

MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO DE BIOSÓLIDOS ESTABILIZADOS CON CAL EN SUELOS AGRÍCOLAS

Nitrogen Mineralization of Lime-Stabilized Biosolids in Agricultural Soils

J. P. Flores-Márquez^{1‡}, B. Corral-Díaz¹ y G. Sapien-Mediano¹

RESUMEN

La utilización racional de biosólidos de origen urbano como fertilizantes orgánicos y mejoradores de suelo requiere del conocimiento de los procesos de mineralización del N orgánico, lo cual es fundamental para determinar las dosis agronómicas de aplicación acordes con las condiciones de suelo y manejo del cultivo. El presente estudio tuvo como objetivos determinar el N potencialmente mineralizable (N_o) y la tasa constante de mineralización (k), mediante el método de resinas sintéticas en campo, y calcular el N mineralizado, a través del método de la diferencia basado en el N total kjeldahl (N_t) del suelo. Las dosis aplicadas fueron 0, 9.8, 19.7 y 29.5 Mg ha⁻¹ de biosólido con base en el peso seco, las cuales correspondieron a los tratamientos 0, 164, 328 y 492 kg ha⁻¹ de N_t , respectivamente. El diseño experimental fue en bloques al azar, con ocho repeticiones. El N mineralizado fue afectado significativamente por la dosis de biosólidos ($P < 0.05$). En promedio, los valores máximos de N mineralizado con el método de las resinas sintéticas y el método de la diferencia fueron de 20 y 50% con la dosis de 164 kg ha⁻¹ de N_t . Los porcentajes de N mineralizado con las dosis 328 y 492 kg ha⁻¹ de N_t fueron de 7 y 4%, respectivamente, con valores similares entre métodos. Estos porcentajes tan bajos se atribuyeron a que la temperatura del suelo fue menor de 15 °C, lo que disminuyó la actividad microbiana en el suelo, y a que las altas cantidades de N inorgánico suministradas por el agua de riego (33 mg L⁻¹) pudieron afectar el proceso de mineralización. La mayor precisión del método de las resinas puede justificar la utilización de una tasa de 20% de mineralización del N orgánico para cálculos prácticos en la determinación de las dosis

de biosólidos estabilizados con cal y su aplicación a nivel comercial en el ciclo agrícola otoño-invierno.

Palabras clave: agua residual, incubación en campo, resinas de intercambio iónico, modelo exponencial.

SUMMARY

The rational use of biosolids of urban origin as organic fertilizers and soil amendments requires knowledge of organic N mineralization processes, which are needed to determine agronomic application rates according to soil conditions and agronomic practices. The objectives of this study were to determine the potentially mineralizable N (N_o) and the constant rate of mineralization (k) using the synthetic resin method under field conditions and to calculate mineralized N with the difference method based on total soil kjeldahl N (N_t). Applied biosolid rates were 0, 9.8, 19.7, and 29.5 Mg ha⁻¹ based on dry weight corresponding to treatments 0, 164, 328, and 492 kg ha⁻¹ N_t . The experimental design consisted of a randomized complete block with eight replications. Mineralized N was significantly ($P < 0.05$) affected by biosolid rates. The mean maximum values of mineralized N observed with synthetic resin and difference methods were 20 and 50% with the rate of 164 kg ha⁻¹ N_t . Biosolid rates of 328 and 492 kg ha⁻¹ N_t led to mineralization values of 7 and 4%, respectively, which were similar in both methods. These low percentages were attributed to soil temperatures below 15 °C that reduced the microbial activity; also the high amounts of inorganic N supplied in the irrigation water (33 mg L⁻¹) may have affected the mineralization process. The greater precision of the resin method could justify the use of 20% of organic N mineralization as a practical value to calculate lime-stabilized biosolid rates for field applications in the fall-winter agricultural cycle.

¹ Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, av. Henry Dunant 4016, 23310 Cd. Juárez, Chih., México.

[‡] Autor responsable (juflores@uacj.mx)

INTRODUCCIÓN

Los sólidos residuales generados en las plantas de tratamiento de agua negra o residual se denominan biosólidos cuando cumplen determinadas normas de calidad. De acuerdo con el volumen de agua residual tratada en México, se estima una producción de 480 mil toneladas de biosólidos por año, con base en el peso seco, suficientes para beneficiar 32 000 ha año⁻¹ (Flores, 2007). El destino actual generalizado de estos residuos es el confinamiento en rellenos sanitarios; sin embargo, en otros países es común su aplicación en suelos agrícolas, pastizales y bosques, o su uso en la elaboración de composta (Ippolito *et al.*, 1999; EPA, 1999; Cogger *et al.*, 2001). Las principales plantas de tratamiento de agua residual en Ciudad Juárez, Chihuahua, están generando aproximadamente 94 900 Mg ha⁻¹ año⁻¹ de biosólidos con base en el peso húmedo. Este material se estabiliza con 15% de cal (óxido de calcio) para cumplir con los requerimientos microbiológicos de biosólidos Clase B, conforme la Norma NOM-004-ECOL-2000 (SEMARNAT, 2002).

