

Cambios en las características físicas y químicas de un suelo después de la incorporación de compost de distinto origen

Koritschoner J. J., Rampoldi E. A. y Hang, S.

RESUMEN

Se evaluó sobre el suelo el efecto de diferentes compost, obtenidos mediante igual metodología de compostaje, después de dos años de aplicados. Sobre un suelo Haplustol típico se aplicaron 40 Mg ha⁻¹ de cada compost, conformando los siguientes tratamientos: CBIO con compost de biosólidos, CF con compost residuos de estiércol bovino, CG con compost de guano de gallina, CROU con compost de residuos sólidos urbanos. También se incluyó un tratamiento con fertilizante inorgánico (FI) y un suelo no tratado o control (C0). El pH del compost afectó ligeramente el pH del suelo, según las características del compost usado. CROU y CBIO incrementaron y disminuyeron el pH, respectivamente ($R^2=0,98$). Se observó un cambio en la distribución de la materia orgánica del suelo CG, sin incremento en el carbono orgánico total (COT). En CG aumentó un 85 % el $C_{\text{fracción}>53\mu\text{m}}$ y creció en 24 % el C extractable en álcali, respecto al control. Finalmente, se observó un enriquecimiento de Cu_M y Zn_M en CROU. Los resultados muestran que una única adición de compost puede modificar las propiedades del suelo dado los múltiples materiales compostados. Se debiera monitorear tempranamente las condiciones del suelo para identificar tendencias y evitar efectos ambientales negativos.

Palabras clave: fracciones de carbono, metales, tipo de compost.

Koritschoner J. J., Rampoldi E. A. and Hang, S. 2019. Changes on physical and chemical soil characteristics derived from application of composts of different origin. Agriscientia 36: 15-23

SUMMARY

Different composts obtained by the same methodology were applied to soil. Soil properties of a Typic Haplustoll were evaluated after two years of compost application at 40 Mg ha⁻¹. Six treatments were prepared: CBIO with biosolids compost, CF with cattle-manure compost, CG with poultry-manure compost, CROU with organic urban waste compost, a treatment with inorganic fertilizer (FI) and a non-treated control soil (C0). Regarding the edaphic properties evaluated, it was observed that the soil pH was slightly affected by compost

addition according to the characteristics of the compost used. CROU and CBIO increased and decreased the pH, respectively ($R^2= 0.98$). Another significant change regards the soil organic matter of CG treatment which showed changes in content of carbon fractions, although total organic carbon did not change. The $C_{\text{fracción}>53\mu\text{m}}$ increased 85% and alcali-extractable C increased 24%, with respect to the soil control. Finally, concentration of Cu_M and Zn_M increased in CROU treatment, due to the high concentration of these elements in urban waste compost. Our results show that a single incorporation of compost can modify soil properties due to the multiple materials composted. An early monitoring of soil conditions should be carried out to identify trends and avoid negative environmental effects.

Key words: Carbon fractions, metals, compost type.

Koritschoner J. J., Rampoldi E. A. y Hang, S. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Departamento de Recursos Naturales. CC 509, 5000, Córdoba, Argentina. Correspondencia a: juliuskori@agro.unc.edu.ar

INTRODUCCIÓN

La aplicación de compost afecta las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo en el mediano y largo plazo cuando se realizan sucesivas adiciones (Mazzarino *et al.*, 2012). Por otra parte, se sabe que los cambios observados en el suelo guardan relación con el material del cual proviene el compost (Houot *et al.*, 2002). La diversidad de resultados obtenidos también se explica por las condiciones en que se realiza el ensayo: controladas o de campo, el número de aplicaciones realizadas, la duración del experimento, el tipo de suelo y cómo éste interactúa con el compost. En este sentido, se conoce poco acerca del efecto de aplicaciones simples de compost.

El carbono orgánico total (COT) y las diferentes fracciones de C que forman parte de la materia orgánica del suelo (MOS), constituyen la variable más estudiada y documentada respecto al efecto del compost sobre el suelo. Incrementos en el COT de 14 % después de dos aplicaciones de 15 Mg ha⁻¹ de compost al cabo de cinco años, fueron reportados por Carter, Sanderson y MacLeod (2004). Por otra parte, Montemurro, Maiorana, Convertini y Ferri (2006) documentaron incrementos en el COT entre 24 y 43 % para una dosis única de 500 Mg ha⁻¹, evaluado después de tres años. Walter, Martínez y Cuevas (2006) reportaron 26 % de incremento del COT transcurridos cuatro años desde una aplicación de 120 Mg ha⁻¹ de

compost. El efecto del compost agregado sobre la MOS ha sido observado principalmente en la fracción particulada del suelo (Grandy, Porter y Erich, 2002), si bien también se han reportado cambios en las fracciones recalitrantes de la MOS (Leifeld, Siebert y Kögel-Knabner, 2002; Adani, Genevini, Ricca, Tambone y Montoneri, 2007). El C mineralizable del suelo, asociado a la fracción lábil, también puede incrementarse con aplicación de compost (Pascual, García y Hernández, 1999; Kowaljaw y Mazzarino, 2012).

