

DINAMICA DE LA MINERALIZACION DEL NITROGENO DE RESIDUOS DE COSECHA EN DESCOMPOSICION EN UN ARGUUDOL TIPICO

S R SÁNCHEZ¹, G A STUDDERT², H E ECHEVERRÍA²

¹Facultad de Agronomía y Veterinaria (Universidad Nacional de Río Cuarto), Ruta Nac. 36 km 601 (5800) Río Cuarto, Córdoba, Argentina. ²Unidad Integrada FCA-INTA Balcarce, CC 276 (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina.

NITROGEN MINERALIZATION DYNAMICS DURING CROP RESIDUE DECOMPOSITION IN A TYPIC ARGUUDOLL

The amount of nitrogen mineralized or immobilized during the decomposition of crop residues influence the amount of nitrogen available for crops and ultimately impact N-management practices. It is proposed that the dynamics of soil mineral nitrogen (NMIN) associated to residue decomposition is affected by the type of residue and its position and by the availability of nitrogen. The objective of this work was to determine the variation of residue total nitrogen (NT) and NMIN during the decomposition of maize and soybean residues placed either on soil surface or buried, and with and without nitrogen addition. The experiment was carried out under greenhouse conditions at Balcarce (Argentina). Soil NMIN and NT were determined at seven sampling times along 150 days of incubation. Total N decreased during all incubation in soybean; while in maize NT increased up to a critical level and then decreased. With soybean and maize residues, NMIN was greater (net mineralization) and lower (net immobilization), respectively, than the checks without residue, during almost the entire incubation. Residue burying and nitrogen addition affected NMIN non-evenly for both residue types. This factor was the one that most clearly affected residue nitrogen mineralization.

Key words: Nitrogen-Mineralization-Immobilization-Crop residue-Decomposition

INTRODUCCION

La disponibilidad de nitrógeno de un suelo para un determinado cultivo varía en función de la cantidad de nitrógeno mineralizado o inmovilizado durante la descomposición de los residuos de cosecha del cultivo anterior (Parr, Papendick 1978). A través del proceso de descomposición de residuos, el nitrógeno liberado de los mismos puede ser perdido hacia la atmósfera por volatilización o desnitrificación, absorbido por las plantas, lixiviado, o inmovilizado en el suelo (Quemada, Cabrera 1995).

La mineralización de nitrógeno de los rastrojos es regulada por factores del suelo y del residuo (Smith, Sharpley 1990). La variación en la composición química de los residuos en el tiempo afecta la actividad microbiana (Sánchez *et al.* 1996), alterando los patrones poblacionales de la microflora con requerimientos diferenciales de nitrógeno (Paul, Clark 1989), y por ende, influye en la dinámica del nitrógeno en el suelo (Green *et al.* 1995). Por otro lado, la posición cambia la velocidad de descomposición del rastrojo generando una disponibilidad diferencial del nutriente en el tiempo (Schomberg *et al.* 1994). Los residuos incorporados generan inmovilización temporal y más breve que los superficiales (Smith, Sharpley 1990). Sin embargo, la adición de nitrógeno aumenta la tasa de descomposición

de los residuos afectando la disponibilidad de nitrógeno en el suelo (Blackmer, Green 1995).

La calidad del residuo, dada por las distintas proporciones de los componentes químicos del mismo, ha sido correlacionada con la pérdida de peso de los rastrojos (Vigil, Kissel 1991). Los altos contenidos de nitrógeno de los residuos incrementan las tasas de descomposición y la pérdida de nitrógeno de los mismos (Christensen 1986). Una correlación positiva entre dichas tasas y el contenido de nitrógeno inicial ha sido reportada (Vigil, Kissel 1991).

La posición de los rastrojos afecta la dinámica de nitrógeno durante su descomposición (Schomberg *et al.* 1994). Se ha reportado que, dependiendo de sus contenidos iniciales, la concentración de nitrógeno de los residuos ubicados en superficie varía más lentamente (Christensen 1986). Por otra parte, la disponibilidad de nitrógeno en el suelo afecta la velocidad de liberación del nitrógeno del residuo (Wilson, Raymer 1992).

