

Trabalho de Conclusão de Curso

Curso de Graduação em Geologia

**IMPLICAÇÕES NO TRANSPORTE DE ÍONS EM SOLOS LATERÍTICOS
FERTIRRIGADOS COM VINHAÇA**

Natália Campos da Silva

Prof. Dr. Chang Hung Kiang

Rio Claro (SP)

2018

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

NATÁLIA CAMPOS DA SILVA

IMPLICAÇÕES NO TRANSPORTE DE ÍONS EM SOLOS
LATERÍTICOS FERTIRRIGADOS COM VINHAÇA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas -
Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual
Paulista Júlio de Mesquita Filho, para obtenção
do grau de Geólogo.

Rio Claro - SP

2018

S586i Silva, Natália Campos da
Implicações no transporte de íons em solos lateríticos
fertirrigados com vinhaça / Natália Campos da Silva. --
Rio Claro, 2018
76 p.

Trabalho de conclusão de curso (-) - Universidade
Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Geociências e
Ciências Exatas, Rio Claro
Orientador: Chang Hung Kiang

1. Fertirrigação. 2. Vinhaça. 3. Solo laterítico. 4.
Distribuição de poros bimodal e unimodal. 5. Modelagem
numérica. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do
Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. Dados fornecidos pelo
autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

NATÁLIA CAMPOS DA SILVA

IMPLICAÇÕES NO TRANSPORTE DE ÍONS EM SOLOS
LATERÍTICOS FERTIRRIGADOS COM VINHAÇA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Geociências e Ciências Exatas - Campus
de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista Júlio
de Mesquita Filho, para obtenção do grau de
Geólogo.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Chang Hung Kiang (orientador)

Eng.º Miguel Angel Alfaro Soto

Eng.º Hernan Roni da Silva Filho

Rio Claro, 29 de Novembro de 2018


Assinatura do aluno


Assinatura do orientador

RESUMO

No Brasil, a vinhaça vem sendo utilizada cada vez mais nas plantações de cana-de-açúcar como alternativa para a fertirrigação dos solos, porém isso pode acarretar problemas ao meio ambiente e entre eles, contaminação das águas subterrâneas por processos de lixiviação. No entanto, os solos brasileiros apresentam muitas vezes características lateríticas, com propriedades físicas e hidráulicas diferenciadas, principalmente na distribuição de tamanho de poros que pode ser bimodal ou multimodal, diferente de outras localidades onde foram desenvolvidos os modelos de transporte de contaminantes e que em geral, possuem distribuição unimodal. Nesse contexto, o presente trabalho apresenta a modelagem numérica com auxílio do *software* HYDRUS 2D/3D do transporte de um íon genérico da vinhaça a partir de duas fontes de contaminação de um perfil esquemático considerando uso de modelos uni e bimodais para solos com distribuição de poros bimodal. Para esse objetivo, foram realizados ensaios laboratoriais de caracterização física e de determinação analítica das curvas de retenção da água no solo e condutividade hidráulica não saturada em solos com diferentes tipos de distribuição de poros bimodais. Os resultados mostraram que, para o modelo conceitual e hipotético analisado os íons de vinhaça poderão atingir a água subterrânea em um curto período de tempo de 1 a 3 anos e que, o uso de modelos unimodais em solos lateríticos poderá conduzir à subestimativa da magnitude e superestimativa do tempo de chegada das concentrações finais, principalmente em solos onde a descontinuidade da distribuição dos poros ocorra em baixos valores de sucção.

Palavras-chave: Fertirrigação. Vinhaça. Solo laterítico. Distribuição de poros bimodal e unimodal. Modelagem numérica. HYDRUS 2D/3D.

ABSTRACT

In Brazil, vinasse has been increasingly used in sugarcane plantations as an alternative to soil fertirrigation, but this can lead to environmental problems and between them, contamination of groundwater by leaching processes. However, Brazilian soils often present lateritic characteristics, with different physical and hydraulic properties, mainly in the pore size distribution that results to be bimodal or multimodal, unlike other localities where the contaminant transport model were developed and that in general, have an unimodal distribution. In this context, the present study presents numerical modeling using HYDRUS 2D / 3D software to simulate the transport a generic ion present in the vinasse from two sources of contamination of a schematic profile considering the use of uni and bimodal models in soils with distribution of bimodal pores. For this purpose, laboratory tests of physical characterization and analytical determination of water retention curves in soil and unsaturated hydraulic conductivity in soils with different types of bimodal pore distribution were performed. The results showed that, for the hypothetical model analyzed, the vinasse ions may reach groundwater in a short time of 1 to 3 years and that the use of unimodal models in lateritic soils may lead to the underestimation of the magnitude and overestimation of the time of arrival of the final concentrations, especially in soils where the discontinuity of the pore distribution occurs at low suction values.

Key-words: Fertirrigation. Vinasse. Lateritic soil. Bimodal and unimodal pore-size distribution. Numerical modelling. HYDRUS 2D/3D.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ocorrência de solos de comportamento laterítico no Brasil (Villibor e Nogami, 2009).....	18
Figura 2: Elementos presentes em uma curva de retenção de água no solo (FREUDLUND et al., 1994). Em que θ_s : teor de umidade volumétrica de saturação para a curva obtida pelo processo de secagem e θ_r : teor de umidade volumétrica residual ou de umidade irreduzível. .	19
Figura 3: Mecanismos associados à migração de contaminantes em solos (modificado de Zuquette, 2015).....	24
Figura 4: Fatores que interveem no transporte de contaminantes no solo (DE CAMPOS, 2001).	25
Figura 5: Tipo de transporte dominante de acordo com o número de Peclet adaptado de Yong (2001), segundo (MONCADA, 2004).	28
Figura 6: Curva Breakthrough (Moncada, 2004).	31
Figura 7: Mapa de distribuição superficial da Formação Corumbataí e Rio Claro na porção centro-leste do Estado de São Paulo (Fonte: Mapa Geológico do Estado de São Paulo, IPT, 1981).....	36
Figura 8: Mapa de localização do afloramento em que foram coletadas as amostras. Fonte: Google Earth.....	38
Figura 9: Afloramento da Formação Rio Claro em que as amostras foram coletadas. Foto tirada por Natália Campos da Silva.	38
Figura 10: Ensaio de granulometria conjunta realizado no RAIH. Foto tirada por Gabriel Cardoso Leite.....	41
Figura 11: Perfil esquemático com as características geométricas, fontes de contaminação por vinhaça e potencial receptor da área de estudo. Desenho elaborado por Natália Campos da Silva.	43
Figura 12: Perfil de sucção matricial (cm) em regime permanente para o Solo 1.	57
Figura 13: A. Perfil de umidade (cm^3/cm^3) para distribuição de poros bimodal. B: Perfil de umidade (cm^3/cm^3) para distribuição de poros unimodal. Ambos para o Solo 1.	58
Figura 14: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 5 anos para o Solo 1. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	59
Figura 15: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 12,5 anos para o Solo 1. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	59
Figura 16: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 25 anos para o Solo 1. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	60
Figura 17: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 5 anos para o Solo 2. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	60
Figura 18: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 12,5 anos para o Solo 2. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	61

