

Compostaje de estiércol de *feedlot* con aserrín/viruta: características del proceso y del producto final

Hang, S.; E. Castán, G. Negro, A. Daghero, E. Buffa, A. Ringuélet, P. Satti y M.J. Mazzarino

RESUMEN

El compostaje del estiércol vacuno de *feedlot* es una práctica habitual en países desarrollados, con el objeto de aprovechar su valor como enmienda y fertilizante y disminuir el efecto negativo en el ambiente. En la Argentina el estiércol suele aplicarse al suelo sin tratamientos de higienización y estabilización. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de dos proporciones de estructurante (aserrín-viruta) y estiércol de *feedlot* (1:1 y 2:1) en la eficiencia del proceso y la calidad del producto final en pilas con volteos al aire libre. Se prepararon tres pilas de cada proporción de 3 m³ cada una. La etapa termófila se prolongó por 70-100 días y el contenido de coliformes fecales, elementos potencialmente tóxicos y parámetros de estabilidad y madurez (C soluble en agua, relación C soluble en agua/N total, amonio, relación amonio/nitratos e índice de germinación) indicaron que a los 4-6 meses de iniciado el proceso el producto era inocuo, estable y maduro. El contenido de patógenos y de elementos potencialmente tóxicos estuvieron por debajo de los límites establecidos por la legislación internacional. La proporción 1:1 presentó mayor concentración de P total y extractable que la proporción 2:1 y concentraciones similares de C y N. Agregados a un suelo control aumentaron la respiración microbiana y la disponibilidad de N y P.

Palabras clave: compost, estabilidad, madurez, calidad

Hang, S.; E. Castán, G. Negro, A. Daghero, E. Buffa, A. Ringuélet, P. Satti and M.J. Mazzarino, 2015. Composting of feedlot manure with sawdust-woodshavings: process and quality of the final product. Agriscientia 32 (1): 55-65

SUMMARY

Composting of feedlot manure is a common practice in developed countries which aims at taking advantage of its value as reclamation and fertilizer as well as at reducing its negative impact on the environment. In Argentina manure is often applied without treatments of stabilization and higienization. The aim of this work was to evaluate the effect of two rates of bulking agent (sawdust-woodshavings) and feedlot manure (1:1 and 2:1) on composting efficiency and final compost quality in experiments conducted as turning piles. Three

piles per treatment were prepared at a pilot scale (3 m³ each). The thermophilic phase lasted 70-100 days and the content of faecal coliforms, potentially toxic materials and parameters of stability and maturity– the latter being evaluated through water soluble C (WSC), ratio WSC/total N, ammonium, ratio ammonium/nitrate and germination index–, indicated that after 4-6 months the product was innocuous, stable and mature. Pathogen and potentially toxic element contents were below the limits established by international laws. Compost 1:1 showed higher concentrations of total and extractable P than compost 2:1, and similar C and N values. When mixed with control soil both composts increased P and N availability and microbial respiration.

Key words: compost, stability, maturity, quality

S. Hang, G. Negro, A. Daghero, E. Buffa y A. Ringuélet: Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, CC 509, 5000 Córdoba, Argentina. E. Castán; P. Satti y M.J. Mazzarino: Grupo de Suelos CRUB, Quintral 1250, 8400 Bariloche, Río Negro, Argentina. Correspondencia a: shang@agro.unc.edu.ar

INTRODUCCION

En la Argentina la producción de carne en sistemas intensivos (*feedlot*) aumentó considerablemente en los últimos años; el registro oficial mostró un incremento de alrededor del 50%: 1196 establecimientos en 2007, 1626 en 2008, y 1890 en 2009 (SENASA, 2013). Actualmente, se estima que existen, aproximadamente, 2190 establecimientos dedicados al engorde vacuno ubicados principalmente en las provincias de Buenos Aires, Santa Fe y Córdoba. Cuentan con 2,1 millones de cabezas de ganado en engorde y abastecen el 40% de los animales faenados en Argentina (PNUD, 2009).

El *feedlot* es una actividad de engorde a corral, es decir, animales jóvenes confinados que reciben alimentación entre dos y tres veces por día en el mismo espacio donde realizan sus deyecciones. La producción a campo abierto, con una carga animal que puede variar entre 1 ha/animal a 20 ha/animal según la región, se reduce en un sistema confinado a una superficie que varía entre 15 y 20 m²/animal. La estimación de la producción de heces depende de factores propios del animal (edad y condición corporal), de factores externos relacionados con la composición de la dieta y su digestibilidad, y de factores ambientales (temperatura y precipitaciones). Se estima que la cantidad de estiércol producida por animal y por año varía entre 1,2 y 1,8 t de materia seca (Pordomingo, 2003).

Bajo condiciones adecuadas de manejo, los residuos orgánicos constituyen un recurso agronómico de alto valor como enmiendas y/o fertilizantes, además de reducir el riesgo de los efectos ambientales negativos que produce su concentración

(Mazzarino, 1998). El compostaje es considerado el mejor método para aprovechar residuos orgánicos de distintos orígenes y calidades en agricultura, paisajismo y rehabilitación de ecosistemas degradados, porque el cumplimiento de las etapas termofílicas y de madurez del proceso asegura la reducción de patógenos, de semillas de malezas y de los problemas de inestabilidad de sustancias orgánicas fácilmente degradables (Lavado, 2012). Durante la etapa termofílica se consigue eliminar de manera efectiva quistes de protozoos, huevos de helmintos, bacterias y hongos (Larney & Hao, 2007). Por lo tanto, el compostaje del estiércol es una práctica que reduce el impacto ambiental del estiércol acumulado y el producto obtenido conserva nutrientes y sustancias orgánicas en adecuadas condiciones de estabilidad e inocuidad (Larney *et al.*, 2000; Haga, 2001; Peigne & Girardin, 2004).