Algunos estudios han sido realizados para determinar las cantidades de nitrógeno mineralizado o inmovilizado a partir de residuos de cosecha incorporados en el suelo tanto en laboratorio como en el campo, siendo muchos de ellos de escasa duración. Sin embargo, diferencias en la metodología han producido conclusiones variables sobre la tasa de mineralización de

nitrógeno, debidas al efecto tanto de la composición química (Vigil 1989) y de la posición de los rastrojos (Schomberg *et al.* 1994), como de la disponibilidad edáfica de nitrógeno (Blackmer, Green 1995).

Considerando que el proceso de mineralización de nitrógeno es el responsable de las transformaciones a formas directamente aprovechables por los vegetales, en los últimos años se han efectuado en la región estudios tendientes a evaluar su dinámica (Echeverría *et al.* 1994a). No obstante, resta aún generar información que permita definir en forma cuantitativa la mineralización de nitrógeno en presencia de residuos de cosecha. Asimismo esta información cobra relevancia debido a la creciente difusión de los sistemas de labranza que implican un manejo superficial de los residuos (Echeverría *et al.* 1994b). Para estas condiciones se plantea la hipótesis de que la dinámica del nitrógeno mineral (NMIN) en relación con la presencia de residuos de cosecha es afectada por el efecto combinado de la disponibilidad de NMIN y la calidad y la posición de aquéllos en el suelo. Los objetivos del trabajo fueron determinar la variación de nitrógeno total en los residuos (NT) y del NMIN en el suelo durante la descomposición de dos tipos de residuo de cosecha en posición superficial e incorporada y con disponibilidad diferencial de nitrógeno.

MATERIALES Y METODOS

Se realizó un experimento en condiciones de invernáculo el que fue descrito en detalle en Sánchez *et al.* (1996). El mismo se realizó en la EEA INTA de Balcarce (Argentina) empleando suelo proveniente del horizonte superficial de un Argiudol Típico, fino, mixto, térmico con pH 6,8 y carbono orgánico de 30 g kg⁻¹. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con un arreglo factorial de tratamientos, con tres repeticiones. Los factores y sus respectivos niveles fueron: tipo de residuos (T) (maíz y soja), posición (P) (superficial e incorporada) y nivel de fertilizante nitrogenado aplicado (F) (0 y 70 kg N ha⁻¹). Se incluyeron dos testigos sin rastrojo por repetición, correspondientes a cada nivel de F. Se efectuaron siete muestreos a los 1, 15, 30, 60, 90, 120 y 150 d de incubación (aproximadamente 25, 150, 300, 700, 1.200, 1.750 y 2.450 °C de acumulación térmica base 0 °C (AT), respectivamente).

Las muestras de suelo obtenidas de las unidades experimentales fueron tamizadas en húmedo (malla dos mm) para separar los residuos remanentes. Los contenidos de N-NH₄⁺ y de N-NO₃⁻ del suelo fueron determinados por microdestilación por arrastre de vapor (Bremner, Keeney 1985), previa extracción con K₂SO₄ 0,5 M. Los contenidos de N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ fueron sumados (NMIN) y les fue sustraído el promedio de NMIN de las respectivas unidades experimentales testigo. Los residuos recuperados fueron lavados, secados (60 °C), pesados para obtener el peso remanente (PREM) y molidos. Se determinó la concentración de NT en los residuos remanentes (Bremner, Mulvaney 1982). Multiplicando el PREM por NT, se obtuvo el nitrógeno total remanente del residuo (NTREM) para cada muestreo.

