



ARTIGO ORIGINAL

Alisson Lucrécio da Costa<sup>1\*</sup>  
José Maria de Lima<sup>1</sup>  
Vitória de Souza de Oliveira<sup>2</sup>  
Carlos Alberto Silva<sup>1</sup>  
Renê Luís de Oliveira Rigitano<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, 37200-000, Lavras, MG, Brasil

<sup>2</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, Campus Eunápolis, 45823-431, Eunápolis, BA, Brasil

<sup>3</sup> Universidade Federal de Lavras, Departamento de Entomologia, 37200-000, Lavras, MG, Brasil

\*Autor Correspondente:

E-mail: [alissonluc@gmail.com](mailto:alissonluc@gmail.com)

**PALAVRAS-CHAVE**

Inseticida  
Matéria orgânica dissolvida  
Razão de verossimilhança  
Resíduo orgânico

**KEYWORDS**

Pesticide  
Dissolved organic matter  
Likelihood ratio  
Waste organic

## Sorção e lixiviação de tiametoxam em solos tratados com lodo de esgoto e água residuária de suinocultura

### *Tiametoxam sorption and leaching in sewage sludge and swine wastewater treated water*

**RESUMO:** O uso de resíduos orgânicos em solos agrícola como adubos orgânicos é uma prática comum na agricultura moderna em vários países. Essa prática propicia a reciclagem desses resíduos, fornece nutrientes para as plantas e melhora as características físicas, química e biológicas dos solos. Entretanto, poucas pesquisas foram realizadas para avaliar os efeitos desses resíduos orgânicos na retenção e lixiviação de moléculas de pesticidas. Portanto, objetivou-se avaliar o efeito do lodo de esgoto (LE) e água residuária de suinocultura (ARS), além da água deionizada (AD) e solução iônica (SI) na sorção e lixiviação do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd). O experimento de sorção foi realizado em amostras da camada de 0-20 cm, e o experimento de lixiviação em colunas de PVC com amostras da camada de 0-100 cm desses solos. O LVAd apresentou menor sorção de tiametoxam em relação aos solos estudados. O LE diminuiu a sorção deste pesticida no solo LVAd. A ARS reduziu a sorção do pesticida nos solos estudados. O LVdf apresentou menor lixiviação deste pesticida em relação aos outros solos. O LE e ARS aumentaram a lixiviação de tiametoxam nos solos LVAd e PVAd.

**ABSTRACT:** *The use of organic waste in agricultural soils as organic fertilizer is a common practice in modern agriculture around the world. It recycles the waste, provides nutrients for plants and improves the soil physical, chemical and biological. However, little research has been conducted to evaluate how these organic wastes affect the retention and leaching of pesticides molecules. Therefore, the objective was to evaluate the effect of sewage sludge (SS) and swine wastewater (SW), as well as deionized water (DW) and ionic solution (IS) on sorption and leaching of thiamethoxam in dystrophic Red-Yellow Latosol (RYL), dystroferric Red Latosol (RL) and dystrophic Red-Yellow Argisol (RYA). The sorption experiment was performed with samples of the 0-20 cm layer of soils. The leaching experiment was performed in PVC columns with samples of the 0-100 cm layer of these soils. The RYL showed lower thiamethoxam sorption compared to the studied soils. The SS decreased the pesticide sorption in the RYL soil. The SW reduced the thiamethoxam sorption in the soils. The RL showed less leaching of this pesticide compared to other soils. The SS and SW increased leaching of thiamethoxam in the RYL and RYA soils.*

## 1 Introdução

A aplicação de resíduos em solos, como lodo de esgoto e água residuária de suinocultura, tem sido uma prática comum na agricultura em muitos países, por se tratar de uma alternativa de baixo custo para descarte desses resíduos e representar adição de nutrientes, promovendo importante reciclagem dos nutrientes presentes nesses resíduos (Cells et al., 1998; Bettiol & Camargo, 2006; Majumdar & Singh, 2007). Os resíduos melhoram as propriedades físicas e químicas dos solos, como a agregação, a capacidade de retenção de água, a capacidade de troca de cátions e o teor de matéria orgânica, bem como a disponibilidade de nutrientes para as plantas (Bettiol & Camargo, 2006).

As doses e frequência de aplicação desses resíduos seguem critérios rigorosos, para que não causem efeitos negativos ao ambiente. Esses critérios são geralmente estabelecidos em termos de liberação de nutrientes, lixiviação e contaminação de águas subterrâneas, por nitrato e elementos-traço (Cells et al., 1998; Bettiol & Camargo, 2006). Entretanto, esses critérios não levam em consideração a influência desses resíduos no comportamento de outros compostos poluentes, como os pesticidas (Cells et al., 1998).

O destino de pesticidas no solo pode ser influenciado pela aplicação de lodo de esgoto ou outra fonte de matéria orgânica; isso porque esta prática aumenta o teor de matéria orgânica do solo, e essa é claramente um componente importante na retenção, transformação e transporte de muitos pesticidas no solo (Caron et al., 1985; Barriuso et al., 1992; Cells et al., 1998).

*A priori*, a sorção de pesticidas no solo aumenta com a aplicação de resíduos (Barriuso et al., 1997) devido principalmente à elevada capacidade de sorção da matéria orgânica insolúvel adicionada (Businell, 1997). Entretanto, a matéria orgânica dissolvida produzida por esses resíduos orgânicos adicionados ao solo pode afetar a sorção de pesticidas, principalmente quando a moléculas desses pesticidas forem não iônicas (Caron et al., 1985; Barriuso et al., 1992; Cells et al., 1998).

O inseticida tiametoxam é um neonicotinoide introduzido no Brasil para o controle de pragas em várias culturas, especialmente do cafeeiro. O uso deste pesticida em lavouras cafeeiras tem aumentado rapidamente, de modo que, dependendo das condições do solo, há o risco de contaminação de água subterrânea, pois sua molécula apresenta baixa retenção pelas partículas do solo (Urzedo et al., 2006). A aplicação desse pesticida junto com LE e ARS pode reduzir ainda mais a sua sorção e levar a um aumento da lixiviação, em razão desse pesticida apresentar caráter apolar para as camadas mais profundas do solo, podendo contaminar as águas subterrâneas.

O número cada vez maior de pesticidas detectados em ecossistemas tem sido preocupante para os órgãos envolvidos na proteção ambiental e para população de modo geral. Assim, conclui-se que é de fundamental importância compreender o comportamento de pesticidas no solo, como eles são afetados pelos fatores ambientais e, atualmente, por resíduos das diversas atividades humanas aplicados aos solos agrícolas. Diante do exposto, buscou-se avaliar o efeito do lodo de esgoto (LE) e da água residuária de suinocultura (ARS), além da água deionizada (AD) e solução iônica (SI), sobre a sorção e lixiviação do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo

Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd).

