

COMPOSTS DE BIOSOLIDOS: EFECTO DEL TAMIZADO SOBRE LA INMOVILIZACION DE NITROGENO DEL SUELO

MJ MAZZARINO^{1,2}, P SATTI¹, S MOYANO¹, F LAOS¹

¹CRUB, Univ. Nacional del Comahue, Quintral 1250, 8400- Bariloche, Argentina. E-mail: suelos@crub.uncoma.edu.ar

²CONICET

Recibido 18 de noviembre de 2003, aceptado 13 de mayo de 2004

BIOSOLIDS COMPOST: SCREENING EFFECT ON SOIL NITROGEN IMMOBILIZATION

The use of unscreened biosolids composts or screened by a higher mesh than 0.5 cm may contribute to increase soil water and nutrient storage capacity, and to decrease compaction and the risk of soil erosion. However, the presence of high C/N particles from partially decomposed bulking agents could enhance soil nitrogen immobilization. The objective of this work was to study the effect of different fractions of biosolids composts (<0.5 cm, > 0.5 cm, and unscreened composts), and the addition of low rates of soluble nitrogen (20 mg kg⁻¹ soil) on soil potential nitrogen mineralization and greenhouse ryegrass yields. The application of unscreened composts at different rates (20, 40 and 60 g kg⁻¹ soil) resulted in partial immobilization of the added nitrogen during the first 6-8 weeks of incubation under optimal moisture and temperature conditions. However, the unscreened composts provided higher available nitrogen than the control, with values which would cover the nitrogen requirements of many crops (150-270 mg kg⁻¹ after 28 wk-incubation). It may have been expected that the remnant C would continue decomposing in the soil enhancing nitrogen immobilization, however, the unscreened compost with the addition of urea at low rates (0.5 g N kg⁻¹ compost) did not show any immobilization in incubations conducted after 7 months of ryegrass growth. In the treatment with the compost fraction > 0.5 cm, which showed a higher C/N ratio that the upper limit (C/N = 20) currently regulated by SENASA for organic amendments, a similar rate of soluble nitrogen was also adequate to avoid nitrogen immobilization, and to obtain ryegrass yields significantly higher than the control. These results provide insight about the possible use of different compost fractions as a function of different objectives, and consequently, about the need to establish different compost quality requirements.

Key words: Unscreened Composts, Overs, Nitrogen Mineralization, Ryegrass Yields, Compost Quality.

INTRODUCCION

El uso de compost en agricultura es una práctica recomendada a nivel mundial, especialmente como enmienda orgánica, o sea, como aporte de materia orgánica al suelo (Rynk 1992, Cooperband 2000). La calidad de la materia orgánica aportada depende de los materiales de origen y del grado de estabilización; materiales con un alto contenido de materia orgánica lábil inducen mayor actividad biológica y liberación de nutrientes en el suelo, mientras que materia orgánica altamente estable o de lenta descomposición contribuye a mejorar la capacidad de almacenamiento de agua y nutrientes y a controlar erosión (Brown, Chaney 2000; Cooperband 2000).

Entre los indicadores de calidad de

compost se incluye generalmente el tamaño de partícula. Así, por ejemplo, en España se establece que el 90% del compost debe pasar por malla de 2,5 cm (MAPA 1999), mientras que en EEUU se recomienda tamizar por malla de 0,5 a 1,5 cm, dependiendo del uso final (Rynk 1992; Sikora, Szmidi 2001). Los tamaños más finos son recomendados cuando se pretende aporte de nutrientes y estimulación de actividad biológica o rápida incorporación al suelo, por ejemplo, en campos de golf, césped, etc. y los más grandes cuando el objetivo final es mejorar la estructura del suelo y controlar erosión. En este último caso, también se recomienda el uso de productos no tamizados que contribuyen a evitar voladuras de material fino y protegen al suelo de evaporación excesiva (efecto de cobertura o mulch) o que,