El procedimiento ANOVA del Statistics Analysis System (SAS Institute 1985) fue utilizado para los análisis estadísticos de las variables del suelo y del residuo sin incluir los tratamientos testigo, como mediciones repetidas en el tiempo y, según el caso, también por momento de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSION

Considerando la distinta calidad de los residuos empleados, el mayor efecto del tipo de residuo en la tasa de descomposición (Sánchez *et al.* 1996); y la existencia de interacciones significativas (P<0,05) entre T y P y entre T y F en distintos momentos de muestreo, se analizó la variación de NT para cada residuo por separado. Para maíz, los rastrojos incorporados tuvieron mayor NT (P<0,01) durante los primeros 700 °C AT; mientras que los superficiales tuvieron mayor NT desde los 1.200 hasta los 2.450 °C AT (Figura 1A). Asimismo, la adición de nitrógeno mantuvo una mayor concentración del nutriente (P<0,01) en los residuos a los 25, 150, 700 y 1.750 °C AT (Figura 1A). Por otra parte, los residuos de soja incorporados tuvieron un menor NT (P<0,05) que los superficiales entre los 150 y los 700 °C AT (Figura 1A), lo cual se habría debido a la mayor descomposición de aquellos rastrojos en esa posición (Sánchez *et al.* 1996). La adición de nitrógeno hizo que se conservara más NT en los residuos (P<0,01) a los 300 y 700 °C AT. Los rastrojos superficiales con nitrógeno tuvieron mayores concentraciones del nutriente (P<0,01) entre los 1.200 y los 2.450 °C AT (Figura 1A).

Para maíz, los residuos incorporados tuvieron mayor NTREM (P<0,01) que los superficiales a los 25 y a los 700 °C AT aproximadamente (Figura 1B). No hubo diferencias significativas (P>0,01) entre los tratamien-

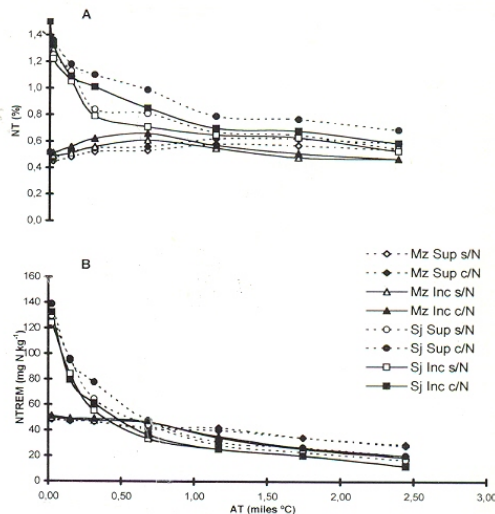


Figura 1. Concentración de nitrógeno total (NT) (A) y nitrógeno total remanente (NTREM) (B) en los rastrojos en función de la acumulación térmica (AT). Mz=maíz; Sj=soja; Sup.=superficial; Inc.=incorporado; s/N=sin nitrógeno; c/N=con nitrógeno.

tos a los 150 y 300 °C AT. Los residuos superficiales conservaron más nitrógeno ($P < 0,01$) entre los 1.200 y 2.450 °C AT. La adición de nitrógeno no tuvo efecto significativo ($P > 0,05$). En soja, los residuos incorporados tuvieron menor NTREM ($P < 0,01$) entre los 150 y los 1.200 °C AT (Figura 1B). Los rastrojos superficiales con nitrógeno conservaron mayores niveles de NTREM ($P < 0,05$) a los 1.750 y 2.450 °C AT. La adición de nitrógeno sólo produjo efectos significativos ($P < 0,01$) a los 300 °C AT.

