En tal sentido, mediante su uso, valores óptimos de DA fueron 1,13 y 1,16 $Mg\ m^{-3}$ para Pergamino y Monte Buey, respectivamente y 1,31 $Mg\ m^{-3}$ en Bengolea utilizando la CCR como criterio de evaluación.

Los mP y μP no presentaron respuestas a los cambios en las PM y usos del suelo siendo parámetros menos útiles para evaluar la calidad física de los suelos.

Capítulo V

Consideraciones finales

El conjunto de suelos estudiados abarca una amplia variedad de condiciones edafoclimáticas, caracterizadas principalmente por el régimen de precipitaciones (870 a 1160 mm) y diferencias de textura (425 a 925 g kg⁻¹ de L+a), pudiendo verificar el impacto de las diferentes PM sobre las propiedades químicas (principalmente COT y sus fracciones), físicas (porosidad y DA) y sus relaciones (índices). La pérdida de MO del suelo es un indicador de degradación del mismo, debido a que interviene en la mayoría de los procesos químicos, físicos y biológicos. Sin embargo, información de los efectos de las prácticas agrícolas sobre las fracciones orgánicas (humificadas y no humificadas) es muy escasa, sobre todo para cultivos bajo SD. La SD, como práctica conservacionista, no cumple tal función si no es aplicada en forma complementaria con otras medidas de conservación como la rotación de cultivos (mayor IR) y la fertilización balanceada. Los resultados de este estudio reflejan que la utilización adecuada de fertilizantes junto con la rotación y el uso de cultivos de cobertura, característico de BP, son una alternativa viable y pueden proporcionar incrementos de las fracciones orgánicas humificadas y no humificadas. De esta manera los sistemas de producción agrícolas que incluyen SD asociada a la diversificación de cultivos y utilización de cultivos de cobertura tienden a mantener la CS y la producción agropecuaria.

Los resultados obtenidos a lo largo de esta tesis, complementados con los existentes en la literatura, permitieron aceptar o rechazar las hipótesis planteadas, de donde se desprenden las siguientes consideraciones y conclusiones más relevantes:

Hipótesis I

“las fracciones de labilidad intermedia de la materia orgánica pueden ser más sensibles a presentar diferencias entre prácticas de manejo que las fracciones orgánicas más lábiles”.

Las relaciones naturales entre las fracciones orgánicas y el COT mostraron diferencias en los distintos sitios, reflejando una dinámica diferente en función de las características edáficas y climáticas. Estas observaciones permiten comprender que las diferentes PM impactan de distinta manera según las

condiciones de cada sitio. Sin embargo, se pudo verificar que las fracciones orgánicas de labilidad intermedia, tanto separadas por métodos físicos (COP_f) o químicos (CHt y AF), fueron lo suficientemente sensibles para discriminar los efectos de diferentes prácticas agrícolas. Mientras que las fracciones altamente lábiles (COP_g y CHs), las más dinámicas, estarían más asociadas a la fertilidad del suelo que a su calidad. Estos resultados ponen en evidencia que las fracciones orgánicas se comportan de manera diferente a los cambios que se producen en el suelo, diferencias que deben tenerse en cuenta al momento de planificar estrategias de manejo.

Hipótesis II

“las características edáficas y climáticas de cada sitio le confieren al suelo diferente capacidad natural para soportar un disturbio, por lo tanto, en función de éstas, el efecto de las prácticas de manejo sobre la distribución del espacio poroso será diferente” y “el mayor aporte y continuidad de residuos al suelo por medio de una mayor intensificación de cultivos permitirá una mejora en las propiedades físicas del suelo”.

Si bien ninguno de los parámetros evaluados evidenció un severo deterioro de las propiedades físicas por el uso agrícola de los suelos se encontró que las prácticas agrícolas ejercieron un cambio sobre las propiedades físicas, en particular aumentando la densidad aparente con la consecuente disminución del espacio poroso, principalmente macroporos. Este efecto fue más marcado en aquellos suelos con mayores contenidos de limo dejando en evidencia la capacidad diferencial de los distintos sitios para soportar un disturbio. Esta menor resistencia en los suelos limosos (Monte Buey y Pergamino) causó mayores valores de DA, superando el 90% de la compactación relativa, principalmente en BP. Para estas situaciones, el mayor tráfico de maquinarias debido a la intensificación del sistema productivo (BP) deterioró las propiedades físicas, rechazando parcialmente la hipótesis planteada.

Hipótesis III

“los indicadores de calidad de suelos son útiles para cuantificar diferencias relacionadas con el uso del suelo, mientras que los índices funcionales son más útiles en poner en evidencia los cambios debidas a las prácticas de manejo” y “la intensidad de cultivos afectará principalmente los contenidos de las diferentes fracciones orgánicas, mientras el tipo tendrá mayor efecto sobre la calidad y distribución de las fracciones orgánicas”.

La combinación de la información obtenida de los diferentes atributos del suelo a través de índices, contribuyó a conocer lo que sucede en el suelo por efecto del uso y manejo. Los índices que resumen las características de los cultivos aportaron información sobre los efectos de las PM sobre los contenidos y distribución de las fracciones orgánicas. Los cambios en las fracciones orgánicas lábiles no solo dependen de la intensidad de la rotación sino también están influenciados por el tipo de cultivos dentro de la misma, mostrando que, la frecuencia soja afectó negativamente tanto las fracciones no humificadas (COP_g y COP_f) como las humificadas (AF), así como su distribución en el suelo.

El uso de índices asociados a la proporción y distribución del COT (IRC, COT/a, IE), fueron índices sensibles para detectar diferencias entre manejos agrícolas, independientemente del sitio evaluado. Estos índices, reflejaron que BP promueve la calidad del suelo, mientras que MP prevalecen condiciones de degradación.

Hipótesis IV

“si bien, las prácticas de manejo con diversos aportes de carbono influyen en la cantidad y calidad de las diferentes fracciones orgánicas, el momento de muestreo modifica las diferencias que se pueden encontrar debidas a las condiciones climáticas como así también a los aportes de residuos del cultivo anterior (antecesor) y el presente al momento de muestreo” y “el uso de suelos naturales permitirá la selección de aquellos parámetros que mejor reflejen la calidad química y física edáfica para aplicarlos como potenciales indicadores sensibles en suelos agrícolas”.

Las fracciones orgánicas de labilidad alta e intermedia presentaron mayores variaciones temporales en relación al COT. A su vez, la magnitud de la variabilidad fue diferente entre fracciones, donde las fluctuaciones temporales aumentaron en el siguiente orden $COP_g \geq CHs > CHt \geq COP_f > COT > COM$. Este ordenamiento de las fracciones según sus variaciones temporales, también agrupa a las mismas en términos de “labilidad” donde las fracciones con mayores variaciones temporales (COP_g y CHs) responden rápidamente a cambios ambientales y de manejo, por lo tanto, son altamente dinámicas. En cambio, las fracciones COP_f y CHt , si bien presentan variabilidad temporal, no presentan tanta influencia a los cambios en el muy corto plazo, afirmando de esta manera su labilidad intermedia en relación a las anteriores.

La época de muestreo fue un factor que influyó sobre la magnitud de los efectos del manejo sobre las fracciones orgánicas. En general, el COP_f , a través del IRC, fue la fracción orgánica más sensible para la diferenciación de prácticas agrícolas, donde primavera, fue la época donde se hallaron las mayores diferencias considerándose el mejor momento para la toma de muestras.

La DA, en promedio, aumentó un 13% por efecto del uso agrícola en relación a AN, con la consecuente disminución de PT entre un 5 y 7%, principalmente macroporos. Estos efectos, al igual que en las fracciones orgánicas, fueron más marcados en primavera. La disminución de la macroporosidad por el uso agrícola, presentó efectos más significativos en aquellos suelos más finos, obteniendo valores críticos de DA 1,28 y 1,36 $Mg\ m^{-3}$ en Pergamino y Monte Buey, mientras que en Bengolea, valores de 1,31 $Mg\ m^{-3}$ se consideran óptimos teniendo en cuenta factores relacionados con el almacenamiento de agua en el suelo. Esto refleja que las características propias de cada suelo modifican las propiedades más influyentes sobre el efecto de las PM, lo cual debe ser considerado al momento de seleccionar indicadores de CS.

El análisis multivariado demostró ser útil para reducir el número de variables a considerar en la evaluación de CS.

Las diferencias debidas a las PM fueron mejor reflejadas por algunas propiedades químicas, COP_f y CHt , físicas, DA y Mp_g , e índices, COT/a, IEE e IR.

Estos indicadores/índices, por lo tanto, deben ser incluidos en cualquier conjunto mínimo de datos utilizados para la evaluación de la calidad de suelos agrícolas bajo SD en la zona de estudio.

Es necesario seguir trabajando para determinar mejor la sensibilidad de este conjunto de indicadores/índices seleccionados para evaluar la CS en sistemas de producción agrícola menos contrastantes y en otras regiones de nuestro país.