La relación C/N de los estiércoles de diferente origen es baja (10-15), por lo que es conveniente incorporar fuentes de carbono para optimizar el proceso y la calidad del producto final: contribuyen a mantener la estructura y la aireación, absorben el exceso de líquidos y reducen las pérdidas de N (Huang *et al.*, 2004; Leconte *et al.*, 2011). Debido a su rol en la estructura de la mezcla, son llamados "agentes estructurantes", aunque no sólo actúan físicamente sino que proveen C adicional para la actividad microbiana y son transformados durante el proceso, por lo que también se habla de "compostaje" de residuos con características complementarias (Cooperband, 2000; Tognetti *et al.*, 2007a).

El aserrín y la viruta de madera son residuos de

la industria forestal que presentan una relación C/N > 100, son ricos en carbono de lenta descomposición (celulosa y lignina) y absorben agua, lo que mejora la mezcla con materiales muy húmedos; por ello son muy utilizados en el mundo en mezclas con materiales ricos en C y N fácilmente degradables (Haga, 2001; Banegas *et al.*, 2007; Hubbe *et al.*, 2010). En el país han sido utilizados en experiencias de compostaje de lodos cloacales, eviscerado de pescados, residuos sólidos urbanos y estiércol de gallina (Laos *et al.*, 2002; Tognetti *et al.*, 2007b; Leconte *et al.*, 2009), y se están usando a escala industrial.

La degradabilidad del material y la capacidad para liberar nutrientes es esencial para establecer las dosis de aplicación de los compost. La capacidad de mineralizar C y N es menor en compost que en estiércoles sin compostar, porque durante el compostaje se pierden C y N fácilmente mineralizables, y los compuestos remanentes son más estables.

Algunas normas como las de Francia han incluido estudios de mineralización de C y N en ensayos de laboratorio con compost en suelos, a fin de evaluar su efecto a corto plazo (Houot *et al.*, 2005). Las normas de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) y la Unión Europea han reglamentado tradicionalmente la aplicación de las enmiendas con base en su contenido y capacidad de mineralización de N y las necesidades de los cultivos. Sin embargo, actualmente se está recomendando, aun cuando no está reglamentado, considerar en primera instancia al P para evitar problemas de contaminación difusa y eutrofización, ya que el P inorgánico en estiércoles compostados y sin compostar puede representar 75-90% del P total y aproximadamente 70-85% está disponible en el suelo dentro del primer año de aplicado (Sharpley & Moyer, 2000; Eghball *et al.*, 2002).

El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de dos proporciones de estiércol de *feedlot* y aserrín-viruta en la eficiencia del proceso de compostaje y la calidad del producto final en pilas con volteos al aire libre.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del experimento y material inicial usado

La experiencia de compostaje se realizó en el Campo Escuela de la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la UNC (31° 00' S; 64° 48' W, altitud

390 m snm).

Se utilizó estiércol de un *feedlot* de 2000 animales alimentados con silo de maíz, grano de maíz y concentrado en una relación 71:20,5:8,5 proveniente de la región de Pampa de Pocho (provincia de Córdoba). El material rico en C fue aserrín y viruta de algarrobo. El estiércol utilizado tenía las siguientes características: 0,70 t m⁻³ de densidad, 20% de humedad, 36% de C y 2,4% de N; la mezcla aserrín-viruta: 0,20 t m⁻³ de densidad, 25% de humedad, 45% de C y 0,09% de N. Se trabajó con dos proporciones en volumen, 1:1 y 2:1 de aserrín-viruta. Se calculó que la mezcla 1:1 tenía una relación C/N inicial de 20 y la mezcla 2:1 una relación de 25.

Sobre plataformas de madera cubiertas con media sombra se prepararon tres pilas (réplicas) de cada proporción (tratamiento) de 3 m³ cada una (1,4 m x 1,4 m x 1,6 m). Dos de las réplicas se prepararon en invierno (réplicas 1 y 2) y una en primavera (réplica 3). Se utilizó un sistema mixto de pilas estáticas, con volteos manuales para homogeneizar el material y asegurar que toda la masa alcanzara altas temperaturas. La temperatura se controló a una profundidad de 60 cm con un termómetro marca Reotemp® de 1,20 m de largo. Los volteos se realizaron considerando temperaturas ≥ 55 °C y número de días a esas temperaturas (al menos 3 días). Las pilas recién armadas se taparon para evitar voladuras, aunque rápidamente se formó una costra que protegió su integridad. Cuando la mezcla mostró desecamiento las pilas fueron humedecidas, pero ninguna antes de los 30 días de armadas.

Caracterización del compost

Al finalizar el proceso de compostaje (4-6 meses después del inicio del experimento) se analizaron las tres réplicas de cada tratamiento, por separado, en muestras secas a 40 °C. Se analizaron las concentraciones de C y nutrientes y algunos indicadores de estabilidad, madurez y calidad (C soluble en agua, amonio, relación C soluble en agua/NT y sales solubles). Los análisis se realizaron según metodologías descritas en García *et al.* (1991), Laos *et al.* (2002) y Leconte *et al.* (2009): C orgánico (C) por combustión seca a 550 °C usando el factor 1,8 para convertir materia orgánica a carbono; N por semi-micro Kjeldahl (NK); conductividad eléctrica (CE) y pH en extracto acuoso (1:10), N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ en extractos de KCl 2M (1:10) y determinados por reducción en columna de Cd (método de Griess-Ilosvay) para N-NO₃⁻ y por la reacción de Berthelot para N-NH₄⁺; C soluble en

agua (CSA) como demanda química de oxígeno en relación 1:10, y P extractable en bicarbonato (1:100) y determinado por el método de molibdato-ácido ascórbico. Las concentraciones totales de Mg, Ca, K, Na y P total se determinaron en el extracto de HCl concentrado del material calcinado y se analizaron por espectrometría de absorción atómica (cationes) y por el método del molibdato-ácido ascórbico (P). Todos los datos, excepto pH y CE, se corrigieron por peso seco a 70 °C.

