



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

*“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”*

*Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016*

### **CAMBIOS EN PROPIEDADES QUÍMICAS Y BIOQUÍMICAS DEL SUELO ASOCIADOS AL REEMPLAZO DE PASTIZALES POR FORESTACIONES Y AGRICULTURA**

PAULA FLORENCIA DI GERÓNIMO<sup>1,2\*</sup>; CECILIAVIDELA<sup>2</sup>; PABLO LACLAU<sup>3</sup>; MARIA ELENA FERNÁNDEZ<sup>4</sup>

<sup>1</sup>: Comisión de Investigaciones Científicas de la Pcia. de Buenos Aires (CIC);

<sup>2</sup>: Universidad Nacional de Mar del Plata; <sup>3</sup>: INTA; <sup>4</sup>: CONICET

\* [digeronimopaula@gmail.com](mailto:digeronimopaula@gmail.com)

**Palabras clave:** Acidez, carbono en fracciones, mineralización de carbono y nitrógeno.

#### **Resumen**

En el Sudeste Bonaerense, el proceso de agriculturización implicó principalmente el reemplazo de vegetación nativa de pastizales por agricultura, mientras que, en los piedemontes serranos, algunos pastizales fueron reemplazados por forestaciones, debido a las restricciones que de estas áreas presentan para la agricultura. Otro cambio implementado, en algunos sitios forestados, fue la reconversión a sistemas silvopastoriles (SSP) mediante el raleo de franjas de árboles. El objetivo de este trabajo fue estudiar los cambios en algunas propiedades edáficas bajo las mismas condiciones ambientales y tipo de suelo similar, generados por los siguientes cambios en el uso de la tierra: 1) Pastizal Natural (PN) a agricultura (AGR) 2) PN a forestación con pinos (MP) y 3) Franjas raleadas dentro de MP, para reconversión a SSP: pastizal secundario (PS). Se tomaron muestras de suelo representativas de tales situaciones y se analizaron propiedades químicas y bioquímicas. Se observaron reducciones del pH y aumento en la saturación con  $H^+$  con respecto a PN, en todos los sistemas estudiados. En MP y PS se halló un aumento del carbono orgánico total del suelo (COT), principalmente de la fracción asociada a los minerales (COA), mientras que la fracción particulada (COP), no sufrió cambios con respecto a PN. El valor de Nan de estos sitios fue inferior al de PN, lo cual se atribuyó a ausencia de cambios en el COP y a diferencias en la calidad de los residuos. La apertura del monte (PS) generó disminución en la acidez del suelo y un aumento en la mineralización potencial de C y N, el Nan, y el P-Bray. En AGR se halló acidificación pero en menor grado, reducción del COT, principalmente del COP, reducción del Nan y aumento del P-Bray con respecto a PN. El estudio de las fracciones no logró explicar satisfactoriamente los cambios en COT, el Nan y la mineralización de C y N, en MP y PS. El estudio de la composición química de las fracciones ayudaría a su comprensión en futuras investigaciones.



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

---

### Introducción

En el Sudeste Bonaerense, el proceso de agriculturización implicó mayoritariamente el reemplazo de vegetación nativa de pastizales por agricultura, mientras que, en los piedemontes serranos, algunos pastizales fueron reemplazados por forestaciones, debido a las restricciones que de estas áreas para la agricultura. Otro cambio implementado, en algunos sitios forestados, fue la reconversión a sistemas silvopastoriles (SSP) mediante el raleo de franjas de árboles. Estos cambios producidos en la vegetación, asociados a cambios en manejo del suelo, tienen un efecto directo en las propiedades químicas y bioquímicas del mismo.

Una de las propiedades más afectada por los cambios en el uso de la tierra, es el contenido y la distribución de Carbono Orgánico total (COT). Está bien documentado en la bibliografía que, la conversión de vegetación nativa a agricultura, provoca reducciones en el contenido de COT de los suelos (Lal, 2004, Sainz Rosas *et al.*; 2011), principalmente de sus fracciones lábiles (Graham *et al.*; 2002, Sequeira & Alley, 2011). En cuanto a la forestación de pastizales, se han encontrado tanto reducciones (Guo & Gifford, 2002; Berthrong *et al.*, 2009), como aumentos o ausencia de efectos (Jobbagy & Jackson, 2000; Fialho & Zinn, 2012).

Otra propiedad del suelo que se ve afectada por los cambios en la vegetación es el pH. El uso agrícola continuo del suelo genera disminución del pH, debido a factores como el desbalance entre la extracción y la reposición de nutrientes básicos (Ca, K, Mg) (Vázquez, 2005), el uso de siembra directa (Wyngaard *et al.*, 2012) y de fertilizantes de reacción ácida (Divito *et al.*, 2011). Las forestaciones también pueden ocasionar acidez en los suelos debido a la alta extracción de cationes (Amiottiet *al.*, 2000), estando condicionado el proceso por la especie arbórea en cuestión (Castro Diez *et al.*; 2012). El contenido de carbono y el pH cumplen un rol fundamental en el ciclo y disponibilidad de nutrientes, como el nitrógeno (Amiottiet *al.*, 2000) y el fósforo (Frossard *et al.*, 2000; Nair *et al.*, 2004) edáficos. La mineralización del C, principalmente de sus fracciones lábiles, regula la disponibilidad de N (Manlay *et al.*, 2007). A su vez, el pH modifica la actividad biológica del suelo (Sims, 1990), condicionando el proceso de mineralización del C y del N (Amiottiet *al.*, 2000).

Para poder realizar un correcto uso del suelo, resulta clave la comprensión de los procesos que ocurren en el mismo luego de un cambio en la vegetación. Como ya se dijo, son reconocidos los efectos del reemplazo de pastizales por agricultura. Sin embargo, los efectos del reemplazo de pastizales por forestaciones y la apertura del dosel arbóreo para reconversión a SSP han sido menos evaluados, particularmente en zonas templadas.



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

El objetivo de este trabajo fue estudiar los cambios en algunas propiedades edáficas bajo las mismas condiciones ambientales y tipo de suelo similar, generados por los siguientes cambios en el uso de la tierra:

1. Pastizal Natural (PN) a agricultura (AGR)
2. PN a forestación con pinos (MP)
3. Franjas raleadas dentro de MP, para reconversión a SSP: pastizal secundario (PS).

### **Materiales y Métodos**

Se trabajó en un establecimiento agropecuario ubicado en el partido de Tandil ( $37^{\circ}40'14''S$ ;  $59^{\circ}4'49''W$ ) en el que se seleccionaron situaciones de manejo de interés, ubicadas sobre suelos con características físico-químicas similares:

Se identificó una forestación de pinos (*Pinus radiata* D. Don) de 22 años de antigüedad establecida sobre un Argiudol Típico serie Tandil (SoilSurveyStaff, 2014), (INTA, 2014). El sitio pastizal secundario correspondió a franjas de 20 m de ancho dentro de la forestación, que fueron raleadas tres años antes de este estudio, y donde se permitió el crecimiento de especies nativas y naturalizadas. El sitio bajo agricultura fue un lote bajo SD por más de 20 años y una rotación trigo-soja/girasol o colza, contiguo a la forestación y sobre el mismo tipo de suelo. El pastizal natural seleccionado, también está adyacente a los sitios anteriores, pero ubicado en una posición más alta del terreno con respecto a la forestación (suelo Hapludol Típico, serie Sierra de los Padres) (SoilSurveyStaff, 2014), (INTA, 2014).