## 2 Material e Métodos

As amostras dos solos foram coletadas nas camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm de profundidade de um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), um Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico (PVAd) da região de Lavras, Minas Gerais, sendo os dois primeiros sob mata nativa e último sob cerrado natural. Após a coleta, as amostras dos solos foram secas ao ar e passadas em peneiras de 2 mm de malha, para caracterização física, química e o ensaio de sorção; e em peneira de 4 mm de malha, para o empacotamento das colunas de lixiviação. A caracterização física e química das amostras dos solos foi realizada de acordo com metodologia descrita pela EMBRAPA (1997). Os resultados relativos às caracterizações dos solos são apresentados nas Tabelas 1 e 2.

O lodo de esgoto (LE) utilizado no experimento foi originário da estação de tratamento de esgotos de Jundiaí, SP, onde o processo de tratamento engloba o depósito do LE em lagoas aeradas de mistura completa, seguida de lagoas de decantação. Na sequência, esse lodo é desaguado por centrífugas, sendo então compostado por 60 dias, passando por revolvimento mecânico em um pátio coberto. O lodo de esgoto apresentava

**Tabela 1.** Atributos químicos das camadas de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm dos solos do experimento, antes da aplicação dos tratamentos. **Table 1.** Chemical properties of layers of 0-20, 20-40, 40-60, 60-80, and 80-100 cm of the soils before the treatments application.

Solos	pH <sup>4</sup>	t <sup>5</sup>	T <sup>6</sup>	V <sup>7</sup>	MO <sup>8</sup>
		cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>		%	dag kg <sup>-1</sup>
0-20 cm					
LVAd <sup>1</sup>	4,3	1,6	7,6	6,8	2,7
LVdf <sup>2</sup>	4,3	1,5	10,2	3,3	4,6
PVAd <sup>3</sup>	5,0	4,7	9,6	47,4	4,4
20-40 cm					
LVAd	4,5	1,2	5,9	4,8	1,9
LVdf	4,4	1,4	11,2	2,1	4,4
PVAd	4,9	2,3	6,4	29,9	1,8
40-60 cm					
LVAd	4,4	1,2	6,6	4,0	1,6
LVdf	4,7	0,8	7,3	3,2	2,7
PVAd	4,8	1,9	5,0	27,2	1,1
60-80 cm					
LVAd	4,4	0,8	5,3	4,4	1,6
LVdf	4,7	0,6	5,8	3,2	2,4
PVAd	4,9	1,7	4,8	32,9	1,0
80-100 cm					
LVAd	4,7	0,6	4,3	5,3	1,2
LVdf	4,6	0,6	6,5	3,1	2,4
PVAd	5,0	1,6	4,0	35,9	0,8

<sup>1</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. <sup>2</sup>Latossolo Vermelho Distroférico. <sup>3</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico. <sup>4</sup>pH em H<sub>2</sub>O. <sup>5</sup>Capacidade de troca e catiônica efetiva. <sup>6</sup>Capacidade de troca catiônica a pH 7,0. <sup>7</sup>Índice de saturação por bases. <sup>8</sup>Matéria orgânica.

**Tabela 2.** Atributos físicos e mineralógicos das camadas de 0-20 e 40-60 cm dos solos.**Table 2.** Physical and mineralogical properties of layers of 0-20, and 40-60 cm of the soils.

Solos	Classe Textural	Areia	Silte	Argila	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Ki <sup>4</sup>	Kr <sup>5</sup>
		(dag kg <sup>-1</sup> )			(g kg <sup>-1</sup> )				
0-20 cm									
LVAd <sup>1</sup>	Argilo-arenosa	52	10	38	137,6	203,9	53,9	1,16	0,99
LVdf <sup>2</sup>	Muito argilosa	24	7	69	129,8	319,1	171,8	0,7	0,52
PVAd <sup>3</sup>	Franco-argilo-arenosa	47	20	33	195	175	59	1,89	1,56
40-60 cm									
LVAd	Muito argilosa	32	5	63	197	270	95	1,24	1,01
LVdf	Muito argilosa	15	9	76	169	274	285	1,05	0,63
PVAd	Argilosa	31	18	52	238	247	76	1,64	1,37

<sup>1</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. <sup>2</sup>Latossolo Vermelho Distrófico. <sup>3</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico. <sup>4</sup>Ki = 1,7(%SiO<sub>2</sub>)/(%Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>).

<sup>5</sup>Kr = 1,7(%SiO<sub>2</sub>)/[%Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> + 0,64(%Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)].

pH 5,5 e teores de nitrogênio e carbono orgânico de 22,3 e 226,0 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente (Higashikawa et al., 2010).

A água residuária de suinocultura (ARS) é proveniente das instalações do setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras (UFLA). A ARS empregada neste estudo passou por filtragem em caixa de areia e peneira estática e, em seguida, por um tratamento primário composto de um tanque de acidificação e equalização. O tratamento anterior foi complementado por tratamento secundário em um reator anaeróbico compartimentado, seguido de reator UASB e decantador final. A ARS foi filtrada em peneiras de 37 µm e armazenada em câmara fria durante a realização do experimento.

Para fins de comparação, uma solução iônica (SI) foi preparada a partir de 0,14 g de KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 0,01 g de KNO<sub>3</sub>, 0,15 g de KCl, 0,01 g de (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 0,04 g de K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 0,23 g de Ca(H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, 0,18 g de NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 0,79 g de NH<sub>4</sub>OH e 0,05 g de Mg(OH)<sub>2</sub>, sendo os cálculos das quantidades baseados nos íons presentes na ARS. O pH da SI foi corrigido para próximo de 7,8, com a adição de HCl 1 mol L<sup>-1</sup>. O pH, o teor de carbono orgânico e o teor de carbono total para as soluções usadas no experimento foram, respectivamente: 4,6; 15,9 e 19,1 mg L<sup>-1</sup> para AD, 7,7; 51,5 e 230,7 mg L<sup>-1</sup> para ARS, e 7,8; 26,93 e 59,3 mg L<sup>-1</sup> para SI.