El efecto de la adición de compost sobre las propiedades físicas del suelo no muestra resultados concluyentes: mientras algunos señalan modificaciones, otros no detectaron efectos cuantificables. Se ha reportado un incremento de 3,4 % en la capacidad de campo de un suelo tratado durante 12 años con compost (Carter, 2007). Otros estudios reportaron incremento en la porosidad total después de cinco años de aplicaciones de compost (Giusquiani, Pagliai, Gigliotti, Businelli y Benetti, 1995).

Para las aplicaciones simples es importante indagar si es posible detectar tendencias precozmente, dado que la multiplicidad de materiales compostados puede aportar elementos o efectos de impacto negativo para el suelo y el medio ambiente. El objetivo de este trabajo fue evaluar al cabo de dos años y en condiciones de campo, el efecto sobre las propiedades del suelo de una única aplicación de cuatro compost

de diferente origen obtenidos mediante el mismo protocolo de compostaje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio

El estudio fue llevado a cabo en el Campo Escuela de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba (FCA-UNC) ubicado a 31° 00' S, 64° 48' O, altitud 390 m s.n.m. a 17 km al sur de Córdoba, Argentina. La precipitación media anual es de 736 mm concentrada en el período estival y la temperatura media anual de 16,8 °C. El suelo fue clasificado como Haplustol típico de textura franco limoso (Soil Survey Staff, 2014).

El diseño experimental fue en bloques completamente aleatorizados con tres réplicas y seis tratamientos. Las 18 parcelas experimentales tuvieron una superficie de 6 m² cada una. Los tratamientos con adición de 40 Mg ha⁻¹ de compost fueron: i) compost de biosólidos (CBIO); ii) compost de estiércol bovino (CF); iii) compost de gallina (CG) y iv) compost de residuos orgánicos urbanos (CROU). Se incluyó un tratamiento con fosfato diamónico correspondiente a una dosis de 150 kg ha⁻¹ (FI) y un control sin aplicación de compost (CO). Los cuatro compost fueron obtenidos bajo igual procedimiento y criterios de índices de estabilidad y madurez para determinar el final del proceso de compostaje. Estos procedimientos se encuentran descritos en las siguientes publicaciones: compost de residuos orgánicos urbanos (Kowaljow y Mazzarino, 2007), compost

de biosólidos (Mazzarino *et al.*, 2012), compost de estiércol bovino (Hang *et al.*, 2015) y compost de gallina (Leconte, Mazzarino, Satti, Iglesias y Laos, 2009). La caracterización de los compost usados se presenta en la Tabla 1. La incorporación de los compost se realizó con rastrillo. Durante el ensayo todas las parcelas estuvieron cubiertas por *Setaria itálica* (L.), que se sembró luego de la aplicación de los compost. A los dos años las 18 parcelas fueron muestreadas en los primeros 10 cm, las muestras fueron secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm.

Análisis químico y físico

El suelo de cada parcela fue caracterizado por pH, conductividad eléctrica (CE) ambos en relación suelo:agua 1:2,5; COT por combustión húmeda con dicromato de potasio 1 N y titulación por retorno con sal de Mohr (Sparks, Helmke y Page, 1996). Cinc (Zn_M) y cobre (Cu_M) fueron extraídos por Melich 3 (Mehlich, 1984) y cuantificados con espectrómetro de absorción atómica (PinAAcle 900H, Perkin-Elmer, Waltham, MA, USA). Capacidad de campo (CC) a -0,33 bar se cuantificó con olla de presión y estufa de secado (Klute, 1986).

El fraccionamiento físico de la materia orgánica del suelo se realizó según Hang, Barriuso y Houot (2003). A 20 g de suelo que se colocaron en tubos de centrifuga de 250 mL, se agregaron 10 bolillas de vidrio de 0,5 cm de diámetro, y se dispersaron en agua en relación suelo:agua 1:2 durante 24 h. La suspensión fue tamizada por malla de 53 µm y cada fracción fue recuperada, secada a 50 °C y mortereada. Se cuantificó la masa de cada fracción y por

Tabla 1. Propiedades químicas de los compost utilizados.

		Compost de biosólidos	Compost de estiércol bovino	Compost de gallina	Compost de residuos orgánicos urbanos
C _{orgánico}		25,00	15,35	25,80	12,80
N _{total}		1,75	0,89	2,20	0,77
Ca		1,45	11,13	1,75	4,06
Mg	%	0,60	0,46	0,49	0,61
Na		<0,10	0,05	0,12	0,09
K		0,65	0,53	0,84	0,15
P _{total}		1,35	0,56	0,98	0,40
CE ^a		1,80	1,51	2,50	0,48
pH	dS m ⁻¹	6,60	7,00	7,10	7,80
Relación C:N		15,50	19,00	12,00	17,00
Zn _{total}		77,50	40,50	104,00	99,00
Cu _{total}	mg kg ⁻¹	39,00	37,50	28,00	256,00
P _{Olsen}		1,55	0,86	6,85	0,16
Fuente		Mazzarino <i>et al.</i> (2012) Hang <i>et al.</i> (2015) Leconte <i>et al.</i> (2009) Kowaljow y Mazzarino (2007)			

^aCE= conductividad eléctrica.

digestión húmeda se cuantificó el C obteniéndose el contenido de $C_{\text{fracción}>53\mu\text{m}}$ y $C_{\text{fracción}<53\mu\text{m}}$.