La mineralización de nitrógeno a partir de los residuos de cosecha es fuertemente afectada por el contenido de nitrógeno de los mismos, lo cual es una característica del tipo de residuo (Frankenberger, Abdelmagid 1985; Janzen, Kucey 1988). El NT de los residuos de maíz en descomposición, aumentó ligeramente durante las primeras etapas del proceso. Esto se debería al incremento relativo de la concentración del nitrógeno a medida que la descomposición de rastrojos de amplia relación C/N avanza (Schomberg *et al.* 1994; Wessen, Berg 1986), ya que el nitrógeno del residuo es liberado más lentamente que el carbono (Wilson, Raymer 1992). La mayor disponibilidad de nitrógeno en el suelo aceleró la mineralización del carbono (Sánchez *et al.* 1996; Wilson, Raymer 1992), generando un mayor efecto de concentración de nitrógeno en aquel residuo. El NT comenzó a disminuir cuando alcanzó valores de entre 0,60 y 0,65% (Figura 1A), lo cual coincidió con lo reportado por Vigil, Kissel (1991), quienes sostuvieron que la inmovilización neta de nitrógeno se produce cuando residuos con concentraciones inferiores a 0,50% NT son mezclados con el suelo. Sin embargo, André *et al.* (1993), encontraron que la mineralización de nitrógeno a partir de los rastrojos de cebada enterrados, se producía cuando alcanzaban una concentración de nitrógeno menor a uno por ciento. Otros autores (Christensen 1986; Cochran 1991; Douglas *et al.* 1980) sostienen que el contenido de nitrógeno remanente de los residuos con bajos niveles iniciales, decrece después de que el 50 al 60% de los rastrojos es descompuesto. Es válido aclarar que los rastrojos ubicados en posición superficial alcanzaron más tardíamente aquellos umbrales de NT o de proporción de material descompuesto (aproximadamente 1.750 °C AT), debido a la más lenta descomposición (Sánchez *et al.* 1996), lo que podría estar asociado a una diferente dinámica de colonización por los microorganismos (Broder, Wagner 1988).

Los rastrojos de soja, con una concentración inicial de nitrógeno superior a ambos límites mencionados (Sánchez *et al.* 1996), estuvieron sujetos a decrecimientos tanto en concentración como en contenido durante su descomposición. En estos residuos, caracterizados por una estrecha relación C/N, se produjo mineralización

simultánea de carbono y nitrógeno, lo cual se habría debido a la mayor pérdida de ambos elementos en la fracción lábil (carbohidratos solubles) (Sánchez *et al.* 1996; Vanlauwe *et al.* 1994). Los rastrojos en superficie conservaron más nitrógeno debido a su menor pérdida de peso y mayor concentración de nitrógeno en el residuo remanente.

Las pérdidas totales de nitrógeno de los residuos (nitrógeno en los residuos colocados menos NTREM a los 2.450 °C AT) de soja, fueron de entre 128 y 135 mg N kg⁻¹ para las posiciones superficial e incorporado e independientemente de la disponibilidad inicial de nitrógeno, durante el período de incubación. Por otra parte, las pérdidas en maíz fueron de 19 y 28 mg N kg⁻¹ para las posiciones superficial e incorporado, respectivamente, e independientemente de la disponibilidad inicial de nitrógeno.

El efecto del fertilizante sobre el N-NH₄⁺ fue manifiesto hasta los 700 °C AT (Figura 2A y B), lo cual coincidió con Hadas *et al.* (1992), quienes en incubaciones de laboratorio a 30 °C sostuvieron que el N-NH₄⁺ del fertilizante podría haber sido nitrificado y/o asimilado por la biomasa microbiana. Durante ese período, el suelo con residuo de maíz mantuvo niveles más bajos de N-NH₄⁺ respecto al testigo (Figura 2A). Por otra parte en ese período, y con este rastrojo en superficie y nitrógeno, el suelo tuvo más N-NH₄⁺ que con el incorporado con nitrógeno, lo cual coincidió con la menor descomposición del residuo en aquella posición (Sánchez *et al.* 1996), y podría deberse a un menor potencial de inmovilización de nitrógeno (Schomberg *et al.* 1994). El suelo con rastrojo de soja, tanto incorpora-

