

Investigación

MINERALIZACIÓN DE GLIFOSATO: EFECTO DE LA TEMPERATURA Y LOS RESIDUOS VEGETALES

Mineralization of glyphosate: effect of temperature and crop residues characteristics

Ariel Rampoldi^{1*}, Susana Hang¹, Enrique Barriuso²

ABSTRACT

Mineralization is the main mechanism of dissipation of glyphosate herbicide (N-[fosfonometil] glicina) in soil. However, there is scarce information of mineralization process in stratum formed by crop residues in no-tillage systems. Kinetics and rate of mineralization of herbicide in crop residues of soybean (*Glycine max* L. Merr.) and corn (*Zea mays* L.) were investigated. To evaluate the age effect of crop residues, samples of soybean crop residues were taken immediately after harvest (Soja 1) and four months after harvesting (Soja 2). Maize crop residues were taken after three months of harvest (Maíz). Glyphosate evolution and total microbial activity (AMT) were monitored by release of ¹⁴C-CO₂ and C-CO₂ during laboratory conditions under two temperatures, 15 and 28 °C. Crop residues size was evaluated using grinding (1 mm) and cut (1 to 2 cm) crop residues. Results showed that glyphosate mineralization was affected by incubation temperature and crop residues origin and age. Size of crop residues did not modified mineralization of glyphosate. Average glyphosate mineralization after 56 days of incubation was 3.9 and 9.9% of the ¹⁴C-glyphosate initial applied at 15 and 28 °C, respectively, whereas in maize crop residues were 2.0 and 3.0% at 15 and 28 °C, respectively. Similar evolution was detected in AMT. Cometabolic nature of glyphosate mineralization was corroborated. Inverse relation between the C/N ratio and glyphosate mineralization was detected. Higher glyphosate mineralization was detected in fresh soybean crop residues suggesting that applications on aged crop residues could be to increase persistence of glyphosate in no-tillage systems.

Key words: glyphosate, crop residues, mineralization, non-tillage system, total microbial activity.

RESUMEN

La mineralización es el principal mecanismo de disipación del herbicida glifosato (N-[fosfonometil] glicina) en el suelo. Existe escasa información sobre el proceso de mineralización de glifosato en el estrato formado por rastrojos en suelos cultivados en sistema de siembra directa. Las muestras de rastrojos de soja (*Glycine max* L. Merr.) se obtuvieron inmediatamente después de la cosecha (Soja 1) y cuatro meses después de la cosecha (Soja 2) y las de maíz (*Zea mays* L.) a los tres meses de su cosecha (Maíz). La evolución de ¹⁴C-glifosato y de la actividad microbiana total (AMT) fue monitoreada por liberación de ¹⁴C-CO₂ y C-CO₂ en condiciones de laboratorio, a dos temperaturas, 15 y 28 °C. El efecto del tamaño de los residuos de cosecha fue evaluado en rastrojo molido (1 mm) y cortado (1 a 2 cm). A los 56 días de incubación del rastrojo de soja se mineralizó 3,9 y 9,9% del ¹⁴C-glifosato inicial aplicado a 15 y 28 °C, respectivamente, mientras que en los rastrojos de maíz la mineralización fue de 2,0 y 3,0%. Se confirmó la naturaleza cometabólica de la mineralización de glifosato. Se detectó una relación inversa entre la relación C/N y el porcentaje de ¹⁴C-CO₂ liberado. Sobre residuos frescos, con mayor AMT, incrementó la

¹ Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, CC 509, Av. Valparaíso s/n, (5000) Córdoba, Argentina. E-mail: arampol@agro.uncor.edu *Autor para correspondencia

² Unité Mixte de Recherche, Institut National de la Recherche Agronomique-Institut National Agronomique Paris-Grignon, Environnemental et Grandes Cultures, 78850 Thiverval-Grignon, Francia. E-mail: barriuso@grignon.inra.fr

Recibido: 31 de enero de 2007.

Aceptado: 11 de mayo de 2007.

mineralización de glifosato. Aplicaciones de glifosato sobre rastrojos más viejos podrían incrementar la persistencia del herbicida en sistemas de siembra directa.

Palabras clave: glifosato, rastrojo, mineralización, siembra directa, actividad microbiana total.

INTRODUCCIÓN

Glifosato (N- [fosfonometil] glicina) es un herbicida no selectivo, de amplio espectro, y actualmente es el más usado en Argentina (CASAFE, 2005). Este herbicida es considerado de mínimo o nulo riesgo agronómico para los cultivos dado que es rápidamente inactivado en el suelo. Inicialmente la inactivación fue explicada por procesos de retención de elevada energía (Piccolo *et al.*, 1994; de Jonge *et al.*, 2001), y también se considera la degradación por microorganismos del suelo como otra importante vía de eliminación (Araujo *et al.*, 2003).

