AVALIAÇÃO DO SIMULADOR MACRO (versão 5.0) PARA PREDIÇÃO DA LIXIVIAÇÃO DO INSETICIDA TIAMETOXAM EM DUAS CLASSES DE SOLOS^{*}

NÉLIO RICARDO AMARAL CASTRO" RENÊ LUÍS DE OLIVEIRA RIGITANO" JOSÉ MARIA DE LIMA"" RÔMULO PENNA SCORZA JÚNIOR""

Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do simulador MACRO (versão 5.0) para predição da lixiviação do tiametoxam em solos das classes Latossolo Vermelho Acriférrico típico (LV_{wf}) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (PVA_). As simulações foram comparadas com os dados observados da lixiviação em lisímetros de 1,0 m de diâmetro e 0,45, 0,90 e 1,80 m de profundidade, contendo material de solo indeformado, durante duas estações chuvosas após a aplicação do composto (final de novembro de 2002). A calibração do simulador revelou-se necessária e ocorreu inicialmente para a simulação da percolação da água, ajustando-se principalmente os parâmetros relacionados à condutividade hidráulica dos solos. Conduziu-se a simulação do transporte do tiametoxam, posteriormente, ajustando os parâmetros associados à sorção e à degradação do mesmo nos solos. Os fluxos de água observados e simulados mostram-se bastante semelhantes durante todo o período experimental. A simulação da lixiviação do inseticida nos solos também foi satisfatória, observando-se boa reprodução do instante do aparecimento dos resíduos e suas concentrações no eluado com o transcorrer do tempo. Verificou-se grande potencial de uso do simulador MACRO para a previsão da lixiviação do tiametoxam nos solos estudados.

PALAVRAS-CHAVE: PESTICIDAS; SIMULADOR MACRO; TRANSPORTE PREFERENCIAL; LIXIVIAÇÃO; TIAMETOXAM.

^{*} Extraído da Tese de Doutorado apresentada pelo primeiro autor à Universidade Federal de Lavras (UFLA).

Doutor em Entomologia, UFLA, Lavras, MG (e-mail: nelio_castro@yahoo.com.br).

Ph.D. em Entomologia/Inseticidas, Professor Titular do Departamento de Entomologia da UFLA, Lavras, MG (e-mail: rigitano@ufla.br).

Ph.D. em Agronomia, Professor Adjunto do Departamento de Ciências do Solo da UFLA, Lavras, MG (e-mail: jmlima@ufla.br).

Ph.D. em Ciências Ambientais, Pesquisador da Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, MS (email: romulo@cpao.embrapa.br).

1 INTRODUÇÃO

Pouco se conhece sobre a lixiviação de pesticidas em solos brasileiros, apesar de muitos dos compostos utilizados serem tóxicos ao homem e aos animais. Por outro lado, a contaminação de recursos hídricos com resíduos de pesticidas (decorrente de sua lixiviação em solos) tem sido relatada em vários países (LEISTRA e BOESTEN, 1989; WALLS, SMITH e MANSELL, 1996; KOLPIN, BARBASH e GILLION; 1998), incluindo o Brasil (LAABS et al., 2002).

Estudos sobre a lixiviação de pesticidas realizados em campo demandam muito tempo e recursos financeiros, sendo específicos para os locais em que foram conduzidos. Além disso, existe grande número de ingredientes ativos no mercado que teriam de ser avaliados, envolvendo inúmeras combinações de solos e condições climáticas. Nesse contexto, os simuladores da lixiviação de pesticidas têm sido empregados como ferramenta para a previsão do risco de contaminação do lençol freático com economia de tempo e de recursos financeiros. No entanto, esses simuladores precisam ser aperfeiçoados e validados para diversos cenários de solo, clima e práticas culturais (BOESTEN, 2000), principalmente para as condições tropicais.

