

Mineralización y Nitrificación: Procesos Claves en el Ciclo del Nitrógeno ¹

Dr. Miguel L. Cabrera

Departamento de Ciencia de Suelos y Cultivos-Instituto de Ecología
Universidad de Georgia, Athens, Georgia, EE.UU.
mcabrera@uga.edu

¹ Presentado en el Simposio Fertilidad 2007. IPNI Cono Sur/Fertilizar AC. Rosario, 10/11 Mayo 2007.

Un buen entendimiento cuantitativo del ciclo del nitrógeno (N) es importante para la toma de decisiones con respecto a la dosis de fertilizante nitrogenado a utilizar para la fertilización de los cultivos. Uno de los procesos más importantes que afectan la cantidad de N disponible en el suelo, es la mineralización de la materia orgánica del suelo (MO) y de los residuos de cultivos y la nitrificación del amonio liberado (Fig. 1). En este trabajo, se discuten factores importantes que afectan estos procesos y el impacto potencial del test de nitrato en V5-V6, análisis usualmente utilizado para medir si el suelo puede proveer de una cantidad suficiente de N disponible para el crecimiento del cultivo. Asimismo, se comentan formas potenciales de mejorar el análisis mediante la incorporación de información ambiental, y se discute acerca del futuro uso de modelos de simulación para las recomendaciones de fertilización nitrogenadas.

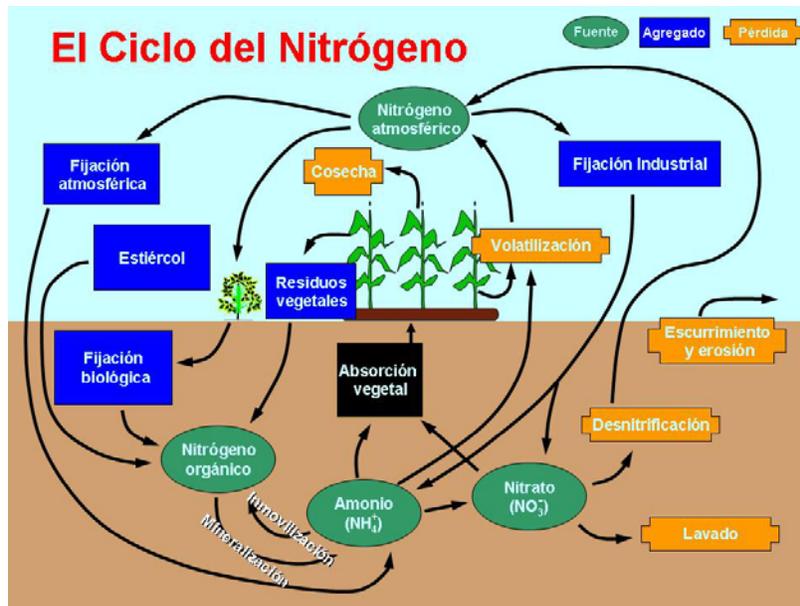


Figura 1. El ciclo del nitrógeno (Fuente: PPI).

Mineralización de la Materia Orgánica del Suelo

La mineralización de la MO puede proveer cantidades significativas de N para el crecimiento del cultivo, aún en suelos con cantidades relativamente menores de carbono (C) orgánico. Por ejemplo, la cantidad de mineralización neta de N a partir de un Kandudult típico, bajo labranza convencional, cultivado con algodón en Georgia (EE.UU.), fue desde 26 a 67 kg N ha⁻¹, en sitios experimentales que variaron en el contenido de C orgánico de 0.39% a 0.56% (Egelkraut et al., 2003). Suelos con grandes cantidades de C orgánico pueden liberar cantidades elevadas de N bajo condiciones ambientales favorables. Por ejemplo, en un estudio conducido en Ontario (Canadá), la cantidad neta de N mineralizado a partir de un suelo Hapludalf típico, en siembra directa con maíz, fue desde 103 a 145 kg N ha⁻¹, dependiendo de las condiciones ambientales. El contenido promedio de C orgánico en el suelo fue de 2.41% (Dharmakeerthi et al., 2005).

En la mayoría de los suelos, el contenido de agua y la temperatura son los factores ambientales más importantes que controlan la mineralización neta de N a partir de la MO (Rodrigo et al., 1997). Como resultado, muchas investigaciones han estudiado el efecto de éstos factores en la mineralización del N pero muy pocos han procurado sintetizar la información acumulada.

Kirschbaum (1994) analizó información a partir de numerosos estudios que investigaron el efecto de la temperatura sobre la mineralización del N, y concluyeron que el valor Q₁₀ se encuentra alrededor de 8.0 cerca de 0°C y decrece a valores menores a 2, a medida que la temperatura alcanza los 35°C. El ajuste de la ecuación a partir de la información obtenida permite relacionar la mineralización de N relativa (TF) con la temperatura:

$$TF = \exp [-3.432 + 0.186 T (1 - 0.86 T/36.9)] \quad \text{Ecuación [1]}$$

La forma de esta ecuación se puede observar en la Fig. 2, donde la respuesta a la mineralización de N a la temperatura, es mucho mayor a temperaturas cercanas a 0°C que a 30°C.

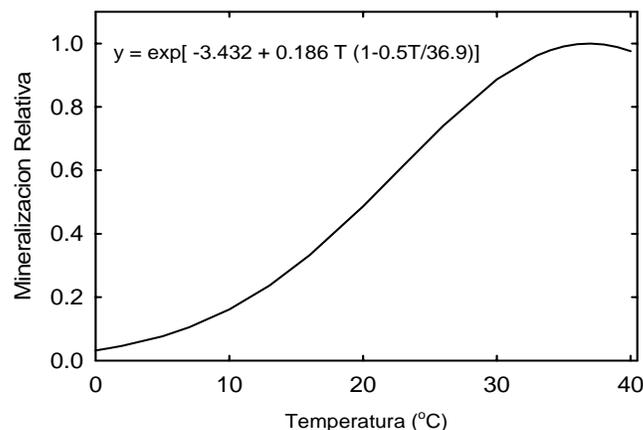


Figura 2. Efecto de la temperatura en la mineralización relativa de N (Adaptado a partir de Kirschbaum, 1994).

