



## Degradação do herbicida sulfentrazone em dois solos de Mato Grosso do Sul

Camila S. Brum<sup>1</sup>, André A. Franco<sup>2</sup> & Rômulo P. Scorza Júnior<sup>2</sup>

### RESUMO

Realizou-se este trabalho com o objetivo de avaliar a degradação do herbicida sulfentrazone em dois solos (Latosolo Vermelho Distroférico típico e Neossolo Quartzarênico Órtico típico) utilizados na cultura da cana-de-açúcar, em Mato Grosso do Sul, e avaliar também a influência da temperatura, umidade e profundidade na taxa de degradação. Os experimentos de degradação foram realizados utilizando-se solos incubados em diferentes condições de umidade (50 e 80% da capacidade de campo - CC), temperatura (30 e 40 °C) e profundidade (0-30 e 50-70 cm). Os resultados das concentrações remanescentes do sulfentrazone no solo foram, em função do tempo, ajustados aos modelos de cinética de primeira ordem (SFO) e ao de cinética de primeira ordem para multicompartimentos (FOMC). O sulfentrazone foi menos persistente em condições de maior umidade (80% da CC), temperatura mais elevada (40 °C) e em horizontes superficiais do solo (0-30 cm). A degradação do sulfentrazone para a maioria das condições estudadas foi melhor descrita pelo modelo FOMC. Os valores de meia-vida para o sulfentrazone nas diferentes condições de umidade, temperatura e profundidades avaliadas, variaram de 34 a 116 dias.

**Palavras-chave:** meia-vida, persistência, cana-de-açúcar, agrotóxicos

## Degradation of sulfentrazone herbicide in two soils of Mato Grosso do Sul State

### ABSTRACT

This study had the aim to evaluate sulfentrazone degradation in two soils (distroferic red Latosol and orthic quartzarenic Neosol) used for sugarcane production in Mato Grosso do Sul State and also to evaluate the influence of temperature, moisture and soil depth in the sulfentrazone degradation rates. Experiments were carried out using incubated soils at different soil moistures (50 and 80% field capacity - FC), temperatures (30 and 40 °C) and depths (0-30 and 50-70 cm). Remaining sulfentrazone concentrations in soil as a function of time were adjusted to single first-order kinetics model (SFO) and also to the first-order multi-compartment kinetic model (FOMC). Sulfentrazone was less persistent in conditions of high soil moisture (80% FC), high temperature (40 °C) and in the topsoil (0-30 cm depth). Sulfentrazone degradation was best described by FOMC model. Half-life values of sulfentrazone evaluated at different conditions of moisture, temperature and soil depths ranged from 34 to 116 days.

**Key words:** half-life, persistence, sugarcane, pesticides

<sup>1</sup> PGRN/UEMS, CP 351, CEP 79804-970, Dourados, MS. Fone: (67) 3902 2652. E-mail: [camilasbrum@hotmail.com](mailto:camilasbrum@hotmail.com)

<sup>2</sup> Embrapa Agropecuária Oeste, CP 449, CEP 79804-970, Dourados, MS. Fone: (67) 3416-9772. E-mail: [aandrade franco@gmail.com](mailto:aandrade franco@gmail.com); [romulo.scorza@embrapa.br](mailto:romulo.scorza@embrapa.br)

## INTRODUÇÃO

O consumo de agrotóxicos na cultura da cana-de-açúcar no Brasil teve um aumento substancial nos últimos anos, em função, principalmente, do crescente aumento da área plantada. Atualmente, a cana-de-açúcar é a terceira maior cultura consumidora de agrotóxicos no Brasil, sendo responsável, em 2010, por 9,6% do valor total das vendas (Ferreira et al., 2011). A expansão da cultura da cana-de-açúcar em Mato Grosso do Sul tem levado à reorganização do espaço produtivo local. Áreas antes destinadas ao cultivo de grãos e pastagens têm dado lugar ao cultivo da cana-de-açúcar; mais ainda, áreas com pastagens degradadas têm sido utilizadas para estabelecimento da cultura.

O conhecimento dos processos relacionados ao comportamento ambiental de agrotóxicos é importante para avaliar riscos de contaminação, sobretudo dos recursos hídricos (Armas et al., 2005; Silva et al., 2009; Mansilha et al., 2011; Shuai et al., 2012). Como um dos processos importantes, a degradação é fundamental para atenuação dos níveis de resíduos do agrotóxico no solo (Guo et al., 2000). Este processo se refere à quebra das moléculas do agrotóxico em compostos menores, de forma biótica ou abiótica tornando-as, na maioria dos casos, menos tóxicas que as moléculas originais. As propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, tais como pH, textura, teor de carbono orgânico e atividade microbiana, são de grande importância no estudo da degradação de agrotóxicos no solo pois influenciam sua taxa de degradação (Dolaptsoglou et al., 2007; Mueller et al., 2010; Wang et al., 2010; Lourencetti et al., 2012).

O sulfentrazone é um herbicida pré-emergente do grupo químico ariltriazolinonas, que atua inibindo a enzima protoporfirinogênio oxidase, um intermediário importante na síntese da clorofila em plantas (Jacobs & Jacobs, 1987; Reddy & Locke, 1998). Pode ser aplicado em pré-plantio incorporado ou, preferencialmente, em pré-emergência, imediatamente após o plantio ou semeadura das culturas, no controle de várias espécies de plantas daninhas, mono e dicotiledôneas, em culturas de cana-de-açúcar, soja, café, eucalipto e fumo, além do seu uso em pátios industriais (Rodrigues & Almeida, 2005). O herbicida sulfentrazone tem-se revelado persistente em solos brasileiros (Martinez et al., 2008). Estudos anteriores revelaram que a meia-vida do sulfentrazone pode variar de 110 a 280 dias, dependendo do solo e das condições ambientais (Hatzios, 1998). Ohmes et al. (2000) relataram que a degradação microbiana é um mecanismo importante na dissipação do sulfentrazone uma vez que a degradação foi muito lenta em solos autoclavados.

