

PRECISION DEL MODULO DE MINERALIZACION DE NITROGENO DEL HUMUS DEL MODELO EPIC

A RINGUELET, O A BACHMEIER

Facultad de Ciencias Agropecuarias Universidad de Córdoba, Cátedra de Edafología, Av. Valparaíso s-n. CC N° 509 (5000), Córdoba. E-mail: aringuel @agro.uncor.edu

EPIC MODEL PRECISION OF THE HUMUS NITROGEN MINERALIZATION SUBROUTINE

Several authors have tested nitrogen subroutines of simulations models such as CENTURY, CERES and EPIC. But, in most instances, comparisons have been grossly performed and they are unsuitable to analyze the behavior of the different nitrogen pools involved in such subroutines. Our main goal was to assess the humus nitrogen mineralization subroutine precision of the EPIC model. Accordingly nitrogen mineralized from undisturbed samples incubated for 189 days was compared with simulated nitrogen mineralization output from the EPIC model. Trials involved two Haplustols with 12 different sample sites. Results show that EPIC yields lower nitrogen mineralization amounts than those of the soil samples in rates between 2,7 to 16 times in all 12 sites under study. Widest differences between observed and simulated data occurred in soils with higher organic carbon and nitrogen content. It may be inferred that the humus nitrogen mineralization rate estimated by the program should be significantly higher for the studied soils. Moreover, the sensitivity of the nitrogen subroutine would enhance consistently if the percent clay and/or percent silt variables were included. The model simulates nitrogen mineralization solely with regards to the total nitrogen content, but it only partly accounts for the nitrogen mineralization in the tested soils.

Key words: Nitrogen-Nitrogen mineralization-Models-EPIC

INTRODUCCION

Actualmente tienen mucha difusión algunos modelos de simulación como CENTURY, CERES y EPIC, cuyas subrutinas (módulos) de nitrógeno han sido estudiadas por varios autores comparando datos simulados con datos medidos. En la mayoría de los casos, la evaluación ha sido realizada de manera global, analizando el balance de nitrógeno en función de la mineralización neta del nitrógeno (Campbell *et al.* 1995; Quemada, Cabrera 1995; Richter, Benbi 1996). Estos modelos poseen dos componentes básicos que simulan la producción de nitrógeno mineral: un componente lábil que mineraliza nitrógeno a partir de residuos vegetales, y un componente activo que mineraliza nitrógeno a partir del humus del suelo.

Si bien los trabajos citados son muy útiles para evaluar el comportamiento global de los modelos y eventualmente para mejorarlos, son inadecuados para analizar el comportamiento de los diferentes pools de nitrógeno que actúan en dicho módulo, ya que los mismos utilizan rotaciones de más de un año, con aporte de residuos vegetales y con la adición de fertilizantes.

La mineralización del nitrógeno proveniente de residuos vegetales tiene un mejor ajuste a la cinética exponencial (Dou, Fox 1995; Fanzluebbbers *et al.* 1995; Vigil, Kissel 1995), mientras que la mineralización del nitrógeno del humus del suelo ajusta mejor a una cinética lineal de orden cero (De Neve 1996; Ringuelet, Bach-

meier 1997b). A pesar de ello, la mayoría de los modelos de simulación utilizan una cinética exponencial de primer orden para estimar la descomposición de los dos componentes principales del nitrógeno mineralizable, para todas las capas de suelo (Sharpley, Williams 1990; Dou, Fox 1995; Vigil, Kissel 1995).

La gran mayoría de los estudios de mineralización del nitrógeno del humus del suelo fueron realizados con muestras disturbadas, a pesar que está ampliamente demostrado los errores que introduce esta metodología comparándola con la utilización de muestras sin disturbar (Cabrera, Kissel 1988; Cabrera 1993). Esto explica las diferencias en los modelos de cinética de ajuste obtenidos por diferentes autores y también las diferencias en la magnitud de los parámetros de dichos modelos (González Pozuelo *et al.* 1995).

