

INFLUÊNCIA DA POLARIDADE DE PESTICIDAS NÃO-IÔNICOS SOBRE SUA SORÇÃO EM UM LATOSSOLO

Influence of the polarity of non-ionic pesticides on their sorption by a latosol

Lenin Piasarolo¹, René Luís de Oliveira Rigitano², Mário César Guerreiro³

RESUMO

Investigou-se a influência da polaridade de pesticidas não-iônicos sobre sua sorção em material do horizonte A de um Latossolo Vermelho Acriférrico típico. Foram estudados treze pesticidas, abrangendo uma ampla faixa de polaridade, expressa na forma do coeficiente de partição do composto entre n-octanol e água (Kow). Foram obtidas as isotermas de sorção dos pesticidas, agitando-se subamostras do solo com soluções aquosas dos mesmos, sendo suas determinações quantitativas feitas por cromatografia líquida de alta eficiência. As isotermas de sorção dos pesticidas revelaram-se bem ajustadas ao modelo de Freundlich, com seus valores de coeficiente de sorção (Kf) variando de 0,2 a 202 mL.nmol⁻¹. Os valores de log Kf e de log Kow dos pesticidas mostraram-se linearmente correlacionados ($R^2 = 0,87$), indicando que a partição hidrofóbica na matéria orgânica foi o principal mecanismo de sorção dos compostos no solo. Para a maioria dos pesticidas, os valores de Kf obtidos foram maiores do que aqueles previstos pela equação de Briggs (1981), a qual relaciona o valor de Kf do pesticida com o seu valor de Kow e o teor de matéria orgânica do solo. Assim, os resultados mostraram que a referida equação, obtida em solos da Inglaterra, não é adequada para a previsão do valor de Kf de pesticidas no solo estudado, e que a natureza da matéria orgânica pode ser um importante fator a influenciar a sorção de pesticidas não-iônicos em solos.

Termos para indexação: Lixiviação, agrotóxico, solo.

ABSTRACT

The sorption of thirteen non-ionic pesticides, with varying n-octanol/water partition coefficients (Kow), by soil material taken from the A horizon of an Acriferric Red Latosol was investigated. Sorption isotherms of the pesticides were determined by the shake flask method. The concentrations of the chemicals in aqueous solutions were measured by HPLC with UV detector. Sorption isotherms of all compounds fitted well the Freundlich model, with sorption coefficient (Kf) values ranging from 0,2 to 202 mL.nmol⁻¹. Log Kf values were shown to be linearly correlated ($R^2 = 0,87$) with the log Kow values of the pesticides, revealing that hydrophobic partitioning onto organic matter was the dominant mechanism of their sorption by the studied soil. For most compounds, the observed Kf values were higher than those predicted by the Briggs (1981) equation, which relates the Kf of the pesticide to its Kow and to the content of organic matter in the soil. These results showed that this equation, which was obtained for soils from England, is not adequate to predict the Kf values of pesticides for the soil studied in this work, and that qualitative aspects of soil organic matter may be an important factor to affect the sorption of non-ionic pesticides by soils.

Index terms: Leaching, agrochemicals, soil.

(Recebido em 6 de junho de 2006 e aprovado em 11 de outubro de 2007)

INTRODUÇÃO

Embora os pesticidas sejam insumos agrícolas de reconhecida importância, muitos dos compostos utilizados são tóxicos aos seres humanos e outros organismos não alvo, impondo a necessidade de estudos sobre o seu destino no ambiente.

Estudos sobre o transporte de pesticidas em solos são particularmente importantes, uma vez que foram detectados resíduos de alguns pesticidas no lençol freático,

bem como em poços e minas d'água, em áreas agrícolas de vários países (KOLPIN et al., 1998; LEISTRA & BOESTEN, 1989; WALLS et al., 1996).

