

Efectos de la agricultura convencional en algunas formas del N en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina

Albanesi, A., A. Anriquez y A. Polo Sánchez

RESUMEN

En la Región Chaqueña, la conversión de áreas naturales a cultivos anuales disminuye la materia orgánica del suelo, sobre todo su fracción nitrogenada. Los objetivos de este trabajo fueron: i) describir indicadores biológicos de la calidad de suelos, con énfasis en el estudio del nitrógeno, y ii) detectar y cuantificar procesos de degradación por cambio de uso de la tierra. La vegetación inicial (pastizal o bosque) y el relieve inciden en la distribución del nitrógeno en la toposecuencia (Planicie, Ladera y Depresión). El uso agrícola modifica las tasas de mineralización de N y el nitrógeno de la biomasa microbiana, en superficie. La ureasa disminuye por el cambio de uso y la topografía. El laboreo colabora en la distribución horizontal de formas lábiles del nitrógeno, con pérdidas para las áreas más altas, lo que constituye un riesgo de degradación.

Palabras clave: calidad biológica de suelos, nitrógeno de la biomasa microbiana, ureasa, potenciales de mineralización, semiaridez.

Albanesi, A., A. Anriquez y A. Polo Sánchez, 2001. Effects of the conventional agriculture in some N forms in a toposecuencia of the Chaco Region, Argentina. Agriscientia XVIII: 3-11.

SUMMARY

In the Chaco Region, the conversion of natural areas to annual crops diminishes the organic matter of the soil, mainly its nitrogen. The objectives of this work were: i) to describe biological indicators of the soil quality emphasizing nitrogen studies and ii) to detect and to quantify degradation processes associated with changes in land use. The original vegetation (pasture or forest) and the topography regulate the N distribution in the toposecuencia (Plain, Slope and Depression). The agricultural use modifies the rates of N mineralization and the nitrogen microbial biomass at surface level. Changes of land use and topography determine a decrease of urease activity. Tillage collaborates in the horizontal distribution of labile N forms with losses in the highest areas which constitutes a degradation hazard.

Fecha de recepción: 26/02/01; fecha de aceptación: 30/11/01.

Key words: biological soil quality, nitrogen microbial biomass, urease, mineralization potentials, semiárid.

Albanesi, A., A. Anriquez. Cátedras de Microbiología Agrícola y Ecología, Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Belgrano (S) 1912, 4200, Santiago del Estero, Argentina. E-Mail: <albanesi@unse.edu.ar> <albanesi@ocanet.com.ar>. Polo Sánchez, A. Centro de Ciencias Medioambientales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Serrano 115 dpdo - 28006 Madrid, España. E-mail: apolo@ccma.csic.es

INTRODUCCIÓN

En el centro este de la provincia de Santiago del Estero (Argentina), zona semiárida perteneciente a la Región Chaqueña (Morello y Adámoli, 1984), se intensificó el desmonte de grandes áreas en los últimos años, por la búsqueda de nuevas zonas productivas para el cultivo del algodón.

En regiones áridas y semiáridas, los suelos tienen poco N; la disponibilidad y las tasas de mineralización de este nutriente limitan la productividad primaria neta (Stahr *et al.*, 1994). En el ambiente chaqueño esto es relevante porque el 90 % del N acumulado en el año es mineralizado en el período estival (Mazzarino *et al.*, 1991) y se complica porque la distribución espacial agregada de la comunidad vegetal (Morello y Adámoli, 1984) genera heterogeneidad espacial en la distribución de las formas del N en el suelo (Rover & Kaiser, 1999).

Las fracciones activas de la materia orgánica son sensibles al manejo de los suelos y es importante conocerlas para predecir si un disturbio puede alterar el ciclo de los nutrientes o causar degradación (Ellert & Gregorich, 1995).

La biomasa microbiana actúa como fuente y destino de las formas lábiles, capaces de proveer una gran proporción de elementos disponibles para el crecimiento de la vegetación y puede ser una medida sensible de la calidad biológica de los suelos por su rol fundamental en el ciclo de los nutrientes (Rice *et al.*, 1986).

Las fracciones de N de más rápida mineralización, incluida la biomasa microbiana, están estrechamente relacionadas y son controladas por factores estáticos o variables en el mediano plazo como la textura y la estructura y por factores dinámicos co-

mo la temperatura, la humedad y el manejo de los suelos (Díaz-Raviña *et al.*, 1995).

Dado que el área de estudio es un paisaje ondulado, con cierta susceptibilidad a la erosión, el cambio de uso de la tierra conduce al deterioro de los suelos, que puede cuantificarse a través de indicadores de calidad edáfica.

