

DANILO PEREIRA RIBEIRO

**EFEITO DA VELOCIDADE DE ESCOAMENTO DA SOLUÇÃO E DO
COMPRIMENTO DA COLUNA DE SOLO NOS PARÂMETROS DE
TRANSPORTE DE SOLUTOS EM SOLOS ARGILOSO E ARENOSO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2011**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

R484e
2011

Ribeiro, Danilo Pereira, 1985-.

Efeito da velocidade de escoamento da solução e do comprimento da coluna de solo nos parâmetros de transporte de solutos em solos argiloso e arenoso / Danilo Pereira Ribeiro. – Viçosa, MG, 2011.

xii, 52f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Inclui apêndice.

Orientador: Mauro Aparecido Martinez.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 42-47

1. Física do solo. 2. Química do solo. 3. Solo. 4. Mecânica do solo. I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22. ed. 631.43

DANILO PEREIRA RIBEIRO

EFEITO DA VELOCIDADE DE ESCOAMENTO DA SOLUÇÃO E DO
COMPRIMENTO DA COLUNA DE SOLO NOS PARÂMETROS DE
TRANSPORTE DE SOLUTOS EM SOLOS ARGILOSO E ARENOSO

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 10 de fevereiro de 2011.

Genelício Crosué Rocha

Márcio Mota Ramos

Rubens Alves de Oliveira

Mauro Aparecido Martinez
(Orientador)

A Deus,

AGRADEÇO

Aos meus pais,
meus irmãos,
minha namorada e
aos Drs. José Alberto e
Elder Sânzio

DEDICO

À comunidade Técnico-Científica

OFEREÇO

AGRADECIMENTOS

A Deus, Pai misericordioso, por estar sempre ao meu lado, me dando saúde e capacidade. Por colocar no meu caminho excelentes pessoas que ajudaram no meu desenvolvimento e na realização de mais este sonho. A Ele devo todo louvor, toda honra e toda glória.

Aos meus amados pais, José Antônio e Diguimar, que não pouparam esforços, no intuito de me educar e me ensinar a amar

Aos meus irmãos Daniel e Denis, companheiros e cúmplices. E a todos os meus familiares, que foram sempre carinhosos, compreensivos e dispostos a ajudar no que fosse preciso.

À Nathália Regina, que foi amorosa, carinhosa e me apoiou durante esta etapa tão importante da minha vida. Assim como seus pais, que foram sempre atenciosos para comigo.

Aos meus amigos João Paulo, Lorena e Telma que conviveram comigo durante o mestrado. E a todos os demais colegas da UNIMONTES e amigos de longa data que contribuíram para o meu crescimento pessoal.

Aos professores do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade Estadual de Montes Claros, responsáveis por minha formação acadêmica, em especial o prof. Carlos Eduardo Corsato.

Aos Pesquisadores e funcionários da EPAMIG/CTNM, que foram grandes colaboradores para o meu desenvolvimento profissional, especialmente o Dr. Dilermando Dourado Pacheco, orientador, amigo e exemplo.

Ao prof. Mauro Aparecido Martinez, que me orientou com boa vontade e dedicação, contribuindo significativamente para a minha formação acadêmica.

Aos professores Antonio Teixeira de Matos e Hugo Alberto Ruiz, que me apoiaram e contribuíram com valiosas sugestões no decorrer do trabalho.

Aos membros da banca examinadora desta dissertação, que participaram com boa vontade e contribuíram com valiosas sugestões.

Aos funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola, em especial, Chicão, Eduardo, Simão, Edna, Graça, Délio, Claudenilson e Galinári, que estiveram sempre dispostos a ajudar.

Aos amigos pós-graduandos da área de Recursos Hídricos e Ambientais, que proporcionaram bons momentos de alegria e descontração em meio às tensões das disciplinas e demais exigências da pós-graduação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro, essencial durante esta etapa.

À magnífica Universidade Federal de Viçosa e o Departamento de Engenharia Agrícola, que me deram a oportunidade de realizar o mestrado.

Abençoe Senhor, todas as pessoas de boa vontade, especialmente estas, que cruzaram meu caminho nesta jornada, dando-me condições de crescer. Dê a todas elas muita saúde e paz. E que aqueles que ainda estão por vir Senhor, sejam tratados com o mesmo carinho e dedicação, como fizeram comigo.

Amém.

BIOGRAFIA

DANILO PEREIRA RIBEIRO, filho de José Antônio Barbosa Ribeiro e Diguimar Nunes Pereira Ribeiro, nasceu em três de agosto de 1985, na cidade de Janaúba, Minas Gerais.

Em fevereiro de 2004, iniciou o curso de Engenharia Agrônômica na Universidade Estadual de Montes Claros, concluindo-o em dezembro de 2008.

Em março de 2009, ingressou no programa de Pós-graduação em nível de mestrado, em Engenharia Agrícola, na área de Recursos Hídricos e Ambientais, submetendo-se à defesa de tese em fevereiro de 2011.

SUMÁRIO

LISTA DE SÍMBOLOS.....	vii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1. Movimento de solutos no solo	4
2.2 Influência das condições experimentais nos parâmetros de transporte de solutos.....	10
2.3 Importância do potássio na agricultura	13
3. MATERIAL E MÉTODOS	15
3.1 Preparo das colunas de lixiviação	15
3.3 Ensaio de lixiviação.....	18
3.4 Determinação dos parâmetros de transporte	20
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4.1 Análise das condições do escoamento nas colunas.....	21
4.2 Análise dos parâmetros de transporte	23
4.2.1 Latossolo Vermelho distrófico.....	23
4.2.2 Neossolo Quartzarênico órtico.....	31
4.2.3 Comparação entre os solos.....	39
5. CONCLUSÕES	41
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42
APÊNDICE.....	48

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Descrição	Unidade
A	- Área da seção transversal da coluna	L^2
C	- Concentração do soluto na solução do solo	$M L^{-3}$
C_0	- Concentração do íon na solução percoladora	$M L^{-3}$
C/C_0	- Concentração relativa	
C_L	- Concentração de soluto dissolvido	$M L^{-3}$
C_s	- Concentração do soluto adsorvido	$M M^{-1}$
D	- Coeficiente dispersivo-difusivo	$L^2 T^{-1}$
D_0	- Coeficiente de difusão do soluto na solução pura	$L^2 T^{-1}$
dC/dx	- Gradiente de concentração	$M L^{-4}$
l	- Carga hidráulica	L
K_0	- Condutividade hidráulica do solo em meio saturado	$L^3 L^{-2} T^{-1}$
K_d	- Coeficiente de distribuição	$L^3 M^{-1}$
k	- Parâmetro empírico	
L	- Comprimento da coluna de solo	L
n	- Constante empírica com valor próximo a 1	
N	- Parâmetro empírico da isoterma de Freundlich	
np	- Número de volume de poros	
P_e	- Número de Peclet	
q	- Fluxo da solução percoladora	$L^3 L^{-2} T^{-1}$,
R	- Fator de retardamento	
t	- Intervalo de tempo para coletar o volume V_p	T
v	- Velocidade média de escoamento no meio poroso	$L T^{-1}$
V_0	- Volume de poros na coluna	L^3
V_T	- Volume total de solo na coluna	L^3
V_p	- Volume da solução percolada na extremidade	L^3

	inferior da coluna	
θ	- Teor de água no solo	$L^3 L^{-3}$
ε	- Porosidade do solo	$L^3 L^{-3}$
ξ	- Fator de tortuosidade do solo	
ρ_s	- Massa específica do solo	ML^{-3}
P_p	- Massa específica de partícula	ML^{-3}
r	- Raio interno da coluna	L
S_{max}	- Adsorção máxima de soluto no solo	MM^{-1}
λ	- Dispersividade	L

RESUMO

RIBEIRO, Danilo Pereira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2011.

Efeito da velocidade de escoamento da solução e do comprimento da coluna de solo nos parâmetros de transporte de solutos em solos argiloso e arenoso.

Orientador: Mauro Aparecido Martinez. Coorientadores: Antonio Teixeira de Matos e Hugo Alberto Ruiz.

A eficácia dos modelos matemáticos desenvolvidos para descrever o transporte de solutos no solo depende do grau de confiabilidade dos valores dos parâmetros de transporte. Apesar dos trabalhos de determinação destes parâmetros utilizarem a mesma equação de transporte, algumas condições experimentais como o comprimento da coluna e a velocidade de deslocamento da solução aplicada não têm padronização, tornando questionáveis os resultados obtidos e a comparação destes com outros trabalhos. Com isso, este estudo objetivou avaliar a influência da velocidade de escoamento e do comprimento da coluna de solo na determinação do coeficiente de dispersão-difusão (D), da dispersividade (λ) e do fator de retardamento (R) do íon potássio (K^+) em um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e num Neossolo Quartzarênico órtico (RQo). O experimento foi realizado em laboratório, utilizando, para cada solo, colunas de lixiviação de comprimento (L) iguais a 10, 20, 30, 40 e 50 cm, com 4,7 cm de diâmetros internos e velocidades de escoamento da solução (v) de 61,9; 69,12, 74,88 e 80,86 cm h^{-1} para o LVd e de 37,16; 40,57, 44,0 e 48,07 cm h^{-1} para o RQo. As colunas, preenchidas com o solo desestruturado e saturado com solução de CaCl_2 , 0,005 mol L^{-1} , foram conectadas a permeâmetros de carga constante contendo a mesma solução de CaCl_2 até se obter escoamento permanente. Posteriormente, aplicava-se a carga que proporcionaria a velocidade desejada de acordo com a condutividade hidráulica da coluna e a porosidade total e, em seguida substituía-se a solução por uma de KCl contendo 130 mg L^{-1} de K^+ . O efluente da solução de K^+ foi coletado até atingir sete volumes de poros para o LVd e cinco volumes de poros para o RQo, sendo que

esses volumes foram divididos em 18 coletas de aproximadamente 0,28 e 0,39 volumes de poros para o RQo e o LVd, respectivamente. Os parâmetros de transporte R e D foram obtidos utilizando-se o programa computacional Disp e a λ foi obtida pela equação $D = D_0 + \lambda v$, sendo D_0 igual a $0,0713 \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$ para o KCl. Para os dois solos, D apresentou ajuste de regressão linear múltipla positiva em função de L e de v com $R^2 = 0,79$ para o LVd e $R^2 = 0,85$ para o RQo, o parâmetro λ ajustou-se a regressão linear simples positiva em função de L com $R^2 = 0,92$ e $R^2 = 0,93$ para o LVd e o RQo, respectivamente. O R, para o LVd, apresentou ajuste de regressão linear simples negativa em função de L ($R^2 = 0,87$) e positiva em função de v ($R^2 = 0,68$). Para o RQo, o R apresentou ajuste de regressão linear simples negativa em função de L ($R^2 = 0,79$). Pode-se concluir que os parâmetros de transporte de solutos foram influenciados pelo comprimento da coluna de solo e pela velocidade de escoamento da solução deslocadora.

ABSTRACT

RIBEIRO, Danilo Pereira, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2011.
Effect of pore water velocity and the length of soil column on solute transportation parameters in clay and sandy soils. Advisor: Mauro Aparecido Martinez. Coauthors: Antonio Teixeira de Matos and Hugo Alberto Ruiz.

The effectiveness of the mathematical models developed to describe the solute transport in the soil depends on the reliability of the values of the transport parameters. Although the determination of these parameters use the same transport equation, some experimental conditions such as the column length and the pore water velocity does not have standards, making questionable the results and the comparison of different researches. Thus, the aim of this study was to evaluate the influence of flow velocity and the length of soil column to determine the coefficient of dispersion-diffusion (D), dispersivity (λ) and the retardation factor (R) of the potassium ion (K^+) on an Oxisol (clay soil) and on a Dystric Quartzarenic Neosol (sandy soil). The experiment was conducted in a laboratory using, for each soil, columns of lengths (L) equals to 10, 20, 30, 40 and 50 cm, with an internal diameter of 47 mm and pore water velocities equal to (v) 61.9, 69.12, 74.88 and 80.86 cm h^{-1} for the clay soil and 37.16, 40.57, 48.07 and 44.0 cm h^{-1} for the sandy soil. The columns repacked and saturated with a solution of CaCl_2 , 0.005 mol L^{-1} were connected to a Mariotte bottle, containing the same solution of CaCl_2 , until a steady flow is achieved. Later, it was applied the head that would provide the desired pore water velocity according to the hydraulic conductivity and total porosity of the column, and then the solution was replaced by a KCl solution containing 130 mg L^{-1} of K^+ . The effluent of the solution of K^+ was collected until seven pore volumes for clay soil and five pore volumes for sandy soil were achieved. These pore volumes were divided into 18 samples of about 0.28 and 0.39 pore volumes for sandy and clay soil, respectively. The R and D transport parameters were obtained using the Disp computer program and the λ was obtained by the equation $D = D_0 + \lambda v$, being D_0 equal to 0.0713 $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ for the KCl. For both soils, D increased linearly with L and v

and the λ linearly increased with L. The R, for the clay soil, linearly decreased with L and increased with v . For the sandy soil, the R had a linear decreased in terms of L. It can be concluded that the solute transport parameters were influenced by the length of soil column and the pore water velocity.

1. INTRODUÇÃO

A preocupação com a poluição do solo e das águas subterrâneas tem resultado em inúmeros estudos de transporte de solutos, executados utilizando-se ensaios de deslocamento de solutos em colunas de solo (BEJAT et al., 2000). Esses estudos são importantes ferramentas para se compreender o transporte de solutos adsortivos e não adsortivos ao solo (SHUKLA et al., 2003). Muitos desses trabalhos analisaram o movimento de nutrientes e de metais pesados no solo utilizando soluções uni ou multi-elementos (MATOS et al., 1999; MARTINEZ et al., 2001; ALCÂNTARA e CAMARGO, 2010), outros foram desenvolvidos utilizando diretamente as águas residuárias comumente aplicadas no solo (DONTSOVA et al., 2006; FERREIRA et al. 2006; ANAMI et al., 2008). Vários estudos de deslocamento de agrotóxicos no solo são realizados utilizando colunas de lixiviação (BARIZON et al., 2006; MONTOYA et al., 2006; RAYMUNDO et al., 2009). O movimento de microrganismos no solo também tem sido estudado em ensaios com colunas (CHU et al., 2003; GUBER et al., 2005 e ROCKHOLD et al., 2005).

Os resultados dos ensaios com colunas de lixiviação associados a modelos físico-matemáticos possibilitam entender o comportamento dos solutos no meio poroso, e os processos de difusão, dispersão, exclusão aniônica, sorção e mudanças durante o transporte (SHUKLA et al., 2003). De acordo com Costa e Prunty (2006), a maioria das análises de transporte de solutos em meio poroso têm sido baseadas na equação de transporte convectivo-dispersivo desenvolvida por Lapidus e Amundson (1952).

Apesar dos trabalhos de deslocamento de solutos utilizarem a mesma equação de transporte, algumas condições experimentais como o comprimento da coluna, a velocidade de deslocamento da solução aplicada e a maneira como a coluna foi preenchida com solo não tem uma devida padronização, o que dificulta a comparação dos resultados entre diferentes trabalhos (LEWIS e SJÖSTROM, 2010; BROMLY et al., 2007). Segundo Lewis e Sjöstrom (2010), as dimensões das colunas de lixiviação

relatadas na literatura variam de 1,4 cm de comprimento e 1,0 cm de diâmetro, nas menores colunas, até 2m x 2m x 5m, nas maiores.

Acredita-se que os parâmetros de transporte de solutos obtidos em experimentos de laboratório sejam dependentes das condições experimentais (BROMLY et al., 2007). Para a condição de campo ou em escalas de aquífero, está bem estabelecido que a dispersividade (λ) aumenta com o aumento do percurso (BUTTERS e JURY, 1989; GELHAR et al., 1992; BASHA e EL-HABEL, 1993). No entanto, resultados de estudos com colunas em laboratório em que foi avaliado o efeito do comprimento da coluna sobre a dispersividade são inconsistentes. Enquanto alguns estudos reportam a influência do comprimento da coluna na dispersividade (WIERENGA e van GENUCHTEN, 1989; HUANG et al., 1995; LI e GODRATI, 1995), outros relataram que a dispersividade permaneceu inalterada comparando-se os resultados para as colunas com diferentes comprimentos (KHAN e JURY, 1990; SHUKLA et al., 2003). Bromly et al. (2007), analisando vários artigos científicos, observaram que a dispersividade determinada em colunas de solo desestruturado e em condição de saturação tende a diminuir com o aumento do comprimento da coluna, sendo os maiores valores observados para colunas de até 10,7 cm.

A variação da velocidade de escoamento nas colunas de lixiviação pode afetar os outros parâmetros da equação de transporte (ÁLVAREZ-BENEDÍ, 1999). A influência da velocidade sobre o coeficiente dispersivo-difusivo (D) tem sido bem relatada na literatura (BIGGAR e NIELSEN, 1976; SHUKLA et al., 2003; COSTA E PRUNTY, 2006; BROMLY et al., 2007; LEWIS e SJÖSTROM, 2010). Contudo, em alguns trabalhos observou-se que o modelo dispersivo-convectivo não foi eficiente em simular as curvas de avanço de solutos para as maiores velocidades de escoamento da solução (NKEDI-KIZZA et al., 1983; VALOCCHI, 1985; ÁLVAREZ-BENEDÍ et al., 1999; PERSON e BERNDTSSON, 1999).