Como indicador adicional de madurez se determinó el índice de germinación (IG) de semillas de ryegrass (*Lolium perenne* L.) en una muestra compuesta de las tres réplicas de cada tratamiento, según una modificación de Zucconi *et al.* (1981) y Zubillaga & Lavado (2006), realizando cuatro repeticiones con extractos 1:10 de compost:agua. A los 7 días se registró el porcentaje de germinación y largo de raíces mayores de 5 mm y se calculó la germinación relativa de semillas (GRS), el crecimiento relativo de raíces (CRR) y el IG como se detalla:

$$GRS (\%) = \frac{\text{N}^{\circ} \text{ de semillas germinadas en el extracto}}{\text{N}^{\circ} \text{ de semillas germinadas en el control}} \times 100$$

$$CRR (\%) = \frac{\text{longitud de raíces en el extracto}}{\text{longitud de raíces en el control}} \times 100$$

$$IG (\%) = \frac{GRS \times CRR}{100}$$

Para determinar posibles contaminantes se determinaron las concentraciones totales de los siguientes elementos potencialmente tóxicos: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se y Zn, en dos muestras compuestas de cada tratamiento. Se realizó una digestión con ácido nítrico en microondas, según norma EPA SW-3052 (USEPA, 1995). Con un ICP-AES se analizaron Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Se y Zn y se acopló un generador de hidruros volátiles para As; para Hg se utilizó AAS con generador de vapor frío. Como indicador de reducción de patógenos, se determinó el contenido de coliformes fecales según la metodología recomendada por APHA (1992) y USEPA (1993).

Ensayos de respiración y disponibilidad de nutrientes en incubaciones con suelos

Para estimar respiración microbiana y disponibilidad de N y P, se realizaron incubaciones de compost y suelo durante 16 semanas en oscuridad, a 25 °C y humedad del suelo a capacidad de campo (Lerch *et al.*, 1992; Tognetti *et al.*, 2008; Leconte *et al.*, 2011).

Se utilizaron los compost 1:1 y 2:1 agregados al suelo en dosis equivalente a 40 g kg⁻¹ y se incluyó un tratamiento control sin agregado de compost, realizando tres repeticiones por tratamiento. El suelo usado correspondió al horizonte superficial (0-10 cm) de un Haplustol típico con las siguientes características: textura franca, pH 7,0, CE 0,10 dS m⁻¹, C 1,9%, NT 0,18%, P-Olsen 13,4 mg kg⁻¹ y cationes de cambio (Ca+Mg+K+Na) 16,6 cmol kg⁻¹.

La respiración microbiana se evaluó a través de la evolución de CO₂ durante la incubación. El ensayo se realizó en recipientes de vidrio herméticamente cerrados utilizando 75 g de suelo. El CO₂ liberado fue captado en 20 mL de NaOH 0,2 M. Los viales fueron reemplazados y analizados a las 2, 4, 8, 12 y 16 semanas. Los frascos se dejaron abiertos durante aproximadamente 1 h y la humedad del suelo se ajustó a capacidad de campo gravimétricamente en cada fecha de muestreo. El CO₂ producido fue cuantificado titulando el exceso de NaOH con HCl 0,2 M. La respiración microbiana potencial se estimó como la evolución acumulada de CO₂ durante todo el período de incubación.

Para estimar disponibilidad de N y P se utilizaron recipientes plásticos de 250 mL y 100 g de suelo. La humedad se ajustó gravimétricamente cada 7 días. En cinco fechas (0, 4, 8, 12 y 16 semanas) se retiraron tres recipientes (método destructivo). El P se determinó como P-Olsen (0,5 M NaHCO₃, relación 1:20 por el método de molibdato-ácido ascórbico). Nitratos y amonio se extrajeron con KCl 2M (1:5 relación suelo: solución) y se determinaron como se describió en el apartado anterior. Se calculó N inorgánico acumulado (N_{acum}) como la suma de N-NO₃⁻ y N-NH₄⁺ en cada fecha de muestreo.

Análisis estadístico

Se realizó análisis de la varianza para comparar las características químicas de los compost y los ensayos compost-suelo (respiración microbiana, P-Olsen y N_{acum}). Las diferencias de medias entre tratamientos se evaluaron mediante test de Tukey (p<0,05). El programa estadístico usado fue InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Proceso de compostaje

Las pilas se armaron en invierno-primavera (dos réplicas por tratamiento, R1 y R2) y primavera-verano (una pila por tratamiento, R3), siendo menor

las temperaturas y precipitaciones en el período invierno-primaveral. Las precipitaciones desde el comienzo al final de la experiencia fueron 220 mm, concentradas en un 91% en la etapa primavero-estival (datos de la estación meteorológica del Campo Experimental de la FCA-UNC). La temperatura ambiente varió entre 10 y 30 °C en el período invierno-primaveral y entre 20 y 40 °C en primavera-verano; estos datos, junto con los perfiles de temperatura durante el compostaje, se presentan en la Figura 1. Las temperaturas por encima de 45 °C constituyen el período termofílico de compostaje (Golueke, 1989). En este estudio el período termofílico persistió en promedio, con fluctuaciones asociadas a desecamiento y volteos, durante 70-100 días para ambas proporciones (1:1 y 2:1). Resultados similares han sido reportados en experiencias de compostaje en sistemas abiertos con volteos de residuos sólidos urbanos (Tognetti *et al.*, 2007a, b) y de estiércol de gallina con aserrín (Leconte *et al.*, 2009).

Las normas de la USEPA (1993) establecidas para la reducción de patógenos en el compostaje de lodos cloacales se han extendido a otros residuos, como los estiércoles (Brinton, 2000), y exigen en pilas con volteos, 15 días a temperaturas ≥ 55 °C con al menos cinco volteos y en pilas estáticas, 3 días consecutivos a esas temperaturas (Tabla 2). En esta experiencia, ambas mezclas alcanzaron y superaron recurrentemente temperaturas ≥ 55 °C, y se mantuvieron al menos en dos períodos durante 3 días consecutivos, lo que asegura la reducción de patógenos (Fig. 1).