El carbono extractable en álcali se obtuvo según el procedimiento de extracción de Bongiovanni y Lobartini (2006) y la cuantificación del C por digestión húmeda (Pansu y Gautheyrou, 2007). Se agregaron 40 mL de hidróxido de sodio 0,1 M a 2 g de suelo mortereado y tamizado por malla de 500 μm , se agitó durante 48 h a 25 °C y se centrifugó a 4000 rpm. Una alícuota de 20 mL del sobrenadante se transfirió a un vaso de precipitado de 50 mL y se llevó a sequedad en estufa a 60 °C. Se agregaron 2,5 mL de dicromato de potasio 1 M, se calentó durante 5 min usando una placa de calentamiento (220 °C), y se dejó enfriar. Posteriormente, se agregaron 100 mL de agua destilada y se tituló por retorno el exceso de dicromato de potasio con sulfato ferroso amoniacal usando O-fenantrolina como indicador.

El C lábil se evaluó a través de la medición del C-CO₂ liberado. En frascos de vidrio herméticos de 500 mL de capacidad, se colocaron 15 g de suelo de cada tratamiento y se ajustó la humedad a 80 % de CC. En cada frasco se colocó un recipiente con 5 mL de hidróxido de sodio 1 N. A los 3, 10, 17 y 24 días se extrajo y reemplazó el hidróxido de sodio. El C-CO₂ atrapado en el hidróxido de sodio se cuantificó por titulación con ácido clorhídrico 0,25 N con fenoftaleína como indicador (Alef, 1995). Se calculó el C-CO₂ acumulado, la tasa de mineralización diaria, y se normalizó el C mineralizado al COT de cada tratamiento (C-CO₂/COT). Todos los análisis químicos se realizaron por triplicado.

La infiltración fue medida por duplicado en cada una de las 18 parcelas experimentales con un infiltrómetro de disco. Se reguló la presión del infiltrómetro a -2 cm de presión (Aoki y Sereno, 2005). Se tomaron mediciones de infiltración hasta incluir intervalos de tiempo en los que el sistema se situó en un estado estacionario. La infiltración básica se calculó a partir de los últimos valores de infiltración acumulada como la pendiente de la recta de regresión estimada entre lámina infiltrada y tiempo (Ankeny, Ahmed, Kaspar y Horton, 1991). Simultáneamente se determinó la densidad aparente con un cilindro de Kopecky (200 cm³) por duplicado. La estabilidad de los agregados se determinó por tamizado en húmedo (Kemper y Rosenau, 1986). De los primeros 5 cm de profundidad se obtuvieron muestras de suelo sin disturbar. Se utilizaron 4 g de agregados de entre 1 y 2 mm. Los agregados se tamizaron por malla de 0,25 mm durante 5 min a 35 oscilaciones por min usando secuencialmente dos dispersantes, primero agua y, a continuación, hexametáfosfato

de sodio 1 M. El material suspendido en agua o en hexametáfosfato de sodio se llevó a sequedad a 40 °C y se pesaron para obtener los agregados inestables al agua (Pai) y agregados estables al agua (Pae), respectivamente. El peso total de los agregados (Pt) se calculó como:

$$Pt(g) = Pai(g) + Pae(g)$$

El índice de estabilidad estructural (SS) se calculó según Díaz-Zorita, Perfect y Grove (2002) como:

$$SS(\%) = \frac{Pae}{Pt} \times 100$$

Diseño experimental y análisis estadístico

El análisis de la varianza (ANAVA) fue unifactorial con seis tratamientos. Se incluyó el test de comparación de medias (Fisher, $P < 0,05$) cuando se registraron diferencias significativas. Las relaciones entre variables se evaluaron por correlaciones y regresiones lineales. El C-CO₂ y C-CO₂/COT acumulado se analizó mediante un ANAVA con medidas repetidas en el tiempo. Se utilizó una transformación logarítmica en C-CO₂ y C-CO₂/COT para cumplir los supuestos de normalidad y homocedasticidad. En todos los casos se utilizó el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontró asociación entre el pH de los compost y el pH de los tratamientos ($R^2 = 0,98$; $P < 0,05$). Al cabo de dos años, el pH de los suelos enmendados varió entre 6,3 y 6,9 (Tabla 2). El tratamiento CBIO, con el compost más ácido, decreció en 0,3 unidades de pH por debajo del control, mientras que CROU (compost más

Tabla 2. Valores de pH y conductividad eléctrica (CE) evaluadas en suelos después de dos años de recibir una aplicación de 40 Mg ha⁻¹ de compost de distinto origen.