Figura 19: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 25 anos para o Solo 2. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	61
Figura 20: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 5 anos para o Solo 3. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	62
Figura 21: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 12,5 anos para o Solo 3. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	62
Figura 22: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 25 anos para o Solo 3. A e B: Distribuição de poros bimodal. C e D: Distribuição de poros unimodal.....	63

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Índices físicos do Solo 1 obtidos em análises laboratoriais.	45
Tabela 2: Resultados da análise granulométrica do Solo 1.	45
Tabela 3: Parâmetros de ajuste para a curva de retenção do Solo 1, obtidos pelo programa online SWRC Fit.	49
Tabela 4: Parâmetros de ajuste para a curva de retenção do Solo 2, obtidos pelo programa online SWRC Fit.	50
Tabela 5: Parâmetros de ajuste para a curva de retenção do Solo 3, obtidos pelo programa online SWRC Fit.	50
Tabela 6: Dados de entrada no software HYDRUS 2D/3D para as simulações numéricas do Solo 1. (*) Dados de Alfaro Soto et al., (2015).	54
Tabela 7: Dados de entrada no software HYDRUS 2D/3D para as simulações numéricas do Solo 2.	55
Tabela 8: Dados de entrada no software HYDRUS 2D/3D para as simulações numéricas do Solo 3. (*) Dados de Alfaro Soto et al., (2015).	56
Tabela 9: Parâmetros utilizado no transporte de contaminantes para os solos utilizados nas simulações numéricas.	56

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Gráfico de granulometria do Solo 1 (Formação Rio Claro com granulometria modificada).....	46
Gráfico 2: Gráfico de granulometria do Solo 2 (Formação Rio Claro segundo Alfaro Soto et al., (2015)).	46
Gráfico 3: Gráfico de granulometria do Solo 3 (sedimentos Cenozoicos segundo Alfaro Soto (2004)).	47
Gráfico 4: Curva de retenção elaborada pelo modelo Arya & Paris (1981) para o Solo 1.	48
Gráfico 5: Curva de retenção elaborada pelo modelo Arya & Paris (1981) para o Solo 2.	48
Gráfico 6: Curva de retenção elaborada pelo modelo Arya & Paris (1981) para o Solo 3.	49
Gráfico 7: Gráfico de distribuição de tamanho de poros versus sucção para o Solo 1.	51
Gráfico 8: Gráfico de distribuição de tamanho de poros versus sucção para o Solo 2.	51
Gráfico 9: Gráfico de distribuição de tamanho de poros versus sucção para o Solo 3.	52
Gráfico 10: Gráfico de condutividade hidráulica não saturada para o Solo 1.....	52
Gráfico 11: Gráfico de condutividade hidráulica não saturada para o Solo 2.....	53
Gráfico 12: Gráfico de condutividade hidráulica não saturada para o Solo 3.....	53
Gráfico 13: Gráficos da concentração do soluto da vinhaça pelo tempo em dias para o Solo 1. A: Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. B: Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2. C: Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. D: Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2.....	64
Gráfico 14: Gráficos da concentração do soluto da vinhaça pelo tempo em dias para o Solo 2. A: Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. B: Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2. C: Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. D: Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2.....	65
Gráfico 15: Gráficos da concentração do soluto da vinhaça pelo tempo em dias para o Solo 3. A: Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. B: Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2. C: Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. D: Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2.....	66

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. JUSTIFICATIVAS E OBJETIVOS	16
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1. Solos Lateríticos	17
3.2. Curva de Retenção de Água no Solo	18
3.2.1. Modelo Arya & Paris na determinação da curva de retenção	21
3.3. Condutividade Hidráulica em Solos	22
3.4. Parâmetros do Transporte de Contaminantes	24
3.5. Processos Físicos	25
3.5.1. Transporte por Advecção	25
3.5.2. Transporte por gradiente de concentração ou Difusão Molecular	26
3.5.3. Transporte por Dispersão	27
3.5.4. Dispersão Hidrodinâmica	27
3.6. Processos Bio-Físico-Químicos	28
3.6.1. Adsorção	28
3.6.2. Absorção ou Sorção Hidrofóbica	29
3.6.3. Sorção	30
3.7. Modelagem do Movimento de Água e do Transporte de Solutos	32
3.7.1. Modelagem numérica para simulação de transporte de contaminantes mediante <i>software</i> Hydrus 2D/3D	32
4. MATERIAIS E MÉTODOS	35
4.1. Revisão Bibliográfica	35
4.2. Contexto Geológico e Pedológico Local	35
4.2.1. Formação Corumbataí	36
4.2.2. Formação Rio Claro	37
4.3. Amostragem	37
4.4. Caracterização Física e Hidráulica do Material Utilizado	39
4.4.1. Ensaio para determinação do Teor de Umidade Natural (w)	39
4.4.2. Ensaio de Massa Específica dos Sólidos (ρ_s)	40
4.4.3. Ensaio de Granulometria Conjunta	40
4.4.4. Curva de Retenção de água no solo e Condutividade Hidráulica Saturada e Não Saturada	42
4.4.5. Modelo Conceitual da Área de Estudo	43

