



RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias
ISSN: 0325-8718
Revista.ria@inta.gob.ar
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
Argentina

Hang, S.; Nassetta, M.
Evolución de la degradación de atrazina en dos perfiles de suelo de la provincia de Córdoba
RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias, vol. 32, núm. 1, abril, 2003, pp. 57--69
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
Buenos Aires, Argentina

Available in: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86432106>

- How to cite
- Complete issue
- More information about this article
- Journal's homepage in redalyc.org

redalyc.org

Scientific Information System
Network of Scientific Journals from Latin America, the Caribbean, Spain and Portugal
Non-profit academic project, developed under the open access initiative

EVOLUCIÓN DE LA DEGRADACIÓN DE ATRAZINA EN DOS PERFILES DE SUELO DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

HANG, S.¹ ; NASSETTA, M.²

RESUMEN

Se estudió la evolución de la fracción extractable de atrazina en dos perfiles de suelo, con diferencias sedimentológicas, uno aluvial y otro loésico. Mediante incubaciones de suelo enriquecido con atrazina, se siguió su evolución. Del ajuste según la ecuación de primer orden, $C_t = C_0 e^{-kt}$, se determinó la constante de velocidad específica, k (días⁻¹) y el tiempo de vida media, $t_{1/2}$ (días). El tiempo de vida media de la fracción biodegradable aumentó con la profundidad. Se detectó que atrazina es más persistente en el suelo loésico, donde el tiempo de vida media tuvo variación entre 21 y 154 días. En el perfil aluvial, la variación fue de 12 a 57 días. En el horizonte Ap, que tuvo aplicaciones previas de atrazina se detectó mayor degradación de atrazina. Se encontró correlación altamente significativa de k con carbono orgánico y arcillas mientras que con pH existió correlación significativa y negativa. La correlación significativa entre k y K_d , puso en evidencia que la fracción biodisponible de atrazina está gobernada por los procesos de retención y degradación, y que por medio de técnicas de extracción con solvente, se puede estimar la suma de ambas vías pero no se puede discriminar entre cada una de ellas.

Palabras clave: *atrazina, degradación, tiempo de vida media, residuos extractables*

¹ FCA-UNC. CC509. 5000 Córdoba.

² CEPROCOR-ACC-SE 5164 Sta. María de Punilla. Córdoba E-mail: shang@agro.uncor.edu

SUMMARY

EVOLUTION OF THE DEGRADATION OF ATRAZINE IN TWO SOIL PROFILES OF THE PROVINCE CÓRDOBA

The evolution of the extractable atrazine fraction was studied in two soil profiles with sedimentologic differences, one alluvial soil and another loessic soil, by means of soil incubations enriched with atrazine. The experimental data were adjusted according to the first order equation, $C_t = C_0 e^{-kt}$. The life half-time of the biodegradable fraction increased with depth. Atrazine was more persistent in the loess profile than in the alluvial soil, (21-154 days and 12-57 days of half-life for the loess and alluvial soils, respectively). In the Ap horizon, which had previous atrazine applications, higher atrazine degradation was detected. The degradation rate (k) was highly correlated with organic carbon ($r=0.90$; $p<0.000$) and clays ($r=0.77$; $p<0.000$) whereas there was a significant negative correlation and negative with pH ($r=-0.85$; $p<0.000$). The significant correlation between k and K_d , evidences that the bioavailable atrazine fraction is governed by retention and degradation processes. By solvent extraction techniques, it can be considered the sum of both process, retention and degradation, but it cannot discriminate among them.

Keywords: atrazine, degradation, life half-time, extractable residues.