En cada sitio se tomaron tres muestras de suelo compuestas a dos profundidades: 0-5 cm (40 submuestras) y 5-20 cm (20 submuestras). . Todas las muestras fueron secadas en estufa a 30°C, molidas y tamizadas con tamiz de 2 mm o 0,5 mm, según el análisis a realizar.

En las muestras de cada sitio experimental se realizaron las siguientes determinaciones: acidez activa (1:2,5 en agua, Dewis & Freitas, 1970), acidez intercambiable (Thomas, 1982), fraccionamiento físico por tamaño de partículas, en dos fracciones: 2000-53  $\mu\text{m}$  y <53  $\mu\text{m}$  (Cambardella & Elliot, 1992), para luego determinar el carbono presente en cada fracción (particulado, a partir de ahora, COP y asociado a los minerales, COA, respectivamente) y en el suelo sin fraccionar (COT) mediante combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (120°C, durante 90 min) (Schlichting *et al.*, 1995). También se determinó P extractable Bray (Bray & Kurtz, 1945) y se estimó el N potencialmente mineralizable por incubación anaeróbica (Nan) (Waring & Bremner, 1964).

Se realizó un ensayo de mineralización potencial del C y del N empleando el procedimiento descrito por Coleman *et al.* (1977). Para ello se incubó suelo de MP y PS con y sin mantillo de pinos, durante 28 días, a 25°C y 80 % de la máxima capacidad de retención de agua, dentro de frascos de vidrio de 1L. La producción de CO<sub>2</sub> se midió



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

*“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”*

*Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016*

---

mediante trampas con NaOH que se titularon con HCL, en los días 1, 2, 3, 7, 14, 21 y 28 después de la incorporación del mantillo (Anderson, 1982). La mineralización de N se determinó como la diferencia en la concentración de N inorgánico entre los días 0 y 28 de incubación. Para ello se extrajo el N mineral, con una solución KCl y se cuantificó separadamente N-NH<sub>4</sub> y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por microdestilación por arrastre de vapor (Bremner & Keeney 1965).

Las diferencias entre las áreas experimentales, PN, MP, AGR y PS, se analizaron a través de análisis de la varianza empleando el procedimiento GLM del paquete estadístico SAS INSTITUTE INC. (2008). Se utilizó el test de LSD, a un nivel de significancia del 5% para evaluar las diferencias entre medias.

### **Resultados y Discusión**

En la Tabla 1 se presenta un resumen de los datos de pH, COT, Nan y P-Bray (Di Gerónimo et al., 2014), en el cual se observan diferencias muy marcadas en algunas propiedades químicas del suelo, asociadas a los cambios ocurridos en el uso de la tierra. La forestación con pinos produjo un marcado aumento del COT del suelo a las dos profundidades analizadas con respecto a la situación inalterada (PN), y un fuerte descenso del pH, principalmente en los primeros 5 cm del perfil. A pesar de la gran acumulación de COT, el Nan en MP fue menor que en PN, mientras que el P extractable aumentó con respecto a aquél. La apertura del dosel arbóreo (PS), provocó un rápido incremento del pH, pero no ocasionó variaciones en el COT. Se observó un leve aumento del Nan, pero este siguió siendo menor que en PN, mientras que el P extractable aumentó con respecto a MP. El pasaje de PN a AGR originó un descenso del COT y del pH, pero la magnitud de los cambios fue menor que la hallada bajo manejo forestal. El Nan también descendió, en el siendo su valor, el más bajo entre los sistemas estudiados, pero el P extractable aumentó considerablemente a causa de la fertilización (Tabla 1).

## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Tabla 1: Efecto del sistema de manejo y profundidad sobre el pH, contenido de Carbono orgánico total total (COT), Nitrógeno incubado en anaerobiosis (Nan) y P extractable (Di Gerónimo et al., 2014).

Sitio	Profundidad (cm)	pH	COT (g 100 g suelo <sup>-1</sup> )	Nan (mg N suelo <sup>-1</sup> )	P extractable (mg P kg suelo <sup>-1</sup> )
MP	0-5	5,14 <b>D</b>	8,34 <b>A</b>	137,10 <b>C</b>	4,78 <b>C</b>
	5-20	5,45 <b>d</b>	5,39 <b>a</b>	101,3 <b>b</b>	9,79 <b>b</b>
PS	0-5	5,35 <b>C</b>	8,86 <b>A</b>	157,9 <b>B</b>	13,47 <b>B</b>
	5-20	5,65 <b>c</b>	4,83 <b>b</b>	109,17 <b>b</b>	9,19 <b>b</b>
AGR	0-5	5,63 <b>B</b>	4,00 <b>C</b>	91,58 <b>D</b>	77,22 <b>A</b>
	5-20	5,75 <b>b</b>	2,65 <b>c</b>	67,73 <b>c</b>	16,31 <b>a</b>
PN	0-5	5,87 <b>A</b>	7,55 <b>B</b>	251,76 <b>A</b>	6,98 <b>C</b>
	5-20	6,01 <b>a</b>	4,58 <b>b</b>	115,84 <b>a</b>	3,73 <b>c</b>

Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de manejo a 0-5 cm. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas a 5-20 cm. (LSD= $\alpha < 0,005$ )

### Acidez del suelo

El análisis de la acidez intercambiable del suelo mostró diferencias significativas entre sitios, profundidades e interacción entre ellos ( $\alpha < 0,05$ ) (Figura 1). Se encontró que MP, PS y en menor medida AGR produjeron un aumento de la acidez intercambiable del suelo con respecto a PN a las dos profundidades analizadas. Por otro lado, no se verificó presencia de Al intercambiable en ninguno de los sitios, por lo que se puede afirmar, que las variaciones encontradas son debidas a reemplazo de bases intercambiables ( $\text{Ca}^{+2}$  y  $\text{Mg}^{+2}$ ) por protones ( $\text{H}^+$ ).

El mayor aumento en la saturación con  $\text{H}^+$  se encontró en MP. Luego de 22 años desde el reemplazo del pastizal por la forestación, el suelo aumentó en un 251% y 245% su saturación con  $\text{H}^+$  de 0-5 cm y de 5-20 cm de profundidad, respectivamente. Esto coincidió con la reducción del pH (0,64 unidades, promedio de ambas profundidades), y se debería a la combinación de varios procesos que interactúan en el ecosistema forestal. Entre estos procesos se encuentran variaciones en el pH del agua de lluvia al atravesar la copa de los árboles, variaciones microclimáticas, producción de ácido carbónico, cantidad y composición del mantillo incorporado al suelo y balance de cargas producidas por la absorción de nutrientes (Amiottiet *al.*, 2000).

## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

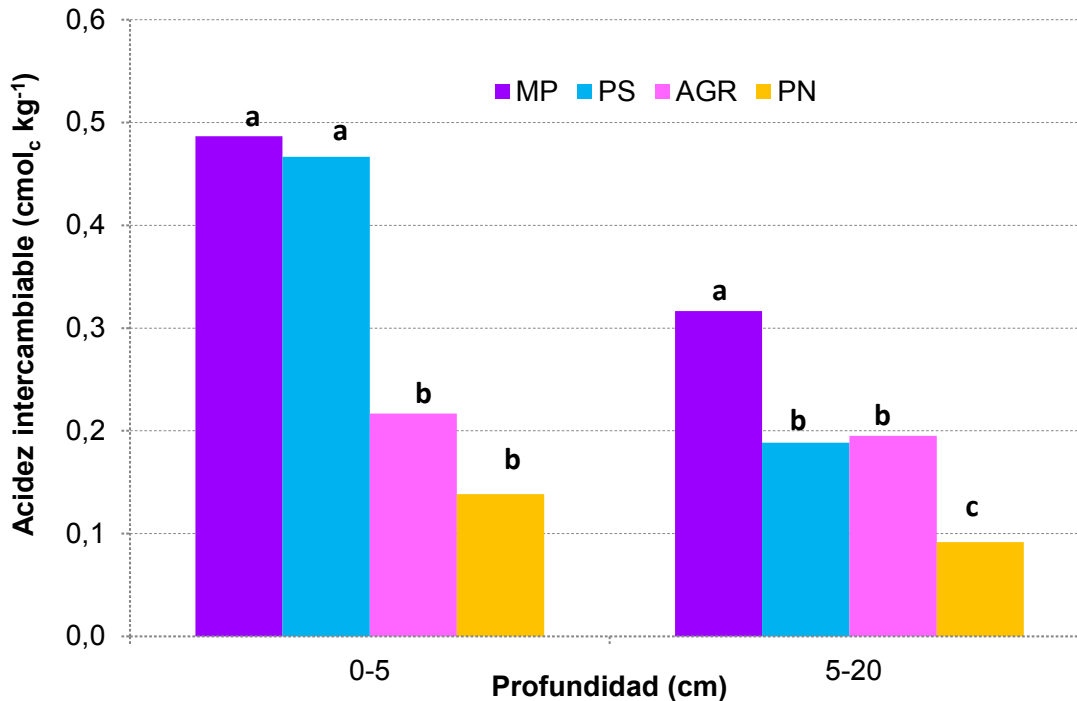


Figura 1. Acidez intercambiable del suelo para cuatro situaciones de manejo: Monte de pinos (MP), pastizal secundario (PS), agricultura (AGR) y pastizal natural (PN), a dos profundidades de suelo: 0-5 y 5-20 cm. Letras distintas indican diferencias significativas entre sistemas de manejo y profundidades (LSD,  $\alpha < 0,05$ ).

Además, la composición química del mantillo incorporado al suelo (bajo contenido de  $\text{Ca}^{+2}$  y presencia de compuestos orgánicos complejos como resinas, grasas y lignina) podría inhibir la actividad de la fauna, favoreciendo la flora fungosa. Esto tendría consecuencias en los productos que se forman durante la descomposición, siendo el efecto final, una disminución marcada del pH (Schlatter & Otero, 1995). Se ha reportado que, acompañando los efectos sobre el pH, las forestaciones reducen la saturación del complejo de intercambio con bases a tres cuartos del valor original (del 59% al 45%) a partir de disminuciones en la fracción intercambiable de  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{K}^{+}$ , y  $\text{Ca}^{+2}$  (Jobaggyet *al.*, 2006), lo cual se ve claramente reflejado en este trabajo a través del aumento en la saturación con  $\text{H}^{+}$ .

La eliminación de la influencia directa del residuo de pinos, debida al raleo de franjas (PS), produjo variaciones en el pH y en la saturación con  $\text{H}^{+}$ . Luego de tres años desde la reconversión del sistema, en los primeros 5 cm del suelo, la saturación con  $\text{H}^{+}$  de PS no difirió de MP ( $\alpha > 0,05$ ), mientras que en 5-20 cm, se diferenció de aquel, reduciendo significativamente su valor ( $p < 0,05$ ) (Figura 1). El pH del suelo en cambio, presentó un aumento significativo en PS con respecto a MP a ambas profundidades (Tabla1) ( $\alpha < 0,05$ ). Este resultado fue contrario al esperado, ya que se esperaba que el mayor cambio ocurriese en los primeros cm del suelo. Sin embargo, al momento del muestreo,



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

las franjas raleadas aún presentaban una importante cantidad de mantillo de pinos en estado parcial de descomposición, y además, seguían recibiendo aporte de hojas desde las franjas de árboles contiguas. Por lo tanto, se observó que en este estrato del perfil sería más lento el proceso de recuperación de la saturación con bases, por lo cual en el período analizado el cambio se observó sólo en el pH (Tabla 1). Es posible que las variaciones en acidez intercambiable y pH en estratos más profundos del perfil sean debidas principalmente a la gran extracción de bases que los árboles realizan (Jobaggyet *al.*, 2006), y no tanto a la influencia directa del residuo y los productos de su descomposición, como puede ocurrir en los primeros cm (Schlatter & Otero, 1995). Así, tanto el pH como la saturación con H<sup>+</sup> se recuperarían más rápidamente en el estrato 5-20 cm, ya que la eliminación de los árboles genera un efecto instantáneo de reducción en la extracción de cationes, recuperándose el suelo con mayor facilidad.

Las variaciones en la acidez del suelo tuvieron un fuerte impacto sobre los niveles de P extractable (Tabla 1). El reemplazo del PN por MP no produjo cambios significativos en el P-Bray en los primeros 5 cm del suelo, sin embargo, en el estrato 5-20 cm, el valor de dicha variable fue superior en 6,06 mg P kg<sup>-1</sup> suelo al de PN. Se ha reportado que en suelos donde se ha introducido *Pinus radiata* como especie exótica, existe una disminución del P orgánico y del P total (McDowell & Stewart, 2006) y aumentos de las fracciones de P inorgánico, particularmente las disponibles medidas por el método de extracción de P utilizado en este trabajo (Mc Dowell & Stewart, 2006; Chenet *al.*, 2008). Estudios previos en la zona también indican que existen importantes aportes de P provenientes de los horizontes orgánicos generados bajo *P. radiata* (Garay *et al.*, 2012). Sin embargo, en los primeros cm del perfil, la disponibilidad del nutriente fue menor. Se ha reportado que la disminución del pH, junto con una mayor producción de ácidos orgánicos incrementa la hidrólisis ácida de silicatos, con liberación de Al (Amiottiet *al.*, 2000), pudiendo aumentar la sorción de P (Frossardet *al.*, 2000; Nairet *al.*, 2004). Sin embargo, en este trabajo no se verificó presencia de Al intercambiable, atribuyéndose estas variaciones a un efecto directo del pH sobre la disponibilidad del nutriente (Frossardet *al.*, 2000). En línea con esta teoría, el pasaje de MP a PS produjo un aumento de 9 mg P kg<sup>-1</sup> suelo, sin que se encontraran tales diferencias en el estrato 5-20 cm, donde las variaciones en acidez fueron menores (Tabla 1, Figura 1).

