

Dinámica del nitrógeno mineral y la biota edáfica durante la descomposición de enmiendas orgánicas en un ambiente semiárido

MEYER, J.¹; FRIGERIO, K. ¹; CORTES. M ¹

RESUMEN

El uso de leguminosas como abonos verdes, puede proveer una cantidad importante de nitrógeno para el cultivo posterior, dependiendo de la velocidad de descomposición de los residuos. La necesidad de siembra directa (SD) en los suelos frágiles no permite el enterramiento de los residuos, dificultando su descomposición y la liberación de nitrógeno inorgánico (Ni). En este trabajo se estudió la relación entre descomposición de abonos verdes de vicia con y sin adición de estiércol, la liberación de Ni y la dinámica de las poblaciones microbianas asociadas a estos procesos en el semiárido de la provincia de San Luis, Argentina. En macetas con suelo de la región se incubó suelo solo, dos dosis de vicia y dos dosis de vicia+estiércol durante un año en condiciones reales de temperatura y humedad. Bolsas conteniendo residuos de planta entera de vicia con y sin estiércol fueron ubicadas en superficie (simulando SD) y a 10 cm de profundidad (simulando una labranza mínima) en el suelo de las macetas. Se tomaron muestras de suelo para medir Ni (Nitratos y Amonio) y grupos funcionales microbianos (amonificantes, nitrificantes y celulolíticos). Al mismo tiempo, se retiraron bolsas para medir la velocidad de descomposición del residuo. El contenido de amonio en el suelo aumentó en 6,7 (D1), 28 (D2), 7,3 (D3) y 26 (D4) mg/Kg en un año; por otra parte, el contenido de nitratos aumentó 17 (D1), 32 (D2), 23 (D3) y 41 (D4) mg/Kg. El aumento en el contenido de Ni coincidió con la evolución de las poblaciones de microorganismos amonificantes y nitrificantes. La descomposición en los residuos enterrados ($p < 0,05$) fue un 20% superior que en los residuos en superficie. Los resultados muestran cómo las sucesiones microbianas en la descomposición tienen una fuerte influencia en la disponibilidad de nutrientes en el suelo. La vicia libera una importante cantidad de Ni en el primer año (aún en presencia del estiércol que influye en los equilibrios de mineralización inmovilización por su alta relación C/N), pero para su mayor disponibilidad es recomendable realizar una labranza mínima.

Palabras claves: leguminosas, descomposición, actividad microbiana, amonio.

ABSTRACT

The use of legumes as green manure depends on its decomposition rate and nitrogen release. The use of no tillage practice, required in fragile soils, might diminish both by not allowing a direct contact between the soil microorganisms and the residues. We studied the relationship between vetch decomposition, with and without the addition of cow manure, microbial community dynamics and Inorganic Nitrogen release in a semiarid soil of San Luis, Argentina. We incubated soils during one year, without any addition, with two different amounts of vetch with and without manure added. We also placed plastic bags containing vetch residues with and without

¹INTA EEA San Luis Ruta 7 y 8 Villa Mercedes. E-mail: jmeyer@sanluis.inta.gov.ar

manure, for a common decomposition study. We placed the bags in the surface and at 10 cm depth, simulating the location of residues in the two agronomic labors commonly used in the region. We took samples every three months and measured Inorganic Nitrogen, as Nitrate and Ammonium and microbial functional groups. We also withdrew and weighted bags for the decomposition study. Ammonium content in the pot soil increased from 6.7 (D1), 28 (D2), 7.3 (D3) and 26 (D4) mg/Kg in one year; the content of Nitrate increased in 17 (D1), 32 (D2), 23 (D3) and 41 (D4) mg/Kg. The increase in the inorganic Nitrogen corresponded with the evolution of ammonifiers and nitrifiers populations, confirming the strong influence of microbial succession over nutrient release in residue decomposition. Decomposition was a 20% faster in the residues placed at 20cm depth than the one on top of soil. Vetch residues liberate an important amount of Inorganic Nitrogen in the first year (even in the presence of manure and its influence over the C/N relationship and the equilibriums mineralization-immobilization). It is recommendable a minimal tillage for a better and faster residue decomposition and nutrient liberation.

