



TRANSPORTE DE ÍONS DE VINHAÇA EM SOLOS ESTRUTURADOS

TRANSPORT OF VINASSE IONS IN STRUCTURED SOILS

Miguel A. Alfaro Soto¹; Natália C. Silva²; Hernan R. Silva²; Rosângela P. Modesto³;
Hung Kiang Chang⁴

Artigo recebido em: 17/04/2020 e aceito para publicação em: 05/05/2020.

DOI: <http://dx.doi.org/10.14295/holos.v20i3.12390>

Resumo: Transporte de íons de vinhaça utilizada na fertirrigação tem sido simulado por modelos que levam em consideração a distribuição unimodal do tamanho dos poros. No entanto, solos lateríticos ou estruturados podem apresentar distribuições de tamanho de poros com propriedades geométricas, físicas e hidráulicas diferenciadas. Neste contexto, o presente trabalho apresenta a modelagem numérica do transporte de íons de vinhaça genéricos, a partir da superfície ou fonte de contaminação até ser incorporado à água subterrânea, levando em consideração distribuições uni e bimodal de tamanho de poros. Os resultados da simulação mostram que os íons de vinhaça podem atingir as águas subterrâneas três vezes mais rápido quando considerados os modelos bimodais e que o uso de modelos unimodais em solos lateríticos pode tanto subestimar quanto superestimar as concentrações finais, especialmente em solos em que a descontinuidade da distribuição do tamanho dos poros ocorre para baixos valores de sucção.

Palavras-chave: Distribuição bimodal de poros. Solos Lateríticos. Vinhaça.

Abstract: The evaluation of ion transport of vinasse due to fertigation can be performed by models that consider the unimodal pore size distribution. However, lateritic or structured soils can present pore size distributions with different geometric, physical and hydraulic properties. In this context, the present work presents the numerical modeling of the transport of a generic vinasse ion, percolating from the surface or source of contamination into groundwater, considering the uni and bimodal pore-size distribution. The results showed that, for the conceptual model, vinasse ions can reach groundwater three times faster when considering bimodal models and that the use of unimodal models in lateritic soils can lead to underestimation or overestimation of final concentrations, especially in soils where the discontinuity of the pore size distribution occurs at lower suction values.

Keywords: Bimodal pore distribution. Lateritic soil. Vinasse.

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é reconhecido como o maior produtor de açúcar e etanol do mundo e, conseqüentemente, gerador de grandes quantidades de vinhaça. Esse subproduto é frequentemente usado como fertilizante, substituindo parcialmente os adubos químicos.

¹ Centro de Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, Brasil. E-mail: (alfaro.soto@unesp.br)

² Fundação para o Desenvolvimento da Unesp – FUNDUNESP, Rio Claro, SP, Brasil. E-mails: ([nacampoilva@hotmail.com](mailto:nacampossilva@hotmail.com)); (hernan.roni.rlq@gmail.com)

³ Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, São Paulo, SP. E-mail: (rmodesto@sp.gov.br)

⁴ Centro de Estudos Ambientais, Departamento de Geologia, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. E-mail: (chang.hung-kiang@unesp.br)

Além de trazer vantagens econômicas, é sustentável e pode ajudar a reduzir a dependência de insumos externos, especialmente o potássio. No entanto, o uso excessivo é questionável devido ao alto conteúdo orgânico (DBO; DQO), baixo pH e alta corrosividade, além da presença de cátions e metais na solução, o que pode causar contaminação de águas subterrâneas e salinização de aquíferos.

A lixiviação é o principal meio de transporte de carga de íons de vinhaça da superfície fertirrigada ao lençol freático. O transporte de íons de vinhaça utilizada na fertirrigação de solos tem sido simulado por modelos que levam em consideração a distribuição unimodal do tamanho dos poros. No entanto solos inalterados podem apresentar distribuições diferenciadas de tamanhos de poros. De acordo com Mallants et al. (1997), a heterogeneidade de um sistema de poros pode resultar de distribuição granulométrica específica ou da formação de porosidade secundária, como resultado de diversos processos genéticos, como agregação física, processos biológicos e solifluxão. Os solos brasileiros possuem características lateríticas, cuja peculiaridade é a estruturação de solos pela agregação das argilas, formando torrões quase sempre distinguíveis e resistentes (NOGAMI E VILLIBOR, 1995). Esses solos possuem propriedades físicas e hidráulicas diferenciadas, ocasionadas pela distribuição de tamanhos de poros que pode ser bimodal ou multimodal, diferentemente de outras localidades para as quais foram desenvolvidos modelos de transporte de contaminantes considerando distribuição predominantemente unimodal.

