

Comportamento Ambiental de  
Dois Inseticidas em um Solo de  
Mato Grosso do Sul: Experimentação  
e Modelagem Matemática



ISSN 1679-0456

Dezembro, 2010

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
Embrapa Agropecuária Oeste  
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

# **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento** 57

## **Comportamento Ambiental de Dois Inseticidas em um Solo de Mato Grosso do Sul: Experimentação e Modelagem Matemática**

Rômulo Penna Scorza Júnior  
Renê Luís de Oliveira Rigitano  
André Andrade Franco

Embrapa Agropecuária Oeste  
Dourados, MS  
2010

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

*Embrapa Agropecuária Oeste*  
BR 163, km 253,6 - Trecho Dourados-Caarapó  
Caixa Postal 661 - 79804-970 Dourados, MS  
Fone: (67) 3416-9700 - Fax: (67) 3416-9721  
www.cpao.embrapa.br  
E-mail: sac@cpao.embrapa.br

#### *Comitê de Publicações da Unidade*

Presidente: *Guilherme Lafourcade Asmus*  
Secretário-Executivo: *Harley Nonato de Oliveira*  
Membros: *Alexandre Dinny's Roese, Claudio Lazzarotto, Éder Comunello, Josiléia Acordi Zanatta, Milton Parron Padovan, Silvia Mara Belloni e Walder Antonio Gomes de Albuquerque Nunes*  
Membros suplentes: *Alceu Richetti e Carlos Ricardo Fietz.*

Supervisão editorial e Revisão de texto: *Eliete do Nascimento Ferreira*  
Normalização bibliográfica: *Eli de Lourdes Vasconcelos*  
Foto da capa: *Rômulo Penna Scorza Júnior*  
Editoração eletrônica: *Eliete do Nascimento Ferreira*

*1ª edição*  
(2010): online

Todos os direitos reservados.  
A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei N° 9.610).

CIP-Catálogo-na-Publicação.  
Embrapa Agropecuária Oeste.

---

Scorza Júnior, Rômulo Penna  
Comportamento ambiental de dois inseticidas em um solo /  
Rômulo Penna Scorza Júnior, Renê Luís de Oliveira Rigitano,  
André Andrade Franco. — Dourados: Embrapa Agropecuária  
Oeste, 2010.  
36 p. : il. color. ; 21 cm. — (Boletim de Pesquisa e  
Desenvolvimento / Embrapa Agropecuária Oeste,  
ISSN 1679-0456 ; 57).

1. Pesticida - Impacto ambiental - Mato Grosso do Sul. I.  
Ávila, Rigitano, Renê Luís de Oliveira. II. Franco, André Andrade  
III. Embrapa Agropecuária Oeste. IV. Título. V. Série.

# Sumário

<b>Resumo</b> .....	<b>5</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>7</b>
<b>Introdução</b> .....	<b>9</b>
<b>Material e Métodos</b> .....	<b>10</b>
<b>Resultados e Discussão</b> .....	<b>19</b>
<b>Conclusões</b> .....	<b>31</b>
<b>Agradecimentos</b> .....	<b>31</b>
<b>Referências</b> .....	<b>33</b>



# Comportamento Ambiental de Dois Inseticidas em um Solo de Mato Grosso do Sul: Experimentação e Modelagem Matemática

---

*Rômulo Penna Scorza Júnior<sup>1</sup>*  
*Renê Luís de Oliveira Rigitano<sup>2</sup>*  
*André Andrade Franco<sup>3</sup>*

## Resumo

Informações sobre o comportamento de pesticidas são importantes para o conhecimento do seu destino ambiental e, conseqüentemente, para a avaliação da sustentabilidade dos sistemas de produção agrícolas. Este trabalho teve os seguintes objetivos: (i) quantificar a lixiviação de dois inseticidas (endossulfam e tiametoxam) em uma área de plantio de soja na região de Ponta Porã, MS; (ii) avaliar a degradação e sorção dos dois inseticidas no solo em estudo; e (iii) testar e calibrar os simuladores MACRO e PEARL para descrever os dados observados da lixiviação dos dois inseticidas nas condições consideradas. Amostras de solo para quantificação da lixiviação dos pesticidas foram coletadas nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm e 70-100 cm aos 0, 41, 74 e 125 dias após aplicação. Para estudo da degradação, amostras de solo nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm foram incubadas a 25 °C (tiametoxam) e 30 °C (endossulfam), umidade correspondente a 80% da capacidade de campo e ausência de luz. Para sorção, utilizou-se o método da batelada, considerando amostras nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm para o tiametoxam e 0-30 cm para o endossulfam. Os resíduos de tiametoxam no solo foram

---

<sup>(1)</sup>Engenheiro-Agrônomo, Ph.D., Pesquisador da Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, MS. E-mail: romulo@cpao.embrapa.br

<sup>(2)</sup>Engenheiro-Agrônomo, Ph.D., Professor titular da Universidade Federal de Lavras, Depto. de Entomologia, Lavras, MG. E-mail: rigitano@ufla.br

<sup>(3)</sup>Engenheiro-Agrônomo, Dr., Bolsista DCR - FUNDECT/CNPq, Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, MS. E-mail: aandrdefranco@gmail.com

determinados por cromatografia líquida de alta eficiência e do endossulfam por cromatografia gasosa. Ambos os pesticidas estudados não lixiviam para camadas abaixo de 50 cm de profundidade, indicando, assim, a ausência de transporte preferencial via macroporos. Os valores de meia-vida foram de 96 e 210 dias para o tiametoxam e de 24 e 27 dias para o endossulfam, nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm, respectivamente. Observou-se uma dissipação mais intensa de ambos os pesticidas no campo quando comparada ao laboratório sob condições controladas. De maneira geral, os simuladores testados (PEARL e MACRO) foram satisfatórios para simular a lixiviação de endossulfam nas condições edafoclimáticas consideradas. No entanto, o desempenho do simulador MACRO foi superior ao PEARL para simular a lixiviação do tiametoxam.

Termos para indexação: lixiviação, tiametoxam, endossulfam, degradação, sorção, PEARL e MACRO.

# **Environmental Behavior of Two Insecticides in a Soil of Mato Grosso do Sul State: Experimentation and Mathematical Modeling**

## **Abstract**

Information about pesticide behaviour is important to know its environmental fate and hence to assess sustainability of agriculture production systems. This work had the aims (i) to quantify the leaching of two insecticides (endosulfan and thiamethoxam) in a area of soybean crop in the region of Ponta Porã, Mato Grosso do Sul State; (ii) to assess degradation and sorption in the soil for the insecticides; and (iii) to test and to calibrate MACRO and PEARL models to describe the leaching of the two insecticides. Soil samples for quantification of pesticide leaching were collected at 0-10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm and 70-100 cm depth after 0, 41, 74, and 125 days after application. For degradation, soil samples were collected at 0-30 and 50-70 cm depth and incubated at 25°C (thiamethoxam) and 30°C (endosulfan), soil moisture content at 80% of field capacity and darkness. For sorption, batch equilibration method was used for soil samples collected at 0-30 cm and 50-70 cm depth for thiamethoxam and only 0-30 cm depth for endosulfan. Thiamethoxam residues in soil were determined by high pressure liquid chromatography and endosulfan residues gas chromatography. Both pesticides did not leach to soil layer below 50 cm depth indicating no evidence of preferential transport via macroporos. Half-life values were 96 and 210 days for thiamethoxam and 24 and 27 days for endosulfan at 0-30 cm and 50-70 cm depth, respectively. It was observed a faster dissipation of both

pesticides in the field when compared to controlled conditions in the laboratory. In general, both evaluated models (PEARL and MACRO) were satisfactory to simulate endosulfan leaching under studied edaphic and climatic conditions. However, the performance of MACRO model was better than PEARL to simulate thiamethoxam leaching.

Index terms: leaching, thiamethoxam, endosulfan, degradation, sorption, PEARL and MACRO. .