INTRODUCCIÓN

Atrazina, 2-cloro-4etil amino-6-isopropilamino-s-triazina, es un herbicida ampliamente usado en cultivos de maíz, sorgo, caña de azúcar, como preemergente para controlar malezas de hoja ancha y algunas monocotiledóneas (Tomlin, 1997). Los herbicidas al llegar al suelo se distribuyen entre las fases sólida, líquida y gaseosa. La fracción que permanece en la solución, es la que esta disponible para la absorción, degradación, lixiviación y arrastre superficial (Johnson y otros, 1999; Bollag *et al.*, 1992). La proporción de herbicida en la fase líquida depende de los equilibrios que se establecen con la matriz del suelo, y estos equilibrios son controlados por las características del herbicida, del suelo y las condiciones ambientales (Weber *et al.*, 1993; Reinhardt y Nel, 1993).

La partición entre fase sólida y líquida se la caracteriza mediante los índices de distribución (K_d), que relacionan la cantidad de herbicida retenida con la cantidad en solución. Estos índices se determinan en condicio-

nes de equilibrio con tiempos de estabilización generalmente inferiores a 24 h, siendo los mecanismos predominantes de naturaleza fisicoquímica. En períodos de tiempo más prolongados se adicionan a los procesos fisicoquímicos, procesos biológicos tales como degradación parcial o total de la molécula, bioacumulación (Benoit *et al.*, 1998). La materia orgánica del suelo participa en ambos mecanismos dado su rol dual que le permite retener las moléculas del herbicida, y por otra parte, estimular la actividad biológica, incrementando la velocidad de transformación de los herbicidas en las capas superficiales del suelo (Stolpe y Shea, 1995). Es decir, en superficie, las condiciones favorecen la degradación y retención del herbicida. El comportamiento del subsuelo es más complejo de predecir, y existen resultados controvertidos. Según algunos estudios, los cambios en la composición del suelo favorecen la persistencia de atrazina (Kördel *et al.*, 1995; Kruger *et al.*, 1993), mientras que otros trabajos demuestran que la mineralización de atrazina puede aumentar en el subsuelo (Jenks *et al.*, 1998; Sparling *et al.*, 2001; Di *et al.*, 2001).

Tanto la degradación como la retención en la matriz del suelo, reducen la disponibilidad de atrazina. Este comportamiento desde un punto de vista agronómico puede afectar su eficacia y desde un punto de vista ambiental puede reducir su movilidad (Bollag *et al.*, 1992). La fracción extractable puede ser considerada una medida de la biodisponibilidad del herbicida, y dependiendo de los procesos que ocurran en el suelo, esta biodisponibilidad puede cambiar en el tiempo y espacialmente.

En Argentina se dispone de limitada información referente a la evolución de la fracción extractable de atrazina y menos aún referido a su comportamiento en el subsuelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la evolución de la degradación de los residuos extractables de atrazina en dos perfiles de suelo previamente caracterizados por su capacidad de retención de atrazina (Hang y Sereno, 2002).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los suelos utilizados corresponden a dos establecimientos con sistemas de producción agrícola, ubicados al norte de la ciudad de Córdoba, próximos a las localidades de Jesús María y Colonia Caroya. Se trabajó con dos perfiles de suelo, ambos bajo siembra directa. Previo al muestreo, se realizaron calicatas y los suelos fueron descriptos a nivel de Sub-Grupo;

uno de ellos fue clasificado como Argiustol típico y el otro como Haplustol éntico. El suelo Argiustol típico recibe atrazina desde el año 1989, mientras que el suelo Haplustol éntico, no ha recibido atrazina.

Argiustol típico: Son suelos de origen aluvial que se desarrollaron a partir de materiales que han sido depositados por una multiplicidad de vías de escurrimiento con carácter esporádico y estacionario (Sachi, 2001).

Haplustol éntico: Son suelos desarrollados sobre sedimentos limo-loésicos a partir de materiales de naturaleza eólica (loess) que han sido ligeramente redepositados o modificados por escurrimiento superficial de carácter temporario (Sachi, 2001).