En un análisis de 12 estudios de laboratorios en Argentina, Australia, y EE.UU., Paul et al. (2003) encontraron la siguiente relación lineal entre el contenido de agua relativo (CAR) y la mineralización relativa de N (MF), que explicó el 75% de la variabilidad (Fig. 3):

$$MF = 0.83 \text{ CAR} + 0.42, \text{ en el rango } -0.50 < \text{CAR} < 0.70 \text{ (Fig. 3)} \quad \text{Ecuación [2]}$$

$$\text{donde } \text{CAR} = (\text{VWC} - \text{VWC}_{-1.5}) / (\text{VWC}_{-0.01} - \text{VWC}_{-1.5}) \quad \text{Ecuación [3]}$$

VWC = contenido volumétrico de agua

VWC_{-0.01} = contenido volumétrico de agua a -0.01 MPa

VWC_{-1.5} = contenido volumétrico de agua a -1.5 MPa

Debe ser aclarado que la información utilizada en la Fig. 3 fue corregida a una temperatura óptima de 40°C. Consecuentemente, la ecuación [2] describe el efecto del CAR a temperatura óptima para la mineralización de N. Sin embargo, debido a que la ecuación describe la mineralización relativa, se puede aplicar a todas las temperaturas. De esta manera, si bien la tasa de mineralización real es menor a 20°C que a 40°C, el efecto de la humedad del suelo es el mismo con respecto a la mineralización relativa. Por lo tanto, si la humedad del suelo es tal que la mineralización relativa es 0.5, la tasa real de mineralización sería del 50% de la tasa máxima posible a una temperatura dada.

La relación descrita por la ecuación [2] muestra que la mineralización neta máxima de N es obtenida cuando el CAR = 0.7 y que la mineralización se mantiene constante a valores superiores de CAR > 0.7 (Fig. 3). Hay estudios que muestran una disminución en la mineralización neta de N a medida que el contenido de agua del suelo se aproxima a saturación (Drury et al., 2003). Esta disminución aparentemente es debido a un decrecimiento en la disponibilidad de oxígeno (Linn y Doran, 1984). En la Figura 3 se observa que cuando el contenido relativo de agua es cero, lo cual corresponde al potencial agua de -1.5 MPa (punto de marchitez permanente), la mineralización neta de N se mantiene a aproximadamente al 40% de la tasa máxima posible para una temperatura dada.

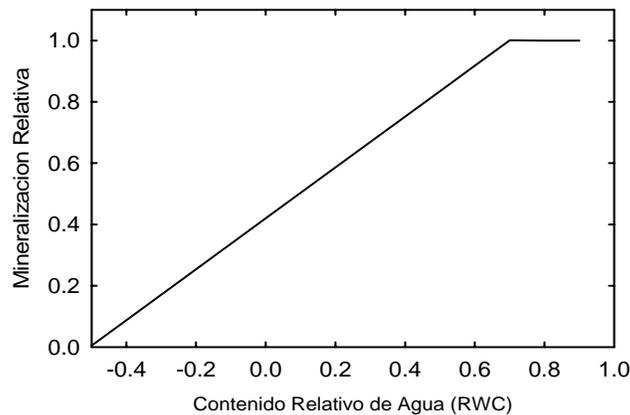


Figura 3. Mineralización de N relativa afectada por el Contenido de Agua Relativo del suelo (CAR) (Adaptado a partir de Paul et al., 2000).

La temperatura y el contenido hídrico del suelo presentaron una fuerte interacción sobre la tasa de mineralización neta de N (Zak et al., 1999; Quemada y Cabrera, 1997). A causa de esta interacción, la cantidad a partir de la cual se incrementa la mineralización neta con incrementos de la temperatura, depende del contenido hídrico del suelo. Generalmente, el incremento observado en la mineralización neta con una temperatura dada, es superior con contenidos elevados con respecto a bajos niveles de agua de suelo.

Mineralización de Residuos de Cultivos

La mineralización de residuos de los cultivos puede proveer importantes cantidades de N disponible para el vegetal, o puede significar una inmovilización neta de N a partir del suelo.

Entendiendo las características de los residuos, así como también las condiciones ambientales que son necesarias para el proceso de mineralización neta o inmovilización, es importante para el manejo correcto de las aplicaciones de fertilizantes nitrogenados. Entre los factores más importantes que controlan la mineralización neta del N, se incluyen la composición de los residuos (Whitmore, 1996), las condiciones ambientales, como la temperatura y la contenido hídrico del suelo (Kätterer et al. 1998), como así también los eventos de secado y re-humedecimiento (Kruse et al., 2004), y las características del suelo (Schjønning et al., 1999).

Los residuos orgánicos agregados en formas superficiales o incorporadas dentro del suelo son descompuestos por la biomasa microbiana presente en el suelo y/o en los residuos. Parte del C en la descomposición de residuos, es liberado como CO₂ y otra parte, es asimilada por la biomasa microbiana involucrada en el proceso de descomposición (Alexander, 1977; Gilmour et al., 2003). Para que ocurra la asimilación del C, el N también debe ser asimilado en cantidades determinadas por la relación C:N de la biomasa microbiana. Si la cantidad de N presente en la descomposición de residuos orgánicos es superior

que la requerida por los microorganismos, existirá por lo tanto una mineralización neta, con liberación de N inorgánico. Si la cantidad de N en el residuo es igual a la cantidad requerida, no habrá mineralización neta. Si, por el contrario, la cantidad de N presente en el residuo es menor que el requerido por la biomasa microbiana, N inorgánico adicional será inmovilizado, el cual se obtendrá a partir del suelo para completar el proceso de descomposición (Corbeels et al., 1999).

Esto sugiere que la cantidad de C y N en residuos y en la biomasa microbiana, que actúa en la descomposición, son factores importantes que controlan la ocurrencia de la mineralización o la inmovilización neta de N. Investigaciones sintetizadas por Whitmore (1996), muestran claramente que la relación C:N de los residuos se relaciona con la cantidad de N liberado, y que el punto de equilibrio entre la mineralización y la inmovilización neta de N puede ser encontrado con valores entre 20-40 de C:N. Resultados similares fueron reportados por van Kessel et al. (2000) y Seneviratne (2000). La existencia de ese rango, en vez de un simple valor para el punto de equilibrio, esta probablemente relacionada con la variación en la relación C:N de la biomasa microbiana que actúa en la descomposición de los residuos, como así también con la existencia de componentes orgánicos con diferentes susceptibilidades.

Los residuos orgánicos con relaciones C:N similares pueden mineralizar diferentes cantidades de N, por diferencias en su composición que no son reflejadas por la relación C:N. Debido a que la relación C:N por si misma no puede explicar todas las diferencias en mineralización de N, mucho esfuerzo se ha realizado sobre la caracterización de los diferentes componentes o grupos de componentes presentes en los residuos orgánicos. Algunos estudios han identificado grupos como los polifenoles, proteínas, carbohidratos solubles, hemicelulosa, celulosa, lignina, y han relacionado éstos con la descomposición de residuos (Thuriès et al., 2002) y la mineralización de N (Palm y Sanchez, 1991; Vigil y Kissel, 1991; Lerch et al., 1992; Constantinides y Fownes, 1994; Seneviratne, 2000; Rowell et al., 2001). Otros estudios, han caracterizado residuos orgánicos utilizando diferentes técnicas espectroscópicas. Por ejemplo, Rowell et al. (2001) relacionó la mineralización de N a partir de cuatro biosólidos, paja de trigo, desecho de fibras de papeles (provenientes de el proceso termomecánico de pulpado sin utilización de cloro), y cama de acículas de pino, los cuales fueron caracterizados por espectroscopia mediante C 13 NMR. Ellos encontraron que la mineralización neta de N estuvo más fuertemente relacionada con el contenido de C ligado a grupos alcanos ($r = 0.86$), que con la relación C:N ($r = -0.75$). De Neve y Hofman (1996), trabajando con residuos vegetales de cultivos, reportaron que la mineralización de N presentó una mejor relación con la fracción soluble en agua ($r = 0.86$) que con la relación C:N ($r = -0.76$).