incorporados al suelo, contribuyen a mejorar suelos compactados (Rynk 1992; McCoy, Cogburn 2001). Sin embargo, la utilización de composts sin tamizar implica el agregado al suelo de un material que puede inducir inmovilización de nitrógeno, especialmente en los casos donde se utilizan chips de poda y subproductos de la industria maderera (composts de biosólidos, composts verdes, etc.). En general, se considera que la inmovilización de nitrógeno del suelo con el agregado de este tipo de material se debe al hecho de que presentan relaciones C/N muy altas. Sin embargo, los compuestos carbonados de la viruta y, en menor grado los de chips de poda, se caracterizan por ser difícilmente degradables con una alta proporción de lignina y celulosa, por lo que los procesos de descomposición, mineralización e incluso inmovilización de nitrógeno son muy lentos (Smith, Peterson 1982).

En Bariloche opera desde diciembre de 1997 la Planta de Compostaje de Lodos Cloacales de la Cooperativa de Electricidad Bariloche, donde se compostan anualmente 4.000 m³ de biosólidos. Como material estructurante se utilizan chips de poda y viruta de madera provenientes mayoritariamente de la conífera exótica pino ponderosa (*Pinus ponderosa*) y de la conífera nativa ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). El producto final se tamiza por malla de 0,5 cm y el rechazo de zaranda es reutilizado como estructurante (Mazzarino, Laos 2000). Un tamaño similar de tamiz (0,6 cm) ha sido utilizado en otras experiencias de compostaje de biosólidos en el país (Zubillaga, Lavado 2001). Considerando que gran parte de los suelos degradados de la Región Patagónica requieren la recuperación de materia orgánica altamente estable que contribuya a mejorar el almacenamiento de agua, la utilización de composts de biosólidos sin tamizar constituye una alternativa interesante para la región, que además disminuye los costos del producto. Sin embargo, su aplicación estaría restringida en función de la relación C/N que, de acuerdo a la Resol. 244/90 complementaria de la Ley Argentina 20.466/73 sobre fertilizantes y enmiendas orgánicas, no debe ser mayor a 20. En este contexto, el SENASA solicitó que se aplicara urea a razón de 80 mg kg⁻¹ de suelo para evitar

inmovilización del nitrógeno del suelo en un ensayo con compost de biosólidos sin tamizar, aplicado a razón de 12 g kg⁻¹ en un vivero forestal de la región (Mazzarino *et al.* 2000).

El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto en la mineralización potencial del nitrógeno del suelo y el rendimiento de ryegrass (*Lolium perenne*) en invernáculo de (i) diferentes tamaños de partículas de composts de biosólidos: < 0,5 cm, > 0,5 cm y sin tamizar y (ii) el agregado de bajas dosis de nitrógeno (20 mg kg⁻¹ suelo) a la fracción > 0,5 cm y al compost sin tamizar.

MATERIALES Y METODOS

Los materiales utilizados fueron compost tamizado por malla de 0,5 cm (CB), compost sin tamizar (CBST) y rechazo de zaranda correspondiente a la fracción > 0,5 cm (RZ), provenientes de la Planta de Compostaje de Lodos Cloacales de Bariloche (Cooperativa de Electricidad Bariloche). Se condujeron dos tipos de ensayos: (i) mineralización potencial de nitrógeno en condiciones controladas de humedad y temperatura en ausencia de plantas y (ii) rendimiento de ryegrass en invernáculo.