El reemplazo de PN por AGR produjo un aumento en la saturación con H<sup>+</sup> a las dos profundidades analizadas ( $\alpha < 0,05$ ), encontrándose valores similares de saturación a ambas profundidades, pero menores que los hallados en MP. La intensificación en el uso de los suelos de esta zona, ocurrida durante las últimas tres décadas, se caracterizó por las elevadas tasas de extracción de nutrientes, el incremento del uso de fertilizantes nitrogenados de reacción ácida y la falta de reposición de nutrientes, principalmente Ca y Mg. Como consecuencia, se ha producido un paulatino aumento de la acidez de los suelos (Cruzate & Casas, 2003; Vázquez, 2005). El efecto del manejo agrícola sobre el pH responde a procesos de exportación de bases sin reposición con las cosechas (Vázquez, 2005, Videla *et al.*, 2012), a la erosión hídrica y al lavado de las bases en

## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

profundidad (Michelena *et al.*, 1988), al empleo de fertilizantes nitrogenados y a la implementación de labranzas reducidas o siembra directa (Wyngaard *et al.*, 2012). Estos dos últimos procesos pueden ser más marcados en superficie, originando que el proceso de acidificación sea más notorio en los primeros cm del perfil.

### **Carbono orgánico total del suelo y en fracciones granulométricas**

Como ya se mostró anteriormente, el reemplazo de PN por MP produjo aumentos significativos en el contenido de COT del suelo a ambas profundidades, sin que se produzcan pérdidas significativas del mismo luego de tres años desde la eliminación de los árboles (PS) (Tabla 1) ( $\alpha < 0,05$ ). En coincidencia con estos resultados, una revisión de datos realizada por Ecclesia *et al.* (2012), concluyó que el balance de carbono del suelo en las transiciones de vegetación natural a forestaciones, depende de la precipitación media anual del sitio (PMA) y de la edad de la plantación. Así, sitios con PMA menor a 1200 mm y más de 20 años desde la conversión, presentan ganancias netas de carbono, o valores similares al de la vegetación original, lo cual coincide con las características de este estudio. Además, la relativamente baja tasa de descomposición de los residuos en las forestaciones, podría incrementar su COT del suelo superficial con respecto a los pastizales (Jobaggy & Jackson, 2000). Sin embargo Guo & Gifford (2002), concluyeron que las forestaciones con coníferas reducen el contenido de COT del suelo en un 12%. Los mismos autores reportaron, pequeñas ganancias de COT en sitios con PMA menores a 1200 mm.

Del análisis de las fracciones COP (2000-53  $\mu\text{m}$ ) y COA (<53  $\mu\text{m}$ ), se presentan los resultados correspondientes a la masa de suelo contenida en cada fracción (Figura 2.A) y el contenido de carbono orgánico en las mismas (Figura 2.B).

En la Figura 2.A puede observarse que para todos los sitios y profundidades analizadas, la mayor proporción de masa de suelo se localizó en la fracción MOA. La situación inalterada (PN) fue el sitio con menor masa en la fracción MOA y mayor en la fracción MOP a ambas profundidades. Los sitios MP y PS presentaron una distribución de masa entre fracciones intermedia, con algunas variaciones entre profundidades. El manejo agrícola en cambio, presentó siempre la menor proporción de masa en la fracción MOP (Figura 2.A)

En la Figura 2.B y en la tabla 1, puede verse que el carbono contenido en las fracciones tuvo un comportamiento diferente a la masa, lo cual fue asociado a diferencias en concentración de carbono en cada fracción (datos no mostrados).

Los sitios MP, PS y PN no se diferenciaron en su contenido de COP en los primeros 5 cm del suelo. En 5-20 cm en cambio, PN y PS fueron estadísticamente iguales y mayores a MP, para dicha variable ( $\alpha < 0,05$ ) (Figura 2.B). Se ha demostrado que en la fracción >53  $\mu\text{m}$  incluye residuos de reciente incorporación al suelo y partículas en



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

estado de descomposición parcial, por lo que presenta una tasa de reciclado alta y es muy sensible a las prácticas de manejo adoptadas (Balesdent *et al.*, 2000). En este caso, en el material retenido en el tamiz de 53  $\mu\text{m}$  en MP y en menor medida en PS, predominaban acículas de pino poco descompuestas. Este material tiene gran cantidad de estructuras químicamente recalcitrantes y de grupos carboxílicos (Wiesmeier *et al.*, 2009) y los grupos que contienen N serían menores, por lo que la relación C/N de la MO en el suelo bajo MP aumentaría (Dick *et al.*, 2011).

