

Comissão 3.5 - Poluição, remediação do solo e recuperação de áreas degradadas

TAXA DE DEGRADAÇÃO DE AMETRINA EM QUATRO SOLOS BRASILEIROS: INDICATIVO DO COMPORTAMENTO AMBIENTAL⁽¹⁾

Matheus da Rocha Severino⁽²⁾ & Paulo Marcos da Silva⁽³⁾

RESUMO

O crescimento da demanda global por alimentos juntamente com as exigências do mercado – não só relacionados à qualidade, mas também à diversidade – estão levando ao aumento do uso de agrotóxicos nas lavouras. Nesse contexto, a busca de informações e tecnologias para reduzir riscos ambientais associados ao uso de pesticidas tem papel importante. Estudos de laboratório têm fornecido indicações sobre o comportamento de pesticidas em solos, porém indicações sobre a identidade e a toxidez dos metabólitos formados são raras. O presente estudo avaliou o comportamento da ametrina em solos brasileiros, e a identidade e quantidade de dois metabólitos principais foram determinadas. Maior quantidade de radioatividade foi detectada nos extratos dos solos, indicando que a formação de resíduos ligados ocorreu apenas em pouca extensão, o que pode representar risco ambiental. Valores de DT₅₀ foram menores nos solos com mais matéria orgânica.

Termos de indexação: ametrina, comportamento ambiental de pesticidas, avaliação de risco.

SUMMARY: *AMETRYN DEGRADATION RATE IN FOUR SOILS OF BRAZIL AS INDICATOR OF THE ENVIRONMENTAL PERFORMANCE*

Increased global demand for food, coupled with the market requirements, not only related to quality, but also to diversity, is leading to an increased use of pesticides in crops. In this context, the search for information and technologies to reduce environmental risks

⁽¹⁾ Recebido para publicação em 13 de janeiro de 2011 e aprovado em 13 de março de 2012.

⁽²⁾ Pesquisador do Laboratório de Radioquímica – Bioagri laboratórios. CEP 13412-000 Piracicaba (SP). E-mail: m.severino@bioagri.com.br

⁽³⁾ Pesquisador do Laboratório de Radioquímica – Bioagri laboratórios. E-mail: p.silva@bioagri.com.br

associated with pesticide use plays an important role. Laboratory studies have provided data on the behavior of pesticides in soils, but little is known about the identity and toxicity of the metabolites formed. This study evaluated the behavior of ametryn in Brazilian soils and the identity and quantity of two main metabolites was determined. Highest quantities of radioactivity were detected in the soil extracts, indicating that few bound residues were formed, which may represent an environmental risk. DT₅₀ values were lower in soils with higher organic matter content.

Index terms: ametryn, pesticide environmental fate, risk assessment.

INTRODUÇÃO

Os agrotóxicos introduzidos no ambiente podem causar impactos ambientais na água, no solo e sua microbiota e, conseqüentemente, nos seres humanos. Esses impactos estão relacionados à toxidez e ao tempo de permanência acima do necessário para o agrotóxico exercer sua função. Os processos que modificam a estrutura química desses compostos e promovem sua dissipação são dependentes de processos físicos, químicos e biológicos e determinam sua persistência no ambiente. Do ponto de vista ambiental, o agrotóxico ideal deveria apresentar disponibilidade e persistência suficientes apenas para garantir sua eficácia agrônômica (Regitano, 2002; Lavorenti et al., 2003).

Modelos de simulação estão sendo empregados para avaliar o destino de agrotóxicos no ambiente (Herman & Scherer, 2003). As propriedades e características físicas e químicas dos pesticidas, bem como de suas concentrações em matrizes ambientais (água, solo, ar e plantas-alvo), devem necessariamente ser incluídas nesses modelos, porque delas depende a previsão do destino e da persistência dos agrotóxicos no ambiente.

