

## MINERALIZACIÓN DEL NITRÓGENO CONTENIDO EN UN LODO DE DEPURADORA SECADO TÉRMICAMENTE

José Valero MARTÍN<sup>1</sup>, Rosario MIRALLES DE IMPERIAL<sup>1</sup>, Eulalia Ma. BELTRÁN<sup>1</sup>, Miguel Angel PORCEL<sup>1</sup>, Ma. Luisa BERINGOLA<sup>1</sup>, Rosa CALVO<sup>2</sup> y Ma. del Mar DELGADO<sup>1</sup>

<sup>1</sup> INIA, Departamento de Medio Ambiente. <sup>2</sup>INIA, Servicio de Biometría. Ctra. de La Coruña km. 7.5, Madrid 28040 España, correo electrónico: vmartin@inia.es

*(Recibido noviembre 2004, aceptado octubre 2006)*

Palabras clave: modelos, mineralización, nitrógeno, lodo, secado térmico, incubación aeróbica, N-amonio, N-nitrato

### RESUMEN

Se presentan resultados de un ensayo de mineralización con lodo de depuradoras de aguas residuales secado térmicamente con el fin de comprobar su comportamiento al aplicarlo al suelo. Se realizó un ensayo de incubación de 52 semanas con tres tipos de suelos (S1, S2, S3) que fueron mezclados con diferentes dosis de lodo secado térmicamente: 0, 15, 30 y 60 t ha<sup>-1</sup>. Los resultados mostraron que la mayor cantidad de nitrógeno mineralizado aportada por el lodo secado térmicamente se produjo en el suelo S1 (ácido) con 364.60 mg N por kg de suelo seguido del suelo S2 (básico) con 292.19 mg N por kg de suelo y por último la arena, S3 con 221.85 mg N por kg de suelo. Se ajustaron los modelos de regresión para describir la mineralización del lodo secado térmicamente, y para comprobar las variaciones existentes entre los diferentes suelos y las diversas dosis de aplicación. Los modelos se ajustaron tanto a los datos de la suma de N-amonio (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y N-nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) como para cada una de estas variables por separado. En el caso del N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se encontraron diferencias en el inicio de la nitrificación entre los diferentes suelos. Es importante considerar lo anterior para sincronizar la aplicación con la demanda del cultivo y evitar con ello la contaminación ambiental.

Key words: models, mineralization, nitrogen, sludge, thermal dry, aerobic incubation, N-ammonia, N-nitrate

### ABSTRACT

Results of a trial of nitrogen mineralization are presented in order to evaluate the mineralization of thermally dried sewage sludge applied to soil. A laboratory incubation was conducted during 52 weeks with three different soils (S1, S2, S3) and thermally dried sewage sludge applied in rates of 0, 15, 30 and 60 t ha<sup>-1</sup>. The results showed that the cumulative nitrogen mineralized (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) for S1 (acid) was 364.60 mg N kg<sup>-1</sup> soil, 292.19 mg N kg<sup>-1</sup> soil for S2 (basic) and 221.85 mg N kg<sup>-1</sup> soil for S3 (sand). The response of each variable (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) and each soil (S1, S2, S3) amended with different application rates was evaluated by regression analyses and the results showed differences between all soils and rates. For N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> the results showed differences between soils at the beginning of nitrification.

These results are important because they allow to synchronize the application of sludge amendments to the soils with the N-demand of the crops and thereby optimize productivity avoiding environmental pollution.

## INTRODUCCIÓN

El tratamiento de las aguas residuales genera una gran cantidad de lodos que deben ser tratados para su estabilización y posterior reutilización como biofertilizantes o como fuentes de energía. Debido al incremento en la producción de estos lodos especialmente en las grandes ciudades, se están desarrollando nuevos procesos de estabilización con objeto de emplear menos tiempo y espacio de los utilizados para realizar un buen compostaje.

Uno de estos tratamientos es el secado térmico, en el cual el lodo pasa por un tromel de secado y a su salida se compacta. De esta manera se obtiene un granulado similar en su forma a los abonos minerales en lugar de la poco manejable pasta de fango que generan las depuradoras.

La aplicación de lodos a los suelos agrícolas se presenta como la alternativa más conveniente para su disposición, ya que se aprovechan los nutrientes presentes en los mismos y es una de las principales opciones adoptadas en la Unión Europea (Smith 1996) como sustituto de la fertilización mineral. También hay que tener en cuenta otro aporte importante aparte de la fertilización mineral, como es la materia orgánica, ya que uno de los mayores problemas de los suelos agrícolas es el descenso en el contenido de esta materia orgánica (Beltrán *et al.* 2002).

Varios estudios (Rosswall 1982, Miralles de Imperial *et al.* 2002) señalan que la utilización de los lodos de depuradoras de aguas residuales, como abono o enmienda es un medio eficaz para resolver el problema de la ubicación definitiva de estos residuos.

El estudio de la mineralización del nitrógeno es importante para determinar las dosis aplicables al suelo, en sincronía con las necesidades de los cultivos, lo cual es útil para evitar el impacto negativo por lixiviación en los acuíferos por una aplicación excesiva (Barry *et al.* 1986).