A influência da velocidade de escoamento sobre o fator de retardamento de soluto (R) também tem sido relatada na literatura; no entanto, os resultados são inconsistentes. Para a condição de solo saturado, Shukla et al. (2003) observaram que o R do ânion cloreto aumentou de 0,8 para 1,2 com o aumento na velocidade e Wierenga e van Genuchten (1989), em condição de solo não saturado, também observaram aumento do R para o ânion cloreto e o cátion trítio. Enquanto que Nkedi-Kizza et al. (1983), observaram que o R para cloreto e trítio diminuíram com o aumento na velocidade e em condição de solo estruturado e não saturado; Schulin et al. (1987) relataram diminuição dos fatores de retardamento do brometo e do trítio com o

aumento da velocidade. Outros trabalhos que avaliaram a influência da velocidade sobre os parâmetros de transporte utilizando também solutos não reativos, como os mencionados acima, consideraram o R como sendo igual a 1 e não relataram suas variações.

Assim, observa-se que os parâmetros de transporte de solutos são influenciados pelas condições experimentais, como o comprimento da coluna e a velocidade de escoamento da solução, contudo essas relações ainda não são claras. Em quase todos os trabalhos, os parâmetros de transporte de solutos como o coeficiente dispersivo-difusivo e a dispersividade, obtidos utilizando-se solutos não reativos, são utilizados para modelar condições de transporte reativo (BRUSSEAU, 1993), o que torna sua aplicação questionável.

Diante do exposto, objetivou-se neste trabalho, avaliar a influência da velocidade de escoamento e do comprimento da coluna de solo na determinação do coeficiente dispersivo-difusivo, da dispersividade e do fator de retardamento do íon potássio (K^+) em um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e em um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Movimento de solutos no solo

Durante as últimas três décadas, grandes esforços foram feitos para compreender os mecanismos de transporte de água e solutos através do solo. Especial ênfase tem sido dado ao deslocamento de produtos químicos agrícolas aplicados intencionalmente, ou acidentalmente, sobre a superfície do solo. Para evitar a poluição do solo e da água e para estimar a magnitude dos danos causados por estes produtos químicos, é necessário conhecer os processos que controlam o seu movimento a partir da superfície do solo para a profundidade de máxima densidade redicular e, eventualmente, para o lençol freático (COSTA e PRUNTY, 2006).

A mobilidade dos íons e moléculas no solo, pode ser avaliada por meio do deslocamento de fluidos miscíveis em colunas de solo e de modelos físico-matemáticos. Os dados experimentais oriundos de ensaios de lixiviação de íons em colunas de solo, em laboratório ou no campo, quando usados em modelos físico-matemáticos, resultantes de soluções de equação diferencial de transporte de solutos no solo, possibilitam a caracterização da mobilidade dos solutos no solo com base nos processos de dispersão-difusão e no retardamento do avanço dos solutos em relação ao avanço da interface entre o líquido deslocador e o deslocado (FERREIRA, 2007).

O deslocamento de fluidos miscíveis é um processo que ocorre quando um fluido mistura-se com outro fluido e o desloca. A lixiviação de sais no solo é um exemplo de deslocamento miscível. A água de irrigação ou de chuva mistura-se com a solução do solo e desloca-a no perfil (BORGES JÚNIOR e FERREIRA, 2006).

Quando uma solução é deslocada para baixo, em uma coluna de solo, a interface entre a solução deslocadora e a deslocada perde nitidez ou definição à medida que o tempo transcorre. Isso ocorre porque há uma mistura entre as duas soluções junto à interface. Esta mistura é decorrente da difusão de solutos de uma solução para dentro da

outra e da diferença de velocidade da solução dentro de um mesmo poro e de poros de diferentes tamanhos (BORGES JÚNIOR e FERREIRA, 2006). Outro aspecto importante decorre da geometria irregular da matriz do solo, que torna o escoamento de natureza errática e faz com que os solutos da solução deslocadora dispersem para dentro da deslocada, caracterizando uma dispersão. Portanto, o movimento dos solutos resulta da diferença de concentração (difusão), da natureza errática do escoamento (dispersão) e da diferença de energia potencial da solução (fluxo de massa) (RUIZ et al., 2010).

O transporte convectivo, também denominado fluxo de massa de soluto no solo, refere-se ao escoamento passivo de um soluto, juntamente com a água do solo, ou seja, a água e o soluto nela dissolvidos movem à mesma velocidade.

A aplicação de uma solução deslocadora e a ação conjunta desses processos, faz com que a concentração de solutos ao longo da coluna, e no seu efluente, variem temporalmente e sejam influenciadas, dentre outros fatores, pela velocidade média de deslocamento da interface entre os líquidos, do conteúdo de água, do comprimento da coluna de solo, da geometria do meio poroso e a da capacidade de troca iônica do solo (RUIZ et al., 2010).

As mudanças na concentração de solutos, no efluente de uma coluna de solo, devem ser apresentadas em uma forma padrão, denominada curva de efluente (Figura 1). Uma curva de efluente é obtida plotando-se, no eixo das ordenadas, os valores da relação C/C_0 e, no eixo das abcissas, o volume de solução percolada, expresso em termos do número de volume de poros percolados. Na relação C/C_0 , C é a concentração do soluto no efluente e C_0 a concentração do soluto na solução deslocadora.

Em meio poroso, como por exemplo, o solo, os solutos podem reagir com a fase sólida do solo afetando o deslocamento dos mesmos. Nos meios porosos não reativos o ponto de inflexão da curva experimental de efluente ocorre a $n_p = 1$, de maneira semelhante ao que acontece no escoamento laminar. No entanto, nos meios porosos reativos há uma tendência natural da curva experimental de efluente deslocar-se para a direita, isto é, sua inflexão ocorre a $n_p > 1$, indicando um retardamento na velocidade de avanço do soluto em relação à velocidade média de avanço da solução deslocadora. Este retardamento é representado pelo fator de retardamento, o qual depende da capacidade do meio poroso em reter ou adsorver determinado soluto existente em uma solução deslocadora (MATOS et al., 1998). No entanto, em alguns casos, o valor de R pode tornar-se menor que a unidade, indicando exclusão iônica e/ou ocorrência de regiões onde o líquido estiver relativamente imobilizado, tal como quando estiver dentro de agregados e, portanto, não contribuindo com o fluxo de massa (RUIZ et al., 2010).

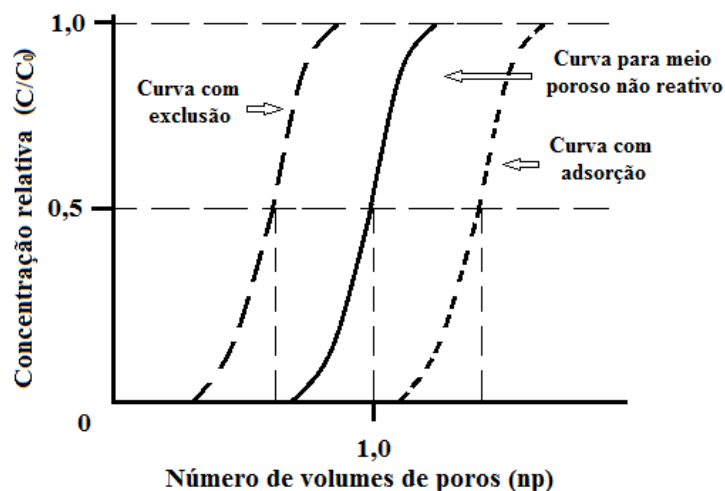


Figura 1 – Curvas de efluentes, com dispersão longitudinal, para diferentes condições de deslocamento miscível. (Adaptado de BRESLER et al., 1982).

No que diz respeito à dispersão, quando as curvas de efluentes se apresentam com maior declividade, há indicativo de baixa dispersão-difusão do soluto no meio (Figura 2). No entanto, quando as curvas se apresentam mais horizontalizadas, com menor declividade, há maior dispersão-difusão do soluto no meio.

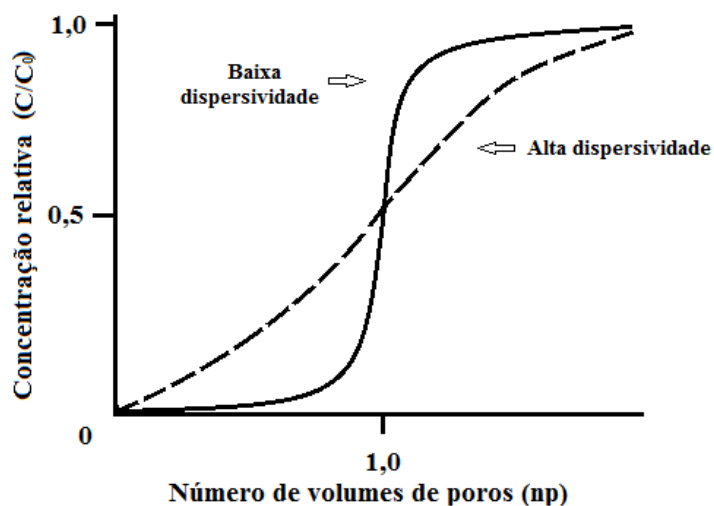


Figura 2 – Curvas de efluente para um soluto com baixa e alta dispersão-difusão em um determinado solo.

Em razão dos processos de difusão e dispersão de serem macroscopicamente semelhantes, os coeficientes de difusão e dispersão são frequentemente considerados aditivos, originando o coeficiente dispersivo-difusivo, também chamado de coeficiente de difusão aparente ou coeficiente de dispersão hidrodinâmica, matematicamente, representado pela equação:

$$D = D_0 \xi + \lambda v^n \quad (1)$$

em que,

D - coeficiente dispersivo-difusivo ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$);

D_0 - coeficiente de difusão do soluto em água ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$);

ξ - fator de tortuosidade;

λ - dispersividade (cm);

v - velocidade média do escoamento da solução no solo (cm h^{-1}) e

n - parâmetro que depende da geometria do meio (ads).

Em condições de solo saturado, o valor de n é geralmente igual a 1 (COSTA E PRUNTY, 2006). De acordo com Wild (1981), citado por Costa et al. (2009), em água pura o fator de tortuosidade é igual a 1; em solo saturado, aproximadamente 0,4; na capacidade de campo, em torno de 0,2 e, próximo ao ponto de murcha, aproximadamente 0,01. Mehta et al. (1995) consideram o fator de tortuosidade unitário no caso de solos arenosos com elevada umidade em que a influência das partículas de argila é muito pequena.

A análise do mecanismo de transporte predominante no processo de deslocamento de solutos pode ser feita por meio do número de Peclet (P_e) um adimensional que relaciona o fluxo convectivo com a dispersão do soluto no meio, dado por:

$$P_e = \frac{vL}{D} \quad (2)$$

em que,

P_e - número de Peclet (ads);

v - velocidade de escoamento da solução (cm h^{-1});

L - comprimento da coluna de solo (cm) e

D - coeficiente dispersivo-difusivo ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$).

Se o número de Peclet for muito pequeno, o transporte difusivo pode ser o mecanismo predominante do movimento do soluto no meio. Número de Peclet entre 0,4 e 5 significa que os mecanismos de dispersão e difusão apresentam importância comparável, devendo os dois efeitos serem considerados no processo de transporte. À medida que P_e aumenta, o efeito da difusão passa a ser menos importante e até desprezível e o mecanismo de dispersão torna-se proporcional à velocidade de escoamento da solução (SUN, 1996).

Segundo Nkedi-Kizza et al. (1983) e Schulin et al. (1987), o número de Peclet é mais uma característica do meio poroso do que do soluto utilizado, desde que o coeficiente de difusão deste seja insignificante. E ainda, caso P_e se mantenha aproximadamente constante com a variação da velocidade de escoamento da solução, há indicativo de relação linear entre a velocidade e o coeficiente dispersivo-difusivo.

Para bom entendimento da mobilidade dos solutos nos solos é preciso ser capaz de modelar quantitativamente o processo de adsorção (DREVER, 1997). A equação (ou representação gráfica) que relaciona a quantidade de solutos adsorvidos na superfície dos sólidos e a quantidade dissolvida na solução, a uma dada temperatura, é referida como isoterma de adsorção (JURY et al., 1991).

As isotermas podem ter as formas mais variadas dependendo das características do soluto e da superfície adsorvente (fração sólida do solo) e algumas vezes são influenciadas por outros constituintes da solução. As isotermas mais comumente utilizadas são as de Langmuir, de Freundlich e Linear (JURY et al., 1991). Essas isotermas estão apresentadas na Figura 3.

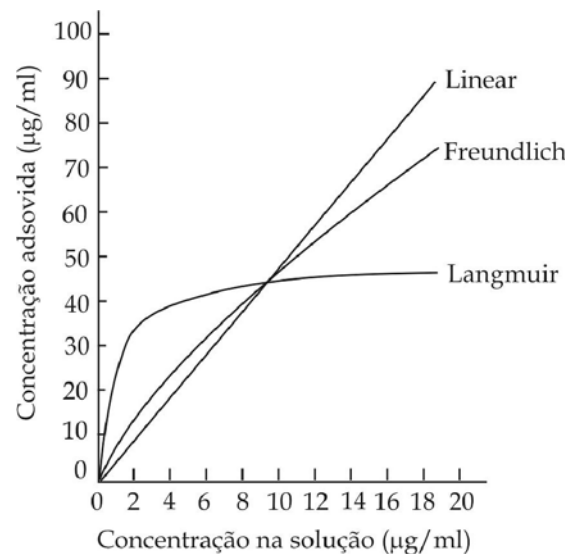


Figura 3 – Modelos de isotermas de adsorção linear, de Freundlich e de Langmuir (JURY et al., 1991).

A isoterma de Langmuir é um tipo de isoterma na qual a concentração de soluto adsorvido aumenta linearmente com a concentração de soluto dissolvido, quando em baixas concentrações de soluto dissolvido, e aproxima-se de um valor constante em altas concentrações de soluto dissolvido. Esta isoterma é mais apropriada para solos que possuem finita capacidade de adsorção (JURY et al., 1991). Matematicamente, a isoterma de Langmuir é descrita pela equação:

$$C_s = \frac{kS_{\max} C_L}{1 + kC_L} \quad (3)$$

em que

C_s - concentração do soluto adsorvido (g g^{-1});

k - parâmetro empírico (ads);

S_{max} - adsorção máxima de soluto no solo (g g^{-1}) e

C_L - concentração de soluto dissolvido (g cm^{-3}).

Muitos solutos não se adsorvem ao solo de acordo com a isoterma de Langmuir, mas, ao invés, reagem como se o solo possuísse diferentes tipos de sítios com capacidade ilimitada de adsorção (JURY et al, 1991). Para estes solutos, a forma da isoterma pode frequentemente, ser descrita pela isoterma de Freundlich:

$$C_s = K_d C_L^N \quad (4)$$

em que,

K_d - coeficiente de distribuição ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$) e

N - parâmetro empírico (ads).

Na isoterma de Freundlich, o parâmetro N é normalmente menor do que 1. No caso especial em que N for igual a 1, a isoterma de Freundlich é descrita por uma função linear e é denominada de isoterma linear:

$$C_s = K_d C_L \quad (5)$$

A maneira mais comum de quantificar o processo de adsorção é dada pela relação linear, da qual se obtém o coeficiente de distribuição K_d (DEMUELENAERE, 2004). O uso do coeficiente de distribuição é conveniente, porque além de ser facilmente medido, conceitualmente direto e matematicamente simples, fornece uma avaliação das propriedades de adsorção que permite comparar diferentes solos e ou elementos, o que o torna imprescindível em modelos de previsão de risco ambiental (STAUNTON, 2001). Baixos valores do coeficiente de distribuição indicam que a maior parte do soluto presente no sistema permanece em solução e, portanto, disponível para o transporte ou para outros processos químicos ou para absorção pelas raízes das plantas. Por outro lado, altos valores refletem grande afinidade dos componentes sólidos do solo pelo elemento (SOARES, 2004).

O valor do coeficiente de distribuição é função das propriedades do substrato do solo e da composição da solução; logo, cada soluto tem seu coeficiente de distribuição característico para um solo específico (DEMUELENAERE, 2004).

Quando a isoterma for linear, o fator de retardamento pode ser calculado pela seguinte equação:

$$R = 1 + \frac{\rho_s K_d}{\theta} \quad (6)$$

em que:

ρ_s - massa específica do solo (g cm^{-3});

K_d - coeficiente de distribuição ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$) e

θ - teor de água no solo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$).

No caso de se utilizar a isoterma de Freundlich, o fator de retardamento pode ser calculado pela seguinte equação:

$$R = 1 + \frac{\rho_s N K_d C_L^{N-1}}{\theta} \quad (7)$$

em que:

C_L - concentração de soluto dissolvido (g cm^{-3}).

N - parâmetro empírico (ads).

2.2 Influência das condições experimentais nos parâmetros de transporte de solutos

A eficácia dos modelos matemáticos desenvolvidos para descrever o transporte de solutos no solo depende do grau de confiabilidade das variáveis de transporte. Assim, parâmetros importantes como o fator de retardamento e o coeficiente dispersivo-difusivo, os quais expressam a capacidade de um soluto em se mover no solo, devem ser determinadas com a maior precisão possível (VAN GENUCHTEN e WIERENGA, 1986).

A determinação dos parâmetros de transporte de soluto no solo, em experimentos com colunas finitas preenchidas com solo, tem sido objeto de várias pesquisas. Para se fazer estimativas de condições de campo, o ideal seria utilizar colunas com estrutura indeformada. Rossi et al. (2007) e Silva (2009) compararam os parâmetros de transporte determinados com solo estruturado e desestruturado (Terra Fina Seca ao Ar – TFSA), obtendo resultados diferentes para as duas condições do solo. Mas, devido às dificuldades inerentes à coleta e preparo de colunas de solo estruturado (CORWIN, 2000), bem como a grande variação dos resultados obtidos com esse material, o que implica em grande quantidade de colunas para se obter

representatividade (AKHTAR et al., 2003), a maioria dos trabalhos são feitos com TFSA ou com solo peneirado por malha de 4 mm.