Devido à falta de informações sobre o comportamento do sulfentrazone em solos agrícolas cultivados com cana-de-açúcar em Mato Grosso do Sul, é urgente a necessidade de um entendimento melhor de sua degradação possibilitando a elaboração de práticas que minimizem os riscos de contaminação. O presente estudo teve por objetivo avaliar a degradação do herbicida sulfentrazone em dois solos (Latosolo Vermelho Distroférico típico e Neossolo Quartzarênico Órtico típico) representativos para a cultura de cana-de-açúcar em Mato Grosso do Sul e avaliar, também, a influência da temperatura, umidade e profundidade na taxa de degradação.

## MATERIAL E MÉTODOS

Os solos foram coletados nos municípios de Dourados e Deodápolis, nos dias 13/10/2010 e 26/04/2011, respectivamente. O solo de Dourados foi coletado no campo experimental da Embrapa Agropecuária Oeste (22° 16' 29" S; 54° 48' 51" W) e é classificado como Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf) de textura argilosa (Santos et al., 2006). Em Deodápolis o solo foi coletado em uma área de pastagem (22° 14' 46" S; 54° 09' 22" W) e é classificado como Neossolo Quartzarênico Órtico típico (RQo) (Santos et al., 2006). Em cada amostragem foram retiradas oito subamostras ao acaso utilizando-se um trado holandês, nas profundidades de 0-30 e 50-70 cm, as quais foram misturadas e homogeneizadas para constituírem uma amostra composta para cada solo. Após a coleta as amostras foram secadas ao ar e na sombra, trituradas em moinho e peneiradas em malha de 2 mm. As análises físicas e químicas para a caracterização dos solos foram realizadas conforme Claessen (1997). Os atributos físicos e químicos de ambos os solos são apresentados na Tabela 1. Observa-se que os solos LVdf e RQo são contrastantes com relação à textura. O solo LVdf apresenta teores elevados de argila (739 e 772 g kg<sup>-1</sup>) nas duas profundidades, quando comparado ao RQo (72 e 89 g kg<sup>-1</sup>). Outra diferença contrastante observada entre os solos é o teor de matéria orgânica sendo este superior nas duas profundidades no LVdf quando comparado ao RQo.

**Tabela 1.** Atributos físicos e químicos do Latossolo Vermelho Distroférico típico e Neossolo Quartzarênico Órtico típico

Prof. (cm)	M.O. (g kg <sup>-1</sup> )	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Areia	Silte (g kg <sup>-1</sup> )	Argila
Latosolo Vermelho Distroférico típico - LVdf (Dourados-MS)						
0-30	34,4	5,8	5,1	134	127	739
50-70	23,1	5,9	5,3	117	111	772
Neossolo Quartzarênico Órtico típico - RQo (Deodápolis-MS)						
0-30	8,5	4,9	4,2	917	11	72
50-70	7,2	4,9	4,3	901	10	89

A determinação dos valores da capacidade de campo (CC) foi, em ambos os solos, baseada na curva de retenção de água no solo utilizando-se a umidade volumétrica correspondente a 10 kPa. A curva de retenção de água foi determinada em laboratório por meio de secagem em estufa a 105 °C, por 24 h. Para coleta das amostras indeformadas utilizando-se anéis de 0,055 m de diâmetro e 0,04 m de altura, foram abertas trincheiras em cada local de amostragem (1 x 1 m e 2 m de profundidade). As amostras foram saturadas em laboratório até atingir saturação natural e submetidas às tensões de 10, 33, 50, 100, 300, 500, 1000 e 1500 kPa, utilizando-se câmara de Richards (Claessen, 1997).

Os valores de umidade volumétrica correspondentes a 50 e 80% da CC para o LVdf foram, respectivamente, de 0,17 e 0,27 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> na profundidade de 0-30 cm e 0,21 e 0,34 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> na profundidade de 50-70 cm. Para o RQo os valores de umidade volumétrica correspondentes a 50 e 80% da CC foram de 0,06 e 0,09 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, respectivamente, para ambas as profundidades. O controle da umidade nas amostras durante o experimento de degradação foi mantido a 50 e 80% da CC através da adição

periódica de água ultrapura com auxílio de uma balança, até atingir o peso desejado em cada bequer.

Para incubação cerca de 50 g de solo secado ao ar, triturado e peneirado (2 mm) foram pesados e adicionados em béqueres. Alíquotas da solução de trabalho do herbicida sulfentrazone foram adicionadas separadamente ao solo em cada béquer, de modo a fornecer uma concentração de 3 µg do herbicida g<sup>-1</sup> de solo. Após a fortificação as amostras foram homogeneizadas com o uso de um bastão de vidro, visando distribuir uniformemente o herbicida no solo sendo, logo em seguida, ajustado seu teor de umidade com água ultrapura para 50 e 80% da CC. Os béqueres foram fechados na parte superior com papel alumínio contendo seis furos para manter a condição aeróbica. As amostras foram incubadas em incubadoras tipo BOD com condições controladas de temperaturas de 30 e 40 °C, na ausência de luz. A umidade do solo foi mantida constante, pesando-se as amostras de solo diariamente e se repondo as perdas com adição de água ultrapura. Os experimentos foram conduzidos durante 100 dias, em triplicata, sendo as amostras retiradas das incubadoras nos tempos de 0, 7, 15, 30, 50, 76 e 100 dias após a fortificação.