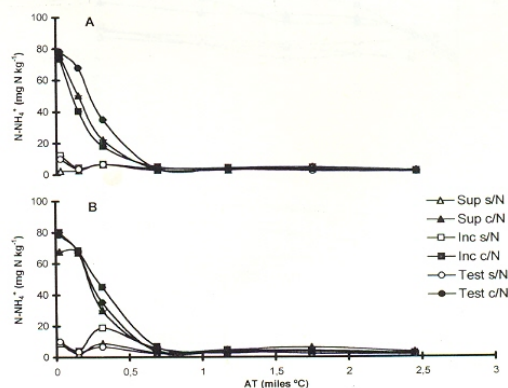


Figura 2. Dinámica del nitrógeno de amonio (N-NH₄⁺) en función de la acumulación térmica (AT). A) maíz; B) soja, Mz=maíz; Sj=soja; Sup.=superficial; Inc.=incorporado; s/N=sin nitrógeno; c/N=con nitrógeno.

do como superficial con nitrógeno, tuvo un mayor nivel de N-NH_4^+ con respecto al suelo con rastrojo de maíz (Figura 2B) durante los primeros 700 °C AT. Coincidentemente con Smith, Sharpley (1990), esta situación indica que habría un aporte de nitrógeno del residuo leguminoso a esta fracción por mineralización, el cual estuvo correspondido con su mayor contenido inicial de nitrógeno y su mayor tasa de descomposición durante el período señalado (Sánchez *et al.* 1996).

En la Figura 3 se muestra la variación del contenido de N-NO_3^- en el suelo durante el período de incubación. Tanto para los tratamientos con y sin nitrógeno, los testigos sin rastrojo presentaron mayores contenidos de N-NO_3^- que los tratamientos con rastrojo de maíz y menores que los tratamientos con rastrojo de soja. Esto indica que, independientemente de la disponibilidad de N, hubo aportes del nutriente por la descomposición del residuo de soja e inmovilización por parte de los de maíz. Asimismo, los contenidos de N-NO_3^- con rastrojo de soja superficial sin nitrógeno fueron más elevados, durante la mayor parte del período de incubación, que cuando éste estaba ubicado en forma incorporada (Figura 3B). Para el caso de maíz las diferencias entre superficial e incorporado no fueron relevantes (Figura 3A).

Para ambos rastrojos con el agregado de nitrógeno se observa un mayor contenido de N-NO_3^- hasta aproximadamente los 1.200 a 1400 °C AT cuando los residuos son dejados en superficie. Este comportamiento coinci-

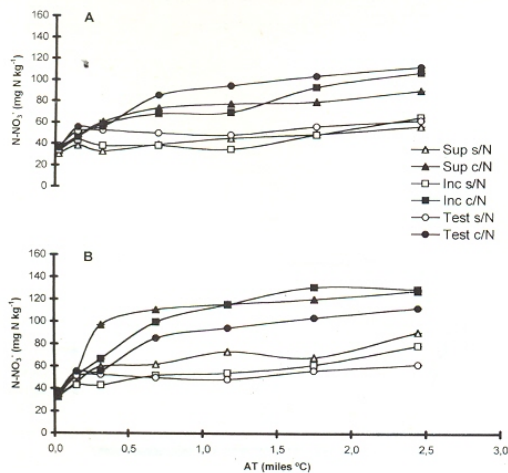


Figura 3. Dinámica del nitrógeno de nitrato (N-NO_3^-) en función de la acumulación térmica (AT). A) maíz; B) soja. Mz=maíz; Sj=soja; Sup.=superficial; Inc.=incorporado; s/N=sin nitrógeno; c/N=con nitrógeno.

de con la menor descomposición de los residuos en aquella posición (Sánchez *et al.* 1996), lo que se traduciría en una menor asimilación de N por la microflora colonizante de aquéllos. A partir de los 1.200 °C AT y hasta el final de la experiencia, los residuos de soja superficiales con N tuvieron menores contenidos de N-NO_3^- que los incorporados con N. Para maíz, se observó igual comportamiento a partir de los 1.400 °C AT (Figura 3A).