La mineralización del nitrógeno orgánico depende de las propiedades del suelo y del residuo orgánico utilizado (Parker y Sommers 1983). Dependiendo del tipo de residuo adicionado al suelo se puede producir una fuerte inmovilización del nitrógeno como en el caso de los residuos sólidos urbanos, una ligera inmovilización en lodos de secado térmico y excretas sólidas o una liberación

rápida del nitrógeno como en los lodos frescos o purines.

El suelo normalmente muestra salidas y entradas constantes de nutrientes y elementos o complejos transformados de dichos nutrientes y elementos. En el caso del nitrógeno, durante el proceso de mineralización los microorganismos del suelo transforman los compuestos orgánicos de nitrógeno, hidrolizándolos a formas inorgánicas simples ( $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$ ) que son más fácilmente asimilables por las plantas y los propios microorganismos. Estos microorganismos utilizan estas formas en su crecimiento, principalmente en la síntesis de proteínas (Kelly y Stevenson 1987). En el caso de los microorganismos este fenómeno se denomina inmovilización (Madrid *et al.* 2001). Este dinámico sistema ha sido descrito como un equilibrio mineralización-inmovilización (Jansson y Persson 1982).

Se han realizado varios estudios para evaluar la mineralización del nitrógeno (Bremner 1965, Stanford y Smith 1972, Delgado *et al.* 1999, Tejada *et al.* 2002) mediante la incubación de los residuos en suelos, sobre todo en composta y lodo fresco o parcialmente digerido; pero al aparecer nuevos tipos de tratamiento del lodo, como es la estabilización mediante secado térmico, es necesario determinar cómo se comporta este residuo al adicionarlo al suelo. Con este nuevo tratamiento el lodo posee unas características diferentes a las del mismo lodo fresco o compostado, por lo que se espera que la concentración y la disponibilidad de los compuestos frente a los microorganismos no sea la misma que en lodos frescos o compostados.

Parker y Sommers (1983) y Tejada *et al.* (2002) evaluaron varios tipos de lodos, estimaron los modelos de mineralización y calcularon una ecuación de regresión. Con esta ecuación, conocido el nitrógeno orgánico contenido en el lodo a aplicar, se calcula el nitrógeno mineralizable. Mediante el uso de estos resultados fue posible ajustar las dosis de aplicación del lodo al suelo. Dicha ecuación fue válida para todo tipo de lodos incluido el compostado. En el caso del lodo secado térmicamente llegaron a la conclusión de que la ecuación no era efectiva debido al potencial de inmovilización de nitrógeno de este tipo de lodos. Por ello resulta necesario realizar ensayos de mineralización mediante incubación para calcular dicha tasa de aplicación.

El objetivo de este estudio fue modelar la mineralización de este lodo secado térmicamente aplicado en tres diferentes suelos mediante su incubación en el laboratorio, estudiar su evolución en el tiempo y determinar cuándo comienza la liberación del nitrógeno en forma de nitrato para cubrir las necesidades de las plantas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó la capa superficial (0-20 cm) de los suelos que previamente se secó al aire y se tamizó a través de una malla de 2 mm.

Delgado *et al.* (1999) y Madrid *et al.* (2001) comprobaron variaciones en la mineralización dependiendo de la textura y pH de los suelos. Por ello se usó un suelo procedente de la zona de Villanueva del Pardillo que se identifica como suelo 1 (ácido) areno arcilloso y otro de la zona de Alcalá de Henares como suelo 2 (básico) franco arcilloso. A este último se le adicionó arena lavada en relación 1:1 para facilitar su aireación. Se usó como testigo un medio inerte (suelo 3) de arena de mar de grano fino (0.25-0.30 mm) lavada.

El residuo a estudiar procede de una depuradora de Madrid. El fango después de salir de la planta depuradora es sometido a un proceso de secado térmico y compactación para su posterior venta como fertilizante.

Las propiedades y características del lodo y de los suelos utilizados se muestran en los cuadros I, y II.

Este lodo cumple con lo estipulado por el Real Decreto 1310/90 (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 1990) que regula la utilización de lodos de depuradora en el sector agrícola (Cuadro III).

### Proceso de incubación

Los suelos fueron incubados aeróbicamente siguiendo el método de Start y Clapp (1980).

Para la incubación el lodo secado térmicamente se mezcló con los suelos y con la arena en las cantidades equivalentes a 0, 15, 30, 60 t ha<sup>-1</sup>. En cada embudo se introdujeron 100 g de suelo y se mezclaron con 0, 0.46, 0.93, 1.87 g de lodo secado térmicamente, para obtener las dosis indicadas.

Previo a la incubación se hizo un lavado inicial de todas las muestras una vez mezcladas con el lodo secado térmicamente con una solución de 0.01 M CaCl<sub>2</sub>, que se añadió despacio hasta completar un total de 100 ml. Después se lavó con la solución nutritiva descrita anteriormente, con lo que se obtuvo un lixiviado de cada muestra en el que se determinó el nitrógeno inorgánico inicial (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

Las mezclas fueron colocadas en embudos de cristal para su incubación y posterior lixiviado. A los embudos previamente se les puso lana de vidrio para evitar el escape del suelo al realizar el proceso de lavado.

La incubación se llevó a cabo en una cámara a temperatura de 35 °C y se controló la humedad con un higrómetro. Las muestras se mantuvieron a humedad constante equivalente al 80 % de su capacidad de campo (Delgado *et al.* 1999) mediante una solución nutritiva de Ca SO<sub>4</sub> 2H<sub>2</sub>O 0.002 M, Mg SO<sub>4</sub> 0.002 M, Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> H<sub>2</sub>O 0.005 M y K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.0025 M.