A meia-vida (DT₅₀), a solubilidade em água, a hidrólise, a fotólise, a volatilidade e o coeficiente de partição carbono-água (K_{OC}) dos pesticidas são atributos que podem indicar a persistência e o destino dos agrotóxicos no ambiente. Uma correlação entre os valores de DT₅₀ e K_{OC}, na equação que fornece o índice de Groundwater Ubiquity Score, $GUS = \log_{10} t_{1/2} (4 - \log_{10} K_{OC})$, permite classificar os compostos de acordo com sua tendência à lixiviação e, portanto, risco de contaminação das águas. Valores de GUS menores que 1,8 indicam compostos que não lixiviam, e maiores que 2,8, com potencial de lixiviar (Gustafson, 1989) e possíveis contaminantes das águas.

A biodegradação por microrganismos é um dos principais processos pelos quais os agrotóxicos são parcial ou totalmente dissipados e que pode alterar a persistência deles no ambiente.

As taxas de degradação dos agrotóxicos são variáveis e dependem, também, de fatores como pH, teor de matéria orgânica, mineralogia e teor de óxidos do solo (Costa et al., 1997; Andrade et al., 2010). O número de estudos e dados na literatura sobre a identidade e a toxidez dos produtos de degradação/metabólitos e dos possíveis impactos ambientais de pesticidas ainda é bastante reduzido (Andreu & Picó, 2004) ou, ainda, eles são inexistentes (RED, 2005).

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi investigar a taxa de degradação da ametrina com base nos valores de DT₅₀ determinados em diferentes solos, determinando-se quali e quantitativamente os metabólitos formados na fração extraível dos solos.

MATERIAL E MÉTODOS

A escolha da ametrina como o agrotóxico a ser estudado no presente trabalho baseou-se no fato de essa molécula ser uma representante da classe das triazinas, que possui como característica média a alta persistência no ambiente (Costa et al., 2000). A ametrina é um herbicida seletivo muito indicado no controle de plantas invasoras anuais em culturas como as de cana-de-açúcar, banana, cítricos, café e uva, que são importantes em várias regiões do Brasil (Rodrigues & Almeida, 1995).

Solos

Foram utilizados quatro diferentes solos brasileiros: Gleissolo Melânico alumínico Típico – GM, Latossolo Vermelho distroférrico Típico – LVdf, Neossolo Quartzarênico órtico Típico – RQ e Argissolo Vermelho eutroférrico Chernossólico – PV, os quais foram coletados em uma profundidade máxima de 20 cm e caracterizados de acordo com Embrapa (2006). A escolha desses solos baseou-se em características físico-químicas, quantidade de matéria orgânica (Costa et al., 1997; Silva et al., 2010; Dick et al., 2010) e biomassa microbiana (Graham-Bryce, 1981; Kleinschmitt et al., 2006),

que representam fatores críticos e influenciam no processo de degradação das moléculas do agrotóxico em solos.

Uma fração de aproximadamente 100 g de cada solo foi seca e passada em peneira de 2 mm e submetida às análises físicas e químicas, segundo Raij et al. (1987) e Camargo et al. (1986). Os resultados das análises mais relevantes estão apresentados no quadro 1.

A extensão da biodegradação foi medida empregando a molécula radiomarcada da ametrina (^{14}C -ametrina) e monitorando-se o $^{14}\text{CO}_2$ desprendido durante a biodegradação, além da fração não extraível da radioatividade (resíduo ligado) e da fração extraível, na forma de ametrina e dos metabólitos formados.

Ensaio de degradação

Os experimentos de degradação, realizados em condições controladas de temperatura e umidade dos solos, seguiram as recomendações do “Guideline” da OECD de número 307 (OECD, 2002). O experimento foi conduzido em um aparato constituído por frascos de vidro com o solo na presença de ^{14}C -ametrina (massa equivalente a 60 g de solo seco), conectado a armadilhas para coleta de $^{14}\text{CO}_2$ e ^{14}C -metabólitos voláteis (experimento em linha de fluxo). Um

frasco contendo água foi colocado no início da linha, de forma que o ar bombeado através desse frasco, em determinados intervalos de tempo, mantivesse a umidade do solo entre 40 e 60 % da Capacidade Máxima de Retenção de Água (CMRA) e, conseqüentemente, a população microbiana ativa durante o tempo de incubação.

Após a aplicação da ^{14}C -ametrina aos solos (tempo inicial), estes permaneceram incubados por 3, 7, 14, 28, 60 e 120 dias.