Para el ensayo de mineralización potencial de nitrógeno se utilizó un suelo volcánico (Typic Udivitrand) tamizado por malla de 2 mm y mezclado homogéneamente con los diferentes composts (y nitrógeno en forma de urea en algunos tratamientos). Se utilizaron los siguientes tratamientos: control (sin agregado de compost ni urea); compost tamizado a dosis de 40 g kg⁻¹ (CB40); compost sin tamizar a razón de 20 g kg⁻¹ (CBST20); compost sin tamizar a 40 g kg⁻¹ (CBST40); compost sin tamizar a 60 g kg⁻¹ (CBST60); compost sin tamizar a 40 g kg⁻¹ con agregado de 20 mg kg⁻¹ de N (CBST40+N) y rechazo de zaranda a 40 g kg⁻¹ con agregado de 20 mg kg⁻¹ de N (RZ40+N). Las mezclas fueron colocadas en cajas de plástico de 250 mL y se incubaron aeróbicamente durante 28 semanas a 25° C y humedad equivalente a capacidad de campo, utilizando un diseño completamente aleatorizado. Semanalmente se controló humedad por gravimetría y se dejaron las cajas expuestas al aire durante 1 hora. En diferentes fechas de muestreo, se extrajeron al azar tres repeticiones de cada tratamiento para las determinaciones de nitrógeno inorgánico (nitratos y amonio). Para la extracción del nitrógeno inorgánico se utilizó KCl 2M (1:5). Los nitratos se determinaron por el método de reducción en columna de cadmio y amonio por el método de azul indofenol (Keeney, Nelson 1982). En este último caso, se utilizaron kits 'Uremia' de Wiener Lab. (Laos *et al.* 1996). El nitrógeno neto mineralizado se calculó sustrayendo

a cada fecha de muestreo el nitrógeno inorgánico del tiempo cero (Lerch *et al.* 1992; Laos *et al.* 1996). Los datos fueron corregidos por peso seco.

En el ensayo de invernáculo se utilizaron macetas sin drenaje con 2,5 kg de suelo por maceta mezclado homogéneamente con los composts (y nitrógeno en forma de urea en algunos tratamientos). La planta indicadora fue ryegrass (*Lolium perenne*) sembrada a razón de 1 g de semillas por maceta. Se utilizaron los siguientes tratamientos: control (sin agregado de composts ni urea); compost tamizado a 40 g kg⁻¹ (CB40); compost sin tamizar a 40 g kg⁻¹ con agregado de 20 mg kg⁻¹ de N (CBST40+N) y rechazo de zaranda a 40 g kg⁻¹ con agregado de 20 mg kg⁻¹ de N (RZ40+N). Las macetas se dispusieron en el invernáculo según un diseño completamente aleatorizado con cuatro repeticiones. El contenido de humedad se mantuvo por gravimetría a capacidad de campo y se efectuaron 10 cortes durante un período de 7 meses. Para determinar el rendimiento en biomasa de cada corte, el material se secó a 60°C.

Al finalizar el ensayo de invernáculo se determinó en el suelo remanente: mineralización potencial de nitrógeno en incubaciones de 16 semanas (según la metodología arriba descrita) y nitrógeno retenido en biomasa microbiana. Este último se determinó según una modificación del método de fumigación-incubación, que utiliza cloroformo líquido (1 mL en 30 g de suelo) en lugar de vapor de cloroformo (Vitousek, Matson 1985; Mazzarino *et al.* 1991). Después de 10 días de incubación en condiciones controladas de humedad y temperatura, se determinó amonio como se describió anteriormente. El nitrógeno retenido en biomasa microbiana se determinó como la diferencia de amonio entre t_{10} y t_0 . No se aplicó constante de recuperación (k_N). Los datos fueron corregidos por peso seco.

En todos los ensayos, los composts utilizados se secaron previamente a 60°C. Para la caracterización de los composts, el material fue finamente molido y se efectuaron los siguientes análisis (Laos *et al.* 2002): pH y conductividad eléctrica en extracto acuoso (1:10); carbono total por combustión seca a 550° C (se dividió por 2 el

valor de materia orgánica) y nitrógeno total por semi-micro Kjeldahl.

Los resultados fueron analizados estadísticamente con Statgraphics Plus, Version 3.0 aplicando ANOVA.