Bibliografía

- Abril, A; N Casado-Murillo; C Vázquez & P Olivera. 2013. Labile and Recalcitrant Carbon in Crop Residue and Soil under No-Till Practices in Central Region of Argentina. *The Open Agriculture Journal*. 7, 32-39.
- Al-Kaisi, MM; X Yin & AA Licht. 2005. Soil carbon and nitrogen changes as affected by tillage system and crop biomass in a corn–soybean rotation. *Appl. Soil Ecol.* 30,174–191.
- Alletto, L & Y Coquet. 2009. Temporal and spatial variability of soil bulk density and near-saturated hydraulic conductivity under two contrasted tillage management system. *Geoderma* 152, 85–94.
- Álvarez, R. 2005. Carbon stocks in Pampean soils: a simple regression model for estimation of carbon storage under non degraded scenarios. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 36, 1583–1589.
- Álvarez, R & RS Lavado. 1998. Climate, organic matter and clay content relationships in the Pampa and Chaco soils, Argentina. *Geoderma* 83, 127–141.
- Álvarez, R & HS Steinbach. 2006. Efecto del sistema de labranza sobre la materia orgánica. In: Pascale, AJ. (Ed.), *Materia orgánica: Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos*. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, pp. 69–78.
- Álvarez, R & HS Steinbach. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. *Soil Till. Res.* 104, 1–15.
- Álvarez, CR; MA Taboada; FH Gutierrez Boem; A Bono; PL. Fernandez & P Prystupa. 2009. Topsoil Properties as Affected by Tillage Systems in the Rolling Pampa Region of Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1242-1250.
- Álvaro-Fuentes, J; JL Arrúe; R García & MV López. 2008. Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma* 145, 390–396.
- Álvaro-Fuentes, J; C Cantero-Martínez; MV López; K Paustian; K Deneff; CE Stewart & JL Arrúe. 2009. Soil aggregation and soil organic carbon stabilization: effects of management in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73, 1519–1529.
- Amado, TJC; C Bayer; PC Conceição; E Spagnollo; B Costa de Campos & M da Veiga. 2006. Potential of carbon accumulation in not till with intensive use and cover crops in southern Brazil. *J. Environ. Qual.* 35, 1599-1607.
- Andriulo, A. & Cordone, G. 1998. Impacto de labranzas y rotaciones sobre la materia orgánica del suelo en la Región Pampeana Húmeda. In: Panigatti JL; H Marelli; D Buschiazzo & R Gil. (Eds.). *Siembra directa*. Hemisferio Sur, Bs. As., Arg., p. 65-96.
- Andriulo, A; B Mary & J Guérif. 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences of the Rolling Pampas. *Agronomie* 19, 365-377.
- Andriulo, AE & RA Rosell. 1988. Propiedades físicas edáficas en dos sistemas de labranza. *Turrialba* 38, 365–375.
- Andriulo, A; MC Sasal; A Irizar; S Restovich & F Rimatori. 2008. Efectos de diferentes sistemas de labranza, secuencia de cultivos y de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de C y N edáfico. En Galantini J. (Ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Pp. 117-129. EdiUNS. Bahía Blanca, Argentina.

- Angers, DA & GR Mehuys. 1989. Effects of cropping on carbohydrate content and water-stable aggregation of a clay soil. *Can. J. Soil Sci.* 69, 373–380.
- Ankeny, MD; TC Kaspar & R Horton. 1990. Characterization of tillage and traffic effects on unconfined infiltration measurements. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 54, 837–840.
- Arshad, MA; AJ Franzluebbers & RH Azooz. 1999. Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil Till. Res.* 53, 41–47.
- Arshad, MA & S Martin. 2002. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. *Agric. Ecosys. Environ.* 88, 153–160.
- Ashagrie, Y; W Zech; G Guggenberger & T Mamo. 2007. Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. *Soil Till. Res.* 94(1), 101-108.
- Ayers, PD & JV Perumpral. 1982. Moisture and density effect on cone index. *Transactions of ASAE* 25, 1163–1172.
- Baker, JM; TE Ochsner; RT Venterea & TJ Griffis. 2006. Tillage and soil carbon sequestration- What do we really know? *Agric. Ecosyst. Environ.* 118, 1-5.
- Baldock, JA & PN Nelson. 2000. Soil organic matter. In: Sumner, ME. (Ed.), *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 25–84.
- Balesdent, J & M Balabane. 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1261–1263.
- Balesdent, J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till Res.* 53(3), 215-230.
- Banger, K; GS Toor; A Biswas; SS Sidhu & K Sudhir. 2010. Soil organic carbon fractions after 16-years of applications of fertilizers and organic manure in a Typic Rhodalfs in semiarid tropics. *Nutr Cycl Agroecosys* 86, 391–399.
- Bayer, C & I Bertol. 1999. Características químicas de um cambissolo humico afetadas por sistemas de preparo com ênfase a matéria orgânica. *Rev. Bras. Cienc. Solo.* 23, 687–694.
- Bayer, C; J Diekow; TJC Amado; FLF Eltz & FCB Vieira. 2009. Cover Crop Effects Increasing carbon storage in a subtropical no-till sandy Acrisol. *Commun. Soil Sci. Plant* 40, 1499–1511.
- Bayer, C; J Mielniczuk; TJC Amado; L Martin-Neto & SV Fernández. 2000. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.* 54, 101–109
- Bayer, C; J Mielniczuk; L Martin-Neto & PR Ernani. 2002a. Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant Soil* 238, 133–140.
- Bayer, C; L Martin-Neto; J Mielniczuk & A Pavinato. 2004. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 39(7), 677-683.
- Bayer, C; L Martin-Neto; J Mielniczuk; A Pavinato & J Diekow. 2006. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-tillage. *Soil Till. Res.* 86(2), 237-245.
- Bayer, C; L Martin-Neto; J Mielniczuk; SC Saab; DMBP Milori & V Bagnato. 2002b. Tillage and cropping system effects on soil humic acid characteristics as determined by electron spin resonance and fluorescence spectroscopies. *Geoderma* 105, 81–92.

- Benbi DK; AK Boparai & K Brar. 2014. Decomposition of particulate organic matter is more sensitive to temperature than the mineral associated organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 70, 183-192.
- Benbi, DK; K Brar; AS Toor & P Singh. 2015. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. *Geoderma* 237–238, 149–158.
- Benbi, DK; AS Toor & S Kumar. 2012. Management of organic amendments in rice-wheat cropping system determines the pool where carbon is sequestered. *Plant Soil.* 360(1-2), 145-162.
- Benjamin, JG; M Mikha; DC Nielsen; MF Vigil; F Calderón & WB Henry. 2007. Cropping intensity effects on physical properties of a no-till silt loam. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1160–1165.
- Bernacchi, CJ; SE Hollinger & T Meyers. 2005. The conversion of the corn/soybean ecosystem to no-till agriculture may result in a carbon sink. *Glob. Change Biol.* 11(11), 1867-1872.
- Bescansa, P; MJ Imaz; I Virto; A Enrique & WB Hoogmoed. 2006. Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. *Soil Till. Res.* 87, 19–27.
- Bhattacharyya R; S Chandra; RD Singh; S Kundu; AK Srivastva & HS Gupta. 2007 Long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat soybean rotation. *Soil Till Res* 94, 386–396.
- Biederbeck, VO; CA Campbell; V Rasiah; RP Zentner & G Wen. 1998. Soil quality attributes as influenced by annual legumes used as green manure. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1177-1185.
- Blair, N; RD Faulkner; AR Till & PR Poulton. 2006. Long-term management impacts on soil C, N and physical fertility. Part I: broad balk experiment. *Soil Till Res* 91, 30–38.
- Blair, GJ; RDB Lefroy. & L Lisle. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index, for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.* 46: 1459–1466.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk Density p.: 363-375. In: A. Klute (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 1.* 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Blanco-Canqui, H. & R Lal. 2008. No-tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration: An On-Farm Assessment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 693-701.
- Blevins, RL & WW Frye. 1993. Conservation tillage: an ecological approach to soil management. *Advances in Agronomy* 51, 33–78.
- Blevins, RL; MS Smith; GW Thomas & WW. 1983. Influence de conservation tillage on soil properties. *J. Soil Water Conserv.* 38, 301-305.
- Bodhinayake, W; BC Si & C Xiao. 2004. New method for determining water-conducting macro- and mesoporosity from tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 760–769.
- Bodner, G; W Loiskandl; G Buchan & HP Kaul. 2008. Natural and management induced dynamics of hydraulic conductivity along a cover-cropped field slope. *Geoderma* 146, 317–325.
- Bodner, G; P Scholl & HP Kaul. 2013a. Field quantification of wetting–drying cycles to predict temporal changes of soil pore size distribution. *Soil Till. Res.* 133, 1–9.
- Bodner, G; P Scholl; W Loiskandl & HP Kaul. 2013b. Environmental and management influences on temporal variability of near saturated soil hydraulic properties. *Geoderma* 204–205, 120–129.