Na Tabela 1 estão apresentados alguns dados relacionados aos ensaios de deslocamento de fluidos miscíveis feitos em colunas de solo desestruturado. Como pode ser observado, não há padronização das dimensões das colunas de solo e da velocidade de escoamento da solução no solo. Até nos trabalhos de comparação da condição do solo na coluna, de Rossi et al. (2007) e Silva (2009), as dimensões das colunas de TFSA foram diferentes daquelas de solo indeformado.

A falta de padronização em experimentos com colunas de solo também foi observada por Bromly et al. (2007), os quais analisaram vários artigos e os principais livros de métodos de análises físicas do solo da Sociedade Americana de Ciências do Solo.

Segundo Shukla et al. (2003), muitos experimentos de deslocamento foram realizados, em laboratório e no campo, na busca de validar os modelos matemáticos de transporte de solutos. No entanto, verificaram que a grande limitação destes experimentos é a pouca variação na velocidade e nas dimensões das colunas utilizadas.

Tabela 1 – Velocidade de avanço da solução no solo e dimensões das colunas de solo de alguns experimentos de deslocamento de fluidos miscíveis.

Diâmetro	Comprimento	Velocidade de avanço			Fonte
		RQo	LV	LVA	
.....cm.....	 cm h ⁻¹			
4,7	10,0			112,0	Matos et al. (1998)
4,7	15,0			23,2	Martinez et al. (2001)
2,6	20,0	556,8	240,0	171,6	Oliveira et al. (2004)
7,5	35,0		11,88	10,58*	Gomes et al. (2004)
5,0	20,0	21,16**		13,25	Ferreira et al. (2006)
7,5	30,0	23,58		3,03	Melo et al. (2006)
5,0	30,0	1,68	1,03	1,52	Barizon et al. (2006)
7,5	50,0		41,66		Anami et al. (2008)
5,6	30,0		6,60		Alcântra e Camargo (2010)

RQo – Neossolo Quartzarênico órtico; LV - Latossolo Vermelho e LVA – Latossolo Vermelho Amarelo. * Argissolo Vermelho Amarelo; ** Aluvial eutrófico.

Acredita-se que os parâmetros de transporte de solutos obtidos em experimentos de laboratório sejam dependentes das condições experimentais (BROMLY et al., 2007).

A variação na velocidade de escoamento aplicada nas colunas de lixiviação pode afetar os parâmetros de transporte obtidos (ÁLVAREZ-BENEDÍ, 1999). A influência da velocidade sobre o coeficiente dispersivo-difusivo tem sido bem relatada na literatura (BROMLY et al., 2007; LEWIS e SJÖSTROM, 2010).

Shukla et al. (2003) avaliaram a influência da velocidade de escoamento da solução e do comprimento da coluna de solo (0,10; 0,20 e 0,30 m) nos parâmetros de transporte de solutos em um solo franco (22% de argila e 44,5% de silte) e um franco-arenoso (12% de argila e 34,7% de silte). Com relação ao parâmetro D, no solo franco-arenoso foi observada relação linear com a velocidade, assumindo que $D = \lambda v$ ($R^2 > 0,98$) em que λ é a dispersividade. Em solo franco, uma alta relação de D com a velocidade foi obtida para $v \geq 0,09 \text{ cm h}^{-1}$, sendo o $D = \lambda v + D_0$ ($R^2 > 0,99$).

Alguns trabalhos realizados em campo observaram relação linear do D com a velocidade em escala logarítmica. Nielsen e Biggar (1976) avaliaram a influência da velocidade de escoamento da solução (v) sobre o D em uma área irrigada por inundação e observaram que o D pôde ser descrito como $D = 0,6 + 2,93v^{1,11}$ ($r = 0,795$). Do mesmo modo, Jaynes et al. (1988) descreveram o D em função da velocidade: $D = 13,3v^{1,17}$ ($r = 0,80$). Ainda para a condição de solo inundado, Costa e Prunty (2006) relataram D em função da velocidade: $D = 1,76v^{0,99}$ ($r = 0,65$).

A influência da velocidade sobre o fator de retardamento de solutos também tem sido observada na literatura, no entanto os resultados são inconsistentes. Nkedi-Kizza et al. (1983) observaram que os fatores de retardamento para o íon cloreto (Cl^-) e ($^3\text{H}^+$) diminuíram com o aumento da velocidade. Schulin et al. (1987) também observaram diminuição dos R para os íons trítio e brometo com o aumento na velocidade. Os autores atribuíram a diminuição do R ao menor tempo de residência do soluto na solução do solo à medida que a velocidade aumenta, provocando menor transferência de massa por difusão para dentro e fora da região com água imóvel. Contudo, resultado contrário foi observado por Shukla et al. (2003) e Wierenga e van Genuchten (1989) que constaram aumento do R com o aumento na velocidade, para condição de solo saturado e não saturado, respectivamente.

Matos et al. (1998), avaliando o movimento de alguns metais pesados no solo, observaram que o parâmetro R correlacionou com a massa específica de partícula e a porosidade total; no entanto, não houve correlação com a condutividade hidráulica, a velocidade de escoamento da solução e a macroporosidade. No que se refere ao parâmetro D, houve correlação significativa com a velocidade ($r > 0,90$), demonstrando a influência desta sobre a mobilidade dos metais por meio de transporte dispersivo.

Para a condição de campo ou em escalas de aquífero está bem estabelecido que a dispersividade aumenta com a distância de deslocamento (BUTTERS e JURY, 1989; GELHAR et al., 1992; BASHA e EL-HABEL, 1993). No entanto, resultados de estudos com colunas em laboratório, nos quais se avaliou o efeito do comprimento da coluna sobre a λ , apresentaram-se inconsistentes. Enquanto alguns estudos reportam a influência do comprimento da coluna na dispersividade (WIERENGA e van GENUCHTEN, 1989; HUANG et al., 1993; LI e GODRATI, 1995), outros relataram que esta permaneceu inalterada em relação ao comprimento da coluna (KHAN e JURY, 1990; SHUKLA et al., 2003). Bromly et al. (2007) avaliaram a λ encontrada em vários artigos que utilizaram colunas de solo desestruturado e em condição de saturação e observaram tendência desta diminuir com o comprimento da coluna, sendo os maiores valores observados para colunas de até 10,7 cm.

Assim, observa-se que os parâmetros de transporte de solutos são influenciados pelas condições experimentais como o comprimento da coluna e a velocidade de escoamento da solução, contudo essas relações ainda não são claras. Em quase todos os trabalhos, além de não se observar utilização de solos argilosos, os parâmetros de transporte de solutos como o D e a λ , obtidos empregando-se solutos não reativos, são utilizados para modelar condições de transporte reativo (BRUSSEAU, 1993), o que torna sua aplicação questionável.

2.3 Importância do potássio na agricultura

Em geral, o potássio é considerado o segundo nutriente mais exigido pelas espécies cultivadas no Brasil (MALAVOLTA, 2006). A importância do potássio na agricultura brasileira é reforçada pelo fato de que, a maioria dos solos brasileiros apresenta carência de K. Um dos motivos é que a forma solúvel, utilizada pela planta, é facilmente lixiviada no perfil do solo. Isso explica por que a presença de uma rocha matriz rica, não garante o suprimento abundante. Em solos originalmente sob Cerrado, ou sujeitos a intensa precipitação, como os ocorrentes em áreas tropicais, a carência de K é comum (KINPARA, 2003). Assim, a adubação potássica realizada de maneira adequada é fundamental para se obter produtividade satisfatória nos cultivos agrícolas.

O aproveitamento de resíduos agroindustriais na agricultura tem aumentado de forma considerável, visando a sustentabilidade das cadeias produtivas e a redução de impactos ambientais (RAMOS et al., 2008). Como pode ser observado na Tabela 2, o K é o nutriente presente em maior quantidade em alguns desses resíduos, como a vinhaça,

proveniente da indústria sucroalcooleira, a manipueira, gerada no processamento da mandioca e a água residuária da lavagem e beneficiamento dos frutos do cafeeiro.

Tabela 2 – Concentração de minerais em algumas águas residuárias agroindustriais.

Resíduo agroindustrial	N	P	K	Ca	Mg	Na
mg L ⁻¹					
Vinhaça ¹	425	150	3050,0	600	31,0	325
Manipueira ²	17,6	17,98	227,3	42,51	55,37	-
Lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro ³	160	13,9	204,7	30,5	15,3	77,1

¹Lyra et al. (2003); ²Saraiva et al. (2007); ³Ferreira et al. (2006).

Com a expansão do cultivo de cana-de-açúcar no Brasil para a produção de açúcar e álcool, cresce a preocupação com o destino final da água residuária da indústria sucroalcooleira e os riscos de contaminação ambiental. Segundo Piacente (2005), para cada litro de álcool produzido são gerados entre 10 e 15 litros de vinhaça.

Assim, estudos detalhados dos efeitos decorrentes da adsorção de potássio pela fração coloidal do solo e da mobilidade deste no perfil, são de grande importância para se ter adequada aplicação do nutriente nos cultivos agrícolas, prevenindo os impactos ambientais provenientes de sua utilização na agricultura.

A mobilidade do potássio no solo tem sido estudada por alguns autores, Oliveira et al. (2004) analisaram a mobilidade do potássio em cinco solos do Estado de Minas Gerais, variando a concentração deste e dos íons amônio e fosfato na solução deslocadora. Os autores não observaram relação nítida entre as concentrações dos solutos e os parâmetros de transporte obtidos. Silva (2009) avaliou a mobilidade do potássio em colunas de solo estruturado e desestruturado em dois tipos de solo do município de Viçosa-MG. Melo et al. (2006) analisaram a mobilidade do potássio e outros íons presentes em água residuária de manipueira em três tipos de solo do Estado de Minas Gerais. Ferreira et al. (2006) estudaram a mobilidade do potássio e outros íons presentes em água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro conilon em três tipos de solos do Estado do Espírito Santo.

Contudo, a falta de padronização das dimensões das colunas de solo e da velocidade de escoamento da solução aplicada, dificulta a comparação entre os resultados de diferentes trabalhos e tipos de solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa – UFV.

Os solos utilizados foram um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo) proveniente da cidade de Três Marias e um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) proveniente da cidade de Sete Lagoas em Minas Gerais, cujas amostras foram coletadas da camada de 0 a 20 cm, secas ao ar e passadas em peneiras de 2 mm.

As análises físicas foram feitas no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Solos da UFV, utilizando a metodologia da EMBRAPA (1997) adaptada por Ruiz (2005) para a análise granulométrica, e os métodos relacionados pela EMBRAPA (1997) para as demais determinações físicas e hídricas. As análises químicas foram realizadas no Laboratório de Rotina de Análises Químicas do Departamento de Solos da UFV, de acordo com os métodos apresentados em Defelipo e Ribeiro (1997). Os resultados dessas análises são apresentados na Tabela 3.

3.1 Preparo das colunas de lixiviação

As colunas de lixiviação foram feitas de tubos de PVC, com diâmetro interno de 47 mm e comprimentos proporcionais aos tratamentos mais uma folga para manter a carga hidráulica. Areia foi colada em toda parte interna do tubo para evitar o escoamento preferencial pelas paredes. Na extremidade inferior das colunas foram fixadas telas de malha fina (≤ 2 mm) e acima da tela um disco de lã de vidro, para se evitar a saída de partículas.

Os volumes internos correspondentes aos cinco comprimentos foram determinados e a quantidade de solo colocada em cada coluna proporcionou semelhante massa específica para as colunas de um mesmo tipo de solo. Essas quantias foram colocadas nas colunas em camadas de, aproximadamente, 2,0 cm e misturado sempre a camada anterior com a subsequente. A acomodação do solo era feita, periodicamente,

com toques dos dedos em torno do tubo. Depois de obtido o comprimento desejado, foi colocado um disco de lã de vidro para evitar distúrbios na superfície do solo ao interligar a coluna com a fonte de água (solução CaCl_2) ou solução de KCl.

Tabela 3 - Caracterização física e química do Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e do Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

Característica	LVd	RQo
Areia grossa (dag kg^{-1})	7	22
Areia fina (dag kg^{-1})	5	60
Silte (dag kg^{-1})	6	3
Argila (dag kg^{-1})	82	15
Massa específica do solo (g cm^{-3})	0,84	1,37
Massa específica das partículas ($\text{g}^3 \text{cm}^{-3}$)	2,62	2,63
Porosidade total ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)	0,68	0,48
pH em água (1: 2,5)	4,37	4,25
pH em KCl (1: 2,5)	4,14	4,01
Potássio trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	0,068	0,028
Sódio trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	0,0056	0,0056
Cálcio trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	0,95	0,08
Magnésio trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	0,06	0,02
Alumínio trocável ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	1,43	0,00
H + Al ($\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$)	11,2	3,4
Soma de bases trocáveis	1,08	0,13
Capacidade de troca catiônica efetiva	2,51	0,13
Capacidade de troca catiônica a pH 7,0	12,28	3,53
Índice de saturação por bases (%)	8,8	3,7
Índice de saturação por alumínio (%)	57	0,0
Fósforo trocável (mg dm^{-3})	2,8	3,3
Carbono orgânico (g kg^{-1})	62,1	7,6

Nota: Mat. Org. = C.Org. x 1,724 – Walkley-Black; pH em água, P, N e K – Extrator Mehlich 1; Ca, Mg e Al - Extrator KCl, 1 mol L⁻¹; H+Al - Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L⁻¹; Massa esp. do solo pelo método da proveta e de partícula pelo método do balão.

O volume de poros para cada tipo de solo e comprimento de coluna foi determinado utilizando-se a relação:

$$V_o = V_T \varepsilon = \pi r^2 L \left(1 - \frac{\rho_s}{\rho_p} \right) \quad (8)$$

em que:

V_o - volume de poros na coluna (cm^3);

V_T - volume total do solo na coluna (cm^3);

ε - porosidade do solo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$);

r - raio interno da coluna (cm);

L - altura de solo na coluna (cm);

ρ_s - massa específica do solo (g cm^{-3}) e

ρ_p - massa específica de partícula (g cm^{-3}).

As colunas com solo foram saturadas de forma ascendente por um período mínimo de 24 horas com uma solução de CaCl_2 $0,005 \text{ mol L}^{-1}$, utilizada com o intuito de desfavorecer a dispersão de argila. Terminada a saturação, as colunas foram conectadas aos frascos de Mariotte e aplicada a solução de CaCl_2 até obtenção de escoamento permanente.

3.2 Determinação da condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica do solo saturado foi determinada, nas próprias colunas de lixiviação, utilizando-se o método do permeâmetro de carga constante (EMBRAPA, 1997), no qual:

$$K_0 = \frac{V_p}{A t \left(\frac{L+l}{L} \right)} \quad (9)$$

em que:

K_0 - condutividade hidráulica (cm h^{-1});

V_p - volume de solução percolada na extremidade inferior da coluna (cm^3);

A - área da seção transversal da coluna (cm^2);

t - tempo para coleta do volume percolado (h);

L - altura da coluna (cm) e

l - carga de pressão no topo da coluna (cm).

Os testes de condutividade hidráulica foram realizados em dez colunas (duas para cada comprimento de coluna) de cada solo. As médias dos valores de K_0 obtidos

nas dez colunas foram usadas para se estabelecer as diferentes velocidades nas colunas de lixiviação.

3.3 Ensaios de lixiviação

Após a determinação da condutividade hidráulica, as cargas de pressão nas superfícies do solo das colunas foram estabelecidas de modo a se obter quatro velocidades 37,0; 40,7; 44,4 e 48,1 cm h⁻¹ para o RQo e 62,0; 68,2; 74,4 e 80,6 cm h⁻¹ para o LVd.

Após atingir o escoamento permanente na coluna de lixiviação, a solução de CaCl₂ foi substituída pela solução de KCl com concentração $C_0 = 130 \text{ mg L}^{-1}$ de K. Esta solução foi aplicada até que o volume infiltrado correspondesse a sete volumes de poros para o LVd e cinco volumes de poros para o RQo (OLIVEIRA et al., 2004). Na extremidade inferior da coluna foram coletados volumes de efluente divididos em 18 intervalos de mesmo volume para cada comprimento de coluna, que corresponderam a aproximadamente 0,28 e 0,39 volumes de poros para o solo arenoso e argiloso, respectivamente. Quando o efluente atingia o volume pré estabelecido no recipiente de coleta era retirada a amostra e, posteriormente, o volume era aferido em proveta. Na sequência retirava-se uma alíquota que era acondicionada em recipiente de vidro, fechado hermeticamente e guardada em freezer para análise posterior. Na Figura 4 estão apresentados os permeâmetros montados para a realização dos testes de lixiviação com solução de KCl em colunas de diferentes comprimentos.



Figura 4 – Permeômetros com colunas de lixiviação de comprimentos iguais a 50, 40, 30, 20 e 10 cm.

As amostras da solução efluente de potássio foram analisadas por fotometria de emissão de chama, obtendo-se assim a concentração de K efluente (C) e a concentração relativa (C/C_0). As concentrações relativas e os respectivos números de volumes de poros foram utilizados para elaborar as curvas experimentais de efluente de cada tratamento.

O fluxo médio, durante o ensaio de lixiviação, foi calculado utilizando-se a equação:

$$q = \frac{V_p}{A t} \quad (10)$$

em que,

q - fluxo da solução percolada (cm h^{-1}).

A partir do fluxo calculou-se a velocidade média da solução por meio de:

$$v = \frac{q}{\varepsilon} \quad (11)$$

v - velocidade média de escoamento no meio poroso (cm h^{-1}) e

ε - porosidade do solo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$).