RESULTADOS Y DISCUSION

Características de los compost

La relación C/N se incrementó en el orden rechazo de zaranda (RZ) > compost sin tamizar (CBST) > compost tamizado (CB) (Tabla 1). El valor de C/N en el compost sin tamizar (20) estuvo en el límite establecido por la Resolución 244/90 para enmiendas orgánicas, mientras que el del rechazo de zaranda fue mayor (24). El incremento en la relación C/N del rechazo de zaranda estuvo principalmente asociado a un aumento de aproximadamente 30% en la concentración de carbono; el nitrógeno sólo se redujo 10%. Esta escasa reducción en la concentración de nitrógeno del rechazo se debería a que los restos de viruta y poda quedan recubiertos de partículas finas con altas concentraciones de nitrógeno. El tamizado se realiza habitualmente a humedades relativamente altas ($\geq 50\%$), lo que determina que las partículas finas se adhieran a los restos del estructurante. Si bien esto determina una pérdida considerable de rendimiento en compost tamizado (Spencer, Rynk 2003), también conduce a un aumento de la calidad del rechazo. Es importante destacar que la tendencia actual en USA es comercializar diferentes tamaños de compost en función del uso final, con menores precios a mayor tamaño, por ejemplo, 0,5 cm para campos de golf, 1,0 cm para jardines, 1,8 cm en mezclas con suelo para crear suelo superficial y el rechazo de zaranda como mulch o cobertura (LaFleur 2003; Spencer, Rynk 2003).

Los valores de C/N discutidos más arriba corresponden al material utilizado en el

Tabla 1. Características de las diferentes fracciones de composts. Letras diferentes para la misma columna indican diferencias significativas para $p < 0,05$ ($n=4$).

Table 1. Characteristics of the different compost fractions. Different letters within a column indicate significant differences for $p < 0.05$ ($n=4$)

	pH	Cond. electr. (mS cm ⁻¹)	C orgánico (%)	N-Kjeldahl (%)	C/N
Compost < 0,5 cm (CB)	6,3 b	2,4 a	34,0 b	2,0 a	17 c
Compost > 0,5 cm (RZ)	6,5 a	2,3 a	43,2 a	1,8 b	24 a
Compost sin tamizar (CBST)	6,5 a	1,9 b	36,5 b	1,8 b	20 b

presente trabajo. Sin embargo, la heterogeneidad es una característica de los composts y se comercializan ofreciendo rangos de valores (Harrison *et al.* 2003). El rango de C/N encontrado en mediciones de diferentes stocks (correspondientes a diferentes años) en la planta de compostaje de Bariloche fue 15-18 para CB, 19-22 para CBST y 22-26 para RZ. Se observa que algunos valores de CBST podrían superar el exigido por la Resolución 244/90.

Mineralización potencial de nitrógeno

Los resultados de mineralización potencial de nitrógeno indicaron que con el compost tamizado (CB40) no se produjo inmovilización, mientras que con el compost sin tamizar y sin agregado de urea se produjo una

inmovilización parcial del nitrógeno agregado durante las 6 a 8 primeras semanas de la incubación (Figura 1a). Se observó una tendencia a mayor inmovilización con el aumento de la dosis: CBST60 > CBST40 > CBST20. En el caso del compost sin tamizar con agregado de una baja dosis de urea (CBST40+N), también se produjo inmovilización parcial pero menor y por menos tiempo que sin agregado de urea. Asimismo, con CBST40+N se produjo una liberación de nitrógeno inorgánico mayor a la esperable por hidrólisis de la urea, alcanzando valores más altos que los del compost tamizado (CB40). A pesar de presentar una alta relación C/N, el rechazo de zaranda con el agregado de una baja dosis de urea (RZ40+N) se comportó de manera similar a CBST40+N, induciendo