Como fue mencionado con antelación, muchos estudios han evaluado el efecto de la temperatura del suelo y el contenido de agua sobre la mineralización del N (Ellert y Bettany, 1992; Gonçalves y Carlyle, 1994; Sierra, 1997), pero la mayoría se han concentrado en la mineralización del N a partir de la material orgánica del suelo, y no a partir de los residuos orgánicos (Griffin et al., 2002). También,

muchos estudios han evaluado el efecto de la temperatura a un contenido de agua óptimo (Ellert y Bettany, 1992), o el efecto del contenido de agua a una temperatura óptima del suelo (Myers et al. 1982), implícitamente asumiendo que no hay interacción entre estas variables.

Varios estudios han mostrado, la importancia de la interacción entre la temperatura y el contenido hídrico del suelo (Gonçalves y Carlyle, 1994; Sierra, 1997; Knoepp y Swank, 2002). Quemada y Cabrera (1997 b) encontraron una fuerte interacción entre la temperatura y el contenido hídrico, en la descomposición y mineralización del N a partir de la aplicación en superficie de residuos de trébol. Ellos también encontraron que los efectos de la temperatura y el contenido hídrico sobre la descomposición y la mineralización de N a partir de la material orgánica del suelo fueron diferentes (Figs. 4 y 5). En la Figura 5, se observa que la descomposición de residuos en la superficie del suelo continua a una tasa relativamente constante y elevada a bajos contenidos de agua del suelo, mientras que la descomposición de la MO decrece rápidamente con la disminución del contenido de humedad del suelo (Fig. 4). Esto es probablemente debido al tipo de población microbiana involucrada en el proceso de descomposición. La descomposición de la MO es llevada a cabo principalmente por las bacterias, mientras que la descomposición de los residuos en superficie es realizada por los hongos, los cuales pueden operar a niveles de humedad menores con respecto a las bacterias.

Grandes cambios en el contenido hídrico de los suelos causados por eventos de secado y re-humedecimiento, constituyeron otro factor ambiental que pueda presentar un efecto importante en la mineralización del N. Los efectos de secado y re-humedecimiento sobre la mineralización de N, han sido estudiados extensivamente (Birch, 1958; Agarwal et al., 1971; Cabrera, 1993; van Gestel et al., 1996; Appel, 1997), pero hay limitada información disponible sobre el efecto que el secado y re-humedecimiento pueden tener sobre la mineralización del N a partir de residuos orgánicos (Clein y Schimel, 1993; Pulleman y Tietema, 1999; Magid et al., 1999; Kruse et al., 2004).

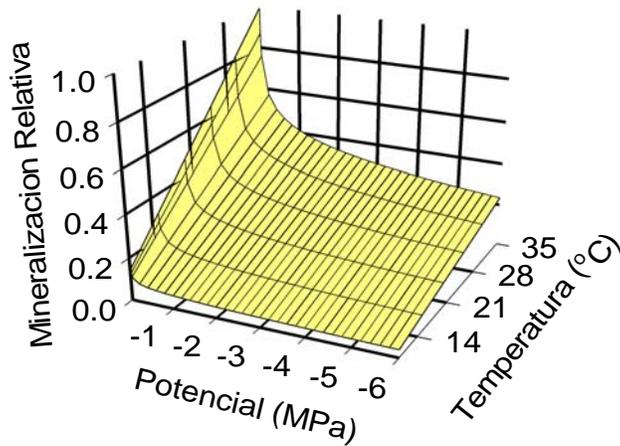


Figura 4. Efecto de la temperatura y el potencial sobre la mineralización relativa de la material orgánica del suelo en un suelo Kandiuult típico (adaptado de Quemada y Cabrera, 1997).

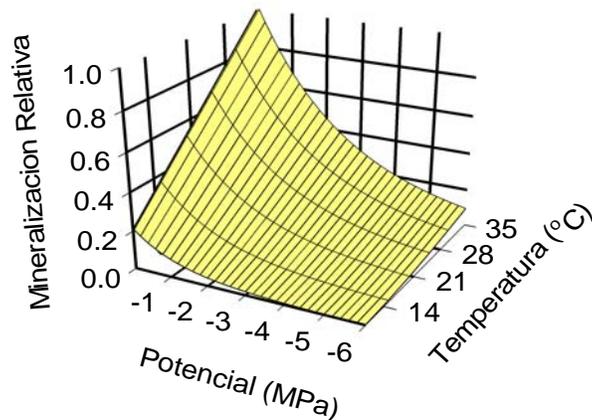


Figura 5. Efecto de la temperatura y potencial del agua sobre la mineralización relativa de residuos de trébol en la superficie de un suelo Kandiuult típico (adaptado de Quemada y Cabrera, 1997).

En estudios recientes, Kruse et al. (2004) encontraron que la descomposición de hojas de algodón en suelos continuamente húmedos, con 185 días de mineralización resultó en un 30% de mineralización del N aplicado, mientras que cuando el tratamiento fue con ciclos de 14 días de secado y re-humedecimiento alcanzó una mínima mineralización o inmovilización neta de N. Los autores hipotetizaron que este efecto resultó a partir del ciclo de secado y re-humedecimiento sobre la población de microfauna, tales como nematodos y protozoos que son predadores de las poblaciones de bacterias. Clein y Schimel (1993) reportaron una menor descomposición con cama de abedules con ciclos

de secado y re-humedecimiento, con respecto al tratamiento continuamente húmedo. Ellos hipotetizaron que esa reducción fue causada por la sensibilidad a la sequía de la población microbiana clave en el proceso de descomposición. Similarmente, Magid et al. (1999) encontraron que la descomposición decreció con el secado y re-humedecimiento, con el agregado de *Lolium perenne* como residuo.

Ferris et al. (1988) observaron que los nematodos que se alimentan de las bacterias pueden incrementar la mineralización del N a partir de residuos orgánicos. Similarmente, Kuikman et al. (1991) encontraron que los protozoos alimentándose de bacterias incrementan la mineralización de la MO. Debido a que la actividad de nematodos y protozoos es restringida por bajos contenidos de agua en el suelo (Kuikman et al., 1991; Savin et al., 2001), el efecto positivo sobre la mineralización de N será observado con la incorporación de residuos y donde el contenido de agua del suelo no sea limitante. En estudios de un año de experimentación, con residuos de algodón y maíz, Zibilske y Materon (2005) encontraron que los residuos enterrados mantuvieron un mayor contenido de humedad que los residuos en superficie, lo cual incrementa la descomposición de los residuos enterrados. El efecto de los nematodos y protozoos sobre la mineralización del N a partir de los residuos en superficie, se ve limitado debido a la susceptibilidad a un desecamiento severo de los residuos en superficie.

