

# ESTIMATIVA DE ALGUNS PARÂMETROS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES PARA SOLOS BRASILEIROS

Eliana Martins PEREIRA <sup>1</sup>, CHANG Hung Kiang <sup>2</sup>,  
Miguel Angel Alfaro SOTO <sup>1</sup>

(1) Pós-Doutorandos do Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista / UNESP.  
Avenida 24-A, 1515 – Bela Vista. CEP 13506-900. Rio Claro, SP. Endereços eletrônicos: martins@rc.unesp.br; alfaro@rc.unesp.br  
(2) Departamento de Geologia Aplicada, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista / UNESP.  
Avenida 24-A, 1515 – Bela Vista. CEP 13506-900. Rio Claro, SP. Endereço eletrônico: chang@rc.unesp.br

Introdução  
Síntese de Alguns Trabalhos Realizados em Solos Brasileiros  
Correlação dos Parâmetros de Transporte de Contaminantes a Partir  
dos Trabalhos Existentes na Literatura  
Conclusão  
Agradecimento  
Referências Bibliográficas

**RESUMO** – Este trabalho trata da estimativa indireta dos coeficientes de distribuição, dispersão hidrodinâmica e fator de retardamento, a partir de certas características físicas de alguns solos típicos brasileiros e concentração de contaminantes tais como  $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{K}^+$ , comumente encontrados em aterros sanitários ou liners, onde a relação foi estabelecida mediante expressões matemáticas advindas de regressões múltiplas não lineares. Para este objetivo foi feita uma revisão bibliográfica de estudos relacionados com a migração de contaminantes, cujos resultados, foram compilados para o tratamento matemático. A análise baseada na regressão por mínimos quadrados que utilizou os parâmetros de transporte de contaminantes como variáveis dependentes tiveram dois grupos de variáveis independentes, onde os grupos foram: as características estruturais e as texturais do meio poroso, ambas com a concentração do contaminante. Em cada grupo se realizaram diversas combinações de características com as concentrações, obtendo-se para cada, uma expressão matemática. Dentre os resultados se observou que, a porcentagem de argila como variável independente, permite neste tipo de solos, expressões para previsão dos parâmetros de transporte estudados cujos coeficientes de determinação são altamente significativos e próximos a um, principalmente, quando o contaminante é o cloreto de  $\text{Cu}^{2+}$ .

**Palavras-chave:** estimativa, transporte de contaminantes, regressão múltipla não linear, ensaio de colunas.

**ABSTRACT** – *E.M. Pereira, Chang, H.K., M.A.A. Soto - Estimate of contaminant transport parameters for brazilian soils.* This paper introduces an indirect estimate for the coefficients of distribution, hydrodynamic dispersion and retardation for contaminants commonly encountered in sanitary landfills and their liners, such as  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{K}^+$ ; this estimate is based on the relationship between concentration and certain physical characteristics of typical Brazilian soils. The results of previous studies investigating the migration of contaminants were used to develop mathematical expressions from multiple non-linear regressions. Using minimal squares regression, this transport was linked to various combinations of contaminant concentration and both structural and textural characteristics of the porous medium. Various combinations of characteristics and concentrations were investigated, with a mathematical expression obtained for each. The relationship between percentage of clay and the contaminant content proved to be the most closely correlated with actual transport parameters, with coefficients close to one.

**Keywords:** Estimations, contaminant transport, non-linear multiple regression, test columns.

## INTRODUÇÃO

A contaminação ou a poluição de águas superficiais, subsuperficiais e de solos, causada pela disposição inadequada de resíduos realizados pelo homem, vem gerando grande preocupação em todos os países sejam eles desenvolvidos ou não.

No Brasil, existe uma carência de estudos sobre migração de contaminantes no ambiente geológico, sendo que as ocorrências de solos permeáveis aliadas a eventos ou a fontes contaminantes são os principais responsáveis por prejuízos a aquíferos.

De acordo com Leite (2000), a obtenção de atributos geológicos-geotécnicos relativos ao transporte de contaminantes fundamenta-se nos seguintes procedimentos básicos e suas variantes: análises empíricas; analogias e estimativas; monitoramentos; modelagem matemática; ensaios “*in situ*” e em laboratório. Os ensaios em laboratório são os mais favoráveis para um melhor entendimento dos fatores que afetam os mecanismos de migração e retenção de contaminantes e, dentre eles, mais especificamente os ensaios em

colunas permitem melhores condições para o desenvolvimento de pesquisas, principalmente pela facilidade do controle das variáveis envolvidas e por não comprometerem o meio ambiente.

De acordo com as teorias que descrevem os processos físicos e químicos que ocorrem no solo, aliados às técnicas de resoluções numéricas de equações e aos recursos computacionais disponíveis, é possível, utilizando-se modelos de simulação, prever os riscos de contaminação e impactos que determinado componente químico pode causar ao meio solo-água e às plantas (Miranda & Duarte, 2002).

O sucesso dos modelos matemáticos desenvolvidos para descrever o transporte de solutos no solo depende do grau de confiabilidade das variáveis de transporte envolvidas. Algumas variáveis importantes, tais como, condutividade hidráulica ( $K$ ), coeficiente de distribuição ( $K_d$ ), fator de retardamento ( $R_d$ ), dispersão hidrodinâmica ( $D_h$ ) etc., para os modelos matemáticos podem ser calculadas durante a caracterização do solo e outras na realização de ensaios em colunas. Entre essas variáveis, o fator de retardamento e coeficiente dispersivo-difusivo, as quais expressam a maior ou menor capacidade de um soluto em se mover no solo, devem ser determinadas com exatidão (van Genuchten & Wierenga, 1986). Devido estarem intimamente relacionadas com a interação solo-soluto, essas determinações são fundamentais na descrição do deslocamento de solutos no solo. Assim, o entendimento sobre processos de transporte de solutos permite realizar estudos e intervenções visando a redução da sua lixiviação para as camadas subsuperficiais.

Os principais processos envolvidos no transporte de contaminantes podem ser divididos em: mecanismos de migração (permite o deslocamento), de compostos pelos processos de advecção e de dispersão hidrodinâmica (dispersão mecânica e difusão molecular) e mecanismos de atenuação (retarda ou desacelera a migração), que compreendem a adsorção, precipitação e complexação.

Segundo Shackelford (1993), a advecção é o processo pelo qual solutos são transportados acompanhando a corrente fluida ou solvente, tipicamente água, em resposta a um gradiente hidráulico. Neste mecanismo não ocorre alteração na concentração da solução e a taxa de transporte do soluto está diretamente relacionada com a velocidade da água no meio poroso.

Custódio & Carrera (1992) e Cleary (1991) observam que a advecção é o processo mais elementar e intuitivo que afeta a contaminação de águas subsuperficiais.

De acordo com Freeze & Cherry (1979), a dispersão hidrodinâmica é a tendência ao espalhamento do soluto nos caminhos pelos quais ele percorre. Os

mecanismos principais deste espalhamento são a dispersão mecânica e a difusão molecular, e, portanto, o coeficiente de dispersão hidrodinâmica  $D_h$  [ $L^2T^{-1}$ ], corresponde à somatória destes dois mecanismos. A dispersão mecânica é um movimento proporcionado por variações na velocidade de deslocamento da solução, através de poros individuais e entre poros de diferentes tamanhos, formas e direções. A difusão molecular origina-se em resposta à existência de gradientes de concentração (Nielsen et al., 1986).

De um modo geral, os processos de atenuação de contaminantes no solo são aqueles que promovem a diminuição da concentração das soluções que adentram o sistema e que, portanto, retardam o movimento da frente de contaminação. Devido a grande variedade de composição dos solos e dos resíduos, e das condições físico-químicas nos sítios de disposição, a identificação exata do mecanismo atenuante é muito difícil, além do fato de que normalmente esses mecanismos atuam de forma simultânea (Leite, 2000).

A adsorção é um fenômeno no qual a porção de massa de uma substância dissolvida (ex. contaminantes orgânicos e inorgânicos) pode ser retida no sólido, na interface sólido-fluido. Alguns contaminantes dissolvidos tendem a aderir às superfícies dos minerais, reduzindo a concentração e/ou a velocidade de migração. O mecanismo de adsorção pode ser dividido em adsorções físicas e químicas. Esse fenômeno ocorre quando um cátion metálico (normalmente metais de transição e metais alcalinos terrosos) reage com um ânion ( $OH^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_3^{3-}$ , entre outros) que funciona como um ligante inorgânico (Yong et al., 1992). O mesmo fenômeno pode se dar com compostos orgânicos, que também se ligam a metais. Contaminantes dissolvidos associam-se a outros compostos para formar novos produtos, podendo aumentar a mobilidade dos contaminantes e alterar o comportamento químico.

A precipitação é o contrário da dissolução e no caso de solutos na fase aquosa, deve-se considerar que a precipitação ocorre quando da sua transferência da fase aquosa para a interface, resulta na acumulação de uma nova substância, na forma de uma nova fase sólida. O processo de precipitação ocorre em dois estágios: o de nucleação e de crescimento de partícula.

Atualmente, segundo Leite (2000), o ensaio de laboratório que melhor representa as condições de transporte de contaminantes juntamente com as propriedades de atenuação em materiais naturais é o ensaio de coluna, por ser mais realista entre os ensaios de laboratório, devido a simular melhor as condições de campo. A obtenção dos parâmetros de transporte que governam a migração de contaminantes no solo ( $D_h$  - dispersão hidrodinâmica e  $R_d$  - fator de retardamento), podem ser determinados através desse método.

A esse respeito, o fator retardamento ( $R_d$ ) pode ser definido como a capacidade de retenção ou efeito-tampão do solo para o deslocamento de determinado elemento ou composto existente no solo (Campos & Elbachá, 1991; Matos, 1995). Ele representa a defasagem existente entre a velocidade de avanço do soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução percolante, sendo a primeira menor quando há interação entre os solutos e os componentes da fase sólida do solo (Valocchi, 1984).