4.4.6.	Modelagem numérica para simulação de transporte de contaminantes (vinhaça) pelo <i>software</i> HYDRUS 2D/3D	44
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	45
5.1.	Caracterização Física e Hidráulica dos Materiais Utilizados	45
5.1.1.	Índices Físicos	45
5.1.2.	Curvas Granulométricas	45
5.1.3.	Curvas de Retenção e de Condutividade Hidráulica Não Saturada	47
5.1.4.	Modelagem numérica para simulação de transporte de contaminantes (vinhaça) pelo <i>software</i> HYDRUS 2D/3D	53
6.	CONCLUSÕES	68
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

1. INTRODUÇÃO

A vinhaça é um líquido residual produto de calda na destilação do licor de fermentação do álcool de cana-de-açúcar gerado pela atividade sucroalcooleira (GEMTOS et al., 1999). O seu constituinte principal é a matéria orgânica basicamente na forma de ácidos orgânicos (ROSSETTO, 1987), é rica em potássio e significativos teores de cálcio, magnésio, fósforo, sulfato e sódio (HASSUDA et al., 1990; BEBÉ et al., 2009).

Durante a destilação do álcool, são estimados a produção de 10 a 15 litros de vinhaça para um litro de álcool (CRUZ et al., 2008). O grande volume de vinhaça *in natura* tem sido reaproveitado para substituir parcialmente a utilização de fertilizantes químicos, além de proporcionar vantagens econômicas e reduzir a dependência externa de insumos, principalmente do potássio.

Apesar desse uso favorável, essa grande produção de vinhaça tem preocupado diferentes segmentos da sociedade quanto ao seu descarte, pois em contrapartida ao seu alto poder fertilizante, também possui um grande poder poluente dez vezes maior que o do esgoto doméstico (FREIRE & CORTEZ, 2000) devido à riqueza em matéria orgânica sob a forma de ácidos orgânicos, baixo pH, elevada corrosividade e altos índices de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) com valores que podem chegar a 100 g/L e 50 g/L, respectivamente (FUESS, 2013). Quando aplicada no solo, as quantidades não devem ultrapassar a capacidade de retenção de íons do solo, respeitando assim as características dele, uma vez que este possui quantidades desbalanceadas de elementos minerais e orgânicos, podendo ocorrer a lixiviação de vários íons, principalmente de nitrato e potássio.

Os solos apresentam diferentes capacidades de retenção de elementos orgânicos e inorgânicos, sendo que a movimentação de elementos solúveis são determinadas pela textura e porosidade do solo e pela característica de cada superfície coloidal, a qual influenciará na solubilidade e troca de íons por processos de adsorção-dessorção, devido à complexação e reação redox dos elementos ativos na solução do solo, sendo que essas propriedades são fortemente influenciadas pela quantidade de matéria orgânica existente e pela drenagem do solo (SILVA et al., 2007).

Segundo Pereira et al. (1992) essa aplicação de vinhaça como fertilizante pode ocasionar mudanças nas propriedades químicas do solo como nos valores de pH, potencial redox (Eh) da solução intersticial, teores de sais, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) Demanda Química de Oxigênio (DQO), capacidade de troca catiônica (CTC) e carbono orgânico.

Elevadas concentrações de amônia, alumínio, ferro, manganês, cloreto e cátions como magnésio, sódio, potássio e cálcio na vinhaça podem contaminar as águas superficiais e subterrâneas (HASSUDA et al., 1990).

Em relação as propriedades físicas do solo a vinhaça poderá atuar como dispersante e defloculante de acordo com o tipo de solo, ocasionando mudanças na estrutura que implicam em variações na distribuição granulométrica, permeabilidade, plasticidade, densidade, entre outros (ALFARO SOTO et al., 2017).

Esses desequilíbrios nas propriedades originais dos solos promovem consequências ao meio ambiente, tanto em problemas de contaminação (solos, águas subterrâneas e superficiais), como na interferência da dinâmica da água (escoamento superficial, evapotranspiração, infiltração), e também em suas propriedades mecânicas, como resistência e deformação de solos saturados ou não saturados.

Diferentes tipos de estudos já foram realizados referentes a fertirrigação com vinhaça e seus efeitos na condutividade hidráulica dos solos. Brito et al. (2007) avaliaram três diferentes tipos de solos, nitossolo háplico, argissolo amarelo e espodossolo cárbico, quanto a sua qualidade depois da aplicação da vinhaça em diferentes tempos de incubação. Testes de colunas de solos de 20 cm de diâmetro e 110 cm de altura foram realizados para a análise de quantificação de Ca, Mg, Na e K nos efluentes coletados, e as concentrações foram reduzidas em relação a vinhaça natural, indicando assim o elevado poder do solo para reter diversos constituintes da vinhaça.

Silva et al. (2012) realizaram ensaios de colunas em solos nitrossolo vermelho eutrófico em que foram percolados vinhaça para analisar parâmetros de transporte e fator de retardamento do sódio e potássio, e obtiveram resultados que indicam efeitos de adsorção e deslocamento dos íons, onde o potássio foi mais retido que o sódio.

Uyeda et al. (2013) também utilizaram ensaios de colunas com três diferentes tipos de solos, latossolo vermelho escuro, latossolo roxo e nitossolo eutrófico vermelho, como permeâmetros a carga constante para percolação de quatro doses de vinhaça com o intuito de analisar a redução da condutividade hidráulica devido as partículas de argila terem efeito dispersivo na presença de sódio e potássio. Porém não foram observadas mudanças significativas nos valores de condutividade hidráulica nos solos saturados, e com relação aos íons potássio e cálcio foram observados incrementos até a aplicação de vinhaça de 300 m³/hectare.