El objetivo que nos planteamos fue el de medir la sensibilidad del componente de mineralización del nitrógeno del humus del suelo del modelo EPIC. Se eligió este programa por estar ampliamente aceptado, por la complejidad y amplitud de las variables y módulos utilizados, y además, por tener similitud con el módulo de nitrógeno de otro modelo muy utilizado como es el CERES (Ramanarayanan 1994).

MATERIALES Y METODOS

A los fines de evaluar el grado de sensibilidad del modelo elegido, en lugar de realizar el estudio comparativo entre varios suelos, se consideró más apropiado hacerlo con diferentes trata-

mientos de suelos similares. Para ello se utilizaron dos suelos de origen fluvial, representativos de la zona del Valle del Río Cruz del Eje, Pcia. de Córdoba (Argentina): Haplustol Torrifluventico franco grueso mixto térmico, y Haplustol Torriorténtico franco grueso mixto térmico. De cada tipo de suelo se eligieron dos lotes, uno utilizado con cultivos de ciclo anual, y otro utilizado con un cultivo perenne (*Olea europaea*). Los lotes se encontraban en barbecho desnudo al momento del muestreo. Durante el período estival tuvieron un cultivo de zapallo (*Cucurbita* sp.). Se utilizaron cuatro parcelas contiguas de aproximadamente cinco hectáreas cada una. Dos lotes son utilizados para cultivos herbáceos desde hace 30 años y dos son utilizados para cultivo de olivo (*Olea europaea*) desde hace 35 años. Parcela I: Haplustol Torrifluventico, bajo cultivos anuales. Parcela II: Haplustol Torriorténtico, bajo cultivos anuales. Parcela III: Haplustol Torrifluventico, bajo cultivo de olivo. Parcela IV: Haplustol Torriorténtico, bajo cultivo de olivo. Las características físicas y químicas de los suelos se muestran en la Tabla 1.

En cada uno de los cuatro lotes utilizados se eligieron al azar dos sitios de muestreo para los tratamientos cultivados, y un sitio de muestreo para los tratamientos no cultivados, los tres sitios ubicados dentro de una transecta trazada perpendicularmente a la dirección de los surcos, con tres repeticiones para cada profundidad. Los sitios no cultivados se extrajeron del costado de los lotes, próximo a los alambrados y fuera del área de influencia del tránsito de maquinarias. En cada sitio de muestreo se demarcó un área de 0,70 m x 0,70 m, en donde se extrajeron las muestras (tres repeticiones) a dos profundidades: 15-18 cm y 30-33 cm. Las repeticiones se realizaron con muestras simples, extraídas a 40 ± 5 cm de distancia entre sí, y dentro de la superficie de muestreo.

Las muestras se extrajeron con un cilindro de acero, transfiriéndose luego a un cilindro de PVC, de igual diámetro interno, con ayuda de un émbolo. Se colocó lana de vidrio, tapa de telgopor y rejilla plástica en ambos extremos del cilindro de suelo para mantenerlo inalterado en el transporte, incubaciones y lavados. Las muestras se cubrieron con polietileno de baja densidad (30 micrones), permeable al oxígeno e impermeable al agua, a los fines de disminuir las pérdidas de humedad. Luego de extraídas, las muestras fueron conservadas a 4°C hasta el inicio de la incubación a los fines de inhibir todos los procesos biológicos del suelo. De cada muestra extraída se separó la primera y última porción del cilindro, al transvasar, y se juntaron las tres repeticiones de cada profundidad. Estas fracciones se utilizaron para caracterizar las muestras en cada profundidad estudiada (carbono orgánico, nitrógeno total, pH y nitrato inicial). En cada profundidad, dentro del área de 0,70 x 0,70 m, se determinaron

las siguientes variables edáficas: fracciones granulométricas, fósforo extractable con NaHCO_3 , constantes hídricas y capacidad de intercambio catiónico.