La capacidad máxima de retención de agua se midió por el método de Shaw (1958), la pérdida de humedad se controló sobre unas muestras testigo de cada tipo de suelo sometidas a las mismas condiciones de incubación; se calculó sobre estas muestras dicha pérdida y se repuso con la solución nutritiva hasta un máximo del 80 % evitando problemas de encharcamiento del suelo.

Este mismo proceso se realizó durante todo el periodo de la incubación con el fin de obtener resultados a las 2, 4, 8, 12, 16, 20, 24, 29, 34, 39, 43, 47 y 52 semanas del comienzo de la incubación.

Se realizaron tres repeticiones por cada tratamiento y suelo.

### Análisis químico

El nitrógeno total del lodo y de los suelos se determinó por la fórmula: N Total= Nk + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, en donde Nk= nitrógeno en forma orgánica + nitrógeno en forma de amonio y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = nitrógeno en forma de nitrato.

Nk se analizó por el método Kjeldahl (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación 1994) y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por destilación (Bremner y Edwards 1965).

El nitrógeno inorgánico de los suelos y del lodo secado térmicamente así como del lixiviado de las

CUADRO I. CARACTERÍSTICAS DEL LODO SECADO TÉRMICAMENTE

pH 1:2.5 H <sub>2</sub> O	N Total %	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/Kg	N-NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> mg/Kg	C/N	Carbono orgánico oxidable %	C.E. dSm <sup>-1</sup> 25 °C	Metales pesados mg/Kg					
							Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd
7.78	4.1	10.82	2234.4	11.11	45.55	1.66	260	1322	130	47	140	1.05

**CUADRO II.** CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS

	pH 1:2.5 H <sub>2</sub> O	N Total %	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/Kg	N-NH <sub>4</sub> <sup>-</sup> mg/Kg	C/N	Carbono orgánico oxidable %	C.E. dSm <sup>-1</sup> 25 °C	Metales pesados mg/Kg					
								Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd
Suelo 1	6.87	0.045	2.34	2.71	7.33	0.33	0.09	7	50	9	3	68	0.005
Suelo 2	8.42	0.089	2.27	2.71	4.5	0.4	0.17	9	50	9	75	3	0.005
Arena	6.2	-	1.47	5.13	-	-	0.08						

diferentes muestras se determinó por destilación por arrastre de vapor. Para el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se añadió MgO y para el N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> aleación de Devarda (Bremner y Edwards 1965). Los destilados se valoraron con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. Se realizaron tres repeticiones por muestra, se utilizó como estándar de referencia la descrita por Bremner y Edwards (1965), solución de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> obtenida al disolver 0.236 g de (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> en 1 L de agua. Esta solución contiene 50 µg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por ml.

También se determinaron los siguientes parámetros:

- pH suelo/agua (1:2.5)
- conductividad eléctrica suelo/agua (1:5) (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación 1994).
- carbono oxidable(%) por el método Walkey Black (APHA, AWWA, WPCF 1992).

Los metales pesados (mg kg<sup>-1</sup>) se determinaron por espectroscopía de absorción atómica previa digestión ácida (HNO<sub>3</sub>/HCl, 1:3) (AOAC 1997).

**CUADRO III.** LIMITES CCE\* DE METALES PESADOS mg/kg

pH	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Cd
<7	1000	2500	750	300	1000	20
>7	1750	4000	1200	400	1500	40

\* CCE = Consejo de las Comunidades Europeas (1986)

### Análisis estadístico

Se realizó un análisis descriptivo de los datos observados previo al ajuste de los distintos modelos mediante regresión lineal y no lineal. En dicho análisis se calcularon medias, desviaciones típicas, distribución de las variables así como su representación gráfica mediante gráficas de cajas y bigotes para detectar la existencia de datos aberrantes.

La validación de los modelos se realizó por medio del análisis de la distribución de los residuos, así como de los estadísticos de la regresión (R<sup>2</sup> ajusta-

do, cuadrados medios esperados, distribución de los errores, significación de los coeficientes estimados del modelo y prueba de falta de ajuste).

Después de estimar los modelos para cada una de las dosis en los tres suelos, se realizó un estudio de paralelismo basado en la razón de máxima verosimilitud (Ravindra y Dayanand 1995) para verificar la existencia de diferencias significativas entre las dosis cuando se ajustan a un mismo modelo en un suelo.

Los estudios fueron realizados con los siguientes programas: MLP (maximum likelihood programme), 3.08 software (Ross 1987) y SAS (SAS Institute Inc. 1999), version 8.2.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los modelos se estimaron para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> así como para la suma de ambos (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

### N-amonio + N-nitrato

El **cuadro IV** muestra los modelos estimados para la mineralización del nitrógeno durante la incubación en el caso del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en los diferentes suelos, ácido S1, básico S2 y arena S3, y con las diferentes dosis 0, 15, 30 y 60 t ha<sup>-1</sup>.

En el caso del S1, la mineralización del nitrógeno se ajusta en todas las dosis al mismo modelo  $y=a+bx^c$ , comprobándose por medio del estudio de paralelismo ( $p < 0.05$ ) que existen diferencias significativas entre todas las dosis.