Temperaturas de 60-70 °C se consideran óptimas para eliminar la mayoría de los patógenos y semillas de malezas (Wiese *et al.*, 1998), pero se recomienda evitar que el período se prolongue o que esas temperaturas se superen porque provocan la muerte de los microorganismos beneficiosos y retrasan el proceso (USEPA, 1985). En este estudio, cuando las temperaturas se acercaron a 70 °C, se voltearon y en algunos casos, se rehumedecieron; sin embargo, en varias oportunidades se produjo disminución de actividad microbiana por desecamiento.

El comportamiento particular de cada mezcla mostró que las pilas 2:1 en sus tres réplicas (invierno-primaveral R1 y R2, primavero-estival R3) tuvieron una etapa mesófila inicial más corta y alcanzaron más rápidamente las temperaturas termofílicas (≥ 45 °C) que las pilas 1:1; esto se debió posiblemente a una mejor estructura de la mezcla, que facilitó aireación y humedad adecuadas para los microorganismos, y a la relación C/N inicial más alta que aportó más energía (25 en pilas 2:1 vs. 20 en 1:1).

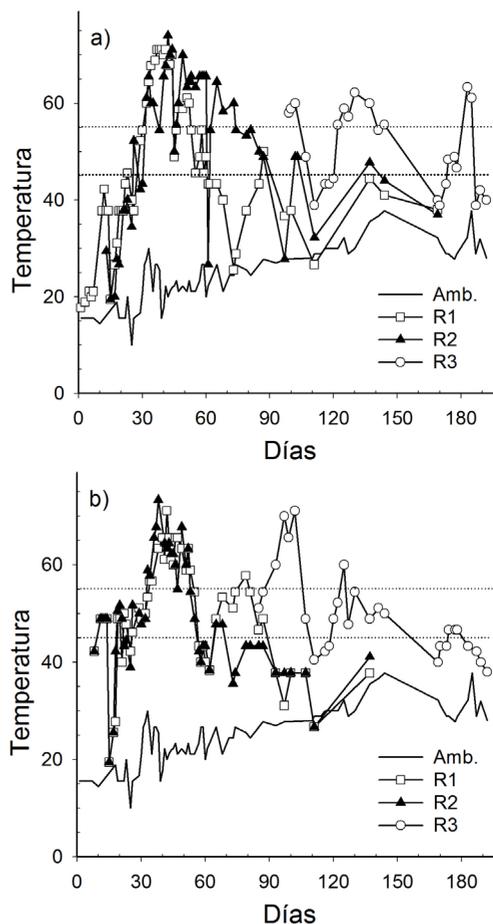


Figura 1. Perfiles de temperatura durante el compostaje de aserrín-viruta y estiércol en dos proporciones (v/v): a) Pilas 1:1 y b) Pilas 2:1. Símbolos = Amb: temperatura ambiente, R1, R2 y R3: réplicas. En líneas de puntos se marca el rango termofílico (45-55 °C)

Las pilas de primavera-verano alcanzaron inmediatamente la etapa termofílica, mientras que las de invierno-primavera demoraron 11 días las pilas 2:1 y 23-26 días las pilas 1:1 (Fig.1), explicado, en parte, por la mayor disipación del calor de las pilas en invierno-primavera a causas de las temperaturas externas.

Características de los compost

En la Tabla 1 se presenta la caracterización química realizada a los compost después de 4-6 meses de proceso. Cuando se compararon los tratamientos 1:1 y 2:1 se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Mg, K, P total y P extractable, que fueron mayores en las pilas 1:1 dado que esos nutrientes provienen del estiércol. No se encontraron diferencias en las concen-

Tabla 1. Características químicas e indicadores de estabilidad-madurez de los compost de *feedlot*. Comparación con compost de biosólidos y estiércol de gallina (adaptado de Mazzarino *et al.*, 2012). Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre compost de *feedlot*.

	Compost <i>feedlot</i> + aserrín-viruta			Biosólidos + viruta y chips de poda	Estiércol de gallina + aserrín o cascarilla de arroz	
	1:1	2:1				
Características químicas*						
pH	7,2 ± 0,2	a	7,0 ± 0,3	a	6,5-6,7	5,8-7,2
CE (dS m ⁻¹)	1,56 ± 0,37	a	1,51 ± 0,29	a	1,2-2,4	2,5-3,0
C (%)	15,6 ± 1,7	a	15,5 ± 1,6	a	23-27	20-26
NT (%)	1,10 ± 0,20	a	0,89 ± 0,09	a	1,5-2,0	2,3-3,2
C/NT	15 ± 1		19 ± 3		12-19	7-12
Ca (%)	1,04 ± 0,04	a	1,13 ± 0,16	a	1,4-1,5	2,0-2,4
Mg (%)	0,55 ± 0,03	a	0,46 ± 0,04	b	0,6	0,4-0,6
Na (%)	0,06 ± 0,01	a	0,05 ± 0,01	a	< 0,1	0,1
K (%)	0,59 ± 0,05	a	0,53 ± 0,05	b	0,5-0,8	0,3-0,5
P total (%)	0,77 ± 0,18	a	0,56 ± 0,05	b	1,3-1,4	0,9-1,3
P Olsen (g kg ⁻¹)	1,34 ± 0,24	a	0,86 ± 0,04	b	1,3-1,8	6,0-7,7
Indicadores de estabilidad y madurez						
N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	34 ± 1	a	29 ± 2	a	28-56	25-90
N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	387 ± 45	b	469 ± 9	a	500-1100	900-3000
N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻	0,09 ± 0,01		0,06 ± 0,01		0,03-0,25	0,03-0,11
CSA (g kg ⁻¹)	2,4 ± 0,7	a	1,7 ± 0,5	a	1,2 – 4,7	3,0-5,7
CSA/NT	0,22 ± 0,03		0,21 ± 0,05		0,2-0,5	0,3-0,5
%IG (1:10, 100%)	90-130		80-120		72-90	65-102

*Abreviaturas:CE= conductividad eléctrica; CO= C orgánico; CSA= C soluble en agua, NT= N total calculado como NK (N Kjeldhal + N-NO₃⁻)

IG= índice de germinación

traciones de NT y C, aun cuando tenían diferente proporción de material estructurante, lo que indica que el C en las pilas 2:1 y el N en las pilas 1:1 disminuyeron. Las pérdidas de C son características del compostaje, ya que se trata de un proceso bio-oxidativo de la materia orgánica que resulta en una marcada reducción del material original. La mayor eficiencia del proceso en las pilas 2:1 está posiblemente asociada a una mejor estructura y disponibilidad de sustrato.