Keywords: legumes, decomposition, microbial activity, ammonium.

INTRODUCCIÓN

Los cultivos en las regiones semiáridas son propensos al estrés hídrico que puede ser aliviado mediante la mejora de las prácticas culturales. Una alternativa para mejorar la eficiencia del uso del agua es la incorporación de cultivos de cobertura y abonos verdes.

Los suelos de la región en su mayoría son entisoles, con un régimen de humedad ústico. El uso de leguminosas como la vicia (*Vicia* sp.), con elevados tenores de proteína vegetal, podría proveer una cantidad importante de nitrógeno para el cultivo posterior, dependiendo de la velocidad de descomposición de los residuos. Si a la utilización de leguminosas se le suma estiércol, el cual actúa favoreciendo la agregación y la estabilidad de la estructura del suelo, los resultados se verán potenciados. De acuerdo a Minoldo *et al.* (2004), el plazo de recupero de la inversión en abonos verdes es inmediato, además de los beneficios que aportan al suelo. Si bien estos procesos de descomposición han sido estudiados, se ha prestado poca atención a la sucesión microbiana a lo largo del proceso de descomposición y su correlación con los cambios en la composición de residuos en las regiones áridas y semiáridas (Torres *et al.*, 2004). Es ampliamente aceptado que las comunidades microbianas descomponen los residuos en respuesta a los cambios en las características químicas del mismo. La fase inicial de descomposición posee una tasa rápida caracterizada por la descomposición de los compuestos solubles, seguida por una fase lenta durante la cual son degradados moléculas complejas tales como los polisacáridos de la pared celular (Paul y Clark, 1996). La fase inicial de la comunidad microbiana se origina por las bacterias predominantes del material vegetal, la fase lenta está dominada por las autóctonas del suelo (Torres *et al.*, 2004). La influencia del clima sobre la sucesión microbiana es otro aspecto poco conocido de la dinámica de descomposición, particularmente en la región semiárida donde la disponibilidad de agua es un factor limitante en la actividad microbiana. Una proporción significativa de los estudios sobre la sucesión microbiana

en las regiones semiáridas se han llevado a cabo en climas mediterráneos, que se caracterizan por una alta concentración de las precipitaciones en invierno, lo que permite la iniciación inmediata de la descomposición de los residuos (Gallardo y Merino, 1993). Menos información está disponible en los suelos en las regiones que se caracteriza por veranos lluviosos e inviernos secos (Torres *et al.*, 2004), condiciones predominantes en el semiárido de San Luis, donde las lluvias se concentran en los meses de verano (Noviembre-Marzo).

En este trabajo se reporta el análisis durante un año de la dinámica de descomposición y la relación entre las sucesiones microbianas y los nutrientes del suelo en condiciones reales de humedad y temperatura en el semiárido argentino. Los objetivos fueron evaluar la liberación de N, los cambios en los grupos funcionales y la descomposición de residuos en diferentes combinaciones de cantidad de residuos, niveles de fertilización con estiércol e incorporación al suelo de *Vicia* sp. para la región semiárida de San Luis.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el campo experimental de la EEA INTA San Luis (Lat: 33°40'38" S Long: 65°22'2" W), desde diciembre de 2008 hasta diciembre de 2009. Los suelos donde se realizó el ensayo pertenecen a la serie Cramer, clasificados taxonómicamente como Ustipsamente típico, son poco desarrollados (A-AC-C) de textura arenosa franca y débilmente estructurados. Al metro se pueden encontrar carbonatos libres, sin impedimentos físicos en profundidad. Son suelos sódicos, los pH desde superficie son mayores a 7,4 y pobres en materia orgánica, la cual no supera al 1% en el horizonte superficial. El régimen de temperatura indica que la región posee un clima templado con características de marcada continentalidad con una temperatura media anual de 16 °C, registrándose las mayores amplitudes térmicas medias del país. Las precipitaciones son estivales, rondando los 600 mm. anuales con un balance