- Bol, R; N Poirier; J Balesdent & G Gleixner. 2009. Molecular turnover time of soil organic matter in particle-size fractions of an arable soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 23 (16), 2551–2558.
- Bolinder, MA; DA Angers; M Giroux & MR Laverdiere. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays* L.). *Plant Soil* 215, 85–91.
- Bongiovanni, MD & JC Lobartini. 2006. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma*: 136, 660-665.
- Botta, G, Jorajuría, D., Balbuena, R., Ressia, M., Ferrero, C., Rosatto, H., Tourn, M., 2006. Deep tillage and traffics on subsoil compaction and sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Soil Till. Res.* 91, 164–172.
- Botta, G; D Jorajuria; R Balbuena & H Rosatto. 2004. Mechanical and cropping behaviour of direct drilled soil under different traffic intensities: effect on soybean (*Glycine max* L.) yields. *Soil Till. Res.* 78, 53–58.
- Botta, G; O Pozzolo; M Bomben; H Rosatto; D Rivero; M Ressia; M Tourn; E Soza & J Vázquez. 2007. Traffic alternatives in harvest of soybean (*Glycine max* L.): effect on yields and soil under direct sowing system. *Soil Till. Res.* 96, 145–154.
- Bowman, RA; MF Vigil; DC Nielsen & RL Anderson. 1999. Soil organic matter changes in intensively cropped dryland systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 186–191
- Brady, NC. 1974. *The Nature and Properties of Soils*, 8th ed. MacMillan Publishing, New York, NY.
- Bray RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphate in soils. *Soil Sci.* 59, 39-45.
- Brejda, JJ; TB Moorman; DL Karlen & TH Dao. 2000. Identification of regional soil quality factors and indicators: I. Central and southern high plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 2115–2124.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen - Total. In: Sparks, DL. (Ed), *Methods of soil analysis. Part 3 – Chemical Methods*. Chapter 37. ASA, SSSA, CSSA, Madison WI, pp. 1085-1121.
- Brink, RH; P Dubach & DL Lynch. 1960. Measurement of carbohydrates in soil hydrolyzates with anthrone. *Soil Sci.* 89, 157–166.
- Brown, S & A Lugo. 1990. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. *Plant Soil* 124, 53-64.
- Burke, IC; CM Yonker; WJ Parton; CV Cole; K Flach & DS Schimel. 1989. Texture, climate and cultivation effects on soil organic matter content in US Grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 800-805.
- Buschiazzo, D; J Panigatti & P Unger. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil Till. Res.* 49, 105–116.
- Buschiazzo, DE; AR Quiroga & K Stahr. 1991. Patterns of organic matter accumulation in soils of the semiarid Argentinian Pampas. *Z. Pflanzenerndhr. Bodenk.* 154(6), 437-441.
- Buschiazzo, DE. & V Taylor. 1992-1993. Efectos de la erosión eólica sobre algunas propiedades de suelo de la región Semiárida Pampeana Central. *Ci. Suelo* 10-11, 46-53.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 777-783.

- Campbell, C; V Biederbeck; B McConkey; D Curtin & R Zentner. 1999. Soil Quality-Effect of tillage and fallow frequency. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1-7.
- Campbell, CA; GP Lafond; VO Biederbeck; G Wen; J Schoenau & D Hahn. 1999. Seasonal trends in soil biochemical attributes: effects of crop management on a Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci.* 79, 85–97
- Campbell, CA; BG McConkey; RP Zentner; FB Dyck; F Selles & D Curtin. 1995. Carbon sequestration in a Brown Chernozem as affected by tillage and rotation. *Can. J. Soil Sci.* 75, 449–458.
- Cannel, RQ. 1985. Reduced tillage in north-west Europe – a review. *Soil Till. Res.* 5, 129–177.
- Capowiez, Y; S Cadoux; P Bouchant; S Ruy; JR Estrade; G Richard & H Boizard. 2009. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil Till. Res.* 105, 209–216.
- Carey, SK; WL Quinton & NT Goellcr. 2007. Field and laboratory estimates of pore size properties and hydraulic characteristics for subarctic organic soils. *Hydrol. Process.* 21, 2560–2571.
- Carter, MR. 1988. Temporal variability of soil macroporosity in a fine sandy loam under mouldboard ploughing and direct-drilling. *Soil Till. Res.* 12, 37-51.
- Carter, MR. 1990a. Relationship of Strength Properties to Bulk Density and Macroporosity in Cultivated Loamy. *Soil Till. Res.* 15, 257-268.
- Carter, MR. 1990b. Relative measures of soil bulk density to characterize compaction in tillage studies on fine sandy loams. *Can. J. Soil Sci.* 70, 425–433.
- Carter, MR. 1992. Characterizing the soil physical condition in reduced tillage systems for winter wheat on a fine sandy loam using small cores. *Can. J. Soil Sci.* 72, 395-402.
- Carter, MR. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agron. J.* 94, 38–47.
- Carter, MR & BA Stewart (Eds.). 1996. *Structure and organic matter storage in agricultural soils* (Vol. 8). CRC press.
- Castellini, M & D Ventrella. 2012. Impact of conventional and minimum tillage on soil hydraulic conductivity in typical cropping system in Southern Italy. *Soil Till. Res.* 124, 47–56.
- Causarano, HJ; AJ Franzluebbbers; JN Shaw; DW Reeves; RL Raper & CW Wood. 2008. Soil organic carbon fractions and aggregation in the Southern Piedmont and Coastal Plain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 221–230.
- Cavaliere, KMV; AP da Silva; CA Tormena; TP Leão; AR Dexter & I Håkansson. 2009. Long-term effects of no-tillage on dynamic soil physical properties in a Rhodic Ferrasol in Paraná, Brazil. *Soil Till. Res.* 103, 158-164.
- Caviglia, OP & FH Andrade. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the argentinean pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *The Americas Journal of Plant Science and Biotechnology* 3, 1–8.
- Caviglia, OP; VO Sadras & FH Andrade. 2011. Yield and quality of wheat and soybean in sole- and double-cropping. *Agronomy Journal* 103, 1081–1089.
- Celik, I. 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil Till. Res.* 83, 270–277.

- Cerisola, CI; MG García & RP Figueira. 2005. Distribución de la porosidad de un suelo franco arcilloso (alfisol) en condiciones semiáridas después de 15 años bajo siembra directa. *Ci. Suelo* 23(2), 167-178.
- Chabbi A; I Kögel-Knabner & C Rumpel. 2009. Stabilized carbon in subsoil horizons is located in spatially distinct parts of the soil profile. *Soil Biol. Biochem.* 41, 256–261.
- Chan, KY. 1997. Consequences of changes in particulate organic carbon in vertisols under pasture and cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 1376–1382.
- Chaney, K; DR Hodgson & MA Braim. 1985. The effects of direct drilling, shallow cultivation and ploughing on some soil properties in a long-term experiment on spring barley. *J. Agric. Sci. Camb.* 104, 125-133.
- Cheshire, MV. 1979. *Nature and Origin of Carbohydrates in Soils.* Academic Press, London.
- Christensen, BT. 1992. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Agron.* 20, 1–90.
- Christensen, BT. 1996. Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: Revision of model structure. In: Powlson DS; P Smith & J Smith (Eds.), *Evaluation of soil organic matter models using long-term datasets.* U. NATO ASI Series I: Global Environmental Change. 38, 144-160. Springer- Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany.
- Cockroft, B & KA Olsson. 1997. Case study of soil quality in south-eastern Australia: management of structure for roots in duplex soils. In: Gregorich, EG & MR Carter. (Eds.), *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health.* In: *Developments in Soil Science*, vol. 25. Elsevier, New York, NY, pp. 339–350.
- Conceição, PC; TJC Amado; J Mielniczuk & E Spagnollo. 2005. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *R. Bras. Ci. Solo*, 29, 777-788.
- Cook, N & WH Hendershot. 1996. The problem of establishing ecologically based soil quality criteria: The case of lead. *Can J. Soil Sci.* 76 (3), 335-342.
- Cook, RJ. 2006. Toward cropping systems that enhance productivity and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 103, 18389–21839.
- Council for Agricultural Science and Technology. 2004. *Climate change and greenhouse gas mitigation: Challenges and opportunities for agriculture.* Task Force Rep. 141. CAST, Ames, IA.
- Daddow R & G Warrington. 1983. *Growth-limiting soil bulk densities as influenced by soil texture.* USDA Forest Service, Fort Collins, Colorado. pp.15.
- Dalal, RC. 1998. Soil microbial biomass—what do the numbers really mean? *Aust. E. J. Exp. Agric* 38, 649–665.
- Danielson, RE & PL Sutherland. 1986. Porosity. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis*, Part 1, 2nd Edition. *Agronomy* 9, pp. 443-461.
- Dao, H. 1993. Tillage and winter wheat residue management effects on water infiltration and storage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1586-1595.
- Daraghme, OA; JR Jensen & CT Petersen. 2008. Near-saturated hydraulic properties in the surface layer of a sandy loam soil under conventional and reduced tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72, 1728–1737.