Suelos agrícolas tratados con biosólidos se han evaluado en el valle de Juárez y Delicias, Chihuahua, con la finalidad de hacer un reciclamiento natural de los nutrientes y mejorar las condiciones físicas de los suelos (Uribe *et al.*, 2002). Sin embargo, las dosis agronómicas de biosólidos se han calculado con base en tasas de mineralización para suelos de zonas áridas reportadas en la literatura, lo cual puede ocasionar que se realicen aplicaciones excesivas o dosis con las que no se satisface el requerimiento de N del cultivo para obtener el potencial productivo. Además, dado que en el valle de Juárez se utilizan aguas residuales en la agricultura con alto contenido de N (Flores, 2006) y el agua para consumo humano proviene de pozos de bombeo, se considera imperativo realizar un manejo apropiado del N para evitar la contaminación de los acuíferos por lixiviación de nitratos.

Las dosis de biosólidos se han basado en la cantidad de N y no deben exceder la tasa agronómica que se define como la cantidad de N requerido por los cultivos para alcanzar un potencial productivo dado en un período de crecimiento definido, de tal manera que la cantidad de N en los biosólidos que sobrepase el perfil radicular del cultivo se minimice para evitar un impacto negativo en la calidad del agua freática (Barbarick e Ippolito, 2000). La tasa agronómica depende de la concentración de N en los biosólidos, suelo y agua de riego, de la tasa

de descomposición del N orgánico de los biosólidos y de la demanda de N del cultivo asociado a un potencial de rendimiento (Cogger y Sullivan, 1999).

El manejo del N en suelos tratados con biosólidos se fundamenta en calcular la cantidad de N en los biosólidos que se encontrará disponible para el cultivo después de la aplicación. Este valor se denomina N potencialmente disponible (NPD) y en su predicción se utiliza el concepto de N potencialmente mineralizable (NPM), correspondiente a la producción de N inorgánico ($N-NH_4^+ + N-NO_3^-$) a través del tiempo (Pierzynski, 1994). La tasa de mineralización del N orgánico se calcula con el NPM y depende del tipo de biosólidos, tipo de suelo, relación C:N de los biosólidos y el suelo, y temperatura y humedad del suelo (NRC, 1996). Algunas variables, como el contenido de N orgánico, la relación C:N, el contenido en lignina o los índices de contenido de proteína en biosólidos, se han relacionado con la mineralización de N (Rowell *et al.*, 2001).

Podrían citarse como valores representativos de NPM 30% para biosólidos estabilizados con cal, 15% para biosólidos anaeróbicamente digerido y de 5 a 10% para biosólidos compostados (Pierzynski, 1994). Esto último es cuando los biosólidos se procesan hasta hacerse compost. La adición de cal en el proceso de tratamiento de biosólidos puede aumentar el pH del suelo y las aplicaciones de biosólidos pueden incrementar la capacidad amortiguadora de pH de un suelo. De acuerdo con NRC (1996), las tasas de mineralización de N orgánico en biosólidos secos o composts son menores que aquéllas observadas en biosólidos líquidos y biosólidos desecados. Por ejemplo, los biosólidos desecados y con estabilización alcalina pueden presentar de 50 a 55% de mineralización de N durante el primer año, mientras que la mineralización de N en biosólidos compostados es de 10% anual. Barbarika *et al.* (1985) reportan valores de N orgánico mineralizado de 1.8 a 60.3%, a diferentes temperaturas del suelo (17 a 35 °C) y tiempos de incubación (5 a 16 semanas), y encontraron que las variables que se relacionaron más significativamente con la tasa de mineralización fueron la relación C:N del biosólido y el suelo.

Garau *et al.* (1986) reportan tasas de mineralización de N de 0.0202 ± 0.0011 mg d⁻¹ y 0.0650 ± 0.0068 mg d⁻¹ para procedimientos de lixiviado y no lixiviado, respectivamente. El NPM se incrementó con la dosis de biosólido aplicado. El porcentaje neto de NPM con relación al N orgánico agregado fue de 43 ± 7.8 y 27.7 ± 4.0 para los procedimientos mencionados,

respectivamente. Rowell *et al.* (2001) relacionan las tasas de mineralización de N de biosólidos con su química inicial para encontrar variables de predicción. La mineralización neta de N se expresó como cantidad de N orgánico transformado por cantidad de materia orgánica aplicada, la cual varió de 182 a 248 g kg⁻¹ y la mineralización neta de N varió de 2.09 a 18.21 g kg⁻¹ de materia orgánica aplicada. Rogers *et al.* (2001) determinan la tasa de mineralización de N (TMN) con la fórmula:

$$\text{TMN (\%)} = \left[\frac{(\text{N inorgánico del suelo con biosólido} - \text{N inorgánico del suelo sin biosólido} - \text{N inorgánico agregado inicialmente del biosólido})}{(\text{N orgánico agregado del biosólido})} \right] \times 100.$$