Los objetivos del trabajo fueron: i) describir indicadores biológicos de la calidad de suelos, con énfasis en el estudio del nitrógeno y ii) detectar y cuantificar procesos de degradación por cambio de uso del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio está comprendida entre los 27° y 28° S y los 62° y 63° O en el Dpto. Moreno, centro este de la provincia de Santiago del Estero, Argentina. El clima es semiárido a subhúmedo, megatermal (clasificación de Thornthwaite, Boletta *et al.*, 1992), con precipitaciones que oscilan entre 600 y 750 mm anuales y una temperatura media anual de 19,6 °C. El ciclo de lluvias es primavera-estival y torrencial. La evapotranspiración potencial promedio es de 1000 mm anuales, aproximadamente.

En el área se seleccionó una cuenca hidrológica entre las localidades de Girardety Roversi, en base a la información suministrada por imágenes satelitales (1975 y 1994-'95). Se eligieron tres toposecuencias de suelos, con una cronosecuencia respecto al uso de la tierra de: a) bajo vegetación natural (bosque y pastizal), b) bajo agricultura reciente (^a7 años), y c) bajo agricultura antigua (^a 20 años) (Tabla 1). En las áreas bajas (D y CD) no se encontraron sitios con 7 años de agricultura porque han sido las primeras áreas habilitadas.

Tabla 1. Detalle de los sitios de muestreo en base a posición topográfica, uso actual de la tierra/vegetación actual, horizontes muestreados, textura, pH, COT y clasificación taxonómica (según Soil Taxonomy).

Sitio	Posición Topográfica	Uso Actual/ Vegetación Actual	Horizontes Muestreados (cm)	Textura 1	pH	COT (g C kg ⁻¹ desuelo)	Clasificación Taxonómica
P0	Planicie	No/Bosque.	Ah = 0-14	FL	6.0	26,64	<i>Haplustol éntico</i>
P1		Agricultura de 7 años.	Ap = 0-16 AC = 16-30	FL FL	6.2 6.2	22,91 14,40	<i>Haplustol éntico</i>
P2		Agricultura de 20 años.	Ap = 0-14 AB = 14-35	FLArc FLArc	6.1 6.1	23,36 14,37	<i>Haplustol típico</i>
L0	Ladera	No/Bosque.	Ah = 0-30	FL	5.8	29,27	<i>Haplustol éntico</i>
L1		Agricultura de 7 años.	Ap = 0-14 AB = 14-30	FL FL	6.6 6.2	25,65 17,55	<i>Haplustol típico</i>
L2		Agricultura de 20 años.	Ap0-17 AB 17-35	FLArc FArL	6.0 6.1	24,40 12,99	<i>Haplustol Típico</i>
D0	Depresión (borde)	No/Pastizal	A1 = 0-18 A2 = 18-43	FLArc FArL	6.3 6.3	26,59 12,33	<i>Argiustol típico</i>
D2		Agricultura de 20 años.	Ap = 0-12 AB = 12-38	F FArL	6.2 6.1	25,94 16,04	<i>Argiustol típico</i>
CD2	Cubeta de la Depresión	Agricultura de 20 años.	Ap = 0-18 AB = 18-50	FArL FArL	6.0 6.1	27,06 13,96	<i>Argiustol údico</i>

1 F=franco, L=limoso; Arc=arcilloso, determinado a campo.

Muestreo

El muestreo de suelos se realizó en noviembre de 1997, antes de los laboreos. En cada sitio se realizó una transecta, tomando 4 puntos de muestreo distantes a 50 m entre sí, de los horizontes superficiales y subsuperficiales (Tabla 1).

Variabes experimentales

Se determinó nitrógeno total (NT) por Kjeldahl (Page, 1982); nitrógeno soluble en K₂SO₄ 0,5 M (NS) por Kjeldahl (Stockdale & Rees, 1994); nitrato (N-NO₃) y amonio (N-NH₄) por potenciometría (Page, 1982); nitrógeno de la biomasa microbiana (N-BM) por fumigación-extracción, utilizando una constante de eficiencia de extracción de 0,68 (Broockes *et al.*, 1985); actividad ureásica por diferencia entre el NH₄ producido con adición de urea y sin ella (Tabatabai, 1984) y la capacidad potencial de mineralización por el método de incubación controlada, (a 28 °C y 40% de capacidad de retención de agua de

los suelos) (Stanford & Smith, 1972), extrayéndose muestras a los 0, 2, 6, 10, 20 y 40 días y determinándose N- NO₃ por potenciometría.

La actividad total, como la suma de los valores absolutos de los procesos de mineralización e inmovilización del N-NO₃ acumulado durante los días de incubación, se ajustó a una cinética de primer orden, siendo $N_t = N_0(1 - \exp(-k_N \cdot t))$, donde N_t es el N acumulado en el tiempo t ; N_0 el N potencialmente mineralizable, k_N la constante de velocidad de mineralización, t el tiempo en días de incubación y el producto $N_0 \cdot k_N$ es la "tasa inicial de mineralización de N" (Nordmeyer & Richter, 1985),

En la medición de cada una de las variables se emplearon tres repeticiones ($n=3$) por cada punto de muestreo ($n=4$) de cada horizonte superficial ($n=9$) y subsuperficial ($n=7$) de cada sitio estudiado, a excepción del NT para los que utilizaron dos repeticiones ($n=2$) por cada punto de muestreo. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron por malla de 2 mm.