Nos últimos anos, os simuladores da lixiviação de pesticidas têm sido cada vez mais utilizados para amparar autoridades responsáveis pelo registro desses produtos na União Européia, sendo que os quatro simuladores recomendados para essa finalidade são o PELMO, PRZM, PEARL e MACRO (FOCUS LEACHING MODELING WORKGROUP, 1995). Os simuladores podem ser divididos em duas classes: os de transporte cromatográfico e os de transporte preferencial. Nesse último, o rápido transporte de pesticidas através de macroporos é considerado. Um desses simuladores é o MACRO (LARSBO e JARVIS, 2003), que vem sendo amplamente testado em condições temperadas e tem se mostrado bastante promissor (JABRO et al., 1994; LARSSON e JARVIS, 1999).

Este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do simulador MACRO em descrever a lixiviação do tiametoxam nas classes de solo Latossolo Vermelho Acriférrico típico (LV_{wf}) e Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico (PVA_d), conforme resultados obtidos experimentalmente por CASTRO (2005).

2 MATERIAL E MÉTODOS

A descrição completa do simulador MACRO (versão 5.0) pode ser encontrada em LARSBO e JARVIS (2003). Dessa forma, neste artigo são descritos somente os principais processos considerados pelo simulador unidimensional. O MACRO simula o fluxo da água, o fluxo de calor e os processos de transformação, retenção e transporte de pesticidas no sistema solo-planta. Como variáveis climáticas requer dados meteorológicos padrões (precipitação, temperaturas máxima e mínima do ar, radiação global, velocidade do vento e pressão de vapor). O perfil do solo é dividido em compartimentos para os quais diferentes valores para os atributos químicos e físicos podem ser especificados. A porosidade total do solo divide-se em dois domínios de fluxo, microporos e macroporos. O primeiro domínio caracteriza-se pela grande capacidade de armazenamento e pequena capacidade de fluxo, enguanto no outro domínio (macroporos) ocorre o contrário. Os dois domínios são caracterizados por valores próprios de conteúdo de água e condutividade hidráulica, sendo o limite entre eles definido por potencial mátrico da água no solo próximo à saturação. Esse limite determina o momento em que os macroporos começam a funcionar. Calcula-se o fluxo da água nos microporos pela equação de Richards, enquanto nos macroporos assume-se o fluxo governado apenas pela gravidade. O transporte de pesticidas nos microporos é dado pelo modelo convectivo-dispersivo, e nos macroporos apenas pelo fluxo de massa. Assume-se ainda que os pesticidas obedecem cinética de primeira ordem para degradação e sorção instantânea e reversível, descrita por uma isoterma de Freundlich.

O potencial mátrico limite, ψ_b (cm), separa a porosidade total em micro e macroporosidade, enquanto a umidade volumétrica θ_b (cm³ cm⁻³) e a condutividade hidráulica K_b (cm h⁻¹) correspondentes a esse limite representam o estado saturado dos microporos da matriz do solo. A transferência de água entre macroporos e microporos, S_w (h⁻¹), é tratada como aproximação de primeira ordem, conforme a equação 1:

$$S_{w} = \left(\frac{3 \cdot D_{w} \cdot \gamma_{w}}{d^{2}}\right) \cdot \left(\theta_{b} - \theta_{mi}\right)$$
(1)

Na qual:

 D_w = difusividade efetiva da água (mm² h⁻¹);

 γ_w = fator de escala (-);

d = distância efetiva de difusão (mm); e

 θ_{mi} = umidade volumétrica nos microporos (cm³ cm⁻³).

O transporte de solutos nos microporos é calculado por meio da equação de convecção-dispersão dada pela equação 2:

$$\frac{\partial \left[c \cdot \theta_{mi(m)} + (1 - f) \cdot \gamma \cdot s\right]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D \cdot \theta_{mi(m)} \cdot \frac{\partial c}{\partial z} - q \cdot c\right) - \sum U_i$$
⁽²⁾

Na qual:

c = concentração do soluto na fase líquida (g cm⁻³);

f = fração da massa do material sólido em contato com a água nos macroporos (-);

 γ = densidade do solo (g cm⁻³);

s = concentração sorvida na fase de equilíbrio (g g-1);

D = coeficiente de dispersão (cm² h⁻¹);

 $\theta_{mi(m)}$ = teor de água móvel (cm³ cm⁻³);

q = taxa de fluxo da água (cm h⁻¹); e

Ui = termo de aporte/perda, representando os processos de absorção do pesticida pelas raízes da planta, degradação, transporte para os drenos, troca de massa entre micro e macroporos e cinética de sorção.