La medición del N mineralizado en condiciones de campo se ha realizado mediante el método que utiliza resinas de intercambio iónico. Éste tiene las ventajas de que permite el intercambio natural de gases y es sensitivo a los cambios de temperatura y humedad del suelo (Distefano y Gholz, 1986). Los valores de mineralización de N reportados en la literatura para suelos tratados con biosólidos muestran una variación considerable, la cual se atribuye a las características y la cantidad de biosólidos aplicados, así como al tipo de suelo y principalmente humedad y temperatura. Los objetivos del presente estudio fueron determinar el N potencialmente mineralizable (N_o) y la tasa constante de mineralización (k) en condiciones de campo mediante el método de resinas sintéticas y estimar el N mineralizado con el método de la diferencia de N total del suelo al inicio y final del ciclo agrícola otoño-invierno.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en terrenos del Campo Experimental Valle de Juárez, dependiente del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), localizado en el municipio de Praxedis G. Guerrero, Chihuahua, a 4 km del río Bravo, a 31° 21' N, 105° 59' O y altitud de 1090 m, 217 mm de precipitación media anual y temperatura media anual de 17 °C. El experimento se estableció en una hectárea de terreno durante el ciclo agrícola otoño-invierno 2002-2003. El suelo fue de textura franco, con una densidad aparente de 1.6 Mg m⁻³, pH 8.17, conductividad eléctrica de 3.63 dS m⁻¹ y 9 g kg⁻¹ de materia orgánica.

Los biosólidos presentaron 64.7% de humedad, 16.5 g kg⁻¹ de N_t, 77 mg kg⁻¹ de P disponible, pH de 7.8 y conductividad eléctrica de 12.5 dS m⁻¹. La preparación del suelo consistió en un barbecho, rastreo, cruza y nivelación. La aplicación de los biosólidos se realizó dos semanas antes del riego de siembra.

Los tratamientos consistieron en tres dosis de N orgánico, calculadas como N_t: 164, 328 y 492 kg ha⁻¹ y un testigo sin biosólidos. Estas dosis correspondieron a 9.8, 19.7 y 29.5 Mg ha⁻¹ de biosólidos, con base en el peso seco. El diseño experimental fue en bloques completos al azar, con ocho repeticiones. Este número de repeticiones se utilizó debido a la gran variabilidad del N inorgánico del suelo (Kolberg *et al.*, 1997). El tamaño de la parcela experimental fue de 180 m² (18 x 10 m). Los biosólidos se aplicaron con una esparcidora (Pro Twin Slinger Knight 8030TM).

Previo a la aplicación, la esparcidora se calibró junto al sitio experimental. Una vez que se aplicaron los biosólidos, éstos se incorporaron inmediatamente con un paso de rastra, con la finalidad de reducir la atracción de vectores como moscas y roedores. La avena forrajera se sembró el 16 de diciembre, a chorrillo, con una densidad de 200 kg ha⁻¹, en hileras separadas de 20 cm y se utilizó la variedad Monaida. En total, se aplicaron cinco riegos, el de siembra y cuatro de auxilio; en los primeros tres se utilizó agua negra o residual y en los dos últimos agua de pozo. La cosecha del forraje fue a 140 días, en estado fenológico de grano lechoso-masoso. La parcela útil fue de 1 m², se recolectaron tres submuestras por parcela experimental.

Técnica de Mineralización

En cada parcela experimental se instaló un tubo de aluminio de 5 cm de diámetro y 15 cm de largo, el cual se llenó con la mezcla de suelo más biosólidos en las dosis de N_t mencionadas. En la base de cada tubo se colocó una bolsa de nilón con cantidades iguales (18 g) de resinas sintéticas de intercambio aniónico: ASB-1 tipo gel base fuerte, forma iónica Cl⁻, y catiónico: C-249 tipo gel ácido fuerte, forma iónica Na⁺ (Distefano y Gholz, 1986). Las bolsas con resina se repusieron por bolsas con resina nueva antes de cada riego y los tubos se colocaron de nuevo en el mismo orificio del suelo para medir *in situ* el N mineralizado en condiciones de campo. Los tubos permanecieron abiertos de la parte superior, para permitir el flujo libre de agua y gases, de

esta manera los productos de la mineralización se movieron a través de la columna de suelo y se retuvieron en las resinas.

Las resinas recolectadas se transportaron en cajas con hielo, del campo al laboratorio, y se almacenaron en un congelador, para su análisis químico. El N inorgánico retenido en las bolsas con resinas se extrajo mediante cuatro extracciones sucesivas de 30 min, con 50 mL de KCl 2M; es decir; un volumen total de 200 mL KCl 2M, utilizando un agitador mecánico de vaivén. La suspensión se filtró y, posteriormente, se analizó utilizando un aparato de destilación por arrastre de vapor en presencia de óxido de magnesio para la determinación del amonio. Los iones nitrato y nitrito se determinaron con el mismo procedimiento, agregando aleación de Devarda. Por último, la muestra se tituló con ácido sulfúrico, para cuantificar el N inorgánico (Mulvaney, 1996). En el experimento se registró la temperatura y la humedad del suelo. El análisis químico de suelo incluyó N inorgánico, pH, conductividad eléctrica (Rhoades, 1996), textura (Bouyoucos, 1962), densidad aparente, N_t y materia orgánica (Nelson y Sommers, 1996). En las muestras de biosólidos se determinó el porcentaje de humedad, N inorgánico y N_t .

Modelo de Mineralización

El N potencialmente mineralizable y la tasa constante de mineralización se calcularon mediante un modelo exponencial, con los datos de N inorgánico determinados en las resinas para los intervalos de incubación. El modelo incluyó las variables:

$$N_m = N_o (1 - e^{-kt})$$

donde: N_m es la cantidad de N mineralizado, N_o es el N potencialmente mineralizable, k es la tasa constante de mineralización y t es tiempo (Brown y Rothery, 1993).