Análisis Estadístico

Para evaluar la variabilidad entre los sitios se compararon las medias de cada variable del sitio de cada posición topográfica con vegetación natural con respecto al de actividad agrícola, utilizando el test no paramétrico de Mann-Whitney (De Campos, 1983). Las probabilidades se indican en cada caso, cuando se presentan los resultados. Se utilizó el programa estadístico Systat versión 7.0.1 (Systat Inc., 1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Nitrógeno total

El NT, en los sitios con vegetación natural, siguió el orden L0 > P0 > D0 (Tabla 2) porque en el ambiente chaqueño, la vegetación arbórea de las fisonomías de vegetación monte y fachinal, que dominan en P0 y L0, aumentan los contenidos de NT del suelo (Mazzarino *et al.*, 1991).

En los horizontes superficiales la actividad agrícola produjo mermas significativas en L1 (P=0,008), P2 (P=0,021), D2 y CD2 (P=0,035, en ambos casos). En los horizontes subsuperficiales se produjeron mermas significativas en P2 y L2 (P=0,014 y 0,001, respectivamente).

La disminución del NT está relacionada a la eliminación de costras microbióticas y al cultivo del algodón (*Gossypium hirsutum* L.) empleando técnicas convencionales.

Las costras microbióticas forman una matriz en la superficie del suelo con criptógamas, cianobacterias, líquenes y hongos microscópicos, constituyendo una fuente dinámica de N en la Región Cha-

queña (Evans & Belnap, 1999; Albanesi, 1997, observ. personal) y son eliminadas por el desmonte y/o el laboreo.

El cultivo convencional del algodón promueve una mineralización gradual del suelo por pérdidas del agroecosistema bajo la forma de linter y semilla, que representa 13 kg ha⁻¹ año⁻¹, y por una escasa reposición por el rastrojo, pobre en N (Mitchell & Entry, 1998). Estos autores, en Alabama encontraron que 20 años de actividad agrícola algodoneera produjeron mineralización y disminuciones del NT, en forma gradual, tal como sucede en estos sitios.

En el Chaco Occidental, por desmonte y habilitación de tierras se pierde el 70 % del NT en el primer año del cultivo de algodón (Ramsperger, 1992).

Como consecuencia de la pérdida de N, los suelos agrícolas abandonados son invadidos por leguminosas espinosas invasoras, de escaso potencial productivo pero de efecto "cicatrizante" en la fase sucesional del ecosistema, limitada por N. Las leguminosas colaboran a recuperar la fertilidad nitrogenada en superficie porque la simbiosis las hace más independientes de las fracciones de N del suelo (Anriquez *et al.*, 2000).

Nitrógeno soluble en K₂SO₄

El sitio con vegetación natural con mayor contenido de NS fue la Depresión (Tabla 2). En esas áreas, los pastizales de gramíneas enriquecen el suelo con materia orgánica aportando a las fracciones de mayor labilidad (Curtin & Wen, 1999).

La actividad agrícola de 7 años produjo mermas significativas en el NS de los horizontes superficiales de P1 y L1 (P=0,064 y 0,001, respectivamente)

Tabla 2. Contenidos de NT (g N kg⁻¹ de suelo), NS y N- NO₃ (mg N kg⁻¹ de suelo) de los horizontes superficiales y subsuperficiales de los sitios estudiados. Letras diferentes indican diferencias significativas entre iguales posiciones topográficas y profundidades. Las probabilidades se indican en el texto.

	P0	P1	P2	L0	L1	L2	D0	D2	CD2
Horizontes Superficiales									
NT	1,98 ^a	1,78 ^a	1,52 ^b	2,29 ^a	2,01 ^b	1,48 ^c	1,62 ^a	1,48 ^b	1,51 ^b
NS	12,84 ^a	7,40 ^b	8,98 ^b	16,17 ^a	9,71 ^b	5,29 ^c	26,48 ^a	3,25 ^b	5,43 ^b
N- NO ₃	18,39 ^a	23,76 ^b	12,85 ^c	13,84 ^a	21,81 ^b	28,73 ^c	15,80 ^a	20,15 ^b	11,91 ^a
Horizontes Subsuperficiales									
NT		1,30 ^a	1,14 ^b		1,52 ^a	1,05 ^b	0,93 ^a	0,95 ^a	0,90 ^a
NS		5,45 ^a	4,31 ^b		2,55 ^a	4,81 ^a	28,44 ^a	3,92 ^b	4,94 ^b
N- NO ₃		22,56 ^a	12,98 ^b		23,08 ^a	20,19 ^a	12,60 ^a	18,22 ^b	18,37 ^b

y, en esta última posición topográfica, disminuyó significativamente transcurridos 20 años de agricultura (L2) ($P=0,008$).