O método de extração para amostras de solo foi adaptado de Ohmes & Mueller (1999). Amostras de solo (50 g) foram transferidas para erlenmeyer com tampa. Adicionaram-se 100 mL de metanol grau HPLC a cada amostra deixando-as em mesa agitadora operada a 216 rpm a 25 °C, por 2 h. Após o término da agitação as amostras foram colocadas em repouso para decantação por 1 h. Parte da fração líquida (10 mL) foi retirada e centrifugada em ultracentrífuga refrigerada a 20 °C, por 30 min a 2500 rpm. As amostras foram filtradas em filtro PTFE de 0,22 µm e armazenadas a -20 °C.

Para a identificação e determinação quantitativa do sulfentrazone foi utilizado um cromatógrafo líquido de alta eficiência (CLAE-DAD), modelo Varian 920-LC operando com detector de arranjo de diodos (DAD). A quantificação do composto foi realizada através da comparação das áreas dos picos nas amostras com a curva de calibração obtida com as injeções dos padrões analíticos.

A separação do analito foi feita em coluna de fase reversa C-18 Polaris (25 cm x 4,6 mm x 5 µm) e pré-coluna C-18 Polaris (2,5 cm x 4,6 mm x 5 µm). A eluição foi realizada em sistema gradiente com: 50% de acetonitrila e 50% de água acidificada (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 0,1%) v/v de 0 a 10 min; 100% de acetonitrila de 10 a 21 min e 50% de acetonitrila e 50% de água acidificada (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 0,1%) v/v de 21 a 30 min, com um fluxo de 1 mL min<sup>-1</sup>. O tempo de análise foi de 30 min e o tempo de retenção do sulfentrazone, nessas condições, foi de 6 min e 11 s, mantidos os volumes de injeção em 20 µL. O comprimento de onda de leitura das amostras foi de 207 nm e a temperatura do forno da coluna de 35 °C. As recuperações do sulfentrazone variaram de 95 a 110% para o solo LVdf e de 81 a 92% para o solo RQo. Os limites de detecção e quantificação foram de 0,06 e 0,2 µg g<sup>-1</sup>, respectivamente.

Os valores das quantidades remanescentes de sulfentrazone em função do tempo, para cada combinação de tipo de solo, umidade, temperatura e profundidade, foram ajustados ao modelo de cinética de primeira ordem (SFO) e ao modelo de

cinética de primeira ordem para multicompartimentos (FOMC) proposto por Gustafson & Holden (1990). Para tal, utilizou-se o programa SigmaPlot<sup>®</sup> versão 12.2 pelo método do ajuste de regressão não linear. O modelo SFO é dado por:

$$C = C_0 \cdot e^{-kt} \quad (1)$$

em que:

- C - quantidade remanescente do sulfentrazone no solo, % da dose aplicada
- C<sub>0</sub> - quantidade inicial aplicada, %
- k - taxa de degradação, d<sup>-1</sup>
- t - tempo de incubação, d

O modelo FOMC é dado por:

$$C = C_0 \cdot (1 + \beta \cdot t)^{-\alpha} \quad (2)$$

em que:

- α - parâmetro adimensional
- β - parâmetro, d<sup>-1</sup>

A qualidade do ajuste dos dados observados aos dois modelos testados foi feita com base na análise visual, no coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>), no erro do teste chi-quadrado (Erro-χ<sup>2</sup>) (Focus, 2006), na significância dos parâmetros dos modelos pelo teste t a 5% e na análise dos resíduos padronizados (Neter et al., 1996). O teste χ<sup>2</sup> indica se o modelo é apropriado ou não para descrever os dados observados testando se as diferenças entre os valores observados e preditos são devidas ao acaso. Diante da possibilidade dos dois modelos testados serem considerados apropriados pelo teste χ<sup>2</sup>, utilizaram-se os valores do Erro-χ<sup>2</sup> (%) conforme recomendado por Focus (2006), e dado por:

$$\text{Erro-}\chi^2 (\%) = 100 \cdot \sqrt{\frac{1}{\chi^2_{\text{tabelado}}} \cdot \sum \frac{(P-O)^2}{O^2}} \quad (3)$$

em que:

- P - valores preditos das quantidades remanescentes de sulfentrazone no solo, %
- O - valores observados das quantidades remanescentes de sulfentrazone no solo, %
- $\bar{O}$  - média das observações da quantidade remanescente de sulfentrazone no solo, %
- χ<sup>2</sup><sub>tabelado</sub> - valor tabelado de χ<sup>2</sup> a 5%

Quanto menor o valor do Erro-χ<sup>2</sup> calculado pela Eq. 3 menor também será a incerteza assumida pelo modelo nos valores observados considerando-se que este tenha passado pelo teste χ<sup>2</sup>, ou seja, que o modelo tenha sido considerado apropriado para descrever os dados observados. Assim, considerando que os dois modelos testados tenham passado pelo teste χ<sup>2</sup>, aquele que resultar em menor valor do Erro-χ<sup>2</sup> será considerado mais robusto para descrever os dados observados.