Coincidentemente con Franzluebbers *et al.* (1995), la disponibilidad de N-NO_3^- fue reducida en el corto plazo respecto al testigo por la adición de residuos de amplia relación C/N (maíz), aunque aquélla fue incrementándose lentamente en el largo plazo. Esto fue más notable para el rastrojo de maíz sin adición de nitrógeno (Figura 3A) y coincide con lo reportado por Green *et al.* (1995). La menor disponibilidad de nitrógeno durante el período de incubación con este residuo osciló entre 10 y 20 mg N kg^{-1} , aproximadamente (Figura 3A). Estos valores son similares a los hallados por Ocio *et al.* (1991) en suelo con residuos de trigo para 500 °C AT, aproximadamente. Las disminuciones de N-NO_3^- en el suelo con maíz podrían ser atribuidas a la asimilación del mismo por la biomasa microbiana durante la descomposición del residuo (Azam *et al.* 1988; Recous *et al.* 1990; Ritz, Griffiths 1987).

El residuo de maíz en todas las combinaciones de tratamiento mantuvo, durante toda la experiencia, niveles negativos de NMIN luego de restarle los valores correspondientes al testigo (Figura 4A), lo que coincidió con Honeycutt y Potaro (1990) y con Smith, Sharpley (1990). Esta inmovilización fue máxima al comienzo de la incubación (valor máximo cercano a 40 mg N kg^{-1}) y decreció en la mayoría de las situaciones hacia los 2.450 °C AT, excepto con el residuo ubicado superficialmente y con nitrógeno.

Por otra parte, durante casi toda la incubación, el suelo con rastrojo de soja presentó niveles positivos de NMIN luego de restarle los valores correspondientes al testigo (Figura 4B), con valores máximos de entre 20 y 40 mg N kg^{-1} . No obstante, se observaron valores negativos durante los primeros 150 °C AT. Esto es coincidente con lo reportado por Green, Blackmer (1995) quienes hallaron que tanto los restos de soja como los de maíz, mostraron un período de neta inmovilización seguido por uno de mineralización neta; aunque el período de inmovilización con el primero de los residuos fue mucho más corto y de menor magnitud que con el de maíz, y prácticamente sin diferencia entre las combinaciones de posición y aporte externo de nitrógeno.

De acuerdo con Smith, Sharpley (1990), podría haberse esperado que con los residuos enterrados se alcanzase el punto de máxima mineralización y/o

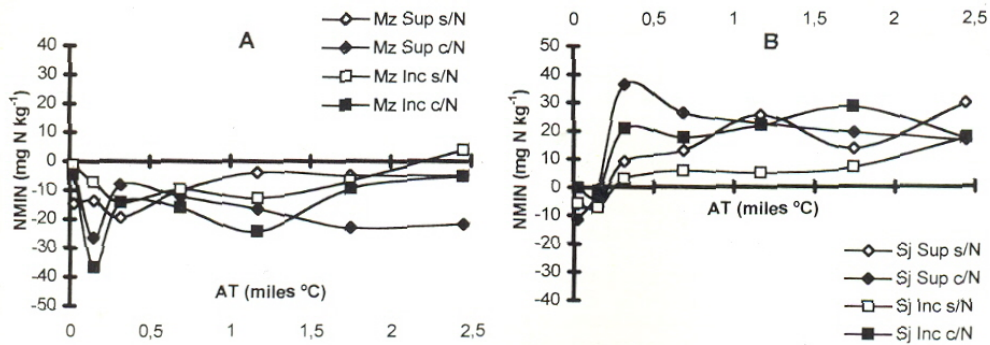


Figura 4. Evolución e los contenidos de nitrógeno mineral (NMIN) descontando los testigos. A) maíz; B) soja. AT=acumulación térmica. Mz=maíz; Sj=soja; Sup.=superficial; Inc.=incorporado; s/N=sin nitrógeno; c/N=con nitrógeno.

inmovilización de nitrógeno antes que en los superficiales. Sin embargo, en esta experiencia no se observa un efecto neto tanto de la posición de los residuos como de la disponibilidad inicial de nitrógeno. No obstante, en el caso de maíz, la diferencia entre posiciones del rastrojo en magnitud y oportunidad de la inmovilización, parecería haber sido notoria cuando hubo agregado de nitrógeno (Figura 4A), mientras que cuando éste no fue agregado el rastrojo enterrado generó un período de inmovilización intensa más prolongado (Figura 4A). Asimismo, en el caso de la soja, las diferencias entre posiciones en magnitud y oportunidad de la mineralización tendieron a ser relevantes sólo cuando no se agregó nitrógeno (Figura 4B).