En las áreas más bajas de la toposecuencia el cambio de uso produjo disminuciones importantes en el NS a los 20 años de actividad agrícola, tanto en el sitio más elevado (D2) como en aquel ubicado en la zona más baja (CD2) ($P < 0,001$) porque los aportes desde zonas más altas no fueron reemplazados, en su totalidad, por la extracción producida por los laboreos y por cultivos altamente demandantes en N como el algodón (Mitchell & Entry, 1998).

En los horizontes subsuperficiales, se observaron diferencias significativas en las posiciones de Planicie, Depresión y Cubeta de la Depresión ($P=0,027$; $0,002$; $0,001$, respectivamente).

En los sitios estudiados, el NS representa entre un 0,5 a un 2 % del total y puede constituir la fracción más lábil y tener un control importante en las tasas de mineralización, aun cuando las fracciones de la materia orgánica del suelo que contribuyen al NS no estén bien definidas (Curtin & Wen, 1999).

Nitrógeno mineral, como nitratos

El $N-NH_4^+$ no fue hallado en ningún sitio. Ello puede atribuirse a que en la mineralización del N orgánico de estos suelos, la etapa limitante de la velocidad es la amonificación; la tasa de amonificación es fluctuante porque el $N-NH_4^+$ puede ser asimilado por la biota del suelo o transformarse en $N-NO_3^-$ (Stahr *et al.*, 1994).

El $N-NO_3^-$ aumentó significativamente en los horizontes superficiales de P1 y L1 ($P < 0,001$ para ambos) (Tabla 2). Ello indica que los procesos de oxidación están favorecidos, a expensas del N orgánico, y puede atribuirse al contenido y calidad de la materia orgánica y a la textura del suelo, ya que en suelos limosos suelen acelerarse los procesos de mineralización (Franzluebbers *et al.*, 1996).

En P2 se observaron mermas significativas de $N-NO_3^-$ ($P=0,003$ en ambos horizontes) debido probablemente a la disminución del NT. En L2 y D2 se detectaron aumentos significativos de $N-NO_3^-$ en los horizontes superficiales ($P=0,00$ y $0,05$, respectivamente), lo que podría deberse a la translocación de este nutriente por escorrentía (Van Gestel *et al.*, 1992).

Conocer la mineralización del nitrógeno en horizontes subsuperficiales es importante ya que hay información escasa y existen movimientos verticales en el perfil. Sólo en D2 y CD2, se observaron aumentos significativos de $N-NO_3^-$ ($P < 0,001$ en ambos casos), probablemente por mejores condiciones de

humedad en estos horizontes que favorecen la lixiviación (Van Gestel *et al.*, 1992).

El $N-NO_3^-$ no guarda relación con el NS debido, posiblemente, a su alta solubilidad y movilidad que determinan movimientos por escorrentía y lixiviación, acumulándose en las posiciones más bajas y a mayor profundidad, independientemente del contenido de NT y NS.

Nitrógeno de la biomasa microbiana

El N-BM presentó valores bajos en comparación a otros sistemas silvícolas o pastoriles (Campbell *et al.*, 1995) y más elevados que los encontrados por Mc Carty *et al.* (1998) en suelos agrícolas con laboreo convencional y/o con labranza cero.

En los horizontes superficiales, el N-BM se encontró en cantidades similares en toda la toposecuencia con vegetación natural y representó entre el 1,2 y el 1,9 % del total del suelo en los horizontes superficiales. El cambio de uso del suelo disminuyó esta relación en todos los sitios (Tabla 3).

Los niveles más altos de N-BM en los sitios con vegetación natural indican que los ciclos de los nutrientes son muy conservadores en nitrógeno ya que la cantidad que es continuamente mineralizada es acumulada e inmovilizada, y muy poco se pierde por lavado o desnitrificación. Ello coincide con Mazzarino *et al.* (1991) que encuentran, para la Región Chaqueña, que existe acumulación de nitrógeno en superficie y que el 90 % de lo que se acumula en el año es producido en el periodo estival.

El cambio de uso del suelo produjo mermas significativas en P1 y L1 ($P=0,009$ y $0,025$, respectivamente). Con veinte años de agricultura se produjeron aumentos significativos en P2 ($P=0,038$), respecto a P1 pero no a P0, y disminuciones significativas en L2, D2 y CD2 ($P=0,03$, $0,07$ y $0,024$, respectivamente), evidenciando una menor conservación de N en la biomasa microbiana en los sitios agrícolas (Ellert & Gregorich, 1995).

Las relaciones entre el C y el N-BM han sido usadas como indicadores de la calidad de los suelos (Bosatta & Agren, 1994) pero existen pocos estudios sobre la distribución vertical, porque los cambios más pronunciados se observan en los horizontes superficiales. Sin embargo, en los horizontes subsuperficiales existe una cantidad de biomasa microbiana con menor sensibilidad al manejo de los sitios. En ellos se encuentra menos N-BM que en los superficiales, y sólo se evidencian mermas significativas en L2 ($P < 0,001$) mientras que en CD2 aumenta significativamente ($P=0,004$).