El muestreo se realizó al azar, obteniendo por horizonte 15 muestras simples con las que se prepararon muestras compuestas. Los suelos fueron caracterizados por contenido de carbono orgánico (Co) por combustión húmeda (Walkley y Black), capacidad de intercambio catiónico (CIC) por saturación con acetato de amonio a pH 7, pH en agua en relación suelo/agua, 1/2, granulometría por sedimentación por el método de la pipeta de Robinson, capacidad de campo (CC) por olla de presión. Se utilizaron las técnicas descritas en Sparks (1996). Los valores de los coeficientes de distribución (K_d) y K_{co} ($K_d / \% Co * 100$), que indican la repartición de atrazina entre la fase sólida y la fase líquida del suelo y el valor de K_d estandarizado por contenido de carbono orgánico, respectivamente, previamente publicados (Hang y Sereno, 2002) se presentan junto con las propiedades de los suelos en la Tabla 1.

Se trabajó con solución de atrazina (grado analítico, 99.9 %) de 30mg/L de concentración.

Estudios de degradación de atrazina

Se pesaron 20 g de suelo en frascos de polipropileno con tapa y se aplicó a cada uno 5 ml de solución de atrazina, a fin de ajustar simultáneamente la concentración de herbicida por frasco a 7.5 µg/g y el contenido de agua a aproximadamente 80 % de capacidad de campo. Se trabajó en cámaras de cultivo a 28°C, en oscuridad. Semanalmente se ventilaron y se controló el contenido de humedad por diferencia de peso, usando agua destilada. Los blancos se prepararon de la misma forma que las muestras, sin atrazina. A los 0; 7; 14; 28; 56 días se sacrificaron 3 réplicas y un blanco por horizonte. Las muestras se colocaron en freezer hasta su procesamiento.

La extracción de atrazina se realizó con una mezcla de acetonitrilo:agua (90:10), en una relación extractante:suelo de 1:1. Se agitó la suspensión durante 1 hora, se centrifugó y se filtró. El filtrado se limpió utilizando cartuchos de extracción en fase sólida (SPE) de ácido bencensulfónico. La cuantificación se realizó por HPLC, la fase móvil fue acetonitrilo:fosfato dibásico de potasio (0,05 M) en una relación 40:60. Se trabajó con un equipo Shimadzu, equipado con detector UV-Visible, SPD-10Av, Columna Phenomenex, Spherclone 5 μ , ODS 150 x 4,6 mm, Bomba isocrática LC-10 AS, equipado con inyector automático. La lectura se realizó a 254 nm.

Los datos obtenidos se ajustaron matemáticamente con la ecuación de primer orden propuesto por Walker (1987):

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad [1]$$

donde C_t es la concentración de atrazina (mg/kg) al tiempo t , C_0 (mg/kg) es la concentración inicial de atrazina, k es la constante de velocidad específica (días⁻¹) y t es el tiempo (días) al cual se mide C . El tiempo necesario para que la concentración de atrazina alcance el valor igual a la mitad de la concentración inicial, C_0 , se denomina tiempo de vida media y se calculó a partir de la forma linealizada de la ecuación [1]:

$$\ln C_t = \ln C_0 - kt \quad [2]$$

Se realizó un análisis de la regresión, un análisis de correlación entre los porcentajes de atrazina recuperada a 28 y 56 d y las propiedades físicas y químicas de los suelos, un análisis de la varianza y comparación de medias por tiempo de incubación dentro de cada perfil y entre profundidades de ambos perfiles. El programa estadístico utilizado fue Infostat (1998).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evolución de la degradación de atrazina en los dos perfiles de suelo se presenta en la Figura 1. Los blancos permitieron corroborar ausencia de atrazina y sus metabolitos provenientes de aplicaciones previas. Los porcentajes de recuperación para cada suelo se calcularon considerando como 100 % al porcentaje recuperado en el tiempo cero.

Según la clasificación de curvas de degradación de pesticidas propuesta por Baer y Calvet (1999) las curvas obtenidas corresponden al Tipo II. Estas curvas describen sistemas donde la primera etapa es más rápida que la segunda etapa, indicando que no debe mediar un tiempo de espera para que el proceso de degradación ocurra.