## Introdução

Os pesticidas são comumente aplicados sobre as plantas ou diretamente no solo. Mesmo quando aplicados sobre as plantas, cerca de 50% do total da dose aplicada poderá ter como destino final o solo, independente da forma como for realizada essa aplicação (CHAIM et al., 1999). Quando depositados no solo, os pesticidas passam por diferentes processos de dissipação como, por exemplo, a lixiviação (LAVORENTI et al., 2003), que tem sido considerada como o principal tipo de transporte causador da contaminação por pesticidas do lençol freático. O transporte de pesticidas por lixiviação pode chegar a 1% da dose aplicada e, em casos excepcionais, a 5% (CARTER, 2000). Para ilustrar o quanto representa esta porcentagem, toma-se como exemplo o herbicida atrazina. Considerando que a legislação brasileira (BRASIL, 2004) estabelece que o Valor Máximo Permitido (VMP) de atrazina em água potável é de  $2 \mu\text{g L}^{-1}$  ( $2 \text{ mg m}^{-3}$ ) e que 100 mm (0,1 m) de água cheguem ao lençol freático por ano (taxa de recarga), isso resulta em um VMP por área igual a  $0,2 \text{ mg m}^{-2}$  ( $2 \text{ mg m}^{-3} \times 0,1 \text{ m}$ ). Como a dose aplicada de atrazina é de 2 kg de i.a.  $\text{ha}^{-1}$  ou  $200 \text{ mg m}^{-2}$ , o VMP de  $0,2 \text{ mg m}^{-2}$  equivale a 0,1% da dose aplicada. Ou seja, a lixiviação pode transportar dez vezes o valor máximo permitido pela legislação brasileira com relação à concentração de atrazina em água potável. Diante desse cenário, torna-se evidente a urgente necessidade da realização de pesquisas a respeito da lixiviação de pesticidas em solos agrícolas brasileiros, visando melhor entendimento sobre os processos e mecanismos que a governam e, em um futuro próximo, estabelecer áreas de risco com relação à vulnerabilidade do lençol freático com relação à contaminação por pesticidas.

Diversos estudos têm mostrado que pesticidas considerados pouco móveis foram lixiviados para camadas profundas do solo (LAABS et al., 2000; REICHENBERGER et al., 2002; ALLAIRE et al., 2009), evidenciando, assim, o processo de transporte preferencial (JARVIS, 2007). Laabs et al. (2000) e Reichenberger et al. (2002) observaram que pesticidas utilizados em áreas com Latossolos na região com cultivo de soja, milho, cana-de-açúcar e algodão em Mato Grosso foram transportados preferencialmente pelos macroporos, independentemente do potencial de retenção do pesticida no solo através da sorção. O termo transporte preferencial implica que a água e o pesticida, infiltrando no solo, não têm tempo suficiente para se equilibrar com a matriz deste. Dessa maneira, o tempo de contato do pesticida com a camada superficial do solo, a qual possui maior capacidade para degradar o pesticida devido sua maior atividade microbiana, é pequeno. Consequentemente, os

pesticidas transportados preferencialmente pelos macroporos poderão chegar rapidamente às camadas mais profundas, onde os processos de degradação e sorção são, geralmente, menos efetivos. Diante desse cenário, é evidente que o transporte preferencial de pesticidas através dos macroporos pode aumentar os riscos de contaminação do lençol freático. Em alguns solos argilosos estruturados os macroporos podem dominar a hidrologia, já que funcionam como poros com alta condutividade hidráulica.

Devido à grande diversidade de solos, clima e pesticidas utilizados na agricultura, torna-se inviável, além de onerosa, a realização de um grande número de experimentos em condições de campo para atender a todas essas combinações (solos x clima x pesticidas). Diante dessa limitação, modelos matemáticos têm sido desenvolvidos para simular o destino de pesticidas nos solos (BOESTEN, 2007; KOHNE et al., 2009; LARSBO; JARVIS, 2003), possibilitando grande economia de tempo e recursos financeiros. No entanto, para utilizar esses simuladores com confiança, é necessário que os mesmos sejam testados e validados para as condições edafoclimáticas consideradas, por meio da comparação entre resultados observados e simulados.

O presente trabalho teve como objetivos (i) quantificar a lixiviação de dois inseticidas (endossulfam e tiametoxam) com mobilidades potenciais contrastantes ao longo do perfil de um Latossolo Vermelho Distrófico típico de textura média, em uma área de plantio de soja na região de Ponta Porã, MS; (ii) avaliar a degradação e sorção dos dois inseticidas no solo em estudo em condições controladas de laboratório e (iii) testar e calibrar os simuladores MACRO e PEARL para descrever os dados observados da lixiviação dos dois inseticidas nas condições de estudo.

## **Material e Métodos**

### **Experimento de lixiviação**

O experimento para estudo da lixiviação dos dois pesticidas (tiametoxam e endossulfam) foi instalado na Fazenda Experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, em Ponta Porã, MS (22° 33' 13,4" S; 55° 38' 53,3" O), em uma área de 900 m<sup>2</sup>. O solo da área é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico típico, de textura média. O período experimental

compreendeu de 19/12/2008 a 23/4/2009. O plantio da soja cultivar BRS 240, utilizando-se espaçamento de 45 cm entre linhas e 22 sementes/m, foi realizado em 11/12/2008. A aplicação dos pesticidas foi feita separadamente no dia 19/12/2008 às 16 horas, utilizando-se um pulverizador acoplado ao trator com barra de 14 m e bicos do tipo leque espaçados 50 cm e com vazão de 320 L ha<sup>-1</sup> (Figura 1). As doses utilizadas foram equivalentes a 350 g i.a. ha<sup>-1</sup> de endossulfam e 282 g i.a. ha<sup>-1</sup> de tiametoxam. Amostras de solo para quantificação dos resíduos de pesticidas foram coletadas nas profundidades de 0-10 cm, 10-30 cm, 30-50 cm, 50-70 cm e 70-100 cm aos 0 (19/12/2008), 41 (29/1/2009), 74 (3/3/2009) e 125 (23/4/2009) dias após aplicação.

Em cada data de amostragem, quatro subparcelas de 3 x 3 m (9 m<sup>2</sup>), sendo uma de cada quadrante da área experimental, foram sorteadas para coleta de amostras de solo nas diferentes profundidades. Para coleta das amostras, trincheiras foram abertas até a profundidade de 1 m com auxílio de enxadão, pá de ponta e quadrada. O procedimento de coleta consistiu em “raspar” a parede do solo em cada profundidade, depositando o material em uma calha feita de PVC (Figura 2). Para evitar a contaminação com resíduos de pesticidas provenientes das camadas superiores eliminou-se, para cada profundidade, os primeiros 5 cm da parede de solo e cobriu-se a calha com saco plástico novo a cada amostragem. Após completa homogeneização de cada amostra, subamostras com aproximadamente 200 g de solo foram retiradas, identificadas e colocadas em sacos plásticos para armazenamento em freezer a -20 °C até o momento da análise. Cada amostra foi identificada com a data de amostragem, profundidade e subparcela. As análises de resíduos do tiametoxam nas amostras de solo foram realizadas no Laboratório de Toxicologia de Inseticidas da Universidade Federal de Lavras (UFLA) e as análises de resíduos do endossulfam foram realizadas no Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas da Embrapa Agropecuária Oeste. As amostras enviadas à UFLA foram acondicionadas em caixas térmicas. O grau de umidade foi determinado por gravimetria utilizando-se de estufa a 105 °C por 24 horas (CLAESSEN et al., 1997).



Fotos: Rômulo Penna Scorza Júnior

**Figura 1.** Aplicação dos pesticidas e visão geral da área experimental com a cultura da soja. Fazenda Experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, Ponta Porã, MS, 2008.



Fotos: Rômulo Penna Scorza Júnior

**Figura 2.** Trincheira para coleta das amostras em 23 de abril de 2009 (após colheita da soja) e detalhe mostrando procedimento para retirada das amostras na trincheira. Fazenda Experimental da Embrapa Agropecuária Oeste, Ponta Porã, MS, 2009.

## Extração e quantificação do tiamethoxam

A extração do tiametoxam no solo foi baseada na metodologia proposta por Urzedo et al. (2006a). Esta consistiu em pesar uma subamostra de 100 g e adicionar 200 mL de acetona, sendo essa mistura, solo + solvente extrator, colocada em frasco Erlenmeyer de 500 mL, com tampa, o qual foi mantido sob agitação por duas horas. Em seguida, os frascos foram mantidos em repouso por duas horas. Uma alíquota (50 mL) do sobrenadante foi retirada, transferida a um balão de fundo redondo e submetida à evaporação da acetona, em evaporador rotativo. A fase aquosa remanescente foi transferida para um funil de separação, ao qual foi adicionado um volume de água destilada de maneira a alcançar um volume total de 20 mL de fase aquosa, baseando-se em graduação feita no funil de separação. Os compostos foram extraídos da fase aquosa por meio de três partições sucessivas com 20 mL de diclorometano, sendo as fases orgânicas coletadas conjuntamente em balão de fundo redondo. Após a evaporação do diclorometano, em evaporador rotativo, os resíduos presentes no balão foram transferidos para cromatoplasmas de sílica gel 60 GF<sub>254</sub> (10 cm x 20 cm x 0,05 cm). Para isso, os resíduos foram dissolvidos em acetona, (três porções sucessivas de 0,2 mL) e transferidos para a cromatoplasma, ao longo de uma linha a 3 cm da base da mesma, com auxílio de pipeta de Pasteur. Nas margens laterais das placas foram feitas linhas verticais divisórias, com auxílio de uma espátula, para evitar a contaminação da amostras com os padrões dos compostos, os quais foram aplicados nas margens das placas com a finalidade de identificação das bandas correspondentes aos mesmos na placa, após a resolução cromatográfica. Como fase móvel utilizou-se uma mistura de acetonitrila e diclorometano, na proporção 1:3, sendo o fator de retenção do tiametoxam igual a 0,72. As bandas de sílica correspondentes aos compostos foram removidas das placas para um funil de vidro, contendo algodão no fundo, suspenso em um balão de fundo redondo. Os compostos foram removidos da sílica usando-se 20 mL de acetona. A seguir, a acetona foi eliminada no evaporador rotativo e os resíduos foram transferidos para frascos de vidro, com tampa, utilizando-se 1 mL da mistura acetonitrila e água ultrapura (2:8), sendo essa mistura passada em filtro de 0,45 µm antes de ser analisada.