Estes parâmetros, entre outros, têm sido medidos para solos brasileiros obtendo-se resultados condizentes com as características de solos tropicais da nossa região e a importância do conhecimento desses parâmetros

propicia uma caracterização do transporte de contaminantes mais realista.

Infelizmente, a caracterização destes parâmetros é realizada de forma restrita, geralmente em pesquisas conduzidas em centros universitários. Adicionalmente, faz-se necessário a montagem de sofisticados equipamentos de laboratório destinados a este fim, os ensaios são demorados e onerosos, o que dificulta a intensificação destes dados. Sendo assim, este trabalho pretende sintetizar algumas pesquisas realizadas no país em diferentes solos, os quais visam o estudo do transporte de contaminantes com a finalidade de obter indiretamente algumas variáveis importantes, tais como  $K_d$ ,  $R_d$  e  $D_h$ , a partir de ensaios corriqueiros de mecânica dos solos.

## SÍNTESE DE ALGUNS TRABALHOS REALIZADOS EM SOLOS BRASILEIROS

Boff (1999) utilizou uma mistura compactada de materiais inconsolidados das Formações Botucatu e Serra Geral para a realização de teste de colunas, a partir da percolação de soluções com diversas concentrações de  $K^+$ ,  $Cl^-$  e  $Cu^{++}$ . A escolha destes íons se deu por serem facilmente encontrados nos líquidos oriundos da percolação dos depósitos de resíduos sólidos e que podem causar efeitos tóxicos nos seres vivos. A finalidade do estudo foi avaliar o potencial do material para utilização como *liner*. Na modelagem dos resultados adotaram-se resoluções analíticas e semi-analíticas, utilizando o programa computacional POLLUTE v6 (Rowe & Booker, 1983, 1984, 1985).

Leite (2000) realizou ensaios de percolação em colunas visando à utilização de materiais geológicos inconsolidados como *liners*. Foram empregadas misturas de solos residuais arenosos e argilosos compactados, provenientes dos arenitos da Formação Botucatu e dos basaltos da Formação Serra Geral, extraídos no município de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo. Nos corpos de prova foram percoladas soluções aquosas de cloretos de potássio e cobre, em três concentrações diferentes. Os materiais usados nos ensaios de percolação foram denominados Mix 2 e 3 quando se tratava de uma mistura de 75:25 % e 60:40 % dos solos arenosos e argilosos, respectivamente. Utilizaram-se 12 corpos de prova compactados, sendo que do 2 ao 7 com o Mix 2 e do 10 ao 15 com o Mix 3. Nas colunas 2, 3 e 4; 10, 11 e 12 foram percoladas soluções de KCl com concentrações de 50, 150 e 550 mg/l de  $K^+$ , respectivamente, e nas colunas 5, 6 e 7; 13, 14 e 15, soluções de  $CuCl_2 \cdot 2H_2O$  com concentrações de 100, 200 e 550 mg/l de  $Cu^{++}$ .

Miranda & Duarte (2002) utilizaram três tipos solos, classificados como Latossolo Vermelho Amarelo,

Fase arenosa, série "Sertãozinho" (Solo 1), Latossolo Vermelho Amarelo, Fase areno-argilosa (Solo 2) e Terra Roxa Estruturada (Solo 3), coletados nos municípios de Piracicaba, SP, e Lavras, MG. Empregaram o modelo computacional CXTFIT, desenvolvido pelo U.S. Salinity Laboratory - USDA - Riverside-CA, versão 2.1 (atualizado em novembro de 1998), aplicado para simulação da dinâmica de solutos no solo por meio de soluções numéricas de equações diferenciais que descrevem esse transporte. Utilizaram solução de nitrato de cálcio tetraidratado ( $Ca(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$ ), diluído a uma concentração de nitrato de 50 mg  $L^{-1}$ .

Basso (2003) estudou solos do município de São Carlos, região nordeste do estado de São Paulo, provenientes das coberturas de material inconsolidado das Formações Botucatu e Serra Geral. Para os ensaios utilizou uma mistura de solo seco de 60% de Botucatu (BOT): 40% de Serra Geral. O trabalho teve como objetivo principal avaliar o transporte e retenção dos íons  $K^+$ ,  $Cu^{2+}$  e  $Cl^-$  por percolação, a fim de desenvolver uma barreira composta de uma mistura de solos lateríticos. Foram ensaiados 6 corpos de prova compactados, sendo 3 com percolação de KCl e 3 com  $CuCl_2$ .

Oliveira et al. (2004) realizaram um estudo em cinco solos de diferentes texturas do Estado de Minas, sendo um Neossolo Quartzarênico órtico - RQo; três Latossolos Vermelhos distróficos - LVD1, LVD2 e LVD3; e um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico - LVAd, ligeiramente compactados, com o objetivo de determinar e comparar os fatores de retardamento ( $R_d$ ) e os coeficientes de dispersão-difusão ( $D_h$ ) do fosfato, potássio e amônio. O experimento foi realizado utilizando-se colunas de percolação, que receberam aplicações de uma das soluções resultantes das oito possíveis combinações de duas concentrações de

fosfato, potássio e amônio (15 e 60 mg L<sup>-1</sup> de P, 75 e 300 mg L<sup>-1</sup> de K<sup>+</sup> e 15 e 60 mg L<sup>-1</sup> de N).

Miranda et al. (2005) determinaram parâmetros de transporte do íon potássio em um solo classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo, fase arenosa, com soluções preparadas em concentrações de 500 kg m<sup>-3</sup> de potássio (KCl), e avaliaram a simulação do deslocamento do íon potássio em colunas de solo não-saturado, utilizando-se do modelo computacional MIDI (Miranda, 2001).

Azevedo et al. (2005) comparam valores de coeficiente de dispersão hidrodinâmica e de fator de retardamento do zinco, do manganês e do cádmio, em Latossolo Vermelho Amarelo (horizonte B) compactado, obtidos através dos métodos de análise tradicional e de massa acumulada para ensaios em coluna de lixiviação. Para facilitar a utilização do método da massa acumulada, desenvolveu-se um programa computacional baseado em procedimento de otimização. Utilizaram uma solução contaminante produzida artificialmente, simulando um chorume, composto por seis metais pesados. A solução foi preparada com nitratos de manganês, zinco, cádmio, cobre, chumbo e crômio, por serem metais facilmente encontrados em chorumes gerados em aterros sanitários.

Nas Tabelas 1A até 1E é apresentada uma síntese das características físicas, químicas e mineralógicas dos materiais utilizados em estudos por diversos autores, em diferentes estados e cidades brasileiras. Todos esses trabalhos tiveram como objetivo comum (entre outros aspectos), a determinação de parâmetros de transporte de contaminantes em ensaios de colunas de solos.

Pode ser observado que Leite (2000) calculou o fator de retardamento através de dois métodos, sendo: a) pelo valor da área acima da curva de chegada limitada pelo valor de C/Co (concentração relativa) onde o transporte torna-se estacionário e, b) diretamente da curva de chegada (valor de T (nº de volume de vazios)) correspondente a C/Co=0,5. O coeficiente de dispersão hidrodinâmica foi calculado segundo sugerido por Hensley & Randolph (1994) e segundo a derivada da forma truncada de Ogata & Banks (1961), como apresentado em Borges et al. (1997), determinados pela média de pontos da curva de chegada correspondentes a C/Co = 0,6; 0,7 e 0,8 e valores do fator de retardamento correspondentes à área acima da curva de chegada e considerando  $R = T_{(C/Co=0,5)}$ .

Segundo Boff (1999), a mistura de solo utilizada mostrou uma boa retenção para o Cu<sup>++</sup> seguida pelo K<sup>+</sup>. Para o cálculo analítico do valor de D<sub>h</sub> foram empregados quatro pontos em cada curva de chegada, sendo os pontos C/Co iguais a 0,2; 0,4; 0,6 e 0,8. O R<sub>d</sub> foi calculado pela área acima da curva de chegada e através da resolução semi-analítica (POLLUTE), tendo

sido admitido que os valores resultantes da área são mais aceitáveis.

Leite (2000) considerou tanto para os cátions quanto para os ânions, que o fator de retardamento calculado é o mais adequado, e quanto ao D<sub>h</sub>, constatou que o cálculo realizado segundo a derivada da forma truncada de Ogata & Banks (1961), como apresentado em Borges et al. (1997), foram satisfatórios, tanto para os cálculos considerando os valores do fator de retardamento correspondentes à área acima da curva de chegada e quanto  $R = T_{(C/Co=0,5)}$ .

Miranda & Duarte (2002), através dos resultados obtidos, determinaram que o modelo (CXTFIT) apresentou bom ajuste das concentrações de nitrato e dos perfis de umidade, simulados com relação aos medidos em condições de laboratório em coluna vertical de solo não saturado.

Segundo Basso (2003), os resultados de R<sub>d</sub> mostraram valores maiores para os cátions em relação aos ânions. A modelagem realizada para a determinação do coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D<sub>h</sub>), gerou bons ajustes em relação aos pontos experimentais, principalmente para os íons K<sup>+</sup>.