- Davidson, EA & IL Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochem.* 20(3), 161-193.
- Dawson, JJC & P Smith. 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land use management. *Sci. Total Environ.* 382, 165-190.
- de Oliveira Ferreira, A; TJC Amado; RS Nicoloso; JCM Sa; JE Fiorin; DSS Hansel & D Menefee. 2013. Soil carbon stratification affected by long-term tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil Till. Res.* 133, 65–74.
- Derpsch, R; T Friedrich; A Kassam & H Li. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 3, 1.
- Dexter, AR; EA Czyz; G Richard & A Reszkowska. 2008. A user-friendly water retention function that takes account of the textural and structural pore spaces in soil. *Geoderma* 143, 243–253.
- Di Rienzo, JÁ; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. *InfoStat*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz-Zorita, M; GA Duarte & JH Grove. 2002. A review of notill systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 65, 1-18.
- Diekow, J; J Mielniczuk; H Knicker; C Bayer; DP Dick & I Kogel-Knabner. 2005a. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil Till. Res.* 81, 87–95.
- Diekow, J; J Mielniczuk; H Knicker; C Bayer; DP Dick & I Kogel-Knabner. 2005b. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. *Plant Soil* 268, 319–328.
- Dieckow J; C Bayer; PC Conceição PC, JA Zanatta; L Martin-Neto; DBM Milori; JC Salton; MM Macedo; J Mielniczuk & LC Hernani. 2009 Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. *Eur. J. Soil Sci.* 60, 240-249.
- Doran, JW; LN Mielke & JF Power. 1990. Microbial activity as regulated by soil waterfilled pore space. Symposium III-3, Ecology of Soil Microorganisms in the Microhabitat Environments III. Transactions of the 14th International Congress of Soil Science, August 12–18, Kyoto, Japan, pp. 94–99.
- Doran, JW & TB Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Doran, JW *et al.* (Eds.), *Defining soil quality for A sustainable environment*. SSSA: ASA, Madison, pp. 3–21.
- Doran, JW; M Sarrantino & MA Liebig. 1996. Soil health and sustainability. *Adv. Agronomy* 56, 1-54.
- Doran, JW & MR Zeiss. 2000. Soil quality response to long-term nutrient and crop management on a semi-arid Inceptisol. *Appl. Soil Ecol.* 15, 3-11.
- Dou, F; AL Wright & FM Hons. 2007. Depth distribution of soil organic C and N after long-term soybean cropping in Texas. *Soil Till. Res.* 94, 530–536.
- Drewry, JJ. 2006. Natural recovery of soil physical properties from treading damage of pastoral soils in New Zealand and Australia: a review. *Agric. Ecosys. Environ.* 114, 159–169.
- Drewry, JJ & RJ Paton. 2005. Soil physical quality under cattle grazing of a winter-fed brassica crop. *Aust. J. Soil Res.* 43, 525–531.

- Dubois, M; K Gilles; J Hamilton; P Rebers & R Smith. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical Chemistry* 28, 350-356.
- Dumanski, J. 2004. Carbon sequestration, soil conservation, and the Kyoto Protocol: summary of implications. *Climatic Change*. 65(3), 255-261.
- Duval, M; E de Sa Pereira; JO Iglesias & JA Galantini. 2014. Efecto de uso y manejo del suelo sobre las fracciones de carbono orgánico en un Argiudol. *Ci. Suelo*. 32(1), 105-115.
- Duxbury, JM; MS Smith & JW Doran. 1989. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. In: Coleman, DC; JM Oades & G Uehara. (Eds.), *Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems*. Honolulu, University of Hawaii Press. 2, 33-67.
- Ellert, BH & JR Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75, 529–538.
- Ellert, BH; HH Janzen & BG McConkey. 2001. Measuring and comparing soil carbon storage. In: Lal, R; JM Kimble; RF Follett & BA Stewart. (Eds.), *Assessment Methods for Soil Carbon*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 131–144.
- Elliott, ET. 1994. The potential use of soil biotic activity as an indicator of productivity, in: Pankhurst, CE, Doube, BM, Gupta, VVSR, Grace, P.R. (Eds.), *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*. CSIRO, Melbourne, pp. 250–256.
- Evrendilek, F; I Celik & S Kilic. 2004. Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems in Turkey. *J. Arid Environ.* 59, 743–752.
- Fabrizzi, KP; A Morón & FO García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Nondegraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1831-1841.
- Fabrizzi, KP; CW Rice; TJC Amado; J Fiorin; P Barbagelata & R Melchiori. 2009. Protection of soil organic C and N in temperate and tropical soils: effect of native and agroecosystems. *Biogeochemistry* 92, 129–143.
- Fedoroff, N. 1987. The Production Potential of Soils: Part I—Sensitivity of Principal Soil Types to the Intensive Agriculture of North-Western Europe. In *Scientific basis for soil protection in the European Community* (pp. 65-85). Springer Netherlands.
- Feller, C & MH Beare. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69–116.
- Fernández-Ugalde, O; I Virto; P Bescansa; MJ Imaz, A Enrique; DL Karlen. 2009. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. *Soil Till. Res.* 106, 29–35.
- Ferraris, G; F Gutierrez Boem & H Echeverría. 2002. Respuesta a la fertilización en el cultivo de soja de primera. *Inf. Inv. Agric. (IDIA), INTA XXI*, 52-58.
- Ferreras, LA; JL Costa; FO Garcia & C Pecorari. 2000. Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern “Pampa” of Argentina. *Soil Till. Res.* 54, 31-39.
- Ferreras, L; JJ De Battista; A Ausilio & C Pecorari. 2001. Parámetros físicos del suelo en condiciones no perturbadas y bajo laboreo. *Pesq. Agrop. Bras.* 36, 161–170.
- Ferreras, L; G Magra; P Besson; E Kovalevski & F García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de argentina bajo siembra directa. *Ci. Suelo* 25(2), 159-172.

- Figueiredo, CC; DVS Resck & MAC Carneiro. 2010. Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 34, 907–916.
- Filip, Z. 2002. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 169–174.
- Flach, KW; TO Barnwell & P Crosson. 1997. Impacts of agriculture on atmospheric carbon dioxide. In: Paul, EA; K Paustian; ET Elliott & CV Cole. (Eds.), *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems, Long-term Experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 3–13.
- Fogel, R. 1985. Roots as primary producers in belowground ecosystems. In: Fitter, AH; D Atkinson; DJ Read & MB Usher (Eds.), *Ecological Interactions in Soil: Plants, Microbes and Animals*, pp. 23-36. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Franzluebbers AJ. 2002a. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil Till. Res.* 66, 197–205.
- Franzluebbers, AJ. 2002b. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66, 95–106.
- Franzluebbers, AJ. 2005. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil Till. Res.* 83, 120-147.
- Franzluebbers, AJ. 2010. Achieving soil organic carbon sequestration with conservation agricultural systems in the southeastern USA. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 347–357.
- Franzluebbers AJ & MA Arshad. 1997 Particulate organic carbon content and potential mineralization as affected by tillage and texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 1382–1386.
- Franzluebbers AJ; FM Hons & DA Zuberer. 1994. Long term changes in soil carbon and nitrogen pools in wheat management systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1639-1645.
- Franzluebbers, AJ; FM Hons & VA Saladino. 1995a. Sorghum, wheat and soybean production as affected by long-term tillage, crop sequence, and N fertilization. *Plant Soil* 173, 55–65.
- Franzluebbers, AJ; FM Hons & DA Zuberer. 1995b. Tillage-induced seasonal changes on soil physical properties affecting soil CO₂ evolution under intense cropping. *Soil Till. Res.* 34, 41–60.
- Franzluebbers, AJ; HH Schoenberg & DM Endale. 2007. Surface-soil responses to paraplowing of long-term no-tillage cropland in the Southern Piedmont USA. *Soil Till. Res.* 96, 303–315.
- Franzluebbers, AJ & JA Stuedemann. 2002. Particulate and non-particulate fractions of soil organic carbon under pastures in the Southern Piedmont USA. *Environmental Pollution*. 116, S53–S62.
- Galantini, JA. 2001. Contenido y calidad de las fracciones orgánicas del suelo bajo rotaciones con trigo en la región semiárida pampeana. *Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA-INTA)* 30(1), 125-146.
- Galantini, JA. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: Marban L & S. Ratto (Eds.), *Manual “Tecnología en Análisis de Suelos: Alcances a laboratorios agropecuarios” de la AACS*. Capítulo IV parte 2, 103-114.
- Galantini, JA. 2008. Calidad de las fracciones orgánicas en suelos naturales y cultivados. En: J Galantini *et al.* (Eds.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Pp. 71-95. Editorial Universidad Nacional del Sur.

- Galantini, J & J Iglesias. 2007. Capacidad de secuestro de carbono y efecto de las prácticas agronómicas en suelos de la Región Pampeana de Argentina. In: Gallardo, J. (Ed.), *Captura de Carbono en Ecosistemas Terrestres de Iberoamérica*. pp. 169–182.
- Galantini, J; J Iglesias; MR Landriscini; L Suñer & G Minoldo. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En Galantini, J. (Ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Pp. 71-95. EdiUNS. Bahía Blanca, Argentina.
- Galantini JA & RA Rosell. 1997. Organic fractions, N, P, and S changes in a semiarid Haplustoll of Argentine under different crop sequences. *Soil Till. Res.* 42, 221-228.
- Galantini, JA & RA Rosell. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil Till. Res.* 87, 72–79.
- Galantini, JA; N Senesi; G Brunetti & R Rosell. 2004. Influence of texture on the nitrogen and sulphur status and organic matter quality and distribution in semiarid Pampean grassland soils. *Geoderma* 123, 143-152.
- Galantini, J.A & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia* 25(1), 41-55.
- Galantini, JA; L Suñer & H Krüger. 2005. Dinámica de las formas de P en un Haplustol de la Región Semiárida Pampeana durante 13 años de trigo continuo. *RIA.* 34 (2), 13-31.
- García, C & T Hernández. 1997. Biological and biochemical indicators in the relict soils subjected to erosion. *Soil Biol. Biochem.* 29, 171-177.
- García, FO; M Boxler; J Minteguiaga; R Pozzi; L Firpo; G Deza Marín & A Berardo. 2006. La Red de Nutrición de la Región CREA Sur de Santa Fe. Resultados y conclusiones de los primeros seis años. AACREA (Ed.), pp. 32.
- Gee GW & JW Bauder. 1986. Particle -size Analysis. *Methods of soil analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods.* II Ed. A.M.S.A. Inc., S.S.S.A. Inc. Madison, Wi. USA.
- Ghani, A; M Dexter & KW Perrott. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1231–1243.
- González-Pérez, M; D Milori; L Colnago; L Martín-Neto & W Melo. 2007. A laser-induced fluorescence spectroscopic study of organic matter in a Brazilian Oxisol under different tillage systems. *Geoderma*, 138, 20-4.
- Graham, MH; RJ Haynes & JH Meyer. 2002. Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biol. Biochem.* 34, 93-102.
- Grant, F; N Juma; J Robertson; R Izaurrealde & W McGill. 2001. Long-term changes in soil carbon under different fertilizer, manure, and rotation: Testing the mathematical model ecosys with data from the Breton plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 205–214.
- Greenland, DJ. 1981. Soil management and soil degradation. *J. Soil Sci.* 32: 301-322.
- Gregorich, EG & MR Carter (Eds.). 1997. *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health.* Elsevier Science Publishers, Amsterdam, *Developments in Soil Science* N° 25.
- Gregorich EG; MR Carter; DA Angers; CM Monreal & BH Ellert. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74, 367–385.