Se utilizaron muestras de suelo sin disturbar debido a que la mineralización del nitrógeno en muestras disturbadas difiere significativamente respecto a las primeras en los suelos estudiados (Ringuelet, Bachmeier 1997b). Luego de un lavado inicial y con una humedad próxima a capacidad de campo, se incubaron las muestras de suelo en los cilindros de PVC durante 26-28 semanas según los casos, midiendo el nitrógeno mineralizado siete veces. Se realizó control periódico de humedad en forma gravimétrica. Cuando fue necesario, se adicionó cantidad suficiente de solución extractora libre de nitrógeno y se cubrieron los cilindros con polietileno de baja densidad y alta porosidad al oxígeno, para mantener las muestras próximas a capacidad de campo. La temperatura de incubación se mantuvo constante a 30 ± 1 °C en cámara de cultivo. Luego de cada período de incubación se efectuó la extracción del nitrógeno mineral producido, percolando alícuotas de 100 ml de solución extractora libre de nitrógeno (CaSO_4 0,002 M; MgSO_4 0,002 M; K_2SO_4 0,0025 M; $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 0,005 M), hasta lograr un volumen total de 400 ml, suficiente para lixiviar todo el nitrógeno mineralizado. Se aplicó bomba de vacío a -0,033 MPa para lograr el pasaje total del volumen de lavado dentro de las 24 h de iniciada la extracción. En la solución percolada se analizó: concentración de nitrato mineralizado, con electrodo específico (ORION 93-07) registrando la lectura con un equipo OIRON Ionizer 901, y concentración de amonio por espectrofotometría, empleando la reacción de desarrollo de color del indofenol azul. El contenido de humedad se determinó gravimétricamente a -0,033 MPa y -1,5 MPa con olla a presión.

Se utilizó la versión 5125 del programa EPIC, (Sharpley, Williams 1990) cuyas ecuaciones más importantes del submodelo de mineralización del nitrógeno son las siguientes:

- 1) Pool de nitrógeno orgánico fresco (residuos y biomasa microbiana)

$$\text{RMNi} = (\text{DCRi})(\text{FONi})$$

$$\text{RMNi} = \text{Tasa de mineralización (kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}) \text{ del nitrógeno fresco en la capa } i.$$

$$\text{DCRi} = \text{Tasa de descomposición del nitrógeno orgánico fresco.}$$

$$\text{FONi} = \text{Cantidad de nitrógeno orgánico fresco presente (kg ha}^{-1}).$$
- 2) Pool de nitrógeno del humus:

$$\text{HMNBi} = (\text{CMN})(\text{ON}_{\text{ai}})[(\text{SWFi})(\text{TFi})]^{0,5}(\text{BDi})^2/(\text{BDPi})^2$$

$$\text{ON}_{\text{ai}} = (\text{RTNi})(\text{On}_i)$$

Tabla 1. Parámetros edáficos de los suelos utilizados. Suelo I: Haplustol Torrifluventico bajo cultivo herbáceo. Suelo II: Haplustol Torriorténtico bajo cultivo herbáceo. Suelo III: Haplustol Torrifluventico bajo olivo. Suelo IV: Haplustol Torriorténtico bajo olivo.

suelo	Prof (cm)	Carbono (g kg ⁻¹)	Nitrógeno (g kg ⁻¹)	Relación C/N	Nitrato inicial (mg kg ⁻¹)	pH	CIC (cmol kg ⁻¹)	Fósforo (mg kg ⁻¹)	Arcilla (%)	Limo (%)
I	15	13,2	1,81	7,3	29,0	7,5	24,9	19,5	18,1	38,4
I	30	10,2	1,20	8,5	24,0	8,0	22,2	21,0	16,2	29,9
II	15	5,2	1,38	4,8	7,0	7,3	32,2	7,2	10,6	19,0
II	30	4,5	0,93	4,8	6,0	8,2	34,9	1,3	10,1	19,0
III	15	18,3	1,49	12,3	16,0	7,6	13,9	2,3	12,0	16,0
III	30	6,7	1,12	6,0	9,0	8,1	15,4	1,2	12,4	26,6
IV	15	9,0	0,94	9,6	1,0	8,0	23,5	2,3	14,3	31,5
IV	30	6,7	0,66	10,1	2,0	8,3	22,4	1,3	16,2	33,5