O experimento de sorção foi realizado utilizando o método padrão de equilíbrio em lote (Oecd, 2000), em amostras da camada 0-20 cm de LVAd, LVdf e PVAd, com e sem adição de LE, em triplicata. Dois gramas de amostra foram adicionados a 5 mL de solução de cloreto de cálcio 0,01 mol L<sup>-1</sup> contendo tiametoxam (0,1; 0,25; 0,5; 0,75; 1,0; 2,5; 7,5 e 15,0 mg L<sup>-1</sup>) e 5 mL de AD, ARS ou SI, em tubos de vidro de 25 mL, com tampa rosqueável. As suspensões foram agitadas a 200 rpm, em temperatura de 24 ± 1 °C por 4 h. Esse tempo de agitação foi definido por meio de estudo de cinética que indicaram ser esse tempo suficiente para se atingir o equilíbrio da reação (Oliveira et al., 2009). Em seguida, as amostras foram centrifugadas a 1.500 g por 10 min e retirou-se uma alíquota de 1 mL do sobrenadante para análise. Em sequência, a alíquota foi filtrada em membrana com diâmetro de poro de 0,45 µm, analisada em Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE), cuja rotina de análise será descrita adiante.

O modelo de Freundlich foi empregado para obtenção dos parâmetros de sorção:  $S = K_f C_e^n$ , em que S é a concentração sorvida na fase sólida (mg kg<sup>-1</sup>); C<sub>e</sub> é concentração de soluto na fase aquosa (mg L<sup>-1</sup>); K<sub>f</sub> [(mg kg<sup>-1</sup>).(mg L<sup>-1</sup>)<sup>-n</sup>] é o coeficiente de sorção de Freundlich; n é o fator de linearidade; K<sub>f</sub> e n são constantes relacionadas com a capacidade e intensidade de adsorção, respectivamente (Green & Karickhoff, 1990). Quando n equivale à unidade, o K<sub>f</sub> representa o coeficiente de distribuição (K<sub>d</sub>) entre sólido e solução de equilíbrio.

As colunas empregadas para o experimento de lixiviação foram confeccionadas a partir de tubos de PVC com 10 cm de diâmetro interno e 100 cm de comprimento. O tubo foi seccionado aos 10, 20, 40, 60 e 80 cm, e unidos com fita adesiva para permitir a separação posterior em camadas. Na base de cada coluna, foi colocada uma tampa de PVC com um orifício na parte central, com 2 cm de diâmetro, a fim de permitir a saída da solução lixiviada. O fundo de cada coluna recebeu uma tela de polietileno e outra de tecido organza, sobre a qual foi colocada uma camada de 2 cm de areia lavada, para facilitar a drenagem. Essa areia foi lavada com HCl e água, misturada numa proporção de 80% com diâmetro de partículas entre 1-2 mm mais os outros 20% areia, com diâmetro de partículas menores que 0,5 mm.

As colunas foram preenchidas, a partir da base, com amostras do solo das camadas de 80-100, 60-80, 40-60, 20-40 e 0-20 cm, mantendo-se, portanto, a sequência de camadas do perfil original dos solos. As amostras de solos da camada 0-20 receberam calcário dolomítico, para elevar a saturação por bases do solo a 70%, o que correspondeu a 5, 7 e 1 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário para o LVAd, LVdf e PVAd, respectivamente. Metade das amostras de solos dessa camada recebeu 61 Mg ha<sup>-1</sup> de lodo de esgoto. Essa quantidade aplicada foi estabelecida em função do teor total (22,3 g kg<sup>-1</sup>) e taxa de mineralização (28%) do nitrogênio do lodo de esgoto e da recomendação de adubação nitrogenada para a maioria das culturas (380 kg ha<sup>-1</sup> de nitrogênio).

Depois de acondicionadas, as colunas foram colocadas em um suporte de madeira, estando cada uma sobre um funil de polietileno empregado para facilitar a coleta do lixiviado. Adicionou-se, inicialmente, o equivalente a 2.046,5 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (254,6 mm) de água deionizada em cada uma das colunas, para umedecimento do solo. Quinze dias depois da aplicação inicial de água,

adicionou-se 1273,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (127,3 mm) de água deionizada, para padronização da umidade em cada solo; e aplicou-se o equivalente a 0,25 kg ha<sup>-1</sup> de tiametoxam (dose média recomendada para as culturas), em cada coluna, diluído em 0,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (0,02 mm) de água deionizada. Depois de aplicado o inseticida, foi adicionado, semanalmente, 1273,2 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> de AD, ARS e SI, por 10 semanas. A quantidade de ARS aplicada foi estabelecida também em função do teor de N, nitrato e amônio. Assim, aplicou-se o equivalente a 400 kg ha<sup>-1</sup> de N por aplicação. Como medida preventiva para evitar o fluxo preferencial de água pela parede das colunas, tomou-se o cuidado na aplicação da água e das soluções, por meio de gotejamento na porção central da superfície do solo. O lixiviado foi coletado semanalmente, dois dias após cada aplicação, e medido o seu volume; o material coletado foi armazenado em câmara fria, para posterior análise da concentração de tiametoxam.

As parcelas foram montadas em um delineamento inteiramente casualizado, com três repetições, sendo os tratamentos dispostos em esquema fatorial 3 × 2 × 3, sendo três solos, duas condições (com e sem LE), três soluções de lixiviação (AD, ARS e SI), totalizando 54 parcelas experimentais.

As concentrações de tiametoxam no experimento de sorção e lixiviação foram medidas utilizando CLAE, HP série 1100, operando com detector ultravioleta, comprimento de onda de 255 nm. A coluna utilizada foi uma Ascentis C18, 5 µm, 250 × 4,6 mm. A fase móvel utilizada foi acetonitrila: água ultra, na proporção 20:80, com fluxo de 1,0 mL min<sup>-1</sup> e volume de injeção de 100 µL. Nessas condições, os limites de detecção e quantificação do tiametoxam foram de 1,0 e 3,0 µg L<sup>-1</sup>, respectivamente. A curva padrão foi preparada a partir de um padrão tiametoxam da Fluka com pureza de 99,5%.

As análises estatísticas dos dados e os gráficos foram realizados no software R versão 2.14.1 (The R Foundation, 2011), empregou-se o teste da razão de verossimilhança para comparação das isothermas de sorção e teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 5%, para comparação de médias de quantidade de tiametoxam lixiviado.

### 3 Resultados e Discussão

As isothermas de sorção do tiametoxam em amostras das camadas 0-20 cm do Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distroférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE), água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) são apresentadas na Figura 1.

Os resultados das isothermas de sorção ajustaram-se bem ao modelo de Freundlich ( $S = K_f C_e^n$ ), com coeficientes de determinação (R<sup>2</sup>) variando de 0,93 a 0,99. De acordo com a classificação de Calvet (1989), as isothermas de sorção do tiametoxam nos solos foram do tipo-L ( $n < 1$ ). Os pesticidas que se comportam dessa forma apresentam uma diminuição na sorção com o aumento da concentração do pesticida na solução (Calvet, 1989; Cells et al., 1998).