Tratamiento	pH	CE dS m ⁻¹
CBIO	^a 6,3±0,1c	0,14±0,02a
CF	6,5±0,1b	0,16±0,01a
CG	6,5±0,1bc	0,17±0,04a
CROU	6,9±0,1a	0,17±0,01a
C0	6,6±0,1b	0,16±0,02a
FI	6,4±0,1bc	0,14±0,02a

^a Media ± error estándar (n=3). Letras diferentes en una columna indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

CBIO= Compost de biosólidos; CF= Compost de estiércol bovino; CG= Compost de gallina; CROU= Compost de residuos orgánicos urbanos, C0= Control; FI= Fertilizante inorgánico.

alcalino) superó al control en 0,3 unidades de pH. Se han registrado incrementos en 0,3-1,5 unidades de pH ante aplicaciones de compost, dependiendo de la dosis aplicada, pH del compost y pH inicial del suelo (Hargreaves, Adly Warman, 2008). La conductividad eléctrica no se modificó significativamente (0,14-0,17 dS m⁻¹), asociado a la condición de madurez de los compost utilizados (Tognetti, Mazzarino y Laos, 2007).

Las concentraciones de Zn_M y Cu_M presentaron diferencias entre tratamientos (Figura 1). El mayor contenido de Cu_M lo presentó CROU (8,3 mg kg⁻¹) siendo tres veces mayor al resto de los tratamientos, que presentaron escasa variación (2,5-2,8 mg kg⁻¹). Esta característica se relacionó con el mayor contenido total de Cu en el compost de CROU, 6-9 veces mayor a los compost restantes.

El Zn_M se incrementó en todos los tratamientos con adición de compost, CROU y CG presentaron contenidos de Zn 20 y 10 veces mayores a C0, respectivamente. Se ha documentado duplicación en la concentración de Zn de un suelo que recibió tres adiciones consecutivas de compost (Madrid, López y Cabrera, 2007). Otros estudios muestran incremento de Cu en el suelo asociado a la aplicación de compost (Baldwin y Shelton, 1999).

Los compost utilizados, CROU y CG, presentaron los mayores contenidos de Zn total, y explican en parte los mayores contenidos encontrados en los tratamientos. Se considera que el elevado contenido de metales es una particularidad de los compost de residuos urbanos debido al tipo de materia prima y la potencial contaminación en origen (Richard y Woodbury, 1992). Estos resultados muestran la importancia de incluir en la caracterización de los compost la concentración de metales dado que puede no ser despreciable la cantidad incorporada al suelo.

El COT varió entre 16,9 g C kg suelo⁻¹ (C0) y 20,2 g C kg suelo⁻¹ (CG) (Tabla 3). Si bien en términos de concentración es un incremento del 20 % de COT del tratamiento CG respecto al control, no fue estadísticamente significativo ($\alpha=0,05$). Por otra parte, se pudieron detectar cambios en la distribución del C en el suelo tratado con el compost de gallina. El C_{fracción>53µm} se incrementó un 85 % en CG respecto a C0 ($P<0,01$) (Figura 2). En cuanto al C extractable en álcali, CG superó en 23 % a C0 y CROU, y en 14 % a CF ($P<0,1$). Este tipo de C puede ser utilizado como un indicador del grado de humificación del C (Dai, Ping y Michaelson, 2002). Los resultados obtenidos indican que el tratamiento CG si bien no creció

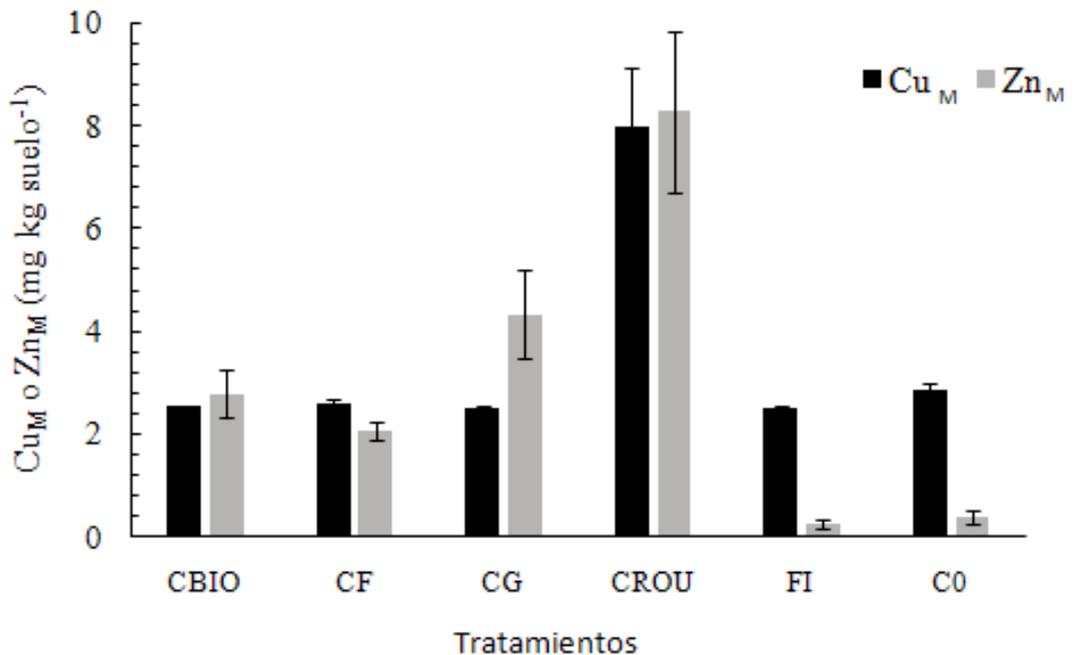


Figura 1. Contenido de cobre y zinc extractables por Mehlich 3 evaluados en suelos después de dos años de recibir una aplicación de 40 Mg ha⁻¹ de compost de distinto origen (CBIO= Compost de biosólidos; CF= Compost de estiércol bovino; CG= Compost de gallina; CROU= Compost de residuos orgánicos urbanos); un tratamiento fertilizado (FI) y un control (C0). Las barras de error representan un error estándar (n=3).