RTN= $0,4 \exp(-0,0277YC)+0,1$
 HMNI=Tasa de mineralización del pool activo de nitrógeno en la capa i.
 CMN=Constante de mineralización del humus ($0,0003 \text{ d}^{-1}$).
 ON_ai=Pool activo de nitrógeno (kg ha^{-1}).
 ON_ti=Nitrógeno total del suelo (kg ha^{-1}).
 RTN=Fracción activa del nitrógeno total.
 YC=Cantidad de años de cultivo previo a la simulación.
 [(SWF) (Tf)]=Factores de humedad y temperatura.
 (BDi)²/(BDPi)²=Relación entre la densidad del suelo original y la densidad afectada por el laboreo.

Se simuló un año de duración que es el tiempo mínimo que corre el programa, bajo las mismas condiciones óptimas de humedad y temperatura utilizadas en la incubación. La temperatura promedio simulada fue de 30°C, y la cantidad de lluvia simulada fue de un promedio de 200 mm mensuales, cantidad promedio mensual de solución extractora utilizada luego de cada período de incubación. Se simuló un suelo bajo barbecho, con una cantidad de residuos de zapallo (*Cucurbita* sp.) iniciales de 1.500 kg en el perfil considerado (33 cm) para los sitios cultivados de los lotes bajo cultivo anual. Los datos de 365 días se llevaron a 189 días, por medio de interpolación lineal, a fin de compararlos con los datos medidos en las muestras incubadas.

La cantidad de años de cultivo previo a la simulación fue de 20 años para los sitios cultivados y de cero años para los sitios no cultivados. Se simuló 20 años en lugar de 30 porque en ese período hubo algunos años en que no se practicaron cultivos anuales o se implantó una pastura perenne. La pendiente del terreno utilizada fue cero. A los fines de poder realizar las comparaciones entre las dos situaciones, tanto para la simulación en el programa como para el cálculo de las cantidades mineralizadas en incubación por hectárea, se utilizaron los datos de las muestras de 15-18 cm para una capa superficial de 0-25 cm, y los datos de las muestras de 30-33 cm para una capa superficial de 25-33 cm. Las comparaciones se realizaron sobre todo el espesor considerado (0-33 cm) debido a que la salida simulada del EPIC no discrimina entre capas. En el modelo se caracterizó al suelo con todos los parámetros edáficos que permite entrar el programa: limo, arcilla, capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno orgánico, nitrato inicial, fósforo extractable, carbono orgánico y contenido de humedad a -0,033 MPa y -1,5 MPa.

A los fines de evaluar la variabilidad en la dinámica de la mineralización del nitrógeno del suelo, sobre los datos observados se estimaron los parámetros de diferentes modelos cinéticos

(Tabla 2). Los parámetros de los modelos citados se estimaron por iteración numérica, usando el algoritmo Gauss-Newton (procedimientos NLIN de SAS, SAS Institute, 1989). La calidad del ajuste se comprobó por medio de gráficos de los residuales estudentizados versus los valores predichos, por la relación (suma de cuadrados de la regresión)/(suma de cuadrados totales) (SCR/SCT), y a través del error estándar asimétrico de los estimadores de los parámetros.

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 3 se muestra el modelo de cinética con mejor ajuste para cada tratamiento y sus parámetros. Se observa que hay cantidades significativas de nitrógeno mineralizable por debajo del horizonte superficial, lo cual coincide con lo encontrado por otros autores (Campbell *et al.* 1988; Hadas *et al.* 1989).

Comparando los resultados obtenidos en las dos profundidades se observa que los factores culturales influyen erráticamente sobre la dinámica de mineralización del nitrógeno, porque en el horizonte superficial (15 cm) no se observó una tendencia definida hacia un determinado tipo de cinética, mientras que en todos los tratamientos donde se utilizaron muestras de suelo no alterado por el laboreo y sin aportes de rastrojos (30 cm), la cinética tiene un comportamiento similar para los suelos con cultivos anuales (I y II). Sin embargo, la cinética de los suelos con cultivos perennes no tiene un comportamiento uniforme por debajo de la capa arable, especialmente en el suelo IV.