Matos et al. (2013) realizaram ensaios de colunas em três diferentes tipos de solo, latossolo vermelho distrófico, latossolo vermelho eutroférico e vermelho-amarelo distrófico, para avaliar o fator de retardamento, o coeficiente de dispersão-difusão e as curvas de efluentes de íons de potássio, magnésio e cálcio presentes na vinhaça, sendo que os resultados foram que o magnésio obteve os menores valores de retardamentos nos três tipos de solos, e os três íons tiveram os menores valores tanto de retardamento quanto de coeficiente de dispersão-difusão para o latossolo vermelho eutroférico.

Alfaro Soto et al. (2015), através de uma modelagem numérica empregando o software HYDRUS 2D/3D, simularam o fluxo de água e vinhaça em regime permanente, em um meio poroso representado pelos sedimentos da Formação Rio Claro. Os resultados mostraram que, os íons provenientes da vinhaça, em determinadas concentrações, podem apresentar alto potencial de contaminação tanto de águas subterrâneas como superficiais.

Adicionalmente, Alfaro Soto et al. (2015), bem como outros (ALFARO SOTO et al., 2008, GITIRANA et al., 2015, SOUSA et al., 2016), tem observado a presença de solos lateríticos (como o proveniente da Formação Rio Claro), em diversos tipos de solos brasileiros, afirmando que podem apresentar distribuição de poros bimodal (ALFARO SOTO et al., 2008) ou multimodal e diferem de outras localidades que em geral possuem distribuição de poros unimodal.

Uma das características peculiares está relacionada com a condutividade hidráulica, sendo que para a mesma textura, os solos lateríticos em geral apresentam maiores valores devido a sua distribuição de tamanho de poros diferenciada em relação aos solos não lateríticos (ALFARO SOTO et al., 2008). Adicionalmente, Mallants et al. (1996) mostrou que, em solos não saturados com distribuição de poros multimodal, o uso de modelos para obtenção indireta da função condutividade hidráulica a partir de curvas de retenção unimodais pode incorrer em erros de mais de 30%. No entanto, a maioria dos modelos existentes na literatura são disponíveis para solos cuja distribuição de poros é unimodal, podendo seu uso não ser satisfatório para solos significativamente heterogêneos em relação a porosidade.

Por outro lado, na tentativa de controlar os efeitos nocivos da aplicação de vinhaça na fertirrigação acima descritos, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, mediante a norma técnica P 4.231 (CETESB, 2015) estabeleceu os critérios e procedimentos para essa aplicação. Em complemento à norma, a CETESB, no dia 11 de Julho de 2018, implementou a Decisão de Diretoria nº 132/2018/E/C, que tem como finalidade avaliar a influência que o manejo e a aplicação de vinhaça no solo agrícola estão causando nas águas subterrâneas no Estado de São Paulo, apresentando três objetivos principais: estabelecer os

critérios e procedimentos exigíveis para a implementação de poços de monitoramento; definir as especificações construtivas mínimas dos poços de monitoramento; e definir os procedimentos relativos à frequência de amostragem e os parâmetros físico-químicos de análise das amostras de água subterrânea.

Diante à problemática relatada, o presente trabalho pretende avaliar através de simulação numérica as implicações no transporte de íons quando percolados em solos lateríticos com distribuição de tamanhos de poros diferenciada da Formação Rio Claro devido estar sujeito à fertirrigação com vinhaça e sua importância como aquífero livre para o abastecimento de água da cidade de Rio Claro-SP.

2. JUSTIFICATIVAS E OBJETIVOS

O Brasil é o segundo maior produtor de álcool, e consequentemente de vinhaça, no mundo, o que implica na utilização de grandes volumes deste resíduo líquido na fertirrigação e no aumento do potencial risco de contaminação de solos, águas superficiais e subterrâneas. Adicionalmente, a bibliografia especializada reporta poucos estudos para esclarecimento dos mecanismos de transporte dos principais componentes da vinhaça associados às peculiaridades nas características de retenção de água e condutividade hidráulica dos solos lateríticos do estado de São Paulo (distribuições de poros bimodal ou multimodal em relação aos solos tradicionais).

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo elucidar alguns dos aspectos acima citados, mediante avaliação do comportamento do transporte de íons presentes na vinhaça (através de ensaios laboratoriais de caracterização de solos e simulação numérica), desde uma fonte hipotética de contaminação (local de fertirrigação) até o receptor (água subterrânea). Isto será possível, mediante análise comparativa das concentrações finais em solos típicos de São Paulo com a presença de distribuição de poros uni e bimodais.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Solos Lateríticos

Os solos lateríticos são encontrados nas regiões de clima tropical e ocorrem em grande parte do território brasileiro. Este tipo de solo possui características próprias que não são contempladas pelos sistemas tradicionais de classificação dos solos. Para suprir esta lacuna surge a metodologia MCT (Miniatura, Compactado, Tropical) desenvolvida para caracterizar solos tropicais com fins de utilização em pavimentos de baixo custo (NOGAMI & VILLIBOR, 1981).

O solo laterítico é uma variedade de solo do horizonte superficial laterítico, típico das partes bem drenadas das regiões tropicais úmidas (VILLIBOR & NOGAMI, 2009), são materiais formados a partir do processo intenso de intemperização em solos residuais de zonas tropicais e úmidas, onde as elevadas temperaturas e abundantes precipitações produzem a infiltração da água no solo provocando a lixiviação de partículas finas e alguns cátions básicos, deixando no solo elementos pesados como ferro e alumínio. Estas partículas formam vínculos cimentantes entre as partículas do solo, dando origem às partículas de maiores dimensões, conhecidas como lateritas (SANTOS, 2006; RESCHETTI JUNIOR, 2008).