Os valores de meia-vida (TD<sub>50</sub>) do sulfentrazone foram estimados apenas para os tratamentos nos quais o tempo total

de incubação do solo de 100 dias tenha sido suficiente para que as concentrações remanescentes tenham atingido 50% do total aplicado. As estimativas de  $TD_{50}$  para os modelos SFO e FOMC foram baseadas nas Eqs. 4 e 5, respectivamente, dadas por:

$$TD_{50} = \frac{0,693}{k} \quad (4)$$

$$TD_{50} = \frac{1}{\beta} \left( 2^{\left(\frac{1}{\alpha}\right)} - 1 \right) \quad (5)$$

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de  $R^2$  para ambos os modelos testados variaram de 0,66 a 0,99 enquanto os valores do Erro- $\chi^2$  variaram de 0,3 a 10,3% (Tabelas 2 e 3). Em todos os tratamentos avaliados os

valores de  $R^2$  ficaram acima de 0,82 para ambos os modelos, com exceção do tratamento referente ao LVdf para a temperatura de 40 °C, umidade de 50% da CC e profundidade de 50-70 cm. Para todos os tratamentos avaliados, mais de 90% dos resíduos padronizados de ambos os modelos testados ficaram entre -2 e 2; assim, isto indica que os modelos SFO e FOMC foram adequados para descrever os dados observados; entretanto, os valores do Erro- $\chi^2$  para o ajuste ao modelo FOMC foram, para quase todos os tratamentos, menores quando comparados aos obtidos pelo modelo SFO indicando superioridade do modelo FOMC para descrever os dados de degradação do sulfentrazone.

As quantidades remanescentes de sulfentrazone em função do tempo nos diferentes solos, temperaturas, umidades e profundidades, são mostradas nas Figuras 1, 2, 3 e 4. De maneira geral e com base na análise visual, confirma-se o bom ajuste para ambos os modelos SFO e FOMC. Devido à variação de apenas 2% entre a dose inicial aplicada de sulfentrazone e sua

**Tabela 2.** Parâmetros do modelo de degradação de cinética de primeira ordem (SFO) do herbicida sulfentrazone nos solos Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf) e Neossolo Quartzarênico Órtico típico (RQo) em diferentes condições de temperatura (30 e 40 °C), umidade (50 e 80% da capacidade de campo) e profundidade (0-30 e 50-70 cm)

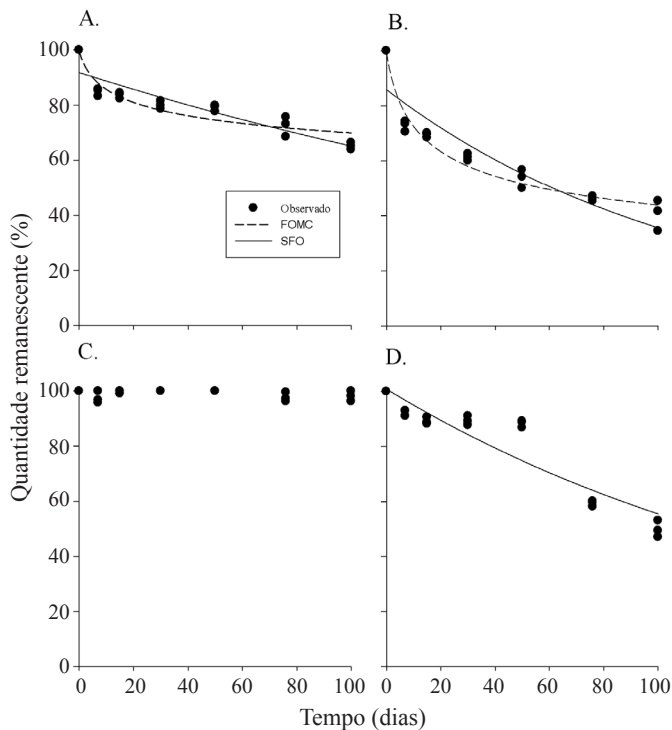
Solo	T (°C)	Prof. (cm)	Um. (%CC)	Erro- $\chi^2$ (%)	$M_0$ (%)	$k$ (dia <sup>-1</sup> )	$TD_{50}$ (dia)	$R^2$	
LVdf - Dourados	30	0-30	50	4,0	91,82 ± 1,59*	0,0034 ± 0,0004*	-	0,82	
			80	8,8	85,39 ± 2,92*	0,0088 ± 0,0010*	79	0,84	
		50-70	50	-	-	-	-	-	-
			80	6,3	100,87 ± 2,50*	0,0060 ± 0,0006*	116	0,86	
	40	0-30	50	1,8	96,47 ± 1,00*	0,0022 ± 0,0002*	-	0,85	
			80	8,2	90,00 ± 3,22*	0,0103 ± 0,0011*	66	0,86	
		50-70	50	1,8	98,03 ± 1,20*	-	-	0,66	
			80	10,3	89,41 ± 3,36*	0,0133 ± 0,0013*	52	0,88	
RQo - Deodápolis	30	0-30	50	3,7	94,37 ± 1,50*	0,0065 ± 0,0004*	107	0,94	
			80	4,3	92,58 ± 1,62*	0,0086 ± 0,0005*	81	0,95	
		50-70	50	3,8	94,64 ± 1,64*	0,0037 ± 0,0004*	-	0,84	
			80	4,7	91,70 ± 1,91*	0,0046 ± 0,0005*	-	0,84	
	40	0-30	50	6,5	89,83 ± 2,30*	0,0069 ± 0,0007*	100	0,87	
			80	6,2	91,71 ± 2,11*	0,0114 ± 0,0007*	61	0,94	
		50-70	50	4,0	92,60 ± 1,50*	0,0047 ± 0,0004*	-	0,90	
			80	4,1	93,48 ± 1,51*	0,0095 ± 0,0005*	73	0,97	