En estudios de un año, llevados a cabo en Texas, Schomberg et al. (1994) encontraron que los residuos de trigo perdieron acerca del 30% de su peso seco inicial cuando la descomposición ocurrió sobre la superficie del suelo, y cerca de un 80% cuando los residuos se encontraban enterrados. La descomposición de los residuos de trigo sobre la superficie del suelo, inmovilizaron una cantidad de N equivalente al 50% del contenido inicial, mientras que los enterrados mineralizaron aproximadamente el 40% del contenido inicial de N (sin embargo hubo una inmovilización inicial, que alcanzó un pico después de cuatro meses y fue el equivalente al 20% del N inicial). La cantidad total de precipitaciones e irrigación recibidas durante el año fueron de 640 mm.

En un estudio de dos años de experimentación, conducido en Quebec, Burgess et al. (2002) evaluaron la liberación de N a partir de los componentes de residuos de maíz (hojas, tallos, mazorcas o cáscaras) bajo sistemas de siembra directa y convencional. A pesar de que las mazorcas, cáscaras y los tallos inmovilizaron N en algún punto del proceso de descomposición, la cantidad de N inmovilizado fue contrabalanceada o excedida por la cantidad de N liberada a partir de otros componentes de los residuos. La cantidad total de N contenida en los residuos fue de 53 kg N ha⁻¹. Durante los primeros seis meses, 10 a 12 kg N ha⁻¹ fueron liberados a partir de las hojas, 7 a 10 kg N ha⁻¹ a partir de los tallos, 1 a 2 kg N ha⁻¹ a partir de las mazorcas y cáscaras. Como era de esperarse, todo el N liberado a partir de los residuos en superficie fue menor con respecto a los residuos enterrados. Al finalizar los 2 años de ensayo, todos los componentes de residuos de maíz considerados liberaron acerca del 50% de su contenido inicial de N, cuando la descomposición ocurrió sobre la superficie (siembra directa) y 70 a 80% del N inicial cuando los residuos se encontraban enterrados en el suelo (labranza convencional). Estos resultados son interesantes debido a que la

relación C/N de los residuos de maíz (42-149) estuvieron cerca del punto de equilibrio entre la mineralización e inmovilización de N, el rango se encontraba entre 20-40. Asimismo, estos resultados sugieren que la inmovilización de N a partir de residuos de maíz puede ser menor con respecto a la que se determinó cuando los estudios se realizan en laboratorio bajo condiciones favorables de descomposición de residuos (Green y Blackmer, 1995; Recous et al., 1995).

Algunos estudios de laboratorio acerca de la mineralización de N a partir de residuos orgánicos han mostrado diferencias en la cantidad de N liberado a partir de los mismos residuos en diferentes suelos (Whitmore y Groot, 1997; Thomsen y Olesen, 2000). En general, la cantidad neta de N mineralizado a partir de un residuo dado es mayor en suelos arenosos que en suelos arcillosos. Diferencias en la liberación de N pueden ser atribuidas a la adsorción del N orgánico por las arcillas (Van Veen et al., 1985), incrementos en la aireación en suelos arenosos (Thomsen et al., 1999), diferencias en las relaciones C:N de los microorganismos y la microfauna (Hassink, 1994; Hassink et al., 1994), y diferencias en las poblaciones de protozoos y nematodos presentes (Kuikman et al., 1991; Griffiths et al., 1998).

Nitrificación

La nitrificación es la conversión del amonio a nitrato, que es llevada a cabo principalmente por las bacterias quimio-autotróficas del género *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. La tasa de nitrificación en los suelos es fuertemente dependiente de la temperatura, el contenido de agua, el pH y el potencial osmótico del suelo. En general, la forma de la curva de respuesta de la nitrificación a la temperatura es similar a la del N mineralizado (Fig. 2), con la excepción que a bajas temperaturas la respuesta a la nitrificación no parece ser tan pronunciada como la mineralización de N que presenta mayores valores de Q10.

La temperatura óptima para la nitrificación varía dependiendo de la ubicación geográfica (Stark y Firestone, 1996; Dalías et al., 2002) y la profundidad del suelo (Grundmann et al., 1995). Esta variación es aparentemente causada por la adaptación de las bacterias al ambiente. Consecuentemente, suelos de áreas frías tienen una temperatura óptima menor para la nitrificación que suelos de áreas más calidas. Similarmente, suelos con horizontes profundos, los cuales son usualmente expuestos a bajas temperaturas, poseen temperaturas óptimas menores para el proceso de la nitrificación que los horizontes superficiales (Grundmann et al., 1995).

Quizás la mejor variable para expresar el efecto del contenido de agua del suelo sobre la nitrificación, es el porcentaje de espacio poroso ocupado con agua (WFPS-*water filled pore space*). Los nitrificadores necesitan agua y oxígeno para llevar a cabo la oxidación del amonio y nitrato. Las condiciones óptimas para la oxidación se han encontrado alrededor de 37-60% de WFPS (Grundmann et al., 1995). Por arriba del óptimo de contenido de agua del suelo, la nitrificación decrece y se incrementa la tasa de desnitrificación. Existe una fuerte interacción entre la temperatura y el contenido de agua del suelo en la tasa de nitrificación.

El pH del suelo tiene un efecto fuerte en la tasa de nitrificación. En general, la nitrificación se detiene una vez que los valores de pH caen debajo de 4.5 o se incrementan por arriba de 9. La inhibición observada a bajos valores de pH puede ser causada por elevados niveles tóxicos de Al o altas concentraciones de ácido nitroso. En contraste, la inhibición observada con valores de pH elevados, es generalmente causada por altos niveles de amonio en la solución del suelo (Anthonisen et al., 1976). Estos niveles elevados de amonio pueden ocurrir con fertilizaciones en bandas, y pueden llegar a ocasionar retardos importantes en el proceso de nitrificación.

Los organismos nitrificadores son también sensibles al potencial osmótico, y comienzan a decrecer su actividad cuando el potencial alcanza valores cercanos a 1.5 atmósferas (atm). Una inhibición completa se produce cuando el potencial osmótico se encuentra dentro del rango de 5 a 50 atm (Darrah et al., 1987). Un elevado potencial osmótico puede ocurrir cuando la fertilización se realiza en bandas, lo que produce altas concentraciones de amonio y puede retardar la nitrificación del amonio aplicado en forma de fertilizantes.