Un factor que puede explicar la gran variabilidad entre sitios y repeticiones observada en la capa arable de los cuatro suelos, es la influencia que tienen las raíces y los residuos vegetales (Dou, Fox 1995; Franzluebbers *et al.* 1995). Al factor cultural residuos vegetales se le debe agregar otro climático, el que produce una variación estacional sobre la cinética de mineralización (Wedin, Pastor 1993).

Tabla 2. Modelos de cinética a los que se ajustaron los datos observados: Nm= Nitrógeno mineral acumulado (mg kg^{-1}) en el tiempo t; b_0 = intercepción de la recta; p= constante de mineralización cero N_0 = Nitrógeno potencialmente mineralizable (mg kg^{-1}); N_{01} , fracción lábil; N_{02} , fracción recalcitrante; k= Constante de mineralización de primer orden (días^{-1}); h= constante de proporcionalidad.

Modelo	Ecuación	Referencias
Cinética de orden cero(Modelo lineal)	$Nm=b_0+pt$	Addiscott 1993
Cinética de primer orden(Modelo exponencial)	$Nm=N_0(1-e^{-kt})$	Stanford, Smith 1972
Modelo exponencial + lineal	$Nm=N_0(1-e^{-kt})+pt$	Wedin, Pastor 1993
Modelo Gompertz	$Nm=N_{01}e^{-b_0e^{-kt}}+N_{02}e^{-h}$	Simard, N'dayegamiye 1993
Cinética doble de primer orden (modelo doble exponencial)	$Nm=N_{01}(1-e^{-k_1t})+N_{02}(1-e^{-k_2t})$	Deans <i>et al.</i> 1986
Tiempo de semi-descomposición	$t=0,693$	

Tabla 3. Modelos de cinética de mejor ajuste para los cuatro suelos, parámetros de los mismos y relación suma de cuadrados de la regresión/suma de cuadrados totales (RES). Suelo I: Haplustol Torrifluventico, cultivo anual. Suelo II: Haplustol Torriorténtico, cultivo anual. Suelo III: Haplustol Torrifluventico, cultivo perenne. Suelo IV: Haplustol Torriorténtico, cultivo perenne.

Suelo	Sitio	Prof	Modelo	Parámetros						Res
				N_0	k_1	bo	p	h	k_2	
I	no cultivado	15	exp + lineal	74	0,021		0,421			32
I	no cultivado	30	exp + lineal	34	0,056		0,193			11
I	cultivado A	15	gompertz	289				2,17	0,015	187
I	cultivado A	30	exp-lineal	20	0,081		0,134			5
I	cultivado B	15	exp	301	0,006					1596
I	cultivado B	30	exp + lineal	29	0,086		0,163			6
II	no cultivado	15	exp+lin	12,4	0,025		0,14			2500
II	no cultivado	30	exp	23,6	0,012					12
II	cultivado A	15	exp	39,4	0,014					522
II	cultivado A	30	exp	32,0	0,014					48
II	cultivado B	15	exp	52,0	0,008					2344
II	cultivado B	30	exp	29,8	0,008					468
III	no cultivado	15	exp + lineal	127	0,040		0,2			626
III	no cultivado	30	exp + lineal	44,7	0,035		0,11			163
III	cultivado A	15	exp - lineal	102,7	0,021		0,22			899
III	cultivado A	30	exp + lineal	21,3	0,037		0,10			5362
III	cultivado B	15	exp + lineal	52,8	0,027		0,19			377
III	cultivado B	30	exp	61,0	0,004					53
IV	no cultivado	15	exp + lineal	4,6	0,247		0,09			4
IV	no cultivado	30	exp + lineal	11,2	0,209		0,08			104
IV	cultivado A	15	lineal			0	0,23			249
IV	cultivado A	30	lineal			0	0,84			11
IV	cultivado B	15	lineal			0	0,29			83
IV	cultivado B	30	exp	38,3	0,006					12

El programa EPIC presenta los datos de salida de mineralización neta total y los datos de mineralización de residuos en forma separada pero para todo el perfil considerado. Por este motivo, a los fines comparativos, se consideran en forma conjunta la cantidad de nitrógeno mineralizado en las dos profundidades en las incubaciones de cada sitio.