3.4 Determinação dos parâmetros de transporte

Os parâmetros de transporte R , D e P_e foram obtidos utilizando-se o programa computacional Disp (BORGES JÚNIOR e FERREIRA, 2006), usando-se o modelo A-1, o qual ajusta aos dados experimentais as soluções matemáticas da equação diferencial de transporte de solutos no solo (eq. 12) com base na menor soma dos mínimos quadrados dos resíduos.

$$R \frac{dC}{dt} = D \frac{d^2C}{dx^2} - v \frac{dC}{dx} \quad (12)$$

O programa considera isoterma de sorção linear para se determinar o fator de retardamento (eq. 6).

Os dados de q , ε , L , número de volumes de poros e C/C_0 foram determinados, experimentalmente, para cada combinação de comprimento e velocidade. A dispersividade (λ) foi calculada usando a equação '1' e considerando n e ξ iguais a 1. O valor de D_0 para a difusão do KCl em água pura foi de $0,0713 \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$ (LOBO et al., 1998).

Testou-se, para cada solo, cinco comprimentos das colunas de lixiviação (10; 20; 30; 40 e 50 cm) e quatro velocidades de escoamento da solução (1,0; 1,1; 1,2 e 1,3 vezes uma velocidade média). Os experimentos foram instalados num esquema em parcelas subdivididas, tendo as velocidades de escoamento da solução como parcelas e os comprimentos das colunas como subparcelas. O delineamento experimental foi em blocos casualizados (DBC), com três repetições.

As velocidades medias da solução, determinadas em cada coluna, foram submetidas ao teste Tukey a 5% de significância para conferir se não houve diferença entre os diferentes comprimentos de coluna. Os valores de D , R , λ e P_e obtidos operando-se os permeâmetros sob as quatro magnitudes de fluxo e os cinco comprimentos das colunas de cada solo foram submetidos à análise de variância e de regressão utilizando-se, para isso, o software SAEG 9.1. Os modelos foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, utilizando-se o teste 't', no coeficiente de determinação e na análise de resíduo.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise das condições do escoamento nas colunas

Na Tabela 4 estão apresentados os resultados da condutividade hidráulica para os dois solos e cinco comprimentos de colunas de lixiviação avaliados. Pode se observar que para o LVd a coluna de 20 cm apresentou valores de K_0 maior que as de 10, 40 e 50 cm. Para o RQo não houve diferença significativa dos valores de K_0 entre as colunas.

Tabela 4 - Médias das condutividades hidráulicas do solo saturado (K_0), em cm h^{-1} obtidas nas colunas de lixiviação, de diferentes comprimentos, preenchidas com um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e com um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

Solo	Comprimento da coluna de lixiviação (cm)					K_0^* média
	10	20	30	40	50	
LVd	35,70b	43,00a	37,66ab	35,98b	34,98b	37,46
RQo	13,86a	12,75 a	12,61a	11,77a	13,25a	12,85

Para cada solo, as médias seguidas da mesma letra minúscula nas linhas não diferem entre si em nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.* Corrigidas para 20 °C.

Na Tabela 5 estão apresentados os valores de velocidade de escoamento da solução para os diferentes fluxos aplicados e comprimentos de colunas avaliados. Como pode ser observado, foi possível diferenciar quatro magnitudes de velocidades aplicadas para cada solo. A média das quatro diferentes velocidades obtidas no LVd foram de 61,90; 69,12; 74,88 e 80,86 cm h^{-1} , e no RQo foram de 37,16; 40,57; 44,0 e 48,07 cm h^{-1} . Também pode ser observado que, para ambos os solos, não houve diferença significativa da velocidade entre os diferentes comprimentos das colunas de lixiviação. Esses resultados são importantes, pois confirmam a aplicação adequada dos tratamentos velocidades de escoamento da solução.

Os valores de velocidades de escoamento da solução observadas no solo argiloso (LVd) podem ser consideradas elevadas, no entanto, altas velocidades de escoamento têm sido relatadas em trabalhos com colunas de lixiviação que foram preenchidas com

Latossolos. Matos et al. (1999) obtiveram velocidade média da solução em um Latossolo Vermelho-Amarelo de 112 cm h⁻¹. Oliveira et al. (2004) apresentaram velocidades médias de escoamento em três Latossolos Vermelhos distróficos e em um Latossolo Vermelho-Amarelo de 295, 143, 240 e 171 cm h⁻¹, respectivamente. Segundo os autores, é a estrutura granular dos Latossolos que propicia elevada porosidade, principalmente, de macroporos, favorecendo o desenvolvimento de altas velocidades de escoamento nestes solos.

Tabela 5 - Médias das quatro diferentes velocidades de escoamento da solução de potássio (cm h⁻¹) aplicadas nas colunas de lixiviação com os diferentes comprimentos, para o Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e o Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

Classe de Velocidade	Comprimento da coluna de lixiviação (cm)					Velocidade média
	10	20	30	40	50	
LVd						
V _{1L}	60,80 dA	61,12 dA	63,20 dA	62,20 dA	62,19 dA	61,90 d
V _{2L}	67,94 cA	67,13 cA	69,92 cA	70,31 cA	70,32 cA	69,12 c
V _{3L}	74,59 bA	74,75 bA	75,34 bA	74,66 bA	75,08 bA	74,88 b
V _{4L}	80,16 aA	80,40 aA	81,16 aA	81,38 aA	81,22 aA	80,86 a
RQo						
V _{1R}	37,24 dA	36,87 dA	37,16 dA	36,93 dA	37,60 dA	37,16 d
V _{2R}	40,00 cA	40,13 cA	40,22 cA	41,01 cA	41,48 cA	40,57 c
V _{3R}	43,09 bA	43,66 bA	44,24 bA	44,52 bA	44,46 bA	44,00 b
V _{4R}	47,45 aA	48,27 aA	48,26 aA	48,33 aA	48,05 aA	48,07a

Para cada solo, as médias seguidas da mesma letra minúscula nas colunas e maiúsculas nas linhas não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

De acordo com a condutividade hidráulica média do solo saturado e as velocidades médias obtidas, os gradientes hidráulicos obtidos para o LVd foram de 1,12; 1,25; 1,36 e 1,47. Para o RQo os gradientes foram de 1,39; 1,51; 1,64 e 1,79. Devido à grande variação existente na K₀, as 10 colunas utilizadas no início de cada experimento para determinar a K₀ média dos solos não foram representativas, principalmente no que se refere ao solo arenoso, o que acarretou os elevados gradientes médios obtidos neste solo.

Os números de Peclet médios, obtidos para os diferentes comprimentos das colunas e solos utilizados estão apresentados na Tabela 6. Não houve diferença no número de Peclet para as diferentes velocidades de escoamento, o que indica que o coeficiente dispersivo-difusivo apresenta relação linear com a velocidade de escoamento aplicada (NKEDI-KIZZA et al., 1983; SCHULIN et al., 1987).

Tabela 6 - Médias dos números de Peclet (P_e) obtidos nas colunas de lixiviação, de diferentes comprimentos, preenchidas com um Latossolo Vermelho distrófico (LVd) e com um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

Solo	Comprimento da coluna de lixiviação (cm)					P_e médio
	10	20	30	40	50	
LVd	5,70	11,08	13,90	13,90	14,77	11,87
RQo	8,19	9,97	10,25	13,20	15,02	13,89

Observa-se que, com o aumento do comprimento da coluna o número de Peclet tende a aumentar, o que indica que quanto maior o comprimento da coluna menor a influência do mecanismo de difusão e a dispersão torna-se proporcional à velocidade de escoamento da solução (SUN, 1996).

4.2 Análise dos parâmetros de transporte

4.2.1 Latossolo Vermelho distrófico

Os formatos das curvas de efluentes demonstram o comportamento do soluto em função do tipo de solo, do comprimento da coluna e da velocidade de escoamento da solução. O valor do número de volumes de poros (n_p) para concentração relativa igual a 0,5 é um indicador do retardamento do movimento do soluto em relação à solução deslocadora. Quanto maior o número de volume de poros para a C/C_0 igual a 0,5, maior o fator de retardamento do soluto, ou seja, maior a interação do soluto ao solo devido aos processos de adsorção específica, adsorção ao complexo de troca ou mesmo por processos de precipitação. As curvas de efluente do LVd, obtidas para cada comprimento da coluna e velocidade de escoamento da solução, estão apresentadas na Figura 5. Observa-se que o fator de retardamento do soluto diminuiu com o aumento do comprimento da coluna e, com exceção da coluna de 40 cm, aumentou com o aumento da velocidade de escoamento.

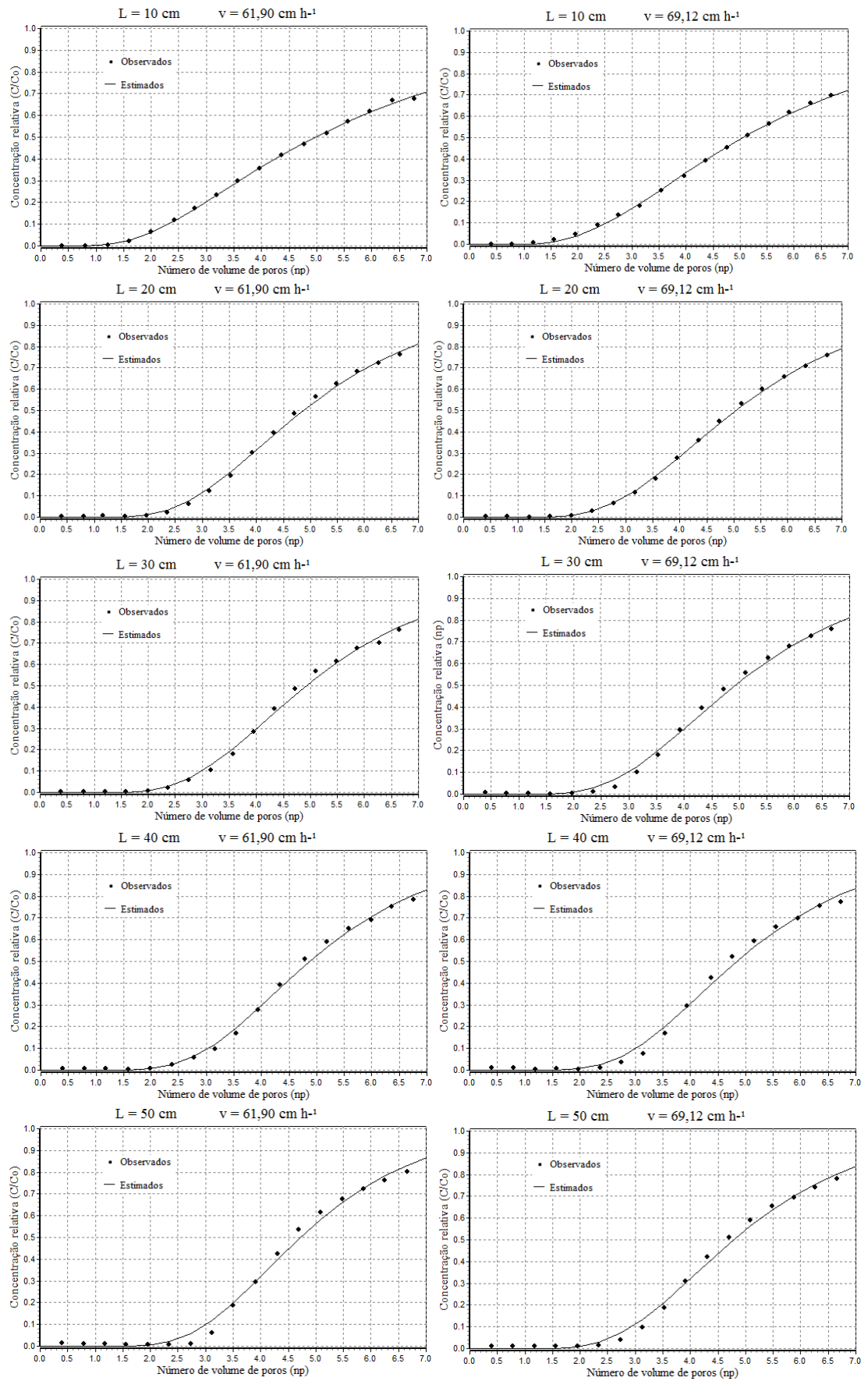


Figura 5 – Curvas de efluente simuladas pelo DISP e experimentais, obtidas para cinco diferentes comprimentos das colunas de lixiviação (L) e quatro velocidades de escoamento da solução do solo (v), num Latossolo Vermelho distrófico (LVAd).

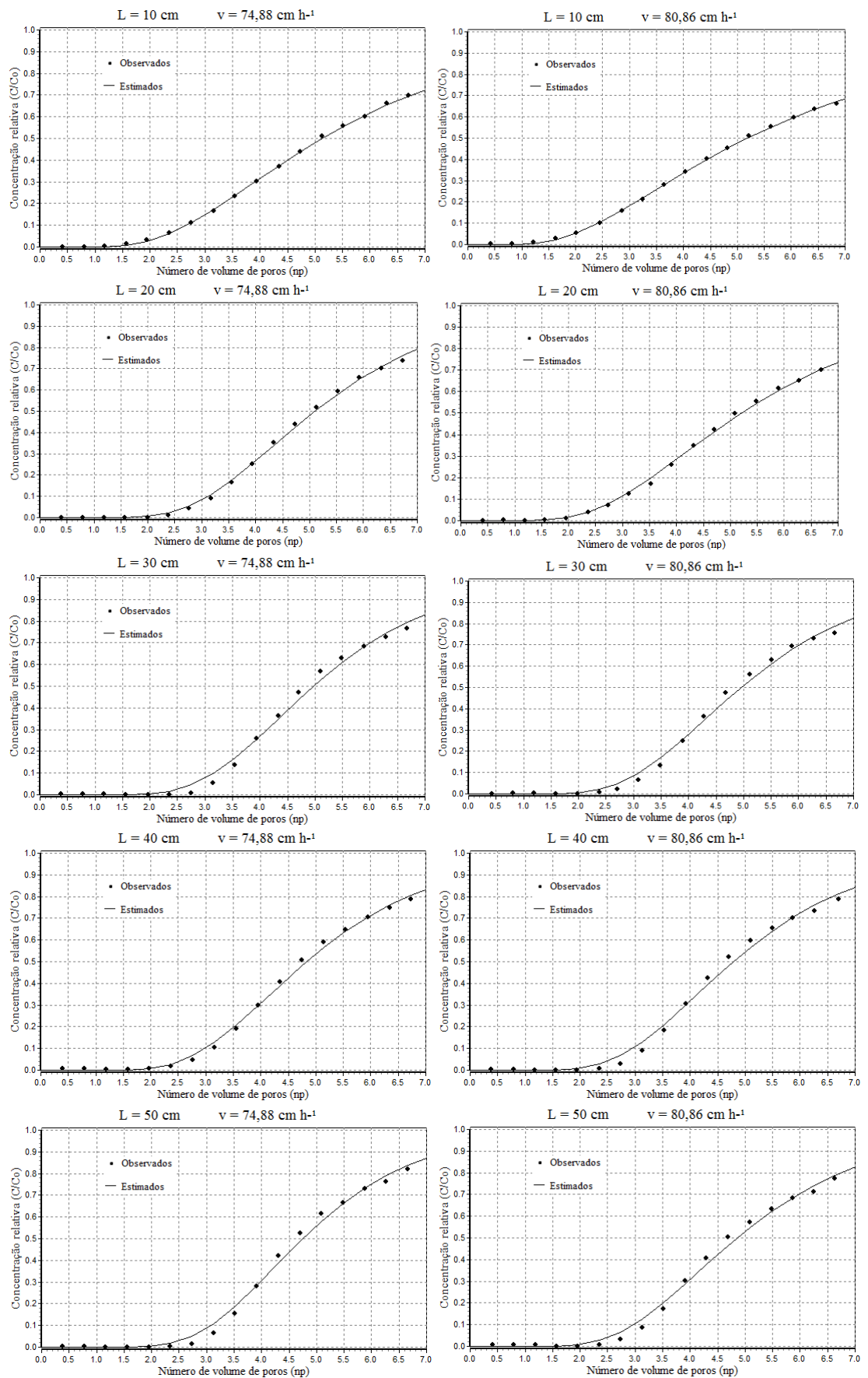


Figura 5 – Continuação ...

A influência do comprimento da coluna no fator de retardamento foi constatada pelo teste 't', demonstrando que houve relação linear simples negativa, do fator de retardamento com o comprimento da coluna, como pode ser observado na Figura 6.

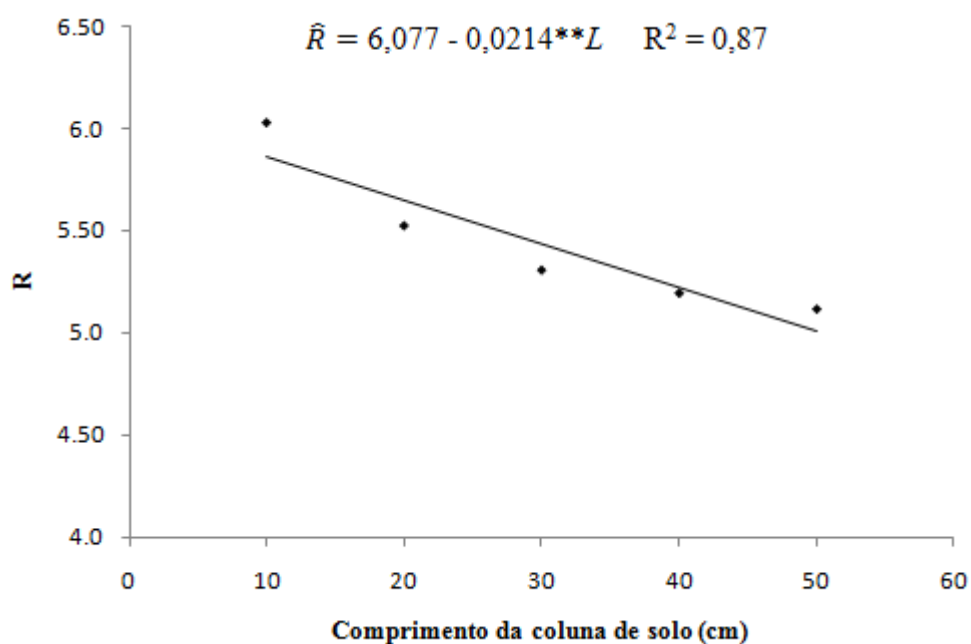


Figura 6 – Fator de retardamento (R) de potássio estimado (—) e médias dos valores experimentais (•) observados num Latossolo Vermelho distrófico (LVd), em função do comprimento da coluna de solo (L). Nota: ** significativo a 1%, pelo teste t.