Balance mineralización - inmovilización

Los procesos de mineralización-inmovilización son simultáneos y de sentido contrario. Por ellos, el N puede ser conservado en la biomasa microbiana para ser liberado como metabolitos microbianos, de rápida mineralización (Curtin & Wen, 1999). Este balance pone en evidencia el cambio en el sentido de los procesos de mineralización e inmovilización durante el transcurso de la incubación. En todos los sitios de la cronosecuencia Planicie, sigue un mismo patrón, donde P1 es el que alcanza los valores máximos de mineralización y de inmovilización, tanto en los horizontes superficiales como en los subsuperficiales (Figuras 1 a, 2a).

En la Ladera, los pulsos de mineralización e inmovilización son más moderados, independientemente del cambio de uso de la tierra (Figuras 1 b, 2b). En la Depresión, los pulsos de mineralización-

inmovilización son máximos en la cronosecuencia con vegetación natural (D0) (Figuras 1c, 2c), debido, probablemente, a aumentos de la actividad microbiana por incremento de las fracciones de N de rápida mineralización (Curtin & Wen, 1999).

Actividad total

En los horizontes superficiales, el N potencialmente mineralizable (N_0) en la toposecuencia con vegetación natural sigue el orden $D0 > L0 > P0$ (Tabla 3), en forma similar al NS.

Luego de 7 años de actividad agrícola, el N_0 aumentó significativamente en P1 y disminuyó en L1. A los 20 años de agricultura el comportamiento de N_0 fue inverso, ya que en P2 disminuyó a los valores iniciales de P0, y en la L2 aumentó a los valores iniciales de L0. Sólo en las áreas más bajas de la Depresión (CD2) se observó disminución del N_0 por la

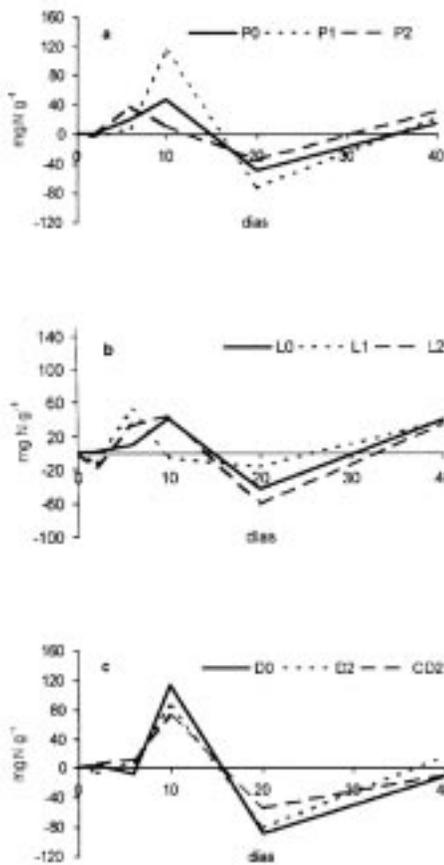


Figura 1. Balance mineralización-inmovilización en los horizontes superficiales de las cronosecuencias Planicie (a), Ladera (b), Depresión y Cubeta de la Depresión (c).

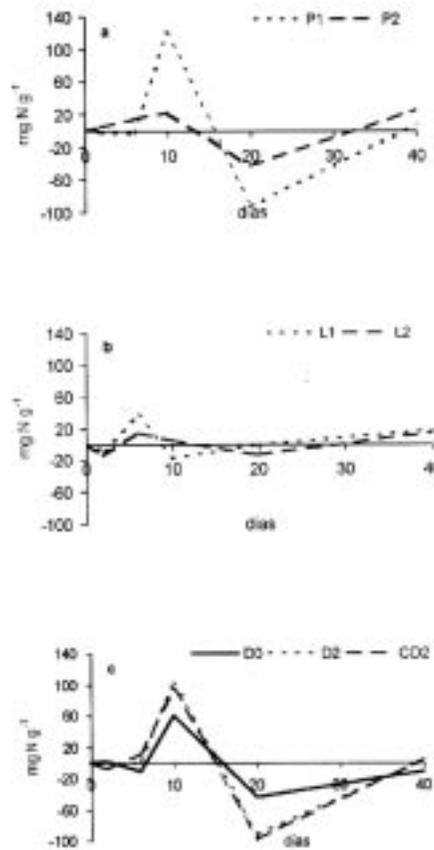


Figura 2. Balance mineralización-inmovilización en los horizontes subsuperficiales de las cronosecuencias Planicie (a), Ladera (b), Depresión y Cubeta de la Depresión (c).

actividad agrícola. En los horizontes subsuperficiales el N_0 disminuyó notablemente en P2 mientras que en las áreas bajas (D2 y CD2) aumentó notablemente, evidenciando fracciones de mayor labilidad y aportes por lixiviación (Van Gestel *et al.*, 1992)