As determinações quantitativas do tiametoxam foram feitas em sistema de cromatografia líquida de alta eficiência (HP - série 1100), com detector de UV operando a 254 nm. Utilizou-se uma coluna LiChrospher RP-18 (5 µm, 250 x 3 mm) e, como fase móvel, uma mistura de acetonitrila e água milli-Q (2:8), com fluxo de 0,3 mL min<sup>-1</sup>.

## **Extração e quantificação do endossulfam**

A metodologia de extração do endossulfam total (somatório de endossulfam alfa e beta) e do sulfato de endossulfam no solo foi adaptada de Corrêa et al. (2003). Esta consistiu em pesar uma subamostra de 50 g de solo e adicionar 150 mL de acetona, sendo essa mistura solo+solvente extrator colocada em frasco Erlenmeyer de 500 mL, com tampa, o qual foi mantido sob agitação por uma hora. Em seguida, os frascos foram mantidos em repouso por duas horas. Uma alíquota de 6 mL do sobrenadante foi retirada e transferida para um balão volumétrico, tendo esta passado em um funil contendo  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  para retenção de água. Posteriormente, toda a acetona foi evaporada em evaporador rotativo e os resíduos presentes no balão foram transferidos para colunas de sílica gel 60. Para isso, os resíduos foram dissolvidos em hexano e transferidos para a coluna em três lavagens sucessivas de 5 mL. Para eluição do endossulfam na coluna de sílica utilizou-se a mistura de hexano:acetato de etila (7:3), através de duas lavagens com 5 mL. Os eluados foram coletados em tubo de centrífuga e, posteriormente, transferidos para um balão volumétrico utilizando-se uma pipeta de Pasteur. Todo o solvente presente neste balão foi evaporado utilizando-se evaporador rotativo. Em seguida, o resíduo foi ressuscendido (4 mL) em acetona e armazenado em tubos de centrífuga com tampa em freezer a  $-20\text{ }^\circ\text{C}$ . Antes da injeção, amostras foram passadas em filtro de  $0,45\text{ }\mu\text{m}$ .

As quantificações do endossulfam foram feitas em sistema de cromatografia gás-líquido (Varian CP 3800) operando com detector de captura de elétrons (ECD), tendo sido utilizada uma coluna CP-SIL 5 CB-MS de 30 m de comprimento e 0,25 mm de diâmetro interno. As condições de operação do cromatógrafo foram: fluxos do gás de arraste (nitrogênio) de  $1\text{ mL min}^{-1}$  e "make-up" de  $30\text{ mL min}^{-1}$ ; temperaturas de  $220\text{ }^\circ\text{C}$  e  $320\text{ }^\circ\text{C}$ , respectivamente, para o injetor e detector; temperaturas da coluna programadas para  $100\text{ }^\circ\text{C}$  (1 min); rampa de  $10\text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$  até  $150\text{ }^\circ\text{C}$ , mantida por 1 min; rampa de  $13\text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$  até  $180\text{ }^\circ\text{C}$ , mantida por 1 min, rampa de  $15\text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$  até  $200\text{ }^\circ\text{C}$ , mantida por 1 min; rampa de  $20\text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$  até  $230\text{ }^\circ\text{C}$ , mantida por 1 min; rampa de  $25\text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$  até  $260\text{ }^\circ\text{C}$ , mantida por 1 min; rampa de  $30\text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$  até  $280\text{ }^\circ\text{C}$ , mantida por 1 min; rampa de  $35\text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$  até  $300\text{ }^\circ\text{C}$ , mantida por 0,5 min; e modo de injeção "split/splitless".

## Padrões analíticos e testes de eficiência

Os padrões analíticos de tiametoxam tinham pureza de 99%. Já os padrões de endossulfam alfa, beta e sulfato de endossulfam tinham pureza de 99,7%, 97,5% e 99,3%, respectivamente.

Testes de eficiência dos procedimentos analíticos para extração e quantificação dos resíduos utilizados revelaram porcentagens médias de recuperação de 88% para o tiametoxam e de 99%, 101% e 115% para o endossulfam alfa, beta e sulfato de endossulfam, respectivamente. Todos os testes de recuperação foram realizados considerando três diferentes concentrações.

## Degradação do tiametoxam e endossulfam

Os estudos de degradação do tiametoxam e do endossulfam, em condições de laboratório, foram realizados utilizando-se amostras de solo das profundidades 0-30 cm e 50-70 cm, coletadas em uma área vizinha à parcela experimental para estudo da lixiviação. As amostras de solo foram acondicionadas em copos de vidro numa quantidade, de acordo com a umidade de cada solo, igual a 50 g de solo seco. Em cada amostra foi adicionada água destilada em quantidade suficiente para atingir 80% da capacidade de campo de cada profundidade estudada, determinada sob potencial mátrico igual a 0,10 atm.

Para o tiametoxam foram preparadas 10 subamostras para cada profundidade, correspondentes a 2 repetições para 5 datas de amostragem (0, 15, 30, 45 e 60 dias após aplicação). Cada subamostra foi fortificada com 11,75 µg de tiametoxam, através da aplicação de 1 mL de solução preparada com o padrão analítico em água destilada. Já para o endossulfam foram preparadas 18 subamostras para cada profundidade, correspondentes a 3 repetições para 6 datas de amostragem. Cada subamostra foi fortificada com 30 µg de endossulfam total, através da aplicação de 30 µL de solução preparada com acetona. Os copos contendo cada subamostra foram cobertos com papel laminado perfurados para permitir aeração e colocados em bandejas de plástico. Posteriormente, todas as bandejas contendo as subamostras foram mantidas em uma incubadora tipo BOD com temperatura controlada de  $25 \pm 2$  °C para o tiametoxam e de  $30 \pm 2$  °C para o endossulfam,

na ausência de luz (Figura 3). O controle da umidade nas subamostras foi mantido através de adição periódica de água destilada, com auxílio de uma balança, até atingir o peso do conjunto copo+solo+água correspondente a 80% da capacidade de campo. Os processos de extração e quantificação dos resíduos de tiametoxam e endossulfam nas subamostras com solo foram semelhantes àqueles descritos anteriormente.



Fotos: Rômulo Penna Scorza Júnior

**Figura 3.** Experimento de degradação mostrando detalhes dos furos no papel laminado para permitir aeração (A), incubação na BOD (B) e procedimento para controle de umidade (C).

Os dados resultantes da degradação dos dois pesticidas foram ajustados ao modelo de cinética de primeira ordem, dado por:

$$\ln C = \ln C_0 - k \cdot t \dots\dots\dots (1)$$

onde  $\ln C$  é o logaritmo neperiano da quantidade remanescente no solo (% da dose aplicada),  $\ln C_0$  é o logaritmo neperiano da quantidade inicial aplicada no solo,  $k$  é o coeficiente de degradação ( $\text{dia}^{-1}$ ) e  $t$  é o tempo de incubação (dias). Após estimativa do coeficiente de degradação ( $k$ ), os valores de meia-vida do tiametoxam e do endossulfam (DT50), em dias e para cada profundidade, foram calculados por:

$$DT50 = \frac{0,693}{k} \dots\dots\dots (2)$$

A qualidade do ajuste dos dados de degradação ao modelo de cinética de primeira ordem foi baseada no coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e na análise gráfica.