A diminuição do fator de retardamento pode ser explicada pela diminuição no coeficiente de distribuição com o aumento do comprimento da coluna de solo, já que, os outros termos que descrevem R não variaram com o comprimento da coluna. A influência do L sobre o fator de retardamento não foi observada em outros trabalhos que avaliaram o efeito do comprimento da coluna sobre os parâmetros de transporte de solutos (WIERENGA e van GENUCHTEN, 1989; SHUKLA et al., 2003), contudo, esses trabalhos foram feitos com solutos não reativos e tiveram menor número de avaliações.

A velocidade de escoamento também apresentou influência significativa sobre o fator de retardamento do potássio no LVd, com ajuste de regressão linear simples positiva, como pode ser observado na Figura 7.

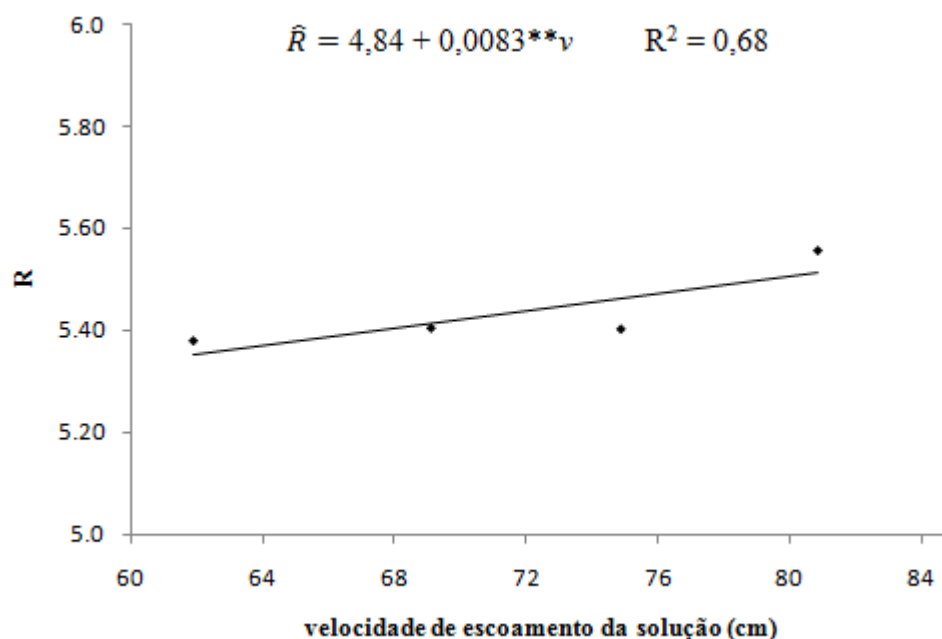


Figura 7 – Fator de retardamento (R) de potássio estimado (—) e médias dos valores experimentais (•) observados num Latossolo Vermelho distrófico (LVd), em função da velocidade de escoamento da solução (v). Nota: ** significativo a 1%, pelo teste t.

O aumento do fator de retardamento com a velocidade, apesar de pequeno, não era esperado, visto que, a velocidade não é usada para se calcular o R (eq. 6). No entanto, essa relação já foi observada em outros trabalhos. Shukla et al. (2003) observaram aumento do R do ânion cloreto (Cl^-) de 0,8 para 1,2 com o aumento da velocidade para a condição de solo saturado, o que atribuíram à diminuição da região de exclusão aniônica com o aumento da velocidade. Wierenga e van Genuchten (1989) também observaram aumento do R do ânion cloreto (Cl^-), assim como do R do cátion trítio ($^3\text{H}^+$) com o aumento da velocidade. Para o cátion $^3\text{H}^+$ não foi apresentada justificativa para este resultado mas, para o Cl^- foi justificado a diminuição da região de exclusão aniônica.

A diminuição do fator de retardamento com o aumento da velocidade também foi observada em alguns trabalhos. Oliveira (2001) observou diminuição do R do íon fosfato com o aumento da velocidade. Schulin et al. (1987) observaram esse efeito para os íons $^3\text{H}^+$ e brometo (Br^-). Nkedi-Kizza et al. (1983) também encontraram menores fatores de retardamento para Cl^- e $^3\text{H}^+$ com o aumento da velocidade, o que atribuíram ao menor tempo de residência do soluto na solução do solo à medida que a velocidade aumenta, provocando menor transferência de massa por difusão para dentro e fora da região com água imóvel.

Os valores do fator de retardamento estimados pela equação da Figura 6, diminuíram de 5,86 para 5,01 para as colunas de 10 a 50 cm, respectivamente. Esses valores estão entre os valores observados por Silva (2009) para um Argissolo Vermelho Amarelo eutrófico (PVAe) típico caulinitico fase terraço, e um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd), que apresentaram fatores de retardamento médios para o potássio de 6,43 e 1,72, respectivamente. As colunas preenchidas com os solos desestruturados, tinham 20 cm de comprimento e as velocidades de escoamento da solução foram de 9,33 e 23,37 cm h⁻¹ no PVAe e LVAd, respectivamente.

Analisando o movimento de potássio presente em água residuária de manipueira em três tipos de solo, Melo et al. (2006) obtiveram fatores de retardamento de 1,52 para um Latossolo Amarelo distrófico (LAd) e de 2,39 para um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (LVAd). As colunas utilizadas foram de 30 cm de comprimento e as velocidades médias da solução foram de 18,52 e 3,03 cm h⁻¹, no LAd e LVAd, respectivamente.

Ferreira et al. (2006) avaliaram o movimento de potássio presente na água residuária de café conilon em colunas de solo, utilizando colunas de 20 cm e relataram fator de retardamento de 1,27 para um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico (PVAd) com velocidade de escoamento da solução de 17,34 cm h⁻¹ e fator de retardamento de 2,58 para um Latossolo Vermelho Amarelo eutrófico (LVAe) com velocidade de escoamento da solução de 13,25 cm h⁻¹.

Oliveira et al. (2004) avaliaram o movimento de potássio no mesmo LVd estudado no presente trabalho e obtiveram um fator de retardamento médio de 4,18. Considerando o comprimento da coluna de 20 cm utilizado por Oliveira et al. (2004), o fator de retardamento estimado em função do comprimento da coluna (Figura 6) seria igual a 5,65. Esse valor está acima da média, contudo, é menor que o R de 6,57 encontrado pelos autores para o potássio presente numa solução contendo 75 mg L⁻¹ de potássio, 15 mg L⁻¹ de fósforo e amônio e com velocidade da solução de 219,6 cm h⁻¹.

O coeficiente dispersivo-difusivo do potássio apresentou relação linear múltipla em função da velocidade de escoamento e do comprimento da coluna de solo, como pode ser observado na Figura 8. Os valores estimados variaram de 87,3 cm² h⁻¹ na coluna de 10 cm e v de 61,9 cm h⁻¹, para 277,26 cm² h⁻¹ na coluna de 50 cm e v de 80,86 cm h⁻¹.

Os coeficientes dispersivos-difusivos de potássio observados por Oliveira et al., (2004) podem ser considerados altos, com uma média de 58 cm² min⁻¹ o que representa um D de 3480,0 cm² h⁻¹. Silva (2009) relatou coeficiente dispersivo-difusivo de 28,8

$\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ para o PVAe e de $12,12 \text{ cm}^2 \text{h}^{-1}$ para o LVAd. Melo et al. (2006) relataram valores de $30,8 \text{ cm}^2 \text{h}^{-1}$ para o LAd e de $6,1 \text{ cm}^2 \text{h}^{-1}$ para o LVAd. Ferreira et al. (2006) apresentaram valores de $12,84 \text{ cm}^2 \text{h}^{-1}$ para o PVAd e de $2,58 \text{ cm}^2 \text{h}^{-1}$ para o LVAe.

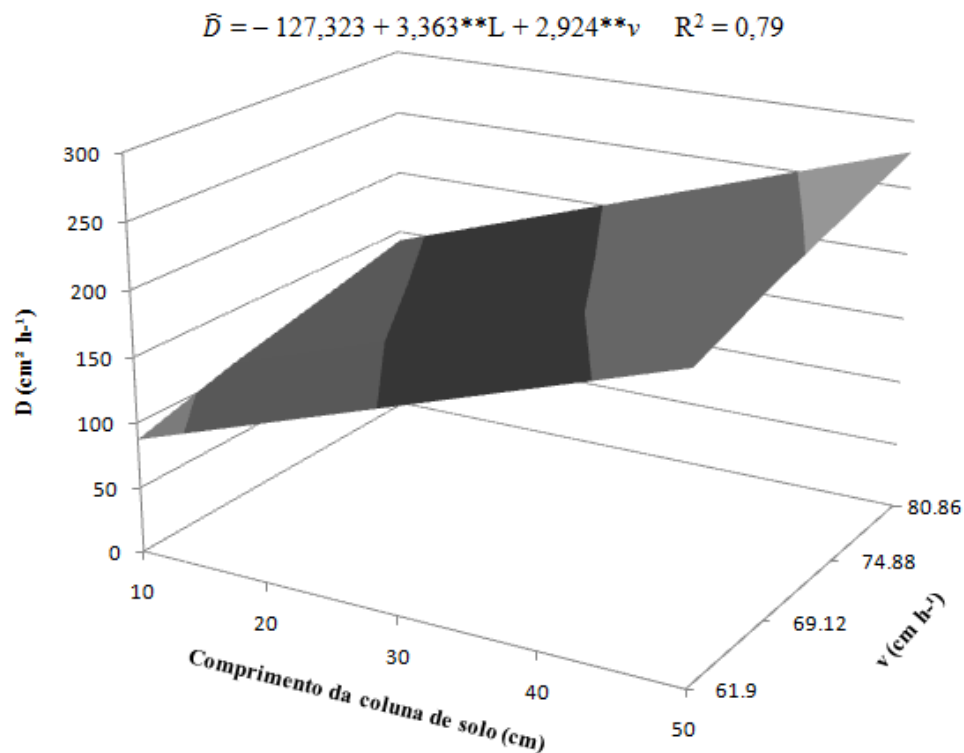


Figura 8 – Estimativas do Coeficiente dispersivo-difusivo (D) de potássio num Latossolo Vermelho distrófico (LVd), em função de colunas de solo com 10 a 50 cm de comprimento (L) e de velocidades de escoamento da solução (v) de 61,9 a 80,86 cm h^{-1} . Nota: ** significativo a 1%, pelo teste t.

A relação linear da velocidade de escoamento da solução com o D tem sido relatada em vários trabalhos com colunas de lixiviação (SHUKLA et al., 2003; BROMLY et al., 2007; LEWIS e SJÖSTROM, 2010).

Considerando a condição de solo insaturado, James e Rubin (1986) e Wierenga e van Genuchten (1989) também observaram relação do D com a v em colunas montadas em laboratório com solo desestruturado.

Wierenga e van Genuchten (1989) também avaliaram a influência do comprimento da coluna nos parâmetros de transporte utilizando para isso, uma coluna com 6 metros de comprimento e coletando amostras em várias profundidades. Os autores não observaram relação clara do D com o comprimento da coluna, pois este aumentou até 4 metros, mas diminuiu aos 5 metros de profundidade.

Biggar e Nielsen (1976) e Jaynes et al. (1988), avaliando o movimento de solutos num experimento em campo sob condição de irrigação por inundação,

coletando-se amostras em várias profundidades (0,3 a 1,83 m e 0,3 a 3,0 m, respectivamente), encontraram relação aproximadamente linear do D com a velocidade, mas não observaram relação do D com a profundidade amostrada.

A influência do comprimento da coluna de lixiviação sobre o parâmetro D pode ser atribuída ao aumento na dispersividade, que é uma propriedade intrínseca do solo (LEWIS e SJÖSTROM, 2010). De acordo com a equação 1, D é uma função da dispersividade, do coeficiente de difusão do soluto em água e da velocidade de escoamento da solução, sendo que, para uma mesma velocidade aplicada, os dois últimos termos não variaram para os diferentes comprimentos das colunas utilizados.

A dispersividade do potássio no LVd apresentou ajuste de regressão linear simples em função do comprimento da coluna de solo, tal como pode ser observado na Figura 9.

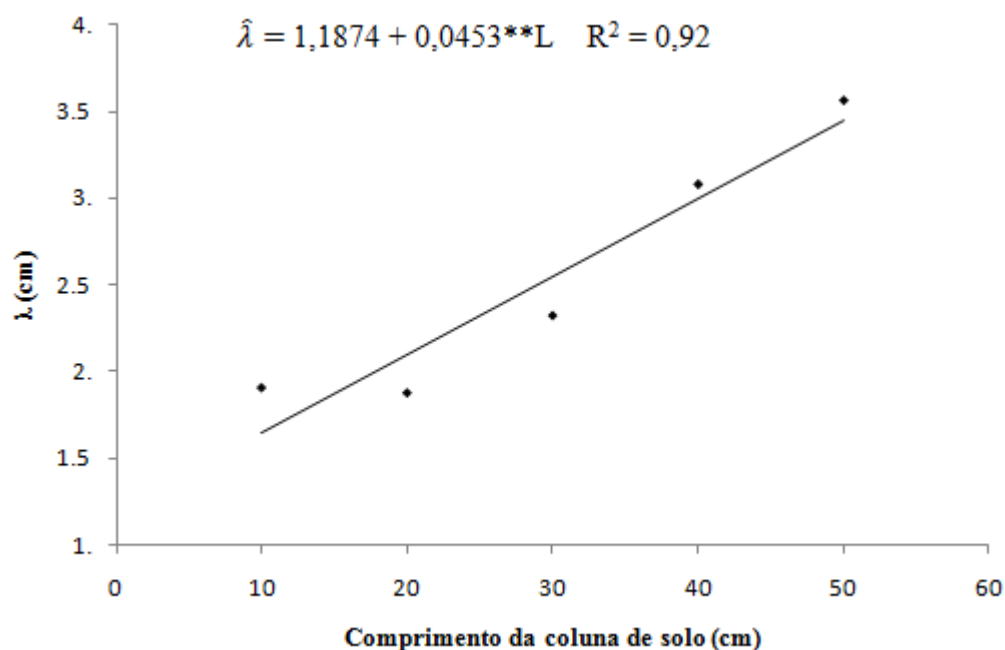


Figura 9 – Valores da dispersividade (λ) estimada do potássio (—) e médias dos valores experimentais (•) observados num Latossolo Vermelho distrófico (LVd) em função do comprimento da coluna de solo (L). Nota: ** significativo a 1%, pelo teste t.

O aumento da dispersividade com a distância do ponto de aplicação da solução deslocadora não é consistente com o significado físico da λ (SUN, 1996). No entanto, está bem estabelecido que a dispersividade aumenta com o aumento do percurso (efeito escala) tanto para escala de campo quanto em escala de aquífero (BUTTERS e JURY, 1989; GELHAR et al., 1992; BASHA e EL-HABEL, 1993). Vários outros trabalhos com colunas de solo ou em campo também relataram esse efeito.

A dispersividade estimada em função do comprimento da coluna de solo, para o LVd, de acordo com a Figura 9, aumentou de 1,64 cm, na coluna de 10 cm para 3,45 cm, na coluna de 50 cm.

Segundo Wierenga e van Genuchten (1989), a dispersividade variou de aproximadamente 1 cm em colunas com 30 cm de comprimento para 5 cm em uma coluna de 6 metros de comprimento. Huang et al. (1995) também observaram variações na λ de 1 a 5 cm para uma coluna de solo arenoso, saturado, de 12,5 metros de comprimento e montada na posição horizontal.

4.2.2 Neossolo Quartizarênico órtico

Na Figura 10 estão apresentadas as curvas de efluente do potássio para o Neossolo Quartizarênico órtico. Observa-se que houve tendência do fator de retardamento diminuir com o aumento do comprimento da coluna de solo e não foi identificada tendência do fator de retardamento em função da velocidade de escoamento. Comparando o que está apresentado na Figura 10 com o que está apresentado na Figura 5, é possível observar que o fator de retardamento foi maior para o LVd, o que é justificado pelo maior teor de argila e capacidade de troca catiônica deste solo (Tabela 3). De acordo com o que está apresentado nas Figuras 5 e 10, observa-se que a recomendação de Ruiz et al. (2010) de utilizar apenas 2 volumes de poros para se estudar o movimento de potássio no solo, não é suficiente para nenhum dos solos avaliados.