Tal forma de contaminação de recursos hídricos com resíduos de pesticidas decorre da lixiviação dos compostos no solo. Quanto menor o coeficiente de sorção do composto nos colóides do solo (Kd), maior é a sua lixiviação potencial. O valor de Kd pode ser determinado em laboratório, agitando-se uma amostra do solo com uma solução aquosa do pesticida. Em situação de equilíbrio

¹Engenheiro Mecânico, Mestre em Agroquímica e Agrobiotecnologia, Professor – Departamento de Química/FAENG – Universidade Vale do Rio Doce/UNIVALE – Rua Israel Pinheiro, 2000 – Universitário – Cx. P. 295 – 35020-220 – Governador Valadares, MG – lenin@univale.br

²PhD. em Entomologia/Inseticidas, Professor Titular – Departamento de Entomologia/DEN – Universidade Federal de Lavras/UFLA – Cx. P. 3037 – 37200-000 – Lavras, MG – rigitano@ufla.br

³Doutor em Química Inorgânica, Professor Adjunto – Departamento de Química/DQI – Universidade Federal de Lavras/UFLA – Cx. P. 3037 – 37200-000 – Lavras, MG – guerreiro@ufla.br

tem-se: $K_d = \text{concentração do composto nos sólidos do solo} / \text{Concentração do composto na água}$.

Briggs (1981) determinou o valor de K_d de dezenas de pesticidas não-iônicos, em vários solos da Inglaterra, tendo observado uma estreita relação entre o valor de K_d do composto, sua polaridade, expressa na forma do seu coeficiente de partição entre n-octanol e água, e o percentual de matéria orgânica do solo ($K_d = 0,045 \cdot K_{ow}^{0,52}$. %M.O.). Essa relação tem sido amplamente usada para a previsão do valor de K_d de pesticidas não-iônicos em solos.

Contudo, Urzedo (2004) observou que os valores de K_d do inseticida tiametoxam em solos brasileiros foram bem maiores do que aqueles previstos pela equação de Briggs (1981). Como essa autora não investigou a sorção de outros pesticidas nos mesmos solos, não foi possível concluir se a discrepância entre os valores obtidos e aqueles previstos foi decorrente de alguma especificidade do tiametoxam ou se a equação de Briggs (1981) também não se aplicaria bem a outros pesticidas, no caso de solos brasileiros. Assim, este trabalho foi conduzido com os seguintes objetivos: determinar os valores de K_d de vários pesticidas não-iônicos, abrangendo uma ampla faixa polaridade (expressa na forma do coeficiente K_{ow}), em material de um Latossolo Vermelho Acriférrico típico; avaliar a correlação entre os valores de K_d e os valores de K_{ow} dos compostos e avaliar a aplicabilidade da equação de Briggs (1981) para a previsão da sorção desses pesticidas nesse solo.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta e preparo da amostra do solo

O solo utilizado no presente estudo foi um Latossolo Vermelho Acriférrico típico (LVwf), anteriormente denominado Latossolo Roxo, localizado no campus da Universidade Federal de Lavras-UFLA, em área com vegetação natural. Foram coletados cerca de 10 Kg de material do horizonte A, na camada de 0 a 15 cm. O material de solo coletado foi seco ao ar, passado em peneira com malha de 2 mm e acondicionado em saco plástico, o qual foi mantido aberto para permitir aeração. Três subamostras de 100 g de solo foram separadas e enviadas ao Departamento de Ciências do Solo da UFLA, para determinação do teor de matéria orgânica.

Pesticidas estudados

Foram estudados 13 pesticidas, cujos nomes comuns, fórmulas estruturais e classes são apresentadas na Tabela 1. Os compostos foram escolhidos de forma a abranger uma ampla faixa de polaridade, expressa na forma

do coeficiente K_{ow} do composto. Foram utilizados padrões analíticos dos compostos, obtidos junto às empresas fabricantes dos mesmos ou junto à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US - EPA). Todos os padrões apresentavam especificação de pureza acima de 97%.