Oliveira et al. (2004) obtiveram valores menores de R<sub>d</sub> para o potássio e o amônio, quando comparados com os do fosfato. A menor concentração de fosfato resultou em maiores valores do fator retardamento desse íon, para os cinco solos estudados. O fator retardamento (R<sub>d</sub>) para fosfato foi menor no solo mais arenoso (RQo) e maior no mais oxidico (LVd2), enquanto nos Latossolos os maiores valores do R<sub>d</sub> para potássio e amônio estiveram relacionados com o incremento do teor da fração argila, sem tendência definida quanto à concentração do íon em estudo ou do íon acompanhante. A relação entre o fator retardamento do fosfato e a concentração de potássio para o LVd1 e LVAd foi direta. A concentração de amônio não influenciou o fator retardamento do fosfato nos solos menos argilosos (RQo, LVd1 e LVAd). Não se evidenciou relação nítida entre as concentrações de fosfato, potássio e amônio e os coeficientes dispersivo-difusivos (D) desses íons nos solos estudados. As características dos solos tiveram grande influência nos valores do fator retardamento para o fosfato, sendo que, a textura e a mineralogia da fração argila são informações fundamentais na predição do movimento do mesmo. Os menores valores médios de R<sub>d</sub> para fosfato encontram-se no solo arenoso (RQo), no de textura média (LVd1) e em um dos argilosos (LVAd). Tanto o LVd1 quanto o LVAd apresentam mineralogia predominantemente caulinitica, com pouca quantidade de óxido de ferro, o que gera menor interação fosfato-colóides do solo. Quando comparados com os do fosfato, observam-se valores menores dos

fatores de retardamento do potássio e do amônio (Tabela 1 C).

Miranda et al. (2005) concluíram que a simulação realizada pelo modelo MIDI foi capaz de prever, com bom ajuste, o perfil de umidade e o de deslocamento do íon potássio, incluindo o retardamento de movimentação desse íon em relação à frente de molhamento, e salientam a importância da determinação dos parâmetros de transporte, principalmente quando se trata da previsão do deslocamento de solutos no solo, para que as simulações atinjam padrões cada vez mais confiáveis.

De acordo com Azevedo et al. (2005), os valores do fator de retardamento e de coeficiente de dispersão hidrodinâmica não foram influenciados pelo método de determinação. A análise realizada com um número reduzido de dados experimentais da massa acumulada (10 dados) indicou não haver a necessidade de coleta

frequente e contínua de efluentes para fornecer estimativas precisas de  $R_d$  e  $D_h$ , para velocidades de percolação da ordem das observadas neste trabalho. A utilização do Método de Massa Acumulada pode ser indicada para testes em coluna de lixiviação em longo prazo, como em casos de avaliação de transporte de contaminantes reativos em taxas de escoamento baixas, comumente associadas às camadas de impermeabilização, como foi o caso estudado.

Cabe ressaltar, que dos diferentes trabalhos empregados para a elaboração deste trabalho, os aqui citados, foram levados em consideração por apresentarem condições favoráveis para a elaboração de um banco de dados com parâmetros de interesse ( $D_h$ ,  $R_d$ ,  $K_d$ , % de argila, % de silte, % de areia,  $\rho_d$ , etc) que permitiu as análises de regressão múltipla que serão mostradas no item a seguir.

**TABELAS 1 - A a E.** Caracterização física, química, mineralógica e de transporte de contaminantes dos materiais abordados neste trabalho.

**A**

Parâmetro	Local de Estudo	Material	Profundidade de Coleta	Pedregulho (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)
<b>Boff (1999)</b>	Ribeirão Preto - SP	Mistura de solos da Fm. Botucatu e Serra Geral. Mix 2=25:75 % (BOT/SG).	Superficial	-	59,6	10,23	30,2
<b>Leite (2000)</b>	Ribeirão Preto - SP	Mistura de solos da Fm. Botucatu e Serra Geral. Mix 2=75:25 % (BOT/SG) e Mix 3=60:40 % (BOT/SG)	3 metros	-	Mix 2=64,2 (colunas 1 a 5), Mix 3=55,5	Mix 2=8,2; Mix 3=16,6	Mix 2=27,6; Mix 3=27,9
<b>Miranda &amp; Duarte (2002)</b>	Piracicaba - SP e Lavras - MG	Latossolos Vermelho Amarelo, Fase arenosa (Solo 1), Fase arenosa argilosa (Solo 2) e, Terra Roxa Estruturada (Solo 3)	0 – 30 cm	-	Solos: 1=69,5; 2=55,0 e 3=12,0	Solos: 1=12,0; 2=7,0 e 3=25,0	Solos: 1=18,5; 2=38,0 e 3=63,0
<b>Basso (2003)</b>	São Carlos - SP	Mistura de solos da Fm. Botucatu e Serra Geral (60:40)	3 metros	-	*66,7	*6,6	*26,7
<b>Oliveira et al. (2004)</b>	Estado de Minas Gerais	**RQo, LVd1, LVAd, LVd2, e LVd3	0 – 20 cm	-	87,0; 58,0; 43,0; 32,0 e 12,0	2,0; 8,0; 10,0; 17,0 e 13,0	11,0; 34,0; 47,0; 51,0 e 75,0
<b>Miranda et al. (2005)</b>	Estado de São Paulo	Latossolo Vermelho-Amarelo	-	-	69,5	12,0	18,5
<b>Azevedo et al. (2005)</b>	Visconde do Rio Branco - MG	Horizonte B - Latossolo Vermelho Amarelo	-	0,9	47,1	10,0	42,0

\*Média de 18 misturas de solo.

\*\*Os resultados representam a seqüência dos materiais acima listados.

**B**

Parâmetro	$\rho_s$ (g/cm <sup>3</sup> )	$\rho_d$ (g/cm <sup>3</sup> )	Porosidade (%)	Minerais da fração argila	pH em H <sub>2</sub> O
<b>Boff (1999)</b>	2,733	1,880	0,32	Serra Geral - Caulinita, óxidos e hidróxidos de ferro e Al; Botucatu - Caulinita, óxidos e hidróxidos de ferro e Al e quartzo.	-
<b>Leite (2000)</b>	Mix 2=2,733; Mix 3=2,823	Mix 2=1,880; Mix 3=1,820	Mix 2=0,39 Mix 3=0,39	Caulinita, óxidos e hidróxidos de ferro, gibsita	Mix 2=5,12; Mix 3=5,22
<b>Miranda &amp; Duarte (2002)</b>	Solos 1=2,575; 2=2,515 e 3=2,580	Solos 1=1,560; 2=1,260 e 3=1,330	Solos 1=39,41; 2=49,90 e 3=48,44	-	5,72
<b>Basso (2003)</b>	*2,761	1,884	0,31	Quartzo, gibsita, caulinita, goethita, magnetita e hematita	4,8; 4,3; 4,5; 5,3 e 5,3
<b>Oliveira et al. (2004)</b>	2,56; 2,46; 2,56, 2,89 e 2,56	1,33; 1,15; 1,09; 1,15 e 0,84	48,0; 53,2; 57,7; 60,2 e 67,1	RQo (Caulinita, Gibsita e goetita); LVd1, LVAd (Caulinita, Gibsita e vermiculita com hidróxido entre camadas); LVd2 (Goetita, Caulinita e gibsita) e LVd3 (Caulinita, goetita e hematita)	-
<b>Miranda et al. (2005)</b>	2,575	1,560	39,41	-	-
<b>Azevedo et al. (2005)</b>	2,700	-	-	Caulinita	-

\*Média de 18 misturas de solo.

**C**

Parâmetro	Fator de Retardamento (R <sub>d</sub> )
<b>Boff (1999)</b>	Concentrações de K <sup>+</sup> (mg/l) e R <sub>d</sub> para as colunas 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente: 50 10,55; 10 7,38; 250 6,37; 200 6,04; 50 4,51. Concentrações de Cu <sup>++</sup> (mg/l) e R <sub>d</sub> para as colunas 4 e 5 respectivamente: 200 2,37; 250 9,49.
<b>Leite (2000)</b>	Cátion K <sup>+</sup> (corpos de prova 2, 3, 4; 10, 11 e 12) - 0,5 (C/Co)= 5,8; 3,3 e 1,1; 12,0, 5,5 e 4,6 respectivamente. Ânions Cl <sup>-</sup> (corpos de prova 2, 3, 4; 10, 11 e 12) - 0,5 (C/Co)= 5,8, 3,0 e 2,7; 10,6, 5,9 e 3,7 respectivamente. Cátion K <sup>+</sup> (corpos de prova 2, 3, 4; 10, 11 e 12) - área calc.= 11,8, 13,2 e 5,8; 13,8, 10,4 e 6,9 respectivamente. Ânions Cl <sup>-</sup> (corpos de prova 2, 3, 4; 10, 11 e 12) - área calc.= 7,6, 7,7 e 6,5; 9,8, 6,0 e 5,7 respectivamente. Cátion Cu <sup>++</sup> (corpos de prova 5, 6, 7; 13, 14 e 15) - 0,5 (C/Co)= 6,0, 4,3 e 2,8; 16,7, 11,9 e 4,9 respectivamente. Ânions Cl <sup>-</sup> (corpos de prova 5, 6, 7; 13, 14 e 15) - 0,5 (C/Co)= 4,5, 4,0 e 2,6; 12,9, 10,0 e 5,7 respectivamente.
<b>Miranda &amp; Duarte (2002)</b>	Solos: 1=1,340; 2=1,088 e 3=1,572
<b>Basso (2003)</b>	Colunas 1, 2 e 3 (KCl) - cátions = 7,10; 7,23 e 3,69 e ânions = 5,82; 6,19 e 3,40 respectivamente. Colunas 4, 5 e 6 (CuCl <sub>2</sub> ) - cátions = 19,52; 11,40 e 8,79 e ânions = 11,35; 9,07 e 5,85 respectivamente.
<b>Oliveira et al. (2004)</b>	****Fosfato - 7,04; 15,20; 15,33; 17,70 e 15,66; Potássio - 3,16; 2,40; 2,37; 2,59 e 4,18; e Amônio - 2,5; 1,80; 1,61; 2,62 e 2,96.
<b>Miranda et al. (2005)</b>	4,687
<b>Azevedo et al. (2005)</b>	Método tradicional: Corpos de prova 1, 2 e 4 respectivamente: Mn - 19,50; 18,00 e 18,50; Zn - 26,50; 27,50 e 26,00; Cd - 36,00; 38,50 e 37,50. Método massa acumulada: Corpos de prova 1, 2 e 4 respectivamente: Mn - 19,64; 17,80 e 18,90; Zn - 26,97; 28,54 e 26,19; Cd - 37,80; 39,74 e 39,85. Método massa acumulada usando 10 dados experimentais: Corpos de prova 1, 2 e 4 respectivamente: Mn - 19,50; 18,11 e 18,85; Zn - 27,01; 28,55 e 26,16; Cd - 37,69; 39,58 e 39,72.