El nitrógeno mineralizado medido a los 189 días de incubación varió entre 133 kg ha⁻¹ y 883 kg ha⁻¹ para los 12 sitios de muestreo utilizados (Tabla 4). A pesar de tratarse de suelos similares, el rango de mineralizado es muy amplio, ya que la diferencia entre la menor y la mayor cantidad de nitrógeno mineralizado es de casi siete veces. Por otro lado, el nitrógeno mineralizado a los 189 días simulado en el EPIC se ubicó entre 38 y 65 kg ha⁻¹, o sea que la diferencia entre la menor y la mayor mineralización estimada es de menor del doble. De lo anterior se desprende que la sensibilidad del modelo es mucho menor que la producida en condiciones constantes y óptimas, para los casos estudiados.

Tabla 4. Nitrógeno mineralizado (N) a los 189 días simulado en el EPIC (1) y en muestras incubadas (2).

Lote	N - EPIC (kg ha ⁻¹ 0-33 cm)		Relación
	1	2	
I no cultivado	66,5	510	7,6
I cultivado A	55,1	883	16,0
I cultivado B	57,2	652	11,4
II no cultivado	55,6	133	2,4
II cultivado A	42,6	135	3,1
II cultivado B	38,0	140	3,7
III no cultivado	53,5	543	10,1
III cultivado A	54,0	397	7,3
III cultivado B	52,5	290	5,5
IV no cultivado	42,6	146	3,4
IV cultivado A	41,6	188	4,5
IV cultivado B	49,4	352	7,1

La cantidad de nitrógeno mineralizado a partir de los residuos vegetales (1.500 kg) fue la misma para los lotes con cultivo anual, y solamente representa el 4,3% del total mineralizado, y se produjo mayoritariamente en los tres primeros meses, según aparece en el cuadro de salida del programa, y en coincidencia con lo encontrado por Jensen (1996). En el EPIC, el componente de mineralización de residuos es función de la calidad y cantidad del mismo, pero totalmente independiente de las características del suelo (Sharpley, Williams 1990), por ello las cantidades son exactamente las mismas para los dos lotes con bajo cultivo anual. Sin embargo, varios autores han demostrado la relación existente entre los residuos, la granulometría del suelo y la mineralización del nitrógeno (Hassink 1995; Whitmore 1996). A pesar que hay muchos estudios sobre la mineralización del nitrógeno en el suelo (Vigil, Kissel 1995; Franzluebbers *et al.* 1995), la mayoría se refieren a la mineralización neta de este nutriente, ya que han sido realizados en el horizonte superficial, en donde es difícil diferenciar la mineralización proveniente de residuos vegetales y la proveniente del humus del suelo. Este último es un componente fundamental en el ciclo del nutriente ya que aporta la mayor cantidad de nitrógeno en un suelo bajo barbecho (Jensen 1996; Watkins, Bararclough 1996). En relación a este componente del pool de nitrógeno del suelo, se observó que el programa subestima el nitrógeno mineralizado a partir del humus del suelo entre 2,7 veces (suelo II, sitio cultivado A) y 16 veces (suelo I, sitio cultivado A): Las mayores diferencias entre las cantidades estimadas y medidas se producen en los suelos con mayor aumento de nitrógeno orgánico (suelos I y III). Realizando un análisis de regresión entre los datos medidos y estimados, arrojó un r^2 de 0,45 ($P < 0,01$), con una pendiente de solamente 0,02. Esto demuestra que la sensibilidad del modelo es muy pequeña para detectar los cambios en las cantidades mineralizadas de nitrógeno que se producen en las muestras.