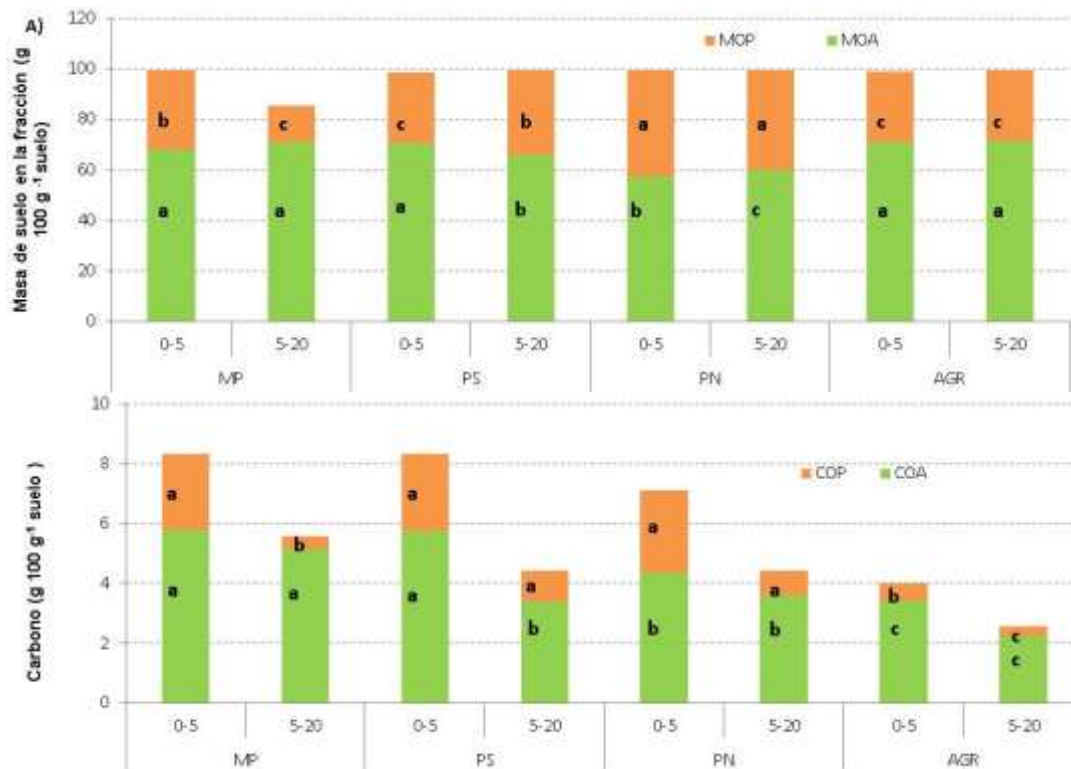


Figura 2: Masa (A) y carbono orgánico del suelo (B), en dos fracciones: (COP y COA) para cuatro situaciones de manejo: Monte de pinos (MP), pastizal secundario (PS), agricultura (AGR) y pastizal natural (PN), a dos profundidades de suelo: 0-5 y 5-20 cm. Letras distintas indican diferencias significativas entre sistemas de manejo y profundidades (LSD,  $\alpha < 0,05$ ).

Además, el pH del suelo es considerado como el factor dominante que controla la transformación microbiana de MO (Kemmitt *et al.*, 2006), y un pH del suelo bajo, como el hallado en este trabajo en MP, favorece la acumulación de C en el suelo (Shunbao *et al.*, 2012). Esto explicaría en parte, la falta de diferencias en la variable COP entre MP, PS y PN en los primeros cm, y el hecho de que, en el estrato 5-20 las diferencias se inviertan. En dicha profundidad se encontró que PS no se diferenció de PN, probablemente debido al aporte de las raíces de las especies herbáceas que crecieron luego del raleo. En cambio en MP el COP fue un 83% inferior en 5-20 con respecto a los primeros 5 cm, respaldando la afirmación de que, la acumulación de COP en superficie



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

en estos sitios es debida a la gran acumulación de acículas sin descomponer. Sin embargo, comparando distintas especies forestales, Riestra *et al.*, 2012 hallaron variaciones en las fracciones lábiles del carbono del suelo, siendo en este caso las forestaciones con pinos las que acumularon menor carbono en fracciones gruesas.

Se evidenció que la acumulación de COT en MP y PS con respecto a PN ocurrió entonces, a expensas de un aumento en el COA, en los primeros 5 cm. En el estrato 5-20, en cambio, PS y PN no difirieron en su contenido de COA, pero fueron menores que MP ( $\alpha < 0,05$ ) (Figura 2). Ecclesia *et al.*, 2012, también reportaron que las variaciones en el contenido de COT de las forestaciones con respecto a los pastizales, eran debidas a cambios en la fracción COA y no hallaron variaciones en el COP. Sin embargo Riestra *et al.*, 2012 no encontraron variaciones en el contenido del COT de suelos forestados con respecto a la vegetación nativa.

Se ha demostrado que, el carbono asociado a la fracción mineral del suelo es de naturaleza poco lábil y resistente a la degradación en el corto plazo (Balesdent *et al.*, 2000). Sin embargo, se ha encontrado que las forestaciones realizan un gran aporte de carbono soluble al suelo con respecto a los pastizales naturales (Ellert & Gregorich, 1995; Quideau & Bockheim, 1997, Chantigny, 2003). El carbono disuelto es una fracción del COT del suelo representada por compuestos orgánicos presentes en solución (Haynes, 2005). En las forestaciones esta gran cantidad de carbono soluble provendría de compuestos recalcitrantes como ligninas, taninos y ácidos fenólicos, producto de la descomposición de mantillo en la superficie del suelo (Quideau & Bockheim, 1997). Durante la separación física realizada en este trabajo, esta fracción de C soluble atraviesa el tamiz de 53  $\mu\text{m}$ , por lo cual es posible que parte del carbono cuantificado en la fracción MOP, no esté asociado a la fracción mineral. Esta situación explicaría, al menos en parte, por qué se encuentran variaciones tan marcadas en la MOA, una fracción de lenta tasa de reciclaje. Además, el pasaje de MP a PS, genera una disminución del COA del 35% en el estrato 5-20 cm que no ocurre en los primeros 5 cm (donde aún existe influencia del residuo de pinos), mientras que MP presenta valores similares en ambas profundidades (Figura 2). Esto refuerza la discusión anterior, ya que un cambio de tal magnitud no podría ocurrir en tres años sólo a expensas de mineralización de una fracción estable, sin que se noten cambios en la fracción más susceptible a dicho proceso (MOP) (Haynes *et al.*, 2005). Por lo dicho, y al igual que en la fracción MOP, es necesario estudiar en profundidad la naturaleza química de los compuestos presentes en el COA, para poder comprender mejor su dinámica en un suelo forestal.

En el caso del reemplazo de PN por agricultura, luego de mas de 30 años, se observa una disminución en el COT del suelo de 2,33 g C 100 g<sup>-1</sup> suelo (promedio ponderado de las dos profundidades). En este caso, la reducción se asoció a pérdidas en ambas fracciones, pero de mucho mayor magnitud en el COP, en coincidencia con otros trabajos que afirman que la agricultura continúa genera un agotamiento de fracciones

## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

lábiles (Eiza *et al.*, 2005, Riestra *et al.*, 2012). En este caso, a diferencia de lo ocurrido en el sistema forestal, la disminución en los niveles de Nan, puede ser atribuida a una marcada caída del COP del suelo (Diovisalvi *et al.*, 2008).

### Mineralización potencial de C y N

Al analizar la dinámica de producción de CO<sub>2</sub> por respiración, puede observarse que la presencia de mantillo aumentó significativamente dicha producción (Figura 3). Este comportamiento se debe a que en presencia de mantillo se produce una mayor disponibilidad de azúcares y compuestos carbonados simples asociados a las primeras etapas de su descomposición. Además, se ha comprobado un aumento de la tasa respiratoria del suelo luego del aporte de material fresco (Wagner & Wolf, 1998). En cambio, en los tratamientos sin mantillo la mineralización ocurriría a partir de sustancias menos lábiles de la MO del suelo. Independientemente de la presencia o no del mantillo, puede observarse que durante los primeros días de incubación la mineralización es muy activa y luego se estabiliza a menores tasas (Figura 3). Palma *et al.* (1998), comprobaron que este comportamiento se debe a que la mineralización de los compuestos más lábiles se produce en la etapa inicial de descomposición de los residuos. Existe así una fase inicial de pérdida constante de masa y una fase más lenta dominada por la degradación de 'lignocelulosa' (Melillo *et al.*, 1989), donde la producción de CO<sub>2</sub> acumulada alcanza un *plateau*, estabilizándose.