## Sorção do tiametoxam e endossulfam

Para avaliação da sorção do tiametoxam e do endossulfam no solo em estudo utilizou-se o método em batelada, que consiste na agitação de uma determinada quantidade de solo juntamente com a solução do pesticida (LAVORENTI et al., 2003). As amostras de solo para o estudo da sorção do tiametoxam foram coletadas nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm. Já para o endossulfam, as amostras de solo foram coletadas apenas na profundidade de 0-30 cm. Essas amostras foram coletadas em uma área vizinha à parcela experimental para estudo da lixiviação. Em seguida, as amostras foram secas ao ar, passadas em peneira de 1 mm de malha, pesadas 2 g e acondicionadas em tubos de centrífuga de policarbono com tampas de plástico no caso do tiametoxam e em erlenmeyers de 50 mL com tampa para o endossulfam. Para cada profundidade estudada foram feitas duas repetições para o tiametoxam e três repetições para o endossulfam.

Para o estudo da sorção do tiametoxam adicionou-se 5 mL das soluções aquosas deste preparadas em 0,01 M de  $\text{CaCl}_2$  (manutenção da força iônica dos solos), nas seguintes concentrações: 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; e  $10 \mu\text{g mL}^{-1}$ . Os tubos com as frações solo e soluções aquosas do tiametoxam foram mantidos em mesa agitadora durante quatro horas para garantir que o equilíbrio de adsorção fosse atingido, tempo esse superior ao mínimo de 1 hora, conforme observado por Urzedo (2006b). Após a agitação, os tubos foram submetidos à centrifugação a 10.510 g, durante 10 min a 25 °C. Foram coletados 2 mL do sobrenadante para posterior análise por cromatografia líquida de alta eficiência.

Para o estudo da sorção do endossulfam, adicionou-se 10 mL de água ultrapura contendo endossulfam nas concentrações de 0,05, 0,1, 0,3 e  $0,5 \mu\text{g mL}^{-1}$ . Os erlenmeyers com as frações solo e soluções aquosas do endossulfam foram mantidos em mesa agitadora durante 24 horas para garantir que o equilíbrio de adsorção fosse atingido. Após a agitação, os erlenmeyers foram deixados em repouso para decantação por 1 hora. Retirou-se uma alíquota de 7 mL do sobrenadante, que foi transferida para um tubo de centrífuga de 10 mL e submetido à centrifugação a 5.000 g por 30 minutos. Coletou-se 5 mL do sobrenadante e procedeu-se à partição líquido-líquido através de três partições sucessivas com 5 mL de acetato de etila. Posteriormente, todo o solvente presente no balão proveniente da partição foi evaporado utilizando-se evaporador rotativo. Em seguida, o resíduo do endossulfam foi ressuspensionado (4 mL) em acetona e armazenado

em tubos de centrífuga com tampa em freezer a  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Antes da injeção, as amostras foram passadas em filtro de  $0,45\text{ }\mu\text{m}$ .

Os dados provenientes do experimento de sorção dos dois pesticidas nas duas profundidades do solo estudado foram ajustados ao modelo da isoterma de Freundlich, dado por:

$$X = K_F \cdot C_L^N \dots\dots\dots(3)$$

onde X é a quantidade do pesticida adsorvida no solo ( $\mu\text{g g}^{-1}$ ),  $K_F$  é a constante de equilíbrio de Freundlich ( $\text{mL g}^{-1}$ ),  $C_L$  é a concentração do pesticida na fase líquida do solo ( $\mu\text{g mL}^{-1}$ ) e N é o expoente do modelo de Freundlich que mostra o grau de linearidade da isoterma. A qualidade do ajuste dos dados de sorção ao modelo da isoterma de Freundlich foi baseada no coeficiente de determinação ( $R^2$ ) e na análise gráfica.

Para parametrização dos simuladores PEARL e MACRO utilizaram-se dados de precipitação pluviométrica coletados diariamente na área experimental de Ponta Porã. Devido à ausência de estação meteorológica automática nas proximidades do experimento, os outros dados meteorológicos (temperatura diária máxima e mínima do ar e evapotranspiração potencial) foram obtidos na estação meteorológica da Embrapa Agropecuária Oeste, em Dourados, MS, localizada a uma distância aproximada de 130 km da área experimental. A evapotranspiração potencial diária durante o período experimental foi estimada com base no método de Penman-Monteith. Os dados de entrada para caracterização físico-química dos pesticidas, com exceção da meia-vida no solo e sorção, foram obtidos na literatura (HORNSBY et al., 1996; TOMLIN, 2000). O valor da energia de ativação para ambos os pesticidas foi igual a  $54\text{ kJ mol}^{-1}$ , que corresponde à média encontrada após uma revisão de 50 experimentos que determinaram esses valores para diversos pesticidas (FOCUS SOIL MODELING WORKGROUP, 1997). O coeficiente de difusão de ambos os pesticidas em água foi igual a  $4,3\text{ cm}^2\text{ dia}^{-1}$  (LEISTRA et al., 2002). Os valores dos fatores de concentração na corrente transpiratória foram iguais a 0,5 para ambos os pesticidas. Os atributos químicos e físicos do solo utilizados como dados de entrada foram obtidos de Scorza Júnior e Silva (2006). Os parâmetros do modelo de Van Genuchten, após ajuste dos dados das curvas de retenção e condutividade hidráulica, utilizados como dados de entrada nos simuladores PEARL e MACRO, foram obtidos de Scorza Júnior e Silva (2006). Os valores dos índices de área foliar para a cultura da soja foram obtidos de Vissotto Júnior (2003).

## Resultados e Discussão

A quantidade média recuperada de tiametoxam logo após aplicação, em 19/12/2008, na profundidade de 0-5 cm, foi de  $485,6 \pm 68,9 \mu\text{g kg}^{-1}$ , indicando uma recuperação de 103% (baseada no cálculo da quantidade aplicada de  $470 \mu\text{g kg}^{-1}$ ). O tiametoxam mostrou-se um composto persistente, embora não tenha lixiviado para profundidades abaixo de 50 cm durante o período de estudo (Tabela 1). As quantidades recuperadas de tiametoxam no intervalo de 0-100 cm de profundidade aos 41, 74 e 125 dias após aplicação foram de 13%, 11% e 2% da dose aplicada, respectivamente. Isso mostra que entre a aplicação do tiametoxam e a primeira amostragem (41 dias) houve uma dissipação de mais de 80% da dose aplicada. Importante ressaltar que não foi observado transporte preferencial do tiametoxam pelos macroporos. O solo em estudo possui macroporosidade média entre 0-100 cm de profundidade em torno de 14,6%. Isso indica que grande parte da água que infiltra nesse solo se dá através dos macroporos, o que pode ocasionar um limitado contato com a matriz do solo, ou seja, entre a água que infiltra e os microporos. Supondo que grande parte do tiametoxam estava presente ou protegido na matriz do solo (microporos), este fluxo da água preferencialmente pelos macroporos foi rápido o suficiente para não permitir o equilíbrio das concentrações entre micro e macroporos. Assim, a água que infiltrava, carregava apenas uma pequena quantidade do tiametoxam. Em síntese, diferentemente do que se esperava, houve uma diminuição da lixiviação do tiametoxam com a presença de fluxo preferencial da água. Resultados semelhantes foram obtidos por Larsson e Jarvis (1999) em solos suecos com a presença de macroporos.

A quantidade média recuperada de endossulfam total (alfa+beta) logo após aplicação, em 19/12/2008, na profundidade de 0-5 cm foi de  $1.095,6 \pm 120,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ , indicando uma recuperação de 94% (baseada na quantidade aplicada de  $1.166 \mu\text{g kg}^{-1}$ ). Não foram encontrados resíduos do endossulfam abaixo de 10 cm de profundidade (Tabela 2) e as quantidades encontradas nas diferentes datas de amostragem ao longo do perfil do solo correspondem a menos de 1% da dose aplicada. Assim, o endossulfam mostrou-se como um composto com baixa persistência e lixiviação no solo em estudo. Na última data de amostragem (23/4/2009) observa-se um valor médio de endossulfam na camada de 0-10 cm de profundidade superior aos demais em datas anteriores, embora representando menos de 1% da dose aplicada (Tabela 2). Essa discrepância se deve à variabilidade espacial nas

concentrações de endossulfam no solo em estudo, sendo este efeito mais acentuado para pequenas concentrações.

**Tabela 1.** Teores médios de tiametoxam nas diferentes datas de amostragem e profundidades, em Ponta Porã, MS.

Profundidade (cm)	Teor de tiametoxam ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ de solo úmido) <sup>(1)</sup>		
	29/1/2009	3/3/2009	23/4/2009
0-10	63,42	48,16	10,78
10-30	1,29	5,67	0,53
30-50	< 0,10	0,34	< 0,10
50-70	< 0,10	< 0,10	< 0,10
70-100	< 0,10	< 0,10	< 0,10

<sup>(1)</sup> Limite mínimo de quantificação foi de  $0,10 \mu\text{g kg}^{-1}$ .