Tabla 3. Carbono orgánico total (COT) y su distribución en distintas fracciones, evaluado en suelos después de dos años de recibir una aplicación de 40 Mg ha⁻¹ de compost de distinto origen.

Trat.	COT gC kg suelo ⁻¹	C _{fracción<53µm}		C _{extractable con alcali}		C-CO ₂ 24días		C-CO ₂ /COT 24días	
		gC kg suelo ⁻¹	% COT	gC kg suelo ⁻¹	% COT	gC kg suelo ⁻¹	% COT	mgC kg suelo ⁻¹	mgC g COT ⁻¹
CBIO	^a 18,9±0,5 ^a	15,6±0,2a	82	3,10±0,2a	16	5,8±0,2ab	31	466±8ab	27±2ab
CF	19,0±1,0a	16,1±0,8a	85	3,00±0,6a	16	5,4±0,1b	29	435±12a	23±1c
CG	20,2±0,8 ^a	15,3±0,5a	76	4,94±0,7b	24	6,3±0,5a	31	509±12c	25±1b
CROU	17,8±0,4 ^a	15,1±0,6a	80	3,15±0,7a	17	5,1±0,2b	27	452±40a	25±2bc
C0	16,9±0,7 ^a	15,5±0,9a	89	2,67±0,6a	15	5,1±0,4b	29	480±52bc	28±3a
FI	17,6±0,7 ^a	14,7±1,0a	84	1,97±0,6a	11	5,3±0,4b	30	428±18a	24±1bc

^aMedia ± error estándar (n=3), Letras diferentes en una columna indican diferencias significativas (P<0,05; P<0,1 para TEC).

CBIO= Compost de biosólidos; CF= Compost de estiércol bovino; CG= Compost de gallina; CROU= Compost de residuos orgánicos urbanos; C0= Control; FI= Fertilizante inorgánico.

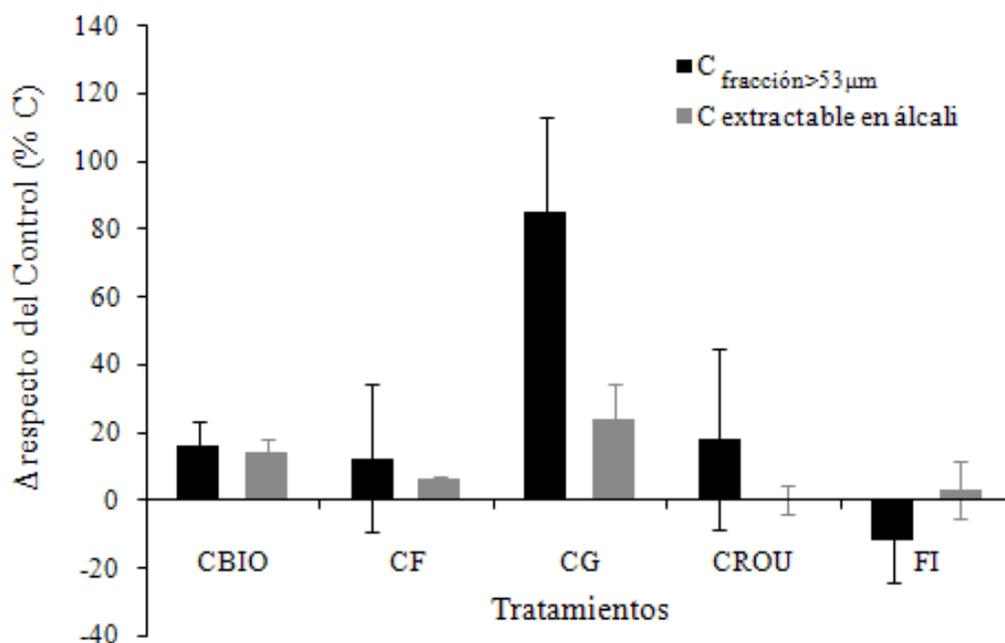


Figura 2. Variación del carbono en la fracción mayor a 53 µm (C_{fracción>53µm}) y del carbono extractable en álcali, evaluados en suelos después de 2 años de recibir una aplicación de 40 Mg ha⁻¹ de compost de distinto origen (CBIO= Compost de biosólidos; CF= Compost de estiércol bovino; CG= Compost de gallina; CROU= Compost de residuos orgánicos urbanos); un tratamiento fertilizado (FI), y un control (C0). Las barras de error representan un error estándar (n=3).

en contenido de COT, presentó cambios en la distribución del C, enriqueciéndose en formas de C poco transformadas (C_{fracción>53µm}) y en formas más estables de C, respecto a C0.