\*\*\*\*Os valores de retardamento e coeficientes dispersivo-difusivos médios dos materiais estudados serão dados para o fosfato, potássio e amônio respectivamente.

**D**

Parâmetro	Coefficientes dispersivo-difusivos ou de Dispersão hidrodinâmica (cm <sup>2</sup> min <sup>-1</sup> ) e (cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> )
<b>Boff (1999)</b>	Concentrações de K <sup>+</sup> (mg/l) e D <sub>h</sub> (cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ) para as colunas 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente:
	50 6,97E <sup>-05</sup>
	10 5,00E <sup>-05</sup>
	250 7,88E <sup>-05</sup>
	200 4,74E <sup>-05</sup>
	50 8,55E <sup>-05</sup>
	Concentrações de Cu <sup>++</sup> (mg/l) e D <sub>h</sub> (cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ) para as colunas 2, 3, 4 e 5 respectivamente:
	50 1,72E <sup>-05</sup>
	50 1,98E <sup>-05</sup>
	200 3,68E <sup>-05</sup>
250 3,86E <sup>-05</sup>	
<b>Leite (2000)</b>	D <sub>h</sub> médio (cm <sup>2</sup> /s) com base no R calculado - Corpos de prova 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13, 14 e 15= 8,9 E-08; 1,7E-04; 1,8E-05; 6,8E-06; 6,9E-07; 1,2E-06; 1,2E-07; 1,0E-06; 1,3E-06, 5,7E-08; 2,9E-08 e 1,9E-07.
	D <sub>h</sub> médio (cm <sup>2</sup> /s) com base no R igual a T (C/Co=0,5) - Corpos de prova 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 11, 12, 13, 14 e 15= 8,9 E-08; 1,7E-04; 1,8E-05; 6,8E-06; 6,9E-07; 1,2E-06; 1,2E-07; 1,0E-06; 1,3E-06, 5,7E-08; 2,9E-08 e 1,9E-07.
<b>Miranda &amp; Duarte (2002)</b>	Solos: 1 = 11,6800; 2 = 0,9996 e 3 = 0,1042
<b>Basso (2003)</b>	***Colunas 1, 2 e 3 (KCl) – cátions= 2x10 <sup>-4</sup> ; 4x10 <sup>-4</sup> e 9x10 <sup>-5</sup> e ânions= 3x10 <sup>-4</sup> ; 2x10 <sup>-4</sup> e 8x10 <sup>-5</sup> respectivamente. ***Colunas 4, 5 e 6 (CuCl <sub>2</sub> ) – cátions= 6x10 <sup>-5</sup> ; 5x10 <sup>-4</sup> e 4x10 <sup>-4</sup> e ânions= 9x10 <sup>-5</sup> ; 9x10 <sup>-6</sup> e 3x10 <sup>-4</sup> respectivamente
<b>Oliveira et al. (2004)</b>	****Fosfato – 123,10; 109,93; 59,58; 28,12 e 83,14; Potássio – 48,63; 51,00; 31, 57; 34,64 e 58,20; e Amônio – 48,87; 81,33; 41,89; 77,23 e 299,89. ***Concentrações de K <sup>+</sup> (mg/l) para as colunas 1, 2, 3, 4 e 5 respectivamente: 75= 7.90E-01; 300=8.31E-01 75= 7.38E-01; 300=9.62E-01 75= 5.34E-01; 300=5.18E-01 75= 5.48E-01; 300=6.07E-01 75= 1.10E+00; 300=8.41E-01
<b>Miranda et al. (2005)</b>	2,703
<b>Azevedo et al. (2005)</b>	Método tradicional: Corpos de prova 1, 2 e 4 respectivamente: Mn — 9,79E-3; 6,29E-3 e 7,76E-3; Zn – 6,96E-3; 4,48E-3 e 3,93E-3; Cd – 1,64E-2; 1,67E-2 e 1,28E-2.
	Método massa acumulada: Corpos de prova 1, 2 e 4 respectivamente: Mn — 1,08E-2; 7,05E-3 e 7,37E-3; Zn – 6,77E-3; 1,01E-2 e 4,07E-3; Cd – 1,79E-2; 1,84E-2 e 1,70E-2.
	Método massa acumulada usando 10 dados experimentais: Corpos de prova 1, 2 e 4 respectivamente: Mn — 1,04E-2; 1,11E-2 e 7,18E-3; Zn – 7,03E-3; 1,03E-2 e 4,15E-3; Cd – 1,75E-2; 1,79E-2 e 1,64E-2.

\*\*\*Resultados em cm<sup>2</sup>/s;

\*\*\*\*Os valores de retardamento e coeficientes dispersivo-difusivos médios dos materiais estudados serão dados para o fosfato, potássio e amônio respectivamente.

E	Parâmetro	Coeficientes de distribuição (cm <sup>3</sup> /g)
	<b>Boff (1999)</b>	Para o K <sup>+</sup> : Colunas 1, 2, 3, 4 e 5= 1,54; 1,04, 0,88; 0,84 e 0,58 respectivamente. Para o Cu <sup>++</sup> : Colunas 4 e 5= 1,89 e 1,40 respectivamente.
	<b>Leite (2000)</b>	-
	<b>Miranda &amp; Duarte (2002)</b>	-
	<b>Basso (2003)</b>	Concentrações de K <sup>+</sup> (mg/l) para as colunas 1, 2 e 3: 104=2.00E-04; 241=4.00E-04; 424=9.00E-05. Concentrações de Cu <sup>++</sup> (mg/l) para as colunas 4, 5 e 6: 116=6.00E-05; 228=5.00E-04; 575=4.00E-04.
	<b>Oliveira et al. (2004)</b>	-
	<b>Miranda et al. (2005)</b>	-
	<b>Azevedo et al. (2005)</b>	-

## CORRELAÇÃO DOS PARÂMETROS DE TRANSPORTE DE CONTAMINANTES A PARTIR DOS TRABALHOS EXISTENTES NA LITERATURA

Como já referido, os ensaios de laboratório para caracterização dos parâmetros de transporte não são rotineiros, são onerosos e demorados, requerem mão de obra especializada e são realizados em centros de pesquisa, não sendo comerciais. As dificuldades apresentadas poderiam ser sanadas se for possível a adoção de métodos indiretos para a obtenção dessas variáveis. Isto pode ser admissível se levarmos em consideração que a maioria destes parâmetros depende entre outros fatores, das características do tipo de solo. Assim, o fator de retardamento ( $R_d$ ) descreve processos de interação química entre o contaminante e o solo, onde inclui basicamente os processos de adsorção e precipitação, importantes na transferência de poluentes da fase líquida para a sólida (Oliveira, 2002). Particularmente, se tratando da adsorção, este fenômeno está associado a processos químicos que interagem com a fração argila. Assim, a hipótese da relação entre a fração argila isoladamente ou associada a outras características dos solos e contaminantes para a obtenção indireta de  $R_d$  é válida. Da mesma forma, isto acontece quando se trata do coeficiente de partição ( $K_d$ ), pois é uma medida empírica que leva em conta os vários mecanismos físicos e químicos de retardamento que são influenciados por inúmeras variáveis. Sendo assim, a magnitude e tipo de argilomineral da fração argila, também pode fornecer uma relação com este coeficiente. No entanto, os parâmetros físicos podem ser levados em consideração

se alguns índices físicos do solo, tais como a massa específica seca ( $\rho_p$ ) e a porosidade total ( $n$ ), são incluídos nas análises, visto que, estes parâmetros influenciam nas características do fluxo da solução no solo. Similarmente ao  $K_d$ , a dispersão hidrodinâmica ( $D_h$ ) está em função de processos físicos e químicos. Logo, quando a velocidade do fluxo é baixa, a difusão molecular domina o processo, caso contrário, se a velocidade é alta, a mistura mecânica passa a ser mais importante no processo de dispersão.

Consequentemente, levando em consideração estes fatores, a partir dos resultados experimentais obtidos de alguns autores mostrados nas Tabelas 1 (A-E) foram relacionados o fator de retardamento, a dispersão hidrodinâmica e o coeficiente de distribuição para os cátions K<sup>+</sup> e Cu<sup>++</sup> em função da granulometria, concentração do contaminante na solução percoladora, a massa específica do solo seco ( $\rho_p$ ) ou a porosidade ( $n$ ). Esses cátions foram escolhidos devido ao fato de que foram encontrados na literatura um número maior de estudos que abordavam estes contaminantes e que podem ser potencialmente encontrados na maioria de aterros ou *liners*.

Na Tabela 2 são mostrados resumos dos dados recopilados para a realização da regressão múltipla decorrentes de ensaios de coluna, tendo como fluidos percolantes os Cloretos de Potássio e Cobre. A partir desses dados foram realizadas combinações com a

finalidade de fazer regressões entre uma variável dependente ( $D_h$ ,  $R_d$  ou  $K_d$ ) e uma ou mais variáveis independentes (% areia, % silte, % argila,  $n$ ,  $\rho_d$  ou concentração do contaminante) com o intuito de obter relações cujas expressões permitam uma previsão de  $D_h$ ,  $R_d$  ou  $K_d$  com razoável aproximação com os dados experimentais.

Na Tabela 3 são mostradas as combinações realizadas, onde os numerais na tabela indicam o número da combinação e quais as variáveis dependentes e independentes empregadas na regressão. Ao todo foram 15 combinações para cada tipo de variável dependente e para cada contaminante.