Usa-se abordagem equivalente para o cálculo do transporte nos macroporos, mas a dispersão não é explicitamente calculada, considerando-se somente convecção ou fluxo de massa e a sorção instantânea.

Calcula-se a concentração do soluto na água que flui para os macroporos, c_{ma}^{*} (g cm⁻³), assumindo equilíbrio local instantâneo e mistura completa instantânea da água da chuva com a água armazenada em estreita camada da superfície do solo, denominada camada de mistura, z_d (mm), segundo a equação 3:

$$c_{ma}^{*} = \frac{Q_{d(t-\Delta t)} + P \cdot c_{p}}{P + \left\{ z_{d} \cdot \left[\theta_{mi(1/n)(l)} + \left(\left(1 - f \right) \cdot \gamma_{l} \cdot k_{f(l)} \cdot c_{mi(t-\Delta t)(l)}^{1/n-1} \right) \right] \right\}}$$
(3)

Na qual:

 Q_d = quantidade de soluto armazenada na camada de mistura (g cm⁻²);

P = volume total de precipitação (cm);

 c_p = concentração do pesticida na água que chega até a superfície do solo (g cm⁻³);

1/n = expoente da isoterma de Freundlich (-);

 k_{r} = coeficiente de sorção (cm³ g⁻¹);

subscrito (I) = camada de solo superficial; e

 c_{mi} = concentração do pesticida na fração líquida dos microporos (g cm⁻³).

O fluxo do soluto nos macroporos é então dado como o produto de I_{ma} (cm) e c_{ma}^{*} , em que I_{ma} corresponde a quantidade de água que flui para os macroporos.

Adotou-se estratégia de teste do simulador MACRO com base nas recomendações de VANCLOOSTER et al. (2000). Testou-se, inicialmente, o sub-modelo do fluxo da água e depois dos parâmetros calibrados para fluxo da água, o sub-modelo de transporte do pesticidas. Os dados meteorológicos foram obtidos junto à Estação Meteorológica da Universidade Federal de Lavras, localizada cerca de 40 m da bateria de lisímetros.

A aplicação do tiametoxam ocorreu em 23/11/2002 na superfície de cada lisímetro, conforme descrito por CASTRO (2005), tendo sido aplicados 140 mg do inseticida, diluídos em 100 mL de água. As taxas de degradação do composto nos solos LV_{wf} e PVA_d, utilizadas nas simulações, foram determinadas em laboratório por meio do experimento de incubação do tiametoxam nos horizontes A e B desses solos (CASTRO, 2005). As constantes k_f e os expoentes 1/n da equação de Freundlich foram extraídos do experimento de sorção do tiametoxam em amostras dos horizontes A e B dos mesmos solos em laboratório (CASTRO, 2005). Durante a calibração foi necessário diminuir o k_f do tiametoxam nos solos em algumas camadas para melhor ajuste, sendo esse parâmetro paulatinamente reduzido conforme a profundidade devido ao menor teor de matéria orgânica no subsolo.

Os valores da densidade aparente dos solos, em diferentes profundidades, foram determinados no material remanescente das amostras retiradas dos lisímetros de 1,80 m para determinação das curvas de retenção da água nos solos. Os valores de d foram inicialmente assumidos como sendo a metade dos valores do diâmetro médio geométrico dos agregados dos solos estudados, conforme FERREIRA et al. (2002). No entanto, os valores de d utilizados para o PVA_d foram cerca de três vezes maiores do que os inicialmente empregados para melhor ajuste das simulações.