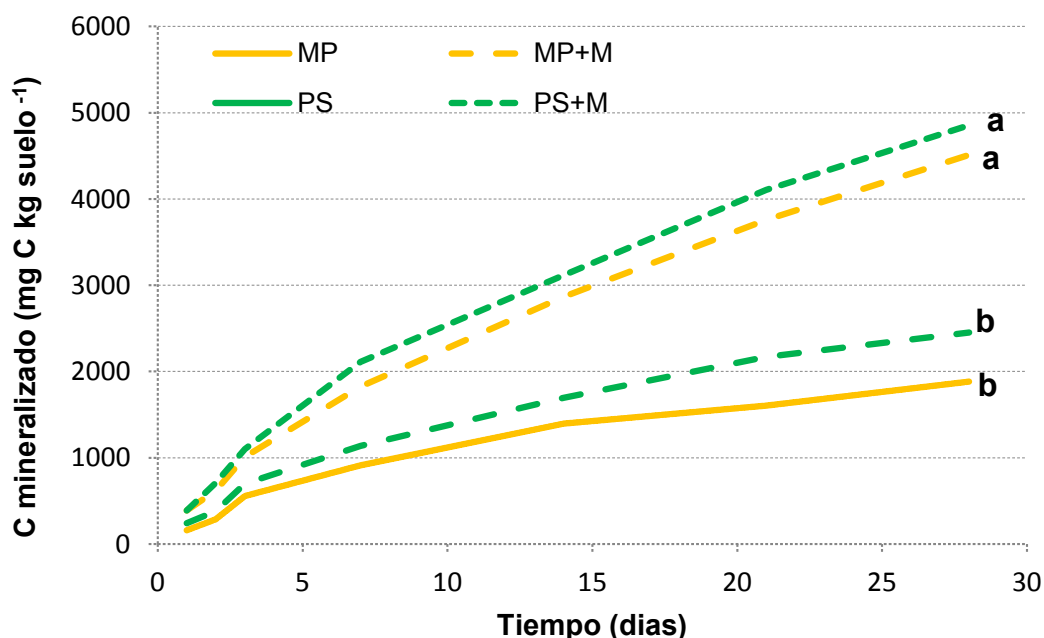


Figura 3: Producción acumulada de dióxido de carbono en el monte de pinos (MP) y de pastizal secundario (PS), con y sin agregado de mantillo (MP-M y PS-M, respectivamente) durante incubación bajo condiciones de temperatura y humedad controladas. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas (LSD,  $\alpha = 0,05$ ).

## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Si bien las diferencias no fueron estadísticamente significativas, al comparar MP y PS, se observa que el suelo de MP mostró una tendencia a una menor mineralización que PS, ya sea con o sin agregado de mantillo. Es posible que este comportamiento se asocie al menor pH (5,14) bajo MP, ya que la acidez restringe el crecimiento bacteriano, por lo que bajo PS se desarrollaría una comunidad descomponedora más rica (Kemmitt *et al.*, 2006). Asimismo, este sistema alberga una comunidad de especies herbáceas de menor relación C/N y un continuo aporte de sus raíces. Por su parte, en MP, la proporción de estructuras químicamente recalcitrantes y de grupos carboxílicos complejos sería mayor (Wiesmeier *et al.*, 2009) afectando la actividad respiratoria. Esta combinación de factores promovería un reciclado de nutrientes y C más rápido bajo PS. Para realizar el cálculo del N neto mineralizado durante la incubación del suelo con el mantillo, se sumaron las cantidades de N-amonio y N-nitrato producidas durante la incubación, es importante destacar que el N-nitrato fue el ion predominante, indicando que el proceso de nitrificación no tuvo limitantes en las condiciones de estudio, lo cual es esperable ya que las condiciones de temperatura y humedad en el ensayo fueron óptimas para que el proceso de nitrificación ocurriera sin limitaciones.

En la Figura 4, puede observarse que la mineralización neta potencial de N para el período estudiado fue afectada significativamente tanto por el sistema de manejo, como por la presencia de mantillo ( $p < 0,05$ ). La presencia de mantillo produjo una duplicación del N mineralizado (de 135,11 a 273,02 mg N kg<sup>-1</sup>), mientras que el PS mineralizó significativamente más N (260,6 mg N kg<sup>-1</sup>) que MP (147,5 mg N kg<sup>-1</sup>).

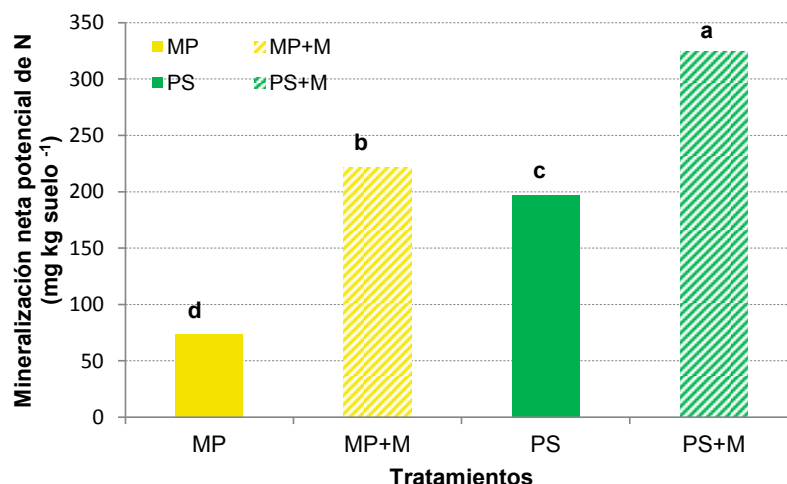


Figura 4: Mineralización neta potencial de nitrógeno en el monte de pino (MP) y el pastizal secundario (PS), a 0-5 cm, con y sin mantillo incorporado (M), durante incubación bajo condiciones de temperatura y humedad controladas. Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas (LSD,  $\alpha = 0,05$ ).



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

---

El comportamiento del N mineralizado se correspondió con la mineralización del C, ya que estos procesos responden en gran medida a la composición y la calidad de la MO. Debido a la mayor relación C/N y mayor proporción de fracciones recalcitrantes que posee MP en relación a PS, su mineralización es menor (Dick et al., 2011). También la mayor mineralización de N de PS podría estar influida por algunas características físico-químicas del suelo, como la relación C/N y el pH. Se ha demostrado que en suelos forestales, la mineralización de N aumenta a medida que la relación C/N disminuye (Goodale & Aber, 2001). Además, como ya se mencionó, la mineralización de la MO y con ello del N se ve afectada por la disminución del pH del suelo (Amniotti et al., 2000), ya que la acidez reduce la actividad de los microorganismos nitrificadores (Sims, 1990). Este efecto puede verse claramente en la menor mineralización de N en MP, y es ratificado por la acidificación ya discutida que este manejo produce en el suelo.