Stanford & Smith (1972) encontraron que k_N es constante a $0,05 \text{ semana}^{-1}$ para una gran cantidad de suelos. Por otra parte, Curtin & Wen (1999) hallaron un amplio rango de valores de k_N . En la toposecuencia con vegetación natural k_N es similar para todos los sitios (P0, L0 y D0) y existe un rango relativamente amplio en las toposecuencias con actividad agrícola, evidenciando que el cambio de uso del suelo modifica las tasas de mineralización del N y que ello puede detectarse en el mediano y largo plazo, aún cuando Stahr *et al.* (1994) manifiestan que el manejo influye en la mineralización del N, sobre todo en el corto plazo

Con siete años de actividad agrícola, la tasa de mineralización (k_N) aumentó al triple en L1 y disminuyó escasamente en P1. Con 20 años de agricultura k_N aumentó escasamente en P2, disminuyó pero no recuperó los valores del sitio con vegetación natural en L2 y permaneció constante en las áreas

bajas de la toposecuencia (D2 y CD2) (Tabla 3), evidenciando que las prácticas de manejo que aumentan el ingreso de materia orgánica aumentan k_N y proveen nutrientes más rápidamente en suelos de texturas sueltas que en pesadas (Franzluebbers *et al.*, 1996), como la Planicie o la Ladera.

En los horizontes subsuperficiales, la actividad agrícola de 20 años disminuyó las tasas de mineralización en P2 y L2, mientras que permanecieron constantes en las áreas bajas (D2 y CD2) (Tabla 3).

La mineralización del N no es "aditiva", es decir, la dinámica neta de una fracción del suelo depende de la degradación de otras fracciones, por lo que en los sistemas productivos que mantienen o aumentan las reservas totales de N y mantienen o disminuyen sus tasas de mineralización, las variaciones en el N_0 no generan problemas de disponibilidad o de pérdidas de N. Ello da indicios de la importancia del manejo en este proceso del ciclo del N (Stahr *et al.*, 1994).

Actividad ureásica

La ureasa es una enzima relacionada al proceso oxidativo de la amonificación del ciclo del nitrógeno

Tabla 3. Contenidos de N-BM (mg N kg^{-1} de suelo), relación N-BM:NT (%), constantes N_0 (mg N g^{-1}), k_N (día^{-1}) del modelo $N_t = N_0(1 - \exp(-k_N t))$, actividad ureásica ($\text{mg NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ de suelo), relación de la actividad ureásica respecto al N-BM ($\text{mg NH}_4^+ \text{ kg Nmic}^{-1} \text{ h}^{-1}$) de los horizontes superficiales y subsuperficiales de los sitios estudiados. Los valores entre paréntesis indican porcentajes de la actividad ureásica respecto al nitrógeno de la biomasa microbiana. Letras diferentes indican diferencias significativas entre iguales posiciones topográficas y profundidades. Las probabilidades se indican en el texto.

	P0	P1	P2	L0	L1	L2	D0	D2	CD2
	Horizontes Superficiales								
N-BM	29,9a	7,44c	15,55b	28,61a	18,80b	11,99c	31,53a	23,22b	20,75b
N-BM:NT	1,5	0,4	1,0	1,2	0,9	0,8	1,9	1,6	1,4
Constante N_0	157,8	288,4	137,4	211,2	125,7	219,1	282,7	251,2	186,2
Constante k_N	0,052	0,043	0,049	0,027	0,082	0,055	0,048	0,044	0,051
Actividad ureásica	3,10a	2,82a	2,84a	3,61a	3,13a	2,70a	4,19a	3,03b	2,09c
Ureasa:NBM	0,10	0,38	0,18	0,13	0,17	0,23	0,13	0,13	0,10
	(10,4)	(37,9)	(18,2)	(12,6)	(16,6)	(22,5)	(13,3)	(13,0)	(10,0)
	Horizontes Subsuperficiales								
N-BM		6,86a	7,65a		12,69a	3,87b	7,34a	7,69a	9,54b
N-BM:NT		0,5	0,7		0,8	0,4	0,8	0,8	1,0
Constante N_0		290,3	151,1		84,7	63,5	155,5	265	270,3
Constante k_N		0,047	0,032		0,108	0,085	0,051	0,048	0,049
Actividad ureásica		1,25a	1,62a		2,79a	1,20b	1,08a	1,51b	0,66c
Ureasa:NBM		0,18	0,21		0,22	0,31	0,15	0,20	0,07
		(18,2)	(22,0)		(22,0)	(31,0)	(14,8)	(19,6)	(6,9)

no, actúa tanto intra como extracelularmente. Aunque esto último es difícil de dilucidar porque puede haber ureasa asociada a las membranas de células microbianas se la considera, básicamente, una enzima extracelular muy difundida en el suelo (Skujins, 1976).