As colunas de solo de cada lisímetro foram divididas em camadas para as simulações, atribuindose para cada camada e cada parâmetro valor previamente determinado ou estimado (Tabela 1). A diferença entre os parâmetros $\theta_s \in \theta_b$ representa a macroporosidade existente nos solos. Essa diferença revelou-se maior no PVA_d do que no LV_{wf} (Tabela 1), indicando maior ocorrência de macroporos no solo PVA_d e, conseqüentemente, transporte preferencial potencialmente expressivo do composto nesse solo. Tal fato foi efetivamente observado por CASTRO (2005). As curvas de retenção da água nos solos estudados foram determinadas a partir de amostras deformadas de solo retiradas dos lisímetros de 1,80 m de profundidade, coletadas a cada 25 cm. Utilizou-se o programa RETC (GENUCHTEN, 1980) para a estimativa dos parâmetros do modelo de Genuchten e de K_s .

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram realizadas simulações para quatro variáveis diferentes: fluxo da água, água acumulada, taxa de lixiviação e massa acumulada do produto (Figuras 1, 2, 3 e 4). Houve pouca diferença na magnitude dos valores observados e simulados em ambos os solos (LV_{wf} e PVA_d), ocorrendo coincidência satisfatória entre os momentos dos fluxos de água nas três profundidades (Figura 1). Porém, o fluxo de água simulado no início do primeiro período chuvoso ficou abaixo dos valores observados nos lisímetros de 0,90 m do PVA_d (Figura 1D) e de 1,80 m do LV_{wf} (Figura 1E). Já nos lisímetros de 1,80 m de profundidade do PVA_d (Figura 1F), o simulador subestimou o fluxo de água nas duas estações chuvosas. Durante o período seco do ano (150 a 250 dias após a aplicação do produto) foram simulados fluxos de água superestimados em todas as profundidades do solo LV_{wf} e nos lisímetros de 0,45 m do PVA_d (Figuras 1A, B, C e E). Mais ainda, o simulador previu fluxos de água em épocas que a presença do eluado não foi observada. Além disso, na profundidade de 1,80 m do PVA_d (Figura 1F), durante grande parte do período seco foi simulado pequeno fluxo diário de água.

As simulações da água acumulada representaram bem o que foi observado nos lisímetros (Figura 2) na maioria das situações, sendo que os maiores desajustes ocorreram nas profundidades de 0,45 e 1,80 m do solo PVA_d (Figuras 2B e F).

ABELA 1 - PARÂMETROS CALIBRADOS DO SOLO E DOS PESTICIDAS USADOS COMO DADOS DE ENTRADA NO SIMULADOR MACRO EM	OSSOLO VERMELHO ACRIFÉRRICO TÍPICO (LV _{WF}) E ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO DISTRÓFICO TÍPICO (PVA _D) NA PROFUNDIDADE DE	
F	LATC	

1,80 m LAVRAS, MG

				LV							PVA			
Parâmetros			Ø	amadas (cn	(e					ပြီ	imadas (cn	(u		
	0-25	25-50	50-75	75-100	100-125	125-150	150-180	0-18	18-35	35-55	55-75	75-115	115-160	160-180
θ ₁ (%)	25	25	30	30	35	40	40	25	55	25	30	35	40	40
θ _s (%)	60,80	61,10	61,65	61,50	62,20	63,00	63,00	29,90	63,70	63,70	58,80	62,50	61,20	61,20
0º (%)	47,28	42,55	45,70	47,48	48,63	49,29	49,29	37,30	38,81	38,81	42,75	44,39	42,66	42,66
θ, (%)	19,39	21,75	21,48	19,61	20,61	20,25	20,25	13	15	15	17	16	16	16
γ (g cm ⁻³)	0,9716	0,9649	0,9486	0,9530	0,9327	0,9105	0,9105	1,00	0,89	0,89	1,03	0,93	0,96	0,96
ψ _b (cm)	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
n _{vg} (-)	1,902	2,288	2,595	1,750	1,603	1,856	1,856	1,642	2,179	2,179	1,725	2,058	1,614	1,614
K _s (mm h ⁻¹)	7	218	218	95	95	150	150	13	2	7	60	80	25	25
K _b (mm h ⁻¹)	9	190	190	65	35	20	20	5	0,04	0,04	30	8	10	10
d (mm)	1,75	1,75	1,75	1,50	1,00	1,00	1,00	۲	7	7	9	9	9	9
α _{vg} (cm ⁻¹)	0,0119	0,0063	0,0082	0,0069	0,0113	0,0133	0,0133	0,0178	0,0091	0,0091	0,0105	0,0086	0,0126	0,0126
K _f (cm ³ g ⁻¹)	0,8	0,7	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,44	0,4	0,35	0,1	0,1	0,1	0,1
μ(ď ¹)	0,00866	0,00693	0,00577	0,00577	0,00577	0,00577	0,00577	0,00693	0,00577	0,00577	0,00433	0,00433	0,00433	0,00433
1/n (-)	0,86	0,86	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,86	0,86	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00
z _d (mm)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