**TABELA 2.** Dados de ensaios de colunas empregados para a análise de regressão tendo o Cloreto de Potássio e o Cloreto de Cobre como fluidos percolantes.  $D_h$ ,  $R_d$  e  $K_d$  são as variáveis dependentes para a análise.

Amostra	Referência	$D_h$	$R_d$	$K_d$	Areia	Silte	Argila	$n$	$\rho_d$	Concentração Cloreto
		(cm <sup>2</sup> /seg)	(-)	(cm <sup>3</sup> /g)	(%)	(%)	(%)	(%)	(g/cm <sup>3</sup> )	(mg/l)
S1	Leite (2000)	1,20E-06;	11,80;	2,28;	64,2	8,2	27,6	0,39	1,85;	50 (K <sup>+</sup> ), 150 (K <sup>+</sup> ), 550 (K <sup>+</sup> )
		4,50E-06;	13,20;	2,63;					1,81;	
		4,50E-06	5,80	1,00					1,85	
		6,80E-06;	10,50;	2,02;	64,2	8,2	27,6	0,39	1,83;	100 (Cu <sup>+2</sup> ), 200 (Cu <sup>+2</sup> ), 550 (Cu <sup>+2</sup> )
		6,90E-07;	7,70;	1,43;					1,83;	
		1,20E-06	5,80	1,04					1,81	
S2	Leite (2000)	3,70E-07;	13,80;	2,86;	55,5	16,6	27,9	0,39	1,75;	50 (K <sup>+</sup> ), 150 (K <sup>+</sup> ), 550 (K <sup>+</sup> )
		6,80E-07;	10,40;	2,17;					1,64;	
		1,60E-08	6,90	1,33					1,73	
		5,70E-08;	16,1;	3,40;	55,5	16,6	27,9	0,39	1,73;	100 (Cu <sup>+2</sup> ), 200 (Cu <sup>+2</sup> ), 550 (Cu <sup>+2</sup> )
		2,90E-08;	12,8;	2,62;					1,75;	
		1,90E-07	7,0	1,34					1,73	
S3	Basso (2003)	2,00E-04;	7,10;	1,02;	66,7	6,6	26,7	0,31	1,88;	104 (K <sup>+</sup> ), 241 (K <sup>+</sup> ), 424 (K <sup>+</sup> )
		4,00E-04;	7,23;	1,04;					1,88;	
		9,00E-05	3,69	0,52					1,88	
		6,00E-05;	19,52;	2,78;	66,7	6,6	26,7	0,31	1,88;	116 (Cu <sup>+2</sup> ), 228 (Cu <sup>+2</sup> ), 575 (Cu <sup>+2</sup> )
		5,00E-04;	11,40;	1,61;					1,88;	
		4,00E-04	8,79	1,27					1,88	
S4	Boff (1999)	6,97E-05;	10,55;	1,54;	59,6	10,2	30,2	0,32	1,88	50 (K <sup>+</sup> ); 10 (K <sup>+</sup> ); 250 (K <sup>+</sup> )
		5,00E-05;	7,38;	1,04;						
		7,88E-05	6,37	0,88						
		4,74E-05;	6,04;	0,84;	59,6	10,2	30,2	0,32	1,88	200 (K <sup>+</sup> ); 50 (K <sup>+</sup> )
		8,55E-05	4,51	0,58						
		3,68E-05;	12,37;	1,89;	59,6	10,2	30,2	0,32	1,88	200 (Cu <sup>+2</sup> ); 250 (Cu <sup>+2</sup> )
		3,86E-05;	9,49	1,40						
		1,72E-05;	-	-	59,6	10,2	30,2	0,32	1,88	50 (Cu <sup>+2</sup> ); 50 (Cu <sup>+2</sup> )
		1,98E-05								
S5	Oliveira (2004)	7,90E-01	3,58	-	87,0	11,0	2,0	0,48	1,33	75 (K <sup>+</sup> )
		8,31E-01	2,74	-	87,0	11,0	2,0	0,48	1,33	300 (K <sup>+</sup> )
		7,38E-01	2,28	-	58,0	8,0	34,0	0,53	1,15	75 (K <sup>+</sup> )
		9,62E-01	2,53	-	58,0	8,0	34,0	0,53	1,15	300 (K <sup>+</sup> )
		5,34E-01	2,41	-	43,0	10,0	47,0	0,57	1,09	75 (K <sup>+</sup> )
		5,18E-01	2,32	-	43,0	10,0	47,0	0,57	1,09	300 (K <sup>+</sup> )
		5,48E-01	2,60	-	32,0	17,0	51,0	0,60	1,15	75 (K <sup>+</sup> )
		6,07E-01	2,57	-	32,0	17,0	51,0	0,60	1,15	300 (K <sup>+</sup> )
		1,10E+00	4,87	-	12,0	13,0	75,0	0,67	0,84	75 (K <sup>+</sup> )
		8,41E-01	3,48	-	12,0	13,0	75,0	0,67	0,84	300 (K <sup>+</sup> )

**TABELA 3.** Combinações para regressões tendo como variáveis dependentes a  $D_h$ ,  $R_d$  e  $K_d$  para cada fluido percolante.

Variável dependente $D_h, R_d$ ou $K_d$	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	n (%)	$\rho_d$ (g/cm <sup>3</sup> )	Concentração (K <sup>+</sup> ou Cu <sup>2+</sup> ) (mg/l)
(1)	(1)					(1)
(2)(7)	(2)	(2)(7)				(2)(7)
(3)(8)(12)	(3)	(3)(8)	(3)(8)(12)			(3)(8)(12)
(4)(9)(13)	(4)	(4)(9)	(4)(9)(13)	(4)(9)(13)		(4)(9)(13)
(5)(10)(14)	(5)	(5)(10)	(5)(10)(14)		(5)(10)(14)	(5)(10)(14)
(6)(11)(15)	(6)	(6)(11)	(6)(11)(15)	(6)(11)(15)	(6)(11)(15)	(6)(11)(15)

A partir das análises foram escolhidas aquelas que forneceram coeficientes de determinação maiores. Dentre eles, se agruparam as que utilizam entre as variáveis independentes a textura e estrutura do meio poroso e por outro lado, aquelas que dependem apenas da textura.

A Tabela 4 resume as equações quando foram levadas em consideração a textura e estrutura do meio poroso. Cabe ressaltar que dentre as combinações possíveis foram empregadas como as variáveis da textura, todas as frações componentes da granulometria (% areia, % silte, % argila); como as variáveis da estrutura do meio poroso foram empregadas apenas a porosidade (n) e a massa específica do solo seco ( $\rho_d$ ). A utilização de todas as frações da granulometria visou permitir levar em consideração a influência total da textura do meio poroso, enquanto que o emprego de n e  $\rho_d$ , dependeu do melhor ajuste obtido nas diferentes combinações, quando levada em conta a estrutura do meio.

A equação 1 pode ser usada para determinação da variável  $\ln(D_{h_{Cu^{++}}})$ , a equação 2 para as variáveis  $D_{h_{K^+}}$ ,  $K_{d_{Cu^{++}}}$ ,  $K_{d_{K^+}}$ , e a equação 3 para as variáveis  $R_{d_{K^+}}$  e  $R_{d_{Cu^{++}}}$ .

Na Tabela 5 são mostrados os parâmetros de ajuste, bem como os coeficientes de determinação ( $r^2$ ) obtidos a partir de regressão e nela se observa que os ajustes foram significativos. No entanto, os ajustes para  $D_{h_{K^+}}$ ,  $D_{h_{Cu^{++}}}$  e  $K_{d_{Cu^{++}}}$  forneceram um maior  $r^2$  (entre 0,92 e 0,95), evidenciando uma melhor aproximação dos dados previstos aos observados.

Observou-se que alguns dos parâmetros de regres-

são da Tabela 5 também foram negativos ocasionados pela regressão devido à influência em conjunto de todas as propriedades analisadas, principalmente, devido à diferença de quantidade de número de amostras (4 para o K<sup>+</sup> e 6 para o Cu<sup>2+</sup>) e uma variabilidade maior de concentrações analisadas para o K<sup>+</sup>. No entanto, este fato não possui uma relação com as propriedades físicas e sua utilização é apenas matemática sendo sua negatividade indiferente para nossos propósitos.

Nas Figuras 1 a 6 são mostrados os confrontos entre os valores experimentais ( $\ln(D_{h_i})$ ) para o Cu<sup>++</sup>,  $D_h$  para K<sup>+</sup>,  $K_d$  para Cu<sup>++</sup>,  $R_d$  para o Cu<sup>++</sup>,  $R_d$  para o K<sup>+</sup> e  $K_d$  para o K<sup>+</sup> (espectivamente) e previstos a partir das equações 1 a 3. Dos gráficos se observa na sua maioria os valores previstos *versus* medidos na maioria se aproximam à linha 1:1, embora os dados provenientes de  $D_h$  para o K<sup>+</sup>, mostre alguns resultados anômalos e fora da linha de ajuste (apesar do coeficiente de determinação  $r^2$  ser igual a 0,95, como indicado na Tabela 5). Isto provavelmente possa ter ocorrido devido ao modelo matemático não poder reproduzir essa faixa os valores de  $D_h$  para o K<sup>+</sup>, a partir das características físicas do solo e concentração de K<sup>+</sup>.

Por outro lado, a Tabela 6 resume as equações obtidas quando as variáveis dependentes foram constituídas levando em consideração apenas a textura do meio poroso e a concentração do contaminante. Cabe ressaltar, que dentre todas as possíveis combinações, apenas a variável “porcentagem argila” (% argila) permitiu melhores ajustes.