Test de Nitratos en V5-V6 en el Cultivo de Maíz

El test de nitratos V5-V6 fue desarrollado por Magdoff (1991) en Vermont, EE.UU., y consiste en determinar el contenido de nitratos del suelo a una profundidad de 30 cm, cuando el maíz se encuentra con 15-30 cm de altura (estados V5 a V6). La acumulación de nitratos en el suelo, en ese estado de desarrollo del maíz, es un indicador de la capacidad del suelo de proveer N disponible para la planta, a través de la mineralización y subsiguiente nitrificación. El nivel crítico de nitratos en el suelo se ha documentado dentro del rango 17-25 mg kg⁻¹ para una amplia área geográfica. En general, la ausencia de respuesta a la aplicación de fertilizantes nitrogenados es esperada cuando se encuentra por encima de los niveles críticos, mientras que se esperan respuestas a la fertilización N cuando el contenido de nitratos en el suelo es inferior al nivel crítico. Muchas calibraciones fueron llevadas a cabo en diferentes regiones para determinar las tasas de aplicación de N, cuando el test indica niveles inferiores a los críticos.

Magdoff (1991) identificó una condición bajo la cual el test de nitratos V5-V6 puede llevar a una aplicación insuficiente de fertilizante N, y dos condiciones donde se pueden ocasionar excesos de fertilización. La condición de insuficiente aplicación se manifiesta cuando ocurren altas precipitaciones luego de la toma de muestras, lo que ocasiona una lixiviación de los nitratos de la zona radicular. En ese caso, un nivel de nitratos superior al crítico podría indicar que no es necesaria la práctica de fertilización con N. La primera condición de aplicación en exceso es cuando ocurren altas precipitaciones antes de la toma de muestras, lo que lixivía los nitratos de la zona de muestreo (30 cm), pero no siempre de la zona radicular (área de influencia de las raíces). En este caso, el análisis de nitratos debajo del nivel crítico indica una necesidad de N adicional, pero el cultivo no responde al agregado de ese nutriente debido a que puede acceder al nitrato en otra zona. Así, para identificar esta situación, uno podría

monitorear las precipitaciones o el contenido de agua en el suelo, y relacionar esto con las condiciones “promedio”. La segunda condición se da cuando el clima es frío y húmedo previamente a la toma de muestras (resultando en bajas tasas de mineralización de N) y es seguido por clima más cálido después de la toma de muestras, resultando en elevadas tasas de mineralización de N. En estos casos, niveles de nitratos inferiores al crítico podrían indicar la necesidad adicional de N, pero el cultivo no respondería debido a que la disponibilidad de N se incrementó por mineralización posterior al muestreo de suelos. Estas condiciones por las cuales se producen fallas, también podrían ser aplicadas cuando el test se realiza justo antes de la siembra del maíz (test de nitratos en pre-siembra), en lugar de realizarse en el estado de V5-V6 de desarrollo y crecimiento del cultivo. Brouder y Mengel (2003) reportaron resultados de sus estudios con maíz e información de nitratos en suelo a partir de 301 sitios experimentales localizados en Ohio, Michigan, Illinois, Wisconsin, Iowa, Minnesota, Kansas, Nebraska, North Dakota, y South Dakota. El análisis de nitratos V5-V6 respondió correctamente en los sitios en un 67% de los casos puestos a prueba (esto significa, que el test indicó la necesidad de N adicional cuando fue requerido y el cultivo respondió). En 1% de los casos, el análisis indicó que no era necesaria la aplicación adicional de N, pero los rendimientos se redujeron expresándose deficiencia de N (aplicaciones insuficientes). Las fallas pueden haberse ocasionado por situaciones en las cuales se produjeron precipitaciones superiores al promedio en forma posterior a la realización del muestreo, resultando en una lixiviación del nitrato fuera de la zona de influencia radicular. En el 32% remanente de los casos, el análisis indicó necesidad pero el cultivo no respondió al agregado adicional de N con fertilizantes (aplicaciones excesivas). Las fallas que se producen pueden ser ocasionadas por situaciones con bajas tasas de mineralización antes de la toma de muestras, seguidas por altas tasas con posterioridad al muestreo, o altas precipitaciones antes de la extracción de muestras que lixivian los nitratos fuera de los primeros 30 cm pero no de la zona radicular. En el mismo estudio, con el test de nitratos en pre-siembra se observaron 61% de casos exitosos y un 39% de fallas. Estos errores fueron del tipo de exceso de aplicación, cuando se indicaba una mayor necesidad pero el cultivo no respondió al agregado de fertilizante.

Andraski y Bundy (2002) analizaron información proveniente de 101 sitios experimentales con maíz conducidos en Wisconsin. Asumiendo que el test de nitratos V5-V6 funcionaba correctamente cuando se tenía en cuenta una dosis considerada como óptima económica (DOE) de 34 kg N ha^{-1} , si la recomendación era realizar aplicaciones superiores de 34 kg N ha^{-1} , se asumía que el test llevaría a aplicaciones excesivas de N (Fig. 6). Similarmente, si la recomendación era menor a la dosis óptima económica, se asumía que el test llevaría a aplicaciones insuficientes de N. Las recomendaciones fueron correctas en 58% de los experimentos analizados, alcanzando aplicaciones excesivas en 36%, e insuficientes en 6% de los casos. Estos resultados son similares a los observados en Brouder y Mengel (2003).

Andraski y Bundy (2002) examinaron las temperaturas de los sitios experimentales durante los meses de Mayo y Junio, lo que aproximadamente

corresponde al período entre siembra y la toma de muestras para realizar el análisis de nitratos en V5-V6. Ellos dividieron los sitios de estudio en dos grupos, un grupo con temperaturas promedio o superiores para Mayo-Junio, y un segundo grupo con temperaturas medias menores en 0.56°C , o más, para Mayo-Junio. Sus resultados mostraron que el porcentaje de sitios experimentales con aplicaciones excesivas de N fue de 16% en el grupo uno, mientras que en el grupo donde las temperaturas fueron inferiores las aplicaciones fueron excesivas en el 59% de los casos. El porcentaje de sitios con aplicaciones correctas fue de 76% en el grupo uno y 37% para los casos del grupo dos. Los autores indicaron que la influencia de la temperatura sobre el análisis de nitratos en V5-V6 fue mayormente relacionada con una disminución de la mineralización con antelación a la toma de muestras.

Andraski y Bundy (2002) indicaron que debido a que el análisis de nitratos en V5-V6 es llevado a cabo en un rango de altura de planta, esto asume que una variación mínima en el análisis causada por la temperatura se podría reflejar en la altura de la planta. Sin embargo, sus resultados muestran que no hay una relación directa entre la altura de la planta en esos estadios y la mineralización neta de N, debido a que las temperaturas más frías en etapas tempranas de crecimiento disminuyen la mineralización de N en mayor proporción que el crecimiento de la planta. Los autores concluyen que investigaciones adicionales son requeridas para evaluar el efecto relativo de temperaturas más frías sobre el crecimiento de la planta y la mineralización del N del suelo.