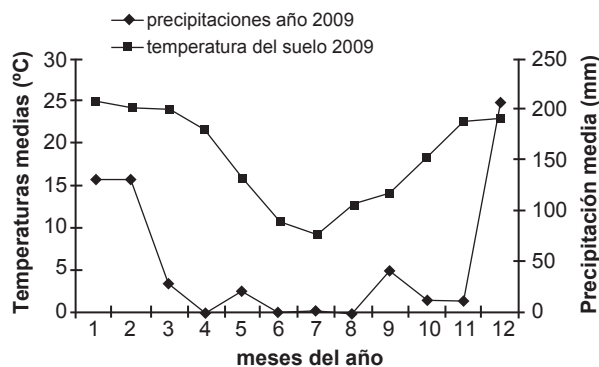


Figura 1. Temperatura promedio del suelo a 0-20 cm (°C) y precipitaciones (mm) mensuales durante el año 2009. Figura elaborada para la presente edición.

hídrico negativo durante todo el año, siendo más marcado durante el verano (Thornthwaite y Mather, 1957) (figura 1). Las heladas son de regular intensidad ocurriendo desde mayo hasta fines de septiembre.

Para evaluar el contenido de Ni en el suelo, la velocidad de descomposición de los residuos y las sucesiones microbianas, se diseñó un experimento en macetas con 20 kg de suelo de la región cada una en condiciones reales de humedad y temperatura. Para evaluar el efecto de los niveles de composición de residuos se incorporaron a las macetas 30 g (D1) y 60 g (D2) de residuos de planta entera seca de vicia en prefloración, equivalentes a 1500 y 3000 kg ha⁻¹ respectivamente, 30 g vicia + 200 g estiércol de cabra (D3) y 60 g de vicia + 200 g estiércol (D4). Además, la velocidad de descomposición se estudió en dos profundidades: a) superficial y b) enterrados (10 cm). Para ello se colocaron bolsas de plástico de malla de 1 mm conteniendo 10 g de residuos de vicia (en los tratamientos D1 y D2) y 5 g de vicia + 5 g de estiércol (en los tratamientos D3 y D4). El número de repeticiones por tratamiento fue de 3 macetas.

A los 30, 90, 120, 180 y 360 días se tomó una muestra (100 g aproximadamente) compuesta por 3 submuestras de suelo de los primeros 10 cm de cada maceta. Se calculó el Ni disponible, como la suma de nitrato (Sawicki y Scaringelli 1971) y amonio (Rosuun y Villarruz 1963) en el extracto de sulfato de potasio 1N. En las mismas fechas se retiraron, lavaron y pesaron las bolsas (1 de superficie y 1 enterrada de cada maceta) y se calculó el % de descomposición (Anderson y Ingram 1996). De las mismas muestras utilizadas para los análisis químicos, se determinaron los diferentes grupos funcionales: amonificantes, nitrificantes y celulolíticos. El método utilizado fue el de número más probable (NMP), en el cual se utilizaron sales minerales en medio basal con sustrato selectivo (Lorch *et al.*, 1995). Los tratamientos se realizaron por triplicado. Para cada variable se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA) por fecha registrada. El método de comparación de medias por Tukey con un $p < 0,05$. El software empleado fue Infostat 2008/P (Grupo Facultad Cs Agropecuarias, UNC).

RESULTADOS

Nitrógeno

Para la cantidad de Ni disponible en el suelo se observaron diferencias entre los niveles de composición de residuos en todas las fechas, sin embargo la alta variabilidad en las observaciones permitió encontrar diferencias significativas ($p < 0,05$) sólo en la última fecha. Los tratamientos que resultaron diferentes significativamente fueron los suelos que recibieron dosis de abono con respecto al testigo. Además, D1 se diferencia estadísticamente de D2, D3 y D4. Estos tres tratamientos fueron los que presentaron los mayores aportes de Ni al suelo (figura 2). El contenido de nitratos tuvo un mayor incremento en los tratamientos con vicia+estiércol (D3 y D4) que en los de vicia sola (D1 y D2). A pesar de que todos los tratamientos presentaron mayor contenido de nitratos que el control, la única diferencia significativa se dio entre D4 y el testigo. Tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre D1, D2 y D3 (figura 2). Con respecto al contenido de amonio, y para la última fecha, D2 y D4 resultaron estadísticamente diferentes con valores más altos que el resto de los tratamientos y el testigo.