El modelo se ajustó utilizando el método iterativo de Marquardt, del procedimiento de ajuste no lineal, y el programa estadístico SAS (SAS Institute, 1997). Además, se realizó un análisis de varianza para el N acumulativo total, NPM y la tasa constante de mineralización.

El porcentaje de descomposición del N orgánico de los biosólidos también se calculó mediante el método de la diferencia. Este método consistió en restar la cantidad de N_t del suelo al final del ciclo de cultivo y la cantidad de N aplicado en el biosólido al iniciar el experimento (Rogers *et al.*, 2001). El análisis estadístico de los datos se hizo utilizando el procedimiento GLM, programa estadístico SAS. La prueba de diferencia mínima significativa se utilizó para detectar diferencias entre medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mineralización de Nitrógeno

El agua de riego presentó de 20 a 33 mg L⁻¹ de $NH_4^+ + NO_3^-$ (Cuadro 1), lo cual se considera alto, ya que, además del N aportado por los biosólidos, el agua de riego suministró, en promedio, 86 kg ha⁻¹, pues ésta proviene de un sistema de tratamiento primario avanzado que consiste en separar los sólidos del líquido. La calidad del agua fue variable debido a que tres riegos fueron con agua negra o residual y dos con agua de pozo alcalina y altamente salina, pH de 8.05 y conductividad eléctrica de 5.35 dS m⁻¹. Aunque las características del agua pudieron haber influido en el proceso de mineralización del N orgánico y retención

Cuadro 1. Nitrógeno inorgánico en agua de riego utilizada en el experimento de mineralización de N en un suelo tratado con biosólidos, 2002-2003, en el valle de Juárez, Chihuahua.

No. riego y fuente de agua	NH_4^+ agua de riego	NO_3^- agua de riego	$NH_4^+ + NO_3^-$ agua de riego	$NH_4^+ + NO_3^-$ aplicado [†]	pH	Conductividad eléctrica
	----- mg L ⁻¹ -----			kg ha ⁻¹		dS m ⁻¹
1, residual	19.1	0.94	20.04	20.0	8.05	1.61
2, residual	31.1	1.15	32.27	32.3	6.95	1.68
3, residual	32.2	1.02	33.27	33.3	7.80	1.72
4, pozo	0.7	0.46	1.14	1.1	7.84	4.50
5, pozo	0.02	0.16	0.18	0.2	7.51	5.35

[†] Estimado con una lámina de 10 cm por riego de auxilio.

del N inorgánico ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) por las resinas incubadas, es evidente que al restar el N inorgánico del testigo con el tratamiento de biosólidos se obtiene sólo el N proveniente de la descomposición del material orgánico.

En el Cuadro 2 se observa que el N inorgánico del suelo no presentó diferencia significativa en los tratamientos al inicio del estudio, previo a la aplicación de los biosólidos (S_i), lo cual indica uniformidad de las unidades experimentales. Los tratamientos tuvieron efecto significativo ($P < 0.05$) sobre el N inorgánico medido en el segundo y tercer período de incubación (R_2 , R_3); además, se detectó efecto significativo para el N inorgánico del suelo al final del estudio ($P < 0.01$). Resultan notorios los valores altos de coeficiente de variación observado (41 a 61%), lo cual se espera en estudios de N inorgánico en suelos agrícolas (Kolberg *et al.*, 1997).

El análisis del N mineralizado en las resinas para cada período de incubación permite apreciar la respuesta de los tratamientos de biosólidos; p. ej., la cantidad de

N inorgánico en las resinas fue significativamente mayor en los tratamientos con biosólidos que en el testigo, durante el segundo período de incubación (Cuadro 3). Las concentraciones de N variaron de 9.9 a 13.3 mg kg^{-1} y fueron superiores en 59% con respecto al testigo. Sin embargo, un resultado inverso se observó en el tercer período de incubación, en el cual el tratamiento con la dosis mayor de biosólidos presentó significativamente menor N inorgánico (47%) que los otros tratamientos, incluyendo al testigo. La suma total del N inorgánico medido en las resinas fue significativamente mayor ($P < 0.05$) en el tratamiento con 164 kg ha^{-1} de N_i , como biosólidos con base en el peso seco (Cuadro 3). Este tratamiento fue 24% superior al testigo, sin embargo, las dosis de 328 kg ha^{-1} y 492 kg ha^{-1} de N_i sólo superaron al testigo con 11 y 1.3%, respectivamente.

Este resultado sugiere que la dosis de biosólidos afecta el proceso de mineralización de N en suelos agrícolas irrigados con agua residual durante el ciclo otoño-invierno. La relación C:N de este tipo de biosólidos estabilizados con cal fue 4:1; es decir, menor de 7:1,

Cuadro 2. Análisis de varianza para el nitrógeno inorgánico ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) analizado en suelo y resinas sintéticas en el experimento de mineralización de biosólidos en el valle de Juárez, Chihuahua.