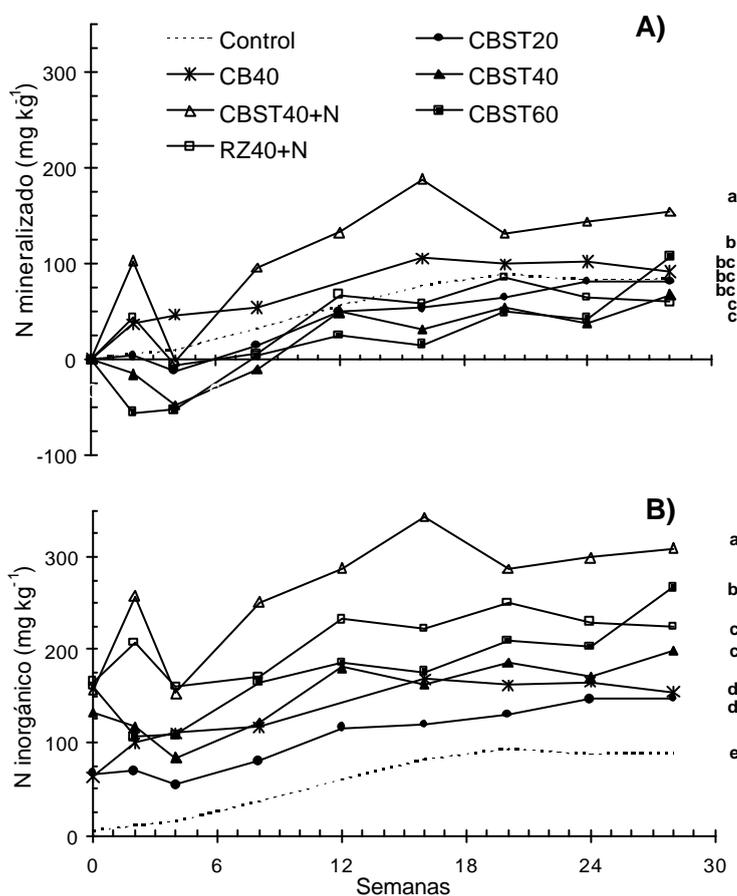


Figura 1. Mineralización potencial de N (a) y N inorgánico acumulado (b) en suelos con agregado de diferentes fracciones de compost durante 28 semanas. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) para la última fecha de incubación (t_{28}).

Figure 1. Potential N mineralization (a) and cumulative inorganic N (b) in soils amended with different compost fractions during 28 weeks. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) at t_{28} .

Tabla 2. Porcentaje de nitratos del N inorgánico total en diferentes fechas de incubación.
Table 2. Percentage of inorganic N as nitrate at different incubation dates.

	Control	CB40	CBST40+N	RZ40+N	CBST20	CBST40	CBST60
Semana 0	50	61	4	20	19	16	14
Semana 2	87	63	10	28	93	78	78
Semana 6	94	99	94	95	97	98	98
Semana 12	95	97	94	94	97	98	98
Semana 28	92	95	97	97	90	89	89

do una inmovilización mínima y de corto plazo y una liberación de nitrógeno inorgánico mayor que la correspondiente a la urea (aunque menor en este caso a la del compost tamizado). Estos resultados coinciden con los de otros trabajos donde se ha postulado que el agregado de una baja dosis de nitrógeno soluble estimula la mineralización del nitrógeno orgánico (Fauci, Dick, 1994; Wen *et al.* 1995; Mazzarino *et al.* 1997).

Si bien en el caso de los compost sin tamizar y sin urea, la mineralización neta de nitrógeno a partir de la 6^a-8^a semana fue mayor que la inmovilización, las tasas de mineralización fueron menores que en el suelo control. Sólo a partir de la 24-28^a semana se observaron tasas similares o mayores (Figura 1a), lo que estaría indicando un proceso continuo de inmovilización que conduce a una muy baja liberación de nitrógeno durante aproxima-

damente 7 meses, con mayor inmovilización a mayores dosis. Con CB40 y CBST40+N, las tasas de mineralización fueron mayores que en el control, mientras que con RZ40+N la tendencia fue a valores menores o iguales al control.

Cuando se analizó el nitrógeno inorgánico (Ni) acumulado, que incluye el inorgánico inicial más el mineralizado, se observó que en todos los casos fue significativamente mayor que el control (Figura 1b). Los resultados mostraron que el aporte de nitrógeno disponible para las plantas fue considerable, incluso en el caso de los composts que presentaron inmovilización, o sea, que sólo una parte del Ni aportado fue inmovilizado. Los composts, independientemente del nitrógeno orgánico mineralizable, contienen cantidades variables de nitratos y amonio que se incluyen en el cálculo del nitrógeno potencialmente disponible