O processo de laterização faz com que a fração argilosa dos solos lateríticos seja constituída essencialmente de argilo-minerais do grupo caulinita e de hidróxidos e óxidos hidratados de ferro e/ou alumínio. A estabilidade em presença de água das agregações se dá pela combinação desses componentes, pois o recobrimento dos argilominerais pelos hidróxidos e óxidos hidratados reduz a capacidade de adsorção de água pelos argilo-minerais e ainda, atuam como agentes cimentantes naturais entre as partículas. As frações de areia e silte são compostas principalmente por quartzo, agregações lateríticas (concreções lateríticas) e, em menor escala, por minerais pesados (SANTOS, 2006; SUAREZ, 2008).

Os solos lateríticos e sub-tropicais cobrem aproximadamente uma rede de 28 milhões de metros quadrados, isto é, cerca de 19% da superfície da Terra, sendo que pelo menos 66% desta área corresponde a solos vermelhos tropicais. No Brasil, os solos lateríticos encontram-se distribuídos em quase todo território (mais de 80%) (Figura 1), e no Nordeste Brasileiro se encontra na faixa litorânea (MÉLO, 2011).

Os solos lateríticos se estruturam em fábricas, que são a disposição espacial dos seus constituintes sólidos, dos seus vazios e das suas superfícies de descontinuidades e podem se dividir em macrofábrica (olho nu) e microfábrica (microscópio) (NOGAMI & VILLIBOR, 1995).

A macrofábrica pode ser designada de acordo com as características geométricas e de constituição dos solos, e dois critérios são fundamentais para seu agrupamento sendo a distribuição espacial de grãos minerais (homogênea e heterogênea) e vazios aparentes (contínua, descontínua, granular simples e agregada) (NOGAMI & VILLIBOR, 1995).

A peculiaridade de macrofábrica mais característica dos solos lateríticos é a formação de agregados ou torrões, identificados principalmente nos solos de textura argilosa. Essa peculiaridade do ponto de vista geotécnico faz com que haja elevada porosidade aparente e permeabilidade, interpretações adequadas das curvas granulométricas obtidas pelos métodos tradicionais de ensaio, resistência à compressão e ao cisalhamento muito acima da prevista pelos índices físicos tradicionais e misturação relativamente fácil (NOGAMI & VILLIBOR, 1995).

A microfábrica em solos lateríticos também apresenta peculiaridades em que os grãos constituintes não aparecem muito individualizados, são nitidamente arredondados e há indícios da existência de vazios internos (NOGAMI & VILLIBOR, 1995).

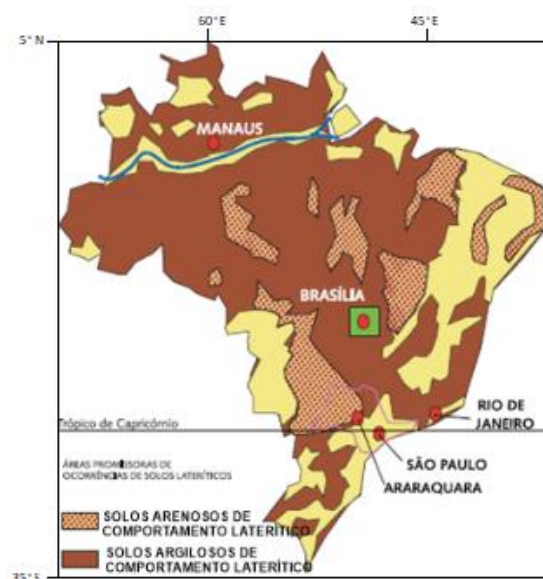


Figura 1: Ocorrência de solos de comportamento laterítico no Brasil (Villibor e Nogami, 2009).

3.2. Curva de Retenção de Água no Solo

De acordo com Soto (2004), a relação entre o teor de umidade e a sucção do solo é uma característica do solo não saturado, podendo ser representada graficamente pela curva de retenção da água no solo.

Segundo Tuller e Or (2005) os principais condicionantes do formato da curva de retenção correspondem à distribuição do tamanho dos grãos, a textura e estruturação de um solo, além da presença de matéria orgânica. A figura 2 mostra uma curva típica de retenção e alguns de seus componentes.

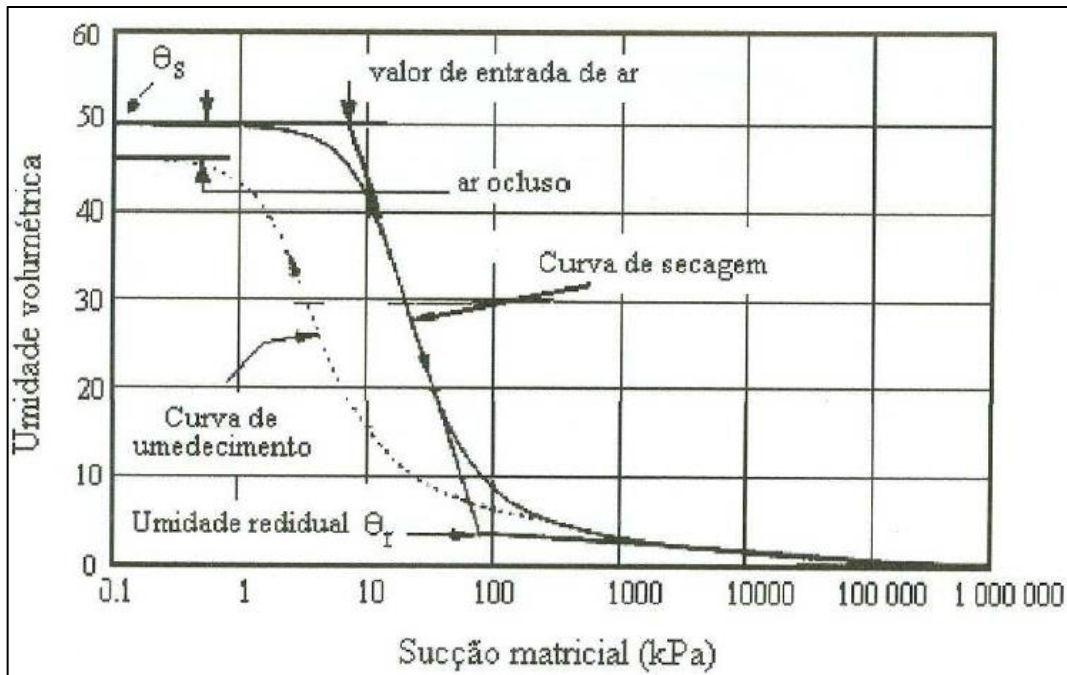


Figura 2: Elementos presentes em uma curva de retenção de água no solo (FREUDLUND et al., 1994). Em que θ_s : teor de umidade volumétrica de saturação para a curva obtida pelo processo de secagem e θ_r : teor de umidade volumétrica residual ou de umidade irreduzível.