Descomposición

La velocidad de descomposición fue mayor en los residuos enterrados en todas las fechas, en especial en las primeras tres fechas. Un año después de la incorporación todavía existían diferencias marcadas entre superficial y enterrados ($p < 0,05$) (figura 3).

En cuanto al efecto de composición de residuos, no se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) en ninguna de las fechas evaluadas (figura 4).

Sucesión microbiana

Todos los grupos microbianos estudiados estuvieron presentes, con un predominio de microorganismos amonificantes. Se observó que la flora microbiana se mantuvo estable en la época seca del año (otoño-invierno). La flora amonificante aumentó rápidamente hasta la segunda fecha y luego decreció progresivamente en los tratamientos con vicia; en los tratamientos vicia+estiércol decreció progresivamente desde el momento de la aplicación del residuo. El contenido de amonio en el suelo aumentó desde el inicio hasta el final de las mediciones en los tratamientos que recibieron mayor cantidades de vicia (D2 y D4). Los tratamientos con menor aporte de vicia (D2 y D3) no se diferenciaron del control. Los microorganismos celulolíticos decrecieron bruscamente desde la fecha inicial, manteniéndose estables durante otoño-invierno, teniendo un pico de crecimiento en primavera-verano en todos los tratamientos. La flora nitrificadora disminuyó rápidamente hasta la segunda fecha y luego se mantuvo constante. En cambio la flora nitradora aumentó rápidamente hasta la segunda fecha y luego se estabilizó en todos los tratamientos siendo todos los tratamientos que recibieron enmiendas (abono) mayores al control (figura 5).