La siembra directa introduce un componente extra en el análisis del comportamiento de glifosato, dado por la presencia de residuos de cosecha sobre el suelo, donde glifosato pueden permanecer por períodos de tiempo variables. La afinidad entre glifosato y los residuos vegetales es marcadamente inferior que en suelos (Accinelli *et al.*, 2005), de modo que esta etapa intermedia pasa a ser decisiva para potenciales riesgos ambientales, tales como arrastre del herbicida por escorrentía superficial hacia cursos de agua.

La degradación de glifosato es realizada por una población microbiana inespecífica y cometabólica (Accinelli *et al.*, 2005) al igual que la degradación de los residuos de cosecha, de modo que los mismos factores que condicionan las transformaciones de los residuos vegetales afectan la persistencia de glifosato acumulado sobre ellos. Entre ellos destacan la temperatura, humedad, pH (Schomberg *et al.*, 1994; De-Neve *et al.*, 1996) origen, edad y tamaño del residuo vegetal (Angers y Recous, 1997; Kumar y Goh, 2000).

Los procesos de degradación y mineralización de los herbicidas ocurren principalmente en la fracción extractable (Johnson *et al.*, 1999). Por otra parte, los componentes solubles y estructurales de los residuos vegetales varían en relación al tiempo y la especie (Cordone, 1998; Morón, 2001), lo que puede modificar la naturaleza de las interacciones con el herbicida glifosato. Aplicaciones de glifosato sobre un determinado rastrojo en distintos momentos del barbecho encontrarán un residuo vegetal con diferentes características en su composición (química y bioquímica), y de estas características dependerá la magnitud del proceso de degradación de glifosato.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la mineralización de glifosato en rastrojos de soja y maíz en relación a la edad y tamaño de los residuos de cosecha incubados a dos temperaturas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Rastrojos

El experimento se realizó en el Laboratorio de Suelos del Institut National de la Recherche Agronomique, Francia, AgroParis Tech, Unité Mixte de Recherche Environnement et Grandes Cultures, Thiverval-Grignon, Francia (48°50' N, 1°56' W). Se trabajó con rastrojos de dos cultivos: soja y maíz. Las muestras de rastrojos de soja se obtuvieron en dos momentos, inmediatamente (Soja 1) y cuatro meses después de realizada la cosecha del cultivo (Soja 2). Las muestras de rastrojos de maíz (Maíz) se tomaron a los tres meses de realizada la cosecha del cultivo. Los rastrojos se secaron a 60 °C durante 72 h. Parte se molió a 1 mm (Molido) con una moladora de forrajes de malla regulable (5657 HAAN, Retschmühle, Germany) y otra se cortó con tijera de 1 a 2 cm (Cortado) manteniendo la proporción tallo/hoja. A los residuos molidos se les determinó carbono orgánico total (COT) por combustión seca en mufla a 580 °C y nitrógeno total (Nt) por Kjeldahl (**Cuadro 1**).

Cuadro 1. Caracterización elemental de los rastrojos de soja y maíz. Experimento mineralización de glifosato.

Table 1. Elemental characterization of soybean and maize crop residues. Glyphosate mineralization trial.

Características de los rastrojos	Soja 1	Soja 2	Maíz
Carbono orgánico total, g kg ⁻¹	381	394	384
Nitrógeno total, g kg ⁻¹	7,0	5,8	3,3
Relación carbono/nitrógeno	54:1	68:1	116:1

Soja 1: rastrojos muestreados inmediatamente después de la cosecha; Soja 2: rastrojos muestreados 4 meses después de la cosecha.

Solución de glifosato

Se utilizó glifosato marcado en el átomo de carbono del grupo fosfonometil (actividad específica = 81,5 MBq mmol⁻¹, 99,2% de pureza). El ¹⁴C-glifosato fue provisto por Sigma Chemicals (St. Louis, Missouri, USA). La concentración final de la solución acuosa de glifosato fue de 26,2 mg L⁻¹ y 1,3 x10⁷ Bq L⁻¹.

Evolución de ¹⁴C-glifosato (¹⁴C-CO₂) y carbono oxidable (C-CO₂)

Tres repeticiones de cada muestra se incubaron en recipientes de vidrio de cierre hermético durante 56 días a 15 y 28 ± 1 °C, en oscuridad. A 1 g de rastrojo se le agregaron 0,5 mL de la solución de glifosato, ajustando la humedad al 85% p/p del material con agua Milli-Q (Millipore, Bellerica, Massachusetts, USA). El C-CO₂ y el ¹⁴C-CO₂ liberados durante la incubación se recuperaron en 5 mL de solución de NaOH 2 M. A los 3, 7, 14, 21, 28, 35, 42, 49 y 56 días se extrajo y reemplazó el NaOH. El C-CO₂ se analizó por colorimetría, usando un analizador de flujo continuo (Skalar, Breda, The Netherlands) y el ¹⁴C-CO₂ se determinó por un contador de centelleo líquido (Packard Instruments, Tri-Carb 2100 TR, Meridien, Connecticut, USA), usando 10 mL de cóctel de centelleo Ultima Gold XR (Packard Instruments).