 $[\]theta_{j}$ = umidade volumétrica inicial do solo (% em volume); θ_{s} = umidade volumétrica saturada; θ_{s} = umidade volumétrica limite entre macro e microporos; θ_{j} = umidade volumétrica residual do solo; γ = densidade aparente do solo; ψ_{b} = potencial mátrico limite da água no solo; n_{vg} = parâmetro da curva de retenção da água no solo (Genuchten); K_{s} = condutividade hidráulica saturada; $K_{b,e}$ = condutividade hidráulica limite (microporos); d = distância efetiva de difusão; α_{vg} = parâmetro da curva de retenção da água no solo (Genuchten); K_{s} = condutividade hidráulica limite (microporos); d = distância efetiva de difusão; α_{vg} = parâmetro da curva de retenção da água no solo (Genuchten); k_{r} = constante de Freundlich; μ = coeficiente de degradação do pesticida no solo; 1/n = expoente da isoterma de Freundlich; Z_{d} = camada de mistura.

Na profundidade de 0,45 m, o simulador superestimou os valores de água acumulada após o primeiro ano. Provavelmente, tal fato seja devido aos altos valores de condutividade hidráulica saturada (K_s) usados na segunda e terceira camadas (2,0 mm h⁻¹), visando gerar melhor ajuste do fluxo da água em todas as profundidades. Nos lisímetros de 1,80 m desse mesmo solo, o MACRO simulou lento aumento da água acumulada durante o período seco como reflexo do pequeno fluxo de água contínuo mostrado anteriormente.

Uma das possíveis causas das discrepâncias entre os resultados observados e simulados reside na determinação da condutividade hidráulica dos solos. Esse parâmetro que apresenta elevada variabilidade foi determinado no campo e não nos lisímetros, usando-se métodos diferentes e poucas repetições (CASTRO, 2005). Apesar disso, as simulações não foram comprometidas e calibração relativamente pequena demonstrou que os seus valores estavam de acordo com as condições reais dos lisímetros. Outra hipótese, segundo VAUCLIN, IBERNON e VACHAUD (1982), é a questionável universalidade do valor 0,5 para o fator I do modelo de Mualem, utilizado no método de GENUCHTEN (1980). Apesar desse modelo ser empregado pelo MACRO para a avaliação da condutividade hidráulica e gerar resultados satisfatórios, a sua substituição por outro método mais adequado pode representar algum progresso.

O MACRO simulou a primeira detecção do composto no eluado com atraso em relação ao que foi realmente verificado na maioria das situações referentes à taxa de lixiviação do tiametoxam (Figura 3), exceto para as profundidades de 0,45 m do PVA_d (Figura 3B) e de 1,80 m para o LV_{wf} (Figura 3E). Apesar do atraso mais pronunciado da lixiviação do produto na profundidade de 0,90 m do solo LV_{wf} (Figura 3C) e de 1,80 m do PVA_d (Figura 3F), o desempenho do simulador não ficou comprometido. A quantidade lixiviada observada nessas repetições foi muito pequena, considerando que a Figura 3 contem gráficos com escalas diferentes.