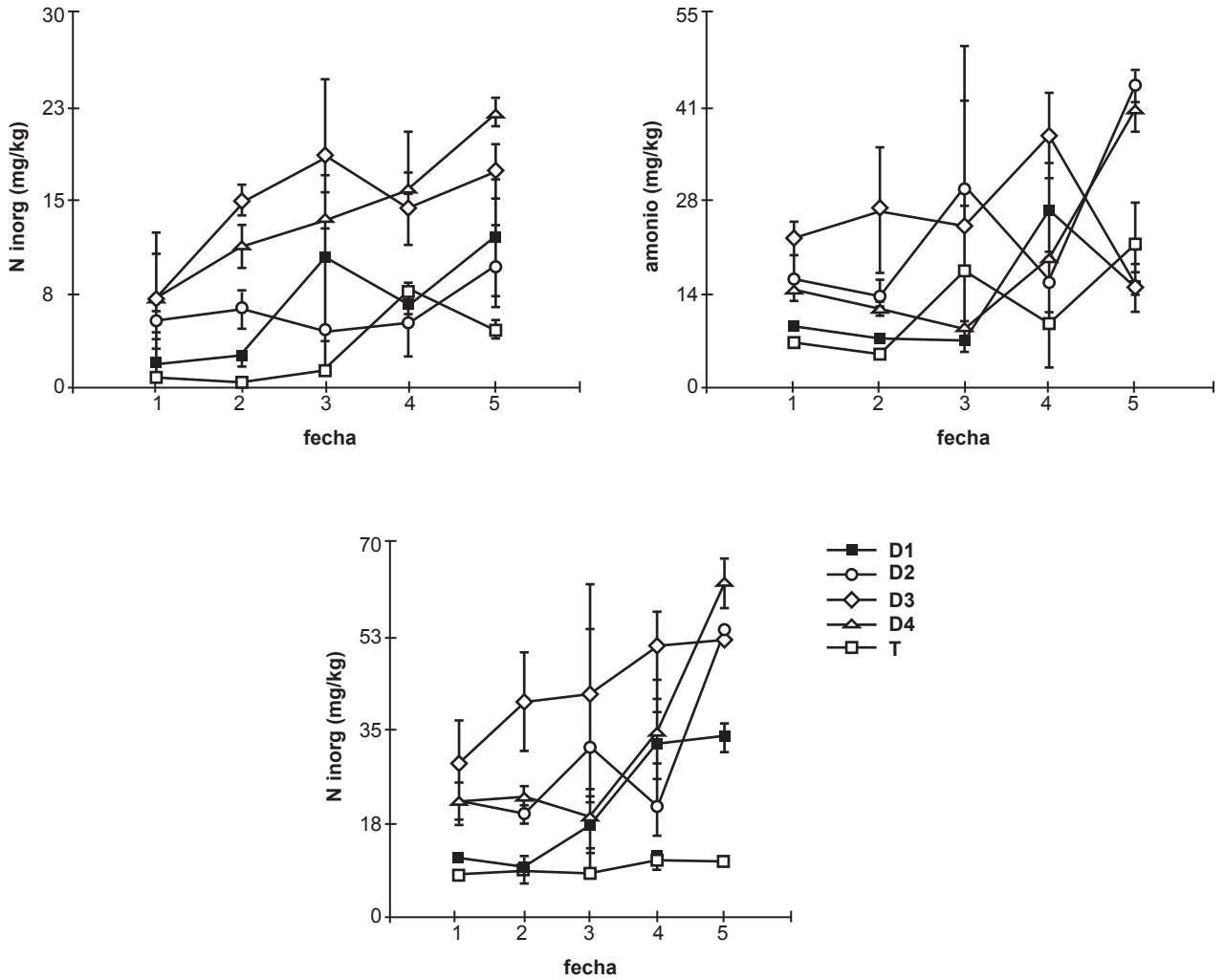


Figura 2. Concentración de nitrógeno inorgánico (Ni), Amonio, Nitratos en suelos testigo (T) y con adición de vicia en dosis equivalentes a 1500 (D1) y 3000 kg ha⁻¹ (D2) y de vicia + estiércol (D3 y D4) en función del tiempo (30, 90, 120, 180, 360 días). Medias y Error estándar. Figura elaborada para la presente edición.

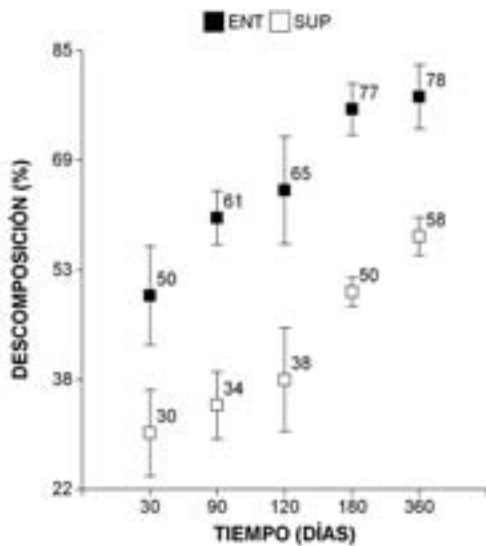


Figura 3. Descomposición (%) en función del tiempo (30, 90, 120, 180, 360 días) a dos profundidades: 0 cm (SUP) y 10 cm (ENT). Media y error estándar. Figura elaborada para la presente edición.

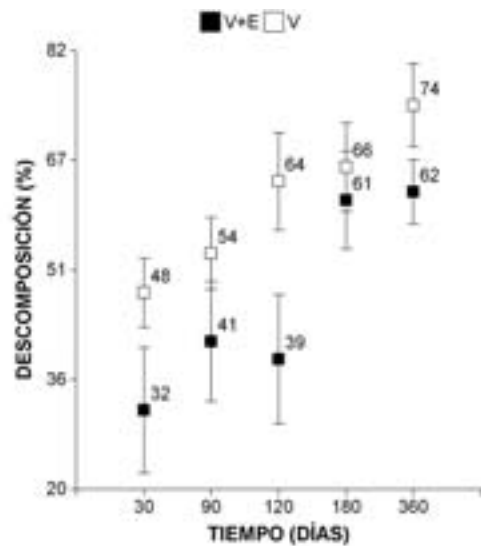


Figura 4. Descomposición (%) en función del tiempo (30, 90, 120, 180, 360 días) de los tratamientos de vicia (V) y de vicia + estiércol (V+E). Media y error estándar. Figura elaborada para la presente edición.