Esta discrepancia podría fundamentarse en que la ecuación de mineralización del humus que utiliza el EPIC solamente tiene en cuenta el contenido de nitrógeno orgánico del suelo como variable edáfica, y mineraliza diariamente con una tasa fija de $0,0003 \text{ d}^{-1}$. Stanford y Smith (1972) encontraron una tasa diaria bastante mayor ($0,0077 \text{ d}^{-1}$) y una diferencia de solamente 16,6% (CV) en la tasa de mineralización para 39 suelos diferentes utilizando muestras disturbadas. Sin embargo otros autores observaron que la tasa de mineralización de diferentes suelos tiene mayor variación (Hadas *et al.* 1986; Cabrera, Kissel 1988). Realizamos otras simulaciones con los suelos y condiciones analizadas pero con crecimiento de diferentes cultivos. Si bien las cantidades de nitrógeno mineralizado aumentaron debido a la

mineralización de residuos aéreos y subterráneos, en ningún caso superó los 155 kg ha^{-1} (datos no presentados).

La variabilidad encontrada en la cinética de mineralización en los cuatro lotes, está demostrando que la dinámica del nitrógeno es demasiado compleja como para limitar su mineralización a una tasa fija. Esta variabilidad se podría relacionar al contenido de fracciones granulométricas. Varios autores han encontrado relación entre el nitrógeno mineralizado y el contenido de fracciones granulométricas (van Veen *et al.* 1985; Amato, Ladd 1992). Ringuelet y Bachmeier (1997^a), en los mismos suelos encontraron que el nitrógeno mineralizado se explica en un 91% con el contenido de nitrógeno orgánico, limo y arcilla a los 15-18 cm, y en un 76% con el contenido de nitrógeno orgánico, nitrato inicial, limo y arcilla a los 30-33 cm. Por otro lado, el contenido de nitrógeno orgánico explica el 57% del nitrógeno mineralizado en el horizonte superficial y solamente el 41% del nitrógeno mineralizado en el horizonte subsuperficial. Es evidente entonces que la sensibilidad del módulo de mineralización del nitrógeno del humus aumentaría si se incluyeran el contenido de fracciones granulométricas como variables de entrada. Además, hay antecedentes de modelos recientes en donde se incluye la variable arcilla, que avalan esta hipótesis (Hassink, Whimore 1997; Mueller *et al.* 1997).

Otra variable que afecta a la ecuación de mineralización del humus es la variable cultural años de cultivo: a mayor cantidad de años de cultivo la fracción activa de nitrógeno mineralizable es menor. Esto es una sobresimplificación que no condice con resultados obtenidos por algunos autores (Beare *et al.* 1994; Boehm, Anderson 1997). También sería interesante incorporar un índice de mayor sensibilidad a la mineralización, como el nitrógeno liviano (Barrios *et al.* 1996) especialmente para el horizonte subsuperficial. Porque si bien es deseable que un modelo tenga variables de entrada de fácil acceso u obtención, no se debe descartar la utilización de algún índice optativo si se comprueba que mejora la sensibilidad de un módulo tan importante como el del nitrógeno.

CONCLUSIONES

La tasa de mineralización del programa tendría que ser significativamente mayor para los suelos estudiados. Además, la variabilidad encontrada en la cinética de mineralización en los cuatro lotes, está demostrando que la dinámica del nitrógeno es demasiado compleja como para limitar su mineralización a una tasa fija. Consideramos que la sensibilidad del módulo aumentaría considerablemente si la tasa fuera variable o estuviera afectada por variables como contenido de arcilla y/o contenido

de limo. El módulo simula la mineralización de nitrógeno exclusivamente en función del contenido de nitrógeno total, y este explica solamente una parte del nitrógeno mineralizado a 15 cm y 30 cm, en los suelos estudiados.