A radioatividade aplicada (RA) a cada frasco de solo foi equivalente a 6 mg kg⁻¹ de ametrina no solo e representou aproximadamente 32.100.000 dpm por frasco.

A cinética de degradação foi calculada com base nas frações de radioatividade encontrada nos extratos de solo (“radioatividade extraível”) e utilizando o software FOCUS (FOCUS®, 2006), segundo o modelo SFO (“Single First Order”). Os valores retornados pelo software para o melhor ajuste dos pontos experimentais foram a concentração inicial (C_0 em unidades de %RA), a constante de velocidade (k dia⁻¹), o coeficiente de determinação (R^2) e os valores de DT_{50} , que, para cinética de primeira ordem, representam a meia-vida da ametrina, além dos valores de DT_{90} para os quatro solos estudados (Quadro 4).

Quadro 1. Classificação dos solos e propriedades

		Solo			
		GM	LVdf	RQ	PV
Taxonomia	EMBRAPA	Gleissolo Melânico aluminico típico	Latosolo Vermelho distroférico típico	Neossolo Quartzarênico órtico típico	Argissolo Vermelho distrófico típico
	Internacional	Typic Humaquept	Rhodic Hapludox	Typic Quartzipsamment	Mollic Hapludalf
pH	H ₂ O	4,3	4,8	4,2	6,3
	KCl	3,8	4,2	3,9	5,0
Carbono Orgânico	Total (%)	7,5	2,3	1,0	2,6
	Biomassa Microbiana (mg g ⁻¹ de C no solo)	0,95	0,37	0,13	0,42
	Biomassa Microbiana (%) C orgânico total	1,27	1,61	1,30	1,62
Conteúdo de água	CMRA (% m/m)	94,09	29,39	12,78	32,71
	Argila (< 0.002 mm) (% m/m)	52,0	56,0	8,0	42,0
Textura	Silte (0.002–0.05 mm) (% m/m)	18,0	6,0	2,0	19,0
	Areia (0.05–2.0 mm) (% m/m)	30,0	38,0	90,0	39,0
	USDA classification	argila	argila	areia	argila

⁽¹⁾ Dados fornecidos pelo Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, ESALQ/USP. ⁽²⁾ Todos os dados foram calculados com base na massa de solo seco.

Extrações

A extração dos solos foi feita utilizando-se dois sistemas de solventes. A massa total de solo de cada frasco foi extraída com 200 mL de uma mistura de acetonitrila: água (95:5 v/v) por duas vezes. Na sequência, o solo foi extraído com 200 mL de acetonitrila: ácido clorídrico 0,3 mol L⁻¹ (95:5 v/v). Em cada caso, os volumes foram quantitativamente determinados e combinados. Foram retiradas alíquotas de 1 mL para Contagem por Cintilação Líquida (CCL). Posteriormente, os extratos foram levados à secura sob vácuo. As amostras foram ressuspensas com auxílio de 1 mL de metanol e submetidas à análise por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE).

Alíquotas de 1 mL das soluções contidas nas armadilhas de ¹⁴CO₂ (armadilha com NaOH) e ¹⁴C-voláteis (armadilha com etilenoglicol) foram analisadas por CCL.

Condições Cromatográficas

Utilizou-se um cromatógrafo líquido da marca Agilent HP1100 equipado com detector de arranjo de diodos operando em 221 nm em linha, com um detector de cintilação em fluxo da marca Packard. A coluna empregada foi a Phenomenex Gemini C18, com dimensões de 250 x 4,6 mm. A fase móvel consistiu de um gradiente (Quadro 2). Os padrões

de referência de ametrina e do 4-(ethylamino)-6-[(1-methylethyl)amino]-1,3,5-triazin-2-ol (metabólito B) foram adquiridos comercialmente (Dr Ehrenstörfer GmbH), bem como o padrão do metabólito do *N*-ethyl-*N'*-(1-methylethyl)-6-(methylsulfinyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine (metabólito A) (Chemicaland21).

Cromatografia em camada delgada (CCD)

Com o objetivo de confirmar a identidade do ingrediente ativo principal e dos metabólitos, realizaram-se análises de cromatografia em camada delgada em duas dimensões (2D-CCD).