Estos resultados parecen indicar que una razón principal de sobre-estimación del análisis de nitratos en V5-V6, podría ser la ocurrencia de temperaturas más frías en estaciones de crecimiento tempranas, las cuales disminuyen la mineralización inicial. Bajo estas condiciones, el análisis podría parecer tener niveles críticos menores que bajo condiciones promedio. Así, si las condiciones de mineralización podrían ser monitoreadas, los agrónomos podríamos estar habilitados de realizar ajustes en la recomendación del análisis. Debido a que la temperatura y el contenido hídrico del suelo son los dos principales factores que afectan la mineralización del N, el uso de un índice que incorpora estos dos factores podría ser de utilidad para describir las condiciones existentes para la mineralización de N, entre siembra y toma de muestras, para el análisis de nitratos en V5-V6.

Un índice para la mineralización de N podría ser obtenido calculando diariamente la temperatura y la humedad como se describe en las Figuras 2 y 3, multiplicando ambos factores, y adicionando los resultados obtenidos diariamente para el período de investigación de nuestro interés. Por ejemplo, si la temperatura media para el primer día es de 15°C , el factor que se obtiene de la ecuación 1, el factor temperatura sería igual a 0.30. Similarmente, si el contenido de agua relativa (CAR) para el primer día es de 0.2, utilizando la ecuación 2, el factor humedad sería 0.59. La combinación de factores de mineralización para ese día se obtiene de la multiplicación entre $0.3 * 0.59 = 0.177$. Si la temperatura media para el segundo día es de 17°C y la CAR es de 0.18, la combinación del factor de mineralización sería de $0.37 * 0.57 = 0.210$. Por lo tanto, el índice de mineralización de N durante esos dos días sería igual a la

sumatoria entre $0.177 + 0.210 = 0.387$. Este índice podría ser llamado *Días de Mineralización* (MD), debido a que representa el número de días durante el cual la mineralización del N podría proceder a su máxima tasa posible para el período de interés. Si el índice de mineralización de N fuera calibrada en forma computada a través de varios estudios para el análisis de nitratos en V5-V6, sería entonces posible identificar las situaciones donde las condiciones para la mineralización entre siembra y V5-V6 fueran menores que la adecuada, alcanzando una menor acumulación de nitratos en el suelo (Fig. 7). Debido a que bajo esas condiciones el nivel crítico para el análisis puede ser menor, sería posible derivar una relación entre los días de mineralización (MD) y el nivel crítico para el análisis de nitratos en V5-V6, como se observa en la Figura 8.

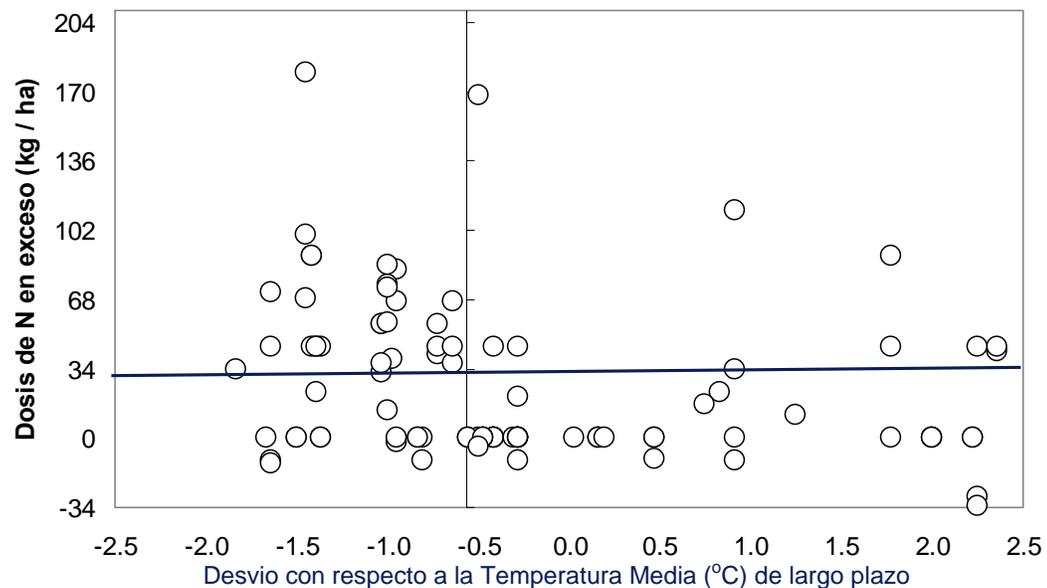


Figura 6. Dosis en exceso de la dosis de N óptima en función de la desviación de la temperatura media de Mayo y Junio con respecto a la temperatura media de largo plazo. Se observa un mayor porcentaje de dosis en exceso ($> 34 \text{ kg N ha}^{-1}$) cuando el desvio negativo de la temperatura media de Mayo y Junio es mayor de 0.56°C (adaptado de Andraski y Bundy, 2002).

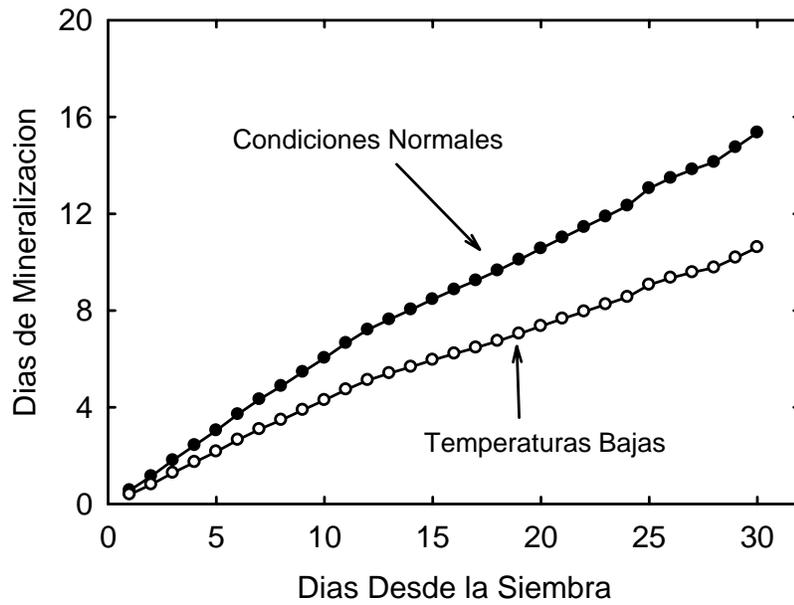


Figura 7. Días de mineralización versus Días desde la Siembra, para condiciones normales y para condiciones con temperaturas por debajo de lo normal.