Con respecto al S2, se obtienen diferentes modelos según las dosis, para las dosis 0 y 15 t ha<sup>-1</sup> el modelo  $y=a+bx+ce^{-x}$  y para las dosis 30 y 60 t ha<sup>-1</sup> el modelo  $y= a+bx^{0.5}+ce^{-x}$ . Se encontraron diferencias significativas ( $p < 0.05$ ) cuando se realizó el estudio de paralelismo tanto entre las dosis 0 y 15 t ha<sup>-1</sup> como entre las dosis 30 y 60 t ha<sup>-1</sup>.

Para el S3 el modelo obtenido fue  $y= a+bx+ce^{-x}$ , en este caso, al realizar el estudio de paralelismo se

**CUADRO IV.** MODELOS ESTIMADOS PARA N-AMONIO + N-NITRATO

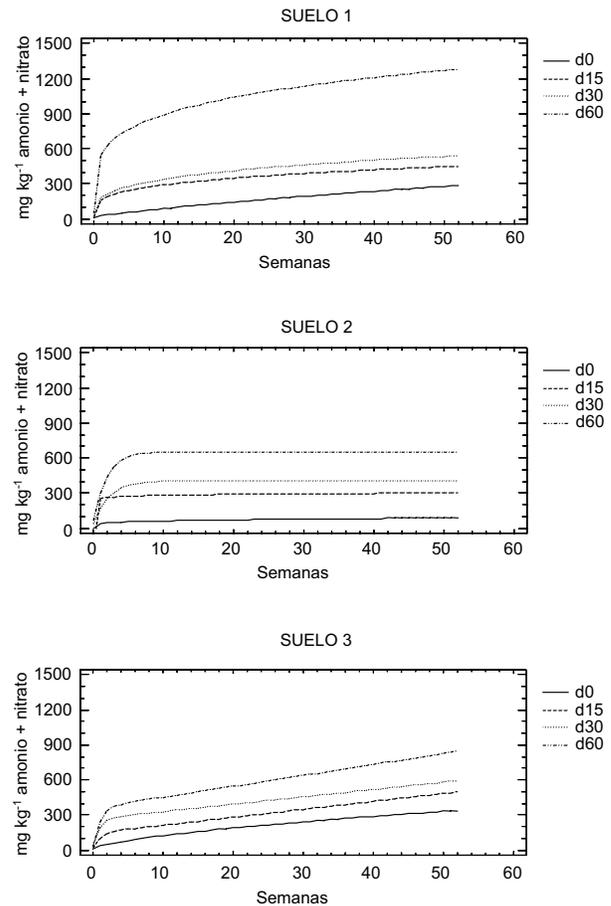
Dosis	Modelo	R <sup>2</sup> Adj	p < 0.05
Suelo 1			
0	$Y=16.53+28.95x^{0.68}$	0.97	0.999
15	$Y=31.42+135.22x^{0.35}$	0.936	0.996
30	$Y=25.27+140.23x^{0.38}$	0.883	0.999
60	$Y=48.61+476.49x^{0.25}$	0.881	1
Suelo 2			
0	$y=112.42+3.23x-109.22e^{-x}$	0.962	0.995
15	$y=295.32+2.58x-274.1e^{-x}$	0.913	1
30	$y=276.74+36.88x^{0.5}-245.83e^{-x}$	0.784	0.999
60	$y=481.67+51.29x^{0.5}-421.28e^{-x}$	0.760	1
Suelo 3			
0	$y=67.63+5.96x-67.57e^{-x}$	0.989	0.015
15	$y=144.92+7.07x-129.85e^{-x}$	0.993	0.495
30	$y=272.8+6.71x-232.23e^{-x}$	0.811	0.999
60	$y=365.01+9.54x-337.38e^{-x}$	0.961	0.956

comprobó que existía un desplazamiento vertical significativo del modelo entre las dosis 15 y 30 t ha<sup>-1</sup>, aunque no presentó diferencias significativas en los parámetros no lineales, por tanto la mineralización del nitrógeno se comporta de igual forma entre estas dos dosis, existiendo diferencias debidas sólo a las cantidades de nitrógeno; el resto de dosis sí presentaron diferencias significativas entre sí.

En las representaciones gráficas (**Fig. 1**) de estos modelos se puede observar claramente como al ir aumentando las dosis se obtienen mayores cantidades de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, siendo el mayor valor neto de nitrógeno acumulado en la semana 52 para la dosis 60 t ha<sup>-1</sup> en el S1 con 886.48 mg N por kg de suelo, seguido del S2 con 571.14 mg N por kg de suelo y finalmente el S3 con 483.54 mg N por kg de suelo. El **cuadro V** muestra los valores netos para cada dosis por suelo, el valor neto medio de las tres dosis para cada suelo obtenido fue de 364.60 mg N por kg de suelo para el S1 (ácido) seguido del S2 (básico) con 292.19 mg N por kg de suelo y por último S3 (arena) con 221.85 mg N por kg de suelo. Los valores netos se obtienen de restar el valor de la d0 a las dosis.