A caracterização da curva de retenção é feita a partir das trajetórias típicas obtidas através de procedimentos de secagem e umedecimento. No entanto, as trajetórias têm mostrado ser diferentes, sendo este fenômeno denominado de “histerese”. Segundo Alfaro Soto (1999) isso está correlacionado com as irregularidades dos poros, aprisionamento de bolhas de ar, repetição sequencial de saturação e drenagem e alterações na estrutura do solo.

Diversos modelos têm sido propostos com o intuito de modelar a curva de retenção de água no solo. Entre eles, o modelo de Van Genuchten (1980) é um dos mais utilizados e mais apropriado para solos com distribuição de poros unimodal, o qual propõe a descrição matemática da relação funcional entre o teor de água e a sucção no solo:

$$S_e = [1 + (\alpha\psi)^n]^{-m} \quad (1)$$

$$\Theta = \left\{ \frac{(\theta_s + \theta_r)}{[1 + (\alpha\psi)^n]^m} \right\} + \theta_r \quad (2)$$

onde,

θ = teor de água do solo [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$];

θ_r = teor de água residual medido ou ajustado por regressão [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$];

θ_s = teor de água de saturação do solo [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$];

S_e = saturação efetiva;

α = parâmetro de ajuste [cm^{-1}];

ψ = sucção [cm];

m e n = parâmetros de ajuste do modelo.

Adicionalmente, segundo Alfaro Soto & Chang (2013), a maioria dos solos pode apresentar curvas de retenção com distribuição de poros com caráter unimodal. No entanto, há casos em que a distribuição dos poros pode estar associada a estruturação ou à agregação das partículas do solo e também de processos biológicos (MALLANTS et al., 1997), formando distribuições multimodais nos tamanhos dos poros (ALFARO SOTO et al., 2008) tais como os observados em solos brasileiros por estes e outros autores (MIGUEL et al., 2006; GITIRANA et al., 2015; SOUSA et al., 2016).

Segundo Durner (1994) a curva de retenção de água de solos com distribuição específica dos grãos, formação de sistemas de poros secundários e processos de agregação não é representada por modelos tradicionais. Alfaro Soto e Chang (2013) mencionam que diante da bimodalidade apresentada em solos típicos do Brasil (solos tropicais), o emprego dos métodos tradicionais no ajuste das curvas de saturação pode conduzir a erros, com até duas ordens de grandeza, na condutividade hidráulica do solo não saturado.

De acordo com Durner (1994), a curva de retenção para solos com distribuição de poros bimodal ou multimodal, pode ser descrito pela seguinte expressão:

$$S_e = \sum_{i=1}^k w_i (1 + |\alpha_i \psi|^{n_i})^{-m_i} \quad (3)$$

onde,

k = número de subsistemas que formam a distribuição total de poros, ou seja, 2 no caso do presente trabalho;

w_i = fatores designados para os pesos das subcurvas que variam entre 0 e 1, ou seja, $\sum w_i = 1$;

Tanto para o modelo de Van Genuchten (1980) como para o modelo de Durner (1994) os parâmetros α , m e n, estão sujeitos a condicionantes: $\alpha_i > 0$, $n_i > 1$ e $m_i = 1 - \frac{1}{n_i}$.

Para o presente trabalho também serão utilizados os dados da curva de retenção e condutividade hidráulica saturada de Alfaro Soto et al. (2015) e Alfaro Soto (2004), e para

ambos também foram elaboradas curvas de retenção a partir do modelo Arya & Paris (1981) para mostrar que este método indireto se aplica na elaboração de curvas de retenção.

3.2.1. Modelo Arya & Paris na determinação da curva de retenção

Métodos indiretos de determinação da estimativa da curva da capacidade de retenção da água no solo têm-se desenvolvido devido às dificuldades experimentais nessas determinações (ARYA et al., 1999). Entre esses métodos os mais importantes são as funções de pedotransferências, representadas por equações que dependem dos atributos do solo disponíveis em levantamentos de solo e a retenção da água.

O modelo matemático de Arya & Paris calcula os valores de umidade e sucção que seriam obtidos pela análise de retenção de água no solo a partir de valores de concentrações e diâmetro das partículas do solo que são determinadas nas análises granulométricas. Isso se tornou possível devido as semelhanças entre a curva de retenção de água no solo e as formas de distribuição das partículas do solo por tamanho.

O modelo Arya & Paris (1981) baseia-se em dois conceitos da relação solo-água, sendo o primeiro a equação da capilaridade, que relaciona a sucção (ψ_i), expresso pela altura da ascensão capilar, com o diâmetro do poro:

$$\psi_i = \frac{2\sigma \cos\theta}{\rho_w g r_i} \quad (4)$$

onde,

σ = tensão superficial da água na interface água-ar (0,0728 N/m);

θ = ângulo de contato (igual a zero, ou seja, com o solo saturado, sendo $\cos \theta = 1$);

ρ_w = densidade da água (kg/m^3);

g = aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m/s}^2$);

r_i = raio do poro (m).

O segundo conceito é a distribuição do tamanho das partículas do solo e a contribuição de cada fração para a saturação de água no solo:

$$\Theta = \left(1 - \frac{\rho_s}{\rho_p}\right) \sum_{i=1}^{i=n} w_i \quad (5)$$

onde,

i = diversas frações das partículas de solo;

ρ_s = densidade do solo (kg/m^3);

ρ_p = densidade das partículas do solo (kg/m^3);

w_i = fração de massa do solo dada pela curva de distribuição de tamanho de partículas.