As isothermas de sorção do tiametoxam, quando comparadas nos três solos, na ausência de LE, ARS e SI, foram diferentes entre eles, pelo teste da razão de verossimilhança (Tabela 3). A isoterma do solo LVAd apresentou valores menores de K<sub>f</sub> que as isothermas dos solos LVdf e PVAd, que não diferiram quanto

aos valores de K<sub>f</sub>. As isothermas dos três solos não diferiram quanto aos valores n (Tabela 4). A menor sorção do tiametoxam no LVAd, indicada pelo menor K<sub>f</sub>, é atribuída ao baixo teor de matéria orgânica do horizonte A desse solo (Tabela 1).

A sorção de pesticidas em solos ocorre tanto nas frações minerais como nas frações orgânicas, ou em ambas (Spark & Swift, 2002). Entretanto, a predominância da sorção de pesticidas, principalmente os não iônicos, ocorre na matéria orgânica do solo (Briggs, 1981). Urzedo et al. (2006), estudando a sorção de tiametoxam nas mesmas classes de solo do presente estudo, constataram que existe uma forte correlação da sorção do tiametoxam com o teor de matéria orgânica do solo.

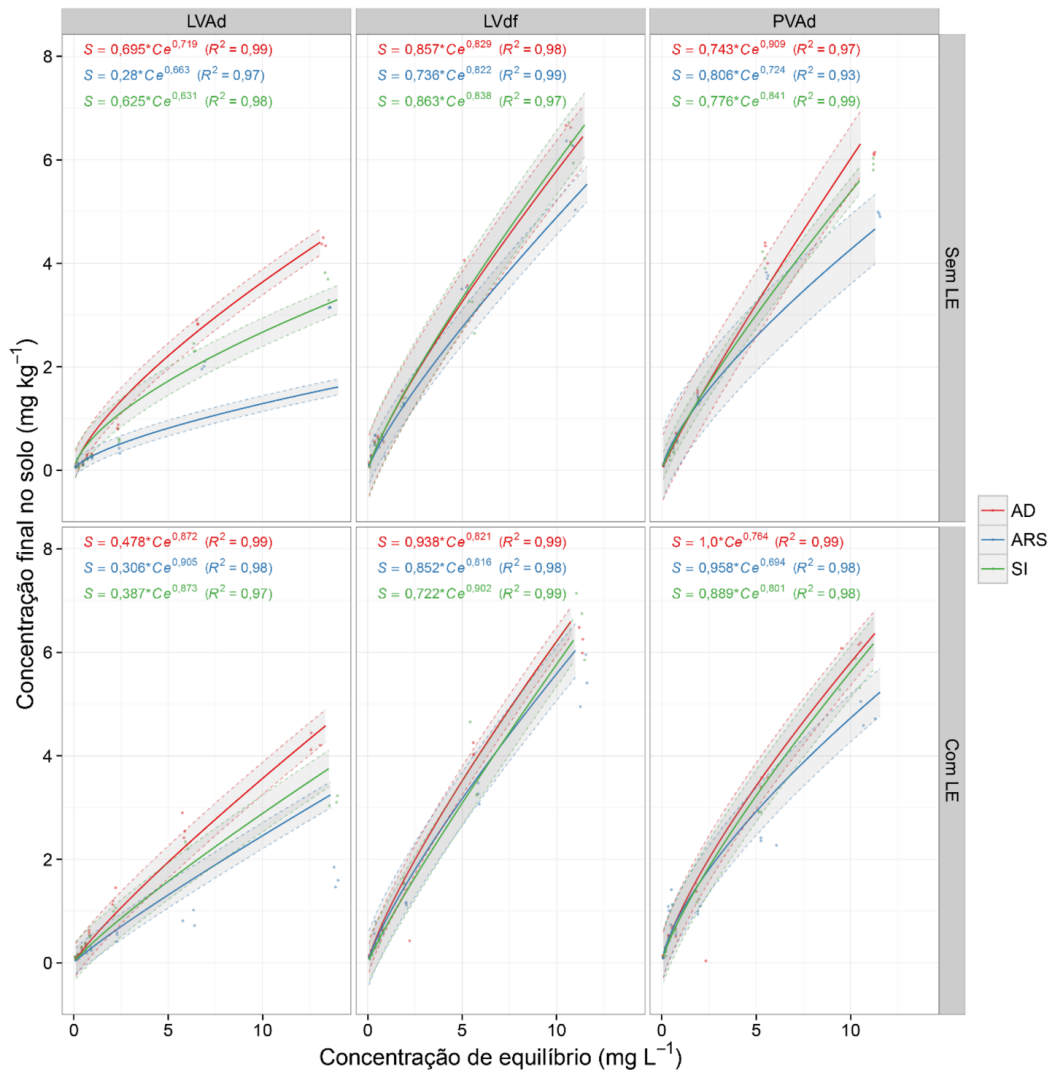
As isothermas de sorção do tiametoxam no solo LVAd foram diferentes nesse solo com e sem LE para a AD, SI e ARS (Tabela 5). As isothermas no LVdf e PVAd não foram afetadas pela aplicação de LE, para a AD, SI e ARS. Portanto, a adição de LE para os solos estudados resultou em diferentes comportamentos na sorção do tiametoxam dependendo do tipo de solo.

A redução na sorção do tiametoxam no LVAd, com a aplicação de LE, deve-se a interações entre os minerais do solo com a matéria orgânica do LE, que resultou em menor disponibilidade de superfícies de sorção para o tiametoxam. Essa redução na sorção do tiametoxam, com a aplicação do LE, ocorreu somente no LVAd porque esse solo apresenta uma menor capacidade de sorção do tiametoxam em relação ao LVdf e PVAd.

As isothermas de sorção diferiram no LVAd, com e sem LE, pela aplicação de SI e ARS, em relação à AD (Tabela 6). As isothermas de sorção diferiram no LVdf sem LE pela aplicação de SI e ARS, em relação à AD. Essas isothermas diferiram no LVdf com LE apenas nas amostras que receberam ARS, em relação à AD (Tabela 7). As isothermas de sorção diferiram no PVAd sem LE apenas nas amostras que receberam ARS, em relação à AD. As isothermas de sorção diferiram no PVAd com LE pela aplicação de SI e ARS (Tabela 8).