Determinação quantitativa dos pesticidas

Para a determinação dos compostos em solução aquosa foi utilizado um sistema de cromatografia líquida de alta eficiência - CLAE (Agilent, série 1100), com bomba isocrática e operando com detector de ultravioleta. Utilizou-se uma coluna Lichrocart (25 cm de comprimento e 3 mm de diâmetro interno), preenchida com lichrospher RP-18, 5 μ m. O fluxo da fase móvel foi 0,3 mL.min⁻¹ para todos os compostos, porém, o comprimento de onda para detecção e a proporção de acetonitrila e água, utilizada como fase móvel, foram variáveis para os compostos (Tabela 2).

Coefficientes de partição dos pesticidas entre n-octanol e água

Os coeficientes de partição dos compostos entre n-octanol e água (K_{ow}) foram determinados pelo método de agitação em frasco, seguindo-se os procedimentos descritos por Briggs (1981). Inicialmente foram preparadas as fases aquosas (água saturada com n-octanol) e orgânica (n-octanol saturado com água), por meio de agitação de água Milli-Q e n-octanol, em funil de separação, e subsequente centrifugação de cada fase, a 1.900 g por 20 minutos, em tubos de centrifuga de vidro.

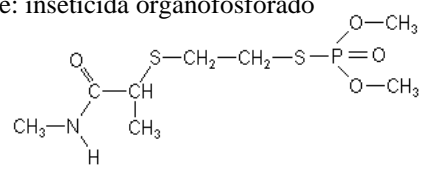
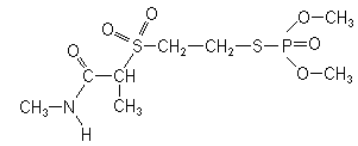
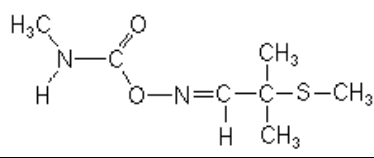
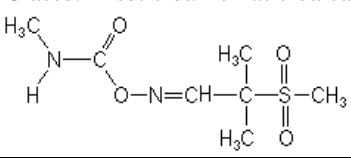
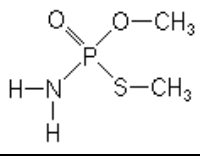
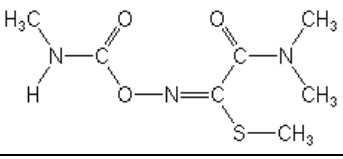
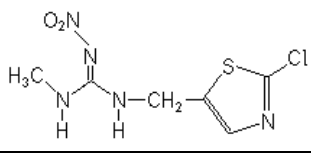
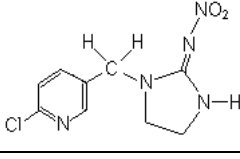
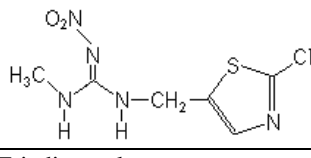
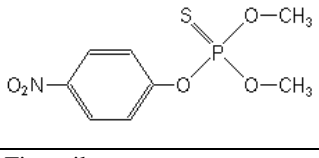
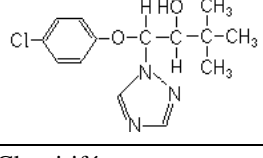
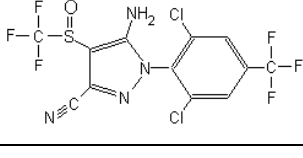
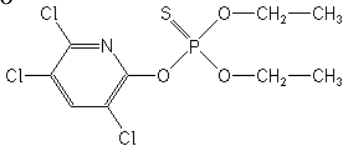
As proporções de n-octanol e água foram estabelecidas tendo como base valores de log K_{ow} descritos na literatura para alguns dos compostos ou valores de log K_{ow} estimados no caso de outros compostos, utilizando-se para tal o aplicativo ALOGPS 2.1 (TETKO & TANCHUK, 2002) o qual estima o log K_{ow} dos compostos com base na sua fórmula estrutural.