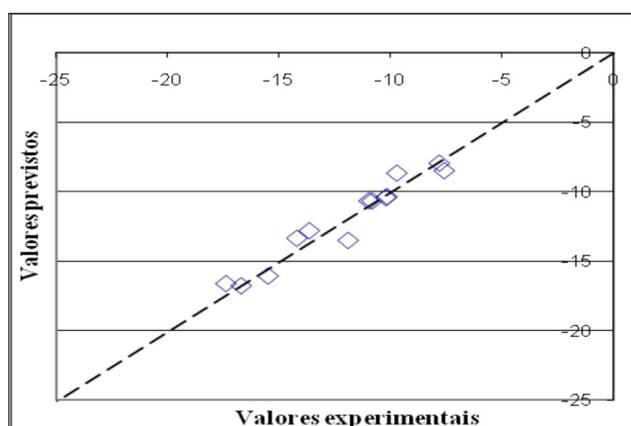
**TABELA 4.** Equações para previsão de  $D_h$ ,  $R_d$  e  $K_d$  a partir do conhecimento do teor de areia, argila, silte, n ou  $\rho_d$  e a concentração do contaminante.

EQUAÇÃO	Equação N°	Combinação N°
$y = \exp(a * \% \text{areia} + b * \% \text{argila} + c * \% \text{silte} + d * n(\%) + e * \text{concentração})$	1	4
$y = \exp(a * \% \text{areia} + b * \% \text{argila} + c * \% \text{silte} + d * n(\%) + e * \text{concentração} + f)$	2	4
$y = \exp(a * \% \text{areia} + b * \% \text{argila} + c * \% \text{silte} + d * \rho_d (\text{g/cm}^3) + e * \text{concentração} + f)$	3	5

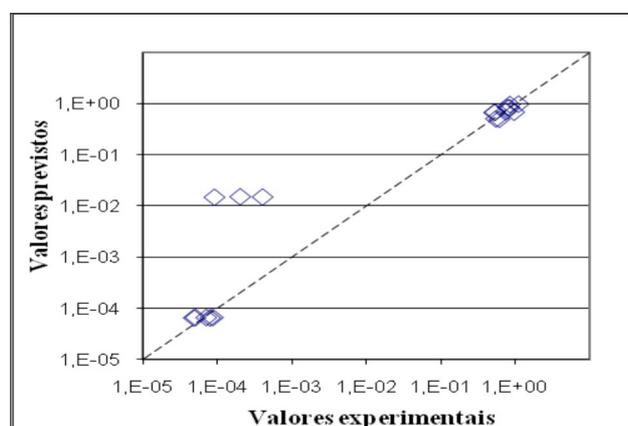
Nota: y = variável dependente;  $\rho_d$  = massa específica do solo seco, n = porosidade.

**TABELA 5.** Parâmetros de ajuste e coeficientes de determinação obtidos a partir de regressão para previsão de  $D_h$ ,  $R_d$  e  $K_d$  a partir do conhecimento do teor de areia, argila, silte,  $n$  ou  $\rho_d$  e a concentração do contaminante.

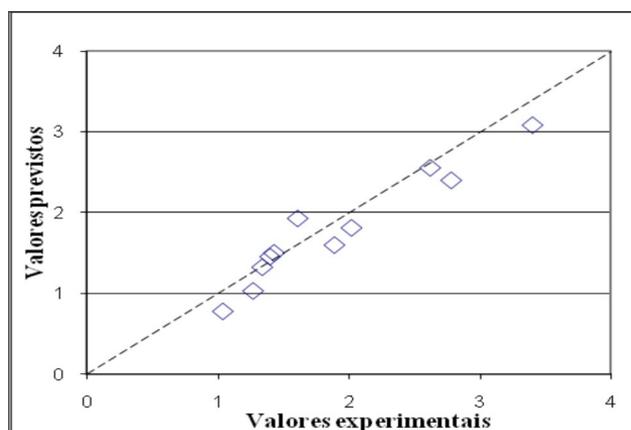
Parâmetros	Variáveis					
	$Dh_{K+}$	$Kd_{K+}$	$Rd_{K+}$	$\ln(Dh_{Cu^{++}})$	$Kd_{Cu^{++}}$	$Rd_{Cu^{++}}$
<b>a</b>	-170,4021	-1,5177E <sup>+12</sup>	-18,8256	9,7363x10 <sup>-2</sup>	2,6139x10 <sup>+12</sup>	96,3057
<b>b</b>	-170,4482	-1,5038E <sup>+12</sup>	-18,8170	0,1079	2,5899x10 <sup>+12</sup>	95,3627
<b>c</b>	-170,5021	-1,5182E <sup>+12</sup>	-18,7718	-0,2917	2,6148x10 <sup>+12</sup>	96,3431
<b>d</b>	19,5268	-1,4692E <sup>+11</sup>	1,9863	-52,6083	2,5304x10 <sup>+11</sup>	-4,3361
<b>e</b>	-7,9190x10 <sup>-05</sup>	1,5194E <sup>-03</sup>	-1,4569E <sup>-03</sup>	1,5557x10 <sup>-3</sup>	-1,8692x10 <sup>-03</sup>	-1,8264E <sup>-03</sup>
<b>f</b>	17031,8764	1,514E <sup>+14</sup>	1880,6699	-	2,6084x10 <sup>+14</sup>	-9594,4106
<b>r<sup>2</sup></b>	0,95	0,90	0,77	0,94	0,92	0,90



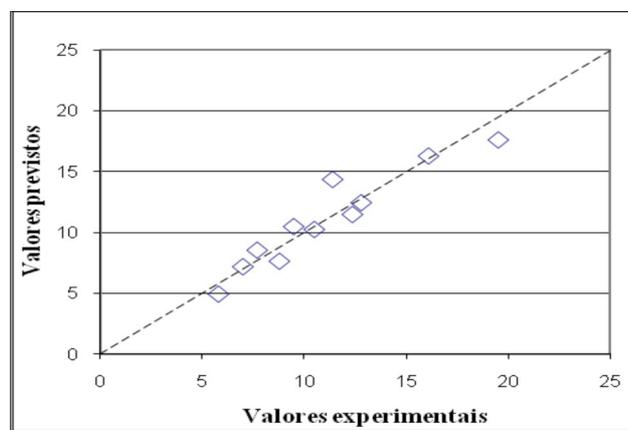
**FIGURA 1.** Dados experimentais  $\ln(D_h)-Cu^{++}$  vs previstos.



**FIGURA 2.** Dados experimentais  $D_h-K^+$  vs previstos.



**FIGURA 3.** Dados experimentais  $K_d-Cu^{++}$  vs previstos.



**FIGURA 4.** Dados experimentais  $R_d-Cu^{++}$  vs previstos.

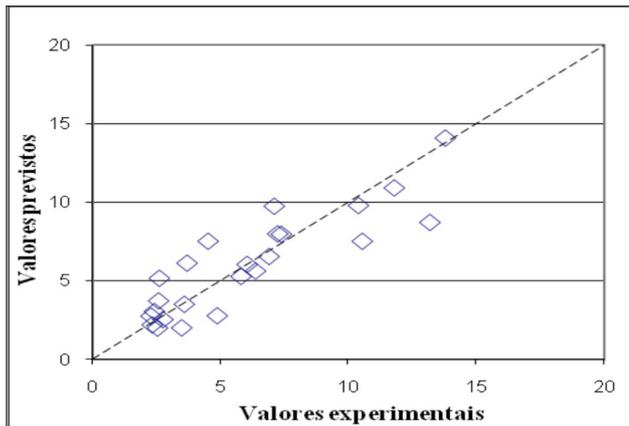


FIGURA 5. Dados experimentais  $R_d-K^+$  vs previstos.

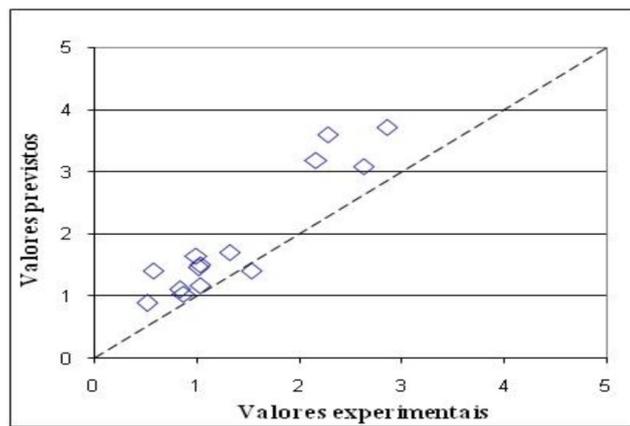


FIGURA 6. Dados experimentais  $K_d-K^+$  vs previstos.

TABELA 6. Equações para previsão de  $D_h$ ,  $R_d$  e  $K_d$  a partir do conhecimento do teor de argila e a concentração do contaminante.