En ambos perfiles la degradación de atrazina decreció con la profundidad. En el perfil Argiustol se registró una mayor participación del subsuelo en la degradación, mientras que en perfil Haplustol los horizontes AC y C presentaron porcentajes de recuperación de atrazina superiores a los obtenidos para el horizonte Ap, para todos los tiempos de incubado.

El análisis de la varianza realizado entre los dos perfiles por horizonte y por tiempo, se detectaron diferencias significativas en la cantidad de atrazina recuperada, entre los dos horizontes Ap y entre C y Bt₂.

La fracción de atrazina no recuperada puede encontrarse adsorbida, mineralizada o transformada a compuestos intermedios o metabolitos.

En estudios previos sobre estos suelos (Hang y Sereno, 2002) se observaron diferencias en la capacidad de adsorción entre los dos perfiles. Las diferencias sedimentológicas de ambos perfiles provocaron diferencias en propiedades físicas y químicas del suelo relacionadas con la capacidad de retención de atrazina. El perfil Haplustol, que es un suelo desarrollado sobre loess y con escaso desarrollo, presenta coeficientes de adsorción de atrazina que decrecen en forma marcada con la profundidad (Tabla 1).

Tabla 1. Características físicas y químicas de los dos perfiles de suelo: Argiustol típico y Haplustol éntico

Perfil de Suelo	H _z .	Prof. cm	pH	Co. %	Arena, %	Limo, %	Arcilla, %	CIC, C _{mol} kg ⁻¹	CC %	K _d * l kg ⁻¹	K _{co} %
Argiustol típico	Ap	0 - 18	6.0	2.1	8	64	28	26.7	23.0	1.54	73.3
	Bt ₁	18 - 56	6.3	1.7	13	52	35	30.4	25.4	1.50	88.2
	Bt ₂	56 - 90	6.7	1.2	33	41	26	24.7	21.0	0.32	26.6
	BC	+90 cm	6.7	0.7	27	49	24	27	18.8	0.52	74.3
Haplustol éntico	Ap	0 - 18	6.2	1.6	13	62	25	24.3	18.8	1.59	99.3
	AC	18 - 52	6.5	0.8	18	60	22	23.8	15.7	0.51	63.7
	C	52 - 86	7.3	0.4	17	65	18	21.2	15.2	0.81	202.5

*Hang y Sereno, 2002

Por el contrario, el perfil Argiustol, se desarrolló sobre material aluvial, de mayor heterogeneidad; presenta índices de adsorción más altos, indicando que el subsuelo también participa en la retención de atrazina. Por otra parte, se considera que la retención de atrazina a la matriz del suelo, es un mecanismo que puede provocar una reducción de su mineralización (Blumhorst y Weber, 1994). Los estudios de Shapir *et al.* (2000), confirman esta relación inversa entre retención y mineralización, obteniéndose valores de K_d de 1.57 L kg^{-1} y 2.79 L kg^{-1} , y porcentajes de mineralización de 23 % y 5 %, respectivamente. Esta relación inversa se basa en que las bacterias atacan sustratos solubles, de modo que cualquier proceso que reduzca la accesibilidad, reduce la mineralización. Bajo este análisis, la fracción de atrazina no recuperada durante la incubación se encontraría en forma no disponible formando parte de los denominados residuos no extractables.

Por otra parte, se observaron diferencias en la proporción de atrazina recuperada entre los dos horizontes de superficie (Ap) de los dos perfiles. Ambos horizontes presentan índices de adsorción similares 1.54 L kg^{-1} (Ap-Argiustol) y 1.59 L kg^{-1} (Ap-Haplustol). La evolución de atrazina recuperada fue superior en el Ap-Haplustol para todos los tiempos de incubado. Ap-Argiustol ha recibido atrazina por más de 10 años. Se ha probado en numerosos estudios (Stolpe y Shea, 1995; Barriuso y Houot, 1996; Vanderhayden *et al.*, 1997; Houot *et al.*, 2000; Wenk *et al.*, 1998) que las aplicaciones repetidas de atrazina aumentan la capacidad del suelo de mineralizarla. La presión provocada al incorporar un determinado sustrato en forma reiterada sobre una fracción de la población microbiana, estimula el desarrollo de un sistema enzimático que permite la degradación completa del sustrato. En el horizonte Ap-Argiustol, con reiterado uso de atrazina, el bajo porcentaje recuperado a los 56 días, podría indicar que la degradación de atrazina es por biodegradación (Bollag *et al.*, 1992), proceso denominado mineralización acelerada (Barriuso y Houot, 1996).