Para a partição dos compostos procederam-se 100 inversões do funil de separação. Em seguida, após 10 minutos de repouso, coletaram-se 10 mL da fase aquosa, para centrifugação a 1.900 g por 20 minutos. A concentração dos compostos no n-octanol foi calculada com base na diferença entre as concentrações dos mesmos na fase aquosa antes e após a mistura com n-octanol, sendo essas concentrações determinadas por CLAE.

Isotermas de sorção

As isotermas de sorção foram determinadas pelo método de equilíbrio em lote, agitando-se subamostras do solo com soluções aquosas dos compostos em diferentes

Tabela 1 – Nomes comuns, fórmulas estruturais e classes dos pesticidas utilizados.

| | |
|---|---|
| <p>Vamidotiôm Classe: inseticida organofosforado</p>  | <p>Vamidotiôm sulfona Classe: inseticida organofosforado</p>  |
| <p>Aldicarbe Classe: inseticida-nematicida carbamato</p>  | <p>Aldicarbe Classe: inseticida-nematicida carbamato</p>  |
| <p>Metamidofós Classe: inseticida organofosforado</p>  | <p>Oxamil Classe: inseticida-nematicida carbamato</p>  |
| <p>Tiametoxam Classe: inseticida neo-nicotinóide</p>  | <p>Imidacloprid Classe: inseticida neo-nicotinóide</p>  |
| <p>Clotianidina Classe: inseticida neo-nicotinóide</p>  | <p>Paratiôm metílico Classe: inseticida organofosforado</p>  |
| <p>Triadimenol Classe: fungicida triazol</p>  | <p>Fipronil Classe: inseticida fenilpirazo</p>  |
| <p>Clorpirifós Classe: inseticida organofosforado</p>  | |

concentrações, à temperatura ambiente. Para efeito de padronização da força iônica das misturas de solo e solução aquosa dos compostos, estes foram diluídos em água contendo CaCl_2 na concentração $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$.

Para cada pesticida utilizaram-se cinco concentrações, com duas repetições para cada uma. O volume de solução aquosa foi de 10 mL para todos os compostos, porém, em função da baixa solubilidade em água dos compostos mais lipofílicos e da baixa sorção esperada no caso dos compostos mais polares, as concentrações das soluções e as proporções solo:solução variaram entre os compostos, conforme Tabela 3.

As misturas de solo e solução aquosa dos compostos foram colocadas em frascos Erlenmayer (100mL), de vidro e com tampa, os quais foram submetidos à agitação, em mesa agitadora, por 4 horas.

A seguir, os frascos foram deixados em repouso por cerca de uma hora, quando foram coletados 5 mL da suspensão aquosa sobrenadante. Estes foram transferidos para um tubo de centrífuga de vidro e submetidos à centrifugação por 20 minutos, a 1.900 g. Uma alíquota do sobrenadante foi filtrada em filtro com membrana PTFE (0,45 μm) e submetida à análise por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE). No caso dos compostos clorpirifós e fipronil, a fase aquosa foi misturada com acetonitrila, na proporção 1:1, anteriormente à filtragem, uma vez que foi constatada a retenção de parte desses compostos no filtro, quando tal procedimento não foi adotado. Para cada pesticida foi realizado um teste em branco, procedendo-se à agitação de subamostras de solo com solução aquosa de CaCl_2 a $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$, sem a presença do composto. Esse teste permitiu a identificação de possíveis interferentes na determinação quantitativa dos compostos e ajuste da fase móvel a ser utilizada na análise cromatográfica, de forma a se evitar a coincidência dos picos dos compostos com picos de substâncias interferentes.