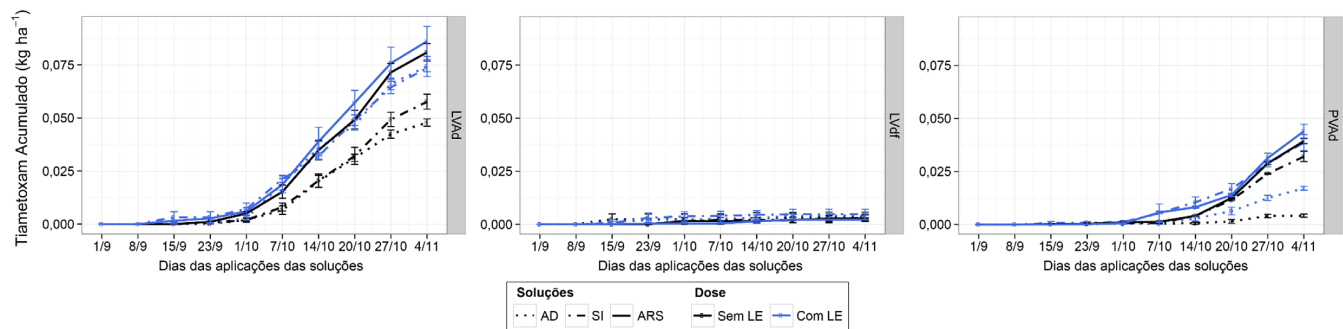
A redução na sorção do tiametoxam nos solos com a aplicação de LE e ARS pode ser atribuída à matéria orgânica dissolvida (MOD) liberada desses resíduos, a qual pode competir com o pesticida pelos sítios de adsorção nos solos. Os compostos orgânicos presentes na solução podem modificar a sorção dos pesticidas através da interação com o solo ou com o composto em solução (Lee et al., 1990). A MOD pode reduzir a sorção, devido à diminuição das interações com as moléculas do pesticida e as partículas do solo, ou pode aumentar a interação das moléculas do composto com as moléculas de água (Urzedo et al., 2006). Deste modo, a associação da MOD com compostos orgânicos na solução do solo tem sido proposta como o principal processo através do qual a MOD pode reduzir a sorção de pesticidas não iônicos em solos e sedimentos (Caron et al., 1985; Carter & Suffet, 1982; Lee et al., 1990; Rebhun et al., 1996), o que explica a diminuição na sorção tiametoxam pela presença de LE e ARS.

A variação na quantidade de tiametoxam no lixiviado de cada coluna, durante o experimento, é apresentada na Figura 2. Nota-se que o LVAd foi o primeiro solo a apresentar resíduos do inseticida tiametoxam no lixiviado, seguido do PVAd. No caso do LVdf, o período de amostragem não foi suficiente para detectar o inseticida nas quantidades observadas nos demais



**Figura 1.** Isotermas de sorção de tiametoxam em amostras das camadas de 0-20 cm do Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distróférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE), água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI). A linha contínua é a média estimada e as linhas pontilhadas são o intervalo do erro-padrão (n = 3).

**Figure 1.** Sorption isotherms of thiamethoxam in samples of layer of 0-20 cm of dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (LVdf), and dystrophic Red-Yellow Argisol (PVAd) with and without sewage sludge (LE), deionized water (AD), swine wastewater (ARS), and ionic solution (SI). The continuous line is the estimated mean and the dotted lines are the standard error interval.



**Figura 2.** Quantidade acumulada de tiametoxam lixiviado no experimento em função dos dias das aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd), Latossolo Vermelho Distróférico (LVdf) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd) com e sem lodo de esgoto (LE).

**Figure 2.** Cumulative amount of leached thiamethoxam in test in function of days of applications of deionized water, swine wastewater (ARS), and ionic solution (SI) in dystrophic Red-Yellow Latosol (LVAd), dystroferric Red Latosol (LVdf), and dystrophic Red-Yellow Argisol (PVAd) with or without sewage sludge (LE).

**Tabela 3.** Teste da razão de verossimilhança das isotermas de sorção do tiametoxam nos solos na ausência de lodo esgoto, água residuária de suinocultura e solução iônica.

Hipóteses	GL	F valor	p-valor	
$H_0^{(1)}$ : $K_{fLVAd} = K_{fLVdf} = K_{fPVAd} = K_f$ e $n_{LVAd} = n_{LVdf} = n_{PVAd} = n$	4	135,06	< 0,001	*
$H_0^{(2)}$ : $K_{fLVAd} = K_{fLVdf} = K_{fPVAd} = K_f$	2	31,51	< 0,001	*
$H_0^{(3)}$ : $n_{LVAd} = n_{LVdf} = n_{PVAd} = n$	2	3,07	0,053	ns

$H_0$  = Hipótese nula; GL = Graus de liberdade; LVAd = Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; LVdf = Latossolo Vermelho Distroférrico; PVAd = Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico. \* = teste significativo (p - valor < 0,05). ns = teste não significativo (p - valor > 0,05). <sup>(1)</sup> Hipótese nula 1: compara o modelo mais simples com apenas um kf e n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solo. <sup>(2)</sup> Hipótese nula 2: compara o modelo com apenas um kf e com um n para cada solo versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solo <sup>(3)</sup> Hipótese nula 3: compara o modelo com um kf para cada solo e com apenas um n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solo.

**Tabela 4.** Teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam nos solos na ausência de lodo esgoto, água residuária de suinocultura e solução iônica [[Q3: Q3]].**Table 4.** Likelihood ratio test of the combinations two by two of the sorption isotherms of thiamethoxam in soils in the absence of sewage sludge, swine wastewater and ionic solution.

Hipóteses	GL	LVAd <sup>(A)</sup> vs. LVdf <sup>(B)</sup>		LVAd <sup>(A)</sup> vs. PVAd <sup>(B)</sup>		LVdf <sup>(A)</sup> vs. PVAd <sup>(B)</sup>				
		F valor	p - valor	F valor	p - valor	F valor	p - valor			
$H_0^{(1)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$ e $n_A = n_B = n$	2	303,78	< 0,001	*	143,78	< 0,001	*	3,87	0,028	*
$H_0^{(2)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$	1	55,78	< 0,001	*	45,15	< 0,001	*	0,58	0,450	ns
$H_0^{(3)}$ : $n_A = n_B = n$	1	1,59	0,214	ns	4,77	0,034	*	2,21	0,144	ns

$H_0$  = Hipótese nula; GL = Graus de liberdade; LVAd = Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico; LVdf = Latossolo Vermelho Distroférrico; PVAd = Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico. \* = teste significativo (p - valor < 0,05). ns = teste não significativo (p - valor > 0,05). <sup>A</sup> Representa o primeiro solo que esta sendo comparado. <sup>B</sup> Representa o segundo solo que esta sendo comparado. <sup>1</sup> Hipótese nula 1: compara o modelo mais simples com apenas um kf e n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solo. <sup>2</sup> Hipótese nula 2: compara o modelo com apenas um kf e com um n para cada solo versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solo. <sup>3</sup> Hipótese nula 3: compara o modelo com um kf para cada solo e com apenas um n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solo

**Tabela 5.** Teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico com e sem lodo esgoto dentro água deionizada, água residuária de suinocultura e solução iônica.**Table 5.** Likelihood ratio test of the combinations two by two of the sorption isotherms of thiamethoxam in dystrophic Yellow-Red Latosol with and without sewage sludge in deionized water, swine wastewater, and ionic solution.