A simulação da taxa de lixiviação do tiametoxam revelou-se satisfatória, exceto para a profundidade de 0,45 m do LV_{wf} (Figura 3A). Nessa profundidade, o MACRO simulou lixiviação superestimada do tiametoxam entre 150 e 250 dias (período seco) como conseqüência do maior fluxo de água simulado também nesse intervalo de tempo (Figura 1). A simulação ficou substimada em relação aos valores observados no primeiro período de chuvas na profundidade de 0,90 m dos dois solos (Figura 3C e D), embora na segunda estação chuvosa a simulação tenha representado bem o momento e a magnitude das taxas de lixiviação observadas.

O desempenho do MACRO na simulação da variável massa acumulada do tiametoxam foi bastante satisfatório nos dois solos e profundidades estudadas, considerando que para essa variável os erros vão se acumulando ao longo do tempo (Figura 4). Nesse caso, os gráficos também foram feitos em escalas diferentes para possibilitar a visualização das simulações.

A razoável concordância entre a lixiviação observada e simulada do tiametoxam em ambos os solos indica que os valores utilizados para os parâmetros requeridos pelo simulador MACRO foram adequados. Embora muitos dos parâmetros tenham sido efetivamente medidos, outros foram calculados ou estimados. Dentre esses últimos tem-se a distância efetiva de difusão (d), parâmetro ao qual pode ser atribuído valor muito pequeno para a predição da lixiviação de pesticidas na ausência de fluxo preferencial (JARVIS, 1998). Quanto maior o valor de d, maior a magnitude do transporte preferencial. O valor desse parâmetro assumido para o PVA_d foi superior ao do LV_{wi}, o que é coerente com o transporte preferencial do tiametoxam verificado no primeiro solo (CASTRO, 2005). Um levantamento na literatura de como esse parâmetro vem sendo parametrizado revela grande amplitude numérica, abrangendo valores de 1 a 200 mm (JARVIS, 1998), de 100 a 300 mm (LARSSON e JARVIS, 1999) e de 10 a 40 mm (DUBUS e BROWN, 2002). Os elevados valores de d utilizados por esses autores (em comparação com os empregados no presente trabalho) são justificados pelas diferentes características dos macroporos entre os solos europeus e os utilizados neste estudo.





Os pontos correspondem aos valores medidos nos diferentes lisímetros (duas ou três repetições) e as linhas às simulações. O tempo zero corresponde à data de aplicação (23/11/2002) do tiametoxam nos lisímetros. As diferentes repetições dos lisímetros são representadas pela letra "L" e o respectivo número de identificação do lisímetro.



FIGURA 2 - VOLUMES ACUMULADOS DE ÁGUA OBSERVADOS E SIMULADOS NOS

O tempo zero corresponde à data de aplicação (23/11/2002) do tiametoxam nos lisímetros. As diferentes repetições dos lisímetros são representadas pela letra "L" e o respectivo número de identificação do lisímetro.





Os pontos correspondem aos valores medidos nos diferentes lisímetros (duas ou três repetições) e as linhas às simulações. Gráficos com escalas diferentes no eixo y. O tempo zero corresponde à data de aplicação (23/11/2002) do tiametoxam nos lisímetros. As diferentes repetições dos lisímetros são representadas pela letra "L" e o respectivo número de identificação do lisímetro.

FIGURA 4 - MASSAS ACUMULADAS OBSERVADAS E SIMULADAS DO TIAMETOXAM APÓS LIXIVIAÇÃO NOS LISÍMETROS DE 0,45 m DE PROFUNDIDADE PARA OS SOLOS DE LV_{wF}(A) E PVA_D (B), DE 0,90 m PARA OS SOLOS LV_{wF}(C) E PVA_D (D) E DE 1,80 m PARA OS SOLOS LV_{wF} (E) E PVA_D (F)



Gráficos com escalas diferentes no eixo y. O tempo zero corresponde à data de aplicação (23/11/2002) do tiametoxam nos lisímetros. As diferentes repetições dos lisímetro são representadas pela "L" e o respectivo número de identificação do lisímetro.