A concentração de cada composto sorvida na subamostra de solo (C_s) foi calculada com base na diferença entre a concentração inicial e a concentração de equilíbrio do composto na água (C_e), após o período de agitação. As isotermas de sorção foram obtidas ajustando-se os valores medidos à equação de Freundlich, na sua forma logarítmica $\log C_s = 1/n \log C_e + \log K_f$, onde K_f (constante de Freundlich) e $1/n$ são as constantes da equação obtida para cada composto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os coeficientes de partição dos pesticidas entre n-octanol e água, obtidos pelo método de agitação em frasco, são apresentados na Tabela 4. No caso dos compostos

cujos valores de log Kow encontram-se disponibilizados no Pesticide Manual (TOMLIN, 2000) e/ou no banco de dados Logkow[®] (2005), foi constatada uma boa concordância entre os valores de log Kow obtidos neste trabalho e aqueles descritos nessas referências, com discrepância mais expressiva no caso do clorpirifós, em comparação com ambas as referências, e nos casos do metamidofós e imidacloprid, em comparação com os valores recomendados pelo banco de dados Logkow[®] (2005). Com relação aos valores estimados pelo aplicativo ALOGPS 2.1 (TETKO & TANCHUK, 2002), a concordância com os valores obtidos foi apenas razoável, com diferenças bastante significativas nos casos do tiametoxam, vamidotiom sulfona, fipronil e clorpirifós.

As isotermas de sorção dos pesticidas no solo mostraram-se bem ajustadas ao modelo de Freundlich, com valores de R^2 acima de 0,99 para todos os compostos (Tabela 5).

Examinando-se a relação linear entre os valores de log Kf e de log Kow dos pesticidas (Figura 1), constatou-se um coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,87, confirmando a observação de outros autores (BURKHARD & KUEHL, 1986; CHIOU et al., 1977; FELSOT & DAHM, 1979; WOODBURN et al., 1992), de que a partição hidrofóbica é o principal mecanismo de sorção de compostos não-iônicos em solos. Os compostos imidacloprid e clorpirifós foram os que mais se afastaram da equação de regressão, indicando que outros mecanismos, além da partição hidrofóbica, podem estar envolvidos na sorção desses e outros pesticidas não-iônicos em solos.

Na Figura 1 é apresentada também a curva correspondente aos valores previstos pela equação de Briggs (1981) ($K_d = 0,045 \cdot Kow^{0,52} \cdot \% MO$), considerando-se o teor de matéria orgânica verificado no solo (3,57 %). Briggs (1981) utilizou valores de K_d , ao invés de K_f , por ter determinado os coeficientes de sorção dos compostos em apenas uma concentração. Admitindo-se que os valores de K_d correspondem aos valores de K_f , é possível fazer-se uma comparação genérica entre os valores de K_f obtidos neste trabalho com aqueles previstos pela equação de Briggs (1981). Tal comparação revelou que a equação de Briggs (1981) proporcionou uma boa previsão do valor de K_f apenas para alguns compostos, subestimando o valor de K_f na maioria dos casos (Figura 1).

Briggs (1981) utilizou a relação de 1g de solo para 10mL de solução aquosa, enquanto que a relação solo:solução aquosa utilizada no presente trabalho foi variável. Tal variação não compromete a comparação feita entre as duas curvas de regressão, uma vez que Celis et al. (1999)

Tabela 2 – Fase móvel e comprimento de onda utilizado para determinação dos pesticidas por cromatografia líquida de alta eficiência, com detector de UV, e os tempos de retenção dos compostos na coluna cromatográfica utilizada.