El comportamiento de las dosis a lo largo de la incubación, sobre todo en el caso de la dosis 60 t ha<sup>-1</sup> es diferente en los tres tipos de suelo. Se confirma así la importancia de la textura y tipo de suelo en el proceso de la mineralización, lo que concuerda con otros autores (Seneviratne *et al.* 1999) que observaron que los parámetros que determinan la liberación de nitrógeno son muy dependientes del tipo de suelo y de la composición de su materia orgánica.

La tasa de mineralización obtenida del lodo se-



**Fig. 1.** Representaciones gráficas de los modelos estimados para amonio + nitrato (mg kg<sup>-1</sup>) en los tres tipos de suelos, correspondientes a las dosis de lodo secado térmicamente: 0 (d0), 15 (d15), 30 (d30) y 60 t ha<sup>-1</sup>(d60)

cado térmicamente fue del 17 %, que se encuentra por encima del lodo compostado con tasas entre 8 y 12 %, y por debajo de los lodos frescos con tasas entre 25 y 50 % (Parker y Sommers 1983, Adegbiyi y Briggs 2003).

### N-amonio

El **cuadro VI** muestra los modelos estimados según las dosis para los tres suelos en el caso del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

Los modelos obtenidos con los resultados del N-

**CUADRO V.** VALORES MEDIOS NETOS DE N-AMONIO + N-NITRATO EN mg/kg SEGÚN MODELOS ESTIMADOS

Dosis t/ha	15	30	60
Suelo 1	150.15	202.43	741.24
Suelo 2	153.98	238.04	491.46
Suelo 3	98.09	208.16	359.3

CUADRO VI. MODELOS ESTIMADOS PARA N-AMONIO

Dosis	Modelo	R <sup>2</sup> Adj	p < 0.05
Suelo 1			
0	$y=9.12+13.21x^{0.77}$	0.9163	0.997
15	$y=14.6+144.3x^{0.28}$	0.954	0.985
30	$y=18.5+159.5x^{0.3}$	0.8195	1
60	$y=47.9+497.6x^{0.23}$	0.8641	0.999
Suelo 2			
0	$y=0.52+36.18x^{0.22}$	0.964	0.995
15	$y=-122.19+376.26x^{0.03}$	0.863	1
30	$y=370.47(1-e^{-0.44x})+35.82$	0.632	1
60	$y=589.56(1-e^{-0.5x})+67.81$	0.729	0.999
Suelo 3			
0	$y=7.82+26.37x^{0.64}$	0.989	0.048
15	$y=141.88+6.88x-126.72e^{-x}$	0.994	0.366
30	$y=264.99+6.31x-224.62e^{-x}$	0.824	0.999
60	$y=358.99+9.33x-331.88e^{-x}$	0.968	0.894

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> son similares a los del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, ya que en su mayor parte este último está compuesto por los aportes de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

En el caso del S1 la mineralización del nitrógeno se ajustó en todas las dosis al mismo modelo  $y=a+bx^c$ , se comprobó por medio del estudio de paralelismo ( $p < 0,05$ ) que existen diferencias significativas entre los modelos de cada dosis.

En el S2 la mineralización se ajustó al modelo  $y=a+bx^c$  para las dosis 0 y 15 t ha<sup>-1</sup>, mientras que para las dosis 30 y 60 t ha<sup>-1</sup> lo hizo al modelo  $y=a(1-e^{-bx})+c$ . Se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) cuando se realizó el estudio de paralelismo tanto entre las dosis 0 y 15 t ha<sup>-1</sup> como entre las dosis 30 y 60 t ha<sup>-1</sup>.

En el caso del S3 se observa un cambio de modelo al adicionar el LST, siendo en la dosis 0,  $y=a+bx^c$  y para el resto de las dosis  $y=a+bx+ce^{-x}$ . Al realizar el estudio de paralelismo se comprobó que existía un desplazamiento vertical significativo del modelo entre las dosis 15 y 30 t ha<sup>-1</sup>, aunque no presentó diferencias significativas en los parámetros no lineales, por tanto la mineralización del nitrógeno se comporta de igual forma entre estas dos dosis, existiendo diferencias debidas sólo a las cantidades de nitrógeno. La dosis 60 t ha<sup>-1</sup> sí presentó diferencias significativas con respecto a las dosis 15 y 30 t ha<sup>-1</sup>.

Las representaciones gráficas de estos modelos (Fig. 2) muestran los valores de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> obtenidos por las diferentes dosis en los tres tipos de suelos.

En estas figuras se pueden observar pequeñas diferencias, en los valores de las últimas semanas de incubación, respecto a las gráficas del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Fig.1) debidas a que la producción de

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no está incluida en la figura 2; las mayores diferencias se dan en el S2, seguido del S1 y el S3.

En la figura 2 se representa el comportamiento del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y para el S2 se observa una estabilización en la liberación de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en la octava semana de incubación. En la figura 1 donde se representa el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> para el S2, no se observa esta estabilización en la octava semana, ya que las curvas de las diferentes dosis mantienen un aumento progresivo, debido a la liberación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, lo que se verificó posteriormente con el estudio de las curvas del N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en los diferentes suelos.