Para estimar a curva de retenção de água pelo modelo Arya & Paris (1981) é feita a associação do raio do poro (r_i) com o raio da partícula (R_i) através da equação:

$$r_i = R_i \frac{\sqrt{4 e n_i^{(1-\alpha)}}}{6} \quad (6)$$

n_i = número de partículas esféricas da i -ésima classe de massa do solo;

e = relação de vazios obtidas por:

$$n_i = \frac{3 w_i}{4 \pi R_i^3 \rho_p} \quad (7)$$

$$e_i = \frac{\rho_p - \rho_s}{\rho_s} \quad (8)$$

O coeficiente α é definido como fator de escalonamento, e representa o ajuste empírico para a tortuosidade de poros em solos nas condições naturais (BASILE & D'URSO, 1997). Arya & Paris (1981) consideraram o valor de 1,38 como sendo a melhor estimativa para esse fator.

Assim a sucção do solo é calculada pela fórmula:

$$\psi = \frac{2 \sigma}{\rho_w g R_i \sqrt{\frac{2(\rho_p - \rho_s)}{3 \rho_s} \frac{3 w_i}{4 \pi R_i \rho_p}}} \quad (9)$$

Sabendo-se o fator de escalonamento, a curva de retenção pode ser estimada calculando-se a umidade pela equação 5 e a pressão capilar pela equação 9.

3.3. Condutividade Hidráulica em Solos

O movimento de água no solo é impulsionado pelo equilíbrio entre as forças da gravidade, a capilaridade e as forças coloidais, devido ao atrito com as superfícies sólidas e dentro do próprio fluido e forças inerciais (JARVIS, 2007). O movimento de água no solo ocorre em condições saturadas e não saturadas, em que esse movimento em meio não saturado é mais lento que em meio saturado devido a presença de ar e de discontinuidades.

Darcy (1856) desenvolveu a equação que permite quantificar o movimento de água em um meio poroso saturado, sob condições isotérmicas, para fluidos incompressíveis, fluxo laminar e situações em que as interações solo-água não resultem em variações na fluidez e na condutividade hidráulica:

$$q = - K_o \frac{dH}{ds} \quad (10)$$

em que,

q = densidade de fluxo [L/T];

K_0 = condutividade hidráulica do meio saturado [L/T];

$\frac{dH}{ds}$ = gradiente de potencial hidráulico [L/L];

H = potencial hidráulico [L].

O sinal negativo na equação serve para indicar que o sentido do movimento é contrário ao do crescimento do potencial hidráulico.

Quando o solo não está saturado, o ar presente nos poros tende a reduzir o fluxo, aumentando a tortuosidade do fluxo remanescente, acarretando a redução na condutividade hidráulica (PREVEDELLO, 1996). Buckingham (1907) foi, provavelmente, o primeiro a postular que a Lei de Darcy também é válida para um solo parcialmente saturado de água e que, neste caso, a condutividade hidráulica é função do teor de água do solo.

Experiências de Richards (1931) e Childs & Collis-George (1950), confirmaram que pode ser aplicada satisfatoriamente a solos não saturados. A Lei de Darcy para o fluxo não saturado pode ser expressa como:

$$q = - K(\theta) \frac{\partial \Phi}{\partial z} \quad (11)$$

em que,

$K(\theta)$ = condutividade hidráulica não saturada [L/T];

θ = teor de umidade volumétrica [L^3/L^3];

z = coordenada de posição [L];

Φ = potencial total do solo não saturado [L] composto pelos potenciais gravitacionais [L] e de sucção [L].

Adicionalmente, a condutividade hidráulica não saturada pode ser obtida indiretamente a partir da curva de retenção e da condutividade hidráulica saturada, pela fórmula de Durner (1994):

$$K(S_e) = K_s \left(\sum_{i=1}^k w_i S_{e_i} \right)^{0,5} \frac{(\sum_{i=1}^k w_i \alpha_i [1 - (1 - S_{e_i}^{\frac{1}{m}})]^2)}{(\sum_{i=1}^k w_i \alpha_i)^2} \quad (12)$$

em que,

$K(S_e)$ = função condutividade hidráulica;

K_s = condutividade hidráulica do solo saturado.

3.4. Parâmetros do Transporte de Contaminantes

O transporte de contaminantes não depende apenas do fluxo do fluido no qual essas substâncias se dissolvem, mas também de mecanismos que dependem de processos físicos, químicos e biológicos aos quais estas substâncias estão submetidas. A questão do transporte de massa em meios porosos vem sendo estudada a muito tempo. Bear (1992) e Freeze & Cherry (1979) discutem os diferentes processos envolvidos nesse transporte. Na figura 3 apresenta-se um esquema dos mecanismos de migração de contaminante em meio poroso.