Nesse contexto, o presente trabalho avalia, por meio de simulação numérica, o papel da distribuição de poros no transporte de íons em solos estruturados, fertirrigados com vinhaça.

2 MÉTODOS TEÓRICOS E EXPERIMENTAIS

O modelo conceitual do perfil de solo contém informações sobre a fonte de contaminação, receptores e variáveis (parâmetros físicos e de contaminantes) necessárias para calcular as concentrações finais, valendo-se de modelos numéricos contidos no *software* HYDRUS 2D/3D (ŠIMŮNEK et al., 2011).

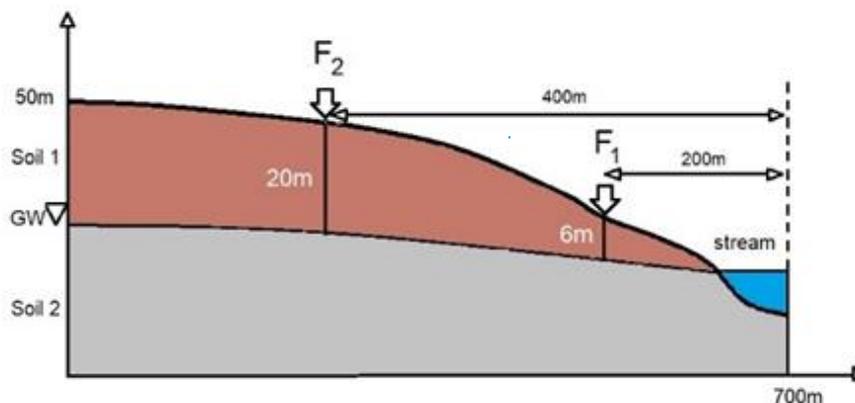
2.1 Modelo Conceitual

No modelo conceitual foi idealizada uma fonte de contaminação ocasionada pela

fertirrigação com vinhaça desde a superfície do solo, infiltrando-se verticalmente ao longo da zona não saturada, até atingir a zona saturada. Para simular o transporte dos solutos na zona vadosa, foi utilizado o *software* HYDRUS 2D/3D. A Figura 1 mostra um esquema do modelo conceitual, cujo perfil de solo, característico do município de Rio Claro (SP), é composto por duas camadas. O transporte de contaminantes foi simulado para dois tipos de solo, com diferentes geometrias de poros, designados por 1A e 1B, na camada superior, e solo 2, na camada inferior.

O solo 1A é composto por uma mistura de 30% de sedimentos da Formação Rio Claro e 70% de areia comercial, utilizada para construção civil. O solo 1B corresponde exclusivamente a sedimentos da Formação Rio Claro. O solo 2 corresponde a sedimentos da Formação Corumbataí. As simulações foram executadas considerando os solos isotrópicos e homogêneos.

Figura - Modelo conceitual para simulação de transporte de íons de vinhaça. Solo 1 tem textura de areia com proporções variadas de silte e argila. Solo 2 tem textura argilo-arenosa. F1 e F2 correspondem aos pontos de aplicação de vinhaça



2.2 Parâmetros físicos e hidráulicos

A distribuição de tamanho de poros pode ser obtida a partir da modelagem matemática das curvas de retenção de água no solo. Para parametrização dessas curvas foram utilizados os modelos de van Genuchten (1980) e Durner (1994), utilizados para solos com distribuições uni e multimodais de tamanhos de poros, respectivamente. Os modelos podem ser representados por:

$$S_e = \sum_{i=1}^k w_i (1 + |\alpha_i h|^{n_i})^{-m_i} \quad (1)$$

onde, S_e representa a saturação eficaz, h é a carga de pressão, k representa o número de subsistemas que formam a distribuição total de poros, e w_i , os fatores designados para os pesos das subcurvas, α_i , n_i e $m_i=1-1/n_i$, os parâmetros de ajuste.

Na Equação 1, se $k=1$, o sistema de poros é representado pela equação de van Genuchten (1980). Para sistemas bimodais ($k=2$), a Equação 1 representa a equação de Durner (1994). Cabe ressaltar que, para o modelo de van Genuchten ($k=1$), o fator $w_1=1$, e para o modelo de Durner ($k=2$), $\sum w_i=1$.