Análisis estadístico

Para determinar el efecto del origen de los rastrojos sobre las variables carbono oxidable (C-CO₂) y ¹⁴C-glifosato mineralizado (¹⁴C-CO₂), se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) de cuatro factores con interacción entre factores. Los factores fueron: origen (dos niveles: soja y maíz), edad (dos niveles: soja 1 y soja 2), tamaño (dos niveles: molido y cortado) y temperatura (dos niveles: 15 y 28 °C). Se realizaron las pruebas de comprobación correspondientes a los supuestos de normalidad, independencia y homogeneidad de la varianza de los residuales, aceptando en todos los casos la hipótesis nula.

Las diferencias entre medias se analizaron mediante la prueba de diferencia mínima significativa (DMS) (P ≤ 0,01). Para determinar asociación entre variables se realizó un análisis de la correlación entre los parámetros químicos de los rastrojos, actividad microbiana total y porcentaje de ¹⁴C-glifosato mineralizado a los 56 días. Los datos se analizaron con el programa estadístico InfoStat (2006).

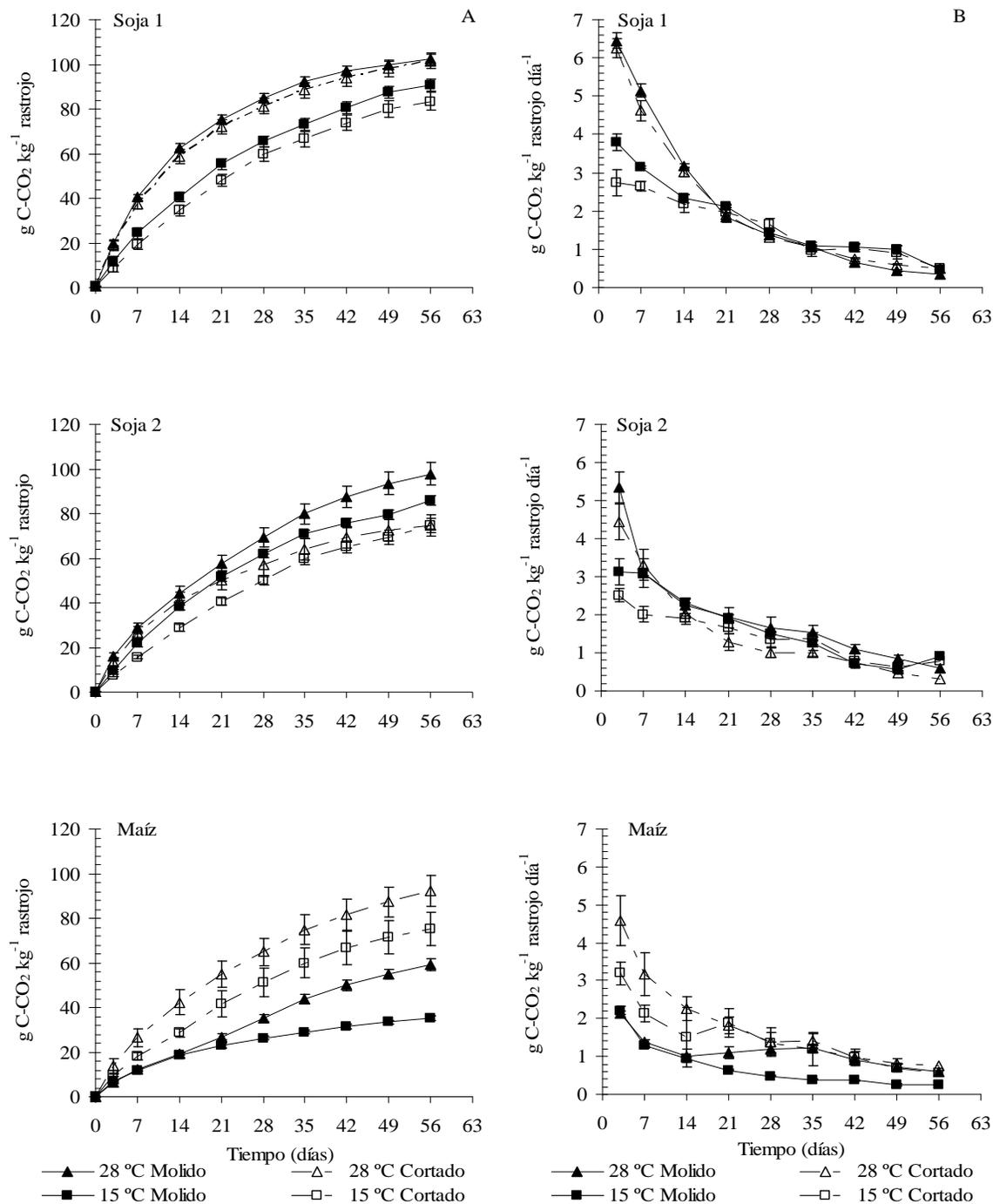
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mineralización del carbono en rastrojos