Tasa de degradación (k) y Tiempo de vida media ($t_{1/2}$)

Los datos experimentales de degradación de atrazina de los dos perfiles fueron ajustados según la ecuación [2]. Las ecuaciones y los índices k y $t_{1/2}$ calculados se presentan en la Tabla 2. Los mejores ajustes se verificaron para el perfil Argiustol típico.

Tabla 2. Ecuación de ajuste e índices obtenidos a partir de $\ln C_t = \ln C_0 - kt$ para los dos perfiles de suelo: Argiustol típico y Haplustol éntico.

Perfil de Suelo	H _z	Ecuación de ajuste	R ²	k (días ⁻¹)	t _{1/2} (días)
Argiustol típico	Ap	y = -0.0561x + 4.48	0.984	0.0561 (0.0628-0.0544)	12
	Bt ₁	y = -0.0309x + 4.67	0.914	0.0309 (0.0372-0.0236)	22
	Bt ₂	y = -0.0147x + 4.62	0.940	0.0147 (0.0190-0.0110)	47
	BC	y = -0.0121x + 4.64	0.924	0.0121 (0.0147-0.0102)	57
Haplustol éntico	Ap	y = -0.0334x + 4.55	0.970	0.0334 (0.0450-0.0240)	21
	AC	y = -0.0084x + 4.32	0.453	0.0084 (0.0140-0.0028)	82
	C	y = -0.0045x + 4.52	0.420	0.0045 (0.0081-0.0012)	154

El horizonte Ap-Argiustol presentó una tasa de degradación elevada (0.0561días⁻¹) y un tiempo de vida media de 12 días. Estos índices apoyan la hipótesis que Ap-Argiustol es un suelo con características de adaptado con una microflora capaz de degradar atrazina hasta su mineralización.

Para los restantes horizontes del perfil Argiustol y todos los horizontes del perfil Haplustol, se observó que la velocidad de degradación decae con la profundidad y, en consecuencia, se incrementa el tiempo de vida media.

Los valores de ambos índices k y $t_{1/2}$ se encuentran dentro del rango encontrado en bibliografía para superficie y subsuelo (Kruger *et al.*, 1993; De Andrea *et al.*, 1997; Blumhorst y Weber, 1994; Jenks *et al.*, 1998).

El tiempo de vida media de la fracción biodegradable, aumentó con la profundidad, y entre horizontes de igual profundidad entre perfiles, se detectó que atrazina es más persistente en el suelo loésico (Haplustol éntico), donde el tiempo de vida media tuvo un rango de variación entre 21 y 154 días. En el perfil Argiustol, el rango de variación fue de 12 a 57 días. Estos tiempos caracterizan un espesor de aproximadamente 1 m de perfil, lo que muestra la mayor capacidad amortiguadora o de filtro del perfil Argiustol respecto al perfil Haplustol.

El análisis de correlación entre los porcentajes de atrazina recuperada a 28d y 56d y k , $t_{1/2}$ y las propiedades físicas y químicas de los suelos (Tabla 3) mostró que las propiedades Co, arcillas CIC, y K_d correlacionaron negativamente, y esta tendencia creció con el tiempo de incubación. Estos