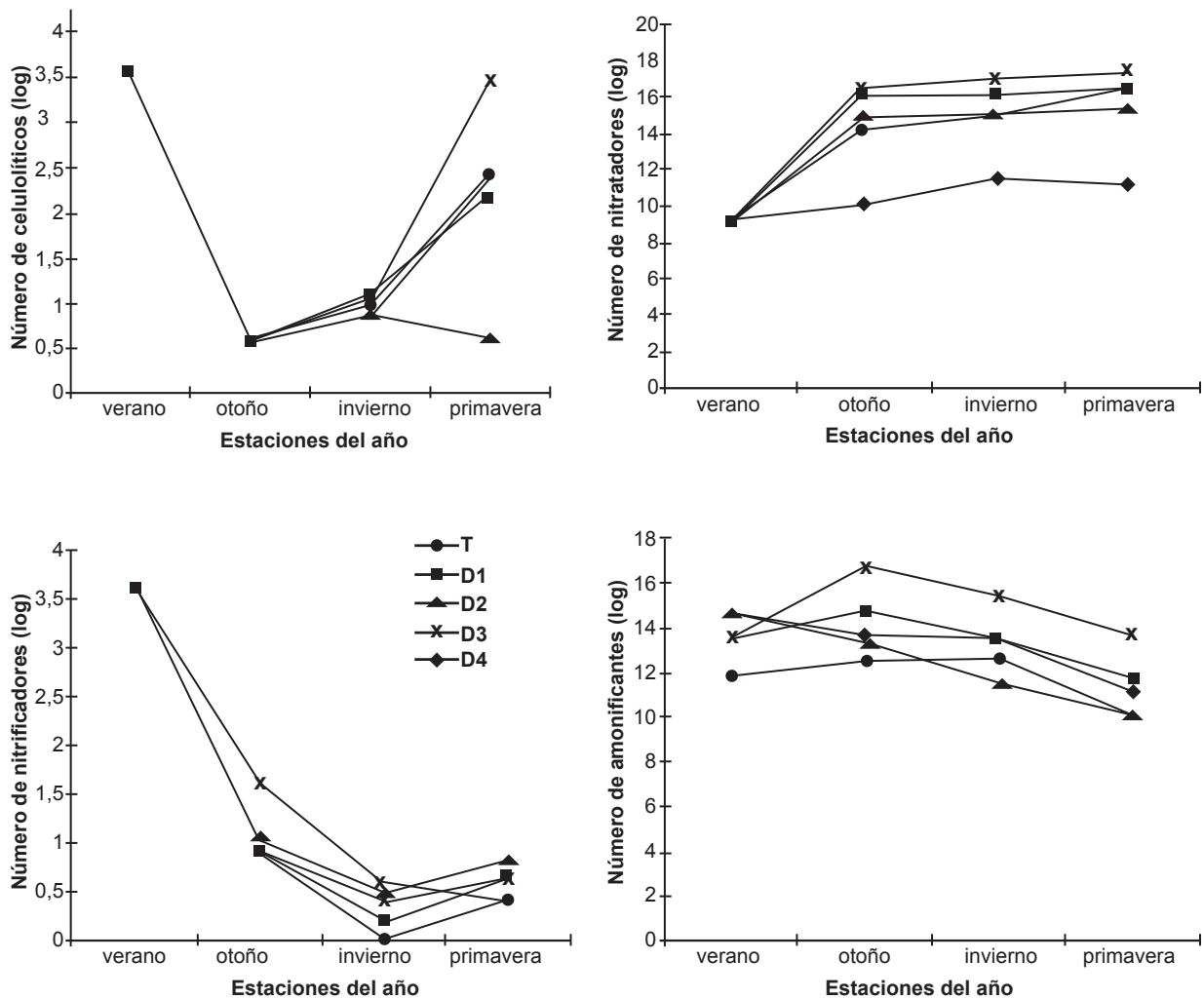


Figura 5 Evolución de la flora nitratadora, celulolítica, nitrificadora y amonificante en suelos testigo (T) con adición de vicia en dosis equivalentes a 1500 (D1) y 3000 kg ha⁻¹ (D2) y de vicia + estiércol (D3 y D4) en función del tiempo (verano, otoño, invierno, primavera). Figura elaborada para la presente edición.