\* Significativo pelo teste t a 0,05

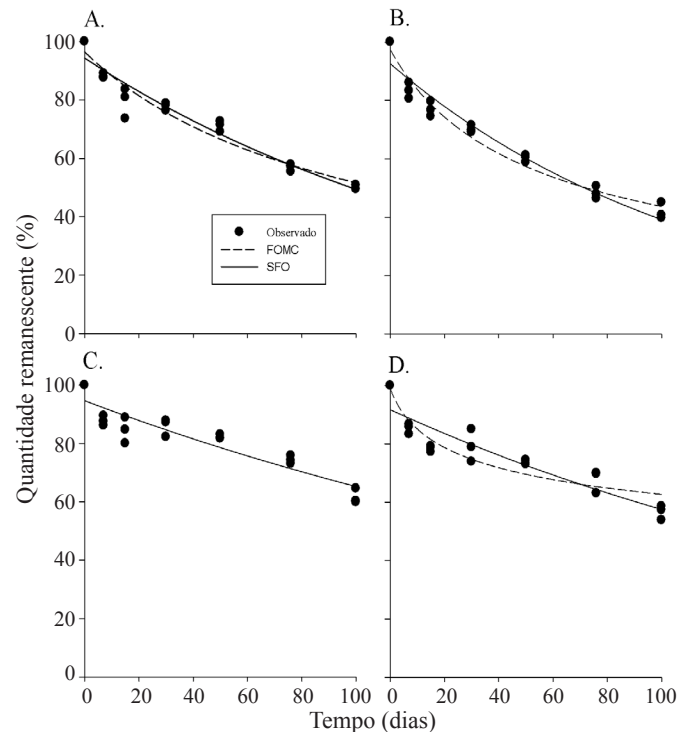
**Tabela 3.** Parâmetros do modelo de degradação de cinética de primeira ordem para multicompartmentos (FOMC) do herbicida sulfentrazone nos solos Latossolo Vermelho Distroférico típico (LVdf) e Neossolo Quartzarênico Órtico típico (RQo) em diferentes condições de temperatura (30 e 40 °C), umidade (50 e 80% da capacidade de campo) e profundidade (0-30 e 50-70 cm)

Solo	T (°C)	Prof. (cm)	Um. (%CC)	Erro- $\chi^2$ (%)	$M_0$ (%)	$\alpha$ (-)	$\beta$ (dia)	$TD_{50}$ (dia)	$R^2$
LVdf - Dourados	30	0-30	50	3,0	99,50 ± 1,98*	0,10 ± 0,02*	0,36 ± 0,23 <sup>ns</sup>	-	0,90
			80	3,6	99,34 ± 2,13*	0,25 ± 0,03*	0,25 ± 0,09*	60	0,97
		50-70	50	-	-	-	-	-	-
			80	-	-	-	-	-	-
	40	0-30	50	0,3	99,84 ± 1,17*	0,10 ± 0,02*	0,09 ± 0,05 <sup>ns</sup>	-	0,92
			80	3,8	99,90 ± 3,29*	0,41 ± 0,09*	0,09 ± 0,04 <sup>ns</sup>	51	0,93
		50-70	50	1,7	99,57 ± 1,77*	0,10 ± 0,07 <sup>ns</sup>	0,04 ± 0,05 <sup>ns</sup>	-	0,70
			80	2,3	100,72 ± 1,90*	0,49 ± 0,06*	0,09 ± 0,02*	34	0,98
RQo - Deodápolis	30	0-30	50	3,8	96,40 ± 1,97*	0,85 ± 0,51 <sup>ns</sup>	0,01 ± 0,01 <sup>ns</sup>	116	0,95
			80	3,2	97,47 ± 1,74*	0,58 ± 0,13*	0,03 ± 0,01*	77	0,97
		50-70	50	-	-	-	-	-	-
			80	5,1	98,95 ± 2,69*	0,16 ± 0,04*	0,15 ± 0,10 <sup>ns</sup>	-	0,88
	40	0-30	50	2,4	99,91 ± 1,61*	0,24 ± 0,03*	0,15 ± 0,04*	112	0,97
			80	2,3	98,95 ± 1,36*	0,60 ± 0,07*	0,04 ± 0,01*	49	0,99
		50-70	50	3,4	98,17 ± 1,92*	0,21 ± 0,05*	0,08 ± 0,04 <sup>ns</sup>	-	0,94
			80	2,3	98,40 ± 1,33*	0,68 ± 0,11*	0,03 ± 0,01*	66	0,99

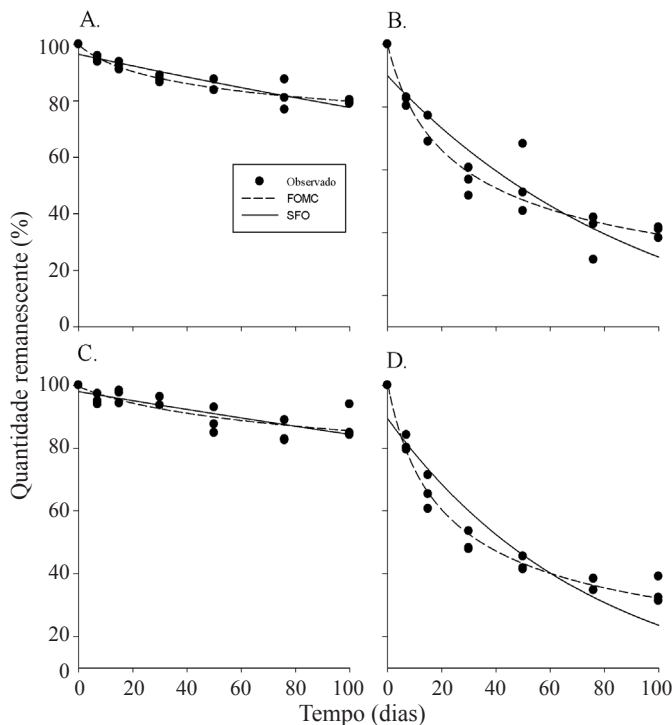
\* Significativo pelo teste t a 0,05; <sup>ns</sup> Não significativo pelo teste t a 0,05