Hipóteses	GL	AD <sup>(A)</sup> vs. L.AD <sup>(B)</sup>		AR <sup>(A)</sup> vs. L.AR <sup>(B)</sup>		SI <sup>(A)</sup> vs. L.SI <sup>(B)</sup>				
		F valor	p - valor	F valor	p - valor	F valor	p - valor			
$H_0^{(1)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$ e $n_A = n_B = n$	2	7,29	0,002	*	161,98	0,000	*	12,07	< 0,001	*
$H_0^{(2)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$	1	14,59	< 0,001	*	0,366	0,548	ns	14,33	< 0,001	*
$H_0^{(3)}$ : $n_A = n_B = n$	1	13,50	0,001	*	12,43	0,001	*	20,60	< 0,001	*

$H_0$  = Hipótese nula; GL = Graus de liberdade; AD = Água deionizada; L.AD = Lodo de esgoto e água deionizada; AR = Água residuária de suinocultura; L.AR = Lodo de esgoto e água residuária de suinocultura; SI = Solução iônica; L.SI = Lodo de esgoto e solução iônica. \* = teste significativo (p - valor < 0,05). ns = teste não significativo (p - valor > 0,05). <sup>A</sup> Sem lodo de esgoto. <sup>B</sup> Com lodo de esgoto. <sup>1</sup> Hipótese nula 1: compara o modelo mais simples com apenas um kf e n versus o modelo mais complexo com um kf e n para sem e com lodo de esgoto no solo LVAd. <sup>2</sup> Hipótese nula 2: compara o modelo com apenas um kf e com um n para sem e com lodo de esgoto no solo LVAd versus o modelo mais complexo com um kf e n para sem e com lodo de esgoto no solo LVAd. <sup>3</sup> Hipótese nula 3: compara o modelo com um kf para sem e com lodo de esgoto no solo LVAd e com apenas um n versus o modelo mais complexo com um kf e n para sem e com lodo de esgoto no solo LVAd.

**Tabela 6.** Teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico em água deionizada, água residuária de suinocultura e solução iônica dentro com e sem lodo de esgoto.**Table 6.** Likelihood ratio test of the combinations two by two of the sorption isotherms of thiamethoxam in dystrophic Yellow-Red Latosol in deionized water, swine wastewater and, ionic solution in with and without sewage sludge.

Hipóteses	GL	AD <sup>(A)</sup> vs. ARS <sup>(B)</sup>		AD <sup>(A)</sup> vs. SI <sup>(B)</sup>		ARS <sup>(A)</sup> vs. SI <sup>(B)</sup>				
		F valor	p - valor	F valor	p - valor	F valor	p - valor			
Sem LE										
$H_0^{(1)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$ e $n_A = n_B = n$	2	72,24	< 0,001	*	19,14	< 0,001	*	9,29	< 0,001	*
$H_0^{(2)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$	1	10,49	0,002	*	2,18	0,147	ns	2,04	0,161	ns
$H_0^{(3)}$ : $n_A = n_B = n$	1	0,31	0,583	ns	0,00	0,993	ns	0,22	0,642	ns
Com LE										
$H_0^{(1)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$ e $n_A = n_B = n$	2	580,28	< 0,001	*	59,96	< 0,001	*	186,03	< 0,001	*
$H_0^{(2)}$ : $K_{fA} = K_{fB} = K_f$	1	87,91	< 0,001	*	1,59	0,214	ns	52,46	< 0,001	*
$H_0^{(3)}$ : $n_A = n_B = n$	1	1,02	0,319	ns	5,87	0,020	*	0,33	0,571	ns

$H_0$  = Hipótese nula; AD = Água deionizada; ARS = Água residuária de suinocultura; SI = solução iônica; LE: Lodo de esgoto. \* = teste significativo (p - valor < 0,05). ns = teste não significativo (p - valor > 0,05). <sup>A</sup> Representa o primeiro solução que esta sendo comparada. <sup>B</sup> Representa o segundo solução que esta sendo comparada. <sup>1</sup> Hipótese nula 1: compara o modelo mais simples com apenas um kf e n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução. <sup>2</sup> Hipótese nula 2: compara o modelo com apenas um kf e com um n para cada solução versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução. <sup>3</sup> Hipótese nula 3: compara o modelo com um kf para cada solução e com apenas um n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução.

**Tabela 7.** Teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Latossolo Vermelho Distroférico em água deionizada (AD), água residuária de suinocultura e solução iônica dentro sem e com lodo esgoto.**Table 7.** Likelihood ratio test of the combinations two by two of the sorption isotherms of thiamethoxam in dystroferric Red Latosol in deionized water, swine wastewater and, ionic solution in with and without sewage sludge.

Hipóteses	GL	AD <sup>(A)</sup> vs. ARS <sup>(B)</sup>			AD <sup>(A)</sup> vs. SI <sup>(B)</sup>			ARS <sup>(A)</sup> vs. SI <sup>(B)</sup>			
		F valor	p - valor		F valor	p - valor		F valor	p - valor		
Sem LE											
H <sub>0</sub> <sup>(1)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub> e n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	2	7,24	0,002	*	8,74	0,001	*	1,05	0,357	ns	
H <sub>0</sub> <sup>(2)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub>	1	0,86	0,360	ns	6,77	0,013	*	1,45	0,234	ns	
H <sub>0</sub> <sup>(3)</sup> : n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	1	0,01	0,927	ns	3,07	0,087	ns	1,86	0,179	ns	
Com LE											
H <sub>0</sub> <sup>(1)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub> e n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	2	12,73	< 0,001	*	0,23	0,797	ns	15,90	< 0,000	*	
H <sub>0</sub> <sup>(2)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub>	1	1,38	0,247	ns	0,00	0,963	ns	1,37	0,248	ns	
H <sub>0</sub> <sup>(3)</sup> : n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	1	0,01	0,910	ns	0,02	0,899	ns	0,06	0,807	ns	

H<sub>0</sub> = Hipótese nula; AD = Água deionizada; ARS = Água residuária de suinocultura; SI = solução iônica; LE: Lodo de esgoto. \* = teste significativo (p - valor < 0,05). ns = teste não significativo (p - valor > 0,05). <sup>A</sup> Representa o primeiro solução que esta sendo comparada. <sup>B</sup> Representa o segundo solução que esta sendo comparada.