### N-nitrato

En el cuadro VII se muestran los modelos estimados para el N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Dichos modelos no presentan las similitudes que mostraron los modelos del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> con el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, debido a que los aportes de nitrato son una pequeña parte de este N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-

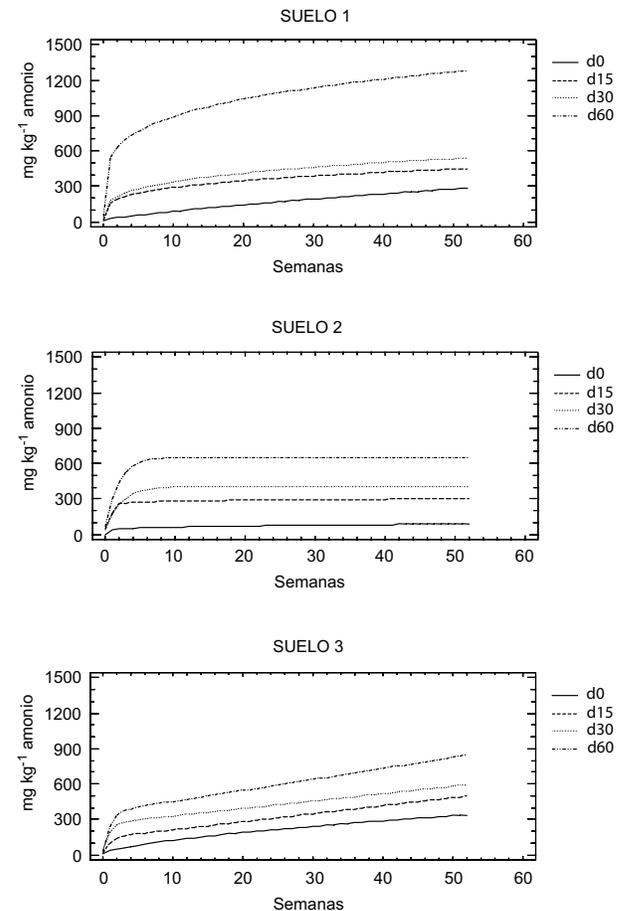


Fig. 2. Representaciones gráficas de los modelos estimados para amonio (mg kg<sup>-1</sup>) en los tres tipos de suelos correspondientes a las dosis de lodo secado térmicamente: 0 (d0), 15 (d15), 30 (d30) y 60 t ha<sup>-1</sup> (d60)

CUADRO VII. MODELOS ESTIMADOS PARA N-NITRATO

Dosis	Modelo	R <sup>2</sup> Adj	p < 0.05
	Suelo 1		
0	$y=7.82+16.8x^{0.55}$	0.953	0.784
15	$y=19.05+2.07x$	0.853	0.987
30	$y=3.21+1.54x+0.015x^2$	0.932	0.952
60	$y=4.35e^{-x/17.01}$	0.937	0.4
	Suelo 2		
0	$y=61.46+2.37x-58.45e^{-x}$	0.949	0.983
15	$y=7.91+2.13x$	0.977	0.985
30	$y=1.03+1.85x+0.01x^2$	0.934	0.971
60	$y=636.99/(1+(x/115.23)^{-1.23})$	0.895	0.954
	Suelo 3		
0	$y=(0.24+2.29x)/(1+0.39x-0.005x^2)$	0.928	0.018
15	$y=(-0.08+2.91x)/(1+0.51x-0.006x^2)$	0.806	0.968
30	$y=14.39[1-\{1/(1+(x/14.18)^{0.57}+(x/40.34)^{30})\}]$	0.66	0.996
60	$y=11.63[1-\{1/(1+(x/124.58)^{0.29}+(x/33.99)^{3.56})\}]$	0.89	0.595

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en comparación con los aportes del N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

La mineralización se ajustó a un modelo diferente para cada dosis en los suelos S1 y S2. En el caso de S3 la mineralización se ajustó al modelo  $y=(a+cx)/(1+bx+dx^2)$  para las dosis 0 y 15 t ha<sup>-1</sup> y al modelo  $y=a[1-\{1/(1+(x/b)^c+(x/d)^e)\}]$  para las dosis 30 y 60 t ha<sup>-1</sup>.

En la **figura 3** se muestran las gráficas de los modelos estimados para el N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

En el caso del suelo sin aportes de lodo secado térmico tanto en S1 como en S2 se produce un rápido incremento de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el inicio de la incubación, propiciado por las condiciones idóneas de temperatura y humedad para los microorganismos existentes en el suelo al comenzar dicha incubación; posteriormente continúa la liberación de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a lo largo de la incubación, pero de una forma más lenta.