No *software* HYDRUS 2D/3D, a função condutividade hidráulica é obtida a partir da curva de retenção e da condutividade hidráulica saturada. Por esse motivo, para contemplar as características uni e bimodais foram utilizados os modelos de van Genuchten-Mualem e Durner-Mualem, representados por:

$$K(S_e) = K_s \left(\sum_{i=1}^k w_i S_{e_i} \right)^{0.5} \frac{\left(\sum_{i=1}^k w_i \alpha_i \left[1 - \left(1 - S_{e_i}^{1/m} \right)^m \right] \right)^2}{\left(\sum_{i=1}^k w_i \alpha_i \right)^2} \quad (2)$$

onde $K(S_e)$ representa a função condutividade hidráulica e K_s é a condutividade hidráulica do solo saturado. Semelhante à Equação 1, se $k=1$ a Equação 2 representa a equação de van Genuchten-Mualem, e se $k=2$ representa a equação de Durner-Mualem.

2.3 Transporte de Solutos

O *software* HYDRUS 2D/3D utiliza a equação geral de Richards para o fluxo de água e a equação de advecção-dispersão para o transporte do soluto em um meio variavelmente saturado. Para um meio isotrópico bidimensional, a equação de Richards é dada por:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} - K_{ij} \right) - S(h), \quad (i, j = 1, 2) \quad (3)$$

onde θ é a umidade volumétrica, x_i ($i = 1, 2$), as coordenadas espaciais, t , o tempo, K_{ij} , os componentes do tensor de condutividade hidráulica, e $S(h)$, o termo fonte (ou sumidouro) de água.

O transporte de soluto pode ser descrito usando a equação de advecção-dispersão, dada por:

$$\frac{\partial(\theta RC)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_i} \right) - \frac{\partial qC}{\partial x_i}, \quad (i, j = 1, 2) \quad (4)$$

onde C representa a concentração em solução, q o fluxo de água, D_{ij} o tensor de dispersão (composto pelas dispersividades longitudinal D_L ou transversal D_T e coeficiente de difusão molecular D_w), e R representa o fator de retardamento.

3 RESULTADOS

As Figuras 2A e 2B mostram as curvas de retenção de água para os solos 1A e 1B (camada superior da Figura 1), utilizados nas simulações numéricas.

Na Figura 2A, os dados experimentais evidenciaram dois tipos de comportamento: o primeiro com queda abrupta da umidade volumétrica desde a saturação ($0,48 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) até $0,20 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$, isto é, desde a pressão de entrada de ar (ou início da desaturação) até 2cm de sucção aproximadamente, e depois o segundo comportamento, com redução gradual da umidade com o aumento da sucção. Isto sugere a presença de dois grupos de poros, o primeiro conformado pelos de maior magnitude (neste caso, basicamente formados pelas partículas de areia), seguidos do segundo grupo que representa a geometria natural dos poros do solo (conformado pela mistura de sedimentos da Formação Rio Claro e partículas menores da areia comercial).

A Figura 2 mostra que o modelo de Durner (1994) permite um melhor ajuste em relação ao modelo de van Genuchten (1980) para a amostra 1A. Uma eventual transformação da curva em distribuição de tamanhos de poros, tal como mostrado no procedimento utilizado por Alfaro Soto et al. (2008), permitiria a formação de duas modas.

O mesmo fenômeno é registrado para o solo 1B, porém, o primeiro grupo de poros tem uma pressão de entrada de ar maior (em torno de 20 cm), e o segundo grupo de poros inicia com umidade de $0,16 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ e sucção de 100 cm aproximadamente. Os valores maiores de pressão de entrada, umidade e sucção são registrados devido ao solo 1B possuir 15% a mais da fração fina em relação ao 1A.

A Figura 3 mostra os dados experimentais e a curva de ajuste (DURNER, 1994) do solo 2. Devido à clara bimodalidade observada neste solo seria inadequado o emprego do modelo de van Genuchten (1980). Cabe ressaltar que este solo, de natureza mais argilosa, apresenta o formato diferenciado ou bimodal, típico de solos lateríticos estruturados, mesmo sendo um solo de camada mais profunda.