| Pesticida | Fase móvel (acetonitrila:água) | Comprimento de onda (nm) | Tempos de retenção (min) |
|--------------------|-----------------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Aldicarbe | 50:50 | 250 | 8,35 |
| Aldicarbe sulfona | 20:80 | 225 | 10,05 |
| Vamidotiom | 20:80 | 220 | 17,59 |
| Vamidotiom sulfona | 20:80 | 225 | 10,57 |
| Metamidofós | 05:95 | 225 | 14,65 |
| Oxamil | 20:80 | 230 | 9,21 |
| Tiametoxam | 30:70 | 255 | 7,93 |
| Clotianidina | 40:60 | 255 | 6,98 |
| Imidacloprid | 40:60 | 270 | 7,82 |
| Paratiom metílico | 70:30 | 255 | 9,06 |
| Triadimenol | 70:30 | 235 | 8,42 |
| Fipronil | 70:30 | 235 | 10,92 |
| Clorpirifós | 80:20 | 235 | 15,36 |

Tabela 3 – Concentrações de pesticidas em solução aquosa e proporções de solo e solução utilizadas para determinação das isotermas de sorção dos compostos.

| Compostos | Concentrações ($\mu\text{g mL}^{-1}$) | Proporções de solo solução (g : mL) |
|--------------------|---|--|
| Aldicarbe | 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 10,0 | 2 : 10 |
| Aldicarbe sulfona | 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10,0 | 5 : 10 |
| Vamidotiom | 0,5; 1,0; 5,0; 10,0; 20,0 | 4: 10 |
| Vamidotiom sulfona | 2,0; 5,0; 10,0; 20,0; 50,0 | 5 : 10 |
| Metamidofós | 2,0; 5,0; 10,0; 20,0; 50,0 | 5 : 10 |
| Oxamil | 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 10,0 | 2 : 10 |
| Tiametoxam | 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 10,0 | 2 : 10 |
| Clotianidina | 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 10,0 | 2 : 10 |
| Imidacloprid | 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 10,0 | 2 : 10 |
| Paratiom metílico | 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 10,0 | 1 : 10 |
| Triadimenol | 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 10,0 | 1 : 10 |
| Fipronil | 0,1; 0,25; 0,5; 0,7; 1,0 | 1 : 10 |
| Clorpirifós | 0,05; 0,1; 0,2; 0,5; 1,0 | 1 : 10 |

observaram aumentos no valor de K_d do fungicida triadimefon ($\log K_{ow}=3,1$) inferiores a 25%, quando a proporção solo:solução variou de 1:10 a 4:10 (g:mL). A discrepância entre a equação de Briggs (1981) e aquela obtida neste trabalho pode ser atribuída ao fato do autor ter estudado a sorção de compostos com $\log K_{ow} > 1,0$ na quase totalidade dos casos. Por outro lado, considerando que os coeficientes angulares das duas equações foram relativamente próximos (Figura 1), e que a sorção dos

compostos ocorre principalmente na matéria orgânica, a diferença entre as equações pode estar relacionada a diferenças na natureza da matéria orgânica entre os solos utilizados por Briggs (1981) e aquele utilizado neste trabalho.

O valor de K_f é um importante parâmetro utilizado em programas computacionais para a previsão da lixiviação de pesticidas em solos e análise de risco da contaminação da água do subsolo com resíduos dos compostos. Uma vez que a equação de Briggs (1981) subestimou o valor de

Tabela 4 – Coeficientes de partição dos pesticidas entre n-octanol e água.

| Pesticidas | Valores de log Kow | | | |
|--------------------|--------------------------|--|-------------------------------|------------------------------------|
| | Obtidos neste trabalho * | Recomendados pelo banco de dados LOGKOW® | Referidos no Pesticide Manual | Estimados pelo Programa ALOGPS 2.1 |
| Vamidotiom sulfona | -0,81 | - | - | -0,31 |
| Metamidofós | -0,80 | 0,00 | -0,80 | -0,94 |
| Aldicarbe sulfona | -0,56 | -0,57 | - | -0,57 |
| Oxamil | -0,42 | -0,47 | -0,44 | -0,16 |
| Tiametoxam | -0,17 | - | -0,13 | 0,58 |
| Vamidotiom | 0,10 | - | - | 0,41 |
| Imidacloprid | 0,61 | 0,33 | 0,57 | 0,64 |
| Clotianidina | 0,91 | - | - | 0,71 |
| Aldicarbe | 1,12 | 1,13 | - | 1,13 |
| Paratiom metílico | 2,82 | 2,86 | 3,00 | 2,97 |
| Triadimenol | 2,99 | 3,08 | 3,17 | 2,88 |
| Fipronil | 3,78 | 4,00 | 4,00 | 4,41 |
| Clorpirifós | 4,23 | 4,96 | 4,7 | 5,15 |