Uma alíquota de 30 µL de cada extrato de solo ao final dos 120 dias de incubação foi aplicada em placas de sílica-gel (K60, F₂₅₄), que foram eluídas com dois sistemas de solventes: hexano : acetato de etila : metanol (40:55:5 v/v/v) e hexano : acetato de etila : metanol (40:55:5 v/v/v).

Os padrões de referência de ametrina e dos dois metabólitos – não radiomarcados – foram aplicados nas mesmas placas e sob as mesmas condições experimentais. Para detecção deles, utilizou-se uma lâmpada fluorescente com emissão em 254 nm. Para detecção das zonas radioativas, utilizou-se o “radio-scanner” Cyclone Phosphor System da marca Packard, operando com o software Optiquant.

Quadro 2. Sumário das condições de cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) para as soluções de ametrina e extratos dos solos

Coluna	Phenomenex Gemini C18 (250 x 4.6 mm; 110 Å)				
Componentes	A:	Fase Móvel:			
	B:	Água Milli-Q			
	C:	Tampão hidrogenofosfato dipotássico-hidrogenofosfato dissódico			
		Acetonitrila			
	Tempo (min)	%A	%B	%C	
	0	0	95	5	
	5,00	0	95	5	
	5,02	95	0	5	
	linear em:				
Gradiente	22,00	52	0	48	
	linear em:				
	35,00	5	0	95	
	38,00	5	0	95	
	final:				
	40,00	0	95	5	
Fluxo (mL min ⁻¹)	1,00				
Volume de injeção (µL)	50,00				
Detectores:					
DAD ⁽¹⁾		absorção monitorada em 221,0 nm			
	Coquetel de cintilação:	POPOP ⁽³⁾ (g)	POP ⁽³⁾ (g)	Tolueno (mL)	Renex [®] (mL)
FSD ⁽²⁾		0,4	16,0	2680	1480
	Fluxo (mL min ⁻¹)	2,0			
	Volume da cela (µL)	2,50			

⁽¹⁾ DAD; Diode Array Detector. ⁽²⁾ CCL: Contador de Cintilação Líquida em Fluxo. ⁽³⁾ POPOP: 1,4-bis(5-feniloxazole)benzeno. ⁽⁴⁾ PPO: 2,5 difeniloxazole.

Balanco de massa

O balanço de massa foi determinado pela soma da radioatividade “extraível” e “não extraível” (ou resíduo ligado), do $^{14}\text{CO}_2$ e dos ^{14}C -voláteis, em todos os tempos de análise, para todos os solos.

Atividade microbiana do solo

A determinação da atividade microbiana no solo foi realizada por radiorespirometria (Anderson, 1982) nos quatro solos, com (“amostra”) e sem aplicação (“controle”) da molécula radiomarcada, no início e no final do período de incubação, para verificação de efeito deletério da ametrina sobre os microrganismos do solo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dados quali e quantitativos, como frações de radioatividade encontradas nos extratos de solo, na forma de $^{14}\text{CO}_2$ e ^{14}C -voláteis, além da fração que permanece ligada ao solo, possibilitam o entendimento a respeito do comportamento ambiental da ametrina.

Os resultados apresentados na figura 1 representam a distribuição da radioatividade ao longo do tempo de incubação no solo LVdf. Pode-se observar decréscimo da radioatividade inicialmente aplicada da ordem de 105 % para aproximadamente 90 % ao longo dos 120 dias de incubação. Concomitantemente, observou-se aumento na quantidade dos metabólitos voláteis capturados nas armadilhas de NaOH (metabólitos com características ácidas) e em etilenoglicol (metabólitos orgânicos) e dos resíduos ligados ao solo. Devido à pouca significância, ou seja, as quantidades determinadas foram inferiores a 10 % da radioatividade aplicada (RA), esses metabólitos não foram identificados, conforme recomenda o Guideline OECD 307.

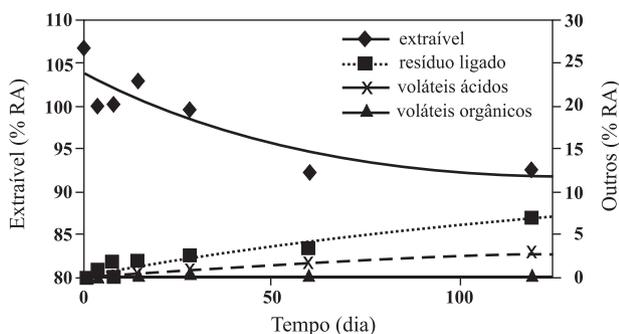


Figura 1. Distribuição da radioatividade aplicada durante o período de incubação (solo LVdf).