<sup>1</sup> Hipótese nula 1: compara o modelo mais simples com apenas um kf e n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução. <sup>2</sup> Hipótese nula 2: compara o modelo com apenas um kf e com um n para cada solução versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução. <sup>3</sup> Hipótese nula 3: compara o modelo com um kf para cada solução e com apenas um n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução.

**Tabela 8.** Teste da razão de verossimilhança das combinações duas a duas das isotermas de sorção do tiametoxam em Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico em água deionizada, água residuária de suinocultura e solução iônica dentro sem e com lodo esgoto.**Table 8.** Likelihood ratio test of the combinations two by two of the sorption isotherms of thiamethoxam in dystrophic Red Argisol in deionized water, swine wastewater and, ionic solution in with and without sewage sludge.

Hipóteses	GL	AD <sup>(A)</sup> vs. ARS <sup>(B)</sup>			AD <sup>(A)</sup> vs. SI <sup>(B)</sup>			ARS <sup>(A)</sup> vs. SI <sup>(B)</sup>			
		F valor	p - valor		F valor	p - valor		F valor	p - valor		
Sem LE											
H <sub>0</sub> <sup>(1)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub> e n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	2	19,11	< 0,001	*	1,09	0,346	ns	11,91	< 0,001	*	
H <sub>0</sub> <sup>(2)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub>	1	0,20	0,660	ns	1,26	0,268	ns	0,46	0,500	ns	
H <sub>0</sub> <sup>(3)</sup> : n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	1	2,41	0,128	ns	0,62	0,434	ns	4,65	0,036	*	
Com LE											
H <sub>0</sub> <sup>(1)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub> e n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	2	19,68	< 0,001	*	4,24	0,021	*	12,86	< 0,001	*	
H <sub>0</sub> <sup>(2)</sup> : K <sub>IA</sub> = K <sub>IB</sub> = K <sub>I</sub>	1	0,15	0,700	ns	0,09	0,772	ns	0,06	0,815	ns	
H <sub>0</sub> <sup>(3)</sup> : n <sub>A</sub> = n <sub>B</sub> = n	1	3,23	0,079	ns	0,92	0,343	ns	2,24	0,141	ns	

H<sub>0</sub> = Hipótese nula; AD = Água deionizada; ARS = Água residuária de suinocultura; SI = solução iônica; LE: Lodo de esgoto. \* = teste significativo (p - valor < 0,05). ns = teste não significativo (p - valor > 0,05). <sup>A</sup> Representa o primeiro solução que esta sendo comparada. <sup>B</sup> Representa o segundo solução que esta sendo comparada.

<sup>1</sup> Hipótese nula 1: compara o modelo mais simples com apenas um kf e n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução. <sup>2</sup> Hipótese nula 2: compara o modelo com apenas um kf e com um n para cada solução versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução. <sup>3</sup> Hipótese nula 3: compara o modelo com um kf para cada solução e com apenas um n versus o modelo mais complexo com um kf e n para cada solução.

solos. A quantidade de tiametoxam lixiviada no LVAd foi maior que o PVAd, e esse foi maior que no LVdf, independente do material aplicado nas colunas. Nota-se, ainda, que no LVAd e no PVAd tratado com LE, a quantidade de tiametoxam no lixiviado foi maior nas colunas que receberam ARS, quando comparada aos tratamentos que receberam AD e SI.

A análise de variância para as quantidades totais lixiviadas do tiametoxam mostrou diferença para o efeito isolado da classe de solo, LE, soluções e as interações: solo × LE, solo × solução e LE × solução, mas não significativa para a interação tripla: solo × LE × solução. As médias são apresentadas na Tabela 9. O LVAd apresenta maiores quantidades de tiametoxam do que o PVAd, para todas as soluções, e esse apresentou valores maiores que o LVdf. Para o LVAd e PVAd, com LE,

os valores de tiametoxam no lixiviado foram maiores que no LVAd e PVAd sem LE. O LVAd e PVAd que receberam ARS, a quantidade de tiametoxam no lixiviado foi maior em relação aos solos que receberam AD e SI. No LVAd, as quantidades lixiviadas seguiram o comportamento previsto em relação ao encontrado para a sorção, ou seja, um aumento da lixiviação com a aplicação de LE e ARS e maior lixiviação em relação ao LVdf e PVAd. No PVAd, as quantidades lixiviadas seguiram um comportamento semelhante ao LVAd, o que é previsível, pelos resultados de sorção, ou seja, que houvesse um aumento da lixiviação com a aplicação de LE e ARS. No LVdf, a lixiviação de tiametoxam foi muito menor, quando comparado ao PVAd, mesmo não apresentando diferenças nos resultados de sorção. No entanto, pelos resultados de sorção na camada 0-20 cm do

**Tabela 9.** Quantidade total de tiametoxam lixiviado (kg ha<sup>-1</sup>) no ensaio de aplicações de água deionizada (AD), água residuária de suinocultura (ARS) e solução iônica (SI) nos solos com e sem lodo de esgoto (LE).**Table 9.** Total amount of thiamethoxam leached (kg ha<sup>-1</sup>) on test of applications of deionized water (AD), swine wastewater (ARS), and ionic solution (SI) in soils with or without sewage sludge (LE).

Solo	AD					ARS					SI				
	Sem LE														
LVAd <sup>1</sup>	0,0479	4,3% <sup>4</sup>	A <sup>5</sup>	b <sup>6</sup>	β <sup>7</sup>	0,0809	7,3%	A	b	A	0,0577	5,2%	A	b	β
LVdf <sup>2</sup>	0,0036	0,3%	C	a	A	0,0028	0,2%	C	a	A	0,0031	0,3%	C	a	α
PVAd <sup>3</sup>	0,0042	0,4%	B	b	Γ	0,0394	3,6%	B	b	A	0,0372	3,4%	B	b	β
	Com LE														
LVAd	0,0744	6,8%	A	a	B	0,0861	7,8%	A	a	A	0,0735	6,7%	A	a	β
LVdf	0,0042	0,4%	C	a	A	0,0022	0,2%	C	a	A	0,0047	0,4%	C	a	α
PVAd	0,0171	1,6%	B	a	Γ	0,0439	4,0%	B	a	A	0,0386	3,5%	B	a	β

<sup>1</sup>Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. Latossolo Vermelho Distroférico. <sup>3</sup>Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico. <sup>4</sup>Porcentagem média do tiametoxam lixiviado em cada tratamento em relação ao total aplicado. <sup>5</sup>Letras maiúsculas comparam médias de solo em um mesmo nível de dose de lodo de esgoto pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ). <sup>6</sup>Letras minúsculas comparam médias de dose de lodo de esgoto em um mesmo nível de solo pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ).