**Tabela 2.** Teores médios de endossulfam total (alfa+beta) nas diferentes datas de amostragem e profundidades, em Ponta Porã, MS.

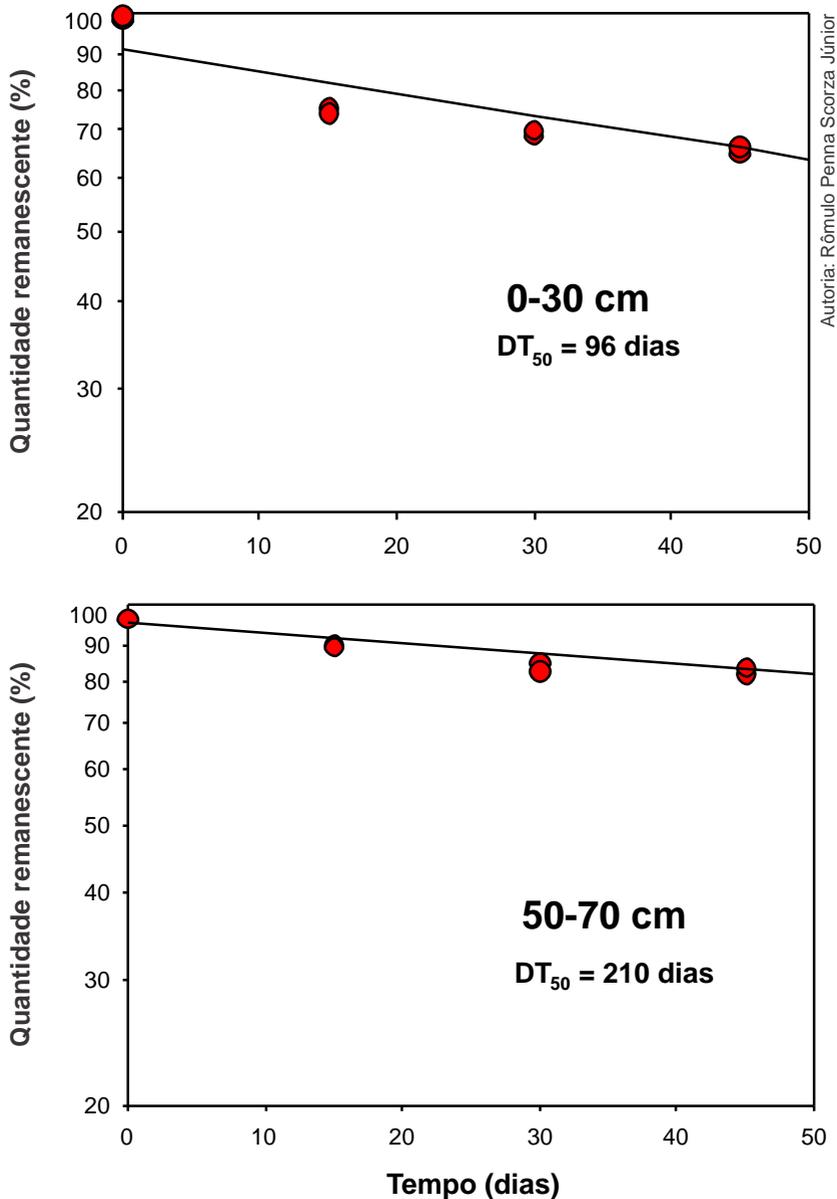
Profundidade (cm)	Teor de endossulfam ( $\mu\text{g kg}^{-1}$ de solo úmido) <sup>(1)</sup>		
	29/1/2009	3/3/2009	23/4/2009
0-10	8,85	4,31	9,24
10-30	< 2,00	< 2,00	< 2,00
30-50	< 2,00	< 2,00	< 2,00
50-70	< 2,00	< 2,00	< 2,00
70-100	< 2,00	< 2,00	< 2,00

<sup>(1)</sup> Limite mínimo de quantificação foi de  $2,00 \mu\text{g kg}^{-1}$ .

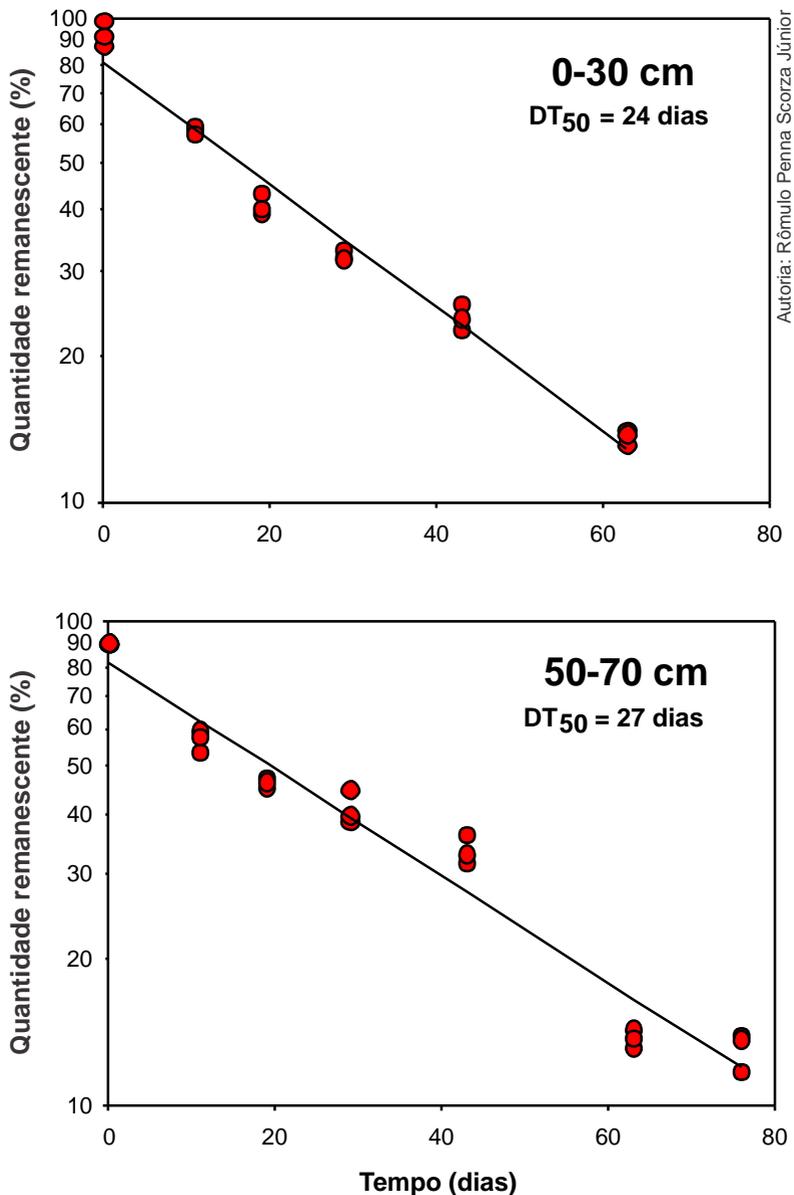
As quantidades remanescentes de tiametoxam em função do tempo nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm, nos experimentos de incubação em condições controladas, são mostradas na Figura 4. Observa-se que após 45 dias de incubação as quantidades remanescentes estavam acima de 60% da dose aplicada para ambas as profundidades. Isto demonstra a alta persistência desse pesticida no solo em estudo durante o experimento de degradação em condições controladas. Observa-se, ainda, uma degradação mais rápida na profundidade 0-30 cm quando comparada a 50-70 cm, possivelmente devido à maior atividade microbiana na camada superficial do solo (0-30 cm). Houve um bom ajuste dos dados ( $R^2 > 0,8$ ;  $P < 0,05$ ) das quantidades remanescentes ao modelo de cinética de primeira ordem (Eq. 1) para as duas profundidades estudadas (Figura 4). Os valores dos coeficientes de degradação,  $k$  (Eq. 1), após ajuste dos dados, foram iguais a  $0,00725 (\pm 0,00122)^{(1)}$  e  $0,00331 (\pm 0,00057)$  dia<sup>-1</sup> para as profundidades de 0-30cm e 50-70 cm, respectivamente. Com base na Eq. (2), os valores obtidos de meia-vida para o tiametoxam a 25 °C, 80% cc e ausência de luz foram iguais a 96 e 210 dias para as profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm, respectivamente.