* Valores representam a média de duas repetições

Tabela 5 – Equações de regressão referentes às isotermas de Freundlich, R² e valores de Kf de diferentes pesticidas em material do horizonte A de um Latossolo Acriférico típico

| Pesticidas | Equações de regressão | | R ² | Kf (mL.nmol ⁻¹) |
|--------------------|-----------------------|------------|----------------|-----------------------------|
| | y = log Cs | x = log Ce | | |
| Clorpirifós | y = 1,1951x + 2,3068 | | 0,9983 | 202,67 |
| Fipronil | y = 0,88x + 1,0608 | | 0,9918 | 11,50 |
| Paratiom Metílico | y = 0,8986x + 1,0214 | | 0,9999 | 10,51 |
| Triadimenol | y = 0,8481x + 0,8023 | | 0,9930 | 6,34 |
| Imidacloprid | y = 0,8607x + 0,4808 | | 0,9997 | 3,03 |
| Clotianidina | y = 0,9262x + 0,0267 | | 0,9950 | 1,06 |
| Tiametoxam | y = 0,9595x - 0,2488 | | 0,9970 | 0,564 |
| Aldicarbe | y = 0,8438x - 0,248 | | 0,9914 | 0,565 |
| Metamidofós | y = 0,8868x - 0,533 | | 0,9969 | 0,293 |
| Oxamil | y = 0,8567x - 0,5406 | | 0,9994 | 0,288 |
| Vamidotiom | y = 0,8164x - 0,5579 | | 0,9905 | 0,277 |
| Vamidotiom sulfona | y = 0,877x - 0,5592 | | 0,9993 | 0,276 |
| Aldicarbe sulfona | y = 0,7418x - 0,6895 | | 0,9967 | 0,204 |

Cs = concentração do composto nos sólidos do solo (nmol.g⁻¹)

Ce = concentração do composto na água (nmol.mL⁻¹)

Kf da maioria dos compostos estudados neste trabalho, estudos adicionais sobre a sorção desses e/ou outros compostos, em vários solos brasileiros, seriam necessários para a definição de uma equação mais

adequada para a previsão do valor de Kf de compostos não-iônicos nesses solos, tendo como base o valor de log Kow do composto e o teor de matéria orgânica do solo.

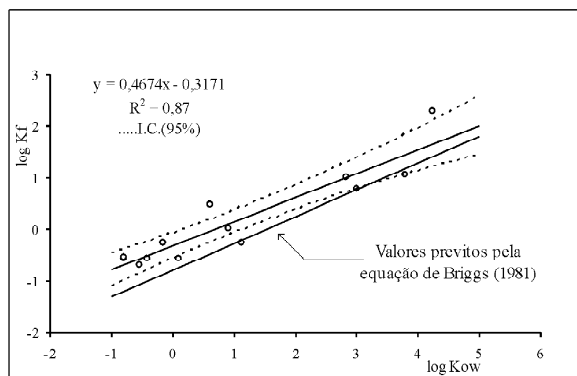


Figura 1 – Relação entre os coeficientes de sorção (log Kf) dos pesticidas e os coeficientes de partição dos compostos entre n-octanol e água (log Kow). Valores médios de duas repetições.

CONCLUSÕES

O grau de sorção de pesticidas não-iônicos em material do horizonte A de um Latossolo Vermelho Acriférrico típico revelou-se pouco variável em função da concentração do composto na fase aquosa, para uma ampla faixa de concentração.