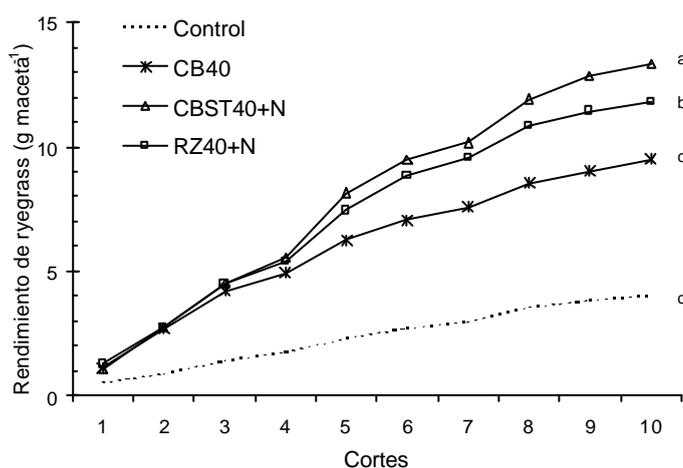


Figura 2. Rendimientos acumulados de ryegrass (g maceta⁻¹). Letras diferentes indican diferencias significativas ($p < 0,05$) para 10 cortes acumulados.

Figure 2. Cumulative ryegrass yields (g pot⁻¹). Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$) for 10 clippings.

Tabla 3. Nitrógeno mineralizado a 16 semanas de incubación y N retenido en biomasa microbiana en el suelo remanente después del cultivo de ryegrass. Letras diferentes para la misma fila indican diferencias significativas para $p < 0,05$.

Table 3. Mineralized N after 16 wk-incubation and N retained in microbial biomass in the remnant soil after ryegrass removal. Different letters within a row indicate significant differences for $p < 0.05$.

	Control	CB40	CBST40+N	RZ40+N
N mineralizado (mg kg^{-1})	41,0 c	83,4 a	60,3 b	61,5 b
N en biom. microbiana (mg kg^{-1})	32,6 b	84,2 a	28,9 b	47,0 b

(USEPA 1993; Pierzynski 1994). Si bien en este trabajo no se determinó la cantidad de nitratos y amonio presentes en los composts utilizados, los valores de Ni acumulados después de 28 semanas de incubación con los composts sin agregado de urea representaron un aporte sustancial de nitrógeno disponible, que cubre los requerimientos de muchos cultivos. Es de remarcar que el Ni acumulado con las tres dosis de compost sin tamizar y sin urea ($150\text{-}270 \text{ mg kg}^{-1}$) fue incluso igual o mayor que con el compost tamizado (155 mg kg^{-1}). Los resultados obtenidos coinciden con los de algunos autores que han sugerido que el aporte principal de nitrógeno disponible con los composts, y consecuentemente los rendimientos, están más relacionados con el contenido de nitrógeno inorgánico de los mismos que con el nitrógeno orgánico mineralizable (Hadas, Portnoy 1994; Jellum *et al.* 1995).

El aporte de Ni de los compost (y de la urea) estuvo mayoritariamente constituido por amonio. A partir de la 6ª semana de incubación, los nitratos predominaron en todos los tratamientos (Tabla 2).

Ensayo de invernáculo

En este ensayo sólo se trabajó con una dosis de composts (40 g kg^{-1}) y con los siguientes tratamientos: compost tamizado (CB40), compost sin tamizar con agregado de N (CBST40+N) y rechazo de zaranda con agregado de N (RZ40+N).

Los rendimientos acumulados de ryegrass durante 7 meses fueron mucho mayores en los tres tratamientos con composts que en el control: $\text{CBST40+N} > \text{RZ40+N} > \text{CB40} > \text{control}$ (Figura 2). Estos resultados indican que el compost tamizado aumenta los rendimientos y que el agregado de una baja