La cinética del carbono oxidable como estimador de la actividad microbiana total (AMT) y la tasa de mineralización se muestran en la **Figura 1**. La mayor AMT a los 56 días de incubación fue obtenida para los rastrojos de Soja 1 y la menor para los rastrojos de maíz. Los rastrojos de Soja 2 presentaron una AMT intermedia respecto de los rastrojos de Soja 1 y Maíz. Las diferencias en composición elemental (C y N) y la relación entre ambos elementos explicaron adecuadamente las diferencias observadas. Se determinó que el mayor contenido de N favoreció la AMT (r = 0,62; p < 0,00001) y lo opuesto con el contenido de carbono (r = -0,59; p < 0,0001) y la relación C/N (r = -0,60; p < 0,00001), corroborando el efecto estimulante del N sobre la actividad microbiana (Jama y Nair, 1996).

Figura 1. Cinética (A) y tasa de mineralización (B) del carbono oxidable en rastrojos de soja y maíz. Las incubaciones fueron realizadas a 15 y 28 °C con residuos Molidos (1 mm) y Cortados (1 a 2 cm).

Figure 1. Kinetics (A) and mineralization rates (B) of oxidable carbon in soybean and maize crop residues. The incubations were carried out at 15 and 28 °C with Ground (1 mm) and Cut (1 to 2 cm) residues.



El porcentaje de carbono oxidable (C-CO₂ mineralizado) respecto del carbono total en los tres residuos, a los 56 días y a 15 °C fue de 19,2 ± 5%, mientras que a 28 °C fue de 22,6 ± 4% (**Cuadro 2**), confirmando que la temperatura en ese rango incrementa la actividad microbiana (Collins *et al.*, 1990).

Cuadro 2. Carbono oxidable (C-CO₂) y glifosato (¹⁴C-CO₂) mineralizado después de 56 días, en relación con el origen, edad, temperatura de incubación y tamaño de los rastrojos.

Table 2. Oxidable carbon (C-CO₂) and glyphosate (¹⁴C-CO₂) (%) mineralized after 56 days according to origin, age, temperature of incubation and size of crop residues.

Rastrojo	Temperatura (°C)	Tamaño	Carbono oxidable	Glifosato mineralizado
			(C-CO ₂)	(¹⁴ C-CO ₂)
			%	
Soja 1	15	Molido	23,1 ± 0,7bcd	4,9 ± 0,8cd
		Cortado	21,3 ± 1,0def	3,7 ± 0,6de
	28	Molido	26,1 ± 0,6a	13,3 ± 2,0a
		Cortado	25,9 ± 0,9a	11,1 ± 2,0a
Soja 2	15	Molido	21,8 ± 0,6cde	3,7 ± 0,5de
		Cortado	19,6 ± 0,8ef	3,3 ± 0,6de
	28	Molido	24,8 ± 1,3ab	8,6 ± 1,0b
		Cortado	19,2 ± 1,2f	6,5 ± 1,4bc
Maíz	15	Molido	9,8 ± 0,3h	2,2 ± 0,4e
		Cortado	19,6 ± 2,0ef	1,9 ± 0,6e
	28	Molido	15,3 ± 0,6g	3,2 ± 0,4de
		Cortado	24,1 ± 1,8abc	3,0 ± 0,6de

Letras diferentes indican diferencias estadísticas según prueba de diferencia mínima significativa (DMS) (P < 0,01). Soja 1: rastrojos muestreados inmediatamente después de la cosecha; Soja 2: rastrojos muestreados 4 meses después de la cosecha.

La mineralización del carbono oxidable en el rastrojo de Soja 2 fue significativamente mayor (P ≤ 0,01) en el rastrojo molido con respecto al cortado, cuando el material se incubó a 28 °C. El molido de los rastrojos aumentó la superficie de contacto, lo cual generó una mayor accesibilidad de los microorganismos al sustrato (Sorensen *et al.*, 1996; Angers y Recous, 1997) y esto produjo un aumento en la mineralización del carbono orgánico en los rastrojos. A su vez, la actividad de los microorganismos es estimulada por la temperatura (Collins *et al.*, 1990; Paul y Clark, 1996), explicando en parte el aumento de la mineralización del carbono orgánico observado en los rastrojos de Soja 2 molidos e incubados a 28 °C. La ausencia de diferencias debidas al tamaño en los residuos de Soja 1, incubados a 28 °C muestra que la condición de rastrojos frescos anula el efecto tamaño, como se ha señalado en estudios previos (Douglas y Rickman, 1992).