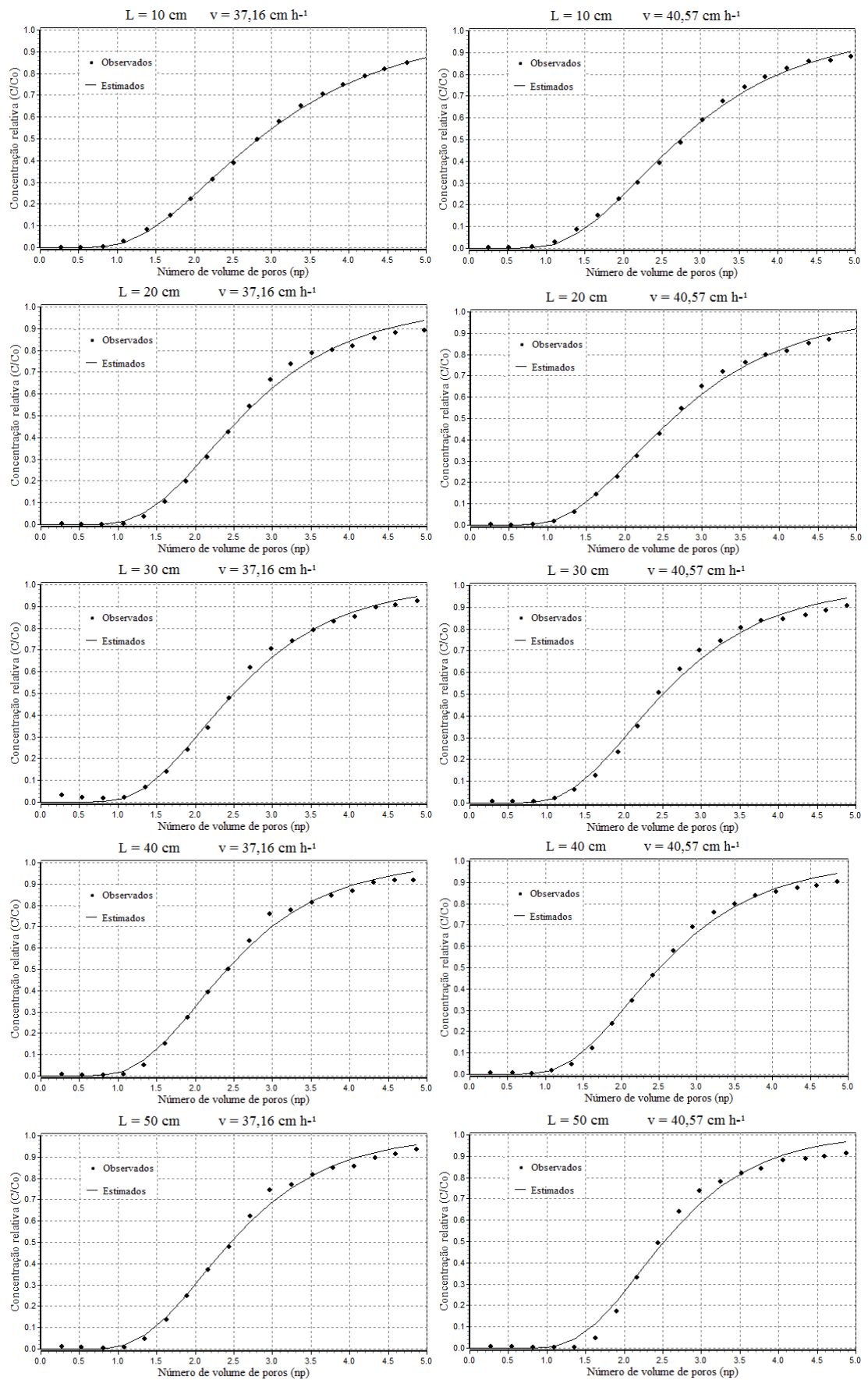


Figura 10 – Curvas de efluente simuladas pelo Disp e experimentais obtidas para cinco diferentes comprimentos das colunas de lixiviação (L) e quatro velocidades de escoamento da solução do solo (v), num Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

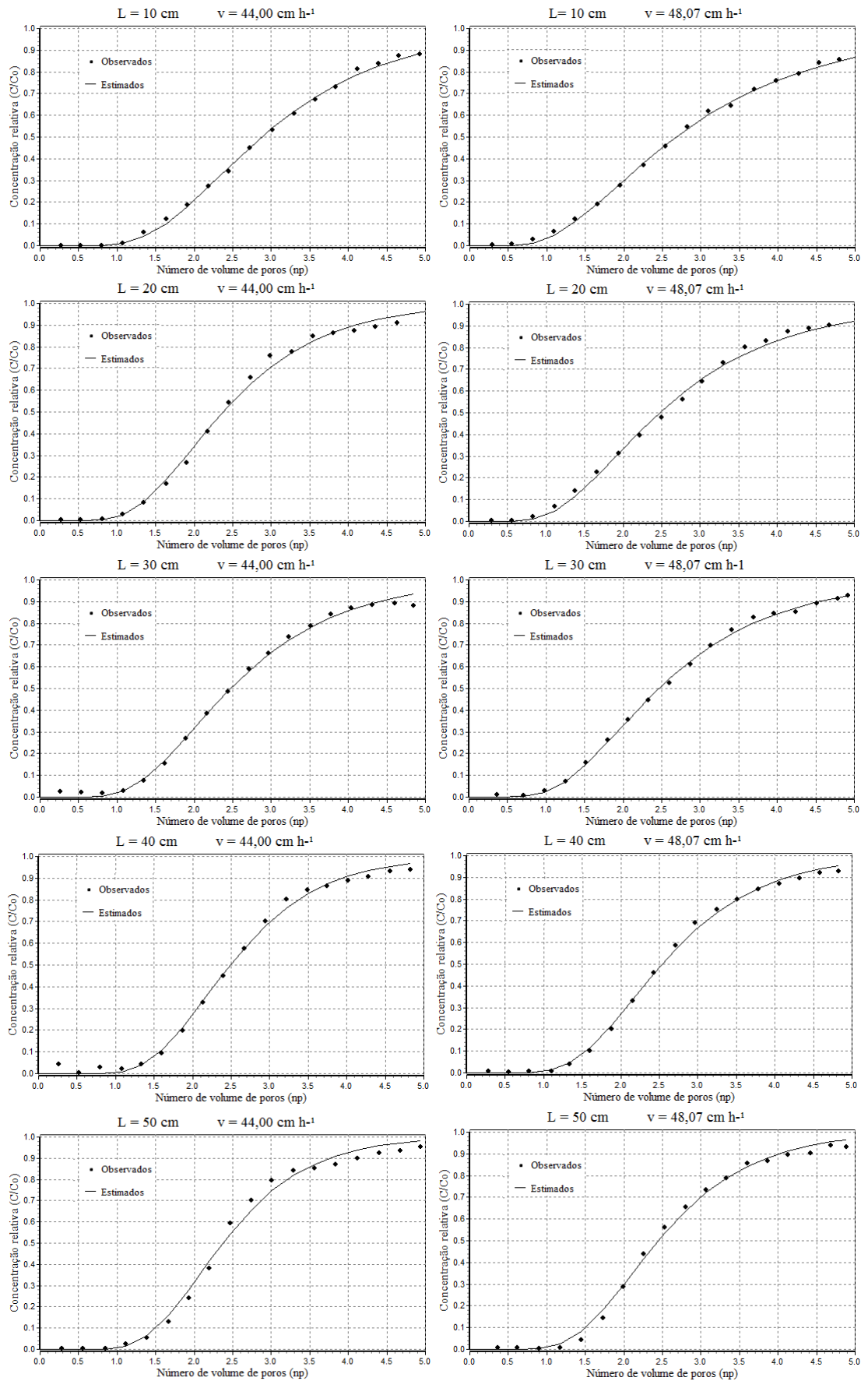


Figura 10 – Continuação ...

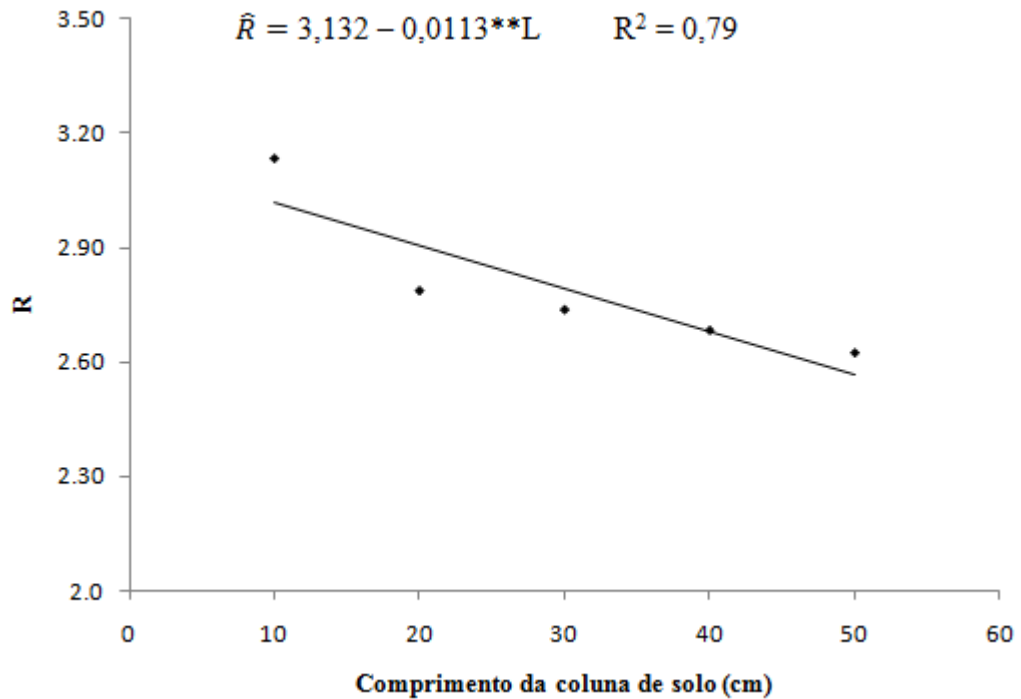


Figura 11 – Fator de retardamento (R) de potássio estimado (—) e médias dos valores experimentais (•) observados num Neossolo Quartzarênico órtico (RQo), em função do comprimento da coluna de solo (L). Nota: ** significativo a 1%, pelo teste t.

Assim como foi observado para o LVd, o fator de retardamento do potássio no RQo também apresentou ajuste de regressão linear simples negativa, em função do comprimento da coluna de solo, tal como pode ser observado na Figura 11.

Esses resultados são semelhantes aos encontrados para o LVd, demonstrando haver influência do comprimento da coluna sobre o fator de retardamento do potássio, o que é atribuído ao coeficiente de distribuição do potássio no solo. Os valores estimados para R em função do comprimento da coluna diminuíram de 3,02 para a coluna de 10 cm, para 2,57 para a coluna de 50 cm. De acordo com as equações apresentadas nas Figuras 6 e 11, a influência do comprimento da coluna foi maior no LVd.

O aumento da coluna de solo favorece o aumento na desuniformidade do preenchimento da coluna que, aliado ao efeito da gravidade, pode provocar regiões com maior compactação do solo próximo à base da coluna, o que ocasiona zonas com menor mobilidade da solução ou até mesmo com conteúdo de água imóvel onde o solo participa dos processos de adsorção e desorção apenas por difusão. Por outro lado, como as colunas apresentam a mesma massa específica do solo, há regiões nas colunas maiores, com poros maiores, que favorecem aumento da velocidade de escoamento nesses poros e menor tempo de interação entre o solo e o soluto. Esse menor tempo de interação solo-soluto e a diminuição da quantidade de solo capaz de adsorver o soluto

pelos mecanismos de dispersão e fluxo em massa, favorecem a diminuição do fator de retardamento.

Os valores do fator de retardamento estimados para o RQo foram maiores que o fator de retardamento observado por Melo et al. (2006), que apresentou média de 1,18 para um Neossolo Quartzarênico órtico espódico (RQo) com a velocidade da solução de 23,58 cm h⁻¹, e maiores do que os 1,22 relatados por Ferreira et al. (2006) para um solo aluvial eutrófico, com velocidade da solução de 21,16 cm h⁻¹. Oliveira et al. (2004) também avaliaram o movimento de potássio num RQo e observaram valores superiores, com fator de retardamento médio de 3,16 para velocidade média da solução de 556,8 cm h⁻¹. Os resultados obtidos pelos autores variaram de 3,93 a 2,46 em função da concentração de potássio, fósforo e amônio na solução deslocadora.

No RQo avaliado no presente trabalho não foi constatada influência da velocidade de escoamento da solução sobre o fator de retardamento. Resultado semelhante foi observado por Oliveira (2001), para os fatores de retardamento dos íons potássio e amônio avaliados em cinco solos, e por Matos et al. (1998) que, analisando o fator de retardamento de zinco, cobre, cádmio e chumbo em três tipos de solos, encontraram relação deste apenas com a porosidade total e com a massa específica de partícula.

No que diz respeito à dispersão, quando as curvas de efluentes se apresentam mais verticalizadas, com maior declividade, há indicativos de baixa dispersão-difusão do soluto no meio. E quando as curvas se apresentam mais horizontalizadas, com menor declividade, há maior dispersão-difusão do soluto no meio. Comparando os dois solos, observa-se que as curvas de efluente do LVd apresentaram menor declividade, indicando maior dispersão do potássio neste solo.

O coeficiente dispersivo-difusivo do potássio no RQo, assim como observado para o LVd, também apresentou ajuste de regressão linear múltipla em função do comprimento da coluna e da velocidade de escoamento da solução. Os resultados estão apresentados na Figura 12.

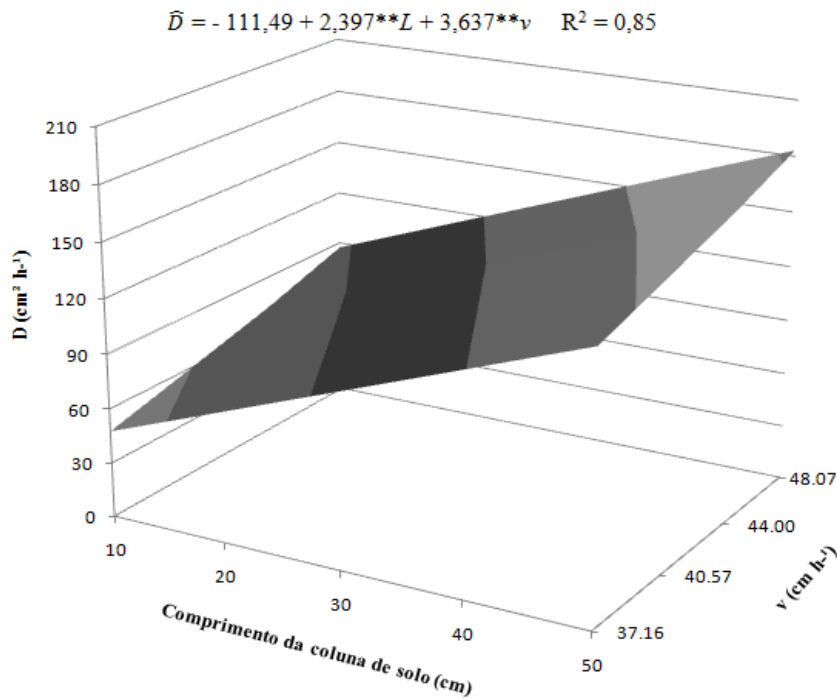


Figura 12 – Estimativas do Coeficiente dispersivo-difusivo (D) de potássio num Neossolo Quartzarênico órtico (RQo), em função de colunas de solo com 10 a 50 cm de comprimento (L) e de velocidades de escoamento da solução (v) de 37,16 a 48,07 cm h⁻¹. Nota: ** significativo a 1%, pelo teste t.

Como foi mencionado anteriormente, para o LVd, a relação do coeficiente dispersivo-difusivo com a velocidade de escoamento da solução tem sido comumente citada na literatura (BROMLY et al., 2007; LEWIS e SJÖSTROM, 2010). Para a condição de solo arenoso (88% de areia e 7% de argila), Álvarez-Benedí et al. (1999), avaliando o efeito do fluxo (0,6 a 6,0 cm min⁻¹) no parâmetro D, utilizando um soluto não reativo (PentaFluorobenzoato), observaram relação linear do D com a velocidade da solução.

Os valores de D estimados pela equação da Figura 12 variaram de 47,63 cm² h⁻¹, para a velocidade da solução de 37,16 cm h⁻¹ e comprimento da coluna de 10 cm a 183,19 cm² h⁻¹ para a velocidade da solução de 48,07 cm h⁻¹ e comprimento da coluna de 50 cm. Esses valores são menores que os observados para o LVd. Oliveira et al. (2004) relataram coeficiente dispersivo-difusivo bem maiores para o potássio em um RQo, sendo em média de 2917,8 cm² h⁻¹ com velocidade de escoamento da solução de 556,8 cm h⁻¹. Apesar de elevado, a média obtida por Oliveira et al. (2004) para o LVd foi maior que a média observada para o RQo.

O coeficiente dispersivo-difusivo de potássio observado por Melo et al. (2006) para o RQo foi de $125,0 \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$ e para o solo aluvial avaliado por Ferreira et al. (2006) foi de $7,02 \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$.

Da mesma forma que apresentado para o LVd avaliado no presente trabalho, a influência do comprimento da coluna sobre o coeficiente dispersivo-difusivo do potássio no RQo pode ser atribuído ao aumento na dispersividade. A dispersividade do potássio no RQo também apresentou relação linear simples com o comprimento da coluna de solo, tal como pode ser observado na Figura 13.