EQUAÇÃO	Equação N°	Combinação N°
$y = a + b/\%arg. + c/(\%arg.)^2 + d/(\%arg.)^3 + e/(\%arg.)^4 + f/(\%arg.)^5 + g * \log(\text{conc}.K^+) + h * \log(\text{conc}.K^+)^2 + i * \log(\text{conc}.K^+)^3 + j * \log(\text{conc}.K^+)^4 + k * \log(\text{conc}.K^+)^5$	4	12
$y = a + b/\%arg. + c * \text{conc}.Cu^{++} + d/(\%arg.)^2 + e * (\text{conc}.Cu^{++})^2 + f * \text{conc}.Cu^{++} / \%arg. + g/(\%arg.)^3 + h * (\text{conc}.Cu^{++})^3 + i * (\text{conc}.Cu^{++})^2 / \%arg. + j * (\text{conc}.Cu^{++}) / (\%arg.)^2$	5	12
$y = a + b/\%arg. + c * \log(\text{conc}.K^+) + d/(\%arg.)^2 + e * \log(\text{conc}.K^+)^2 + f * \log(\text{conc}.K^+) / \%arg. + g/(\%arg.)^3 + h * \log(\text{conc}.K^+)^3 + i * \log(\text{conc}.K^+)^2 / \%arg. + j * \log(\text{conc}.K^+) / (\%arg.)^2$	6	12
$y = a + b/\%arg. + c/(\%arg.)^2 + d/(\%arg.)^3 + e/ \text{conc}.Cu^{++} + f / (\text{conc}.Cu^{++})^2 + g / (\text{conc}.Cu^{++})^3 + h / (\text{conc}.Cu^{++})^4 + i / (\text{conc}.Cu^{++})^5$	7	12

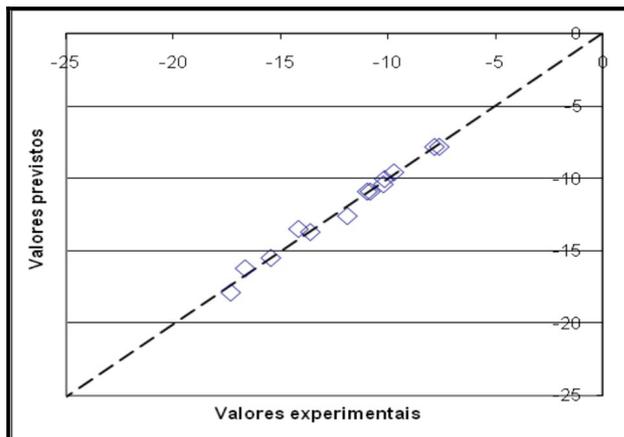
A equação 4 pode ser usada para determinação das variáveis  $Rd_{K^+}$  e  $\ln(Dh_{K^+})$ , a equação 5 para as variáveis  $Rd_{Cu^{++}}$  e  $Kd_{Cu^{++}}$ , a equação 6 para a variável  $Kd_{K^+}$ , e a equação 7 para a variável  $Dh_{Cu^{++}}$ .

Adicionalmente, na Tabela 7 são mostrados os parâmetros de ajuste, bem como os coeficientes de determinação obtidos a partir de regressão.

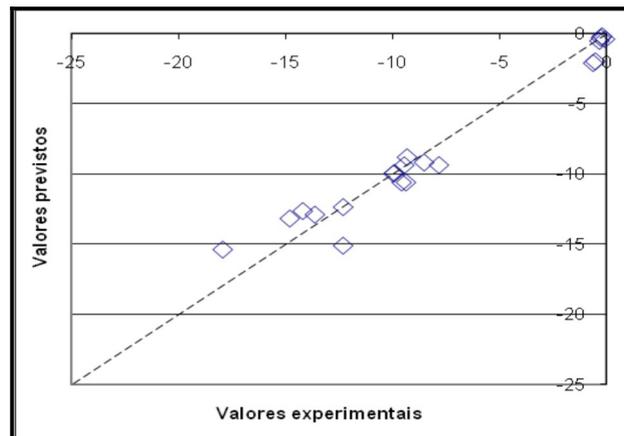
Nas Figuras 7 a 12, são mostrados os confrontos entre os valores experimentais ( $\ln(Dh_h)$ ) para o  $Cu^{++}$ ,  $\ln(D_h)$  para  $K^+$ ,  $K_d$  para  $Cu^{++}$ ,  $R_d$  para o  $Cu^{++}$ ,  $R_d$  para o  $K^+$  e  $K_d$  para  $K^+$ , respectivamente) e previstos a partir das equações 4 a 7. Cabe ressaltar que, a Figura 7 mostra o confronto do logaritmo natural de  $D_h$ , pois permitiu um melhor ajuste por regressão devido a seus valores serem de pequena magnitude.

Como observado na Tabela 7, os coeficientes de determinação em sua maioria foram elevados (aproximadamente 1) e próximos da linha 1:1 quando confrontados os valores previstos com os experimentais.

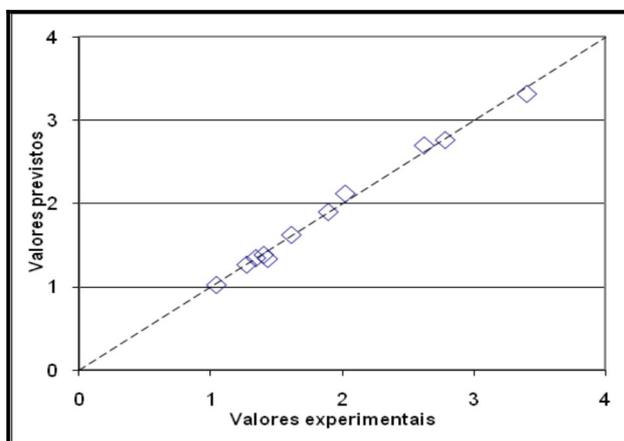
Em comparação com a análise anterior, o emprego da fração argila e a concentração do contaminante como variáveis independentes permitiram os melhores resultados para previsão de  $D_h$ ,  $K_d$  e  $R_d$  e que foram evidenciados pelos coeficientes de determinação inclusive entre todas as análises. Em relação ao tipo de contaminante os maiores coeficientes de determinação ( $r^2$  praticamente 1,00) foram obtidos quando o contaminante foi o  $Cu^{2+}$ , enquanto para o  $K^+$  foram menores (0,96; 0,92 e 0,83, respectivamente) porém ainda elevados.



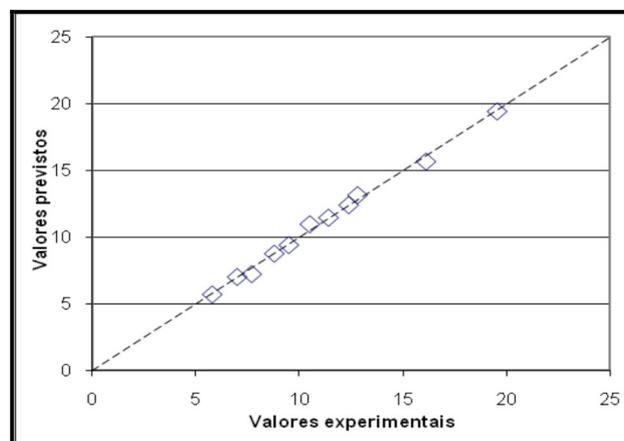
**FIGURA 7.** Dados experimentais  $\text{Ln}(D_h)\text{-Cu}^{++}$  vs previstos.



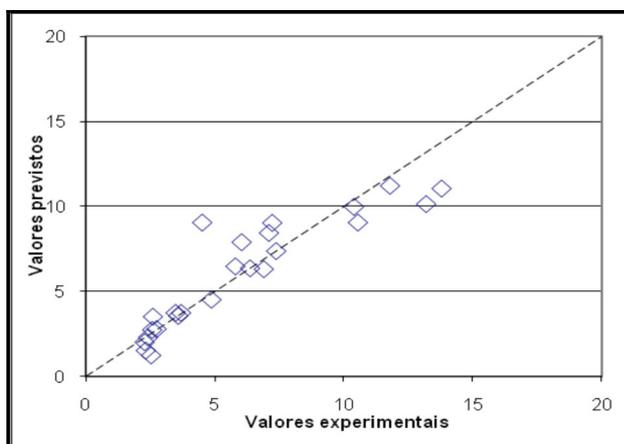
**FIGURA 8.** Dados experimentais  $\text{Ln}(D_h)\text{-K}^+$  vs previstos.



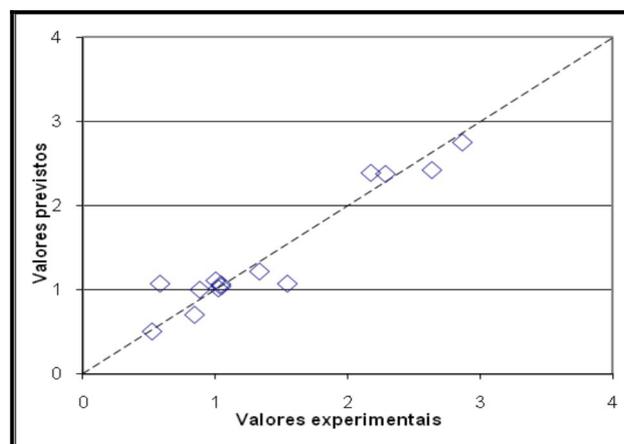
**FIGURA 9.** Dados experimentais  $K_d\text{-Cu}^{++}$  vs previstos.



**FIGURA 10.** Dados experimentais  $R_d\text{-Cu}^{++}$  vs previstos.



**FIGURA 11.** Dados experimentais  $R_d\text{-K}^+$  vs previstos.



**FIGURA 12.** Dados experimentais  $K_d\text{-K}^+$  vs previstos.

**TABELA 7.** Parâmetros de ajuste e coeficientes de determinação obtidos a partir de regressão para previsão de  $D_h$ ,  $R_d$  e  $K_d$  a partir do conhecimento do teor de argila e a concentração do contaminante.