En síntesis, la calidad de los residuos incidió en la variación de la concentración de nitrógeno durante la descomposición. Los residuos de maíz aumentaron su NT durante la descomposición hasta alcanzar un nivel crítico, para luego comenzar a decrecer. Aquel efecto se prolongó por más tiempo cuando los restos estaban sobre la superficie. El NT de los residuos de soja decreció durante todo el período de incubación, siendo más marcada la caída inicial, tanto en NT como en NTREM, para los incorporados. En ambos residuos, principalmente en maíz, la mayor disponibilidad de nitrógeno mantuvo más NT en los rastrojos.

El tipo de residuo fue la variable que más afectó la dinámica de NMIN en el suelo. El residuo de maíz generó inmovilización de nitrógeno durante todo el período de incubación; mientras que el rastrojo de soja produjo mineralización del nutriente luego de un corto y poco intenso período inicial de inmovilización. En este último caso, la posición y el agregado de nitrógeno no produjeron, en general, un efecto diferencial sobre el proceso de mineralización de nitrógeno. Sin embargo,

para el caso de maíz, el agregado de nitrógeno incrementó la intensidad de la inmovilización. Asimismo, los rastrojos de maíz incorporados provocaron una inmovilización inicial más intensa y más duradera cuando no había sido aplicado nitrógeno.

La alta relación C/N del rastrojo de maíz provocó una descomposición más lenta de los mismos (Sánchez *et al.* 1996), lo que sumado a la escasa variación en NT, permitiría explicar parcialmente la inmovilización de NMIN durante la incubación. Por el contrario, la mayor descomposición y caída de NT de los residuos de soja, se reflejó en el contenido de NMIN del suelo. No obstante, en ambas situaciones el efecto de la posición y del agregado de nitrógeno, no se manifiesta claramente a lo largo de la incubación, posiblemente por la variación de compartimientos de nitrógeno más dinámicos, no evaluados en esta experiencia.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el INTA (Proyecto Estratégico de Investigación N° 80-033) y por la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata (subsídium N° A060).

REFERENCIAS

- Andrén O, Rajkai K, Kätterer T. 1993. Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat: influence on straw decomposition and N immobilization. *Biol. Fert. Soils* 15: 1-8.
- Azam F, Mahmood T, Malik K A. 1988. Immobilization-remineralization of NO_3^- -N and total N balance during the decomposition of glucose, sucrose and cellulose in soil incubated at different moisture regimes. *Plant and Soil*, 107: 159-163.