REFERENCIAS

- Amato M, Ladd J N. 1992. Decomposition of ¹⁴C-labeled glucose and legume material in soils: Properties influencing the accumulation of organic residue C and microbial biomass C. *Soil Biology & Biochemistry* 24:455-464.
- Barrios E, Buresh R J, Sprent J I, 1996. Nitrogen mineralization in density fractions of soil organic matter from maize and legume cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry* 28:1459-1465.
- Beare M H, Hendrix P F, Coleman DC. 1994. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal*. 58:777-786.
- Boehm M M, Anderson D W. 1997. A landscape-scale study of soil quality in three prairie farming systems. *Soil Science Society of America Journal* 61:1147-1159.
- Cabrera M L. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Science Society of America Journal* 52:1010-1015.
- Cabrera M L. 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Science Society of America Journal* 57:63-66.
- Campbell C A, Jame Y W, De Jong R. 1988. Predicting net nitrogen mineralization over a growing season, model verification. *Canadian Journal of Soil Science* 68:537-552.
- Campbell C A, Jane Y W, Akinremi O O, Cabrera M L. 1995. Adapting the potentially N concept for the prediction of fertilizer N requirements. *Fertilizer Research* 42:61-75.
- De Neve S, Pannier J, Hofman G. 1996. Temperature effects on C- and N-mineralization from vegetable crop residues. *Plant and Soil* 181:25-30.
- Dou Z, Fox R H. 1995. Using NCSWAP to simulate seasonal nitrogen dynamics in soil and corn. *Plant and Soil* 177:235-247.
- Franzluebbers A J, Hons F M, Zuberer D A. 1995. Tillage and crop effects on seasonal soil carbon and nitrogen dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 59:1618-1624.
- Vonzalez Pozuelo J M, Gutierrez Mañero F J, Probanza A, Acero N, Bermudez de Castro F. 1995. Effect of Alder (*Alnus glutinosa* L. Gaertn.) roots on distribution of proteolytic, ammonifying, and nitrifying bacteria in soil. *Geomicrobiology Journal* 13:129-138.
- Hadas A, Feigin A, Feigenbaum S, Portnoy R. 1989. Nitrogen mineralization in the field at various soil depths. *The Journal of Soil Science* 40:131-136.
- Hassink J. 1995. Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictor of C and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 27:1099-1108.
- Hassink J, Whitmore A P. 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal* 61:131-139.
- Jensen E S. 1996. Compared cycling in a soil-plant system of pea and barley residue nitrogen. *Plant and Soil* 182:3-23.
- Mueller T, Jensen L S, Magid J, Nielsen N E. 1997. Temporal variation of C and N turnover in soil after oilseed rape straw incorporation in the field: simulations with the soil-plant-atmosphere model DAISY. *Ecological Modelling* 99:247-262.
- Quemada M, Cabrera M L. 1995. CERES-N Model Predictions of nitrogen mineralized from cover crop residues. *Soil Science Society of America Journal* 59:1059-1065.
- Rmanarayanan T S. 1994. Performance of transport models in predicting nitrate in runoff from high water table areas. *ASAE Paper N° 94-2152*. St. Joseph, Mich.:ASAE.
- Richter J, Benvi D K. 1996. Modelling of nitrogen transformations and translocations. *Plant and Soil* 181:109-121.
- Ringuet A, Bachmeier O A. 1997. Mineralización del nitrógeno del suelo en muestras disturbadas y en muestras sin disturbar. XXVI Congreso Brasileiro de Ciencia do Solo. Rio de Janeiro-RJ, julho 1997. Actas en CD.
- SAS Institute. 1989. *SAS/STAT Guide for Personal Computers*. V 6.03. SAS Institute, Cary, N.C.
- Sharpley A N, Williams J R (Eds.). 1990. *EPIC –Erosion-Productivity Impact Calculator: 1-Model Documentation*. U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin N° 1768.
- Stanford G, Smith S J. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 36:465-472.
- van Veen J A, Ladd J N, Amato M. 1985. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [¹⁴C(U)] glucose and [¹⁵N](NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. *Soil Biology & Biochemistry* 22:1167-1169.
- Vigil M F, Kisse D E. 1995. Rate of nitrogen mineralized from incorporated crop residues as influenced by temperature. *Soil Science Society America Journal* 59: 1636-1644.
- Watkins N, Barraclough D. 1996. Gross rates of N mineralization associated with the decomposition of plant residues. *Soil Biology & Biochemistry* 28:169-175.
- Wedin D A, Pastor J. 1993. Nitrogen mineralization dynamics in grass monocultures. *Oecologia* 63:186-192.
- Whitmore A P. 1996. Modelling the release and loss of nitrogen after vegetable crops. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 44:73-86.