- Gregorich, EG; MR Carter; JW Doran; CE Pankhurst & LM Dwyer. 1997. Biological attributes of soil quality. In: Gregorich, EG & MR Carter (Eds.), *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Developments in Soil Science*, vol. 25. Elsevier, New York, NY, pp. 81–113.
- Gregorich, EG; CM Monreal; M Schnitzer & HR Schulten. 1996. Transformation of plant residues into soil organic matter: Chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. *Soil Sci.* 161, 680–693.
- Gregory, E & C Drury. 1996. Fertilizer increases corn yield and soil organic matter. *Better Crops* 80 (4), 3-5. Potash and Phosphate Institute. Norcross, Georgia, EE.UU.
- Grosbellet, C; L Vidal-Beaudet; V Caubel & S Charpentier. 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma* 162, 27-38.
- Grünzweig, JM; SD Sparrow & SF Chapin. 2003. Impact of forest conversion to agriculture on carbon and nitrogen mineralization in subarctic Alaska. *Biogeochem.* 64, 271-296.
- Guerif, J; G Richard; C Dürr; JM Machet; S Recous & J Roger-Estrade. 2001. A review of tillage effects on crop residue management, seedbed conditions and seedling establishment. *Soil Till. Res.* 61, 13-32.
- Guggenberger, G; W Zech & RJ Thomas. 1995. Lignin and carbohydrate alteration in particle-size separates of an oxisol under tropical pasture following native savanna. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1629–1638.
- Guimarães, DV; MIS Gonzaga; TO da Silva; TL da Silva; N da Silva Dias & MIS Matias. 2013 Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land. *Soil Till. Res.* 126, 177–182.
- Hall, DGM; MJ Reeve; AJ Thomasson & VF Wright. 1977. Water retention, porosity and density of field soils. *Soil Survey Tech. Monog. N° 9*, Rothamsted, Harpenden, U.K.
- Halvorson, AD; BJ Weinhold & AL Black. 2002. Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 906–912.
- Hamza; MA & WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Till. Res.* 82, 121-145.
- Hassan, FU; M Ahmad; N Ahmad & M Kaleen Abbasi. 2007. Effects of subsoil compaction on yield and yield attributes of wheat in the sub-humid region of Pakistan. *Soil Till. Res.* 96, 361–366.
- Hassink, J. 1996. Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 487–491.
- Hassink, J & AP Whitmore. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 131–139.
- Havlin, JL; D Kissel; L Maddux; M Claassen & J Long. 1990. Crop rotation and tillage effects on soil organic carbon and nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 448-452.
- Haynes, R. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Adv. in Agron.* 85, 221-268.
- Haynes, RJ & MH Beare. 1996. Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid soils. In: Carter, MR & BA Stewart. (Eds.), *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 213–262.

- Hayes, MH; P McCarthy; RL Malcom & RS Swift. 1989. Structures of humic substances: the emergence of forms. In: Hayes, MH; P McCarthy; RL Malcom & RS Swift. (Eds.), *Humic Substance II: In Search of Structure: Setting the Scene*. John Wiley & Sons, New York, pp. 3–31.
- Hernanz, JL; R Lopez; L Navarrete & V Sanchez-Giron. 2002. Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semi-arid central Spain. *Soil Till. Res.* 66, 129–141.
- Hevia, GG; DE Buschiazzo & M Díaz Raviña. 2008. Variación estacional de compuestos orgánicos del suelo en diferentes sistemas de labranza. En: Galantini, J *et al.* (Eds.), *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Pp. 147-170. Editorial Universidad Nacional del Sur.
- Hevia, GG; DE Buschiazzo; EN Hepper; AM Urioste & EL Antón. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116, 265-277.
- Houghton, RA. 1999. The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850-1990. *Tellus* 51B, 298-313.
- Howard, PJA & DM Howard. 1990. Use of organic carbon and loss-on-ignition to estimate soil organic matter in different soil types and horizons. *Biol. Fert. Soils* 9, 306–310.
- Huggins, DR; DL Allan; JC Gardner; DL Karlen; DF Bezdicek; MJ Rosek; MJ Alms; M Flock; BS Miller & ML Staben. 1997. Enhancing carbon sequestration in CRP-managed land. p. 323–334. In: Lal R *et al.* (Eds.), *Management of carbon sequestration in soil*. Adv. Soil Sci. Ser. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Huggins, DR; GA Buyanovsky; GH Wagner; JR Brown; RG Darmody; TR Peck; GW Lesoing; MB Vanotti & LG Bundy. 1998. Soil organic C in the tall grass prairie-derived region of the Corn Belt: Effects of long-term crop management. *Soil Till. Res.* 47, 219–234.
- Iglesias, JO; JA Galantini; RA Rosell; AM Migliarina & MR Landriscini. 1996. Cambios en la distribución del espacio poroso en un Entic Haplustoll con diferentes secuencias de cultivos en la región semiárida argentina. *Agricultura Técnica* 56(1), 43-48.
- Imhoff, S; PJ Ghiberto; A Gioni & JP Gay. 2010. Porosity characterization of Argiudolls under different management systems in the Argentine Flat Pampa. *Geoderma* 158, 268–274.
- Ismail, I; RL Blevins & WW Frye. 1994. Long-term no tillage effects on soil properties and continuous corn yields. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 193–198.
- Jagadamma S & R Lal. 2010. Distribution of organic carbon in physical fractions of soils as affected by agricultural management. *Biol Fert Soil* 46, 543–554.
- Jarvis, NJ. 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 523–546.
- Johnson, JMF; DC Reicosky; RR Allmaras; TJ Sauer; RT Venterea & CJ Dell. 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. *Soil Till. Res.* 83, 73–94.
- Jones, CA. 1983. Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 1208–1211.
- Jones, CA; WL Bland; JT Ritchie & JR Williams. 1991. Simulation of root growth. Cap 6 de "Modeling plant and soil systems". *Agronomy Monograph* 3, 91-123.

- Kapkiyai, J; N Karanja; J Qureshi; P Smithson. & P Woomeer. 1999. Soil organic matter and nutrient dynamics in a Kenian nitisol under long-term fertilizer and organic input management. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1773-1782.
- Karlen, DL. 2004. Soil quality as an indicator of a sustainable tillage practices (editorial). *Soil Till. Res.* 78, 129–130.
- Karlen, DL; MJ Mausbach; JW Doran; RG Cline; RF Harris & GE Schuman. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am J.* 61, 4-10.
- Kay, BD & AJ VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. *Soil Till. Res.* 66, 107–118.
- Kladivko, EJ. 1994. Residue effects on soil physical properties. In: Unger, PW. (Ed.), *Managing agricultural residues*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL., pp 123-141.
- Klute, A. 1986. Water Retention: Laboratory Methods. p. 635-661. In: A. Klute (Ed.), *Methods of Soil Analysis*. Part 1. 2nd edition Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Koegel-Knabner I & CW Mueller. 2009. Soil organic carbon stocks, distribution, and composition affected by historic land use changes on adjacent sites. *Biol. Fertil. Soils* 45, 347–359.
- Kraemer, FB; PL Fernández; MG Castiglioni & HJM Morrás. 2012. Evaluación del tiempo de inmersión de los agregados en el tratamiento de humedecimiento rápido de la técnica de Le Bissonnais. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Lal, R. 1994. Tillage effects on soil degradation, soil resilience, soil quality and sustainability. *Soil Till. Res.* 27, 1–8.
- Lal, R. 2000. Physical management of soils of the tropics: priorities for the 21st century. *Soil Sci.* 165, 191–207.
- Lal, R. 2004. Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 70, 103–116.
- Lal, R. 2006. Soil carbon sequestration in Latin America. In: Lal, R; CC Cerri; M Ber- noux; J Etcheves & E Cerri. (Eds.), *Carbon sequestration in soils of Latin America*. Food Products Press, New York, pp. 49–64.
- Lal, R. 2008. Crop residues as soil amendments and feedstock for bioethanol production. *Waste Management* 28, 747–758.
- Lal, R; RF Follet; JM Kimble & CV Cole. 1998. The Potential of US Cropland to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect. Lewis Publisher, Boca Raton, FL pp. 128.
- Lal, R; RF Follett; J Kimble & CV Cole. 1999. Managing U.S. cropland to sequester carbon in soil. *J. Soil Water Conserv.* 54, 374–381.
- Lampurlanés, J; P Angás & C Cantero-Martínez. 2001. Root growth, soil water content and yield of barley under different tillage systems on two soils in semiarid conditions. *Field Crop Res.* 69, 27–40.
- Lattanzi, A; J Arce; H Marelli; C Lorenzon & T Baigorria. 2005. Efecto de largo plazo de la siembra directa y de las rotaciones de cultivos sobre los rendimientos, el carbono y le nitrógeno orgánico en un Argiudol Típico de Marcos Juárez. En: XIII Congreso AAPRESID, Rosario. pp. 61–67.
- Lee, J; JW Hopmans; DE Rolston; SG Baer & J Six. 2009. Determining soil carbon stock changes: simple bulk density corrections fail. *Agric. Ecos. Environ.* 134, 251-256.