Figura 2 - Curva de retenção de água dos solos 1A e 1B

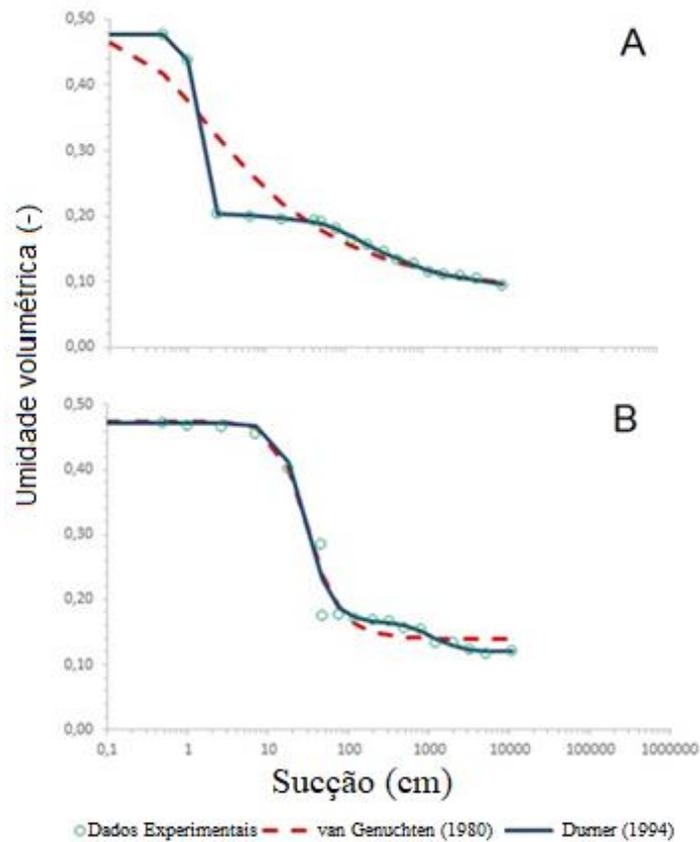
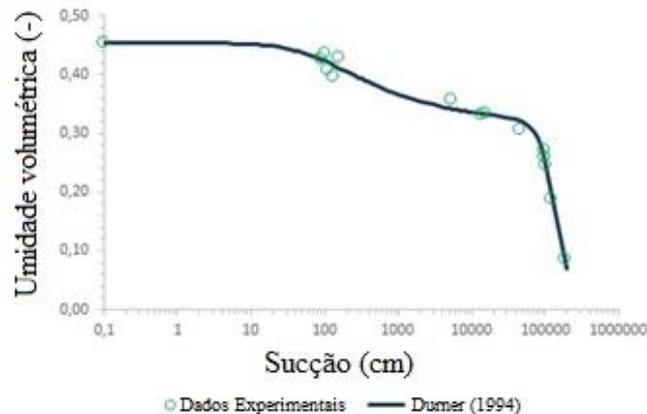


Figura 3 - Curva de retenção de água do solo 2



A composição química da vinhaça é bastante variada (BASSO et al., 2017); dessa forma foi escolhido um íon arbitrário, não reativo com o meio, cuja concentração foi assumida como sendo igual a 1 mmol/cm³. O resultado é apresentado como fracção de concentração no tempo i (C) em relação à inicial (C_0), servindo de referência para determinação simplificada do transporte de outros íons contaminantes.

Foram considerados apenas os mecanismos de advecção e dispersão hidrodinâmica, não sendo consideradas as reações de adsorção. Adicionalmente, com base nas características dos solos lateríticos (macroporosidade e fraturas) presentes no

estado de São Paulo, foi considerado o fluxo estacionário (sendo este mais conservador), com taxa de recarga igual a 0,09 cm/dia (CARNIER e CHANG, 2008). A Tabela 2 compila alguns parâmetros utilizados para análise de transporte de solutos.