Las pérdidas de N en las pilas 1:1 están asociadas a la relación C/N de la mezcla inicial que fue menor a la relación 25-35:1 aconsejada para iniciar el proceso (Hubbe *et al.*, 2010) y ello representa uno de los mayores desafíos del compostaje (Eghball *et al.*, 1997; Hubbe *et al.*, 2010). Se considera que en el rango mencionado se asegura suficiente N para la actividad de los microorganismos e inmovilización de N en biomasa microbiana, lo que evita la acumulación excesiva de amonio y contribuye a reducir pérdidas por volatilización durante la etapa termofílica cuando se combinan aumentos de temperatura y pH. La mayor propor-

ción de aserrín-viruta en el tratamiento 2:1 también pudo haber contribuido a una menor pérdida de N por absorción de lixiviados y adecuada aireación que evita pérdidas de nitratos por desnitrificación (Huang *et al.*, 2004; Banegas *et al.*, 2007; Leconte *et al.*, 2009; Hubbe *et al.*, 2010).

Una lista de indicadores de finalización del proceso de compostaje se presenta en la Tabla 2. La estabilidad guarda relación con la condición alcanzada por la materia orgánica mientras que la madurez se refiere a la ausencia de sustancias fitotóxicas (Brinton, 2000; Rynk, 2003; Mazzarino *et al.*, 2012). Los dos compost obtenidos alcanzaron estabilidad y madurez, ya que los valores de CSA, amonio, relación amonio/nitratos, relación CSA/NT e índice de germinación dieron valores dentro de los límites recomendados por las normativas de otros países (AFNOR, 2005; BioAbfV, 1998; BOE, 2005; USEPA, 1993) (Tabla 2).

Por otro lado, las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (comúnmente denominados metales pesados) se encontraron por debajo de los límites establecidos para compost en las

normas de varios países europeos, incluso considerando los límites más exigentes (Tabla 3).

Los compost de estiércol de *feedlot* del presente trabajo cumplieron en ambos tratamientos con los requerimientos de temperatura de la USEPA (1993) ya mencionados y con el límite establecido de coliformes fecales para productos Clase A. Las normas de la USEPA (1993) exigen para compost Clase A (sin restricciones de uso) el cumplimiento de las temperaturas arriba mencionadas y un contenido de coliformes fecales $< 1000 \text{ NMP g}^{-1} \text{ m.s.}$ ó de *Salmonella* $< 3 \text{ NMP g}^{-1} \text{ m.s.}$ De manera similar a EEUU, las normas de Alemania para certificar re-

ducción de patógenos en residuos orgánicos exigen condiciones específicas de tratamiento y un indicador microbiológico (BioAbfV, 1998). Cuando no se garantiza el tratamiento, las exigencias de indicadores de patógenos son mayores e incluyen varios en conjunto: coliformes fecales o *Escherichia coli*, *Salmonella* sp., huevos viables de *Ascaris* y enterovirus (Brinton, 2000).

Respecto a la calidad de los compost obtenidos, en comparación con otros compost de origen animal (biosólidos y estiércol de gallina), se observó que en general fueron más pobres en materia orgánica, N y P total y presentaron cantidades si-

Tabla 2. Algunos indicadores recomendados para evaluar posibles contaminantes, estabilidad, madurez y calidad de compost (adaptado de Mazzarino *et al.*, 2012)

Posibles contaminantes	Estabilidad	Madurez	Calidad
Elementos traza o potencialmente tóxicos (ver Tabla 3)	C soluble en agua: $< 5 \text{ ó } \leq 10 \text{ g kg}^{-1}$	N-NH_4^+ : < 400 ó $< 500 \text{ mg kg}^{-1}$	Cumplir con límites contaminantes
Contaminantes orgánicos persistentes (más común algunos PCB)	C-CO_2 : < 200 ó $\leq 120 \text{ mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$	Índice germinación $>50\text{-}80\%$ dependiendo del método	Cumplir con estabilidad y madurez
Patógenos. Ej. coliformes fecales $< 1000 \text{ NMP g}^{-1} \text{ m.s.}$ y temperaturas $\geq 55^\circ\text{C}$, 15 días, 5 volteos ó $\geq 55^\circ\text{C}$, 3 días seguidos sin volteos	C soluble agua/N total = $< 0,3$ ó $\leq 0,7$ $\text{N-NH}_4^+/\text{N-NO}_3^- = < 0,16$ ó $< 0,3$	Cebada, ryegrass o berro 14-21 días en 25 y 50% compost C/N $\leq 20\text{-}25$	Según uso. Ej. baja CE y alta retención agua en sustratos. Altos nutrientes como fertilizante. Alta MO como enmiendas
Ref. USEPA (1993), Normas de algunos países europeos (ver Tabla 3)	Ref. Rynk <i>et al.</i> (1992), García <i>et al.</i> (1992) Hue & Liu (1995), Laos <i>et al.</i> (2002)	Ref. Bernal <i>et al.</i> (1998), BioAbfV (1998), CCQC (2001), Woods End Res. Lab. (2005)	Ref. Rynk <i>et al.</i> (1992), BioAbfV (1998)

Tabla 3. Concentración de elementos potencialmente tóxicos (mg kg^{-1}) en los compost de *feedlot* con aserrín-viruta. Comparación con normas para compost de países de la Unión Europea (adaptado de Mazzarino *et al.*, 2012).