- Blackmer A M, Green C J. 1995. Nitrogen turnover by sequential immobilization and mineralization during residue decomposition in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1052-1058.
- Bremner J, Keeney D. 1985. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrite and nitrate. *Anal. Chem. Acta* 32: 485-495.
- Bremner J, Mulvaney C. 1982. Nitrogen total. Page, A. Methods of soil analysis, part. 2. *Agronomy* 9. 2nd. Madison, Wisconsin, EUA. : 595-624.
- Broder M W, Wagner G H. 1988. Microbial colonization and decomposition of corn, wheat, and soybean residue. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 112-117.
- Cochran V L. 1991. Decomposition of barley straw in an subarctic soil in the field. *Biol. Fert. Soils*, 10: 227-232.
- Christensen B T. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biol. Biochem.*, 18: 523-530.
- Douglas Jr. C L, Allmaras R R, Rasmussen P E, Ramig R E, Roager Jr. N C. 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 833-837.
- Echeverría H, Bergonzi R, Ferrari J. 1994a. Un modelo para estimar la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste de la Provincia de Buenos Aires. *Ciencia del Suelo*, 12: 56-62.
- Echeverría H, Studdert G, Elverdín J, Sarlangue H. 1994b. Siembra directa de trigo en el sudeste bonaerense. *Visión Rural*, 11: 33-38.
- Frankenberger Jr. W T, Abdelmagid H M. 1985. Kinetic parameters of nitrogen mineralization rates of leguminous crops incorporated into soil. *Plant and Soil*, 87: 257-271.
- Franzluebbers A J, Hons F M, Zuberer D A. 1995. Soil organic carbon, microbial biomass, and mineralizable carbon and nitrogen in sorghum. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 460-466.
- Green C J, Blackmer A M. 1995. Residue decomposition effects on nitrogen availability to corn following corn or soybean. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1065-1070.
- Green C J, Blackmer A M, Horton R. 1995. Nitrogen effects on conservation of carbon during corn residue decomposition in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 53-459.
- Hadas A., Molina, J.A.E.; Feigenbaum, S. and Clapp, C.E. 1992. Factors affecting nitrogen immobilization in soil as estimated by simulation models. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56: 1481-1486.
- loneycut C W, Potaro L J. 1990. Field evaluation of heat units for predicting crop residue carbon and nitrogen mineralization. *Plant and Soil*, 125: 213-220.
- Janzen H H, Kucey R M N. 1988. C, N, and S mineralization of crop residues as influenced by crop species and nutrient regime. *Plant and Soil*, 106: 35-41.
- Ocio J A, Martínez J, Brookes P C. 1991. Contribution of straw-derived N following incorporation of cereal straw to soil. *Soil Biol. Biochem.*, 23: 655-659.
- Parr J F, Papendick R I. 1978. Factors affecting the decomposition of crop residues by microorganisms. Oschwald, W.R., Crop residue management systems. *Am. Soc. Agron. Special Publication N° 31*. Am. Soc. Agron., Crop Sci. Soc. Am., Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EUA. pp. 101-129.
- Paul E A, Clark F E. 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, Inc., San Diego, California, EUA. 273 p.
- Quemada M, Cabrera M L. 1995. CERES-N model predictions of nitrogen mineralized from cover crop residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59: 1059-1065.
- Recoux S, Mary B, Faurie G. 1990. Microbial immobilization of ammonium and nitrate in cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 22: 913-922.
- Ritz K, Griffiths B S. 1987. Effects of carbon and nitrate additions to soil upon leaching of nitrate, microbial predators and nitrogen uptake by plants. *Plant and Soil*, 102: 229-237.
- Sánchez S R, Studdert G A, Echeverría H E. 1996. Descomposición de residuos de cosecha en un Argiudol típico. *Ciencia del Suelo*, 14: 63-68.
- SAS. Institute Inc. 1985. User's guide: Statistics. Version 5. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, EUA. 1030 p.
- Schomberg H H, Steiner J L, Unger P W. 1994. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58: 372-381.
- Smith S J, Sharpley A N. 1990. Soil nitrogen mineralization in the presence of surface and incorporated crop residues. *Agron. J.*, 82: 112-116.
- Vanlauwe B, Dendooven L, Merckx R. 1994. Residue fractionation and decomposition: the significance of the active fraction. *Plant and Soil*, 158: 263-274.
- Vigil, M.F. 1989. Nitrogen mineralized from decomposing crop residues. A Doctoral Dissertation. Kansas State University, Manhattan, Kansas, EUA.
- Vigil M F, Kissel D E. 1991. Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55: 757-761.
- Wessen B, Berg B. 1986. Long-term decomposition of barley straw: some chemical changes and ingrowth of fungal micelium. *Soil Biol. Biochem.*, 18: 53-59.
- Wilson D O, Raymer P L. 1992. Decomposition of sorghum residue in a double-crop sorghum and wheat system. *Soil Biol. Biochem.*, 24: 789-793.