- Leirós, MC; C Trasar-Cepeda; F García-Fernández & F Gil-Sotres. 1999. Defining the validity of a biochemical index of soil quality. *Biol. Fert. Soils* 30, 140–146.
- Li, XG; YK Li; FM Li; M Ma; PL Zhang & P Yin. 2009. Changes in soil organic carbon, nutrients and aggregation after conversion of native desert soil into irrigated arable land. *Soil Till. Res.* 104, 263-269.
- Li, YY & MA Shao. 2006. Change of soil physical properties under long-term natural vegetation restoration in the Loess Plateau of China. *J. Arid. Environ.* 64, 77–96.
- Linn, DM & JW Doran. 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non tilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 1267-1272.
- Lipiec, J; J Kus; A Słowińska-Jurkiewicz & A Nosalewicz. 2006. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. *Soil Till. Res.* 89, 210–220.
- Liu, A; BL Ma & AA Bomke. 2005. Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon, and polysaccharides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 2041-2048.
- López, FM; M Garay; JA Galantini; M Duval & JM Martínez. 2013. Efecto de la cobertura del suelo sobre la humedad y la actividad de la enzima fosfatasa ácida en dos suelos de la zona semiárida. En: Tercer Congreso Nacional de Ecología y Biología de Suelos (CONEBIOS III). Rio Cuarto, Córdoba. 24 al 26 de Abril. En CD.
- Lopez-Fando, C & MT Pardo. 2011. Soil carbon storage and stratification under different tillage systems in a semi-arid region. *Soil Till. Res.* 111, 224–230.
- Luo, Z; E Wang & OJ Sun. 2010. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. *Geoderma* 155, 211–223.
- Machado, S; K Rhinhart & S Petrie. 2006. Long-term cropping system effects on carbon sequestration in eastern Oregon. *J. Environ. Qual.* 35, 1548–1553.
- MAGyP, 2011. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Base de datos sistema integrado de información agropecuaria. Disponible en: <http://www.minagri.gob.ar>.
- Martens, DA. 2000. Plant residue biochemistry regulates soil carbon cycling and carbon sequestration. *Soil Biol. Biochem.* 32, 361–369.
- Martin, A; A Mariotti; J Balesdent; P Lavelle & R Vuattoux. 1990. Estimate of organic matter turnover rate in a savanna soil by C-13 natural abundance measurements. *Soil Biol. Biochem.* 22(4), 517–523.
- McCarthy, P. 2001. The principles of humic substances. *Soil Science* 166, 738–751.
- McGill WB & RJK Myers. 1987 Controls on dynamics of soil and fertilizer nitrogen. In Follet RF; JWB Stewart & CV Cole (Eds.), *Soil Fertility and Organic matter as Critical Components of Production Systems*. pp 73–99. SSSA/ASA, Madison, WI.
- McQueen, DJ & TG Shepherd. 2002. Physical changes and compaction sensitivity of a fine-textured, poorly drained soil (Typic Endoaquept) under varying durations of cropping, Manawatu Region. N. Z. *Soil Till. Res.* 63, 93–107.
- McVay, KA; JA Budde; K Fabrizzi; MM Mikha; CW Rice; AJ Schlegel; DE Peterson; DW Sweeney & C Thompson. 2006. Management effects on soil physical properties in long-term tillage studies in Kansas. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 434–438.
- Melero, S; R López-Garrido; JM Murillo & F Moreno. 2009. Conservation tillage: Short- and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil Till. Res.* 104, 292–298.

- Michelena, R; C Irurtia; F Vavruska; R Mon & A Pittaluga. 1989. Degradación de suelos en el norte de la Región Pampeana. INTA, Publ. N° 6. Centro Regional Buenos Aires Norte. Pergamino, Provincia de Buenos Aires. Pp 120.
- Micucci, F & MA Taboada. 2006. Soil physical properties and soybean (*Glycine max*, Merrill) root abundance in conventionally- and zero-tilled soils in the humid Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 86, 152-162.
- Milori, DMBP; L Martin-Neto; C Bayer; J Mielniczuk & VS Bagnato. 2002. Humification degree of soil humic acids determined by fluorescence spectroscopy. *Soil Sci.* 167, 739–749.
- Montanarella, L. 2007. Trends in land degradation in Europe. In: Sivakumar, MV; N Ndiang'ui (Eds.), *Climate and Land Degradation*. Springer, Berlin, pp. 83–104.
- Moraes, GM; FAS Xavier; ES Mendonca; JA Araujo Filho & TS Oliveira. 2011. Chemical and structural characterization of soil humic substances under agroforestry and conventional systems. *Braz. J. of Soil Sci.* 35, 1597–1608.
- Moreno, F; JM Murillo; F Pelegrín & IF Girón. 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil Till. Res.* 85, 86–93.
- Moret, D & JL Arrúe. 2007a. Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil Till. Res.* 96, 103–113.
- Moret, D & JL Arrúe. 2007b. Characterizing soil water-conducting macro- and mesoporosity as influenced by tillage using tension infiltrometry. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 500–506.
- Mtambanengwe, F; P Mapfumo & H Kirchmann. 2004. Decomposition of organic matter in soil as influenced by texture and pore size distribution. In: Bationo, A. (Ed.), *Managing Nutrient Cycles to Sustain Soil Fertility in Sub-Saharan Africa*. Centro Internacional de Agricultura Tropical, pp. 261–276.
- Mueller, L; BD Kay; B Been; C Hu; Y Zhang; M Wolff; F Eulenstein & U Schindler. 2008. Visual assessment of soil structure: Part II. Implications of tillage, rotation and traffic on sites in Canada, China and Germany. *Soil Till. Res.* 103, 188–196.
- Mullen, RW; WE Thompason & WR Raun. 1999. Estimated increase in atmospheric carbon dioxide due to worldwide decrease in soil organic matter. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis* 30, 1713-1719.
- Nannipieri, P; S Grego & B Ceccanti. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag JM & G Stotzky (Eds.), *Soil Biochem.* Vol. 6. Marcel Dekker, New York, pp. 293-355.
- Nichols, KA & SF Wright. 2006. Carbon and nitrogen on operationally defined soil organic matter pools. *Biol. Fertil. Soils* 43, 215–220.
- Nicoleso, RS; T Lovato; TJC Amado; C Bayer & ME Lanza Nova. 2008. Balanço do carbon orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32, 2425–2433.
- Nieto, OM; J Castro & E. Fernández Ondoño. 2012. Sustainable agricultural practices for Mediterranean olive groves. The effect of soil management on soil properties. *Spanish J. of Soil Sci.* 2, 70-77.
- Noellemeyer, E; AR Quiroga & D Estelrich. 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. *J. Arid Environ.* 65, 142-155.

- Nortcliff, S. 2002. Standardization of soil quality attributes. *Agric. Ecos. Environ.* 88, 161–168.
- Novelli, LE; OP Caviglia & RJM Melchiori. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma* 167–168, 254–260.
- Novelli, LE; OP Caviglia; MG Wilson & MC Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. *Geoderma* 195–196, 260–267.
- Oades, JM. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochem.* 5, 35-70.
- Ogle SM; FJ Breidt & K Paustian. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochem.* 72, 87–121.
- Olness, A; CE Clapp; R Liu & AJ Palazzo. 1998. Biosolids and their effects on soil properties. In: Wallace, A & RE Terry (Eds.), *Handbook of Soil Conditioners*. Marcel Dekker, New York, NY, pp. 141–165.
- Pabin, J; J Lipiec; S Wlodek; A Biskupski & A Kaus. 1998. Critical soil bulk density and strength for pea seedling root growth as related to other soil factors. *Soil Till. Res.* 46, 203–208.
- Paustian, K; O Andren; HH Janzen; R Lal; P Smith; G Tian; H Tiessen; M Van Noordwijk & PL Woerner. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manage.* 13, 230–244.
- Paustian, K; DV Cole; D Sauerbeck & N Sampson. 1998. CO₂ mitigation by agriculture: an overview. *Clim. Change* 40, 135–162.
- Paustian, K; K Killian; J Cipra; ET Elliott; G Bluhm & JL Smith. 2001. Modeling and regional assessment of soil carbon: A case study of the Conservation Reserve Program. p. 207–225. In Lal R. (Ed.), *Soil carbon sequestration and the greenhouse effect*. Spec. Publ. 57. SSSA, Madison, WI.
- Pecorari, C; J Guerif & P Stengel. 1990. Fitolitos en suelos pampeanos. Influencia sobre las propiedades físicas determinantes de la evolución de la estructura. *Ci. Suelo.* 8(2), 135-141.
- Peterson, GA; AD Halvorson; JL Havlin; OR Jones; DJ Lyon & DL Tanaka. 1998. Reduced tillage and increasing cropping intensity in the Great Plains conserves soil C. *Soil Till. Res.* 47, 207–218.
- Pieri, C. 1992. *Fertility of Soils: A Future for Farming in the West African Savannah*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Pieri, C. 1995. Long-term soil management experiment in semiarid Francophone Africa. *Adv Soil Sci.* 225-264.
- Pilatti, MA; J de Orellana; S Imhoff & AP Da Silva. 2012. Actualización de los límites críticos del intervalo hídrico óptimo. *Ci. Suelo.* 30(1), 9-21.
- Pinheiro, EFM; DV Boas de Campos; F de C Balieiro; LH Cunha dos Anjos & MG Pereira. 2014. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter *Agricultural Systems*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.08.008>.
- Poepplau, C; A Don; L Vesterdal; J Leifeld; B Van Wesemael; J Schumacher & A Gensior. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone-carbon response functions as a model approach. *Glob. Change Biol.* 17(7), 2415-2427.
- Puget, P & R Lal. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil Till. Res.* 80, 201-213.