Con los resultados encontrados, se pone en evidencia que para el período estudiado no habría sufrido una limitante de C y con ello la mineralización habría ocurrido normalmente reflejando la influencia diferencial de las condiciones de suelo en cada sistema de manejo. En este sentido, es probable que el aumento en el pH luego del desmonte, haya generado un aumento en la diversidad de microorganismos descomponedores (Kemmitt et al., 2006), sumado a una mayor proporción de componentes lábiles con un reciclaje más rápido (Dick et al., 2011), originado en el continuo aporte de raíces y restos de la comunidad herbácea que este sistema alberga.

### Conclusiones

Los cambios en el uso de la tierra generaron importantes variaciones en la acidez del suelo, la saturación con  $H^+$ , la distribución del C en fracciones granulométricas y la mineralización del C y el N.

La acidificación ocasionada por la influencia de residuos de pinos representó una limitación a la disponibilidad de P y a la mineralización del N. El aumento del pH ocurrido luego de la tala del monte ocasionó un aumento del P-Bray. Estos cambios se atribuyen al efecto directo del pH sobre la disponibilidad de P, ya que no se verificó presencia de Aluminio en el suelo. La acidez también limita la mineralización, ya que independientemente de la presencia o ausencia de mantillo, el suelo de PS mineralizó siempre más C y N.

La acumulación de COT en MP y PS, se debió mayormente a acumulación de COA, no hallándose mayores cambios en el COP. La composición química de la materia orgánica del suelo en MP difiere fuertemente de la de PS, por lo que se necesitan estudios complementarios para interpretar la dinámica del carbono en el suelo forestal. El fraccionamiento granulométrico no logró explicar satisfactoriamente los cambios hallados en el COT, el Nan y la mineralización de C y N, por lo que se supone que el estudio de la composición química de las distintas fracciones en futuras investigaciones



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

*“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”*

*Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016*

---

ayudaría a comprender los cambios en respuesta a modificaciones en el manejo del suelo.

### **Agradecimientos**

Este trabajo fue financiado por los proyectos: “Determinación de índices de calidad para suelos bajo uso agrícola y silvopastoril” (UNMdP, AGR 428/13) y “Tecnologías y capacidades para el manejo de sistemas silvopastoriles y agroforestales en bosques implantados” (INTA- PNFOR-1104075).

Se agradece especialmente a la señora Florentina Subiaurre del establecimiento San Lorenzo, partido de Tandil, de donde fueron colectadas todas las muestras de suelo para el desarrollo de esta investigación.

### **Bibliografía**

Amiotti, N.M; P Zalba; L Sanchez & N Peinemann. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. *Ecology*. 81(12): 3283-3290.

Anderson, JPE. 1982. Soil Respiration. In Page, AI; RH Miller & DR Keeney (eds.). *Methods Of Soil Analysis. Part 2 Chemical and Microbiological Methods*. American Society Of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA. Pp. 831-866.

Balesdent, J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res*. 53(3):215-230.

Berthrong, ST, EG Jobbagy; RB Jackson. 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecol. Appl*. 19(8): 2228–2241.

Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Sci*. 59(1): 39 – 45.

Bremner, JM & DR Keeney. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate, and nitrite. *An. Chem*. 32: 485:495.

Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*. 56(3):777-783.

Campbell, CA; GP Lafond; G Wen; RP Zentner; J Schoenau, & D Hahn. 1999b. Seasonal Trends In Soil Biochemical Attributes: Effects Of Crop Management On A Black Chernozem. *Can. J. Soil Sci*. 79, 85–97.

Campbell, CA; VO Biederbeck; G Wen; RP, Zentner; J Schoenau & D Hahn. 1999a. Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: Effects of crop rotation in the semiarid prairie. *Can. J. Soil Sci*. 79(1): 73–84.



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

*“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”*

*Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016*

---

Castellano, JM; KE Mueller; DC Oik; JE Sawyer & J Six. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Glob. Chang. Biol.* Doi: 10.1111/Gcb.12982

Castro-Díez, P; N Fierro-Brunnenmeister; N González-Muñoz & A Gallardo. 2012. Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in The Iberian Peninsula. *Plant. Soil* 350(1,2):179–191

Chantigny, MH. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113 (2003): 357–380.

Chen, C; L Condrón & Z Xu. 2008. Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil phosphorus dynamics and associated microbial processes: a review. *For. Ecol. Manage.* 255(3): 396-409.

Chen, C; L Condrón; S Sinaj; M Davis; R Sherlock & E Frossard. 2003. Effects of plant species on phosphorus availability in a range of grassland soils. *Plant. soil.* 256(1): 115-130.

Coleman, DC; RV Anderson; C Cole; ET Elliott; L Woods & MK Champion. 1977. Trophic interactions in soils as they affect energy and nutrient dynamics. Iv. Flows of metabolic and biomass carbon. *Microb. Ecol.* 4(4): 373-380.

Cruzate, G & RR Casas. 2003. Balance De Nutrientes. Número Especial sostenibilidad. *Fertilizar INTA.* 8: 7-13.

Dewis, J; F Freitas. 1970. Métodos Físicos Y Químicos De Análisis De Suelos Y Aguas. *Boletín Sobre Suelos* N° 10. Pp 36-57.

Di Gerónimo, PF; C Videla, EC Zamuner; ME Fernández; LI Picone & M Calandroni. 2014. Cambios en propiedades químicas del suelo en áreas forestadas, deforestadas y agrícolas. *Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.* Bahía Blanca, Bs As, Argentina.

Dick, PD; SB Leite; RS Diniz Dalmolin; H Almeida & H Knicker. 2011. Pinus afforestation in South Brazilian highlands: soil chemical attributes and organic matter composition. *Sci. Agr.* 68(2): 175-18.

Diovisalvi, N; A Berardo & N Reussi Calvo. 2009. Nitrógeno anaeróbico potencialmente mineralizable: Una nueva herramienta para mejorar el manejo de la fertilización nitrogenada. *Actas “Simposio de Fertilidad, Fertilizar-IPNI”.* 22 a 25 de mayo de 2009. Rosario, Santa Fe, Argentina. Pp. 270.

Diovisalvi, NV; GA Studdert; GF Domínguez & MJ Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ci. Suelo.* 26(1): 1-11.



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

Divito, GA; HR Sainz Rozas; HE Echeverría; GA Studdert & N Wyngaard. 2011. Long term nitrogen fertilization: soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. *Soil Tillage Res.* 114(2): 117-126.

Ellert, BH & EGGregorich. 1995. Management-induced changes in the actively cycling fractions of soil organic matter. In: McFee, WW & JM Kelly (eds.). *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 119– 138.

Eclesia ,Rp; E Jobbagy; Rb Jackson; FB Biganzoli & Gervasio Pin~ Eiro. 2012. Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology.* 18: 3237–3251

Fabrizzi, KP; A Morón & FO García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67(6): 1831-1841.

Fialho, RC & YI Zinn. 2014. Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in Brazil: a comparative analysis. *Land Degrad. Dev.* 25(5):428-437.

Frossard, E; L Condon; A Oberson; S Sinaj & J Fardeau. 2000. Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *J. Environ. Qual.* 29(1): 15-23.