El C-CO₂ acumulado se presenta en la Figura 3A y las tasas diarias de mineralización se presentan en la Figura 3B. Al final de la incubación, el C-CO₂ acumulado varió entre 428 (FI) y 509 (CG) mg C kg⁻¹ de suelo. Esto representó entre el 2,4 % al 2,8 % del COT. El ANAVA para C-CO₂ acumulado mostró diferencias significativas entre tratamientos (P<0,05). El FI, CF y CROU tuvieron menor liberación

de C-CO₂ que C0. CBIO y CG no se diferenciaron de C0. El C-CO₂ es considerado una medida de la fracción lábil del COT del suelo (Hurisso *et al.*, 2016), mientras que C-CO₂/COT es considerado un indicador de la disponibilidad biológica relativa del C de suelo (Nelson, Dicitor y Soulas, 1994). Los valores C-CO₂/COT variaron entre 23 y 28 mg C gC⁻¹ y se encuentran en el rango reportado para suelos minerales (Ahn, Zimmerman, Comerford, Sickman y Grunwald, 2009). Todos los tratamientos con adición de compost presentaron menores valores de C-CO₂/COT que C0 (P<0,05) excepto

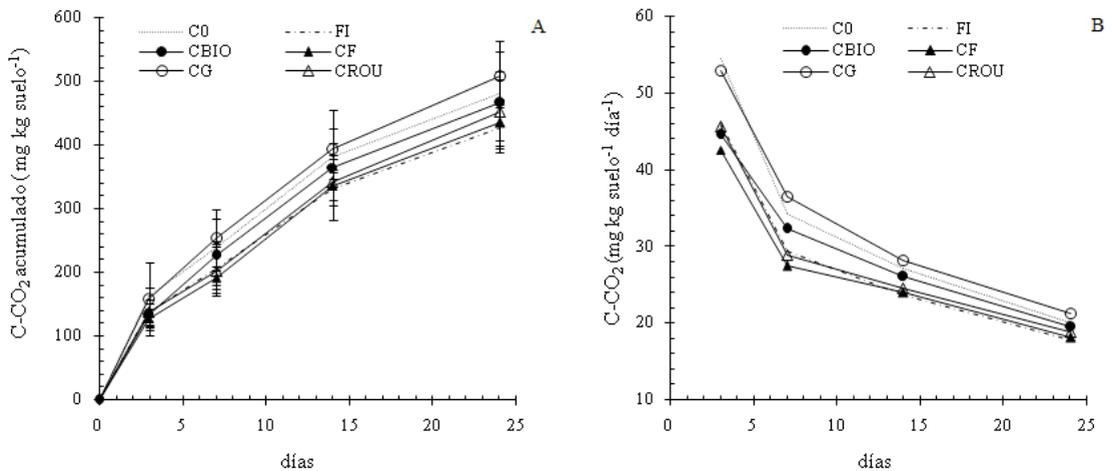


Figura 3. A) Carbono acumulado liberado como C-CO₂ B) Correspondiente tasa de mineralización diaria de carbono. El proceso fue evaluado en condiciones controladas durante 24 días, en suelos después de 2 años de recibir una aplicación de 40 Mg ha⁻¹ de compost de distinto origen (CBIO= Compost de biosólidos; CF= Compost de estiércol bovino; CG= Compost de gallina; CROU= Compost de residuos orgánicos urbanos); un tratamiento fertilizado (FI), y un control (C0). Las barras de error representan un error estándar (n=3).

Tabla 4. Propiedades físicas evaluadas en suelos después de dos años de recibir una aplicación de 40 Mg ha⁻¹ de compost de distinto origen.

Tratamiento	^a Dap (Mg m ⁻³) (Mg m ⁻³)	Ib (mm h ⁻¹)	CC		SS
			CC (%)		SS
CBIO	^b 1,34±0,03a	31±4ab	0,27±0,01a		61±2a
CF	1,31±0,05a	40±3bc	0,27±0,01a		62±17a
CG	1,31±0,02a	49±10bc	0,27±0,01a		64±6a
CROU	1,22±0,02a	51±7c	0,27±0,01a		69±8a
C0	1,35±0,09a	52±2c	0,27±0,02a		61±11a
FI	1,28±0,01a	26±3a	0,27±0,02a		70±5a

^aDap= densidad aparente, Ib= infiltración básica, CC= capacidad de campo, SS= estabilidad de agregados.

^bMedia ± error estándar (n=3). Letras diferentes en una columna indican diferencias significativas (P<0,05).

CBIO= Compost de biosólidos; CF= Compost de estiércol bovino; CG= Compost de gallina; CROU= Compost de residuos orgánicos urbanos; C0= Control; FI= Fertilizante inorgánico.

CBIO. Este resultado sugiere modificación en la MOS de los suelos tratados, dado que presentaron menor capacidad relativa de ser mineralizados respecto al suelo control.