As quantidades remanescentes de endossulfam total (alfa+beta) em função do tempo nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm, nos experimentos de incubação em condições controladas, são mostradas na Figura 5. Observa-se uma rápida degradação do endossulfam nas duas profundidades estudadas, embora a taxa tenha sido levemente menor para a profundidade de 50-70 cm. Houve um bom ajuste dos dados ( $R^2 > 0,9$ ;  $P < 0,05$ ) das quantidades remanescentes ao modelo de cinética de primeira ordem (Eq. 1) para as duas profundidades estudadas (Figura 5). Os valores dos coeficientes de degradação,  $k$  (Eq. 1), após ajuste dos dados, foram iguais a  $0,02919 (\pm 0,00111)^{(2)}$  e  $0,02538 (\pm 0,00116)$  dia<sup>-1</sup> para as profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm, respectivamente. Com base na Eq. (2), os valores obtidos de meia-vida para o endossulfam a 30 °C, 80% cc e ausência de luz foram iguais a 24 e 27 dias para as profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm, respectivamente. Esses valores de meia vida indicam que o endossulfam pode ser considerado um composto com baixa persistência no solo e condições estudadas.

<sup>(1),(2)</sup> Erro padrão da média.



**Figura 4.** Quantidade remanescente de tiametoxam em amostras de solo de Ponta Porã, MS, nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm incubadas a 25 °C e umidade equivalente a 80% da CC.



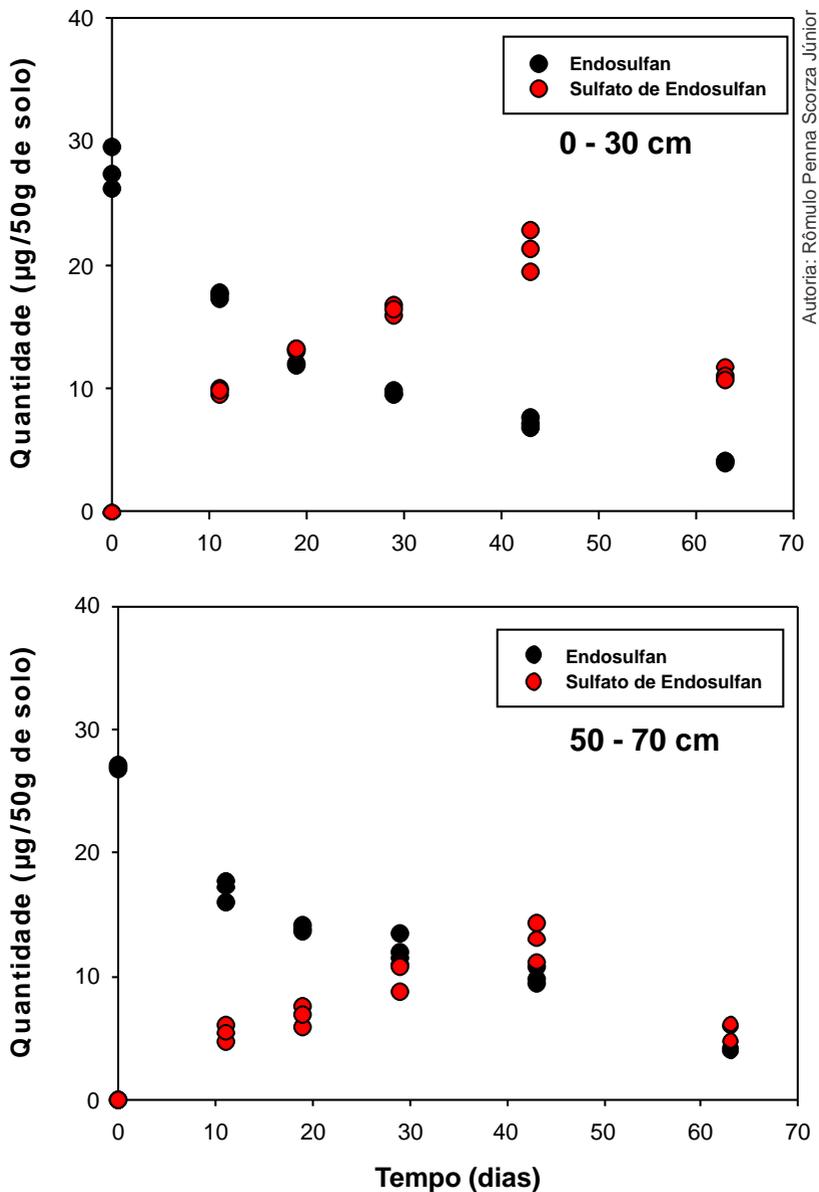
Autoria: Rômulo Penna Scorza Júnior

**Figura 5.** Quantidade remanescente de endossulfam total (alfa+beta) em amostras de solo de Ponta Porã, MS, nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm incubadas a 30 °C e umidade equivalente a 80% da CC.

Durante o experimento de degradação avaliou-se também a formação do metabólito sulfato de endossulfam, já que este é um composto de grande relevância ambiental (Figura 6). Observa-se uma taxa de formação desse metabólito mais rápida na camada de 0-30 cm quando comparada a 50-70 cm, evidenciando a importância da ação de microrganismos no processo de transformação de endossulfam em sulfato de endossulfam. Considerando as datas de amostragem utilizadas, observa-se que as concentrações máximas de sulfato de endossulfam no solo, para ambas as profundidades estudadas, foram aos 43 dias após aplicação.

As isotermas de sorção do tiametoxam nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm são apresentadas na Figura 7. Observa-se um bom ajuste dos dados observados ao modelo de Freundlich (Eq. 3). Os valores dos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) para ambas as profundidades foram superiores a 0,97 ( $P < 0,05$ ). Os valores da constante de equilíbrio de Freundlich,  $K_F$  (Eq. 3), foram iguais a 0,40 e 0,15 mL g<sup>-1</sup> para as profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm, respectivamente. O menor valor de  $K_F$  na camada mais profunda do solo (50-70 cm), quando comparada à camada mais superficial (0-30 cm) sugere menor adsorção do tiametoxam nas camadas mais profundas, o que é atribuído ao menor valor do teor de matéria orgânica (16 g kg<sup>-1</sup> para 0-30 cm e 8 g kg<sup>-1</sup> para 50-70 cm de profundidade). Os valores do expoente N do modelo de Freundlich (Eq. 3) foram iguais a 0,78 e 0,60 para as camadas 0-30 cm e 50-70 cm de profundidade, respectivamente, indicando uma diminuição no grau de sorção com o aumento na concentração do inseticida.

A isoterma de sorção do endossulfam na profundidade de 0-30 cm é apresentada na Figura 8. Observa-se um bom ajuste dos dados observados ao modelo de Freundlich (Eq. 3). O valor do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi de 0,98 ( $P < 0,05$ ). Os valores da constante de equilíbrio de Freundlich,  $K_F$  e do expoente N (Eq. 3) foram iguais a 290,9 mL g<sup>-1</sup> e 1,32, respectivamente. Esses valores demonstram a alta afinidade do endossulfam pelo solo e que o grau de sorção do composto aumentou com o aumento de sua concentração.



Autoria: Rômulo Penna Soorza Júnior

**Figura 6.** Quantidade remanescente de endossulfam total (alfa+beta) e formação de sulfato de endossulfam em amostras de solo nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm incubadas a 30 °C e umidade equivalente a 80% da CC.