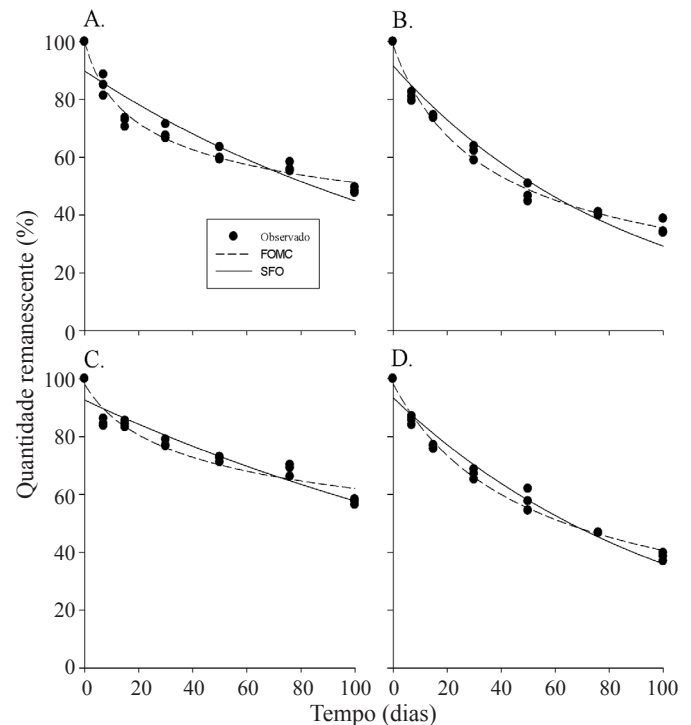
**Figura 1.** Degradação do sulfentrazone em um Latosolo Vermelho Distroférico típico em Dourados, MS, incubado a 30 °C nas profundidades de 0-30 cm nas umidades correspondentes a 50% da capacidade de campo (CC) (A) e 80% da CC (B) e na 50-70 cm a 50% da CC (C) e 80% da CC (D)



**Figura 3.** Degradação do sulfentrazone em um Neosolo Quartzarênico Órtico típico em Deodápolis, MS, incubado a 30 °C nas profundidades de 0-30 cm nas umidades correspondentes a 50% da capacidade de campo (CC) (A) e 80% da CC (B) e na 50-70 cm a 50% da CC (C) e 80% da CC (D)



**Figura 2.** Degradação do sulfentrazone em um Latosolo Vermelho Distroférico típico em Dourados, MS, incubado a 40 °C nas profundidades de 0-30 cm nas umidades correspondentes a 50% da capacidade de campo (CC) (A) e 80% da CC (B) e na 50-70 cm a 50% da CC (C) e 80% da CC (D)



**Figura 4.** Degradação do sulfentrazone em um Neosolo Quartzarênico Órtico típico em Deodápolis, MS, incubado a 40 °C nas profundidades de 0-30 cm nas umidades correspondentes a 50% da capacidade de campo (CC) (A) e 80% da CC (B) e na 50-70 cm a 50% da CC (C) e 80% da CC (D)

quantidade remanescente após 100 dias, não foi possível o ajuste dos modelos testados para o LVdf na profundidade de 50-70 cm, 50% CC e 30 °C (Figura 1C). Em geral, as estimativas dos valores de  $TD_{50}$  do sulfentrazone com base no modelo SFO variaram de 52 a 116 dias e para o modelo FOMC de 34 a 116 dias (Tabelas 2 e 3). Todos os valores de  $TD_{50}$  estimados com base no modelo FOMC foram menores que os estimados com base no SFO, com exceção dos tratamentos referentes ao solo RQo na profundidade de 0-30 cm, umidade de 50% CC e temperaturas de 30 e 40 °C.

Os valores de  $TD_{50}$  para a temperatura de 40 °C foram menores para ambos os solos, umidades e profundidades quando comparada com a temperatura de 30 °C (Tabelas 2 e 3). Observa-se, então, que o aumento da temperatura levou ao aumento da taxa de degradação do sulfentrazone no solo, diminuindo seus valores de  $TD_{50}$ . A degradação mais rápida do sulfentrazone no solo quando incubado a 40 °C se deve, possivelmente, ao aumento na atividade microbiana que contribui diretamente para degradação do agrotóxico. Os micro-organismos do solo podem utilizar o herbicida como fonte de energia. Portanto, em temperaturas mais elevadas espera-se maior atividade microbiana e, conseqüentemente, maior consumo de agrotóxicos pelos micro-organismos. A temperatura é importante pelo seu efeito termodinâmico direto no metabolismo celular e na maioria das propriedades físicas e químicas do microambiente (Martinez et al., 2008). Esses resultados são semelhantes aos encontrados por Martinez et al. (2010) que, avaliando a degradação do sulfentrazone em um Latossolo Vermelho no Estado de São Paulo utilizando solos incubados a 15, 30 e 40°C, observaram um aumento na taxa de degradação do herbicida para as temperaturas mais altas.