En los horizontes superficiales de la toposecuencia con vegetación natural, la actividad ureasa siguió el orden $D0 > L0 > P0$ (Tabla 3). El cambio de uso durante siete años de agricultura no produjo cambios en la actividad ureásica. A los 20 años de actividad agrícola sólo se produjeron disminuciones significativas en las áreas bajas de la toposecuencia, ($D2yCD2$)($P < 0,005$).

En los horizontes subsuperficiales, el cambio de uso produjo mermas significativas en P2 ($P=0,011$) y en las áreas bajas de la toposecuencia (D2 y CD2) ($P=0,019$ y $0,005$, respectivamente) y constituyó casi el 50 % de la actividad respecto a los horizontes superficiales (Tabla 3).

La actividad ureásica se incrementó con el aumento de la incorporación de residuos o la disminución de las labranzas sugiriendo que un exceso en la hidrólisis enzimática puede generar pérdidas por volatilización para el sistema (Kandeler *et al.*, 1999). En la Argentina, en un Argiudol típico, no se encontraron diferencias significativas con labranzas diferentes, aún cuando hubo mayor actividad ureásica en los suelos con menor laboreo y mayor incorporación de residuos (Palma y Conti, 1989),

En nuestro trabajo, la habilitación de las tierras de las lomas o medias lomas (P y L), con vegetación de monte, se realiza por desmonte mecánico, hilerado de ramas ("acordonado") y quema de cordones. En las áreas bajas estas prácticas no son necesarias porque la vegetación es herbácea. Luego del disturbio severo, en todos los sitios, el manejo de los cultivos es el mismo por lo que las mermas en la actividad ureásica podrían ser atribuidas a la intervención pero no al manejo posterior.

En la presente situación de estudio, la disminución de la actividad ureásica en D2 y CD2 podría estar asociado a las disminuciones en NT (Kandeler *et al.*, 1999).

La actividad ureásica, expresada como un porcentaje de la actividad total asociada al nitrógeno de la biomasa microbiana, varió entre el 10 y el 38 % para los horizontes superficiales, y entre 7 y 31% para los subsuperficiales (Tabla 3). Los valores hallados son bajos, comparados con los encontrados por Klose & Tabatabai (1999). Esto indica que toda la ureasa no es el resultado de la mayor producción de enzimas por la biomasa microbiana y renueva el interrogante de distinguir entre la actividad extrace-

lular, estabilizada por los complejos organo-arcillosos de aquella asociada a organismos de vida libre (Skujins, 1976).

CONCLUSIONES

La vegetación inicial (pastizal o bosque) incide en la distribución del N en la toposecuencia; las áreas más altas tienen más NT que las más bajas. La actividad agrícola durante 20 años disminuye las reservas de NT en todas las posiciones topográficas.

El NS disminuye ante el cambio de uso. La producción de $N-NO_3$ no está limitada por condiciones ambientales (la nitrificación predomina por sobre la amonificación) y tiende a aumentar con el cambio de uso, mientras que el N-BM disminuye.

La topografía no afecta al N-BM cuando está presente la vegetación natural, pero el cambio de uso del suelo disminuye la biomasa microbiana en la Planicie y en la Depresión, en superficie; mientras que en profundidad hay una cantidad importante de biomasa microbiana que prescinde de los efectos del manejo.

El aumento en la producción de $N-NO_3$ que denota mayor actividad, y la disminución del N-BM, que evidencia una menor conservación en la biomasa microbiana, indica alto riesgo de pérdidas.

El modelo $N_t = N_0(1 - \exp(-k_n \cdot t))$, explica el comportamiento del N que es capaz de mineralizarse; la tasa de mineralización es similar para todos los sitios con vegetación natural y existe un rango relativamente amplio en los de actividad agrícola, evidenciando que el cambio de uso la modifica y que ello puede detectarse en el mediano y largo plazo.

La ureasa está presente en todos los horizontes y disminuye por el cambio de uso, dependiendo de la posición topográfica.

BIBLIOGRAFÍA

- Anriquez, A.; A. Albanesi y G. Lorenz, 2000. Potenciales de mineralización de nitrógeno en un sistema silvopastoril del Chaco semiárido. *Rev. de Ciencia y Tecnol.* 4: 53-62.
- Boletta, P.E.; L.R. Acuña y M.L. Juárez de Moya, 1992. Análisis de las características climáticas de la provincia Santiago del Estero y comportamiento del tiempo durante la sequía de la campaña agrícola 1988/89. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina.
- Bozatta, E. and G.I. Agren, 1994. Theoretical analysis of microbial biomass dynamics in soils. *Soil Biol. Biochem.* 26:143-148.