La respuesta opuesta observada en el caso del Maíz, donde el tratamiento Molido mostró menor ataque microbiano que el tratamiento Cortado en ambas temperaturas de incubación, revela las limitaciones de los componentes elementales como indicadores del comportamiento de los rastrojos. Se considera que contenidos elevados de lignina y fenoles pueden actuar como sustancias inhibitoras de la actividad microbiana (Kumar y Goh, 2000), explicando en parte, la menor AMT en los rastrojos Molidos debido a una mayor exposición de estas sustancias.

Mineralización de glifosato en rastrojos

La cinética y la tasa de mineralización de ¹⁴C-glifosato en rastrojo de soja (Soja 1 y Soja 2) y de Maíz se muestran en la **Figura 2**. El ¹⁴C-CO₂ liberado promedio al final de la incubación de glifosato fue 8,3% (Soja 1), 5,5% (Soja 2) y 2,6% (Maíz) del ¹⁴C-glifosato inicial, difiriendo significativamente (P ≤ 0,01) (**Cuadro 2**). Se determinó la existencia de una relación inversa entre ¹⁴C-glifosato y C/N (**Figura 3**),

indicando que la composición de los rastrojos determina el grado de mineralización de glifosato en rastrojos.

Figura 2. Cinética (A) y tasa de mineralización (B) de ^{14}C -glifosato en rastrojo de soja y maíz. Las incubaciones fueron realizadas a 15 y 28 °C con residuos Molidos (1 mm) y Cortados (1 a 2 cm).
Figure 2. Kinetics (A) and mineralization rates (B) of ^{14}C -glyphosate in soybean and maize crop residues. The incubations were carried out at 15 and 28 °C with Ground (1 mm) and Cut (1 to 2 cm) residues.