De forma semelhante ao efeito da temperatura observa-se que os valores de  $TD_{50}$  para a umidade de 80% CC foram menores para ambos os solos, temperaturas e profundidades quando se compara a umidade de 50% CC (Tabelas 2 e 3). Assim, a degradação do sulfentrazone foi, de modo geral, mais rápida na condição de maior umidade (80% da CC). Uma possível explicação para essa tendência de maior degradação em condição de maior umidade pode estar relacionada ao fato da umidade ter uma influência direta sobre a proliferação dos micro-organismos degradadores e suas atividades (Martinez et al., 2008). A degradação microbiana é um mecanismo importante na degradação do sulfentrazone no solo uma vez que Ohmes et al. (2000) observaram que a degradação foi muito lenta em solos autoclavados.

Os valores de meia-vida do sulfentrazone encontrados neste estudo considerando a temperatura de 30 °C, variaram de 60 a 116 dias na profundidade de 0-30 cm e foram de 116 dias na profundidade de 50-70 cm (Tabelas 2 e 3). Ohmes et al. (2000) observaram, avaliando a degradação do sulfentrazone nessa mesma temperatura, semelhantemente, uma degradação mais rápida do sulfentrazone (93 dias) em solo de superfície (profundidade de 0-10 cm) quando comparada à degradação observada (102 dias) em solo de subsuperfície (profundidade de 30-40 cm).

Em estudos anteriores Martinez (2006) observou valores de meia-vida do sulfentrazone de 172, 147 e 92 dias para os solos Argissolo VermelhoAmarelo, Latossolo VermelhoAmarelo e

Latossolo Vermelho Escuro, respectivamente, considerando as diferentes condições de temperatura (27 e 40 °C) e umidade de 70% da CC. Esses resultados, no entanto, foram superiores quando comparados aos obtidos neste estudo (34 a 116 dias) nas diferentes condições de temperatura (30 e 40 °C) e umidade (50 e 80% da CC). É provável que as diferenças físico-químicas dos solos e a diferença nos teores de umidade em ambos os estudos possam ter influenciado nas diferenças das taxas de degradação.

Considerando as mesmas condições de temperatura, umidade do solo e profundidades, observa-se tendência dos valores de  $TD_{50}$  serem superiores no solo RQo quando comparado ao LVdf, com exceção do tratamento referente à temperatura de 40 °C, 80% CC e profundidade de 0-30 cm (Tabelas 2 e 3). Assim, o sulfentrazone mostrou-se, de maneira geral, mais persistente, no solo RQo. Os menores valores dos teores de matéria orgânica no solo RQo quando comparado ao LVdf (Tabela 2) refletiram, possivelmente, em uma atividade microbiana menor e, conseqüentemente, na degradação mais lenta do sulfentrazone no RQo.

Para a profundidade de 0-30 cm e umidade de 80% da CC observa-se que o valor de  $TD_{50}$  estimado pelo modelo SFO foi de 66 dias enquanto para o modelo FOMC este valor foi de 51 dias (Tabelas 2 e 3). Para a profundidade de 50-70 cm e umidade de 80% da CC, o valor de  $TD_{50}$  estimado pelo modelo SFO foi de 52 dias enquanto para o modelo FOMC este valor foi de 34 dias, sinalizando tendência de se obter menores valores de  $TD_{50}$  usando o modelo FOMC para estimativa de degradação do sulfentrazone. Comumente, a degradação do sulfentrazone para a maioria das condições estudadas, foi melhor descrita pelo modelo FOMC, o que mostra sua superioridade. O modelo FOMC descreve uma degradação bifásica, ou seja, um comportamento de degradação em que ocorre um decréscimo inicial rápido da concentração do agrotóxico seguido por uma fase mais lenta. Este modelo considera a divisão do solo em um grande número de subcompartimentos, cada um representado por uma taxa de degradação de cinética de primeira ordem além de permitir o ajuste a dados lineares e não lineares. O modelo SFO, apesar de ser o mais utilizado para descrever a degradação de agrotóxicos em solos, não pode ser utilizado em casos nos quais a degradação é bifásica, razão pela qual isto se torna limitado, além de que este modelo considera o tempo para decréscimo da concentração do agrotóxico em uma porcentagem constante durante todo o experimento e independente da concentração inicial aplicada.

## CONCLUSÕES

1. O sulfentrazone foi degradado mais rapidamente em condições de maior umidade (80% da capacidade de campo), temperatura mais elevada (40 °C) e horizontes superficiais do solo (0-30 cm).
2. A degradação mais rápida do sulfentrazone foi observada no solo Latossolo Vermelho Distroférico típico a 40 °C, umidade a 80% da CC e 50-70 cm de profundidade com valor de  $TD_{50}$  igual a 34 dias.
3. O modelo de FOMC foi o mais adequado para descrever a cinética de degradação do sulfentrazone nas condições estudadas.

4. Os valores de  $TD_{50}$  do sulfentrazone variaram de 34 a 116 dias; entretanto, para alguns tratamentos não foi possível estimar os valores de  $TD_{50}$  devido à sua alta persistência.

#### AGRADECIMENTOS

À CAPES, pela bolsa de mestrado do primeiro autor, e ao CNPq (Processo 475539/2010-9) pelo auxílio financeiro.