A sorção dos pesticidas no solo foi influenciada pela polaridade dos mesmos, tendo sido constatada uma correlação linear positiva ($R^2 = 0,87$) entre o logaritmo do coeficiente de sorção do composto no solo (log Kf) e o logaritmo de seu coeficiente de partição entre n-octanol e água (log Kow).

O mecanismo dominante de sorção dos pesticidas no solo foi atribuído à partição hidrofóbica na matéria orgânica, contudo, os valores de log Kow dos compostos não refletiram com precisão os seus valores de log Kf no solo.

Os coeficientes de sorção dos pesticidas no solo estudado revelaram-se, na maioria dos casos, superiores aqueles previstos pela equação de Briggs (1981), a qual relaciona o valor de Kf do pesticida com seu valor de Kow e com o teor de matéria orgânica do solo. Essa observação mostra que a equação, obtida para solos da Inglaterra, não é adequada para uma previsão mais precisa da sorção de compostos não-iônicos no solo estudado, e que aspectos qualitativos da matéria orgânica podem influenciar apreciavelmente a sorção de compostos não-iônicos em solos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

coefficients, water solubilities, bioconcentration factors, and the parachor. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Washington, v. 29, p. 1050-1059, 1981.

BURKHARD, W. A.; KUEHL, D. W. n-Octanol/water partition coefficients by reverse phase liquid chromatography/mass spectrometry for eight tetrachlorinated planar molecules. **Chemosphere**, Oxford, v. 15, p. 163-167, 1986.

CELIS, R.; KOSKINEN, W. C.; HERMOSIN, M. C.; CORNEJO, J. Sorption and desorption of triadimefon by soils and model soil colloids. **Journal of Agriculture and Food Chemistry**, Easton, v. 47, p. 776-781, 1999.

CHIOU, C. T.; PETERS, L. J.; FREED, V. H.; SCHMEDDING, D. W.; KOHNERT, R. L. Partition coefficients and bioaccumulation of selected organic chemicals. **Environmental Science and Technology**, [S.l.], v. 11, p. 475-478, 1977.

FELSOT, A.; DAHM, P. A. Sorption of organophosphorus and carbamate insecticides by soil. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, Washington, v. 27, n. 3, p. 557-563, 1979.

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**, Washington, v. 32, n. 5, p. 558-566, May 1998.

LEISTRA, M.; BOESTEN, J. J. T. I. Pesticide contamination of groundwater in Western Europe. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 26, p. 369-389, 1989.

LOGKOW®. A databank of evaluated octanol-water partition coefficients. Disponível em:

<<http://logkow.cisti.nrc.ca/logkow/intro.html>>. Acesso em: 10 set. 2005.

TETKO, I. V.; TANCHUK, V. Y. Application of associative neural networks for prediction of lipophilicity in ALOGPS 2.1 program. **Journal Chemical Information and Computer Science**, Washington, v. 42, n. 5, p. 1136-1145, Sept./Oct. 2002.

TOMLIN, C. D. S. (Ed.). **The pesticide manual**. 12. ed. Bath: British Crop Protection Council, 2000. 1250 p.

URZEDO, A. P. F. M. de. **Sorção e degradação do inseticida tiametoxam em amostra de solos da região de Lavras/ MG.** 2004. 50 p. Dissertação (Mestrado em Agroquímica e Agrobioquímica) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

WALLS, D.; SMITH, P. G.; MANSELL, M. G. Pesticides in ground-water in Britain. **International**

Journal of Environment, Washington, v. 6, n. 1, p. 55-62, 1996.

WOODBURN, K. B.; DELFINO, J. J.; RAO, P. S. C. Retention of hydrophobic solutes on reversed-phase liquid chromatography supports: correlation with solute and hydrophobicity indices. **Chemosphere**, Oxford, v. 24, n. 8, p. 1037-1046, Apr. 1992.