Tabla 3. Análisis de correlación entre los índices k , $t_{1/2}$, K_d , los porcentajes de atrazina recuperada a 28 y 56 días y las propiedades físicas y químicas de dos perfiles de suelo: Argiustol típico y Haplustol éntico

	k	K_d	K_{co}	%At recup-28	%At recup-56	CIC	Arcilla	Co	pH
k		0.000	0.030	0.000	0.000	0.030	0.000	0.000	0.000
K_d	0.600		0.340	0.030	0.240	0.590	0.110	0.090	0.020
K_{co}	-0.480	0.220		0.600	0.650	-0.640	-0.670	-0.740	0.700
%At recup-28	-0.940	-0.470	0.000		0.010	0.160	0.000	0.000	0.000
%At recup-56	-0.930	-0.510	0.120	0.870		0.100	0.010	0.000	0.010
CIC	0.460	0.130	0.000	-0.320	-0.670		0.000	0.000	0.000
Arcilla	0.770	0.360	0.000	-0.660	-0.870	0.870		0.000	0.000
Co	0.900	0.380	0.000	-0.890	-0.970	0.640	0.890		0.000
pH	-0.850	-0.510	0.000	0.870	0.890	-0.590	-0.770	-0.860	

Correlación de Pearson: coeficientes\probabilidades

resultados confirmaron que las propiedades de suelo más involucradas en la retención de atrazina participan en la proporción de atrazina extractable. Esta proporción extractable se la considera una medida de la fracción biodisponible, y según estudios previos, la biodisponibilidad de atrazina decae con el tiempo de contacto (Radosevich *et al.*, 1997). Con pH y k la correlación fue positiva para los dos tiempos de incubación.

Entre las propiedades de los suelos y la tasa de degradación (k) se destacó una correlación altamente significativa con carbono orgánico y arcilla y una correlación significativa y negativa con pH. La correlación significativa entre k y K_d , pone en evidencia que la fracción biodisponible de atrazina está gobernada por los procesos de retención y degradación, y que por medio de técnicas de extracción con solvente se puede estimar la suma de ambas vías, retención y degradación, pero no se puede discriminar entre cada una de ellas.

En síntesis, la recuperación de residuos extractables aumenta con la profundidad y decrece con el tiempo de incubación. La evolución de atrazina en el suelo es función de la composición de la matriz del suelo. Carbono orgánico y porcentaje de arcilla son propiedades involucradas en la retención de atrazina y en consecuencia, modifican su extractabilidad. Los menores porcentajes de recuperación de atrazina estuvieron asociados a los horizontes de superficie y al horizonte Bt₁ argílico. La composición del subsuelo determina su participación en la evolución de atrazina. De este modo, un perfil más complejo y heterogéneo como el Argiustol,

Tabla 4. Comparación entre perfiles por profundidad y tiempo, del porcentaje de atrazina recuperada

Tiempo, días	p1 (Ap-Argiustol y Ap-Haplustol)	P2 (Bt ₁ y AC)	p3 (Bt ₂ y C)
0	ns	ns	ns
7	sig.(p<0.01)	ns	sig.(p<0.01)
14	sig.(p<0.01)	ns	ns
28	ns	ns	sig.(p<0.01)
56	sig.(p<0.01)	sig.(p<0.01)	sig.(p<0.01)

presenta mayor afinidad por atrazina en los horizontes del subsuelo respecto al detectado para el perfil Haplustol, debido a su escaso desarrollo y su bajo contenido de carbono y arcillas en el subsuelo. Para este perfil, se considera que la principal barrera para el movimiento vertical de atrazina en profundidad está limitado al horizonte Ap. Superada esta barrera, la atrazina podría transportarse sin limitantes de retención, y su degradación sería limitada. El aumento de carbono orgánico redujo el porcentaje de residuos extractables recuperados. Otras propiedades de suelo involucradas en la degradación de atrazina fueron contenido de arcilla y