Tabela 1 - Parâmetros físicos, hidráulicos e de transporte de contaminantes

Parâmetro	Soil	Solos		
		1A	1B	2
Textura	-	Areia silto-argilosa	Argilo arenoso	Silte arenoso
Massa específica seca, ρ_b	g/cm ³	1,37	1,37	1,39
Massa específica dos sólidos, ρ_s	g/cm ³	2,60	2,60	2,76
Umidade volumétrica saturada, θ_s	cm ³ / cm ³	0,450	0,470	0,454
Umidade volumétrica residual, θ_r	cm ³ / cm ³	0,000	0,120	0,000
Parâmetro da subcurva 1, α_1	cm-1	0,018	0,042	0,014
Parâmetros das subcurva 1, n_1	(-)	3,270	3,184	1,360
Peso da subcurva 1, w_1	(-)	0,656	0,878	0,314
Parâmetro da subcurva 2, α_2	(-)	1,00E-05	1,05E-03	8,00E-06
Parâmetro da subcurva 2, n_2	(-)	1,680	0,681	4,220
Condutividade hidráulica saturada, K_s	cm/dia	343	343	18
Distância entre fonte e receptor x_1, x_2	m	200;400	200;400	200;400
Dispersividade longitudinal, D_L	m	2;4	2;4	2;4
Dispersividade transversal, D_T	m	0.66;0.33	0.66;0.33	0.66;0.33
Coeficiente de difusão, D_w	cm ² /ano	365	365	365
Fator de retardamento, R	cm ³ /g	-	-	-

3.1 Simulação de transporte de íons

Tendo como objetivo o transporte de solutos e sua distribuição na vertical, desde a superfície até a água subterrânea, utilizou-se um modelo bidimensional. Os dados das cargas de pressão positivas e negativas (sucções matriciais na zona não saturada) em toda a extensão do solo foram obtidos por extrapolação a partir do nível freático, onde a pressão capilar é igual a zero, alcançando pressões capilares de até 300 cm de sucção (Figura 4).

Nas Figuras 5 e 6 são apresentados os perfis de percolação dos íons de vinhaça provenientes das fontes F1 e F2 até alcançar a água subterrânea, em um período de 5 anos, para os solos 1A e 1B, respectivamente. Em todos os casos foram consideradas as distribuições de poros bimodal e unimodal.

Nas situações apresentadas nas Figuras 5A, 6A, 5C, 6C, pode-se observar que em 5 anos os íons já atingem a água subterrânea no ponto F1 (zona não saturada com 6 m de espessura).

Por outro lado, nas Figuras 5B, 5D, 6B e 6D pode-se observar que, quando levada em consideração a distribuição de poros bimodal e dispersão vertical, o contaminante

avança mais rápido em direção ao lençol freático, nitidamente observado no ponto F2 (zona não saturada de 20 metros de espessura).

Figura 4 - Perfil de carga de pressão sujeito a fluxo estacionário. Nível d'água coincide com pressão igual a zero.

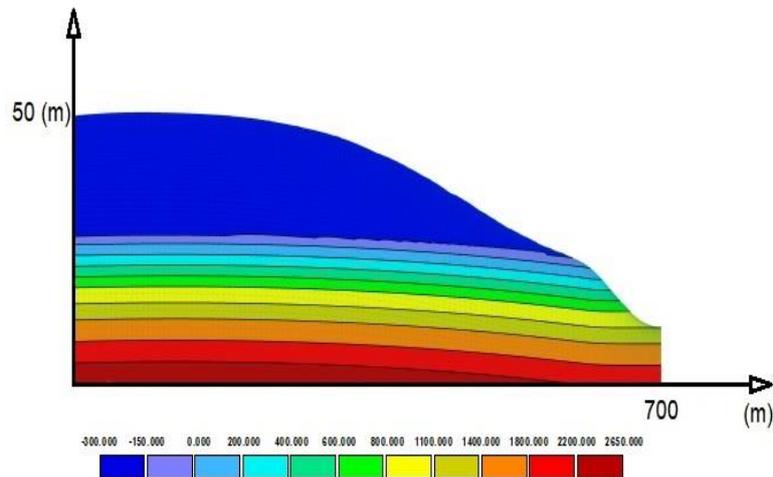
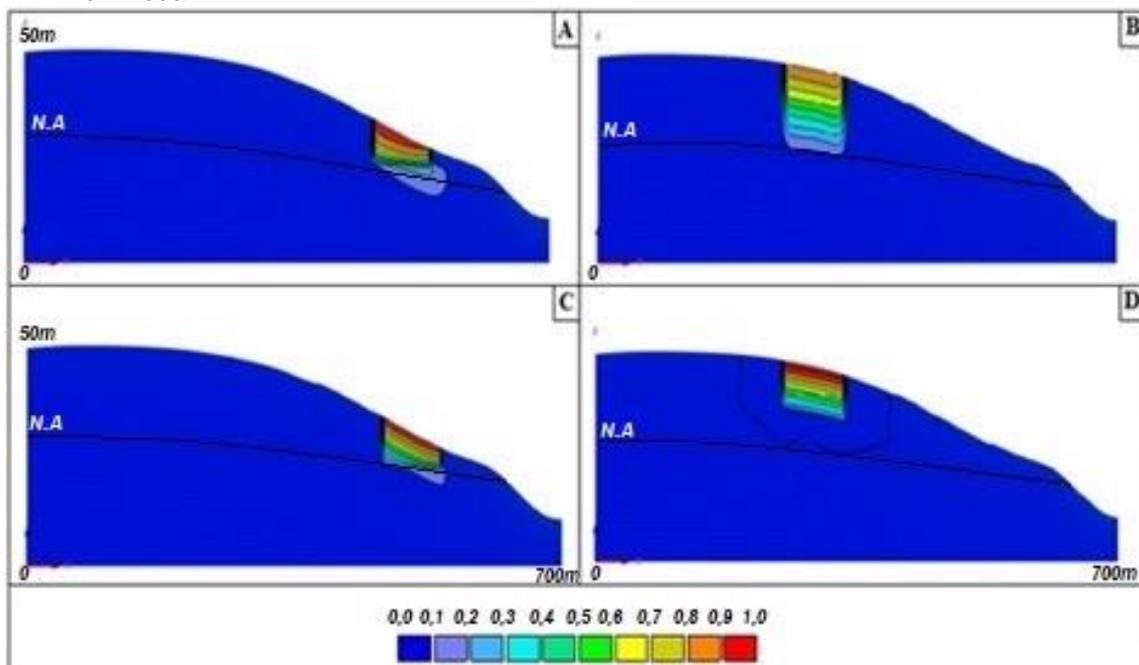