O comportamento observado nos demais solos (GM, RQ e PV), tanto no que se refere à radioatividade extraível como a voláteis e resíduos ligados, apresenta a mesma tendência de degradação descrita para o solo LVdf.

Dos dados obtidos, especial atenção deve ser dada ao fato de a ametrina não formar resíduos ligados em nenhum dos quatro solos estudados, o que pode representar risco ambiental, uma vez que representa igualmente uma tendência ao escoamento superficial ou lixiviação e, por conseguinte, contaminação de águas superficiais e subterrâneas.

No que se refere à caracterização da radioatividade “extraível” (representada esquematicamente para o solo LVdf, na figura 2), pode-se observar que a ametrina transforma-se lentamente em dois metabólitos principais, o *N*-ethyl-*N'*-(1-methylethyl)-6 (methylsulfinyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine (metabólito A) e o 4-(ethylamino)-6-[(1-methylethyl) amino]-1,3,5-triazin-2-ol (metabólito B), além de outros metabólitos em quantidades não significativas (somados, não ultrapassam 10 % RA), ao longo dos 120 dias de incubação. A identidade dos metabólitos (Figura 3) nos extratos de solos, além da própria ametrina, foi confirmada pela comparação entre os tempos de retenção com os padrões de referência por análises de CLAE acoplada a Detector de Cintilação Líquida (DCL) e também por CCD (Figura 4). Na análise por CCD, a zona cromatográfica radioativa (ametrina) e a zona cromatográfica dos metabólitos (não radiomarcados) detectada em 245 nm demonstraram a mesma sequência de eluição e áreas proporcionais às da CLAE/DCL.

Dados quantitativos a respeito das percentagens de degradação da ametrina e de cada um dos dois principais metabólitos estão apresentados na figura 2. Os dados representam a percentagem da ^{14}C -ametrina, bem com a percentagem de metabólitos quando se leva em consideração a

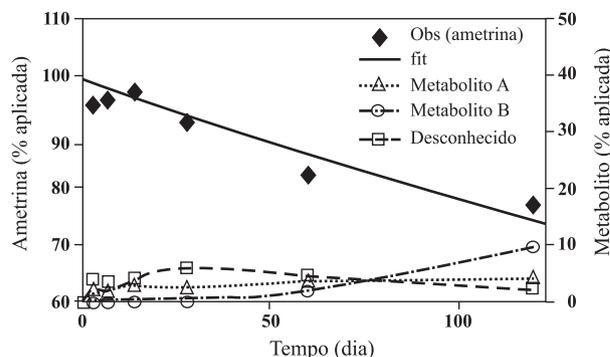


Figura 2. Quantificação de ametrina e seus metabólitos no extrato do solo LVdf como função do tempo de incubação.

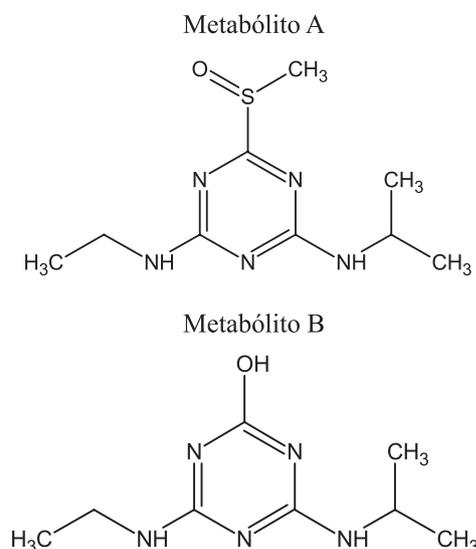


Figura 3. Fórmula molecular estrutural dos metabólitos *N,N'*-bis(1-methylethyl)-6-(methylsulfinyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine (metabólito A) e 4-(ethylamino)-6-[(1-methylethyl)amino]-1,3,5-triazin-2-ol (metabólito B).