Elementos potencialmente tóxicos	Compost <i>feedlot</i> + aserrín-viruta		Normas europeas					
			Española			Francesa**	Alemana***	
			Clase				Categoría	
1:1	2:1	A	B	C		I	II	
As	4,6-5,1	4,4-5,3	-	-	-	18	-	-
Cd	$< 0,5$	$< 0,5$	0,7	2	3	3	1,5	1
Cr	25-30	35-37	70	250	300	120	100	70
Cu	41-42	35-40	70	300	400	300	100	70
Hg	$< 0,1$	$< 0,1$	0,4	1,5	2,5	2	1	0,7
Ni	12 -13	14-15	25	90	100	60	50	45
Pb	11-12	11-12	45	150	200	180	150	100
Se	$< 0,1$	$< 0,1$	-	-	-	12	-	-
Zn	140-150	130-140	200	500	1000	600	400	300

Todos los valores se refieren a sólidos secos. Concentraciones límites en compost según normas de *España (BOE, 2005), **Francia (AFNOR, 2005) y ***Alemania (BioAbfV, 1998)

milares de los demás nutrientes analizados (Tabla 1). Sin embargo, las características de los compost de estiércol de *feedlot* pueden variar mucho en función del sistema de compostaje, la mezcla con diferentes agentes estructurantes y las características del estiércol original, que varían según edad, tamaño, alimentación, entre otros. (Eghball *et al.*, 1997, 2002; Larney & Hao, 2007).

Ensayos de respiración y disponibilidad de nutrientes en incubaciones con suelos

En las incubaciones conducidas con los compost 1:1 y 2:1 en un Haplustol típico, se observó que la respiración microbiana fue mayor en los compost que en el suelo control, sin diferencias significativas entre ellos (Figura 2, Tabla 4), lo que sugiere que en estos suelos el C limitó la actividad microbiana y que ambos compost la estimulan de manera similar; esto último era esperable dado que

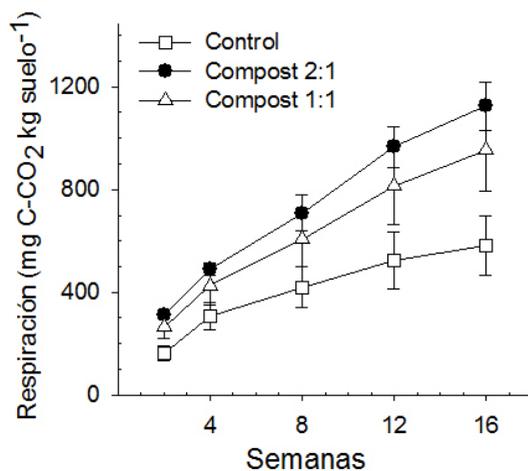


Figura 2. Respiración microbiana acumulada durante 16 semanas de incubación de suelo con dos compost de *feedlot* y aserrín-viruta (2:1 y 1:1). Control = suelo sin compost. Las barras indican desvíos estándar.

Tabla 4. Respiración microbiana (Resp) y disponibilidad de N (N_{acum}) y P (P-Olsen) en incubaciones de 16 semanas de suelo con dos compost de *feedlot* y aserrín-viruta (2:1 y 1:1). Letras diferentes indican diferencias significativas por columna ($P < 0,05$).

	Resp		N_{acum}		P-Olsen	
	t16	t0	t16	t0	t16	t0
	mg C-CO ₂ kg suelo ⁻¹	mgN kg suelo ⁻¹	mgN kg suelo ⁻¹	mgP kg suelo ⁻¹	mgP kg suelo ⁻¹	mgP kg suelo ⁻¹
Control	581b	14c	40c	14c	12c	
Compost 2:1	1125 ^a	43 ^a	73 ^a	63b	37b	
Compost 1:1	953 ^a	33b	60b	90 ^a	49a	

N_{acum} = $N-NH_4^+$ + $N-NO_3^-$; t0 = tiempo inicial de la incubación, t16 = tiempo final de la incubación

los compost presentaron las mismas concentraciones de C.

La adición de compost al suelo incrementó significativamente los valores absolutos de N inorgánico (nitratos + amonios) al inicio del ensayo y los mantuvo durante las 16 semanas de incubación, siendo los valores significativamente más altos para el compost 2:1 (Figura 3, Tabla 4). Estos resultados reflejan el mayor contenido de nitratos observado en estos compost (Tabla 1), debido posiblemente a menores pérdidas durante el proceso de compostaje.

Los valores de P-Olsen durante la incubación fueron significativamente mayores en el orden: compost 1:1 > 2:1 > control (Figura 4, Tabla 4). A la dosis de compost utilizada (40 g kg⁻¹), los valores

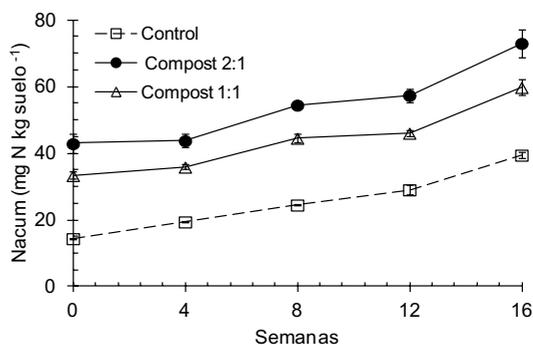


Figura 3. Evolución del N inorgánico (N_{acum} = $N-NH_4^+$ + $N-NO_3^-$) durante 16 semanas de incubación de suelo con dos compost de *feedlot* y aserrín-viruta (2:1 y 1:1). Control = suelo sin compost. Las barras indican desvíos estándar.