- Puget, P; DA Angers & C Chenu. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 55–63.
- Purakayastha, TJ; DR Huggins & JL Smith. 2008a. Carbon sequestration in native prairie, perennial grass, no-till, and cultivated Palouse silt loam. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72(2), 534-540.
- Purakayastha TJ; L Rudrappa; D Singh; A Swarup & S Bhadraray. 2008b. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize-wheat-cowpea cropping system. *Geoderma* 144, 370–378.
- Quiroga, AR; DE Buschiazco & N Peinemann. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid Argentinean Pampas. *Soil Sci.* 161, 104-108.
- Quiroga, AR; DE Buschiazco & N Peinemann. 1999. Soil compaction as related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. *Soil Till. Res.* 52, 21-28.
- Quiroga, AR; M Díaz-Zorita & DE Buschiazco. 2001. Safflower productivity as related to soil water storage and management practices in semiarid regions. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32(17-18), 2851-2862.
- Quiroga, A & D Funaro. 2004. Materia orgánica. Factores que condicionan su utilización como indicador de la calidad en Molisoles de las regiones semiárida y subhúmeda pampeana. En: XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos. 22 al 25 de Junio. En CD.
- Quiroga A; D Funaro; E Noellemeyer & N Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil Till. Res.* 90, 63-68.
- Raiesi, F. 2006. Carbon and N mineralization as affected by soil cultivation and crop residue in a calcareous wetland ecosystem in Central Iran. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112, 13-20.
- Raiesi, F. 2007. The conversion of overgrazed pastures to almond orchards and alfalfa cropping systems may favor microbial indicators of soil quality in Central Iran. *Agric. Ecosyst. Environ.* 121, 309-318.
- Rasmussen, KJ & MA Arshad. 1999. Impact of plough less soil tillage on yield and soil quality. Special Issue: tillage and soil quality. *Soil Till. Res.* 53, 3–14.
- Reeves, DW. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil Till. Res.* 43, 131–167.
- Reichert, JM; LE Akiyoshi Sanchez Suzuki; DJ Reinert; H Rainer & I Håkansson. 2009. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. *Soil Till. Res.* 102, 242–254.
- Reicosky, DC. 2007. Carbon sequestration and environmental benefits from no-till systems. In: Goddard, T; M Zoebisch; Y Gan; W Ellis; A Watson & S Sombatpanit (Eds.), No-till farming systems. Special publication N° 3 by The World Association of Soil and Water Conservation (WASWC).
- Resck, DVS; EAB Ferreira; CC Figueiredo & YL Zinn. 2008. Dinâmica da matéria orgânica no Cerrado. In: Santos, GA; LS Silva; LP Canellas & FO Camargo (Eds.), Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecosistemas tropicais e subtropicais. 2^{ed}. Porto Alegre, Metrópole, p. 359-417.
- Reynolds, WD; BT Bowman; RR Brunke; CF Drury & CS Tan. 2000. Comparison of tension infiltrometer, pressure infiltrometer, and soil core estimates of saturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 478–484.

- Reynolds, WD; BT Bowman; CF Drury; CS Tan & X Lu. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma* 110, 131–146.
- Reynolds, WD; CF Drury; CS Tan; CA Fox & XM Yang. 2009. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality *Geoderma* 152, 252–263.
- Reynolds, WD; CF Drury; XM Yang; CA Fox; CS Tan & TQ Zhang. 2007. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. *Soil Till. Res.* 96, 316–330.
- Reynolds, WD; CF Drury; XM Yang & CS Tan. 2008. Optimal soil physical quality inferred through structural regression and parameter interactions *Geoderma* 146, 466–474.
- Reynolds, WD; XM Yang; CF Drury; TQ Zhang & CS Tan. 2003. Effects of selected conditioners and tillage on the physical quality of a clay loam soil. *Can. J. Soil Sci.* 83, 318–393.
- Richards, LA. 1947. Pressure-membrane apparatus-construction and use. *Agricultural Engineering* 28, 451-454.
- Ringrose-Voase, AJ & P Bullock. 1984. The automatic recognition and measurement of soil pore types by image analysis and computer programs. *J. Soil Sci.* 35, 673–684.
- Ringrose-Voase, AJ. 1991. Micromorphology of soil structure: description, quantification, application. *Aust. J. Soil Res.* 29, 777–813.
- Rivarolla, SE & RA Rosell. 2008. Sustancias húmicas como indicadores de calidad del suelo. En Galantini, J. (Ed.). *Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina*. Pp. 245-251. EdiUNS. Bahía Blanca, Argentina.
- Roscoe, R & P Buurman. 2003. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. *Soil Till. Res.* 70(2), 107-119.
- Rosell, RA; JC Gasparoni and JA Galantini. 2001. Soil organic matter evaluation. In: Lal, R; JM Kimble; RF Follett & BA Stewart (Ed.), *Assessment Methods for Soil Carbon*. Serie *Advances in Soil Science*, Chapter 21, pp. 311-322.
- Sá, JCDM; CC Cerri; WA Dick; R Lal; SPV Filho; MC Piccolo & BE Feigl. 2001. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1486–1499.
- Sá, JCDM & R Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil Till. Res.* 103(1), 46-56.
- Salinas-García, JR; FM Hons & JE Matocha. 1997. Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 152-159.
- Sanchez-Marañón, M; M Soriano; G Delgado; R Delgado. 2002. Soil quality in Mediterranean mountain environments: effects of land use change. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 948–958.
- Sanders, DW. 1992. International activities in assessing and monitoring soil degradation. *Am. J. Alternative Agric.* 7, 17-24.
- Sasal MC; AE Andriulo & MA Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. *Soil Till. Res.* 87, 9–18.
- Sasal, MC; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural-rainfall erosion plots under no tillage. *Soil Till. Res.* 108, 24–29.
- Schmidt, MWI; MS Torn; S Abive; T Dittmar; G Guggenberger; IA Janssens; M Kleber; I Kogel-Knabner; J Lehmann; DAC Manning; P Nannipieri; DP Rasse; S Weiner & SE Trumbore. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56.

- Schwen, A; G Bodner; P Scholl; GD Buchan & W Loiskandl. 2011. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. *Soil Till. Res.* 113, 89–98.
- Seddaiu, G; G Porcu; L Ledda; PP Roggero; A Agnelli & G Corti. 2013. Soil organic matter content and composition as influenced by soil management in a semi-arid Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agric. Ecosys. Environ.* 167, 1–11.
- Shang, C & H Tiessen. 1997. Organic matter lability in a Tropical Oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. *Soil Sci.* 162, 795–807.
- Shukla, MK; R Lal & M Ebinger. 2005. Soil quality indicators for reclaimed mine soils in southeastern Ohio. *Soil Sci.* 169, 133-142.
- Shukla, MK; R Lal & M Ebinger. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil Till. Res.* 87, 194–204.
- Silva, GL; HV Lima; MM Campanha; RJ Gilkes & TS Oliveira. 2011. Soil physical quality of Luvisols under agroforestry, natural vegetation and conventional crop management systems in the Brazilian semi-arid region. *Geoderma* 167-168, 61–70.
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004a. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till. Res.* 79, 7–31.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil.* 241(2), 155-176.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 1999. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-till systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1350–1358.
- Six, J; SM Ogle; FJ Breidt; RT Conant; AR Mosier & K Paustian. 2004b. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biol.* 10, 155–160.
- Skopp, J; MD Jawson & JW Doran. 1990. Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1619–1625.
- Smith, KA & F Conen. 2004. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases. *Soil Use Manage.* 20, 255–263.
- Smith, P; O Andrén; T Karlsson; P Perala; K Regina; M Rounsevels & B Van Wesemael. 2005. Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biol.* 11, 2153–2163.
- Smith OH; GW Petersen & BA Needelman. 2000. Environmental indicators of agroecosystems. *Adv Agron.* 69, 75–97.
- Soil Survey Staff, 2010. *Keys to Soil Taxonomy*, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, eleventh ed. 346 pp.
- Sojka, RE & DR Upchurch. 1999. Reservations regarding the soil quality concept. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1039–1054.
- Soracco, CG; LA Lozano; GO Sarli; PR Gelati & R Figueira. 2010. Anisotropy of Saturated Hydraulic Conductivity in a soil under conservation and no-till treatments. *Soil Till. Res.* 109, 18-22.