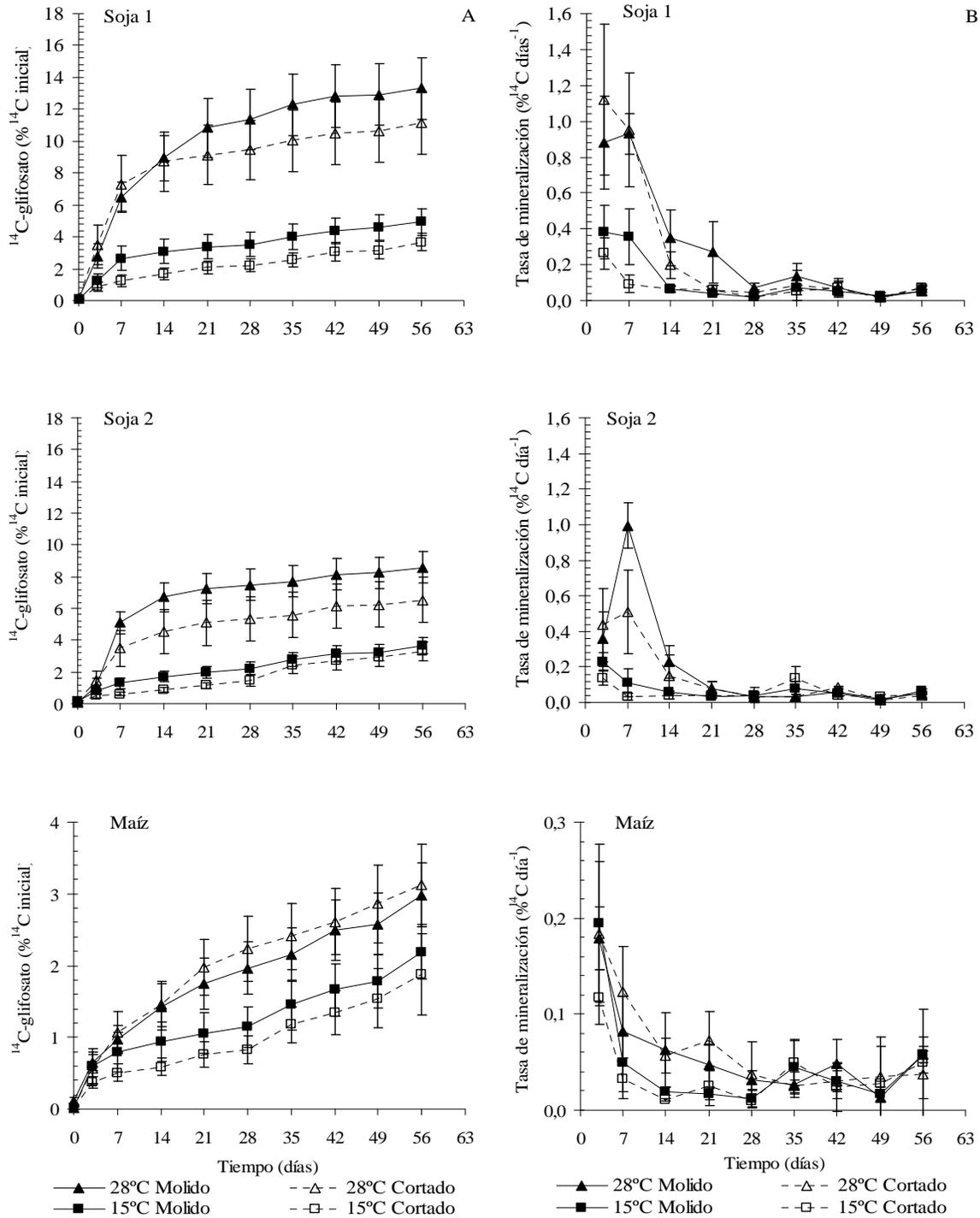
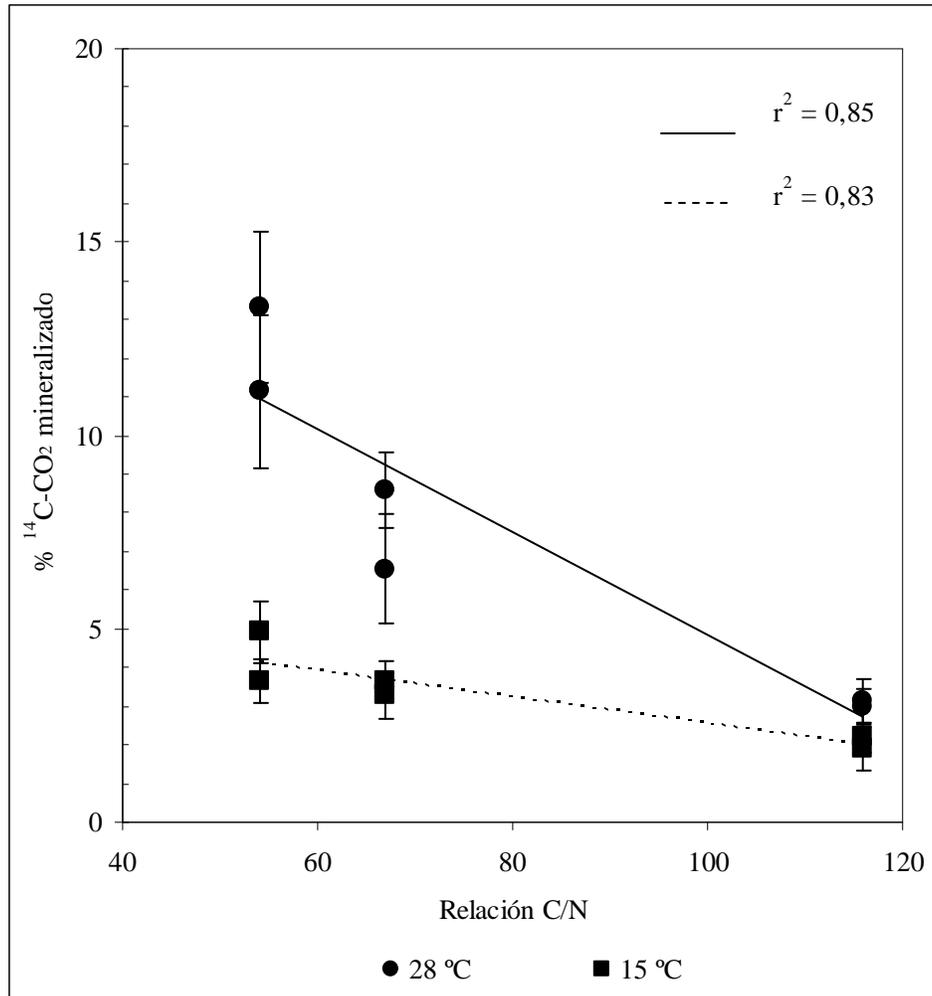


Figura 3. Relación entre el porcentaje de ^{14}C -CO₂ liberado y el índice C/N de dos clases de rastrojos incubados a dos temperaturas (15 y 28 °C).

Figure 3. Relation between the percentage of ^{14}C -CO₂ evolved and C/N index of two classes of crop residues during the incubation to two temperatures (15 and 28 °C).