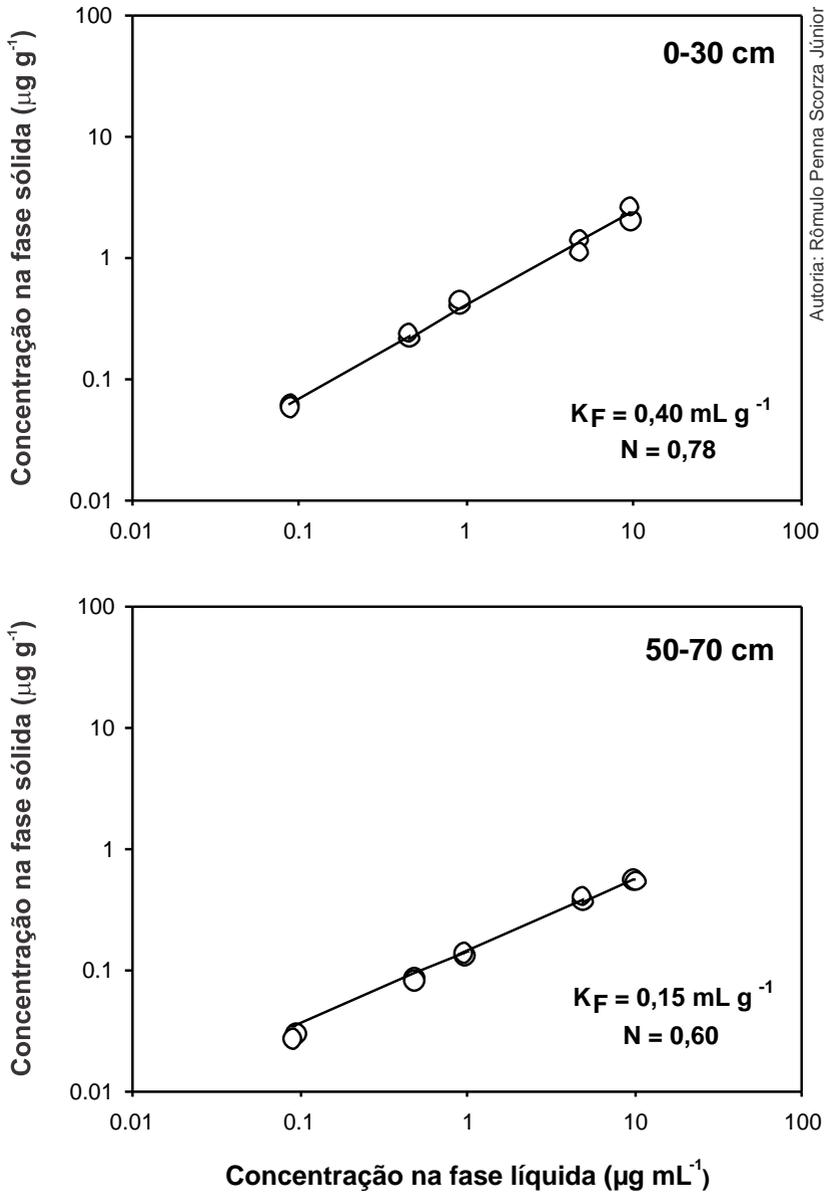
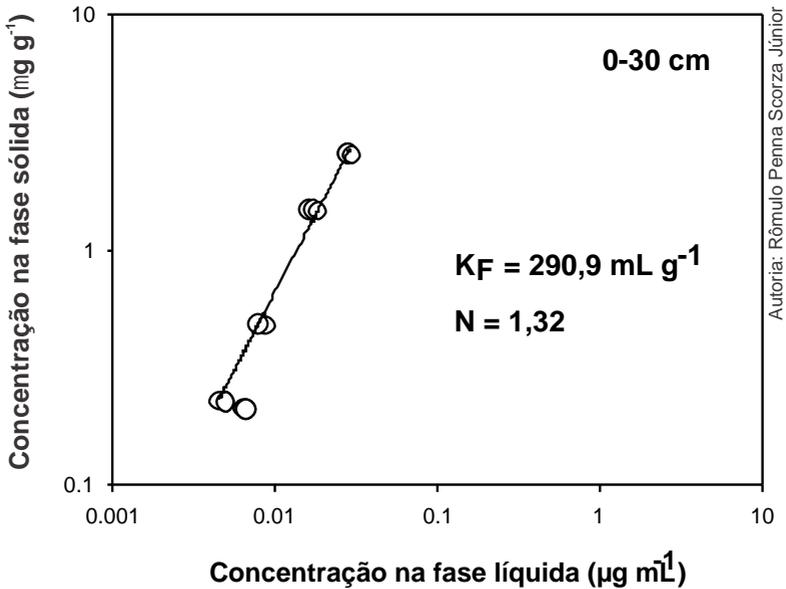
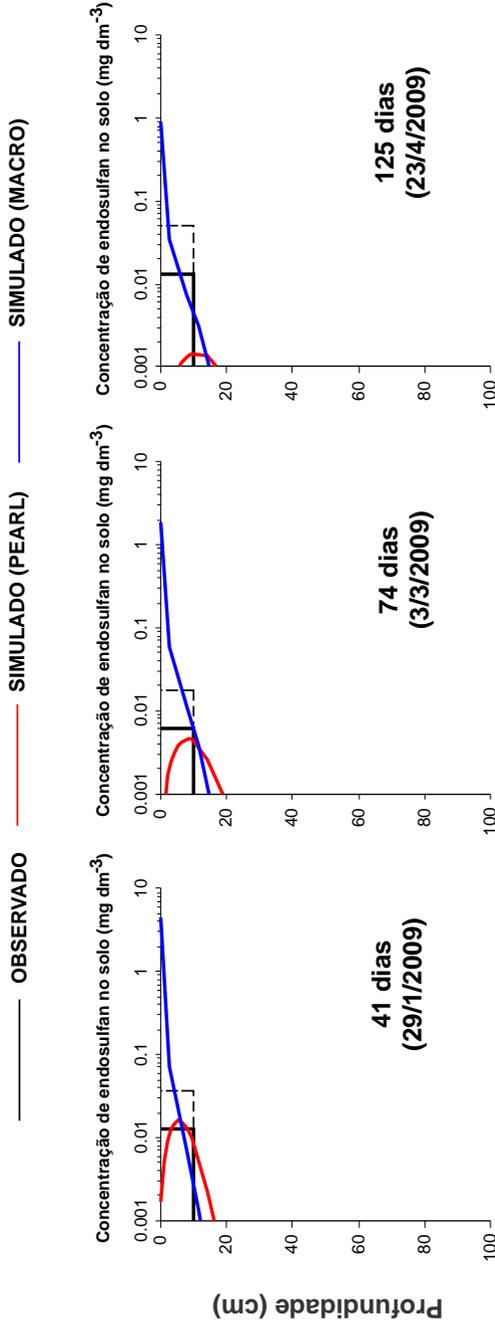


Figura 7. Sorção de tiametoxam nas profundidades de 0-30 cm e 50-70 cm em amostras de solo de Ponta Porã, MS.



**Figura 8.** Sorção de endossulfam na profundidade de 0-30 cm em amostras de solo de Ponta Porã, MS.

Os valores observados e simulados das concentrações de endossulfam e tiametoxam no perfil do solo aos 41, 74 e 125 dias após aplicação são mostrados nas Figuras 9 e 10, respectivamente. Com relação à simulação da lixiviação de endossulfam, observa-se que os valores simulados para ambos os simuladores (PEARL e MACRO) ficaram no intervalo entre 0-20 cm de profundidade, enquanto os dados observados mostram que esses não passaram de 10 cm de profundidade (Figura 9). Aos 41 dias após aplicação (29/1/2009) observa-se que o pico da concentração de endossulfam previsto pelo simulador PEARL estava aos 5 cm de profundidade. No entanto, o simulador MACRO previu que este pico situava-se bem próximo da superfície do solo para as três datas de amostragem. A quantidade prevista de endossulfam aos 41 dias, pelo simulador PEARL, ficou dentro do intervalo observado, enquanto o simulador MACRO superestimou-a para as três datas de amostragem. Aos 74 dias após aplicação (3/3/2009) observa-se que o pico de concentração de endossulfam prevista pelo simulador PEARL estava aos 10 cm de profundidade, sendo a quantidade ligeiramente inferior à observada. Já aos 125 dias, o pico de concentração previsto pelo simulador PEARL situava-se aos 15 cm de profundidade, sendo a quantidade bem inferior à observada.

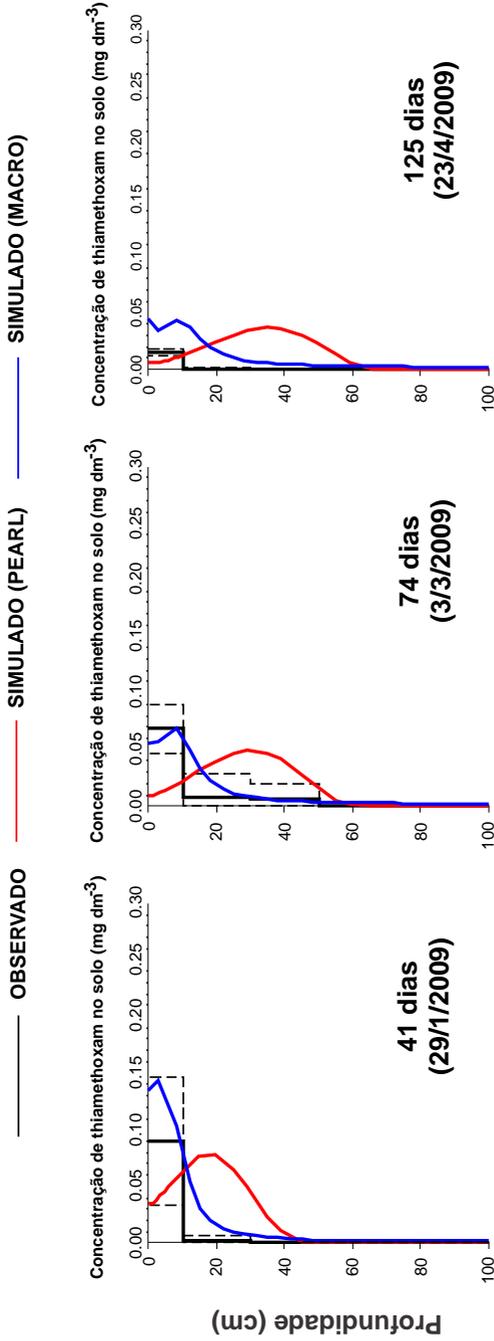


Autoria: Rômulo Penna Scorza Júnior

**Figura 9.** Concentrações observadas e simuladas de endossulfan no perfil do solo aos 41 (29/1/2009), 74 (3/3/2009) e 125 (23/4/2009) dias após aplicação. A área dentro das linhas tracejadas pretas representa a média  $\pm 2$  desvios-padrões dos valores observados e a linha preta sólida apenas a média. As simulações são representadas pelas linhas vermelhas (PEARL) e pelas linhas azuis (MACRO).