O aumento da λ com a profundidade do solo ou com o comprimento da coluna pode ser causado pela maior heterogeneidade macroscópica do meio poroso ao invés de ser pela heterogeneidade em escala dos poros (ZHENG e BENNETT, 2002). Segundo os autores, quanto maior a escala utilizada no experimento maior a possibilidade de haver heterogeneidade na condutividade hidráulica e na porosidade do solo que são consideradas homogêneas ao longo do percurso na equação de transporte convectivo-dispersivo. A desuniformidade no preenchimento das colunas à medida que o comprimento aumenta, como mencionado anteriormente, pode provocar aumento na heterogeneidade macroscópica do meio poroso.

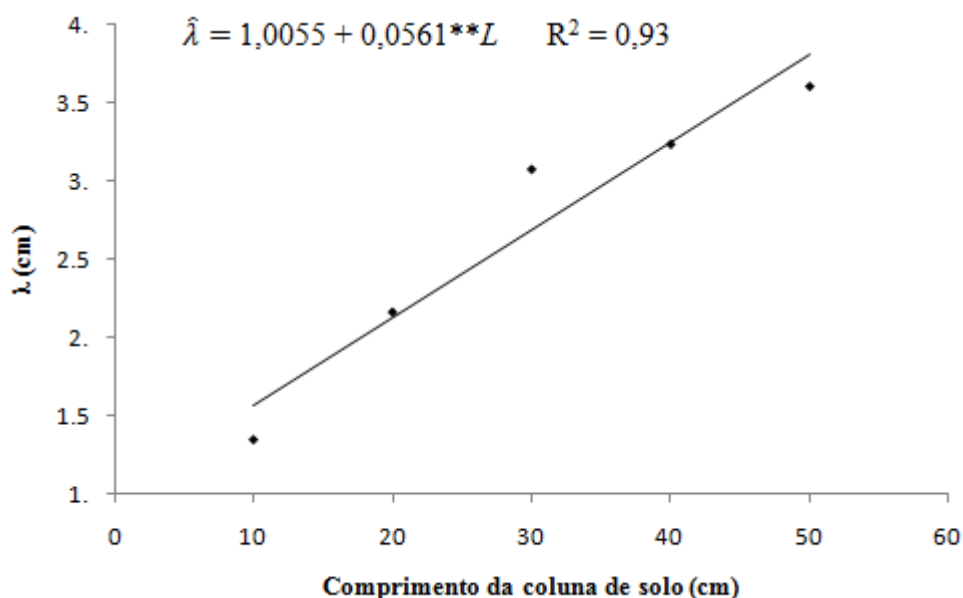


Figura 13 – Valores da dispersividade (λ) estimada do potássio (—) e médias dos valores experimentais (•) observados num Neossolo Quartzarênico órtico (RQo) em função do comprimento da coluna de solo (L). Nota: ** significativo a 1%, pelo teste t.

Jaynes et al. (1988) encontraram relação linear positiva da dispersividade com a profundidade do solo variando de 0,3 a 3,0 m de profundidade, apesar do D não ter se

relacionado significativamente, com a profundidade. Os autores relataram que a velocidade diminuía com a profundidade, enquanto D aumentava. Não foi apresentada a equação da dispersividade em função da profundidade do solo avaliada.

Estudando a influência da velocidade e da profundidade do solo nos parâmetros de transporte de solutos, Costa e Prunty (2006), em experimento em campo sob solo saturado, observaram, em condição de velocidade maior que $2,14 \text{ cm h}^{-1}$, que a dispersividade aumentou de 0,49 cm aos 30 cm de profundidade, para 2,38 cm aos 250 cm de profundidade.

Em alguns trabalhos não foi observada a influência do comprimento da coluna sobre a λ . Shukla et al. (2003) observaram que não houve relação dos valores de λ com o comprimento da coluna, testando-se colunas variando de 10 a 30 cm de comprimento preenchidas com solo desestruturado (franco e franco arenoso) sob condição de saturação. Khan e Jury (1990) também não observaram relação da λ com o comprimento das colunas de solo desestruturado de 87, 43 e 22 cm.

De acordo com o que está apresentado na Figura 13, a dispersividade estimada para o RQo aumentou de 1,57 cm na coluna de 10 cm, para 3,81 cm, na coluna de 50 cm. Esses valores apresentam maior amplitude do que os observados para o LVd. Considerando os valores típicos de dispersividade de 0,5 a 2,0 cm, relatados por Jury et al. (1991), apenas as colunas de 10 cm de ambos os solos apresentaram λ dentro desse intervalo.

Não houve ajuste de regressão da dispersividade em função da velocidade de escoamento da solução. Esse resultado era esperado, pois a dispersividade deve ser constante quando o coeficiente dispersivo-difusivo for função da velocidade. De acordo com Bromly et al. (2007), a dispersividade é geralmente considerada uma propriedade intrínseca do solo, por ser dependente do meio poroso e independente da v .

De acordo com os resultados, observa-se que há necessidade de estabelecer uma padronização em relação ao comprimento da coluna e à velocidade de escoamento da solução aplicada ao solo. A padronização da velocidade de escoamento da solução é difícil de se obter, talvez o melhor seja trabalhar com a velocidade observada no solo em sua condição natural. Do mesmo modo, o comprimento da coluna ideal seria aquele que representasse a profundidade em que a solução se deslocará no solo. Caso isso não seja possível, Lewis e Sjöström (2010) recomendam o padrão sugerido por Bergström (2000) para colunas cilíndricas de solo insaturado que é uma relação de 1:4 do diâmetro com o comprimento da coluna. Os ensaios com colunas de lixiviação que avaliam o risco de contaminação ambiental de produtos químicos, necessários para o registro

destes no Ministério da Agricultura, são realizados utilizando-se colunas com no mínimo 35 cm de comprimento e 40 mm de diâmetro interno (OECD Guideline 312).

4.2.3 Comparação entre os solos

O fator de retardamento do potássio foi maior no solo argiloso devido à maior capacidade de troca catiônica, favorecida pela maior quantidade de argila e também de matéria orgânica neste solo (Tabela 3). Esse resultado é semelhante aos observados por Oliveira et al. (2004), Ferreira et al. (2006) e Melo et al. (2006) que também observaram maior fator de retardamento nos solos mais argilosos.

Como descrito anteriormente, o aumento da coluna de solo pode ter propiciado o aumento de regiões com conteúdo de água imóvel, que diminuem a quantidade de solo ou área superficial específica, disponível para os processos de sorção. O aumento da velocidade de escoamento da solução aumenta o turbilhonamento da água no meio poroso, fazendo com que a solução deslocadora penetre nessas regiões com água imóvel, aumentando a quantidade de solo disponível para os processos de sorção. Isso pode favorecer o aumento do fator de retardamento com o aumento da velocidade de escoamento da solução, como observado no LVd. Como esse aumento do fator de retardamento no LVd, que era o solo mais reativo, foi muito pequeno, talvez, o mesmo efeito no RQo não tenha propiciado resultados significativos.

Os maiores valores do coeficiente dispersivo-difusivo, observados no LVd, podem ser atribuídos aos maiores valores de velocidade de escoamento da solução desenvolvidos neste solo.

A dispersividade foi semelhante nos dois solos, os resultados observados por Oliveira et al. (2004), Ferreira et al. (2006) e Melo et al. (2006) não demonstram uma tendência da dispersividade em função da textura do solo. Bromly et al. (2007) observaram que houve tendência da dispersividade ser maior em solos mais argilosos, no entanto os solos avaliados são solos menos intemperizados com maior quantidade de minerais de argila do tipo 2:1 o que não representa os solos argilosos encontrados no Brasil, principalmente, os Latossolos. A dispersividade é afetada pela uniformidade na distribuição do tamanho dos poros, sendo que, solos mais argilosos apresentam maior quantidade de microporos que aumentam a heterogeneidade do meio poroso. No entanto, a estrutura granular dos Latossolos que propicia elevada porosidade, principalmente de macroporos, os torna semelhantes aos solos arenosos, com relação à

heterogeneidade do meio poroso, por isso houve semelhança na dispersividade dos dois solos. O RQo apresentou dispersividade um pouco superior nas colunas de solo maiores, o que pode estar relacionado à menor porosidade total desse solo em relação ao LVd.

5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

O fator de retardamento de potássio no Latossolo Vermelho distrófico aumentou com o aumento na velocidade de escoamento da solução e diminuiu com o aumento no comprimento da coluna de solo.

No Neossolo Quartzarênico órtico, o fator de retardamento diminuiu com o aumento no comprimento da coluna de solo e não foi influenciado pela velocidade de escoamento da solução.

O coeficiente dispersivo-difusivo do potássio, nos dois solos, aumentou com o aumento na velocidade de escoamento da solução e com o aumento no comprimento da coluna de solo.

A dispersividade do potássio, nos dois solos, aumentou com o aumento no comprimento da coluna de solo e não foi influenciada pela velocidade de escoamento da solução.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKHTAR, M.S., STEENHUIS, T.S., RICHARDS, B.K. and MCBRIDE, M.B. Chloride and lithium transport in large arrays of undisturbed silt loam and sandy loam soil columns. **Vadose Zone journal**, v. 2, p. 715–727, 2003.

ALCÂNTARA, M. A. K. e CAMARGO, O. A. de. Movimentação de nitrato em horizonte superficial e subsuperficial de Latossolo e Nitossolo com cargas variáveis. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n.1, p. 81-88, 2010.

ÁLVAREZ-BENDI, J., ISLA, T., CARTÓN, A. y BOLADO, S. Efecto de la velocidad de flujo en los parámetros de transporte de solutos. En: **Estudios de la Zona No Saturada del Suelo**. R. Muñoz-Carpena, A. Ritter, C. Tascón. (Eds.) ICIA: La Laguna. p. 157-161, 1999.

ANAMI, M. H., SAMPAIO, S. C., SUSZEK, M., GOMES, S. D. e QUEIROZ, M. M. F. de. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 75–80, 2008.

BASHA, H.A. and EL-HABEL, F.S. Analytical solution of the onedimensional time-dependent transport equation. **Water Resources Research**, v. 29, p. 3209–3214, 1993.

BARIZON, R.R.M., LAVORENTI, A., REGITANO, J.B., PRATA, F. e TORNISIELO, V.L. Simulação do transporte e da sorção de imazaquim em colunas de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 615-623, 2006.

BEJAT, L., PERFECT, E., QUISENBERRY, V. L., COYNE, M. S. and HASZLER, G. R. Solute Transport as Related to Soil Structure in Unsaturated Intact Soil Blocks. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64 p. 818–826, 2000.

BIGGAR, J.W., and NIELSEN, D.R. Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. **Water Resources Research**, v. 12, p. 78–84, 1976.

BORGES JÚNIOR, J. C. F. e FERREIRA, P. A. Equações e programa computacional para cálculo do transporte de solutos do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 604–611, 2006.

BRESLER, E.; McNEAL, B.L. & CARTER, D.L. **Saline and sodic soils**. Principles-dynamics-modeling. Berlin, Springer-Verlag, 1982. 236p.

BROMLY, M.; HINZ, C. and AYLMORE, L. A. G. Relation of dispersivity to properties of homogeneous saturated repacked soil columns. British Society of Soil Science, **European Journal of Soil Science**, v. 58, p. 293–301. 2007.

BRUSSEAU, M.L. The influence of solute size, pore-water velocity, and intraparticle porosity on solute dispersion and transport in soil. **Water Resources Research**, v. 29, p. 1071–1080, 1993.

BUTTERS, G.L. and JURY, W.A. Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. 2. Dispersion modelling. **Water Resources Research**, v. 25, p. 1583–1589, 1989.

CHU, Y., JIN, Y., BAUMANN, T., and YATES, M. V. Effect of Soil Properties on Saturated and Unsaturated Virus Transport through Columns. **Journal of Environmental Quality**, v. 32 p. 2017–2025, 2003.

COSTA, J. L. and PRUNTY, L. Solute transport in fine sandy loam soil under different flow rates. **Agricultural Water Management**, v. 83 p. 111-118, 2006.

COSTA, J. P. V. da, BARROS, N. F. de., BASTOS, L. A. e ALBUQUERQUE, A. W. de. Fluxo difusivo de potássio em solos sob diferentes níveis de umidade e de compactação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 1, p. 56–62, 2009.

CORWIN, D.L. Evaluation of a simple lysimeter-design modification to minimize sidewall flow. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 42, n. 1, p. 35–49, 2000.

DEFELIPO, B. V. e RIBEIRO, A. C. **Análise Química do Solo (Metodologia)**. Boletim de extensão. 2ª edição, N° 29, 26 p., 1997.

DEMUELENAERE, R., G., A. Caracterização de propriedades de transporte de metais pesados em solos residuais do Rio de Janeiro. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil) Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 120p. 2004.

DONTSOVA, K.M., YOST, S.L., SIMUNEK, J., PENNINGTON, J.C. and WILLIFORD, C.W. Dissolution and transport of TNT, RDX, and Composition B in saturated soil columns. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, n. 6, p. 2043–2054, 2006.

DREVER, J. I. **The geochemistry of natural waters**. New Jersey: Prentice Hall, 1997. 436p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de análises de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 212 p. 1997.

FERREIRA, P. A., GARCIA, G. O., MATOS, A. T., RUIZ, H. R. e BORGES JÚNIOR, J. C. F. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café conilon. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 28, n. 1, p. 29-35, 2006.

FERREIRA, P. A. **Transporte de solutos no solo**. Viçosa – MG: UFV, 2007. 30p. (Apostila).

GELHAR, L.W., WELTY, C. and REHFELDT, K.R. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. **Water Resources Research**, v. 28, p. 1955–1974, 1992.

GOMES, E. R. S., SAMPAIO, S. C., CORRÊA, M. M., VILAS BOAS, M. A., ALVES, L. F. A. e SOBRINHO, T. A. Movimento de nitrato proveniente de águas residuárias em colunas de solo. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 24, n. 3, p. 557-568, 2004.

GUBER, A.K., SHELTON, D.R. and PACHEPSKY, Y.A. Transport and retention of manure-borne coliforms in soil. **Vadose Zone Journal**, v. 4, n. 3, p. 828–837, 2005.

HUANG, K., TORIDE, N. & van GENUCHTEN, M.T. Experimental investigation of solute transport in large, homogeneous and heterogeneous, saturated soil columns. **Transport in Porous Media**, v. 18, p. 283–302. 1995.

JAMES, V.J. and RUBIN, J. Transport of chloride ion in water unsaturated soil exhibiting anion exclusion. **Soil Science Society of America Journal**, v. 50, p. 1142–1149, 1986.

JAYNES, D.B., BOWMAN, R.S. and RICE, R.C. Transport of a conservative tracer in the field under continuous flood irrigation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 52, p. 618–624, 1988.

JURY, W. A., GARDNER, W. R. and GARDNER, W. H. **Soil Physics**. 5 ed. New York: John Wiley & Sons, 328p. 1991.

KHAN, A.U.H. and JURY, W.A. A laboratory study of the dispersion scale effect in column outflow experiments. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 5, p. 119–131, 1990.

KINPARA, D.I. A importância estratégica do potássio para o Brasil. Planaltina: Embrapa Cerrados, 27p. (**Documentos**, 100). 2003.

LAPIDUS, L., AMUNDSON, N.R., A descriptive theory of leaching. Mathematics of adsorption beds. **Journal Physical Chemical**, n. 56, p. 984–988, 1952.

LEWIS, J. and SJÖSTROM, J. Optimizing the experimental design of soil columns in saturated and unsaturated transport experiments. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 115 p. 1-13, 2010.

LI, Y. and GHODRATI, M. Transport of nitrate in soils as affected by earthworm activities. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 432–438, 1995.

LOBO, V. M. M., RIBEIRO, A. C. F., and VERISSIMO, L. M. P. Diffusion Coefficients in Aqueous Solutions of Potassium Chloride at High and Low Concentrations. **Journal of Molecular Liquids**, v. 78, p. 139-149, 1998.

LYRA, M. R.C.C., ROLIM, M. M. e SILVA, J. A. A da. Topossequência de solos fertilizados com vinhaça: contribuição para a qualidade das águas do lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 7, n. 3, p. 525-532, 2003.

- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Sao Paulo. Ceres. 638 p. 2006.
- MARTINEZ, M. A., RAMOS, V. B.N., MATOS, A. T., OLIVEIRA, R. A. de. e COSTA, S. N. da. Influência da competição catiônica nos valores de fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 2, p. 211-215, 2001.
- MATOS, A. T., COSTA, L. M., FONTES, M. P. F. e MARTINEZ, M. A. Retardation factors and the dispersion-diffusion coefficients of zinc, cadmium, copper and lead in soils from Vicoso MG, Brazil. *Transactions of ASAE*, Madison-EUA, v. 42, p. 903-910, 1999.
- MATOS, A. T., COSTA, L. M., FONTES, M. P. F. e MARTINEZ, M. A. Correlação entre os fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo e algumas propriedades físicas dos solos. **Engenharia na Agricultura**, v. 6, n. 4, p. 235-246, 1998.
- MATOS, A. T., PINTO, A. B., PEREIRA, O.G. SOARES A. A. e LO MONACO P. A. Produtividade de forrageiras utilizadas em rampas de tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 1, p. 154-158, 2003.
- MELO, R. F., FERREIRA, P. A., MATOS, A. T., RUIZ, H. A. e OLIVEIRA, L. B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 456-465, 2006.
- MEHTA, B. K., SHIOZAWA, S. and NAKANO, M. Measurement of molecular diffusion of salt in unsaturated soils. **Soil Science**, v. 159, p. 115-121, 1995.
- MONTOYA, J.C., COSTA, J.L., LIEDL, R., BEDMAR, F. and DANIEL, P. Effects of soil type and tillage practice on atrazine transport through intact soil cores. **Geoderma**, v. 137, p. 161-173, 2006.
- NKEDI-KIZZA, P., BIGGAR, J.W., van GENUCHTEN, M.T., WIERENGA, P.J., SELIM, H.M., DAVIDSON, J.M. and NIELSEN, D. R. Modeling tritium and chloride 36 transport through an aggregated Oxisol. **Water Resources Research**, v. 19, n. 3 p. 691-700, 1983.
- OLIVEIRA, E. M. M, RUIZ, H. A., FERREIRA, P. A., ALVAREZ, V. H. e 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.
- OLIVEIRA, E. M. M. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de fósforo, potássio e nitrogênio em cinco solos de Minas Gerais. **Dissertação** (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 57p. 2001.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT (OECD), OECD Guidelines for the testing of chemicals: Leaching in soil columns (312). Disponível em : <www.epa.gov/scipoly/sap/meetings/2008/october/312_soil_column_leaching.pdf> Acesso em: 24 fev. 2011

PIACENTE, F. J. Agroindústria canavieira e o sistema de gestão ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí. **Dissertação** (Mestrado em Desenvolvimento Econômico). Universidade de Campinas, Campinas, SP. 181 p. 2005.