El efecto estimulante de la temperatura sobre la degradación de glifosato fue comprobado y concordante con estudios previos (Eberbach, 1999; Strange-Hansen *et al.*, 2004). La tasa de mineralización fue máxima al tercer día en todos los rastrojos cuando la incubación se realizó a 15 °C, mientras que a 28 °C la tasa de mineralización de glifosato en los rastrojos de soja fue máxima el día 7 de la incubación y en los rastrojos de maíz el día 3. Estudios previos confirman que la presencia de una fase de retardo es variable. Franz *et al.* (1997) no encontraron fase de retardo en suelos, en contraste con Mamy (2004) que trabajó con material vegetal. Esta divergencia en los resultados sugiere que la ocurrencia de una fase de adaptación de los microorganismos es función del tipo del material y no del tipo de microorganismos responsables, como sí ocurre con atrazina (Bollag *et al.*, 1992). Sin embargo, la mayor tasa de mineralización del carbono oxidable (día 3) a 28 °C en los rastrojos de soja no se reflejó en un aumento de la tasa de mineralización de glifosato en el mismo período de tiempo, sugiriendo que factores como la temperatura y la calidad de los rastrojos, que permiten a los microorganismos expresar su máximo potencial de degradación (Collins *et al.*, 1990; Douglas y Rickman, 1992; Tian *et al.*, 1995), no necesariamente aumentan la tasa de mineralización de glifosato en los primeros días de aplicado el herbicida, dado por una preferencia de los microorganismos al sustrato carbonado de los rastrojos que a glifosato.

La mineralización de glifosato presentó una evolución similar (Soja 1 > Soja 2 > Maíz) que la AMT, si bien las diferencias entre origen del rastrojo y tratamiento fueron menores que las obtenidas para glifosato. Una correlación positiva y significativa entre porcentaje de carbono oxidable (56 días) y porcentaje de ¹⁴C-glifosato (56 días) confirma que el glifosato es degradado por una microflora inespecífica (Accinelli *et al.*, 2005) ($r = 0,66$ y $P < 0,001$). La cantidad total de ¹⁴C-glifosato liberado desde Soja 1 sugiere que las aplicaciones del herbicida inmediatamente después de la cosecha tendrían menos persistencia que las aplicaciones sobre rastrojos más “viejos” o con más proporción de lignina, Soja 2.

En promedio, la mineralización del glifosato aplicado al rastrojo de soja e incubado a 15 °C por un período de 56 días fue 3,9% de la dosis inicial aplicada y de 9,9% cuando se incubó a 28 °C, mientras que para rastrojo de maíz fue de 2,0 y 3,0%, respectivamente. Es decir, la disminución en la proporción de glifosato mineralizado fue 65, 55, y 34%, para Soja 1, Soja 2 y Maíz, respectivamente, cuando la incubación se realizó a 15 °C. Sin embargo, el efecto de la temperatura sobre la mineralización de glifosato en los rastrojos de maíz no fue significativo. La ausencia de diferencias en la mineralización de glifosato en el rastrojo de maíz debido al efecto de la temperatura, sugiere que la población de microorganismos que degradan el rastrojo de maíz tiene baja afinidad por glifosato, aumentando el tiempo de permanencia del herbicida en estos rastrojos.

El efecto del tamaño del material sobre la mineralización de glifosato se evaluó para cada rastrojo, dado que es un factor que varía a lo largo del año y depende del origen del material (Angers y Recous, 1997). La mineralización de glifosato en rastrojos no fue afectada por el tamaño del material. Si bien los porcentajes de glifosato mineralizado fueron más elevados en los materiales molidos con respecto a los cortados, estas diferencias no fueron significativas ($P \leq 0,01$), indicando que los cambios en la constitución física que los rastrojos pueden experimentar a través del tiempo no modifica la magnitud del glifosato mineralizado.

CONCLUSIONES

La mineralización de glifosato fue modificada por la temperatura de incubación, el origen de los rastrojos al que se aplicó y la edad del residuo en el caso de soja, pero no fue afectada por el tamaño de las partículas de los rastrojos tratados. En promedio, se mineralizó 3,9 y 9,9% del glifosato inicial aplicado a rastrojos de soja después de 56 días cuando se incubaron a 15 y 28 °C, respectivamente, mientras que la mineralización de los rastrojos de maíz fue 2,0 y 3,0% para las mismas temperaturas. Se observó un comportamiento similar de la evolución de la AMT, lo cual confirma la naturaleza cometabólica de la mineralización de glifosato. Se detectó una relación inversa entre la C/N y la proporción de glifosato mineralizado. La AMT fue más activa en los residuos frescos de soja que en los de mayor edad del rastrojo, y en consecuencia se incrementó la mineralización de glifosato, sugiriendo que aplicaciones del herbicida sobre rastrojos más viejos podrían incrementar la persistencia del herbicida en sistemas de labranza de cobertura.

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto “Impact des biotechnologies dans les agro-écosystèmes” del Institut National de la Recherche Agronomique (Francia). El Ing. Rampoldi agradece al Programa de Becas “Saint Exupéry” y a la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Córdoba por el apoyo recibido.