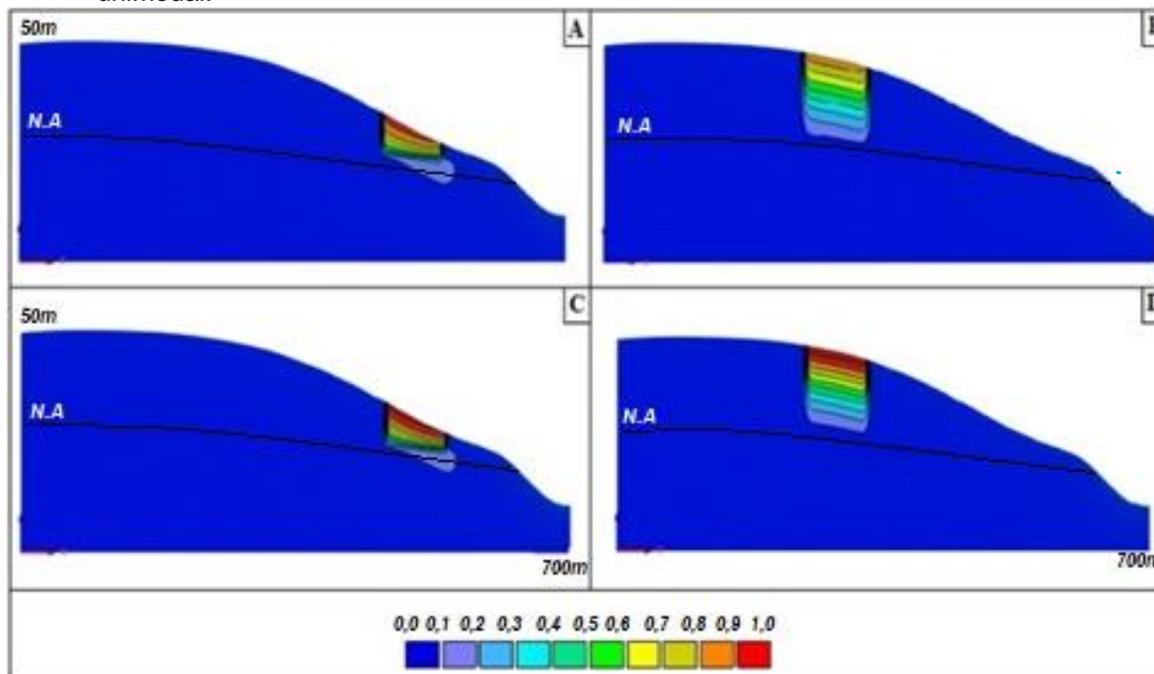
Figura 5 - Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça desde as Fontes 1 e 2 até a água subterrânea em 5 anos para o Solo 1A. A: Fonte 1 e distribuição de poros bimodal. B: Fonte 2 e distribuição de poros bimodal. C: Fonte 1 e distribuição de poros unimodal. D: Fonte 2 e distribuição de poros unimodal.