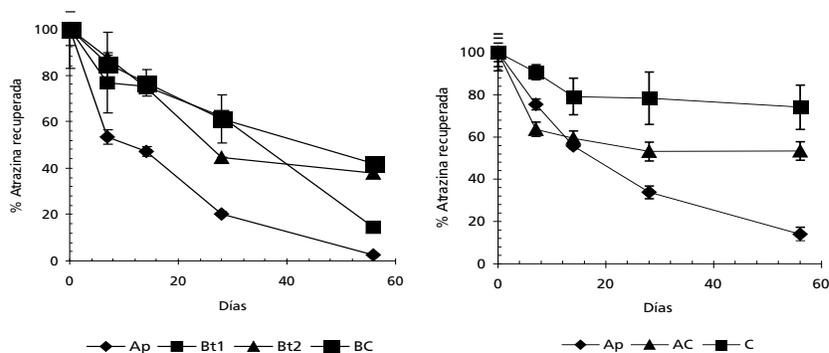


Fig. 1. Evolución de la degradación de atrazina en los perfiles de suelo Argiustol típico y Haplustol éntico.

pH. La tasa de degradación k , correlacionó positivamente con el índice de adsorción K_d , indicando que la disipación de atrazina puede ocurrir por retención a la fracción sólida del suelo. Este proceso podría revertirse permitiendo el paso a la solución o translocarse en coloides en suspensión. El comportamiento de la atrazina en el horizonte Ap-Argiustol, sometido a aplicaciones reiteradas de atrazina, podría indicar que se trata de un suelo adaptado, con procesos de mineralización acelerada de atrazina. Estudios futuros se orientarán a confirmar o no esta hipótesis.

Los estudios de evolución de atrazina en el suelo a partir de la fracción extractable indicaron que no es posible determinar las vías de desaparición de atrazina, dado que puede existir mineralización, retención o transformación a sus metabolitos. Sin embargo, la cantidad de atrazina extractable, permite estimar la curva de efectividad del producto e inferir los riesgos potenciales de contaminación por transporte.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con el apoyo económico del International Foundation for Science, Grant N° C/3132-1.

BIBLIOGRAFÍA

- BAER, U. AND R. CALVET. 1999** Fate of soil applied herbicides: Experimental data and prediction of dissipation kinetics. *J. Environ. Qual.* 28:1765-1777.
- BARRIUSO, E. AND S. HOUOT. 1996.** Rapid mineralization of the s-triazine ring of atrazine in soils in relation to soil management. *Soil Biol. Biochem.* 28 :1341-1348.
- BENOIT, P.; BARRIUSO, E. AND R. CALVET. 1998.** Biosorption characterization of herbicides, 2,4-D and atrazine, and two chlorophenols on fungal mycelium. *Chemosphere*, 37:1271-1282.
- BLUMHORST, M. AND J. WEBER. 1994.** Chemical versus microbial degradation of cyanazine and atrazine in soils. *Pestic. Sci.*, 42:79-84.
- BOLLAG, J.M.; MYERS, C. AND R. MINARD. 1992.** Biological and chemical interactions of pesticides with soil organic matter. *The Sci. Total Environ.*, 123/124:205-217.
- DE ANDREA, M. M.; MATALLO, M. B.; TOMITA, R. Y. AND L. C. LUCHINI. 1997.** Effect of temperature on dissipation of ¹⁴C-Atrazine in a Brazilian Soil. *Pesq. Agropec. Bras.*, Brasília, 32:95-100.
- DI, H.J., SPARLING, G.P. AND G.N. MAGESAN. 2001.** The effect of mineralisation rates of atrazine in surface and subsurface soils on its groundwater contamination potential. *Aust. J. Soil Res.*, 39:175-183.