Factor de variación	g.l. [†]	S_i [‡]	R_1 [§]	R_2	R_3	R_4	R_5	S_f
Bloque	7	0.583	0.836	0.041 *	0.856	0.824	0.212	0.56
Tratamiento	3	0.984	0.536	0.008 **	0.021 *	0.108	0.67	0.002 **
Coefficiente de variación (%)		48.2	53.3	45.06	40.81	61.96	52.2	41.7
Promedio (mg kg^{-1})		12.9	7.6	9.83	8.15	4.84	3.41	12.2

[†] g.l. = grados de libertad; [‡] S_i y $S_f = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ en suelo al inicio y final del experimento; [§] $R_1, R_2, R_3, R_4, R_5 = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ en resinas para cada período de incubación; Pr > F: *, ** Prueba de F significativa al nivel de probabilidad 0.05 y 0.01, respectivamente.

Cuadro 3. Promedios de nitrógeno inorgánico ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) determinado en el suelo y resinas sintéticas en el experimento de mineralización de biosólidos en el Valle de Juárez, Chihuahua.

Suelo o resina [†]	Tratamiento de biosólidos (kg ha^{-1} de nitrógeno total kjeldahl)			
	0	164	328	492
S_i (mg kg^{-1})	12.49 ± 1.31 a [‡]	12.48 ± 1.89 a	13.36 ± 1.55 a	13.34 ± 3.29 a
R_1 (mg kg^{-1})	7.60 ± 0.96 a	7.63 ± 1.41 a	6.05 ± 0.85 a	9.08 ± 1.87 a
R_2 (mg kg^{-1})	4.46 ± 0.75 b	13.35 ± 1.96 a	9.89 ± 2.56 a	10.96 ± 1.64 a
R_3 (mg kg^{-1})	10.31 ± 1.31 a	10.0 ± 1.13 a	7.03 ± 1.52 ab	4.85 ± 0.47 b
R_4 (mg kg^{-1})	5.88 ± 1.40 a	5.90 ± 1.04 a	5.23 ± 0.99 ab	2.46 ± 0.46 b
R_5 (mg kg^{-1})	2.59 ± 0.40 a	3.68 ± 0.68 a	3.64 ± 0.88 a	3.71 ± 0.78 a
R_{total} (mg kg^{-1})	30.7 ± 2.93 ab	40.6 ± 3.60 a	34.5 ± 2.88 ab	31.1 ± 1.48 b
S_f (mg kg^{-1})	6.48 ± 1.09 b	10.79 ± 1.96 ab	14.33 ± 1.87 a	17.23 ± 1.98 a
N_{min} (mg kg^{-1})	25.4 ± 2.58 b	38.9 ± 4.51 a	34.2 ± 4.18 ab	35.4 ± 2.78 ab

[†] S_i y $S_f = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ en suelo al inicio y final del experimento; R_1, R_2, R_3, R_4, R_5 y $R_{\text{total}} = \text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ en resinas para cada período de incubación y total; $N_{\text{min}} = \text{N mineralizado total} = N_{\text{resinas}} + S_f - S_i$ (en promedio).

[‡] Medias seguidas por la misma letra son estadísticamente iguales a un nivel de significancia de 0.05. Media ± error estándar.

valor reportado para biosólidos digeridos (Brady y Weil, 1996). Los materiales orgánicos con baja relación C:N se descomponen más rápidamente, una vez incorporados al suelo, que aquéllos con alta relación C:N (> 25:1) (Brady y Weil, 1996). Sin embargo, en el presente estudio hubo una cantidad alta de N inorgánico proveniente del agua de riego, N disponible para los microorganismos, lo cual modificó la relación C:N en la solución del suelo y, por lo tanto, los procesos de mineralización e inmovilización del N inorgánico (Havlin *et al.*, 1999).

La concentración de N inorgánico en el suelo, al final del experimento (S_f), fue significativamente mayor con las tres dosis de biosólidos que con el testigo. El aumento fue de 40, 55 y 62%, conforme se incrementó la dosis de biosólidos, respectivamente. En promedio, resultados similares se observaron para el N mineralizado total (N_{min}), el cual se calculó al restar el N inicial del suelo del total mineralizado (Cuadro 3). El incremento de N inorgánico con respecto al testigo fue de 13.5, 8.8 y 10 mg kg⁻¹ suelo para las dosis de 164, 328 y 492 kg ha⁻¹ de N_t , respectivamente. Las concentraciones de N inorgánico mayores en el suelo, al final del estudio, pueden explicarse por un aumento en la temperatura del suelo, de 20 a 33 °C, durante el último mes de incubación (Mayo), lo cual incrementó la actividad microbiana.

El N mineralizado aumentó significativamente con el tratamiento de 164 kg ha⁻¹ de N_t (Cuadro 3), el cual correspondió a una dosis de 9.8 Mg ha⁻¹ de biosólidos con base en el peso seco. La diferencia de N inorgánico entre el testigo y el mejor tratamiento fue de 13.5 mg kg⁻¹ suelo, es decir, 32.4 kg ha⁻¹. Esta cantidad indica que 19.7% del N_t en los biosólidos se mineralizó en un período de 173 días durante el ciclo agrícola otoño-invierno. Este valor es inferior al reportado en la literatura para el mismo tipo de biosólidos (NRC, 1996). Los valores de N mineralizado para los tratamientos con 328 y 492 kg ha⁻¹ de N_t fueron de 6.4 y 4.9%, respectivamente.