Para avaliar a variação da concentração do íon do soluto da vinhaça com relação a sua chegada na água subterrânea foram inseridos pontos de observação na simulação

numérica; esses pontos encontram-se abaixo das Fontes 1 e 2 e próximos à água subterrânea, logo abaixo do centro de massa de cada fonte.

Figura 6 - Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça desde as Fontes 1 e 2 até a água subterrânea em 5 anos para o Solo 1B. A: Fonte 1 e distribuição de poros bimodal. B: Fonte 2 e distribuição de poros bimodal. C: Fonte 1 e distribuição de poros unimodal. D: Fonte 2 e distribuição de poros unimodal.



Na Figura 7 são ilustrados o tempo (anos) *versus* C/C_0 (C : concentração/ C_0 : concentração inicial) obtidos a partir da Fonte 1, com uso de modelos bimodal e unimodal para o solo 1A (Figura 7A) e solo 1B (Figura 7B). De forma análoga, na Figura 8 são mostrados resultados similares provenientes da Fonte 2.

Para a Fonte 1 (a 6 m da água subterrânea), o gráfico da Figura 7A ilustra que, se considerada a distribuição bimodal de poros do solo 1A, os íons podem atingir a água subterrânea em menos tempo (quase três vezes mais rápido), e as concentrações finais em geral são de 10% a 40% maiores que no modelo unimodal ao longo do tempo. Por outro lado, o gráfico da Figura 7B sugere que levar em conta a distribuição de poros multimodal no solo 1B pode também fornecer valores menores de C/C_0 em até 10%.

Para a fonte 2 (a 20m da água subterrânea) o gráfico da Figura 8A deixa claro que para o solo 1A, os íons podem alcançar a água subterrânea também em menor tempo (2,5 vezes) inclusive com concentrações até 3 vezes maiores ao longo do tempo, se consideramos a bimodalidade dos poros do solo. Para o solo 1B (Figura 8B) o comportamento se repete, porém com menos intensidade.

Figura 7- Tempo (anos) versus C/Co (%) obtidos levando-se em consideração modelos uni e bimodais provenientes da Fonte 1 (F1) para os solos: A: Solo 1A; B: Solo 1B.

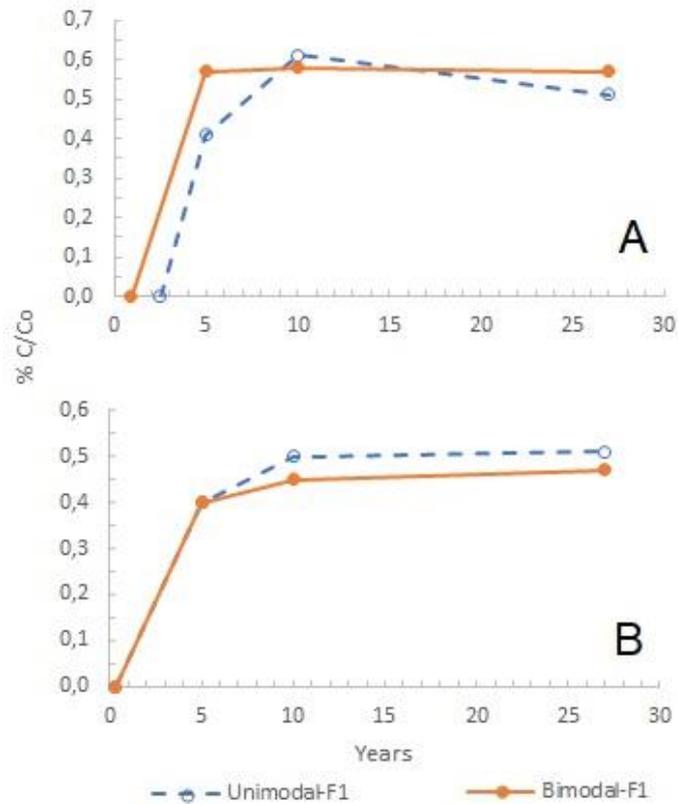
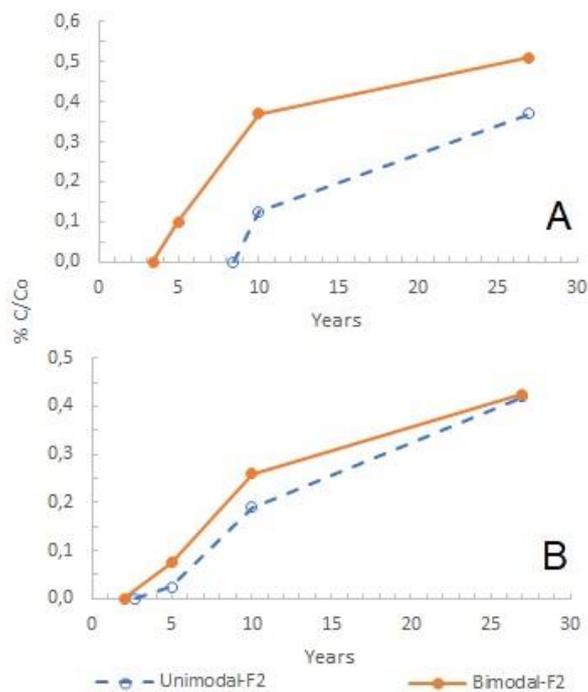