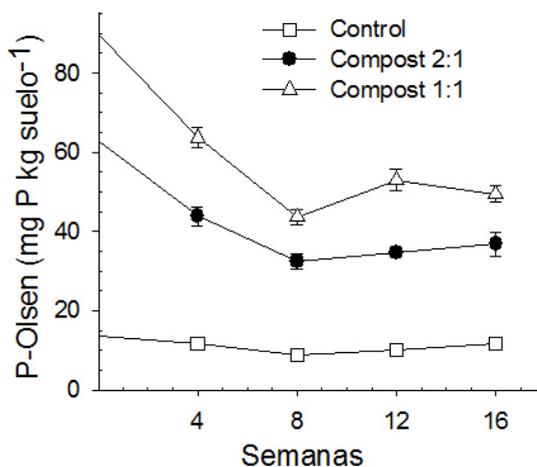


Figura 4. Evolución del P-Olsen durante 16 semanas de incubación de suelo con dos compost de *feedlot* y aserrín-viruta (2:1 y 1:1). Control = suelo sin compost. Las barras indican desvíos estándar.

iniciales de P-Olsen fueron excesivos, especialmente con el compost 1:1, presentando riesgo de contaminación (Hesketh & Brookes, 2000; Ferrari *et al.*, 2012). Es destacable que en ambos compost se registró una fuerte retención en el suelo durante las primeras 8 semanas (41-45%) y los valores finales estuvieron dentro de los límites aceptados (< 60 mg P-Olsen kg⁻¹ *sensu* Hesketh & Brookes, 2000). Las diferencias entre compost se relacionaron con el mayor contenido de P total y extractable en el compost 1:1, que es el de mayor proporción de estiércol.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos mostraron que el compostaje de estiércol se produjo adecuadamente, ya que permitió cumplimentar con los requerimientos de temperatura y reducción de patógenos establecidos en normas internacionales. También se cumplimentó con varios indicadores de estabilidad y madurez recomendados.

La eficiencia del proceso, en términos del tiempo requerido para lograr un producto estable y maduro, fue similar con ambas proporciones de material carbonado (1:1 y 2:1). La concentración de P total y extractable fue mayor con la mayor proporción de estiércol (compost 1:1), pero las concentraciones de C y NT fueron similares con las dos proporciones utilizadas, lo que indica que las pérdidas de N fueron mayores en el compost 1:1, ya que el N proviene del estiércol. Agregados al suelo, ambos compost estimularon mayor actividad microbiana (respiración). Los compost 2:1 aportaron al suelo mayor cantidad de N inorgánico, mientras que los compost 1:1 aportaron más P extractable, en relación directa con los contenidos en los compost. La decisión de la proporción de material carbonado a utilizar dependerá, por lo tanto, de su disponibilidad y de la necesidad específica de nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

Los fondos para la realización de este trabajo provienen del proyecto ANPCyT 1027/08.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th Ed. American Public Health Association, Washington, D.C. USA. 1268 pp.
- AFNOR, 2005. Dénominations, spécifications et marquage. Pr NF U 44-051. Association Française de Normalisation (Organic soil improvers: Designations, specifications and marking. Sludge is excluded).
- Banegas, V.; J.L. Moreno, J.I. Moreno, C. García, G. León and T. Hernández, 2007. Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Manage.* 27: 1317-1327.
- Bernal, M.P., C. Paredes, M.A. Sánchez-Monedero and J. Cegarra, 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technol.* 63: 91-99.
- BioAbfV, 1998. German Bioabfallverordnung, Bundesgesetzblatt G 5702 Bonn 28. Sept. 1998 (revised March 1999). English Translation: Utilisation of Bio-Wastes on Land used for Agricultural, Silvicultural and Horticultural Purposes. <<http://faolex.fao.org/docs/pdf/ger39524E.pdf>> Consultada el 09/06/2015.
- BOE, 2005. Real Decreto N° 824 sobre productos fertilizantes. Ministerio de la Presidencia. España. <<http://www.boe.es/boe/dias/2005/07/19/pdfs/A25592-25669.pdf>> Consultada el 09/06/2015.
- Brinton, W.F., 2000. Compost quality, standards and guidelines. Final report. Compost quality in America. Woods End Research Laboratory, Inc. 42 pp.
- CCQC (California Compost Quality Council), 2001. Compost Maturity, Index, Technical Report. <<http://www.calrecycle.ca.gov/organics/products/quality/comp maturity.pdf>>. Consultada el 09/06/2015.
- Cooperband, L.R., 2000. Sustainable use of by-products in land management. En: Powers, JF and WA Dick (eds.). Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products. SSSA Book Series Nr 6. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, USA, pp. 215-235.
- Di Rienzo, J.; F. Casanoves, L. González, M. Tablada, C. Robledo and M. Balzarini, 2007. Infostat. Versión 2007. Grupo InfoStat. FCA, UNC, Córdoba, Argentina.
- Eghball, B.; J.F. Power, J.E. Gilley and J.W. Doran, 1997. Nutrient, Carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *J. Environ. Qual.* 26: 189-193.
- Eghball, B.; B.J. Wienhold, J.E. Gilley and R.A. Eigenberg, 2002. Mineralization of manure nutrients. *J. Soil Water Conserv.* 57: 470-473.
- Ferrari, J.L.; E. Martínez, M.V. Cremona and M.J. Mazzarino, 2012. Nitrógeno inorgánico y fosfatos a distintas profundidades de suelo bajo pilas de abonos. *Ciencia del Suelo* 30: 179-186.
- García, C.; T. Hernández and F. Costa, 1991. Study on water extract of sewage sludge composts. *Soil Sci. Plant Nutr.* 37: 399-408.
- García, C.; T. Hernández, F. Costa and M. Ayuso, 1992. Evaluation of the maturity of municipal waste compost using simple chemical parameters. *Commun. Soil Sci.*