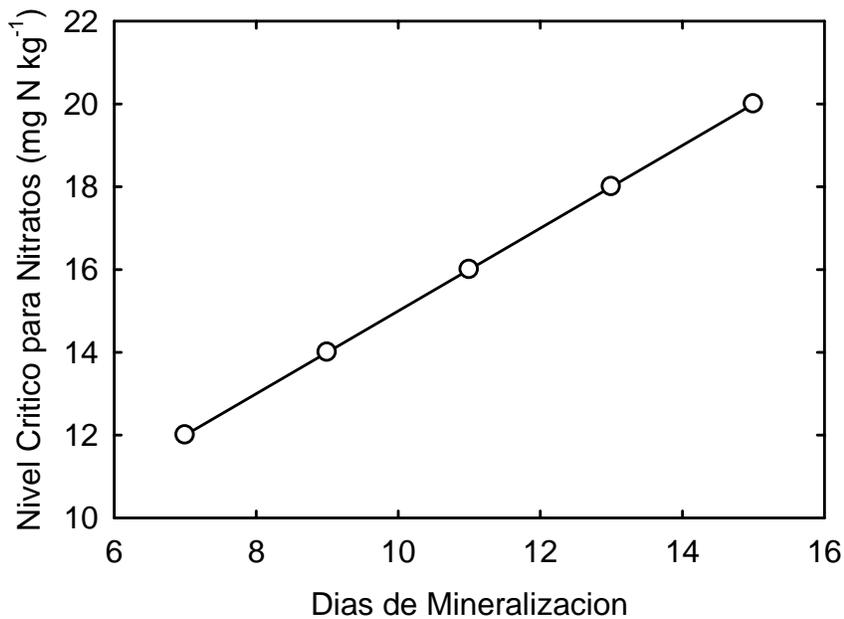


Figura 8. Relación hipotética entre el nivel crítico para nitratos en el suelo y días de mineralización.

Estos resultados discutidos ilustran la dificultad de generalizar las relaciones para estimar la cantidad de N disponible para las plantas que será liberado durante la estación de crecimiento del cultivo. Las condiciones climáticas pueden alterar no solamente la dinámica del N, sino también la respuesta del cultivo al fertilizante N (Kay et al., 2006). Por lo tanto, es necesario tener en cuenta el efecto de las condiciones ambientales sobre la dinámica del N en el suelo y el crecimiento del cultivo. Entendiendo la complejidad del sistema, la situación ideal para el manejo de decisiones respecto a aplicaciones de N, podría incluir el uso de modelos de simulación que utilice información en tiempo real. El desarrollo de estaciones climáticas a través de todas las regiones puede facilitar la recolección de información y hacer más sencillo la utilización de los modelos de simulación. Por ejemplo, el Dr. Gerritt Hoogenboom de la Universidad de Georgia ha establecido una red de estaciones experimentales a través del estado de Georgia y ha desarrollado un modelo de crecimiento de cultivo, que se puede correr a través de Internet (www.griffin.uga.edu/aemn/). Un productor o consultor puede acceder a este sitio Web, seleccionar la estación experimental más cercana, ingresar la fecha de siembra y la información de fertilización del cultivo de interés, y correr el modelo para obtener el crecimiento del cultivo y realizar estimaciones de rendimiento bajo condiciones ambientales normales, malas y muy buenas. Este es el primer paso para poder utilizar modelos de manejo de cultivos por Internet. Así, a medida que los equipamientos de monitores de humedad y temperatura de suelo se vuelvan más accesibles económicamente, esto haría posible para productores y consultores obtener información ambiental más específica y, entonces, utilizarla para la simulación de crecimiento de cultivos mediante el uso de modelos, facilitando la toma de decisiones en el manejo de los cultivos.

Referencias

- Anthonisen A.C., R.C. Loehr, T.B.S. Prakasam y E.G. Srinath.** 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. Water Pollut. Contr. Fed.* 48:835-852.
- Alexander M.** 1977. *Introduction to soil microbiology.* 2nd edition, John Wiley & Sons, New York, NY.
- Appel T.** 1997. Non-biomass soil organic N – the substrate for N mineralization flushes following soil drying-rewetting and for organic N rendered CaCl₂-extractable upon soil drying. *Soil Biol. Biochem.* 30:1445-1456.
- Brouder S.M. y D.B. Mengel.** 2003. *The presidedress soil nitrate test for improving N management in corn.* Purdue University Cooperative Extension Service, AY-314-W, Purdue, IN.
- Burgess M.S., G.R.Mehuys y C.A. Madramootoo.** 2002. Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1350-138.
- Cabrera M.L.** 1993. Modeling the flush of nitrogen mineralization caused by drying and rewetting soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 57:63-66.
- Clein J.S. y J.P. Schimel.** 1993. Reduction in microbial activity in Birch litter due to drying and rewetting events. *Soil Biol. Biochem.* 26:403-406.
- Constantinides M. y J.H. Fownes.** 1994. Nitrogen mineralization from leaves and litter

or tropical plants: relationships to nitrogen, lignin, and soluble polyphenol concentrations. *Soil Biol. Biochem.* 26:49-55.

Corbeels M., G. Hofman y O. Van Cleemput. 1999. Simulation of net N immobilization and mineralization in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. *Biol. Fertil. Soils* 28:422-430.

Dalias P., J.M. Anderson, P. Bottner y M-M Coueaux. 2002. Temperature responses of net N mineralization and nitrification in conifer forest soils incubated under standard laboratory conditions. *Soil Biol. Biochem.* 34: 691-701.

Darrah P.R., P.H. Nye y R.W. White. 1987. The effect of high solute concentrations on nitrification rates in soil. NEED REFERENCE

De Neve S. y G. Hofman. 1996. Modelling N mineralization of vegetable crop residues during laboratory incubations. *Soil Biol. Biochem.* 28:1451-1457.

Dharmakeerthi R.S, B.D. Kay y E.G. Beauchamp. 2005. Factors contributing to changes in plant available nitrogen across a variable landscape. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:453-462.

Doel D.S., C.W. Honeycutt y W.A. Halteman. 1990. Soil water effects on the use of heat units to predict crop residue carbon and nitrogen mineralization. *Biol. Fertil. Soils* 10:102-106.

Drury C.F., T. Zhang y B.D, Kay. 2003. The non-limiting and least-limiting water ranges for soil N mineralization: Measurement and effects of soil texture, compaction and legume residue addition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1388-1404.

Egelkraut T.M., D.E. Kissel, M.L. Cabrera y W. Adkins. 2003. Predicting N mineralized in a Georgia Coastal Plain Field. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66:1-12.

Ellert B.H. y J.R. Bettany. 1988. Comparison of kinetic models for describing net sulfur and nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:1692-1702.

Ferris H., R.C. Venette, H.R. van der Meulen y S.S. Lau. 1998. Nitrogen mineralization by bacterial-feeding nematodes: Verification and measurement. *Plant and Soil* 203:159-171.

Gilmour J.T., C.G. Cogger, L.W. Jacobs, G.K. Evanylo y D.M. Sullivan. 2003. Decomposition and plant-available nitrogen in biosolids: laboratory studies, field studies, and computer simulation. *J. Environ. Qual.* 32:1498-1507.