Se encontró una significativa correlación entre nitratadores y nitrificantes ($r^2 = -0,75$), lo que podría explicarse por la relación trófica asociada con la liberación de amonio.

DISCUSIÓN

Nitrógeno

Los suelos de la región (en su mayoría con Nitrógeno total menor a 0,1%) presentan picos de liberación de Ni asociados a humedad y temperatura menores a 10 mg kg⁻¹. En este trabajo se encontraron que las concentraciones de Ni tienden a estabilizarse en el tiempo y comienzan a notarse diferencias significativas a los 360 días de comenzado el estudio, datos similares fueron reportados por Aita *et al.* (2004). Un año después y con la dosis de 3000 kg ha⁻¹ de vicia adicionada, la cantidad de Ni presente en el suelo alcanza a 53,7 mg kg⁻¹. Teniendo en cuenta que en Argentina se obtienen rendimientos máximos de maíz con dosis de 150 kg ha⁻¹ de urea y con eficiencias en el uso de la misma muy bajas (30 al 50% del N aplicado) (Barbieri

et al., 2003), el aporte de 50 mg kg⁻¹ de Ni puede tener un impacto importante en el cultivo posterior (Barraco y Díaz-Zorita, 2005). Minoldo *et al.* (2004) encontraron casi 1 mg.ha⁻¹ de diferencia en rendimiento de trigo en una secuencia vicia+avena-trigo con respecto a trigo-trigo. Sin embargo Aita y Giacomini (2003), observaron que en los primeros meses, las cantidades de Ni liberado no alcanzan a satisfacer los requerimientos del cultivo para las dosis consideradas. Por lo tanto, los beneficios más importantes sobre la fertilidad nitrogenada se obtendrían recién en el cultivo del año posterior.

Descomposición

La descomposición de residuos en las regiones semiáridas se caracteriza por una alta tasa de descomposición y un patrón invertido de términos de la velocidad de cada fase de descomposición, ambas características dependen en gran medida del clima local y la composición química del residuo (Torres *et al.*, 2004). Concordando con Aita y

Giacomini (2003), la tasa de descomposición de los residuos fue más baja cuando los residuos fueron dejados en superficie ($k=0,86$) que cuando los mismos se incorporaron ($k=1,51$), quedando sólo el 42% y el 22% del material original después de 1 año respectivamente. Esto indica que la liberación de N en sistemas bajo SD sería más lenta que en los sistemas convencionales, lo cual presenta ventajas y desventajas. Por un lado la liberación gradual disminuye las pérdidas de N y, por otro, la lenta incorporación de los residuos los hace más vulnerables a ser removidos por los fuertes vientos de la región que ocurren durante el período primavera-verano. Respecto a la composición del residuo se observó que la tasa de descomposición fue más alta en los residuos de vicia sola ($k=1,35$) que en los de vicia+estiércol ($k=0,97$), quedando el 24% y 38% del material original después de 1 año, respectivamente, siendo ambas tasas altas para la zona. La rápida fase inicial de descomposición de los residuos se debe a las lluvias y a las altas temperaturas durante el verano, lo contrario se observa en la segunda fase, donde la falta de lluvias y de bajas temperaturas durante el invierno seco limita la descomposición del material.

Sucesión microbiana

La descomposición de los residuos tuvo una sucesión bien definida de organismos microbianos, distribución similar a la descrita por Douglas y Rickman (1992) quienes encontraron que los residuos incorporados presentaron dos fases de descomposición. La fase inicial se caracteriza por un pionero, de rápido crecimiento microbiano, que es la comunidad que metaboliza fuentes de C y N fácilmente degradables. Esta comunidad incluye a los amonificantes los cuales están típicamente presentes en el superficie de los residuos (Torres *et al.*, 2004). La segunda etapa fue la más lenta y estuvo regulada por la descomposición de la lignina. Los autores consideran que los residuos ubicados en superficie presentaron una tasa de descomposición parecida a la fase 2 de los residuos incorporados. Se observa que la flora celulolítica y nitrificante disminuyeron drásticamente luego de la primera fecha, esta disminución pudo deberse a que los microorganismos que estaban presentes sobre la superficie del residuo no se adaptaron al ambiente que les ofreció el suelo. Webley y Jones (1971) encontraron que en condiciones naturales los microorganismos presentes en las plantas una vez que llegan al suelo, con la excepción de las esporas, no pueden sobrevivir y, si lo hacen, es por muy poco tiempo.