- Spaccini, R; A Piccolo; G Haberhauer & MH Gerzabek. 2000. Transformation of organic matter from maize residues into labile and humic fractions of three European soils as revealed by ^{13}C distribution and CPMAS-NMR spectra. *Eur. J. Soil Sci.* 51, 583-594.
- Steinbach, HS & R Álvarez. 2004. ¿Afecta el sistema de labranza las propiedades físicas de los suelos de la Región Pampeana? *Informaciones Agronómicas* 33, 7-12.
- Stevenson, FJ. 1994. *Humus Chemistry: Genesis. Composition Reactions.* 2nd Ed. John Wiley & Sons. New York. p. 496.
- Stevenson, FJ & MA Cole. 1999. *Cycles of soils: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients.* Ed Wiley Inc. NY.
- Strong, DT; H Wever; R Merckx & S Recous. 2004. Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system. *Eur. J. Soil Sci.* 55(4), 739-750.
- Strong, DT; PWG Sale & KR Helyar. 1999. The influence of the soil matrix on nitrogen mineralization and nitrification IV. Texture. *Aust. J. Soil Res.* 37, 329–344.
- Strudley, MW; TR Green & JC Ascough. 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: state of the science. *Soil Till. Res.* 99, 4–48.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamic. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1496–1503.
- Taboada, MA; OA Barbosa & DJ Cosentino. 2008. Null creation of air-filled structural pores by soil cracking and shrinkage in silty loam soils. *Soil Sci.* 173, 130-142.
- Taboada, MA; FG Micucci; DJ Cosentino & RS Lavado. 1998. Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil Till. Res.* 49, 57–63.
- Teit, R. 1991. *Soil Organic Matter Biological and Ecological Effects.* Nauka, Moskva, p. 395.
- Thomas, GW; GR Haszler & RL Blevins. 1996. The effects of organic matter and tillage on maximum compactability of soils using the Proctor test. *Soil Science, Baltimore*, v. 161, 502-508.
- Tiessen, H & JWB Stewart. 1983. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter: II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 509–514.
- Tiessen, H; JWB Stewart & JR Bettany 1982. Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus in grassland soils. *Agron. J.* 74, 831–835.
- Tisdall, JM & J Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33(2), 141-161.
- Tivet, F; JCM Sá; R Lal; C Briedis; PR Borszowski; JB Santos; A Farias; DC Hartman; M Nadolny Junior; S Bouzinac & L Seguy. 2013. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. *Soil Till. Res.* 26, 203–218.
- Toledo, DM; JA Galantini; E Ferreccio; S Arzuaga; L Gimenez & S Vazquez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. *Ci. Suelo.* 31(2), 201-212.
- Topp, GC; WD Reynolds; FJ Cook; JM Kirby & MR Carter. 1997. Physical attributes of soil quality. In: Gregorich, EG & MR Carter (Eds.), *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health.* In: *Developments in Soil Science*, vol. 25. Elsevier, New York, NY, pp. 21–58.

- Tormena, CA; AP da Silva; SDC Imhoff & AR Dexter. 2008. Quantification of the soil physical quality of a tropical Oxisol using the S index. *Scientia Agricola* 65, 56–60.
- Ussiri, DAN; R Lal & PA Jacinthe. 2006. Soil properties and carbon sequestration of afforested pasture in reclaimed Minesoils of Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70(5), 1797:1806.
- van Es, HM; CB Ogden; RL Hill; RR Schindelbeck & T Tsegaye. 1999. Integrated assessment of space, time, and management-related variability of soil hydraulic properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 1599–1608.
- van Veen JA & PJ Kuikman. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochem.* 11, 213-233.
- VandenBygaart, AJ & DA Angers. 2006. Towards accurate measurements of soil organic carbon stock change in agroecosystems. *Can. J. Soil Sci.* 86(3), 465–471.
- Varela, MF; PL Fernandez; G Rubio & MA Taboada. 2011. Cultivos de cobertura: efectos sobre la macroporosidad y la estabilidad estructural de un suelo franco-limoso. *Ci. Suelo.* 29, 99-106.
- Verdonck, O; R Penninck & M De Boodt. 1983. Physical properties of different horticultural substrates. *Acta Hortic.* 150, 155–160.
- Verma, S & PK Sharma. 2007. Effect of long-term manuring and fertilizer on carbon pools, soil structure, and sustainability under different cropping systems in wet-temperate zone of northwest Himalayas. *Biol. Fertil. Soils* 19, 235–240.
- Vezzani, FM & J Mielniczuk. 2009. An overview of soil quality. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 33, 743–755.
- Vityakon P. 2007. Degradation and restoration of sandy soils under different agricultural land uses in northeast Thailand: a review. *Land Degrad Dev.* 18, 567-577.
- Vieira, FCB; C Bayer; JA Zanatta; J Diekow; J Mielniczuk & ZL He. 2007. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. *Soil Till. Res.* 96(1), 195-204.
- Viglizzo, EF; AJ Pordomingo; MG Castro & FA Lertora. 2002. La sustentabilidad ambiental del agro pampeano. In: Ediciones, INTA, Buenos Aires, p. 85.
- von Lützw, M; I Kögel-Knabner; K Ekschmitt; H Flessa; G Guggenberger; E Matzner & B Marschner. 2007. SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2183–2207.
- Wall, LG. 2011. The BIOSPAS Consortium: Soil Biology and Agricultural Production. In: de Bruijn, FJ (Ed.), *Handbook of Molecular Microbial Ecology I*, (Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc.), pp. 299–306.
- Wall, A & J Heiskanen. 2003. Water-retention characteristics and related physical properties of soil on afforested agricultural land in Finland. *Forest Ecol. Manag.* 186, 21–32.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In K Magdoff & RR Weil (Eds.), *Soil organic matter in sustainable agriculture*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EE.UU. Pp. 67-102.
- Wander, MM & SJ Traina. 1996. Organic matter fractions from organically and conventionally managed soils: II. Characterization of composition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1087-1094.
- Wang, GX; HY Ma; J Qian & J Chang. 2004. Impact of land use changes on soil carbon, nitrogen and phosphorus and water pollution in an arid region of northwest China. *Soil Use Manag.* 20, 32–39.

- Warrick, AW. 2002. Soil Physics Companion. CRC Press LLC, Boca Raton, USA.
- Warrick, AW & DR Nielsen. 1980. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: Hillel, D. (Ed.), Applications of Soil Physics. Academic Press, Toronto, Canada.
- Watson, KW & RJ Luxmoore. 1986. Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. Soil Sci. Soc. Am. J. 50, 578–582.
- Weil, RW; KR Islam; MA Stine; JB Gruver & SE Samson-Liebig. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. Am. J. Altern. Agric. 18, 3–17.
- Whitbread, AM; GJ Blair & R Lefroy. 2000. Managing legume leys, residues and fertilisers to enhance the sustainability of wheat cropping systems in Australia. Soil physical fertility and carbon. Soil Till. Res. 54, 77-89.
- White, RE. 2006. Principles and Practice of Soil Science, 4th edition. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Wilson, AT. 1978. Pioneer agriculture explosion and CO₂ levels in the atmosphere. Nature 273, 40–41.
- Wilson, MG; MC Sasal & OP Caviglia. 2013. Critical bulk density for a Mollisol and a Vertisol using least limiting water range: Effect on early wheat growth. Geoderma 192, 354–361.
- Witter, E & A Kanal. 1998. Characteristics of the soil microbial biomass in soils from a long-term field experiment with different levels of C input. Applied Soil Ecology 10, 37–49.
- Wright, AL & FM Hons. 2005. Soil carbon and nitrogen storage in aggregates from different tillage and crop regimes. Soil Sci. Soc. Am. J. 69, 141–147.
- Xu, JG & NG Juma. 1993. Above- and below-ground transformation of photosynthetically fixed carbon by two barley (*Hordeum vulgare* L.) cultivars in a Typic Cryoboroll. Soil Biol. Biochem. 25, 1263–1272.
- Yunusa, IAM & PJ Newton. 2003. Plants for amelioration of subsoil constraints and hydrological control: the primer-plant concept. Plant and Soil 257, 261–281.
- Zalba, P; JC Gasparoni & N Peinemann. 1996. A rapid method for estimating the carbon concentration of fulvic acids. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 27(1-2), 1-5.
- Zalba, P & AR Quiroga. 1999. Fulvic acid carbon as a diagnostic feature for agricultural soil evaluation. Soil Sci. 164, 57-61.
- Zanatta, JA; C Bayer; J Diekow; FCB. Vieira & J Mielniczuk. 2007. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. Soil Till. Res. 94, 510–519.
- Zhou, X; HS Lin & EA White. 2008. Surface soil hydraulic properties in four soil series under different land uses and their temporal changes. Catena 73, 180–188.
- Zimmermann, M; J Leifeld; S Abiven; MWI Schmidt & J Fuhrer. 2007. Sodium hypochlorite separates an older soil organic matter fraction than acid hydrolysis. Geoderma 139(1-2), 171-179.
- Zornoza, R; J Mataix-Solera; C Guerrero; V Arcenegui; J Mataix-Beneyto & I Gómez. 2008. Validating the effectiveness and sensitivity of two soil quality indices based on natural forest soils under Mediterranean conditions. Soil Biol. Biochem. 40, 2079-2087.