Gonçalves J.L.M. y J.C. Carlyle. 1994. Modelling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forested sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 26:1557-1564.

Green C.J. y A.M. Blackmer. 1995. Residue decomposition effects on nitrogen available to corn following corn or soybean. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1065-1070.

Griffin T.S., C.W. Honeycutt y Z. He. 2002. Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations. *Biol. Fertil. Soils* 36:442-446.

Griffiths B.S., R.W. Wheatley, T. Olesen, K. Henriksen, F. Ekelund y R. Rønn. 1998. Dynamics of nematodes and protozoa following the experimental addition of cattle or pig slurry to soil. *Soil Biol. Biochem.* 30:1379-1387.

Grundmann G.L., P. Renault, L. Rosso y R. Bardin. 1995. Differential effects of soil water content and temperature on nitrification and aeration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59:1342-1349.

Hassink J. 1994. Effect of soil texture on the size of the microbial biomass and on the amount of C and N mineralized per unit of microbial biomass in Dutch grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 26:1573-1581.

Hassink J., A.M. Neutel y P.C. De Ruiter. 1994. C and N mineralization in sandy and loamy grassland soils: The role of microbes and microfauna. *Soil Biol. Biochem.* 26:1565-1571.

- Katterer T., M. Reichstein, O. Andren y A. Lomander.** 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biol. Fertil. Soils* 27:258-262.
- Kay B.D., A.A. Mahboubi, E.G. Beauchamp y R.S. Dharmakeerth.** 2006. Integrating soil and weather data to describe variability in plant available nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:1210-1221.
- Kirschbaum M.U.** 1994. The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biol. Biochem.* 27:753-760.
- Knoepp J.D. y W.T. Swank.** 2002. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biol. Fertil. Soils* 36:177-182.
- Kruse J., D. Kissel y M. Cabrera.** 2004. Effects of drying and rewetting on C and N mineralization in soils and incorporated residues. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 69:247-256.
- Kuikman P.J., A.G. Jansen y J.A. Van Veen.** 1991. 15-N Nitrogen mineralization from bacteria by protozoan grazing at different soil moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.* 23:193-200.
- Lerch R.N., K.A. Barbarick, L.E. Sommers y G.G. Westfall.** 1992. Sewage sludge proteins as labile carbon and nitrogen sources. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:1470-1476.
- Linn D.M. y J.W. Doran.** 1984. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 1667-1672.
- Magdoff F.R.** 1991. Understanding the Magdoff pre-sidedress nitrate test for corn. *J. Prod. Agric.* 4:297-305.
- Magid J., Kjaergaard, A. Gorissen y P.J. Kuikman.** 1999. Drying and rewetting of a loamy soil did not increase the turnover of native organic matter, but retarded the decomposition of added 14C-labelled plant material. *Soil Biol. Biochem.* 31:595-602.
- Myers R.J.K., C.A. Campbell y K.L. Weier.** 1982. Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Can. J. Soil Sci.* 62:111-124.
- Palm C.A. y P.A. Sanchez.** 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.* 23:83-88.
- Pulleman J. y A. Tietema.** 1999. Microbial and N transformations during drying and rewetting of coniferous forest floor material. *Soil Biol. Biochem.* 31:275-285.
- Quemada M. y M.L. Cabrera.** 1997. Temperature and water effects on nitrogen mineralization from surface-applied cover crop residues. *Plant and Soil* 189:127-137.
- Quemada M., y M.L. Cabrera.** 1997. Nitrogen released from cover crop residues under no-till conditions: evaluating the CERES-N submodel. *Agron. J.* 89:723-729.
- Recous S., D. Robin, D. Darwis y B. Mary.** 1995. Soil inorganic N availability: Effect on maize residue decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 27:1529-1538.
- Rodrigo A., S. Recous, C. Neel y B. Mary.** 1997. Modelling temperature and moisture effects on C-N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecol. Model.* 102: 325-339.
- Rowell D.M., C.E. Prescott y C.M. Preston.** 2001. Decomposition and nitrogen mineralization from biosolids and other organic materials: relationship with initial chemistry. *J. Environ. Qual.* 30:1401-1410.
- Savin M.C., J.H. Görres, D.A. Neher y J.A. Amador.** 2001. Uncoupling of carbon and nitrogen mineralization: role of microbivorous nematodes. *Soil Biol. Biochem.* 33:1463-1472.
- Schjonning P., Thomsen, J.P. Moberg, H de Jonge, K. Kreisensen y B.T. Christensen.** 1999. Turnover of organic matter in differently textured soils: I. Physical characteristics of structurally disturbed and intact soils. *Geoderma* 89:177-198.
- Schomberg H.H., J.L. Steiner y P.W. Unger.** 1994. Decomposition and nitrogen

dynamics of crop residues: Residue quality and water effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:372-381.

Seneviratne G. 2000. Litter quality and nitrogen release in tropical agriculture: A synthesis. *Biol. Fertil. Soils* 31:60-64.

Sierra J. 1997. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biol. Biochem.* 29:1557-1563.

Stark J. y M. Firestone. 1996. Kinetic characteristics of ammonium-oxidizer communities in a California oak woodland-annual grassland. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1307-1317.

Thomsen I.K., Schjøning, B. Jensen, K. Kristensen y B.T. Christensen. 1999. Turnover of organic matter in differently textured soils: II Microbial activity as influenced by soil water regimes. *Geoderma* 89:199-218.

Thuriès L., M. Pnasu, M-C. Larré-Larrouy y C. Feller. 2002. Biochemical composition and mineralization kinetics of organic inputs in a sandy soil. *Soil Biol. Biochem.* 34:239-250.

Vigil M.F. y D.E. Kissel. 1991. Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:757-761.

Van Gestel M. R. Merckx y K. Vlassak. 1996. Spatial distribution of microbial biomass in microaggregates of a silty-loam soil and the relation with the resistance of microorganisms to soil drying. *Soil Biol. Biochem.* 28:503-510.

Van Veen J.A., J.N. Ladd y M. Amato. 1985. Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy soil and a clay soil incubated with [¹⁴C(U)]Glucose and [¹⁵N] (NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. *Soil Biol. Biochem.* 17:747-756.

Whitmore A.P. 1996. Modeling the release and loss of nitrogen after vegetable crops. *Neth. J. Agric. Sci.* 44:73-86.

Whitmore A.P. y J.J.R. Groot. 1997. The decomposition of sugar beet residues: mineralization versus immobilization in contrasting soil types. *Plant and Soil.* 192:237-247.

Zak D.R., W.W. Holmes, N.W. MacDonald y K.S. Pregitzer. 1999. Soil temperature, matric potential, and the kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:575-584.

Zibilske L.M. y L.A. Materon. 2005. Biochemical properties of decomposing cotton and corn stems and root residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:378-386.