PERSSON, M. and BERNDTSSON, R. Water application frequency effects on steady-state solute transport. **Journal Hydrology**, v. 225, p. 140–154, 1999.

RAMOS, N. P., NOVO, M. do C. de S. S., LAGO, A. A. e MARIN, G. C. Emergência de plântulas e crescimento inicial de cultivares de amendoim sob resíduos de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de sementes**, v. 30, n. 1, p. 190-197, 2008.

RAYMUNDO, E. R., IOURII, N.G., DUWIG, C., PANO, B.L.P., MORENO, C. I. H., REYES, F.G. and SANDOVAL, B.F. Atrazine transport in a Mexican andosol and vertisol. **Interciencia**, v. 34, n. 5, p. 330-337, 2009.

ROCKHOLD, M.L., YARWOOD, R.R., NIEMET, M.R., BOTTOMLEY, P.J. and SELKER, J.S. Experimental observations and numerical modeling of coupled microbial and transport processes in variably saturated sand. **Vadose Zone Journal**, v. 4, n. 2, p. 407–417, 2005.

ROSSI, P., MIRANDA, J. H. e DUARTE, S. N. Curvas de distribuição de efluentes do íon nitrato em amostras de solo deformadas e indeformadas. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 675-682, 2007.

RUIZ, H. A. Incremento da exatidão da análise granulométrica do solo por meio da coleta da suspensão (silte + argila). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 2, p. 297-300, 2005.

RUIZ, H. A., FERREIRA, P. A., ROCHA, G. C. e BORGES JR. J. C. F. Transporte de solutos no solo. In: van LIER, Q. de J. **Física do Solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, p. 213-240, 2010

SARAIVA, F. Z., SAMPAIO, S. C., SILVESTRE, M. G., QUEIROZ, M. M. F. de, NÓBREGA, L. H. P. e GOMES, B. M.. Uso de manípulo no desenvolvimento vegetativo do milho em ambiente protegido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 30-36, 2007.

SCHULIN, R., WIERENGA, P. J., FLÜHLER H. and LEUENBERGER, J. Solute transport through a Stony soil. *Soil Science Society of America Journal*, v. 51, p. 36-42, 1987.

SHUKLA, M.K., ELLSWORTH, T.R., HUDSON, R.J. and NIELSEN, D.R. Effect of water flux on solute velocity and dispersion. **Soil Science Society of America Journal**, v. 67, p. 449–457, 2003.

SILVA, J. B. G. Tecnologia inovadora para retirada de amostras de solo com estrutura indeformada. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 57p. 2009.

SOARES, M. R. Coeficiente de distribuição (*K_d*) de metais pesados e sua relação com atributos físico-químicos de solos do estado de São Paulo. **Tese** (Doutorado em Agronomia), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. 200p. 2004.

STAUNTON, S. Usefulness and limitations of the distribution coefficient, *K_d*, in understanding and predicting the fate and trace metals in soil. In: SYMPOSIUM OF ENVIRONMENTAL BIOGEOCHEMISTRY, 15., Wroclaw, Poland, 2001. Biogeochemical processes and cycling of elements in the environmental. Wroclaw, Poland: Polish Society of Humic Substances (PTSH), p. 49-50. 2001.

SUN, N.-Z. **Mathematical modeling of groundwater pollution**. Springer-Verlag, New York, p. 377, 1996.

VALOCCHI, A.J. Validity of the Local Equilibrium Assumption for modeling sorbing solute transport through homogeneous soils, **Water Resources Research**, v. 21, p. 808-820, 1985,

van GENUCHTEN, M.T. and WIERENGA, P.J. Mass transfer studies in sorbing porous media .I. Analytical solutions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 40, p. 473-480, 1976.

van GENUCHTEN, M.T. and 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.

WIERENGA, P.J., and van GENUCHTEN, M.T.. Solute transport through small and large unsaturated soil columns. **Ground Water**, v. 27 n. 1, p. 35-42, 1989.

ZHENG, C. and BENNETT, G.D. **Applied contaminant transport modeling**. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons. 621 p., 2002.

APÊNDICE

Tabela A1 – Coeficiente dispersivo-difusivo (D), dispersividade (λ), fator de retardamento (R) e número de Peclet (P_e) do íon potássio (K^+) obtidos para diferentes velocidades de escoamento da solução (v) e comprimentos das colunas de lixiviação (L) preenchidas com um Latossolo Vermelho distrófico (LVd).

v média (cm h^{-1})	L (cm)	Repetição	v (cm h^{-1})	D ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$)	λ (cm)	R	P_e
61.9	10	1	62.44	167.412	2.680	6.13	3.73
61.9	10	2	59.57	135.086	2.266	6.11	4.41
61.9	10	3	60.40	99.175	1.641	5.85	6.09
61.9	20	1	62.67	80.963	1.291	5.07	15.48
61.9	20	2	58.22	104.240	1.789	5.51	11.17
61.9	20	3	62.47	143.290	2.292	5.32	8.72
61.9	30	1	62.24	92.069	1.478	5.51	20.28
61.9	30	2	63.84	270.908	4.242	5.16	7.07
61.9	30	3	63.52	135.630	2.134	5.22	14.05
61.9	40	1	61.81	125.188	2.024	5.44	19.75
61.9	40	2	60.44	238.194	3.940	5.08	10.15
61.9	40	3	64.36	206.110	3.201	5.19	12.49
61.9	50	1	62.50	215.085	3.440	4.82	14.53
61.9	50	2	60.10	189.719	3.155	5.36	15.84
61.9	50	3	63.98	181.648	2.838	4.92	17.61
69.12	10	1	68.01	138.230	2.031	5.85	4.92
69.12	10	2	68.26	105.997	1.552	5.98	6.44
69.12	10	3	67.54	95.396	1.411	5.78	7.08
69.12	20	1	68.23	122.281	1.791	5.55	11.16
69.12	20	2	67.41	115.520	1.713	5.46	11.67
69.12	20	3	65.74	106.640	1.621	5.37	12.33
69.12	30	1	69.94	195.730	2.797	5.49	10.72
69.12	30	2	68.92	163.847	2.376	5.25	12.62
69.12	30	3	70.88	164.209	2.316	5.26	12.9
69.12	40	1	68.79	164.575	2.391	5.22	16.72
69.12	40	2	69.51	304.886	4.385	5.23	9.12
69.12	40	3	72.62	175.945	2.422	5.15	16.51
69.12	50	1	70.66	241.996	3.424	5.18	14.6
69.12	50	2	70.77	336.020	4.747	5.18	10.53
69.12	50	3	69.53	255.254	3.670	5.11	13.62

74.88	10	1	74.46	171.572	2.303	6.17	4.34
74.88	10	2	76.42	125.076	1.636	6.12	6.11
74.88	10	3	72.89	65.546	0.898	5.53	11.12
74.88	20	1	76.17	144.399	1.895	5.86	10.55
74.88	20	2	74.02	123.988	1.674	5.34	11.94
74.88	20	3	74.05	107.709	1.454	5.41	13.75
74.88	30	1	75.99	148.233	1.950	5.19	15.38
74.88	30	2	74.45	157.170	2.110	5.34	14.21
74.88	30	3	75.58	143.057	1.892	5.36	15.85
74.88	40	1	74.15	227.638	3.069	5.23	13.03
74.88	40	2	75.74	304.192	4.015	5.21	9.96
74.88	40	3	74.08	165.264	2.230	5.16	17.93
74.88	50	1	76.30	219.515	2.876	4.93	17.38
74.88	50	2	73.99	299.317	4.044	5.13	12.36
74.88	50	3	74.95	174.620	2.329	5.05	21.46
80.86	10	1	77.95	186.937	2.397	6.22	4.17
80.86	10	2	79.09	167.203	2.113	6.45	4.73
80.86	10	3	83.43	157.716	1.890	6.12	5.29
80.86	20	1	80.77	210.328	2.603	5.92	7.68
80.86	20	2	81.33	183.990	2.262	5.79	8.84
80.86	20	3	79.12	163.802	2.069	5.7	9.66
80.86	30	1	82.22	133.840	1.627	5.28	18.43
80.86	30	2	79.68	231.840	2.909	5.43	10.31
80.86	30	3	81.59	162.640	1.992	5.22	15.05
80.86	40	1	78.84	208.012	2.638	5.05	15.16
80.86	40	2	81.71	342.952	4.196	5.28	9.53
80.86	40	3	83.59	203.267	2.431	5.13	16.45
80.86	50	1	80.50	369.608	4.590	5.49	10.89
80.86	50	2	80.27	393.456	4.901	5.24	10.2
80.86	50	3	82.89	227.580	2.745	5.02	18.21

Tabela A2 – Médias do coeficiente dispersivo-difusivo (D), dispersividade (λ), fator de retardamento (R) e número de Peclet (P_e) do íon potássio (K^+) obtidos para diferentes velocidades de escoamento da solução (v) e comprimentos das colunas de lixiviação (L) preenchidas com um Latossolo Vermelho distrófico (LVd).

v média ($cm\ h^{-1}$)	L (cm)	v ($cm\ h^{-1}$)	D ($cm^2\ h^{-1}$)	λ (cm)	R	P_e
61.9	10	60.81	133.891	2.196	6.03	4.74
61.9	20	61.12	109.498	1.791	5.30	11.79
61.9	30	63.20	166.202	2.618	5.30	13.80
61.9	40	62.20	189.831	3.055	5.24	14.13
61.9	50	62.19	195.484	3.145	5.03	15.99
69.12	10	67.94	113.208	1.665	5.87	6.15
69.12	20	67.13	114.814	1.708	5.46	11.72
69.12	30	69.92	174.595	2.496	5.33	12.08
69.12	40	70.31	215.135	3.066	5.20	14.12
69.12	50	70.32	277.757	3.947	5.16	12.92

74.88	10	74.59	120.731	1.612	5.94	7.19
74.88	20	74.75	125.365	1.674	5.54	12.08
74.88	30	75.34	149.487	1.984	5.30	15.15
74.88	40	74.66	232.365	3.105	5.20	13.64
74.88	50	75.08	231.151	3.083	5.04	17.07
80.86	10	80.16	170.619	2.133	6.26	4.73
80.86	20	80.40	186.040	2.311	5.80	8.73
80.86	30	81.16	176.107	2.176	5.31	14.60
80.86	40	81.38	251.410	3.088	5.15	13.71
80.86	50	81.22	330.215	4.079	5.25	13.10

Tabela A3 – Coeficiente dispersivo-difusivo (D), dispersividade (λ), fator de retardamento (R) e número de Peclet (P_e) do íon potássio (K^+) obtidos para diferentes velocidades de escoamento da solução (v) e comprimentos das colunas de lixiviação (L) preenchidas com um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

v média ($cm\ h^{-1}$)	L (cm)	Repetição	v ($cm\ h^{-1}$)	D ($cm^2\ h^{-1}$)	λ (cm)	R	P_e
37.16	10	1	35.98	44.162	1.225	3.37	8.15
37.16	10	2	38.40	63.359	1.648	3.24	6.06
37.16	10	3	37.35	37.542	1.003	2.96	9.95
37.16	20	1	37.35	96.772	2.589	3.08	7.72
37.16	20	2	36.52	48.727	1.332	2.66	14.99
37.16	20	3	36.75	59.370	1.614	2.84	12.38
37.16	30	1	36.81	111.890	3.038	2.58	9.87
37.16	30	2	37.31	91.154	2.441	2.87	12.28
37.16	30	3	37.35	98.128	2.625	2.72	11.42
37.16	40	1	36.58	147.365	4.026	2.59	9.93
37.16	40	2	37.40	107.847	2.882	2.74	13.87
37.16	40	3	36.83	128.675	3.492	2.51	11.45
37.16	50	1	37.40	165.909	4.435	2.74	11.27
37.16	50	2	37.90	134.957	3.559	2.73	14.04
37.16	50	3	37.50	167.261	4.458	2.5	11.21
40.57	10	1	38.79	36.018	0.927	3.1	10.77
40.57	10	2	40.71	57.497	1.411	2.95	7.08
40.57	10	3	40.52	40.359	0.994	3.02	10.04
40.57	20	1	39.12	93.600	2.391	3.08	8.36
40.57	20	2	40.96	82.328	2.008	2.94	9.95
40.57	20	3	40.31	89.286	2.213	2.69	9.03
40.57	30	1	39.76	83.101	2.088	2.73	14.35
40.57	30	2	39.90	140.809	3.528	2.92	8.5
40.57	30	3	41.02	120.296	2.931	2.55	10.23
40.57	40	1	39.84	135.830	3.408	2.75	11.78
40.57	40	2	41.25	203.202	4.924	2.94	8.12
40.57	40	3	41.96	109.767	2.614	2.53	15.29
40.57	50	1	41.22	150.471	3.648	2.72	13.7
40.57	50	2	42.10	153.329	3.640	2.79	13.73

40.57	50	3	41.10	104.219	2.534	2.54	19.72
43.99	10	1	43.75	41.627	0.950	3.09	10.51
43.99	10	2	42.58	52.122	1.222	3.12	8.17
43.99	10	3	42.94	45.388	1.055	3.34	9.46
43.99	20	1	42.80	52.498	1.225	2.67	16.31
43.99	20	2	43.65	81.657	1.869	2.69	10.69
43.99	20	3	44.54	122.870	2.757	2.42	7.25
43.99	30	1	43.45	98.248	2.260	2.54	13.27
43.99	30	2	45.60	124.600	2.731	2.76	10.98
43.99	30	3	43.67	211.970	4.853	2.95	6.18
43.99	40	1	43.68	76.440	1.748	2.72	22.86
43.99	40	2	44.08	167.946	3.612	2.62	11.07
43.99	40	3	45.79	142.540	3.111	2.62	12.85
43.99	50	1	44.96	118.060	2.624	2.64	19.04
43.99	50	2	43.96	122.447	2.784	2.58	17.95
43.99	50	3	44.48	199.101	4.475	2.34	11.17
48.07	10	1	47.98	53.899	1.209	2.97	8.26
48.07	10	2	47.42	141.120	2.975	3.33	3.36
48.07	10	3	46.75	71.480	1.527	3.14	6.54
48.07	20	1	48.35	106.273	2.196	2.78	9.1
48.07	20	2	48.73	129.427	2.655	2.79	7.53
48.07	20	3	47.73	148.689	3.114	2.82	6.42
48.07	30	1	47.17	175.776	3.725	2.61	8.05
48.07	30	2	48.88	154.505	3.160	2.85	9.49
48.07	30	3	48.75	174.940	3.587	2.78	8.36
48.07	40	1	47.63	174.770	3.668	2.9	10.9
48.07	40	2	49.44	154.372	3.121	2.75	12.81
48.07	40	3	47.94	109.697	2.287	2.54	17.48
48.07	50	1	47.47	205.092	4.319	2.75	11.57
48.07	50	2	47.23	236.382	5.003	2.66	9.99
48.07	50	3	49.46	92.097	1.861	2.51	26.84

Tabela A4 – Médias do coeficiente dispersivo-difusivo (D), dispersividade (λ), fator de retardamento (R) e número de Peclet (P_e) do íon potássio (K^+) obtidos para diferentes velocidades de escoamento da solução (v) e comprimentos das colunas de lixiviação (L) preenchidas com um Neossolo Quartzarênico órtico (RQo).

v média ($cm\ h^{-1}$)	L (cm)	v ($cm\ h^{-1}$)	D ($cm^2\ h^{-1}$)	λ (cm)	R	P_e
37.16	10	37.24	48.354	1.292	3.19	8.05
37.16	20	36.88	68.290	1.845	2.86	11.70
37.16	30	37.16	100.391	2.701	2.72	11.19
37.16	40	36.94	127.962	3.467	2.61	11.75
37.16	50	37.60	156.042	4.151	2.66	12.17
40.57	10	40.01	44.625	1.111	3.02	9.30
40.57	20	40.13	88.405	2.204	2.90	9.11
40.57	30	40.22	114.735	2.849	2.73	11.03
40.57	40	41.01	149.600	3.649	2.74	11.73

40.57	50	41.48	136.006	3.274	2.68	15.72
43.99	10	43.09	46.379	1.076	3.18	9.38
43.99	20	43.66	85.675	1.950	2.59	11.42
43.99	30	44.24	144.939	3.281	2.75	10.14
43.99	40	44.52	128.975	2.824	2.65	15.59
43.99	50	44.47	146.536	3.294	2.52	16.05
48.07	10	47.38	88.833	1.904	3.15	6.05
48.07	20	48.27	128.130	2.655	2.80	7.68
48.07	30	48.26	168.407	3.491	2.75	8.63
48.07	40	48.33	146.280	3.025	2.73	13.73
48.07	50	48.05151	177.857	3.728	2.64	16.13