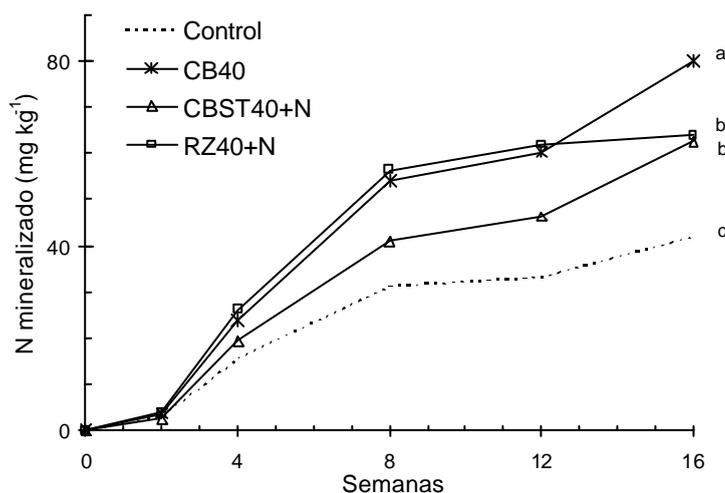


Figura 3. Mineralización potencial de N con los suelos remanentes después del cultivo de ryegrass durante 16 semanas

Figure 3. Potential N mineralization with remnant soils after ryegrass removal during 16 weeks.

cantidad de nitrógeno al compost sin tamizar y al rechazo, contribuye a rendimientos aún mayores. Esto último sería atribuible a que el agregado de nitrógeno soluble estimula la mineralización del nitrógeno orgánico, como se explicó más arriba. Es de destacar que la cantidad de nitrógeno agregado (20 mg N kg^{-1} suelo) representa sólo 20-25 % de la dosis recomendada en la zona para pasturas (Mazzarino *et al.* 1997).

Al finalizar el ensayo de invernáculo, los mayores valores de mineralización potencial de nitrógeno y de nitrógeno retenido en biomasa microbiana correspondieron al compost tamizado (Tabla 3). Es decir, que si bien con CB40 los rendimientos fueron menores que con CBST40+N y RZ40+N, el valor residual de nitrógeno mineralizable fue mayor. Por otro lado, si bien los valores de mineralización de nitrógeno fueron más bajos que los previos al cultivo, no se observó inmovilización en ningún tratamiento (Figura 3). Esto sugiere que aún en un segundo cultivo o segunda estación de crecimiento no sería esperable predominio de inmovilización por descomposición del carbono de los compuestos más estables de los composts.

CONCLUSIONES

La aplicación de diferentes dosis de composts de biosólidos sin tamizar determinó inmovilización parcial del nitrógeno agregado con los mismos durante un máximo de 8 semanas en condiciones óptimas de humedad y temperatura. Sin embargo, el nitrógeno disponible aportado, proveniente mayoritariamente de la fracción inorgánica, fue mayor que en el suelo control y sería suficiente para cubrir los requerimientos de muchos cultivos. Sería esperable que el C remanente en el suelo continúe descomponiendo lentamente induciendo inmovilización de N; sin embargo los compost sin tamizar con agregado de una baja dosis de urea ($0,5 \text{ g N kg}^{-1}$ compost) no mostraron inmovilización en incubaciones realizadas después de 7 meses de cultivo de ryegrass.

En el caso del rechazo de zaranda (fracción de compost $> 0,5 \text{ cm}$), una dosis similar de nitrógeno soluble fue también suficiente para evitar inmovilización de nitrógeno. Dado que este material presenta una relación C/N relativamente alta (24), mayor al límite establecido

por el SENASA para enmiendas orgánicas, también sería posible utilizarlo como mulch o cobertura, sin incorporación al suelo.

Los resultados obtenidos indican que es posible utilizar composts de diferente granulometría en función de diferentes usos. Esto requeriría establecer no una sino varias normativas para calidad de composts.