En las propiedades físicas evaluadas no se detectaron modificaciones estadísticamente significativas entre los tratamientos y el control, con excepción de CBIO que presentó menor infiltración básica (Tabla 4). Si bien hay estudios que documentan cambios en las condiciones físicas en suelos tratados con compost, las diferencias con este trabajo son el número de aplicaciones (Carter, 2007) o bien los rasgos granulométricos del suelo tratado. Kowaljow y Mazzarino (2012) observaron modificaciones en la densidad aparente en un

suelo arenoso de baja estabilidad estructural tratado con compost.

CONCLUSIONES

El estudio realizado mostró que una única incorporación de compost al suelo produjo cambios en la composición del COT, si bien no se reflejó en cambios cuantitativos. El suelo tratado con compost de gallina incrementó la proporción de carbono de baja estabilidad ($C_{\text{fracción}>53\mu\text{m}}$) y de mayor estabilidad (C extractable con álcali). Por otra parte, el pH decreció o se incrementó dependiendo de si el compost aplicado era de menor o mayor pH que el control. Finalmente se

observó la influencia del tipo de compost en las mayores concentraciones de Cu_M y Zn_M en el tratamiento CROU.

Los resultados obtenidos en este estudio muestran que una adición de compost modificó propiedades de los suelos y dada la multiplicidad de los materiales compostados, debiera hacerse un monitoreo permanente de los suelos que reciben estas enmiendas orgánicas para identificar tempranamente tendencias y evitar efectos ambientales negativos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los Ing. Agr. Antonio Aoki y Alejandro Becerra por su colaboración en las mediciones de infiltración. Este proyecto fue financiado con el fondo PICT ANPCyT 1027/08.

BIBLIOGRAFÍA

- Adani, F., Genevini, P., Ricca, G., Tambone, F. y Montoneri, E. (2007). Modification of soil humic matter after 4 years of compost application. *Waste Management*, 27 (2), 319-324. doi: 10.1016/j.wasman.2006.04.004.
- Ahn, M. Y., Zimmerman, A. R., Comerford, N. B., Sickman, J. O. y Grunwald, S. (2009). Carbon mineralization and labile organic carbon pools in the sandy soils of a North Florida watershed. *Ecosystems*, 12 (4), 672-685. doi: 10.1007/s10021-009-9250-8.
- Alef, K. (1995). Estimation of soil respiration. En K. Alef y P. Nannipieri (Eds.), *Methods in applied Soil Microbiology and Biochemistry* (464-467). Londres, Inglaterra: Academic Press.
- Ankeny, M. D., Ahmed, M., Kaspar, T. C. y Horton, R. (1991). Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 55 (2), 467-470.
- Aoki, A. M. y Sereno, R. (2005). Comparación de metodologías de cálculo de propiedades hidráulicas de un suelo a partir de datos medidos con infiltrómetro de disco. *Agricultura Técnica*, 65 (2), 204-209. doi: 10.4067/S0365-28072005000200010.
- Baldwin, K. R. y Shelton, J. E. (1999). Availability of heavy metals in compost-amended soil. *Bioresource Technology*, 69 (1), 1-14. doi: 10.1016/S0960-8524(98)00174-6.
- Bongiovanni, M. D., Lobartini, J. C. (2006). Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro-and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma*, 136 (3-4), 660-665. doi: 10.1016/j.geoderma.2006.05.002.
- Carter, M. R., Sanderson, J. B. y MacLeod, J. A. (2004). Influence of compost on the physical properties and organic matter fractions of a fine sandy loam throughout the cycle of a potato rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 84 (2), 211-218. doi: 10.4141/S03-058.
- Carter, M. R. (2007). Long-term influence of compost on available water capacity of a fine sandy loam in a potato rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 87 (5), 535-539. doi: 10.4141/cjss06042.
- Dai, X. Y., Ping, C. L. y Michaelson, G. J. (2002). Characterizing soil organic matter in Arctic tundra soils by different analytical approaches. *Organic Geochemistry*, 33 (4), 407-419. doi: 10.1016/S0146-6380(02)00012-8.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M. y Robledo, C. W. Infostat (Versión 2017) [Software de cómputo]. Córdoba, Argentina: Grupo Infostat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba.
- Díaz-Zorita, M., Perfect, E. y Grove, J. H. (2002). Disruptive methods for assessing soil structure. *Soil and Tillage Research*, 64 (1-2), 3-22. doi: 10.1016/S0167-1987(01)00254-9.
- Giusquiani, P. L., Pagliani, M., Gigliotti, G., Businelli, D. y Benetti, A. (1995). Urban waste compost: effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *Journal of Environmental Quality*, 24 (1), 175-182.
- Grandy, A. S., Porter, G. A. y Erich, M. S. (2002). Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (4), 1311-1319.
- Hang, S., Barriuso, E. y Houot, S. (2003). Behavior of 14 C-atrazine in Argentinean topsoils under different cropping managements. *Journal of environmental quality*, 32 (6), 2216-2222. doi: 10.2134/jeq2003.2216.
- Hang, S., Castán, E., Negro, G., Daghero, A., Buffa, E., Ringuelet, A., Satti P. y Mazzarino, M. J. (2015). Compostaje de estiércol de feedlot con aserrín/viruta: características del proceso y del producto final. *Agriscientia*, 32 (1), 55-65. doi: 10.31047/1668.298x.v32.n1.16556.
- Hargreaves, J.C., Adl, M.S. y Warman, P. R. (2008). A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 123 (1-3), 1-14. doi: 10.1016/j.agee.2007.07.004.