El N mineralizado observado en las resinas (N_{minobs}) se utilizó para obtener los parámetros del modelo exponencial (Cuadro 4), el cual incluye el N potencialmente mineralizable (N_o) y la tasa constante de mineralización (k) (Figura 1). Aunque el tratamiento con la mayor dosis de biosólidos presentó el valor mayor de k , su N_o fue menor que la de los demás tratamientos, lo cual puede explicarse por un aumento en la capacidad de intercambio catiónico inducida por la cantidad mayor de materia orgánica como biosólidos; es decir, los iones amonio se retuvieron y no se intercambiaron en

Cuadro 4. Nitrógeno potencialmente mineralizable (N_o), tasa constante de mineralización (k), predicción del N mineralizado y N observado medido en las resinas en condiciones de campo para los tratamientos de biosólidos.

Variable [†]	Tratamiento (kg ha ⁻¹ de N_t)			
	0	164	328	492
N_o (mg kg ⁻¹)	53.7	61.8	62	42.7
k (mg d ⁻¹)	0.005	0.0069	0.0047	0.0092
$N_{minpred}$ (mg kg ⁻¹)	31.33	43.21	34.82	34.03
N_{minobs} (mg kg ⁻¹)	30.7 ab [‡]	40.6 a	34.5 ab	31.1 ab

[†] N_o = nitrógeno potencialmente mineralizable; k = tasa constante de mineralización; $N_{minpred}$ = N mineralizado predicho con el modelo exponencial; N_{minobs} = N mineralizado observado en las resinas en condiciones de campo.

[‡] Medias seguidas por la misma letra son estadísticamente iguales a un nivel de significación de 0.05.

la solución del suelo, con la consecuente disminución en las resinas.

La cantidad de N mineralizado acumulado se ajustó mediante un modelo exponencial (Figura 1). La predicción con el modelo indica que 17.4% del N_t se mineralizó en el tratamiento con 164 kg ha⁻¹ N_t , es decir, cercano a 19.7%, calculado con los datos observados (Cuadro 3). Otros autores han reportado valores de 30 a 50% de N mineralizado para biosólidos con estabilización alcalina (Pierzynsky, 1994; NRC, 1996). De acuerdo con los valores de N_o y k , la cantidad de N mineralizado fue de 0.18, 0.25, 0.2 y 0.19 mg⁻¹ kg⁻¹ d⁻¹ para los tratamientos con 0, 164, 328 y 492 kg ha⁻¹ de N_t , respectivamente.

Es notorio que la cantidad de N residual en el suelo, al final del estudio ($S_f = 17.23$ mg kg⁻¹ suelo), fue mayor

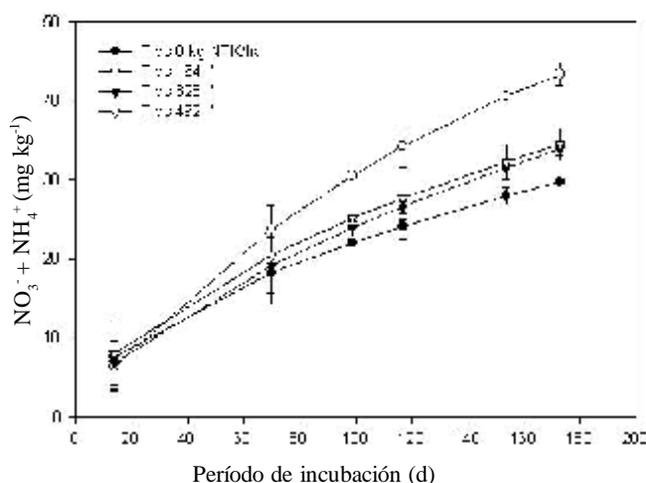


Figura 1. Nitrógeno inorgánico ($NO_3^- + NH_4^+$) estimado con una ecuación exponencial para los tratamientos de biosólido evaluados en condiciones de campo, 2003.

en el tratamiento con la dosis mayor de biosólidos (Cuadro 3), lo cual sugiere que después de seis meses y al aumentar la temperatura del suelo (mayo) se esperaría un aumento en la mineralización de N con 492 kg ha⁻¹ de N_t, como lo reportan Garau *et al.* (1986). Por esto es necesario evaluar la descomposición del biosólido en el ciclo primavera-verano.

Además del N agregado por el agua de riego, también la temperatura del suelo afectó la cantidad de N mineralizado, ya que en el experimento se registró de 5 a 15 °C (otoño-invierno), la cual es demasiado fría y limita la actividad microbiana en el suelo, ya que de 25 a 35 °C se ha observado que tiene lugar la máxima mineralización de materia orgánica (Cassman y Munns, 1980; Brady y Weil, 1996). Esto pudiera explicar, en parte, la baja cantidad de N mineralizado. Otro factor que afecta el proceso de mineralización es el potencial de agua en el suelo (Kladivko y Keeney, 1987). La humedad del suelo en nuestro estudio presentó porcentajes cercanos a capacidad de campo (-30 kPa), la cual es ideal para la actividad de los microorganismos y el proceso de descomposición de la materia orgánica.

Mineralización de N con el Método de la Diferencia

El método de la diferencia se basa en comparar el N_t del suelo inicial y el N_t al final del experimento. El análisis estadístico detectó diferencia significativa ($P < 0.05$) para el contenido de N_t del suelo al final del estudio (Cuadro 5). Este resultado es esperado en estudios de incorporación de residuos orgánicos al suelo y, generalmente, es creciente conforme aumenta la dosis del material orgánico.