Figura 8 - Tempo (anos) versus C/Co (%) obtidos levando-se em consideração modelos uni e bimodais provenientes da Fonte 2 (F2) para os solos: A: Solo 1A; B: Solo 1B.



4 CONCLUSÕES

Os resultados mostram que a utilização de modelos convencionais em solos estruturados com distribuição de poros bimodais pode influenciar no comportamento do transporte de contaminantes na zona não saturada.

As simulações para esses tipos de solos mostram que o uso de curvas de retenção tradicionais, comumente encontradas em *softwares* (RBCA, CETESB, MODFLOW, SEEP/W, entre outros), podem subestimar em até três vezes a previsão do tempo de chegada dos íons da vinhaça e em até 4 vezes os valores da concentração final nas águas subterrâneas. No entanto, essa discrepância pode ser ainda maior em solos que tenham sofrido agregação, com maior volume de macroporosidade. As curvas de retenção de água apresentam mudanças bruscas de umidade com valores mais baixos de sucção, semelhante a solos de textura mais grossa.

Por outro lado, quando se trata de solos mais finos e com curvas de retenção cujas mudanças de umidade acentuadas se apresentem em sucções maiores, o fenômeno pode ser diferente. Nesses casos, o uso de modelos tradicionais pode reproduzir quase o mesmo tempo de chegada dos íons à água subterrânea, porém subestimando em até 1,4 vezes ou superestimando em 1,1 vezes a magnitude da concentração final, dependendo da espessura da zona vadosa.

REFERÊNCIAS

ALFARO SOTO, M. A., CHANG, H. K., VILAR, O. M. Avaliação do escalonamento fractal de alguns solos Brasileiros. **Revista Brasileira de Geociências** v. 38, 253-263, 2008. DOI: <https://doi.org/10.25249/0375-7536.2008382253262>

BASSO, J.B.; ALFARO SOTO, M.A.; CHANG, H.K. Percolação de vinhaça em coluna de solo arenoso da formação Rio Claro. *Águas Subterrâneas*, 31(1): 52-65, 2017. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v31i1.28584>

CARNIER, D., CHANG, H.K. Aplicação do método de flutuação de nível da água para a estimativa de recarga: exemplo do aquífero Rio Claro. **Revista Águas Subterrâneas**. v. 22, n 1, p.39-48, 2008. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v22i1.8177>

DURNER, W. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure, **Water Resour. Res.**, v. 30, 211–223, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1029/93WR02676>

MALLANTS, D., TSENG, P. H., TORIDE, N., TIMMERMAN, A., FEYEN J. Evaluation of multimodal hydraulic functions in characterizing a heterogeneous field soil. **Journal of hydrology**, 95, 172-199, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03251-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03251-9)

NOGAMI, J. S., VILLIBOR, D. F. **Pavimentação de baixo custo com solos lateríticos**. Editora Villibor, são Paulo, SP, 1995. 250p.

ŠIMŮNEK, J., VAN GENUCHTEN, M.TH., ŠEJNA, M. **The HYDRUS software package for simulating the two- and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media: technical manual**, Version 2.0, PC-Progress, Prague, Czech Republic, 2011. 258 p.

VAN GENUCHTEN, M.TH. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>