- Plan. 23: 1501-1512.
- Golueke, C.G., 1989. Putting principles into successful practice. En: Staff of BioCycle (Eds.). The BioCycle guide to yard waste composting. JG Press, Inc., Emmaus, Pennsylvania, USA, pp. 106-110.
- Haga, K., 2001. Managing manure on Japanese livestock and poultry farms. *Biocycle* 42: 66.
- Hesketh, N. and P.C. Brookes. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.* 29: 105-110.
- Houot, S.; G. Bodineau, J.N. Rampon, M. Annabi, C. Francou and M. Poitrenaud, 2005. Agricultural use of different residual waste composts – current situation and experiences in France. En: Proceedings of the Conference: "The Future of Residual Waste Management in Europe", ORBITe.V, Weimar, Germany. 8 pp.
- Hubbe, M.A.; M. Nazhad and C. Sanchez, 2010. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: A review. *BioResources* 5(4): 2808-2854.
- Hue, N.V. and J. Liu, 1995. Predicting compost stability. *Compost Sci Util.* 3: 8-15.
- Huang, G.F.; J.W.C. Wong, Q.T. Wu and B.B. Nagar, 2004. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Manage.* 24: 805-813.
- Laos, F.; M.J. Mazzarino, I. Walter, L. Roselli, P. Satti and S. Moyano, 2002. Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia. *Bioresource Technol.* 81: 179-186.
- Larney, F.J. and X. Hao, 2007. A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technol.* 98: 3221-3227.
- Larney, F.J.; A.F. Olson, A.A. Carcamo and C. Chang, 2000. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. *Bioresource Technol.* 75: 139-148.
- Lavado, R., 2012. Origen del compost, proceso de compostaje y potencialidad de uso. En: MJ Mazzarino and P Satti (eds.). *Compostaje en Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso.* UNRN y Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. pp.3-12
- Leconte, M.C.; M.J. Mazzarino, P. Satti, M.C. Iglesias and F. Laos, 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. *Waste Manage.* 29: 2446-2453.
- Leconte, M.C.; M.J. Mazzarino, P. Satti and M.P. Crego, 2011. Nitrogen and phosphorus release from poultry manure composts: the role of carbonaceous bulking agents and compost particle sizes. *Biol. Fert. Soils* 47: 897-906.
- Lerch, R.N.; K.A. Barbarick, L.E. Sommers and D.G. Westfall, 1992. Sewage sludge proteins as labile C and N sources. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1470-1476.
- Mazzarino, M.J., 1998. Ventajas y limitaciones del uso agrícola de residuos orgánicos con énfasis en biosólidos. *Actas XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.* Carlos Paz, Córdoba, pp. 403-411.
- Mazzarino, M.J.; P. Satti and L. Roselli. 2012. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: MJ Mazzarino and P Satti (eds.). *Compostaje en Argentina: Experiencias de Producción, Calidad y Uso.* UNRN y Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. pp.13-28.
- Peigne, J. and P. Girardin, 2004. Environmental impacts on farm scale composting practices. *Water Air Soil Poll.* 153:45-68.
- PNUD, 2009. Caracterización de la Producción Ganadera en Argentina frente al Cambio Climático. F Vilella, S Senesi, M Daziano and D Contreras. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). <<http://www.google.com.ar/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0CCIQFjAAAhUKewje-v6OroXGAhVEGowKHcIVADk&url=http%3A%2F%2Fecaths1.s3.amazonaws.com%2Fplantastoxicas%2F1222319767.Ganader%25C3%25ADa%2520y%2520Cambio%2520Clim%25C3%25A1tico.pdf&ei=zEx4Vd7kL8S0sATJq4HIAw&usq=AFQjCNELSoPJ A9wGUQ8t7bXfNxeX7O4AEg&bvm=bv.95039771,d.cWc>> Consultada el 09/06/2015
- Pordomingo, A.J., 2003. Gestión Ambiental en el *Feedlot*. Guía de buenas prácticas. Ediciones INTA, La Pampa, Argentina. 100 pp.
- Rynk, R., 2003. The art in the science of compost maturity. *Compost Sci Util.* 2: 94-95.
- Rynk, R.; M. van der Kamp, G.B. Willson, M.E. Singley and T.L. Richard, 1992. *On-farm composting handbook.* Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Coop. Extension Service. Ithaca, N.Y. USA. 186 pp.
- SENASA, 2013. Establecimientos de engorde a corral 2008-2013. Dirección Control Gestión y Programas Especiales-Dirección Nac. Sanidad Animal. Resp. G.D. Dana. 20 pp.
- Sharpley, A. and B. Moyer, 2000. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. *J. Environ. Qual.* 29: 1462-1469.
- Tognetti, C.; M.J. Mazzarino and F. Laos, 2007a. Co-composting biosolids and municipal organic waste: effects of process management on stabilization and quality. *Biol. Fert. Soils* 43: 387-397.
- Tognetti, C.; M.J. Mazzarino and F. Laos, 2007b. Improving the quality of municipal waste compost. *Bioresource Technol.* 98: 1067-1076.
- Tognetti, C.; M.J. Mazzarino and F. Laos, 2008. Compost of municipal organic waste: effects of different management practices on degradability and nutrient release capacity. *Soil Biol. Biochem.* 40: 2290-2296.

- USEPA, 1985. The Rutgers strategy for composting: Process design and control. MS Finstein, FC Miller, ST MacGregor and KM Psarianos. The State University of New Jersey. EPA/600/2-85/059.
- USEPA, 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Part 503. U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C., EEUU. Federal Register 58: 9248-9415.
- USEPA, 1995. Test methods for evaluating solid waste. Vol IA: Laboratory manual physical/chemical methods. SW 846, 3rd Ed. U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C.
- Wiese, A.F.; J.M. Sweeten, B.W. Bean, C.D. Salisbury and E.W. Chenault, 1998. High temperature composting of cattle *feedlot* manure kills weed seed. Appl. Eng. Agric. 14:377-380.
- Zubillaga, M.S. and R.S. Lavado, 2006. Phytotoxicity of biosolids compost of different maturity degree compared with biosolids and animal manures. Compost Science and Utilization 14: 267-270.
- Zucconi, F.; A. Pera, M. Forte and M. de Bertoldi, 1981. Evaluating toxicity of immature compost. BioCycle 22: 54-57.