Variáveis	$\ln(Dh_{K+})$	$Kd_{K+}$	$Rd_{K+}$	$Dh_{Cu^{++}}$	$Kd_{Cu^{++}}$	$Rd_{Cu^{++}}$
a	2701,6284	3018,3624	-4703,3151	-2,0722	-35023,7137	-166713,9477
b	-94932,9669	-295497,0040	26629,1325	177,7525	2980954,8504	14234828,4592
c	6272432,9425	200,5582	-1770723,8373	-5076,5691	-3,2512	-18,5166
d	-178402781,0015	9732609,6204	49969625,6499	48290,9799	-84453685,2901	-404640833,8633
e	1955089239,0998	13,0400	-538350261,6295	-1,000718	$-5,9555 \times 10^{-4}$	$-3,7885 \times 10^{-3}$
f	-3245244319,3082	-15091,0018	890566260,6427	449,3993	187,8694	1083,2822
g	-2710,5481	-107998501,3127	5621,1540	-84204,7049	796668224,8384	3830370564,6803
h	1290,0866	0,3391	-2655,3218	6495733,5011	$-3,9984 \times 10^{-7}$	$-1,6266 \times 10^{-6}$
i	-297,6791	-514,6024	607,2054	-64428723,5769	$2,6242 \times 10^{-2}$	0,1447
j	33,4908	286361,4880	-67,5982	-	-2774,3684	-16067,7429
k	-1,4755	-	2,9421	-	-	-
$r^2$	0,96	0,92	0,83	0,99	0,99	1,00

Dos resultados obtidos, pode-se inferir que, dentre as variáveis que influenciam o transporte dos contaminantes, as características do solo (além da concentração do contaminante) representadas pela textura do solo, foram mais determinantes na previsão dos parâmetros de transporte de contaminantes. Esperava-se que a inclusão de parâmetros que caracterizam a estrutura do solo ( $\rho_d$  e  $n$ ) fornecessem melhores ajustes ao estarem melhor relacionados, segundo a literatura especializada, com alguns parâmetros de transporte de contaminantes, principalmente em  $D_h$ . A dispersão hidrodinâmica, possui a dispersão mecânica como componente, que por sua vez, depende das variações da velocidade do fluido dentro do meio poroso cujas magnitudes variam de acordo com a distribuição e rugosidade da superfície dos poros, tortuosidade, entre outros (Freeze & Cherry, 1979). Quanto à difusão molecular (embora não tenha sido quantificado) se acredita que deva ser muito menos

influyente, apesar da baixa velocidade de percolação, que resultou em uma condutividade hidráulica relativamente baixa ( $k$  entre  $3,48 \times 10^{-6}$  e  $1,50 \times 10^{-7}$  cm/s).

Em particular, a porcentagem de argila permite a melhor relação com os três parâmetros estudados ( $D_h$ ,  $R_d$  e  $K_d$ ). A influência da porcentagem de argila decorre do tipo de mineralogia e embora sua composição seja predominantemente caulinita (seguida de illita) segundo análise qualitativa. Mesmo assim, o tipo de argilomineral associado à concentração do contaminante se sobrepuseram à influência da distribuição granulométrica e estrutura do solo. Isto levando em consideração que outras variáveis (capacidade de troca iônica, matéria orgânica, temperatura do ambiente, microorganismos presentes, entre outros) não foram incluídas para a análise devido a não serem medidas ou por não influírem devido a serem ensaiadas em ambiente controlado (umidade relativa e temperatura).

## CONCLUSÃO

Mostraram-se aspectos da utilização de ensaios de colunas em laboratório para determinação de parâmetros determinantes na quantificação do transporte de alguns contaminantes em solos brasileiros e foram sintetizados alguns dos resultados mais relevantes obtidos em pesquisas produzidas nos últimos anos no Brasil.

A partir destes, foram realizadas diferentes tentativas para obtenção de expressões significativas para previsão de alguns parâmetros de transporte de contaminantes, tais como,  $K_d$ ,  $D_h$ , e  $R_d$  utilizando variáveis disponíveis e que se julgaram influentes para obtenção desses fatores. Das análises se observou que, a porcentagem de argila e a concentração do  $Cu^{2+}$  permitem

neste tipo de solos, expressões mais consistentes em relação ao  $K^+$  para previsão de  $K_d$ ,  $D_h$ , e  $R_d$  com uma ótima excelência de ajuste. Isto mostrou que, embora o solo tenha a caulinita como argilomineral predominante, com menor capacidade de troca catiônica, menor atividade e maior condutividade hidráulica, pode ainda ser suficiente para realizar uma estimativa indireta dos parâmetros de transportes de contaminantes.

Embora se tenham poucos dados coletados da bibliografia nacional especializada, esta previsão se

mostra como um expediente muito útil, sendo de grande interesse a necessidade de intensificar os estudos para diversos solos e contaminantes de forma sistemática, a fim de obter um acervo que permita sua utilização como orientação preliminar, principalmente na modelagem do ponto de vista ambiental, onde atualmente, ditos dados, são assumidos, extrapolados, em alguns casos a partir da literatura estrangeira, não sendo condizentes com as peculiaridades dos resultados que são encontrados em solos tropicais brasileiros.

## AGRADECIMENTO

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AZEVEDO, I.C.D.; NASCENTES, C.R.; MATOS, A.T. Determinação de parâmetros de transporte de metais pesados em Latossolo compactado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 623-630, 2005. ISSN 1415-4366.
2. BASSO, J.B. **Transporte e retenção de  $K^+$ ,  $Cu^{2+}$  e  $Cl^-$  em uma mistura compactada de solos lateríticos para uso em barreiras selantes: procedimentos de homogeneização da mistura e adaptações em equipamento de percolação em colunas**. São Carlos, 2003. 168 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
3. BOFF, F.E. **Avaliação do comportamento de uma mistura compactada de solos lateríticos frente a soluções de  $Cu^{2+}$ ,  $K^+$  e  $Cl^-$  em colunas de percolação**. São Carlos, 1999. 180 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
4. BORGES, A.F.; CAMPOS, T.M.P.; NOBRE, M.M.M. Desenvolvimento de um sistema de permeômetros para ensaios de transporte de contaminantes em laboratórios. **Solos e Rochas**, ABMS/ABGE, v. 20, n. 3, p. 191-207, 1997.
5. CAMPOS, T.M.P. & ELBACHÁ, A.T. Avaliação do fator retardamento por adsorção no transporte de zinco em solos argilosos. In: SIMPÓSIO SOBRE BARRAGENS DE REJEITOS E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS, 1991, Rio de Janeiro. **Resumos Expandidos...** Rio de Janeiro, 1991, p. 271-282.
6. CLEARY, R.K. Qualidade da água subterrânea. COLEÇÃO ABRH, n. 2, **Hidrologia Ambiental**, Editora da Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 293-404, 1991.
7. COSTA, P.O. DA S. **Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do Aterro Sanitário de Sauípe/BA**. Rio de Janeiro, 2002. 171 p. Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.
8. CUSTÓDIO, E. & CARRERA, J. Interferências das águas subterrâneas no meio ambiente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 7, 1992, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 1992, v. 3, n. 7, 245 p.
9. FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. **Groundwater**. Englewood Cliff, Prentice-Hall, 604 p., 1979.
10. HENSLEY, P.J. & RANDOLPH, M.F. Modelling contaminant dispersion in saturated sand. In: INTERNATIONAL CONGRESS ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING, XIII, 1994, New Delhi, Inde. **Proceedings...** New Delhi, 1994, v. 4, p. 1557-1560.
11. LEITE, J.C. **Estudos laboratoriais de percolação em colunas de misturas de solos lateríticos compactados: Equipamentos e Ensaios**. São Carlos, 2000. 223 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
12. MATOS, A.T. **Fatores de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, em solos do Município de Viçosa, MG**. Viçosa, 1995. 110 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa.
13. MIRANDA, J.H. **Modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado**. Piracicaba, 2001. 79 f. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.
14. MIRANDA, J.H. & DUARTE, S.N. Modelo para simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 2, p. 235-241, 2002. ISSN 1415-4366.
15. MIRANDA, J. H.; DUARTE, S.N.; LIBARDI, P.L. Simulação do deslocamento de potássio em colunas verticais de solo não-saturado. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 3, p. 677-685, 2005. ISSN 0100-6916.
16. NIELSEN, D.; van GENUCHTEN, M.T.; BIGGAR, J.W. Water flow and solute transport process in the unsaturated zone. **Water Resources Research**, v. 22, n. 9, p. 89s-108s, 1986.
17. OGATA, A. & BANKS, R.B. A solution of the differential equation of longitudinal dispersion on porous media. **US Geological Survey Professional Paper**, 411-A, 7 p., 1961.
18. OLIVEIRA, S.H. **Avaliação do uso de borra oleosa processada em sistemas de impermeabilização de aterros**. Rio de Janeiro, 2002. 162 p. Dissertação (Mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.
19. OLIVEIRA, E.M.M.; RUIZ, H.A.; FERREIRA, P.A.; ALVAREZ, V.H.; BORGES JÚNIOR, J.C.F. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fosfato,

- potássio e amônio em solos de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 8, n. 2-3, p. 196-203, 2004. ISSN 1415-4366.
20. ROWE, R.K. & BOOKER, J.R. “**Program POLLUTE, 1-D Pollutant Migration Analysis Program**”. SACDA, Faculty of Engineering Science, University of Western Ontario, London, Ontario, 1983.
21. ROWE, R.K. & BOOKER, J.R. The analysis of pollutant migration in a nonhomogeneous soil. **Geotechnique**, v. 34, n. 4, p. 601-612, 1984.
22. ROWE, R.K. & BOOKER, J.R. 1-D pollutant migration in soils of finite depth. **Journal of Geotechnical Engineering**, v. 111, n. 4, p. 479-499, 1985.
23. SHACKELFORD, C.D. Contaminant Transport. In: DANIEL, D.E. (Ed.), **Geotechnical Practice for waste disposal**. London: Chapman & Hall, p. 33-65, 1993.
24. YONG, R.N.; MOHAMED, A.M.O.; WARKENTIN, B.P. **Principles of contaminant transport in soils**. Developments in Geotechnical Engineering, 73. Elsevier - Amsterdam - London - New York - Tokio, 327 p., 1992.
25. VALOCCHI, A.J. Describing the transport of ion-exchanging contaminants using an effective  $K_d$  approach. **Water Resources Research**, v. 20, p. 499-503, 1984.
26. Van GENUCHTEN, M.T. & WIERENGA, P.J. Solute dispersion: coefficients and retardation factors. In: KLUTE, A. (Ed.), **Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods**. Madison, ASA, SSSA, p. 1025-1031, 1986.

*Manuscrito Recebido em: 4 de fevereiro de 2010  
Revisado e Aceito em: 10 de setembro de 2010*