<sup>7</sup>Letras gregas comparam médias de solução em um mesmo nível de solo pelo teste de Scott-Knott ( $p < 0,05$ ).

LVdf, sugere-se que o produto se distribuiu ao longo do perfil e levou mais tempo para sair na solução de drenagem. O fato de o LVdf apresentar maior teor de MO no perfil do solo, relativamente aos LVAd e PVAd, entre outros fatores como óxidos de ferro e alumínio, os quais ligados à matéria orgânica do solo neutralizam cargas negativas desta, é responsável pela retenção do inseticida no interior das colunas.

## 4 Conclusões

O Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico apresentou menor sorção do tiametoxam para os solos estudados. O lodo de esgoto diminuiu a sorção de tiametoxam no solo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico. A água residuária de suinocultura diminuiu a sorção do tiametoxam nos solos estudados. O Latossolo Vermelho Distroférico apresentou menor lixiviação de tiametoxam para os solos estudados. O lodo de esgoto e água residuária de suinocultura aumentaram a lixiviação de tiametoxam no Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico.

## Referências

BARRIUSO, E.; BAER, U.; CALVET, R. Dissolved organic matter and adsorption-desorption of dimefuron, atrazine, and carbetamide by soils. *Journal of Environmental Quality*, v. 21, n. 3, p. 359-360, 1992. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100030009x>.

BARRIUSO, E.; HOUOT, S.; SERRA-WITTLING, C. Influence of compost addition to soil on the behaviour of herbicides. *Pesticide Science*, v. 49, n. 1, p. 65-75, 1997. [http://dx.doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9063\(199701\)49:1<65::AID-PS488>3.0.CO;2-Z](http://dx.doi.org/10.1002/(SICI)1096-9063(199701)49:1<65::AID-PS488>3.0.CO;2-Z).

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. *Lodo de esgoto: impactos ambientais na agricultura*. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2006. 349 p.

BRIGGS, G. G. Theoretical and experimental relationship between soil adsorption, octanol-water partition coefficients, water solubilities,

bioconcentration factors, and the parachor. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, v. 29, n. 5, p. 1050-1059, 1981. <http://dx.doi.org/10.1021/jf00107a040>.

BUSINELLI, D. Pig slurry amendment and herbicide coapplication effects on s-triazine mobility in soil: an adsorption-desorption study. *Journal of Environment Quality*, v. 26, n. 1, p. 102-108, 1997. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600010016x>

CALVET, R. Adsorption of organic chemicals in soils. *Environmental Health Perspectives*, v. 83, n. 4, p. 145-177, 1989. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.8983145>. PMID:2695323.

CARON, G.; SUFFET, I. H.; BELTON, T. Effect of dissolved organic carbon on the environmental distribution of nonpolar organic compounds. *Chemosphere*, v. 14, n. 8, p. 993-1000, 1985. [http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(85\)90020-7](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(85)90020-7).

CARTER, C. W.; SUFFET, I. H. Binding of DDT to dissolved humic materials. *Environmental Science & Technology*, v. 16, n. 11, p. 735-740, 1982. <http://dx.doi.org/10.1021/es00105a003>. PMID:22299779.

CELLS, R.; BARRIUSO, E.; HOUOT, S. Effect of liquid sewage sludge addition on atrazine sorption and desorption by soil. *Chemosphere*, v. 37, n. 6, p. 1091-1107, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00108-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00108-8).

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. *Centro Nacional de Pesquisa de Solos: manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.

GREEN, R. E.; KARICKHOFF, S. W. Sorption estimates for modeling. In: CHENG, H. H. (Ed.). *Pesticides in the soil environment: processes, impacts, and modeling*. Wisconsin, USA: Soil Science Society of America, 1990. p. 79-101. <http://dx.doi.org/10.2136/sssabookser2.c4>

HIGASHIKAWA, F. S.; SILVA, C. A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, v. 34, n. 5, p. 1742-1752, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000500026>.



LEE, D. Y.; FARMER, W. J.; AOCHI, Y. Sorption of napropamide on clay and soil in the presence of dissolved organic matter. *Journal of Environmental Quality*, v. 19, n. 3, p. 567-570, 1990. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900030035x>.

MAJUMDAR, K.; SINGH, N. Effect of soil amendments on sorption and mobility of metribuzin in soils. *Chemosphere*, v. 66, n. 4, p. 630-637, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.07.095>. PMID:16973202.

OLIVEIRA, V. S.; LIMA, J. M.; CARVALHO, R. F.; RIGITANO, R. L. O. Sorção do inseticida tiametoxam em latossolos sob efeito de fosfato e vinhaça. *Química Nova*, v. 32, n. 6, p. 1432-1435, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422009000600013>.

Organisation for Economic Co-operation and Development - OECD. *Test n° 106: adsorption, desorption using a batch equilibrium method*. Paris: OECD, 2000. 44 p. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264069602-en>

REBHUN, M.; DE SMEDT, F.; RWETABULA, J. Dissolved humic substances for remediation of sites contaminated by organic pollutants: binding-desorption model predictions. *Water Research*, v. 30, n. 9, p. 2027-2038, 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00042-5](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(96)00042-5).

SPARK, K. M.; SWIFT, R. S. Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. *The Science of the Total Environment*, v. 298, n. 1-3, p. 147-161, 2002. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00213-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00213-9). PMID:12449335.

The R Foundation. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011. Disponível em: <[www.R-project.org](http://www.R-project.org)>. Acesso em: 1 jun. 2011.

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 Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, v. 16, p. 71-80, 2006.

---

**Contribuição dos autores:** Alisson Lucrécio da Costa realizou os experimentos, revisão bibliográfica e a escrita científica; José M. de Lima, Vitória de Souza de Oliveira e Carlos Alberto Silva contribuíram com a escrita científica e com a revisão ortográfica e gramatical; Renê Luís de Oliveira Rigitano contribuiu com a realização dos experimentos e escrita científica do trabalho.

**Agradecimentos:** Os autores agradecem a CAPES, CNPq, FAPEMIG e INCT-Cafê, pela bolsa de estudos e pelo suporte financeiro concedido ao projeto.

**Fontes de financiamento:** CAPES, CNPq e Fapemig.

**Conflito de interesses:** Os autores declaram não haver conflito de interesse.