Garay, M; N Amiotti & P Zalba. 2012. Dinámica de nutrientes en rodales de *Pinus radiata* D Don. Actas 19° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo – 23° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina, Abril 2012. En CD.

Goodale , CL & JD Aber. 2001. The long-term effects of land-use history on nitrogen cycling in Northern Hardwood forests. *Ecol. Appl.* 11(1): 253–267.

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(1): 93–102.

Guo LB & RM Gifford. 2002 soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Glob. Chan. Biol.* 8(4): 345–360.

Guo, LB; AL Cowie; KD Montagu; RM Gifford. 2008. Carbon And Nitrogen Stocks In A Native Pasture And An Adjacent 16-Year-Old *Pinus Radiata* D. Don. Plantation In Australia. *Agric. Ecosys. Environ.* 124(3): 205–218.

Haynes, R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy.* 85 (2005): 222-268.

INTA. 2014. [Http://Anterior.Inta.Gov.Ar/Suelos/Cartas/](http://Anterior.Inta.Gov.Ar/Suelos/Cartas/) Consulta: 05 Febrero 2015.

Jobbagy, EG & RB Jackson. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. *Biogeochemistry.* 64(2): 205–229.

Jobbagy, EG, JB Jackson . 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10(2): 423–436.





## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

---

- Jobbagy, EG; M Vasallo; KA Farley; G Piñeiro; MF Garbulsky; MD Nosetto; R Jackson & JM Paruelo. 2006. Forestación en pastizales: Hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. *Agrociencia*. 10(2): 109 – 124.
- Kemmitt, SJ; D Wright; KWT Goulding & DL Jones. 2006. pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 38(5): 898-911.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food. *Security. Science*. 304(5667):1623-1627.
- Manlay RJ; C Feller & MJ Swift. 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 119(3): 217-233.
- McDowell, R & I Stewart. 2006. The phosphorus composition of contrasting soils in pastoral, native and forest management in Ontago, New Zealand: Sequential extraction and 31P NMR. *Geoderma* .130(1): 176-189.
- Melillo, JM; JD Aber; AE Linkins; A Ricca; B Fry, B & KJ Nadelhoffer. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: plant litter to soil organic matter. *PlantSoil*. 115: 189-198.
- Michelena, RO; CB Irurtia; A Pittaluga; F Vavruska & MEB De Sardi. 1988. Degradación de los suelos en el sector norte de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*. 6(1): 60-66.
- Murty D, MUF Kirschbaum; RE Mc Murtrie; H Mc Gilvray H. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Glob. Chan. Biol.* 8(2):105–123.
- Nair, V; K Portier; D Graetz; & M Walker. 2004. An environmental threshold for degree of phosphorus saturation in sandy soils. *J. Environ. Qual.* 33(1): 107-113.
- Nosetto, MD; EG Jobbagy & JM Paruelo. 2006. Carbon sequestration in semi-arid rangelands: comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *J. Arid. Environ.* 67(1):142–156.
- Palma, RM; RL Defrieri; MF Tortarolo; J Prause & JF Gallardo. 2000. Seasonal changes of bioelements in the litter and their potential return to green leaves in four species of the Argentine Subtropical Forest. *Ann. Bot.* 85(2):181-186.
- Paul, KI; PJ Polglase; JG Nyakuengama & PK Khanna .2002. Change in soil carbon following afforestation. *For. Ecol. Manage.* 168 (1): 241–257.
- Quideau, SA & JG Bockheim.1997. Biogeochemical cycling following planting to red pine on a sandy prairie soil. *J. Environ. Qual.* 26, 1167–1175.
- Reussi Calvo, N; HR Sainz Rozas; HE Echeverría & A Berardo. 2013. Contribution of anaerobically incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. *Agron. J.* 105(2): 321-328.



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”

Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016

---

Riestra, D; E Noellemeyer & A Quiroga. 2012. Soil Texture and Forest Species Condition the Effect of Afforestation on Soil Quality Parameters. *Soil Sci.* 177(4):279-287.

Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & HP Angelini. 2011. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la Región Pampeana y Extrapampeana. *Ci. Suelo.* 29(1): 29-37

SAS institute inc. 2008. User Installation Guide for SAS® 9.1.3 Foundation for Microsoft® Windows®, Cary, NC.

Schlatter, JE & L Otero. 1995. Efecto de *pinus radiata* sobre las características químico-nutritivas del suelo mineral superficial. *Bosque* 16(1): 29-46.

Schlichting, E; HP Blum & K Stahr. 1995. *Bodenkundliches Prakticum*, Berlin/Wien. Blockwell. Wissenschafts-Verlag, 1995, 295p.

Shunbao, L; C Chengrong; Z Xiaoqi; X Zhihong; B Gary; R Yichai & G Xiaomin. 2012. Responses of soil dissolved organic matter to long-term plantations of three coniferous tree species. *Geoderma.* 170: 136–143.

Sims, GK. 1990. Biological Degradation Of Soil. En: Lal, R & B.A, Stewart (eds.) *Advances In Soil Science.* Vol 11. 1era edn Pp 289-330. Springer-Verlag.

Soil Survey Staff. 2014. *Keys To Soil Taxonomy*, 12th Ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington Dc.

Thomas, G.W. Exchangeable Cations. In Page, AI; RH Miller & DR Keeney (eds.). *Methods Of Soil Analysis. Part 2 Chemical and Microbiological Methods.* American Society Of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA. Pp. 159-165

Vázquez, M. 2005. Calcio y Magnesio del Suelo. Encalado Y Enyesado. En: Echeverría, HE & FO García (eds.): *Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos.* Ediciones INTA. 1era edn. Pp .161-185.

Videla, C; V Baquero, GA Studdert; E Zamuner & L Picone. 2012. Acidez Y Exportación De Bases En Suelos Bajo Uso Agrícola. *Actas 19º Congreso 48 Latinoamericano – 19º Congreso Latinoamericano – 23º Congreso Argentino De La Ciencia Del Suelo.* Mar Del Plata, Buenos Aires, Argentina, Abril 2012. En Cd.

Wagner, GH & DC Wolf. 1998. Carbon transformations and soil organic matter formation. En: Sylvia, DM; JJ Fuhrmann; PG Hartel; ZB Zuberer (eds). *Principles and applications of soil microbiology.* Prentice Hall. Pp 218-258.

Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium Production In Soil Under Waterlogged Condition As An Index Of Nitrogen Availability. *Nature* 201: 951-952.

Wiesmeier, M; DP Dick; C Rumpel; RSD Dalmolin; A Hilscher & A Knicker. 2009. Depletion of soil organic carbon and nitrogen under *Pinus taeda* plantations in Brazilian grasslands (Campos). *Eur. J. Soil Sci.* 60(3): 347-359.



## XXV CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

*“Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo”*

*Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016*

---

Wyngaard, N; HE Echeverría; HR Sainz Rozas & G Divito. 2012. Long-term fertilization and tillage effects on soil properties and maize yield in a Southern Pampas Argiudol. Soil Till. Res. 119:22-30.