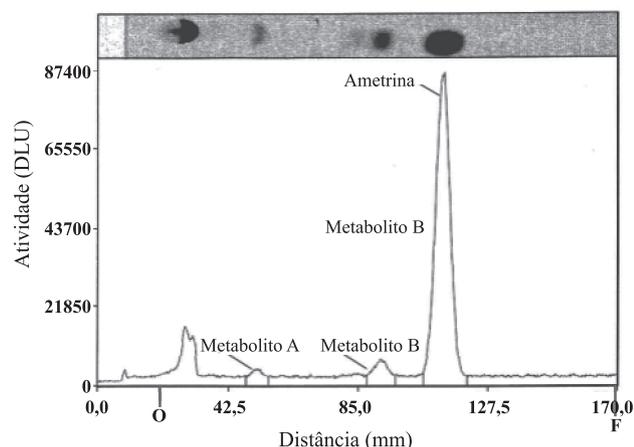


Figura 4. Radioimagem da placa de CCD do extrato do solo LVdf após 120 dias de incubação.

quantificação cromatográfica de cada um desses compostos na CLAE/DCL nos extratos de solo (“radioatividade extraível”). Os valores de meia-vida variaram entre 169 e 315 dias, dando a indicação de média persistência no solo. Nos solos GM e PV foram encontrados os menores valores de DT_{50} . Estes solos possuem maior quantidade de matéria orgânica em sua composição natural do que os demais estudados (RQ e LVdf) (Quadro 1). Sabe-se da literatura (Silva, 2009) que, em alguns casos, a matéria orgânica desfavorece processos de degradação, devido provavelmente à maior adsorção das moléculas do agroquímico ao solo, fazendo com que fiquem menos disponíveis ao ataque dos microrganismos encontrados neste; nesse caso, observa-se maior quantidade de resíduos não extraíveis (resíduos ligados). Os resíduos ligados podem ser constituídos da molécula do agroquímico intacta ou seus metabólitos. Por outro lado, a matéria orgânica pode facilitar a degradação do agroquímico, conforme se observa no presente trabalho, nos solos GM e PV. Esse fenômeno ocorre porque maior teor de matéria orgânica proporciona maior quantidade de microrganismos, maior atividade microbiana e conseqüentemente maior degradação e, em última instância, mineralização das moléculas do agroquímico.

Balanco de massa

No quadro 3 são apresentados os dados referentes ao balanço de massa. Tanto para o solo LVdf como para os demais solos estudados, o balanço de massa ao longo dos 120 dias de incubação permaneceu entre aproximadamente 90 e 110 % da radioatividade aplicada, demonstrando que o método de extração e os métodos analíticos empregados foram eficientes.

Atividade microbiana

Os resultados das análises de radiorespirometria indicaram queda de aproximadamente 40 % da atividade microbiana, em todos os solos, ao longo dos 120 dias de incubação, tanto nas amostras com

Quadro 3. Distribuição da radioatividade no extrato do solo LVdf

Tempo de incubação (dia)	Atividade extraída / % aplicada	Distribuição							
		Ametrina		Metabólito A		Metabólito B		Soma Metabólitos Desconhecidos	
		% extrato	% RA	% extrato	% RA	% extrato	% RA	% extrato	% RA
0	108,09	100,8	108,95	<LQ ⁽¹⁾	<LQ ⁽¹⁾				
3	101,56	95,0	96,48	2,13	2,16	<LQ ⁽¹⁾	<LQ ⁽¹⁾	3,88	3,94
7	101,8	94,3	96,00	1,86	1,89	<LQ ⁽¹⁾	<LQ ⁽¹⁾	3,6	3,66
14	104,62	91,5	95,73	2,95	3,09	<LQ ⁽¹⁾	<LQ ⁽¹⁾	4,11	4,30
28	100,96	91,7	92,58	2,55	2,57	<LQ ⁽¹⁾	<LQ ⁽¹⁾	5,89	5,95
60	93,26	87,8	81,88	3,94	3,67	2,23	2,08	4,96	4,63
120	93,57	81,6	76,35	4,42	4,14	10,35	9,68	2,56	2,40

⁽¹⁾ LQ = 0,01 % RA.