- HANG S. Y R. SERENO. 2002.** Adsorción de atrazina y su relación con las características sedimentológicas y el desarrollo del perfil de dos suelos de la provincia de Córdoba. *Rev. Inv. Agr.* 31:73-88.
- HOUOT, S.; TOPP E.; ABDELLAH Y. AND G. SOULAS. 2000.** Dependence of accelerated degradation of atrazine on soil pH in french and canadian soils. *Soil Biol. Biochem.*, 32:615-625.
- INFOSTAT. 1998.** Grupo Infostat. Fac. Ciencias Agropecuarias, UNC.
- JENKS, B.; ROETH, F. AND A. MARTIN. 1998.** Influence of surface and subsurface soil properties on atrazine sorption and degradation. *Weed Sci.* 46:132-138.
- ; ROETH, F. W.; MARTIN, A. R. AND D. L. MC. CALLISTER. 1998.** Influence of surface and subsurface soil properties on atrazine sorption and degradation. *Weed Sci.* 46:132-138.
- JOHNSON, S.; HERMAN, J.; MILLS A., G. HORNBERGER. 1999.** Bioavailability and desorption characteristics of aged, nonextractable atrazine in soil. *Environ. Tox. and Chem.*, 18:1747-1754.
- KÖRDEL, W.; WAHLE. U.; KNOCHE, H. AND K. HUND. 1995.** Degradation capacities of chlorotoluron and simazine in subsoil horizons. *The Sci. Total Environ.* 171:43-50.
- KRUGER, E.L.; SOMASUNDARAM, L.; KANWAR, R. AND J. COATS. 1993.** Persistence and degradation of ¹⁴C-Atrazine and ¹⁴C-Deisopropylatrazine as affected by soil depth and moisture conditions. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 12:1959-1967.
- RADOSEVICH, M.; TRAINA, S. AND O. TUOVINEN. 1997.** Atrazine mineralization in laboratory-aged soil microcosms inoculated with s-triazine-degrading bacteria. *J. Environ. Qual.* 26:206-214.
- REINHARDT, C. F. AND P. C. NEL. 1993.** The influence of type, soil water content and temperature on atrazine persistence. *S. Afr. J. Plant Soil.* 10:45-49.
- SACCHI, G. 2001.** Dinámica de erosión hídrica y de degradación física y química de suelos en las cuencas de los ríos Santa Catalina y Ascochinga. Córdoba. Argentina. Tesis Doctoral. 260pp.
- SHAPIR, N.; GOUX, S.; MANDELBAUM, R. AND L. PUSSEMIER. 2000.** The potential of soil microorganisms to mineralize atrazine as predicted by MCH-PCR followed by nested PCR. *Can. J. Microbiol.* Vol. 46:425-432.
- SPARKS, D. 1995.** Chemistry of soil organic matter *in* Environmental Soil Chemistry. Chapter 3.53-79. Academic Press.
- SPARLING, G.; DRATEN, R.; AISLABIE, J. FRASER R. 2001.** Atrazine mineralisation in New Zealand topsoils and subsoils: Influence of edaphic factors and numbers of atrazine-degrading microbes *Soil Biol. Biochem.*, 33:2105-2114.
- STOLPE, N.B. AND P.J. SHEA. 1995.** Alachlor and atrazine degradation in a Nebraska soil and underlying sediments. *Soil Sci.*, 160:359-370.
- Tomlin, C. (Ed) 1997. *The Pesticide Manual. Eleventh Edition*, British Crop Protection Council.

VANDERHEYDEN, V.; DEBONGNIE, P.; L. PUSSEMIER. 1997. Accelerated degradation and mineralization of atrazine in surface and subsurface soil materials. *Pestic. Sci.* 49:237-242.

WALKER, A. 1987. Evaluation of a simulation model for prediction of chlorsulfuron persistence in soil. *Weed Research* 27:143-152.

WEBER, J.B. 1993. Ionization and sorption of Fomesafen and Atrazine by soils and soil Constituents. *Pestic. Sci.*, 39:31-38.

WEBER, J.; BEST, J. AND J. GONESE. 1993. Bioavailability and bioactivity of sorbed organic chemicals. Chapter 10 In: Sorption and degradation of pesticides and organic chemicals in soil. SSSA Special publication no.32.

WENK, M.; BAUMGARTNER, T.; DOBOVSEK, J.; FUCHS, T.; KUCSERA, J.; ZOPFI J. AND G. STUCKI. 1998. Rapid atrazine mineralization in soil slurry and moist soil by inoculation of an atrazine-degrading *Pseudomonas* sp. Strain., *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 49:624-630.