CONCLUSIÓN

El uso de Vicia en la región semiárida como abono verde es promisorio. Las labranzas mínimas favorecen la descomposición de los residuos posibilitando la liberación de cantidades de N importantes para el cultivo. Se confirma la relación existente entre las sucesiones microbianas y la liberación de nutrientes al suelo.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue posible gracias al personal de la Estación Experimental INTA San Luis, quienes colaboraron tanto en el trabajo de campo como de laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- AITA, C.; GIACOMINI, S.J.; HÜBNER, A.P.; CHIAPINOTTO, I.C.; FRIES, M.R. 2004. Consorciação de plantas de cobertura antecedendo o milho em plantio direto. i - dinâmica do nitrogênio no solo (1). R. Bras. Ci. Solo, 28:739-749.
- AITA, C.; GIACOMINI, S.J. 2003. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas (1). R. Bras. Ci. Solo, 27:601-612.
- ANDERSON, J.N.; INGRAM, J.S.I. 1996. Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods. Wallingford, CAB International. 171p.
- BARBIERI, P.A.; ECHEVERRIA, H.E.; SAINZ ROZAS, H.R. 2003. Respuesta del cultivo de maíz bajo siembra directa a la fuente y al método de aplicación de nitrógeno. Ciencia del Suelo. 21 (1): 18 -23.
- BARRACO, M.; DÍAZ-ZORITA, M. 2005. Momento de fertilización nitrogenada de cultivos de maíz en Hapludoles Típicos. Ciencia del Suelo 23 (2): 197-203.
- DI RIENZO J.A.; CASANOVES F.; BALZARINI M.G.; GONZALEZ L.; TABLADA M.; ROBLEDO C.W. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- DOUGLAS, J.C.L.; RICKMAN, R.W. 1992. Soil Sci Soc Am J 52:112-117
- GALLARDO, A., MERINO, J., 1993. Leaf decomposition in two Mediterranean ecosystems of Southwest Spain: influence of substrate quality. Ecology 74, 152-161.
- MINOLDO, G.; GALANTINI, J.; KRUGER, H.; VENANZI, S.; IGLESIAS, J.; ROSELL, R. 2004. Efecto de las rotaciones con leguminosas y la fertilización sobre el rendimiento y calidad de trigo. Actas VI Congreso Nacional de Trigo y IV simposio Nacional de cereales de siembra otoñal invernal (en CD). Bahía Blanca, Bs. As., Argentina.
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. 1996. Soil Microbial and Biochemistry Academic Press, San Diego.
- ROSSUM, J.R.; VILLARRUZ, P.A. 1963. Determination of ammonia by the indophenol method. S. Amer. Water Works Assay. 55-657.
- SAWICKI, C.R.; SCARINGELLI, F.P. 1971. Colorimetric determinations of nitrate alter hydrazine reduction to nitrite. Microchem. J. 16: 657.
- THORNTHWAITE, C. W. Y MATHER, J. R. 1957. Instructions and tables for computing potencial evapotranspiration and the water balance. C. W. Thornthwaite Associates, Laboratory of Climatology, Elmer, N. J., USA.
- TORRES, P.A.; ABRIL, A.B.; BUCHER, E.H. 2004. Microbial succession in litter decomposition in the semi-arid Chaco Woodland. Soil Biology & Biochemistry 37: 49-54.
- WEBLEY, D.M.; JONES, D. 1971. Soil Biochemistry. Vol 2. Edited by McLaren DA, Skujins J. Ed. Marcel Dekker, INC., vol. 2. New York pp 446-479.