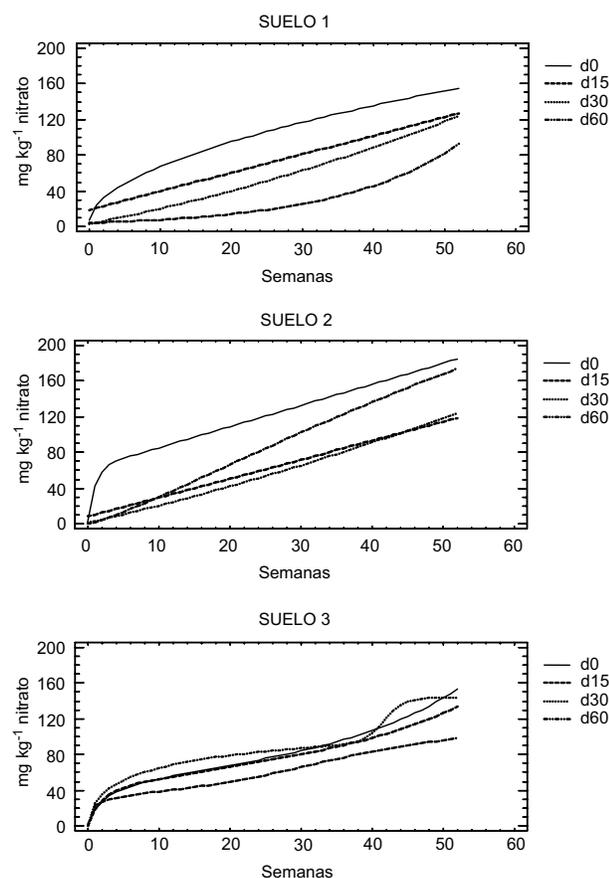
En ambos suelos, cuando se les aplicó el lodo secado térmico, se obtuvieron unas cantidades de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> inferiores a las del suelo sin lodo secado térmico. Jansson y Persson (1982) explican lo sucedido en nuestro ensayo como inmovilización del nitrógeno por microorganismos. Este proceso se genera al adicionar al suelo una fuente rica en compuestos biodegradables con grandes cantidades de carbono, el cual es usado por los microorganismos en su crecimiento y propagación, necesitando incorporar nitrógeno, para formar sus propias estructuras nitrogenadas como proteínas y aminoácidos. Al ser la mayor parte de estos microorganismos heterótrofos, utilizan oxígeno para degradar la materia orgánica, generando así una gran demanda de este elemento para este fin. Esta gran demanda implica el uso de todo el oxígeno disponible para la degradación de

la materia orgánica, inhibiendo así las reacciones de nitrificación en las que se usa el oxígeno para transformar el N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mediante oxidación (Stevenson y Cole 1999).

Se puede apreciar en las gráficas para los suelos S1 y S2 (**Fig. 3**) que al aumentar la dosis se produce mayor inmovilización. En las dosis más elevadas la producción de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> fue prácticamente nula en las primeras semanas de incubación, hasta que se alcanzó un tiempo en que los microorganismos degradaron la mayor parte de la materia orgánica disponible, por lo que descendió la demanda de oxígeno y comenzó a producirse la nitrificación. Las gráficas en la parte final de la incubación muestran una producción elevada de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; con el tiempo llegaron a superar la producida con las dosis inferiores.

El suelo S3 mostró en el inicio de la incubación una producción de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> igual para todas las dosis. En el caso de la dosis más elevada, se observó también una inmovilización del nitrógeno como en S1 y S2, aunque en menor medida. Esto se atribuye a la gran cantidad de materia orgánica que el tratamiento aporta al S3.

Las diferencias existentes entre S1 ácido y S2 básico son debidas a la textura del suelo, ya que en los suelos básicos las arcillas forman complejos con la materia orgánica (Herbert *et al.* 1991) de tal forma que los microorganismos no tienen disponible toda la materia orgánica aportada por el lodo secado térmicamente, la materia orgánica que estaba disponible y no formó complejos con las arcillas se degradó. El tiempo empleado para esta degradación, con consumo total del oxígeno disponible e inhibición de la nitrificación, fue de cuatro semanas



**Fig. 3.** Representaciones gráficas de los modelos estimados para nitrato ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) en los tres tipos de suelos, correspondientes, a las dosis de lodo secado térmicamente: 0 (d0), 15 (d15), 30 (d30) y 60  $\text{t ha}^{-1}$  (d60)

para el S2 y veinticuatro para el S1, la producción de  $\text{N-NO}_3^-$  se retrasó en veinte semanas para S1 arenoso con respecto al S2 arcilloso.

En este ensayo se muestran dos fracciones o disposiciones de la materia contenida en el lodo secado térmicamente:

- Una fracción fácilmente degradable, responsable de la rápida amonificación y una inhibición de la nitrificación en las primeras semanas de incubación, por el paso de  $\text{N orgánico}$  a  $\text{N-NH}_4^+$ .
- Otra fracción más compleja, con una lenta degradación y liberación de los compuestos lo que muestra reducción de la amonificación y el comienzo de la nitrificación.

En el caso del S3 no se produce inmovilización de nitrógeno. Desde las primeras semanas se produce un aporte de  $\text{N-NO}_3^-$  al suelo causado por la menor demanda de oxígeno, debido probablemente a la menor población de microorganismos y mayor aireación de este sustrato, todo ello permite el uso del oxígeno para oxidar  $\text{N-NH}_4^+$  hasta  $\text{N-NO}_3^-$ .

## CONCLUSIONES

La liberación neta de nitrógeno por parte del lodo secado térmicamente al suelo fue buena en los tres tipos de suelos.

En las primeras semanas de incubación la liberación de nitrógeno al suelo se produjo en forma de  $\text{N-NH}_4^+$ , pasando en las semanas finales a un aporte en forma de  $\text{N-NO}_3^-$ .

La liberación de  $\text{N-NO}_3^-$  desde el lodo secado térmico al suelo fue muy influenciada por la textura del suelo, por lo que se produjeron variaciones en el tiempo de inicio de la liberación del  $\text{N-NO}_3^-$ . Esto debe tenerse muy en cuenta en la aplicación del lodo secado térmicamente como fertilizante, para hacer coincidir el momento de la liberación del  $\text{N-NO}_3^-$  con la demanda del cultivo y evitar las pérdidas por lavado del  $\text{N-NO}_3^-$  y la posible contaminación de las aguas subterráneas.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen su colaboración en las tareas de laboratorio a Jesús García, Ma. Isabel González y Francisca Rey.