En el Cuadro 6 se observa que la concentración de N_t del suelo aumentó con la dosis de biosólidos. En promedio, los incrementos fueron de 34, 92 y 163 mg kg⁻¹ suelo de N_t, con respecto al testigo para cada tratamiento

Cuadro 5. Análisis de varianza para el contenido de nitrógeno total kjeldahl (N_t) del suelo utilizado en el método de la diferencia para estimar la mineralización de N en condiciones de campo.

Factor de variación	N _t suelo final (0 a 20 cm)
Bloque	0.503
Tratamiento	0.005 **
Coficiente de variación (%)	15.6
Media (mg kg ⁻¹)	624

Pr > F: **Prueba de F significativa al nivel de probabilidad de 0.01.

Cuadro 6. Promedios de nitrógeno total kjeldahl (N_t) del suelo al inicio y al final del período de incubación en la evaluación de mineralización de N en condiciones de campo en el valle de Juárez, Chihuahua.

Variable	Tratamiento biosólido (kg ha ⁻¹ de N _t)			
	0	164	328	492
N _t suelo final	532 ± 21.2 c [†]	566 ± 9.63 bc	658 ± 40.4 ab	729 ± 49.5 a

Media ± error estándar.

[†] Medias seguidas por la misma letra son estadísticamente iguales a un nivel de significación de 0.05.

al final del estudio. Este resultado sugiere que el uso de biosólidos puede representar un beneficio considerable para los suelos de zonas áridas con bajo contenido de materia orgánica. Aunque el suelo en el testigo inicialmente presentó 495 mg kg⁻¹ de N_t y al final del estudio 532 mg kg⁻¹ (Cuadro 6), este incremento puede atribuirse a las aportaciones de materia orgánica por el agua de riego y también, en menor proporción, a variaciones propias del muestreo de suelo.

De acuerdo con el método de la diferencia, el porcentaje de N mineralizado fue de 50.6% para la dosis menor de biosólidos (Cuadro 7), el cual se considera un valor muy alto, al compararse con el obtenido mediante el método de las resinas sintéticas, el cual fue de 19.7% (Figura 1). Sin embargo, el porcentaje de N mineralizado en las dosis intermedia y alta de biosólidos fue muy bajo, pero similar al calculado con el método de las resinas. Dado que el método de las resinas tiene ventajas de precisión al medir el N inorgánico en una condición controlada y menor variación por muestreo, es posible establecer que 20% del N_t de los biosólidos se mineralizaron durante el ciclo otoño-invierno. Este porcentaje puede utilizarse para fines prácticos en

Cuadro 7. Cálculo del N mineralizado de biosólidos mediante diferencias en el contenido de nitrógeno total kjeldahl (N_t) entre el testigo y los tratamientos de biosólidos.

Tratamiento biosólido	Biosólidos aplicados	N _t suelo al final del estudio	Diferencia tratamiento - testigo	N _t mineralizado
kg ha ⁻¹ de N _t	-----	mg kg ⁻¹	-----	-----
0	0	532	0	0
164	68.3	566	34	34.6 (51%)
328	136.7	658	126	10.5 (8%)
492	205	729	197	8.3 (4%)

Al utilizar el testigo menor 532-21 = 511 mg kg⁻¹, entonces el N_t de biosólidos mineralizado es de 13.4 mg kg⁻¹ (19%) para el tratamiento de 164 kg ha⁻¹ de N_t.

aplicaciones de biosólidos a nivel comercial, ya que sería menos sesgado que el utilizar datos extrapolados de otras regiones.

CONCLUSIONES

El nitrógeno potencialmente mineralizable fue afectado de manera significativa por las dosis de biosólidos. En promedio, los valores máximos de nitrógeno mineralizado con el método de las resinas sintéticas y el método de la diferencia fueron de 20 y 50% con la dosis de 164 kg ha⁻¹ de nitrógeno total kjeldahl (N_t); es decir, 9.8 Mg ha⁻¹ de biosólidos con base en el peso seco. Los valores de nitrógeno mineralizado para las dosis 328 y 492 kg ha⁻¹ de N_t fueron de 7 y 4% con ambos métodos, lo cual se atribuyó a que la temperatura del suelo (< 15 °C) disminuyó la actividad microbiana en éste y, a que las dosis mayores de biosólidos aumentaron el contenido de materia orgánica, lo cual se reflejó en una retención mayor de iones amonio, así como en que las altas cantidades de nitrógeno inorgánico suministradas por el agua de riego (33 mg L⁻¹) pudieron afectar el proceso de mineralización. Las ventajas del método de las resinas en cuanto a la medición más controlada de la mineralización de nitrógeno puede justificar la utilización de una tasa de 20% de mineralización como primera aproximación para cálculos de dosis de biosólidos estabilizados con cal en el cultivo de avena forrajera y su aplicación a nivel comercial en el ciclo agrícola otoño-invierno.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al CONACYT, INIFAP y Junta Municipal de Agua y Saneamiento de Ciudad Juárez, Chihuahua, el apoyo económico y de infraestructura otorgado para la realización del presente proyecto de investigación.