Quadro 4. Parâmetros do modelo cinético de primeira ordem, DT₅₀ e DT₉₀ para ametrina nos solos Gleissolo Melânico aluminico típico (GM), Latossolo Vermelho distroférico típico (LVdf), Neossolo Quartzarênico órtico típico (RQ) e Argissolo Vermelho eutroférico chernossólico (PV)

Solo	Parâmetros do modelo exponencial ⁽¹⁾		R ²	Tempos de dissipação	
	C ₀ ⁽²⁾	k ⁽²⁾		DT ₅₀ ⁽⁴⁾	DT ₉₀
	% RA	dias ⁻¹		dia	
GM	103,04	0,0025	0,75	277	921
LVdf	99,05	0,0023	0,87	301	1001
RQ	100,80	0,0022	0,85	315	1047
PV	100,80	0,0041	0,96	169	562

⁽¹⁾ $[C(t)/\% \text{ RA}] = [C_0/\% \text{ RA}] \times \exp(-kt)$. ⁽²⁾ Concentração no tempo 0 derivada do cálculo da regressão segundo modelo de primeira ordem. ⁽³⁾ Constante de velocidade de primeira ordem para dissipação de ametrina em solo. ⁽⁴⁾ Para cinética de primeira ordem DT₅₀ = meia-vida.

o agroquímico como nas amostras “controle” (sem adição do agroquímico), comprovando que não houve efeitos deletérios nos organismos do solo como efeito da adição de ametrina (Figura 5).

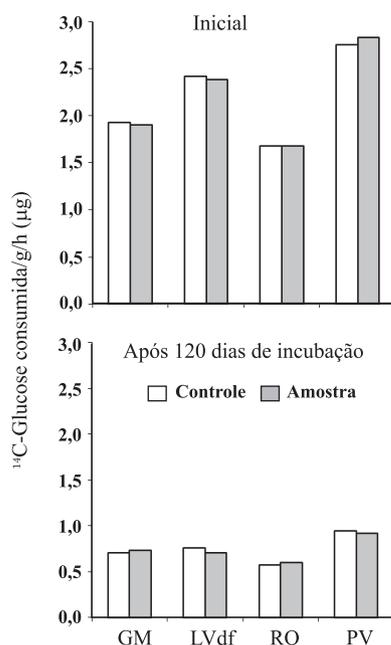


Figura 5. Resultados de radiorespirometria para os solos GM, LVdf, RQ e PV no início e após 120 dias de incubação.

CONCLUSÕES

1. Para todos os solos, a radioatividade extraível representou a quase totalidade da fração disponível do herbicida. A caracterização da radioatividade

extraível por CLAE/DCL indicou a degradação da ametrina no solo LVdf, bem como nos três demais solos estudados, tendo sido possível identificar os metabólitos da ametrina *N*-ethyl-*N'*-(1-methylethyl)-6-(methylsulfinyl)-1,3,5-triazine-2,4-diamine (metabólito A) e 4-(ethylamino)-6-[(1-methylethyl)amino]-1,3,5-triazin-2-ol (metabólito B) – dados esses não mencionados na literatura até o momento.

2. Os valores de DT₅₀ foram comparativamente menores nos solos com maior quantidade de matéria orgânica, indicando persistência da ametrina neles.

3. Observou-se que a ametrina não forma resíduo ligado em quantidade significativa nos quatro solos estudados; assim, a molécula pode ser lixiviada, escoada e, conseqüentemente, contaminar águas superficiais e subterrâneas.

4. Observou-se comportamento semelhante nos solos GM, RQ e PV, inclusive com quantidade semelhante dos mesmos metabólitos ao final do período de incubação.

LITERATURA CITADA

- ANDERSON, J.P.E. Soil respiration. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H. & KEENEY, D.R., eds. *Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties*. Madison, ASA, 1982. Part 2. p.831-871. (Agronomy Monograph, 9)
- ANDRADE, S.R.B.; SILVA, A.A.; LIMA, C.F.; QUEIROZ, M.E.L.R.; FRANÇA, A.A.C. & D'ANTONINO, L. Lixiviação do ametryn em Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo, com diferentes valores de pH. *Planta Daninha*, 28:655-663, 2010.
- ANDREU, V. & PICÓ Y. Determination of pesticides and their degradation products in soil: Critical review and comparison of methods. *Trends Anal. Chem.*, 23:772-789, 2004.