## REFERENCIAS

- AOAC (Association of Official Agricultural Chemist) (1997). *Official Methods of Analysis* (P. Cunniff, Ed.) 16 edición. Vol II. Gaithersburg. Maryland. 190 p.
- APHA, AWWA, WPCF, (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Nueva York, 874 p.
- Adegbidi H.G. y Briggs R.D. (2003). Nitrogen mineralization of sewage sludge and composted poultry manure applied to willow in a greenhouse experiment. *Biomass and Bioenergy* 25, 665-673.
- Barry E., Keefe O. y Axley J. (1986). Evaluation of nitrogen availability indexes for a sludge compost amended soil. *J. Environ. Quality*. 15, 121-128.
- Beltrán E.M., Miralles de Imperial R., Porcel M.A., Delgado M.M., Beringola M.L. y Martín J.V. (2002). Effect of sewage sludge compost application on ammonium-nitrogen and nitrate-nitrogen contents of an olive grove soil. *Proceedings 12th International Soil Conservation Organization Conference*. (Tsinghua University Press). Pekin, China, Vol III, pp. 395-402.
- Bremner J.M. (1965). Inorganic forms of nitrogen. In: *Methods of soil analysis* (C.A. Black *et al.*, Eds.), part

2. Agronomy monograph 9. ASA, SSSA, Madison, Wis., pp 1179-1237.
- Bremner J.M. y Edwards A.P. (1965). Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: I. Apparatus and procedure for distillation and determination of ammonium. Soil Science Society of America Proceedings Vol. 29, pp. 504-507.
- Delgado M., Porcel M.A., Miralles de Imperial R., Beldido N., Bigeriego M., Beltrán E. y Calvo R. (1999). Mineralización del nitrógeno procedente de residuos orgánicos. Rev. Int. Contam. Ambient. 15, 19-25.
- Herbert M., Karma A. y Parent L.E. (1991). Mineralization of nitrogen and carbon in soils amended with composted manure. Biol. Agricul. Horticult. 7, 349-361.
- Jansson S.L. y Persson J. (1982). Mineralization and immobilization of soil nitrogen. In: *Nitrogen in agricultural soils*. (F.J. Stevenson, Ed.) Madison, Wisconsin, 22, pp. 229-252.
- Kelly K.R. y Stevenson F.J. (1987). Effects of carbon source on immobilization and chemical distribution of fertilizer nitrogen in soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 946-951.
- Madrid F., López F., Cabrera F. y Murillo J.M. (2001). Nitrogen mineralization for assessing the correct agricultural use of MSW compost. Proceeding of the International Conference Organic Recovery and Biological Treatment 2001, I, Sevilla (España), 121-127.
- Miralles de Imperial R., Beltrán E.M., Porcel M.A., Delgado M.M., Beringola M.L., Martin J., Calvo R. y Walter I. (2002). Emergencia de seis cultivos tratados con lodo fresco y compostado de estaciones depuradoras. Rev. Int. Contam. Ambient. 18, 139-146.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1990). Real Decreto de 29 de octubre, número 1310/1990: Agricultura, regula la utilización de los lodos de depuración. Boletín Oficial del Estado de 1 noviembre de 1990.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (1994). Métodos oficiales de análisis. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación Tomo III, Madrid, 662p.
- Parker C.F. y Sommers L.E. (1983). Mineralization of nitrogen in sewage sludge. J. Environ. Qual. 12, 150-156.
- Ravindra K. y Dayanand N. (1995). Applied multivariate statistics with SAS software. BBU Press, Wiley (SAS Institute and Wiley), Cary, EUA. 368 p.
- Ross G.J.S. (1987). *Maximum likelihood programme*. The Numerical Algorithms Group, Rothamsted Experimental Station. Harpenden, UK, 96 p.
- Rosswall T. (1982). Microbiological regulation of the biogeochemical nitrogen cycle. Plant and Soil 67, 15-34.
- SAS/SAT Institute Inc. (1999). User's guide. Cary, North Carolina, 891-996.
- Seneviratne G., Van Holm L.H.J, Balachandra L.J.A y Kulasoorya S.A. (1999). Differential effects of soil properties on leaf nitrogen release. Biol. Fertil. Soils, 28, 238-243.
- Shaw K. (1958). Studies of nitrogen and carbon transformations in soil. Ph. D. Thesis, London: University of Londres, 96 p.
- Smith S.R. (1996). *Agricultural recycling of sewage sludge and the environment*. CAB International, Wallingford, UK, 382 p.
- Stanford G. y Smith S.J. (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils.. Soil Sci. Soc. America Proc. 36, 465-472.
- Start S.A. y Clapp C.E. (1980). Residual nitrogen availability from soils treated with sewage sludge compost in a field experiment. J. Environ. Qual. 9, 505-512.
- Stevenson F.J. y Cole M.A (1999). *Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. Wiley Nueva York. 448 p.
- Tejada M., Benitez C. y González J.L. (2002). Nitrogen mineralization in soil with conventional and organomineral fertilization practices. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 33, 3679-3702.