- Houot, S., Clergeot, D., Michelin, J., Francou, C., Bourgeois, S., Caria, G. y Ciesielski, H. (2002). Agronomic value and environmental impacts of urban composts used in agriculture. En H. Insam, N. Riddech y S. Klammer (Eds.), *Microbiology of composting* (457-472). Berlin, Heidelberg, Alemania: Springer.
- Hurisso, T. T., Culman, S. W., Horwath, W. R., Wade, J., Cass, D., Beniston, J. W., Bowles, A., Grandy, S., Franzluebbers, A. J., Schipansky, M., Lucas, S. T. y Ugarte, C. M. (2016). Comparison of permanganate-oxidizable carbon and mineralizable carbon for assessment of organic matter stabilization and mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, 80 (5), 1352-1364. doi:10.2136/sssaj2016.04.0106.
- Kemper, W. D. y Rosenau, R. C. (1986). Aggregate Stability and Size Distribution. En A. Klute (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods* (425-442). Madison, Wisconsin, EE. UU.: ASA and SSSA.
- Klute, A., (1986). *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods* (2ªed.). Madison, Wisconsin, EE. UU.: American Society of Agronomy.
- Kowaljow, E. y Mazzarino, M. J. (2007). Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 39 (7), 1580-1588. doi: 10.1016/j.soilbio.2007.01.008.
- Kowaljow, E. y Mazzarino, M.J. (2012). Restauración de ecosistemas naturales. Estudio de caso en la estepa patagónica con compost de biosólidos y residuos orgánicos urbanos. En M. J. Mazzarino y P. Satti (Eds.), *Compostaje en la Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso* (241-256). Bs. As., Argentina: UNRN y Orientación Gráfica Editora.
- Leconte, M. C., Mazzarino, M. J., Satti, P., Iglesias, M. C. y Laos, F. (2009). Co-composting rice hulls and/or sawdust with poultry manure in NE Argentina. *Waste Management*, 29 (9), 2446-2453. doi: 10.1016/j.wasman.2009.04.006.
- Leifeld, J., Siebert, S. y Kögel-Knabner, I. (2002). Changes in the chemical composition of soil organic matter after application of compost. *European Journal of Soil Science*, 53 (2), 299-309. doi: 10.1046/j.1351-0754.2002.00453.x.
- Madrid, F., López, R. y Cabrera, F. (2007). Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 119 (3-4), 249-256. doi: 10.1016/j.agee.2006.07.006.
- Mazzarino, M. J., Satti, P., Laos, F., Roselli, L., Crego, M. P., Kowaljow, E., Fernández, H. y Poulsen, L. (2012). Compostaje de biosólidos: 12 años de la planta de Bariloche. En M. J. Mazzarino y P. Satti (Eds.). *Compostaje en Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso* (99-106). Bs. As., Argentina: UNRN y Orientación Gráfica Editora.
- Mehlich, A. (1984). Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 15 (12), 1409-1416.
- Montemurro, F., Maiorana, M., Convertini, G. y Ferri, D. (2006). Compost Organic Amendments in Fodder Crops: Effects on Yield, Nitrogen Utilization and Soil Characteristics. *Compost Science and Utilization*, 14 (2), 114-123.
- Nelson, P. N., Dector M. C. y Soulas, G. (1994). Availability of organic carbon in soluble and particle-size fractions from a soil profile. *Soil Biology and Biochemistry*, 26 (11), 1549-1555.
- Pansu, M. y Gautheyrou, J. (2007). *Handbook of soil analysis: mineralogical, organic and inorganic methods*. Berlin, Alemania: Springer Science and Business Media.
- Pascual, J. A., García, C. y Hernández, T. (1999). Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource Technology*, 68 (3), 255-264. doi: 10.1016/S0960-8524(98)00160-6.
- Richard, T. L. y Woodbury, P. B. (1992). The impact of separation on heavy metal contaminants in municipal solid waste composts. *Biomass and Bioenergy*, 3, 195-211.
- Soil Survey Staff (2014). *Claves para la taxonomía de suelos* (12ª edición). Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio de Conservación de los Recursos Naturales. Recuperado de: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf.
- Sparks, D. L., Helmke, P. A. y Page, A. L. (Eds.) (1996). *Methods of soil analysis. Part 3: Chemical Methods* (SSSA Book Series No. 5). Madison, Wisconsin, EE. UU.: Soil Science Society of America Inc.
- Tognetti, C., Mazzarino, M. J. y Laos, F. (2007). Improving the quality of municipal organic waste compost. *Bioresource Technology*, 98 (5), 1067-1076. doi: 10.1016/j.biortech.2006.04.025.
- Walter, I., Martínez, F. y Cuevas, G. (2006). Plant and Soil Responses to the Application of Composted MSW in a Degraded, Semiarid Shrubland in Central Spain. *Compost Science and Utilization*, 14 (2), 147-154. doi: 10.1080/1065657X.2006.10702276.