#### LITERATURA CITADA

- Armas, E. D.; Monteiro, R. T. R.; Amâncio, A. V.; Correa, R. M. L.; Guercio, M. A. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. *Química Nova*, v.28, p.975-982, 2005.
- Claessen, M. E. C. (Org.). Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa CNPS, 1997. 212p. Documentos, 1
- Dolaptsoglou, C.; Karpouzas, D. G.; Menkissoglu-Spirodi, U.; Eleftherohorinos, L.; Voudrias, E. A. Influence of different organic amendments on the degradation, metabolism and adsorption of Terbutylazine. *Journal of Environmental Quality*, v. 36, p.1793-1802, 2007.
- Ferreira, C. R. P. T.; Vegro, C. L. R.; Camargo, M. de L. B. Defensivos agrícolas: Desempenho recorde em 2010 e expectativas de aumento nas vendas em 2011. *Análises e Indicadores do Agronegócio*, v.6, p.1-5, 2011.
- Focus - Forum for the co-ordination of pesticide fate models and their use. Guidance document on estimating persistence and degradation kinetics from environmental fate Studies on pesticides in EU registration: The final report of the Work Group on Degradation Kinetics of Focus: Sanco/10058/2005, version 2.0. Brussels: Sanco, 2006. 434p.
- Guo, L.; Jury, W. A.; Wagenet, R. J.; Flury, M. Dependence of pesticide degradation on sorption: nonequilibrium model and application to soil reactors. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.43, p.45-62, 2000.
- Gustafson, D.; Holden, L.R. Nonlinear pesticide dissipation in soil: a new model based on spatial variability. *Environmental Science and Technology*, v.24, p.1032-1038, 1990.
- Hatzios, K. K. Supplement to herbicide handbook. 7.ed. Lawrence: Weed Science Society of America, 1998. 104p.
- Jacobs, J. M.; Jacobs, N. J. Oxidation of protoporphyrinogen to protoporphyrin, a step in chlorophyll and haem biosynthesis. *Biochemical Journal*, v.244, p.219-224, 1987.
- Lourencetti, C.; Marchi, M. R. R.; Ribeiro, M. L. Influence of sugar cane vinasse on the sorption and degradation of herbicides in soil under controlled conditions. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, v.47, p.949-958, 2012.
- Mansilha, C.; Melo, A.; Ferreira, I. M. P. L. V. O.; Pinho, O.; Domingues, V.; Pinho, C.; Gameiro, P. Groundwater from infiltration galleries used for small public water supply systems: Contamination with pesticides and endocrine disruptors. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.87, p.312-318, 2011.
- Martinez, C. O. Biotransformação do herbicida sulfentrazona em solos brasileiros. Campinas: UNICAMP, 2006. 93p. Dissertação Mestrado
- Martinez, C. O.; Silva, C. M. M. S.; Fay, E. F.; Abakerli, R. B.; Maia, A. H. N.; Durrant, L. R. The effects of moisture and temperature on the degradation of sulfentrazone. *Geoderma*, v.147, p.56-62, 2008.
- Martinez, C. O.; Silva, C. M. M. S.; Fay, E. F.; Abakerli, R. B.; Maia, A. H. N.; Durrant, L. R. Microbial degradation of sulfentrazone in a Brazilian rhodichapludox soil. *Brazilian Journal of Microbiology*, v.41, p.209-217, 2010.
- Mueller, T. C.; Steckel, L. E.; Radosevich, M. Effect of soil pH and previous Atrazine use history on Atrazine degradation in a Tennessee field soil. *Weed Science*, v.58, p.478-483, 2010.
- Neter, J.; Kutner, M. H.; Nachtsheim, C. J.; Wasserman, W. Applied linear statistical models. 4.ed. Chicago-IL: Irwin, 1996. 1408p.
- Ohmes, G. A.; Hayes, R. M.; Mueller, T. C. Sulfentrazone dissipation in a Tennessee soil. *Weed Technology*, v.14, p.100-105, 2000.
- Ohmes, G. A.; Mueller, T. C. Liquid chromatographic determination of sulfentrazone in soil. *Journal of AOAC International*, v.82, p.1214-1216, 1999.
- Reddy, K. N.; Locke, M. A. Sulfentrazone sorption, desorption, and mineralization in soils from two tillage systems. *Weed Science*, v.46, p.494-500, 1998.
- Rodrigues, B. N.; Almeida, F. S. Guia de herbicidas. 4.ed. Londrina: Os autores, 2005. 591p.
- Santos, H. G.; Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H. C.; Oliveira, V. A.; Oliveira, V. B.; Coelho, M. R.; Lumbreas, J. F.; Cunha, T. J. F. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2.ed. Rio de Janeiro: Solos, 2006. 306p.
- Shuai, X.; Chen, J.; Ray, C. Adsorption, transport and degradation of fipronil termiticide in three Hawaii soils. *Pest and Management Science*, v.68, p.731-739, 2012.
- Silva, D. R. O.; Avila, L. A.; Agostinetto, D.; Magro, T. D.; Oliveira, E.; Zanella, R.; Noldin, J. A. Monitoramento de agrotóxicos em águas superficiais de regiões orizícolas no sul do Brasil. *Ciência Rural*, v.39, p.2383-2389, 2009.
- Wang, W.; Ye, Q.; Ding, W.; Han, A.; Wang, H.; Lu, L.; Gan, J. Influence of soil factors on the dissipation of a new Pyrimidinyloxybenzoic herbicide ZJ0273. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v.58, p.3062-3067, 2010.