REFERENCIAS

- Brown S, Chaney R L. 2000. Combining by-products to achieve specific soil amendment objectives. En: Bartels J M & W A Dick (Eds). Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products. SSSA Book Series N° 6, Madison, WI. USA. 343-360.
- Cooperband, L. 2000. Sustainable use of by-products in land management. En: Bartels J M & W A Dick (Eds). Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-Products. SSSA Book Series N° 6, Madison, WI. USA. 215-235.
- Fauci M F, Dick R P. 1994. Plant response to organic amendment and decrease inorganic N rate in soil from a long-term experiment. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 134-138.
- Hadas A, Portnoy R. 1994. Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. J. Environ. Qual. 23: 1184-1189.
- Harrison E Z, Olmstead D, Bonhotal J. 2003. What's behind a compost label or seal?. BioCycle 44 (9): 28-30.
- Jellum E J, Kuo S, Sainju U. 1995. Mineralization and plant availability of nitrogen in sea food waste composts in soil. Soil Sci. 160: 125-135.
- Keeney D R, Nelson D W. 1982. Nitrogen-Inorganic Forms. En Page et al (Eds). Methods of Soil Analysis. Part 2. 2nd. Ed. Series Agronomy 9, ASA-SSSA, Madison, WI. USA. 643-698.
- LaFleur C. 2003. Texas City forges ahead with commercial organics initiative. BioCycle 44 (9): 36-41.
- Laos F, Mazzarino M J, Satti P, Roselli L, Costa G. 1996. Liberación de nutrientes de residuos orgánicos derivados de actividad piscícola y urbana en la Región Andino-Patagónica, Argentina. Ciencia del Suelo 14: 24-29.
- Laos F, Mazzarino M J, Walter I, Roselli L, Satti P, Moyano S. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. Biores. Technol. 81:179-186.
- Lerch R N, Barbarick K A, Sommers L E, Westfall D G. 1992. Sewage sludge proteins as labile C and N sources. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 1470-1476.
- MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, España). 1999. Orden 21780 2/11/99

- sobre fertilizantes y afines, BOE 269.
- Mazzarino M J, Oliva L, Abril A, Acosta M. 1991. Factors affecting nitrogen dynamics in a semiarid woodland (Dry Chaco, Argentina). *Plant and Soil* 138: 85-98.
- Mazzarino M J, Walter I, Costa G, Laos F, Roselli L, Satti P. 1997. Plant response to fish farming wastes and inorganic fertilizations in volcanic soils. *J. Environ. Qual.* 26: 522-528.
- Mazzarino M J, Laos F. 2000. Composting biosolids in Patagonia. *BioCycle* 41 (4): 83-85.
- Mazzarino M J, Moyano S, Satti P, Laos F, Gorojowsky G, Labud V, Roselli L. 2000. Informe sobre el efecto de la aplicación de composts de lodos cloacales sin tamizar en suelos volcánicos. Informe desarrollado por exigencia del SENASA-Area Fertilizantes para SURBASA-CEB y G. Waidelich. 16 pp.
- McCoy S, Cogburn B. 2001. Composting manure for value-added products. *BioCycle* (eds.), The JG Press, Inc., Emmaus, PE, USA. 71-72.
- Pierzynski G M. 1994. Plant nutrient aspects of sewage sludge. En: Clapp CE, Larson W E & R H Dowdy (Eds). *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. SSSA Miscell. Publ., Madison, USA. 21-25.
- Rynk R. (Ed.). 1992. *On-farm composting handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cooperative Extension Service. Ithaca, NY. USA. 186 pp.
- Sikora L J, Szmidt R A. 2001. Nitrogen sources, mineralization rates, and nitrogen nutrition benefits to plants from composts. En: Stoffella P J, Kahn B A (Eds.). *Compost utilization in horticultural cropping systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA. 287- 305.
- Smith J H, Peterson J R. 1982. Recycling of nitrogen through land application of agricultural, food processing and municipal wastes. En: Stevenson F J (Ed.). *Nitrogen in Agricultural Soils*. Series Agronomy Nr. 22. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, USA. 791-831.
- Spencer R, Rynk R. 2003. Innovations in screening technology. *BioCycle* 44 (3):38-42.
- USEPA. 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Federal Register 58: 9248-9415. Washington, D.C., USA.
- Vitousek P M, Matson P A 1985. Disturbance, N-availability and N-losses: An experimental study in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66:1360-1376.
- Wen G, Bates T E, Voroney R P. 1995. Evaluation of N availability in irradiated sewage sludge, sludge compost and manure compost. *J. Environ. Qual.* 24:527-534.
- Zubillaga M S, Lavado R S. 2001. Biosolids compost as component of potting media for bedding plants. *Gartenbauwissenschaft* 66:304-309.