Para obter o ajuste mostrado, os coeficientes de sorção e as taxas de degradação do tiametoxam nos solos estudados também tiveram de ser calibrados. Quanto à calibração da sorção do composto, o coeficiente de Freundlich (k_f) precisou ser reduzido nos horizontes A e B do solo LV_{wf} e no horizonte B do solo PVA_d. Em todos os casos foi preciso usar taxa (μ) maior do qua a determinada em laboratório para a degradação do pesticida, porém mantendo taxa mais lenta no PVA_d do que no LV_{wf}, conforme estabelecido por CASTRO (2005). O uso de maior taxa de degradação nas simulações está embasada em trabalhos que mostram que a degradação de pesticidas no campo é maior do que a determinada em laboratório (BEULKE et al., 2000). Os processos de sorção e degradação apresentam grande variabilidade, sendo que variação de fator dois não é incomum para as taxas de degradação ou coeficientes de distribuição de Freundlich, contribuindo largamente para a incerteza das predições do simulador.

O desempenho do MACRO na predição da lixiviação do tiametoxam nos solos estudados não foi satisfatório apenas com a parametrização inicial do simulador. A simulação somente reproduziu adequadamente a lixiviação do inseticida após calibração cuidadosa, concordando com JARVIS, BERGSTRÖM e BROWN. (1995). Nesse procedimento foi necessário ajustar, principalmente, os parâmetros $\boldsymbol{\theta}_{p}$, K_{s} e K_{b} para o movimento da água, e os parâmetros d, k_{r} e μ para o transporte do tiametoxam. A necessidade de calibração constitui característica dos simuladores de transporte preferencial devido à presença de parâmetros de difícil ou impossível mensuração. De qualquer forma, a perspectiva de utilização do MACRO para as condições brasileiras é muito promissora. Ainda é necessário aperfeiçoar o simulador para melhorar sua capacidade preditiva e adaptá-lo às regiões tropicais, antes de ser usado com segurança na avaliação dos riscos de impacto ambiental causado pela lixiviação de pesticidas.

4 CONCLUSÃO

De maneira geral, o simulador MACRO é capaz de reproduzir satisfatoriamente o fluxo da água e o transporte do tiametoxam, gerando bons ajustes aos resultados observados em lisímetros com os solos LV_{wf} e PVA_d. Contudo, a calibração revelou-se processo indispensável para o bom desempenho do simulador.

Para a obtenção de bom ajuste, os parâmetros que precisam ser calibrados são, basicamente, aqueles associados à condutividade hidráulica dos solos, à sorção e à degradação do pesticida.

Os resultados evidenciaram alto potencial de utilização do simulador MACRO como ferramenta para a avaliação dos riscos de contaminação de águas subterrâneas com resíduos de tiametoxam em condições práticas de aplicação desse inseticida nos solos LV_{ur} e PVA_d.

ABSTRACT

ASSESSMENT OF MACRO MODEL (VERSION 5.0) TO PREDICT THE LEACHING OF THIAMETHOXAM INSECTICIDE INTO TWO SOIL CLASSES

This work had as objective to evaluate the efficiency of the MACRO model (version 5.0) to predict thiamethoxam leaching in two soil classes: typical Acriferric Red Latosol (LV_{wl}) and typical Dystrophic Red-Yellow Argisol (PVA_d). Simulations were compared with measured values using undisturbed soil lysimeters of 1.0 m diameter and 0.45, 0.90, and 1.80 m depth, during two rain seasons after thiamethoxam application (end of November 2002). Model calibration was necessary and was carried out initially for water flow simulations by adjusting mainly the parameters related to soil hydraulic conductivity. Thereafter, sorption and degradation parameters were calibrated by adjusting simulations of thiamethoxam leaching. The observed and simulated water flows were similar during the whole experimental period. Simulations of thiamethoxam leaching were also satisfactory being observed good reproduction of the initial thiamethoxam breakthrough and its concentration in percolated water. These results indicated a great potential for the use of MACRO model to predict thiamethoxam leaching in the studied soils.

KEY-WORDS: PESTICIDES; MACRO MODEL; PREFERENTIAL TRANSPORT; LEACHING; THIAMETHOXAN.