Para o tiametoxam, observa-se que o simulador PEARL superestimou a lixiviação em todas as datas de amostragem, sendo os picos de concentração estimados situados em profundidades maiores que as observadas (Figura 10). As simulações da lixiviação do tiametoxam previstas pelo simulador MACRO foram próximas dos valores observados aos 41 e 74 dias após aplicação, com pequena tendência a superestimar as concentrações deste entre 0-40 cm de profundidade aos 41 dias. Já aos 125 dias, observa-se que houve uma tendência do simulador MACRO superestimar a lixiviação do tiametoxam, gerando concentrações maiores que as observadas em todo perfil do solo.

Para ambos os pesticidas estudados observa-se uma dissipação mais intensa no campo quando comparada ao laboratório. Por exemplo, a meia-vida estimada do tiametoxam à 30 °C na profundidade de 0-30 cm foi de 96 dias. Esse resultado sugere que se espera aos 96 dias após aplicação uma recuperação de 50% da dose aplicada. No entanto, aos 41 dias após aplicação observou-se quantidade no campo igual a 13% da dose aplicada, indicando que o valor de meia-vida no campo foi bem inferior à obtida em laboratório. Um dos possíveis motivos para a dissipação mais rápida do tiametoxam no campo se deve às maiores temperaturas do solo no período de estudo quando comparadas à temperatura utilizada no experimento de incubação, que foi de 25 °C. Outro motivo pode ser a ocorrência de fotólise (Maienfisch et al., 2001) e/ou volatilização no período logo após aplicação, quando grande parte do produto ainda encontra-se na superfície do solo sujeito às altas temperaturas e incidência da luz solar.



Autoria: Rômulo Penna Scorza Júnior

**Figura 10.** Concentrações observadas e simuladas de tiametoxam no perfil do solo aos 41 (29/1/2009), 74 (3/3/2009) e 125 (23/4/2009) dias após aplicação. A área dentro das linhas tracejadas pretas representa a média  $\pm$  2 desvios-padrões dos valores observados e a linha preta sólida apenas a média. As simulações são representadas pelas linhas vermelhas (PEARL) e pelas linhas azuis (MACRO).

## **Conclusões**

O tiametoxam mostrou-se como um composto persistente, embora com baixa lixiviação nas condições edafoclimáticas consideradas.

O endossulfam apresentou rápida dissipação e baixa lixiviação nas condições edafoclimáticas consideradas.

O processo de transporte preferencial não foi observado na lixiviação dos pesticidas estudados nas condições edafoclimáticas consideradas.

De maneira geral, os simuladores testados (PEARL e MACRO) foram satisfatórios para simular a lixiviação de endossulfam nas condições edafoclimáticas consideradas. No entanto, o desempenho do simulador MACRO foi superior ao PEARL para simular a lixiviação do tiametoxam.

## **Agradecimentos**

Aos colegas Leila Cristina Konradt Moraes e Mauro Alves Júnior pela ajuda nas análises laboratoriais e amostragens no campo, respectivamente. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo auxílio financeiro (Processo 471517/2007-0).



## Referências

ALLAIRE, S. E.; ROULIER, S.; CESSNA, A. J. Quantifying preferential flow in soils: a review of different techniques. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 378, n. 1/2, p. 179-204, Nov. 2009.

BOESTEN, J. J. T. I. Simulation of pesticide leaching in the field and in zero-tension lysimeters. **Vadose Zone Journal**, Madison, v. 6, n. 4, p. 793-804, 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n. 518, de 25 de março de 2004. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 26 mar. 2004. Seção 1, p. 266-270.

CARTER, A. How pesticides get into water – and a proposed reduction measures. **Pesticide Outlook**, Cambridge, v. 11, n. 4, p. 149-156, 2000.

CHAIM, A.; VALARINI, P. J.; OLIVEIRA, D. de A.; MORSOLETO, R. V.; PIO, L. C. **Avaliação de perdas de pulverização em culturas de feijão e tomate**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 1999. 29 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de pesquisa, 2).

CLAESSEN, M. E. (Org.) **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. rev. atual. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997. (Embrapa-CNPS. Documentos, 1).

CORRÊA, C. M. D.; OLIVEIRA, J. J.; TORNISIELO, V. L. Resíduos de endossulfam em solo (Latossolo Roxo) cultivado com soja (*Glycine max* (L.) Merrill). **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, São Paulo, v. 62, n. 2, p. 69-75, 2003.

FOCUS. Soil Modelling Workgroup. **Soil persistence models and EU registration**. Brussels: Commission of the European Communities, 1997. 77 p. (Doc. 7617/VI/96).

HORNSBY, A. G.; DON WAUCHOPE, R.; HERNER, A. E. **Pesticide properties in the environment**. New York: Springer, 1996. 227 p.

JARVIS, N. J. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 58, n. 3, p. 523-546, June 2007.

KOHNE, J. M.; KOHNE, S.; SIMUNEK, J. A review of model applications for structured soils: b) pesticide transport. **Journal of Contaminant Hydrology**, Amsterdam, v. 104, n. 1/4, p. 36-60, Feb. 2009.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; ALTSTAEDT, A.; ZECH, W. Leaching and degradation of corn and soybean pesticides in an Oxisol of the Brazilian Cerrados. **Chemosphere**, Oxford, v. 41, n. 9, p. 1441-1449, Nov. 2000.

LARSBO, M.; JARVIS, N. **MACRO 5.0. a model of water flow and solute transport in macroporous soil**: technical description. [Uppsala]: Swedish University of Agricultural Sciences, 2003. 49 p. Disponível em: <[http://bgf.mv.slu.se/ShowPage.cfm?OrgenhetSida\\_ID=5658](http://bgf.mv.slu.se/ShowPage.cfm?OrgenhetSida_ID=5658)>. Acesso em: 7 dez. 2010.

LARSSON, M. H.; JARVIS, N. J. Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 215, n. 1/4, p. 153-171, Feb. 1999.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J. B. Comportamento de pesticidas em solos: fundamentos. **Tópicos em Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 3, p. 291-334, 2003.

LEISTRA, M.; VAN DER LINDEN, A. M. A.; BOESTEN, J. J. T. I.; TIKTAK, A.; VAN DER BERG, F. **PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems**: description of the processes. Wageningen: Alterra, 2002. 115 p. (Alterra Report, 13).

REICHENBERGER, S.; AMELUNG, W.; LAABS, V.; PINTO, A.; TOTSCHKE, K. U.; ZECH, W. Pesticide displacement along preferential flow pathways in a Brazilian Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v. 110, n. 1/2, p. 63-86, Nov. 2002.

SCORZA JÚNIOR, R. P.; SILVA, J. P. **Avaliação do potencial de contaminação dos recursos hídricos por pesticidas na Bacia do Rio Dourados, MS**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006. 59 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 36).

TOMLIN, C. D. S. **The pesticide manual**. 12th ed. Farnham: British Crop Protection Council, 2000. 1 CD-ROM.

URZEDO, A. P. F. M.; RIGITANO, R. L. O.; GUERREIRO, M. C.; CASTRO, N. R. A. Dissipação do inseticida tiametoxam em solos da região de Lavras-MG. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, Curitiba, v. 16, p. 31-38, jan./dez. 2006a.

URZEDO, A. P. F. M.; RIGITANO, R. L. O.; LIMA, J. M.; CASTRO, N. R. A. Sorção do inseticida tiametoxam em amostras de solos da região de Lavras-MG. **Pesticidas: revista de ecotoxicologia e meio ambiente**, Curitiba, v. 16, p. 71-80, jan./dez. 2006b.

VISSOTTO JÚNIOR, D. **Modelagem numérica para interações superfície-atmosfera no Estado do Paraná**. 2003. 205 p. Dissertação (Mestre em Ciências) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

**Embrapa**

---

**Agropecuária Oeste**

**Ministério da  
Agricultura, Pecuária  
e Abastecimento**