- Brookes, P.C.; A. Landman; G. Pruden and D.S. Jenkinson, 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 22: 725-727.
- Campbell, C.D.; S.J. Chapman and F. Urquhart, 1995. Effect of nitrogen fertiliser on temporal and spatial variation of mineral nitrogen and microbial biomass in a silvopastoral system. *Biol. Fertil. Soils* 19: 177-184.
- Curtin, D. and G. Wen, 1999. Organic matter fractions contributing to soil nitrogen mineralization potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 410-415.
- De Campos, H., 1983. *Estadística experimental no-paramétrica*. 4^ª Edición. E.S.A. Luis de Queirós (eds). Piracicaba, Brasil, 134-139.
- Díaz-Raviña, M.; M.J. Acea and T. Carballas, 1995. Seasonal changes in microbial biomass and nutrient flush in forest soils. *Biol. Fertil. Soils* 19: 220-226.
- Ellert, B.H. and E.G. Gregorich, 1995. Management-induced changes in the actively cycling fractions of soil organic matter, in *Carbon forms and functions in forest soils*. Mc Fee, W.W. and M. Kelly (eds). SSSA Inc, Madison, Wisconsin, USA, 7: 119-138.
- Evans, R.D. and J. Belnap, 1999. Long-term consequences of disturbance of nitrogen dynamics in an arid ecosystem. *Ecology* 80(1): 150-160.
- Franzluebbers, A.J.; R.L. Haney; F.M. Hons and D.A. Zuberer, 1996. Active fractions of organic matter in soils with different texture. *Soils Biol. Biochem.* 28 (10/11): 1367-1372.
- Kandeler, E.; M. Stemmer and E.M. Klimanek, 1999. Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fractions to long-term soil management. *Soil Biol. Biochem.* 31: 261-273.
- Klose, S. and M.A. Tabatabai, 1999. Urease activity of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 31: 205-211.
- Mazzarino, M.J.; L. Oliva; A. Nuñez ; G. Nuñez G. and E. Buffa, 1991. Nitrogen mineralization and soil fertility in the Dry Chaco ecosystem (Argentina). *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 515-522.
- McCarty, G.W.; N.N. Lyssenko and J.L. Starr, 1998. Short-term changes in soil carbon and nitrogen pools during tillage management transition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 1562-1571.
- Mitchell, C.C. and J.A. Entry, 1998. Soil C, N and crop yields in Alabama's long-term "old rotation" cotton experiment. *Soil & Tillage Research* 47: 331 -338.
- Morello, J. y J. Adámoli, 1974. Las grandes unidades de vegetación y ambiente de la Pcia. del Chaco. INTA Serie Fitogeográfica N°13.
- Nordmeyer, H. and J. Richter, 1985. Incubation experiments on nitrogen mineralization in loess and sandy soils. *Plant and Soil.* 83: 433-445.
- Page, A.L. (ed.), 1982. *Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties*. Agronomy 9, ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA, 1159 p.
- Palma, R.M. y M.E. Conti, 1989. Influencia de sistemas de labranzas y secuencias de cultivos sobre la actividad ureásica de un Argiudol típico de Marcos Juárez (Córdoba). *Ciencia del suelo* 7(1-2): 51-54.
- Ramsperger, B. 1992. Alteraciones de la condición del suelo debido a un cambio en el uso agrícola. Caso particular: Regosoles en el Chaco seco, Argentina. Tesis de Grado. Convenio UNSE-GTZ. Universidad de Hohenheim, Alemania. Stuttgart-Hohenheim, Alemania, 112 pp.
- Rice, C.W.; M.S. Smith and R.L. Blevins, 1986. Soil nitrogen availability after long term continuous no-tillage and conventional tillage corn production. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1206-1210.
- Rover, M. and E.A. Kaiser, 1999. Spatial heterogeneity within the plough layer: low and moderate variability of soil properties. *Soil Biol. and Biochem.* 31: 175-187.
- Skujins, J. 1976. Extracellular enzymes in soil. *CRC Crit. Rev. Microbiol.* 4:383-421.
- Stahr, R.; F. Ruck and T. Gaiser, 1994. Soil nitrogen reserves and mineralization as affected by climate, soil and landuse. *Nova Acta Leopoldina* 70 (288): 213-235.
- Stanford, G. and J. Smith, 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 36:465-472.
- Stockdale, E.A. and R.M. Rees, 1994. Relationships between biomass nitrogen and nitrogen extracted by other nitrogen availability methods. *Soil Biol. Biochem.* 26(9): 1213-1220.
- Systat Inc, 1998. *Systat for Windows 6.0* (computer program). Evanston, Illinois, U.S.A.
- Tabatabai, M.A., 1994. Soil Enzymes, in *Methods of soil analysis. Part 2: Microbiological and biochemical properties*. Weaver, R.W.; J.S. Angle y P.S. Bottomley (eds), SSSA Book Series 5, Madison, Wisconsin, USA, 37: 775-834.
- Van Gestel, M.; J.N. Ladd and M. Amato, 1992. Microbial biomass responses to seasonal change and imposed drying regimes at increasing depths of undisturbed top soil profiles. *Soil Biol. Biochem.* 24: 103-111.