REFERÊNCIAS

- 1 BEULKE, S.; DUBUS, I.G.; BROWN, C.D.; GOTTESBÜREN, B. Simulation of pesticide persistence in the field on the basis of laboratory data a review. Journal of Environmental Quality, v. 29, n. 5, p. 1371-1379, 2000.
- 2 BOESTEN, J. J. T. I. From laboratory to field: uses and limitations of pesticide behaviour models for the soil/plant system. **Weed Research**, v. 40, p. 123-138, 2000.
- 3 CASTRO, N. R. A. **Sorção, degradação e lixiviação do inseticida thiamethoxam em Latossolo e Argissolo**. Lavras, 2005. 161 p. Tese (Doutorado em Entomologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, MG.
- 4 DUBUS, I. G.; BROWN, C. D. Sensitivity and first-step uncertainty analyses for the preferential flow model MACRO. Journal of Environmental Quality, v. 31, p. 227-240, 2002.
- 5 FERREIRA, L.; CURI, N.; FERREIRA, M.M.; LIMA, J.M.; SILVA, M.L.N.; VITORINO, A.C.T. Tipos de dispersante, formas de agitação e suas relações com a erodibilidade de solos com altos teores de óxidos de ferro. Ciência e Agrotecnologia, v. 26, n. 2, p. 342-353, 2002.
- 6 FOCUS LEACHING MODELING WORKGROUP. Leaching models and EU registration. Brussels: Commission of the European Communities, 1995. 123 p. (Doc. 4952/VI/95).
- 7 GENUCHTEN, M. T. van. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil** Science Society of America Journal, v. 44, p. 892-898, 1980.
- 8 JABRO, J. D.; JEMISON JR., J.M.; FOX, R.H.; FRITTON, D.D. Predicting bromide leaching under field conditions using SLIM and MACRO. **Soil Science**, v. 157, p. 215-223, 1994.
- 9 JARVIS, N. J. Modeling the impact of preferential flow on nonpoint source pollution. In: SELIM, H. M.; MA, L. (Eds.). Physical nonequilibrium in soils: modeling and application. Chelsea: Ann Arbor Press, 1998. p. 195-221.
- 10 JARVIS, N. J.; BERGSTRÖM, L. F.; BROWN, C. D. Pesticide leaching models and their use for management purposes. In: ROBERTS, T. R.; KEARNEY, P. C. (Eds.). Environmental behaviour of agrochemicals. New York: John Willey, 1995. p. 185-220.
- 11 KOLPIN, D. W.; BARBASH, J. E.; GILLION, R. J. Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: initial results from the National Water-Quality Assessment Program. Environmental Science and Technology, v. 32, n. 5, p. 558-566, 1998.
- 12 LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; ZECH, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. Journal of Environmental Quality, v. 31, p. 256-268, 2002.
- 13 LARSBO, M.; JARVIS, N. J. **MACRO 5.0. a model of water flow and solute transport in macroporous soil:** technical description. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences, 2003. 48 p. (Swedish Report).
- 14 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**, v. 215, p. 153-171, 1999.
- 15 LEISTRA, M.; BOESTEN, J. J. T. I. Pesticide contamination of groundwater in Western Europe. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 26, p. 369-389, 1989.
- 16 VANCLOOSTER, M.; BOESTEN, J.J.T.I.; TREVISAN, M.; BROWN, C.D.; CAPRI, E.; EKLO, O.M.; GOTTESBÜREN, B.; GOUY, V.; VAN DER LINDEN, A.M.A. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. Agricultural Water Management, v. 44, p. 1-19, 2000.
- 17 VAUCLIN, M.; IBERNON, J.; VACHAUD, G. Analyse comparative de différentes méthodes de détermination de la conductivité hydraulique des sols non saturés de la zone centre-nord du Sénégal. L'Agronomie Tropicale, v. 38, n. 3, p. 186-197, 1982.
- 18 WALLS, D.; SMITH, P. G.; MANSELL, M. G. Pesticides in groundwater in Britain. International Journal of Environment, v. 6, n. 1, p. 55-62, 1996.