- CAMARGO, O.A.; MONIZ, A.C.; JORGE, J.A. & VALARADES, J.M. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 1986. 94p. (Boletim Técnico, 106)
- COSTA, M.A.; MONTEIRO, R.T.R. & TORNISIELO, V.L. Degradação de ametrina em areia quartzosa com adição de solo rizosférico de cana-de-açúcar. R. Bras. Ci. Solo, 24:43-48, 2000.
- COSTA, M.A.; MONTEIRO, R.T.R. & TORNISIELO, V.L. Influência da adição de palha de cana-de-açúcar na degradação de ¹⁴C-ametrina em solo areia quartzosa. Sci. Agric., 54:117-122, 1997.
- DICK, D.P.; MARTINAZZO, R.; KNICKER, H. & ALMEIDA, P.S.G. Matéria orgânica em quatro tipos de solos brasileiros: Composição química e sorção de atrazina. Quim. Nova, 33:14-19, 2010.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa em Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, Embrapa Produção de Informação, 2006.
- FOCUS. Degradation kinetics. Disponível em: <<http://focus.jrc.ec.europa.eu/dk/>>. Acesso em: 11 jan. de 2011.
- GRAHAM-BRYCE, I.G. The behaviour of pesticides in soil. In: GREENLAD, D.J. & HAYES, M.H.B., eds. The chemistry of soil processes. New York, John Wiley, 1981. p.621-670.
- GUSTAFSON, D.I. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environ. Toxicol. Chem., 8:339-357, 1989.
- HERMAN, R.A. & SCHERER, P.N. Comparison of linear and nonlinear regression for modeling the first-order degradation of pest control substances in soil. J. Agric. Food Chem., 51:4722-4726, 2003.
- KLEINSCHMITT, A.R.B.; DICK, D.P.; SELBACH, P.A. & SANTOS, M. Dessorção do herbicida atrazina e atividade microbiana em duas classes de solos do Estado do Rio Grande do Sul. Ci. Rural, 36:1794-1798, 2006.
- LAVORENTI, A.; PRATA, F. & REGITANO, J.B. Comportamento de pesticidas em solos; fundamentos. In: CURI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M.; LOPES, A.S. & ALVAREZ V., V.H., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. v.3. p.291-334.
- OECD. Guideline for the testing of chemicals. Aerobic and anaerobic transformation in soil. Disponível em: <http://www.epa.gov/scipoly/sap/meetings/2008/october/307_aerobic_anaerobic_transformation.pdf>. Acesso em: 11 jan. de 2011.
- REGITANO, J.B. Propriedades Físico-Químicas dos Defensivos e Seu Destino no Ambiente. In: SIMPÓSIO SOBRE DINÂMICA DE DEFENSIVOS AGRÍCOLAS NO SOLO, 2002. SIMPÓSIO SOBRE DINÂMICA DE DEFENSIVOS AGRÍCOLAS NO SOLO. Anais... Piracicaba, ESALQ-USP, 2002. 96p.
- REREGISTRATION ELIGIBILITY DECISION - RED. for Ametryn. Disponível em: <http://www.epa.gov/opprrd1/REDs/ametryn_red.pdf>. Acesso em: 11 jan. de 2011.
- RODRIGUES, B.N. & ALMEIDA, F.S. Guia de herbicidas. Londrina, IAPAR, 1995. 675p.
- SILVA, A.A. Tópicos em manejo de plantas daninhas. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2009. p.189-248.
- SILVA, F.A.; LOURENCETTI, C. & DORES, E.F.G.C. influência da temperatura, umidade e profundidade do solo na persistência do diurom e sulfato de endossulfam em um solo tropical. Quim. Nova, 33:1457-1463, 2010.
- RAIJ, B. van; QUAGGIO, J.A.; CANTARELA, H.; FERREIRA, M.E.; LOPES, A.S. & BATAGLIA, O.C. Análise química do solo para fins de fertilidade. Campinas, Fundação Cargill, 1987. 170p.