LITERATURA CITADA

- Barbarick, K. A. and J. A. Ippolito. 2000. Nitrogen fertilizer equivalency of sewage biosolids applied to dryland winter wheat. *J. Environ. Qual.* 29: 1345-1351.
- Barbarika Jr., A., L. J. Sikora, and D. Colacicco. 1985. Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 1403-1406.
- Bouyoucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agron. J.* 54: 646-665.
- Brady, N. C. and R. R. Weil. 1996. *The nature and properties of soils*. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA.
- Brown, D. and P. Rothery. 1993. *Models in biology: mathematics, statistics, and computing*. John Wiley. New York, NY, USA.
- Cassman, K. G. and D. N. Munns. 1980. Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 1233-1237.
- Cogger, C. and D. Sullivan. 1999. *Worksheet for calculating biosolids application rates in agriculture*. Oregon State University. Corvallis, OR, USA.
- Cogger, C. G., A. I. Baray, S. C. Fransen, and D. M. Sullivan. 2001. Seven years of biosolids *versus* inorganic nitrogen applications to tall fescue. *J. Environ. Qual.* 30: 2188-2194.
- Distefano, J. F. and H. L. Gholz. 1986. A proposed use of ion exchange resins to measure nitrogen mineralization and nitrification in intact soil cores. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 17: 989-998.
- EPA (US Environmental Protection Agency). 1999. *Biosolids generation, use, and disposal in the United States*. EPA530-R-99-009. EPA. Washington, DC, USA.
- Flores M., J. P. 2006. Aguas residuales utilizadas en la producción agropecuaria en el Valle de Juárez, Chihuahua. pp. 55-67. *In: J. A. Salas P. M. (ed.). Nuevos estudios sobre agua y medio ambiente en Ciudad Juárez*. Vol. III. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Cd. Juárez, Chihuahua, México.
- Flores M., J. P. 2007. Resinas de intercambio iónico para evaluar la mineralización de nitrógeno en suelos tratados con abonos orgánicos. pp. 386-412. *In: E. Salazar S. et al. (eds.). Uso y aprovechamiento de abonos orgánicos e inocuidad*. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo-CONACYT. Gómez Palacio, Durango, México.
- Garau, M. A., M. T. Felipo, and M. C. Ruiz de Villa. 1986. Nitrogen mineralization of sewage sludge in soils. *J. Environ. Qual.* 15: 225-228.
- Gilmour, J. T., M. D. Clark, and S. M. Daniel. 1996. Predicting long-term decomposition of biosolids with a seven-day test. *J. Environ. Qual.* 25: 766-770.
- Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale, and W. L. Nelson. 1999. *Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management*. 6 th ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, USA.
- Ippolito, J. A., K. A. Barbarick, and E. F. Redente. 1999. Co-application effects of water treatment residuals and biosolids on two range grasses. *J. Environ. Qual.* 28: 1644-1650.
- Kladivko, E. J. and D. R. Keeney. 1987. Soil nitrogen mineralization as affected by water and temperature interactions. *Biol. Fertil. Soils* 5: 248-252.
- Kolberg, R. L., B. Rouppet, D. G. Westfall, and G. A. Peterson. 1997. Evaluation of an in situ net soil nitrogen mineralization method in dryland agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 504-508.
- Mulvaney, R. L. 1996. Nitrogen-inorganic forms. pp. 1123-1184. *In: J. M. Bartels et al. (eds.). Methods of soil analysis. Chemical methods. Part 3*. 3rd ed. SSSA Book series 5. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Nelson, D. W. and L. E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. pp. 961-1010. *In: J. M. Bartels et al. (eds.). Methods of soil analysis. Chemical methods. Part 3*. 3rd ed. SSSA Book series 5. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.

- NRC (National Research Council). 1996. Use of reclaimed water and sludge in food crop production. NRC. Washington DC, USA.
- Pierzynski, G. M. 1994. Plant nutrient aspects of sewage sludge. pp. 21-25. *In*: C.E. Clapp, W.E. Larson, and R.H. Dowdy (eds.). Sewage sludge: land utilization and the environment. American Society of Agronomy. Madison, WI, USA.
- Rhoades, J. D. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. pp. 417-435. *In*: J.M. Bartels *et al.* (eds.). Methods of soil analysis. Chemical methods. Part 3. 3rd ed. SSSA Book series 5. Soil Science Society of America. Madison, WI, USA.
- Rogers, B. F., U. Krogmann, and L. S. Boyles. 2001. Nitrogen mineralization rates of soils amended with non-traditional organic wastes. *Soil Sci.* 166: 353-363.
- Rowell, D. M., C. E. Prescott, and C. M. Preston. 2001. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: relationship with initial chemistry. *J. Environ. Qual.* 30: 1401-1410.
- SAS Institute. 1997. SAS/STAT user's guide. Version 6, Volume 2. 4th ed. SAS Institute. Cary, NC, USA.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Proyecto de norma oficial mexicana. Protección ambiental. Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. PROY-NOM-004-ECOL-2000. México, D. F.
- Uribe M., H. R., R. Galván L., N. Chávez S., R. Rodríguez M., G. Orozco H. y M. del S. Espino V. 2002. Uso de biosólidos en maíz forrajero y aldonero. Resultados y Avances de la Investigación en el Estado de Chihuahua. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Publicación 9: 101-110.