LITERATURA CITADA

- Accinelli, C., W.C. Koskinen, J.D. Seebinger, A. Vicari, and M.J. Sadowsky. 2005. Effects of incorporated corn residues on glyphosate mineralization and sorption in soil. *J. Agric. Food Chem.* 53:4110-4117.
- Angers, A., and S. Recous. 1997. Decomposition of wheat and rye residue as affected by particle size. *Plant Soil* 189:197-203.
- Araujo, A.S.F., R.T.R. Monteiro, and R.B. Abarkeli. 2003. Effect of glyphosate on the microbial activity. *Chemosphere* 52:799-804.
- Bollag, J.M., C. Myers, and R. Minard. 1992. Biological and chemical interactions of pesticides with soil organic matter. *Sci. Total Environ.* 123/124:205-217.
- CASAFE. 2005. Evolución del mercado fitosanitario argentino. Cámara Argentina de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, Buenos Aires, Argentina. Disponible en <http://www.casafe.org.ar/m2005.htm>. Leído el 16 de mayo de 2006.
- Collins, H.P., L.F. Elliot, R.W. Rickman, D.F. Bezdicek, and R.I. Papendick. 1990. Wheat straw decomposition and changes in decomposability during field exposure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:1013-1016.
- Cordone, G.E. 1998. Siembra directa. Cuaderno de actualización técnica N° 59. p. 16-19. Asociación Argentina de Consorcios Regionales Experimentales Agropecuarios, Buenos Aires, Argentina.
- de Jonge, H., L.W. de Jonge, O.H. Jacobsen, T. Yamaguchi, and P. Moldrup. 2001. Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content. *Soil Sci.* 166:230-238.
- De-Neve, S., J. Pannier, and G. Hofman. 1996. Temperature effects on C- and N-mineralization from vegetable crop residues. *Plant Soil* 181:25-30.
- Douglas, C.L., and R.W. Rickman. 1992. Estimating crop residue decomposition from air temperature, initial nitrogen content and residue placement. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:272-278.
- Eberbach, P. 1999. Influence of incubation temperature on the behavior of triethylamine-extractable glyphosate (N-phosphonomethylglycine) in four soils. *J. Agric. Food Chem.* 47:2459-2467.
- Franz, J.E., M.K. Mao, and J.A. Sikorski (eds.). 1997. Glyphosate: to unique global herbicide. 653 p. ACS Monograph 189. American Chemical Society, Washington DC, USA.
- InfoStat. 2006. Grupo Infostat. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Córdoba, Argentina.
- Jama, B.A., and P.K.R. Nair. 1996. Decomposition-and nitrogen-mineralization patterns of *Leucaena leucocephala* and *Cassia siamea* mulch under tropical semiarid conditions in Kenya. *Plant Soil* 179:275-285.
- Johnson, S., J. Herman, A. Mills, and G. Hornberger. 1999. Bioavailability and desorption characteristics of aged, nonextractable atrazine in soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:1747-1754.
- Kumar, K., and K.M. Goh. 2000. Crop residues and management practices: effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Adv. Agron.* 68:197-319.
- Mamy, L. 2004. Comparaison des impacts environnementaux des herbicides à large spectre et des herbicides sélectifs: Caractérisation de leur devenir dans le sol et modélisation. 333 p. Tesis doctoral. Institut National Agronomique, Paris-Grignon, France.
- Morón, A. 2001. El rol de los rastrojos en la fertilidad del suelo. p. 387-405. *In* Díaz Roselló, R.(ed.) Siembra directa en el Cono Sur. PROCISUR, Montevideo, Uruguay.
- Paul, E.A., and F.E. Clark. 1996. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, Orlando, Florida, USA.
- Piccolo, A., G. Celano, M. Arienzo, and A. Mirabella. 1994. Adsorption and desorption of glyphosate in some European soils. *J. Environ. Sci. Health* 6:1105-1115.
- Schomberg, H.H., J.L. Steiner, and P.W. Unger. 1994. Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:372-381.

- Sorensen, P., J.N. Ladd, and M. Amato. 1996. Microbial assimilation of ^{14}C of ground and unground plant materials decomposing in a loamy sand and a clay soil. *Soil Biol. Biochem.* 28:1425-1434.
- Strange-Hansen, R., P.E. Holm, O.S. Jacobsen, and C.S. Jacobsen. 2004. Sorption, mineralization and mobility of N-(phosphonomethyl)glycine (glyphosate) in five different types of gravel. *Pest Manage. Sci.* 60:570-578.
- Tian, G., L. Brussaard, and B.T. Kang. 1995. An index for assessing the quality of plant residues and evaluating their effects on soil and crop in the (sub-) humid tropics. *Appl. Soil Ecol.* 2:25:32.