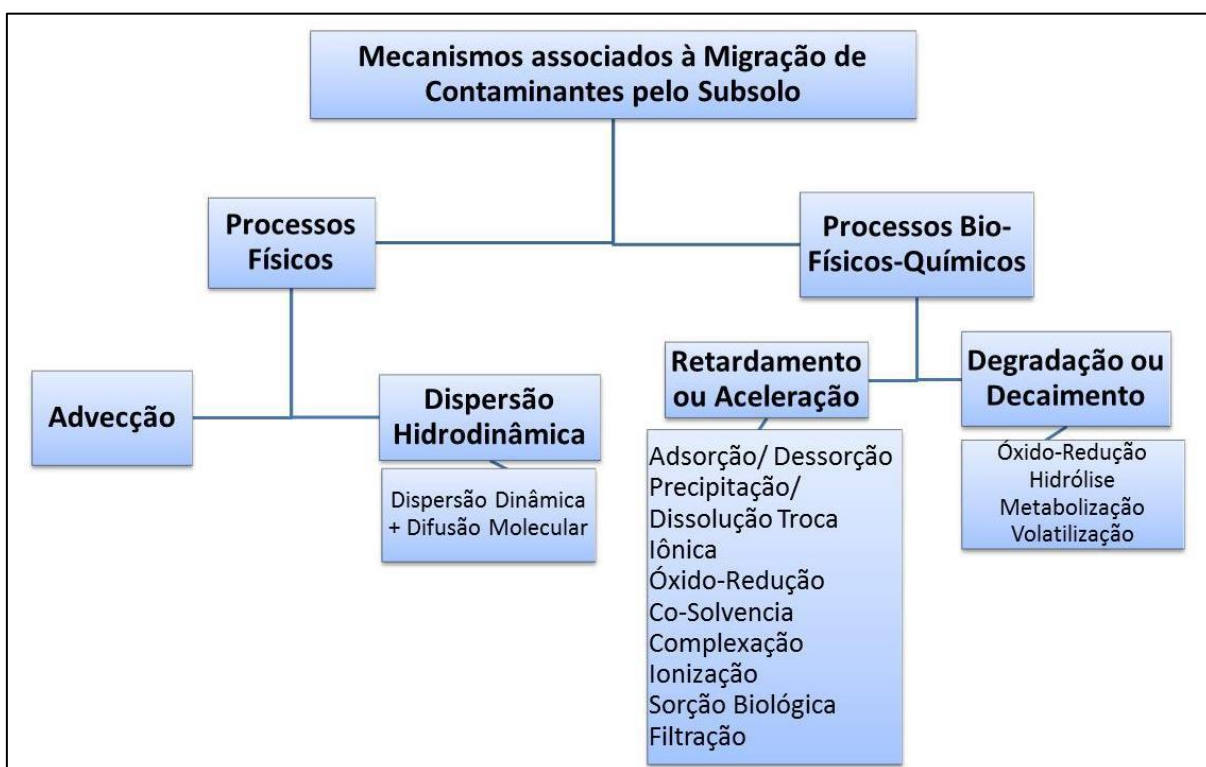


Figura 3: Mecanismos associados à migração de contaminantes em solos (modificado de Zuquette, 2015)

Quando se analisa uma solução contaminante, deve-se levar em consideração os processos físicos, que garantem o transporte do fluido nos solos, o espalhamento do contaminante no solo e a influência dos processos bio-físicos-químicos.

Adicionalmente, o transporte de massa possui três fatores principais que são: substância contaminante, o meio poroso e as condições ambientais. Na figura 4 estão resumidas as propriedades destes fatores que definirão os mecanismos de transporte.

Características Básicas do Contaminante	
• Densidade • Concentração • Polaridade • Solubilidade • Co-Solvência • Volatilidade • Pressão de Vapor	• pH • Potencial Iônico • Demanda Biológica de O₂ • Demanda Química de O₂ • Teor e Finura de Sólidos em Suspensão • (Persistência) • (Toxidez)
Características Básicas do Meio Poroso	
• Teor e Tipo de Matéria Orgânica • Mineralogia e Teor de Finos • Capacidade de Troca Catiônica	• Distribuição Granulométrica • Distribuição de Vazios • Grau de Saturação
Variáveis Ambientais	
• Condições Climáticas • Condições Hidrogeológicas • Condições Aeróbia / Anaeróbia • Microorganismos Nativos	• Temperatura • Fator Tempo • Pressão Atmosférica • Potencial Redox

Figura 4: Fatores que interveem no transporte de contaminantes no solo (DE CAMPOS, 2001).

3.5.Processos Físicos

3.5.1. Transporte por Advecção

Advecção é o transporte de contaminantes devido ao processo de fluxo de água no solo. Os solutos presentes na água se movimentam com a mesma velocidade média dessa água sem alterar sua concentração na solução (SCHWARS, 1990). A equação que modela esse tipo de transporte é a equação diferencial do transporte por advecção:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (13)$$

$$v_x = \frac{k}{n} i \quad (14)$$

onde,

C = concentração do soluto [g/cm^3];

v_x = velocidade de percolação [cm/s];

k = coeficiente de permeabilidade [cm/s];

n = porosidade;

i = gradiente hidráulico.

3.5.2. Transporte por gradiente de concentração ou Difusão Molecular

Difusão Molecular é o transporte de soluto de uma região de maior concentração para uma outra de menor concentração e é independente da velocidade do fluxo da água subterrânea. A difusão do soluto é proporcional ao gradiente de concentração e pode ser expressa pela primeira lei de Fick:

$$F = - D_o \frac{\partial C}{\partial x} \quad (15)$$

onde,

F = fluxo de massa de soluto por unidade de área por unidade de tempo;

D_o = representa o coeficiente de difusão molecular medido em uma solução aquosa de contaminante [cm^2/s];

$\frac{\partial C}{\partial x}$ = gradiente de concentração [$\text{g}/\text{cm}^3/\text{cm}$].

O sinal negativo indica que o movimento ocorre das áreas de maior concentração para as de menor concentração. Para sistemas onde a concentração varia com o tempo, aplica-se a segunda lei de Fick:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (16)$$

A difusão é menor nos meios porosos que em uma solução livre devido a tortuosidade das trajetórias de fluxo e a retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas. Assim, deve-se usar um Coeficiente de Difusão Efetiva (D^*):

$$D^* = \tau D_o \quad (17)$$

onde,

τ = coeficiente de tortuosidade (BEAR, 1982).

Shackelford (1993) explica que o coeficiente de difusão molecular depende das propriedades químicas e termodinâmicas da substância e da temperatura da água. A magnitude da difusão molecular aumenta proporcionalmente com o aumento da temperatura e diminuição do tamanho das moléculas.

3.5.3. Transporte por Dispersão

A mistura mecânica é decorrente da dispersão em canais individuais, do desenvolvimento de velocidades médias diferentes em canais diferentes devido às variações das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais (BEAR, 1982).

A dispersão longitudinal é o espalhamento do contaminante na direção do fluxo da solução, já a dispersão transversal é o espalhamento direção perpendicular ao fluxo da solução. São definidos dois coeficientes a partir deste fenômeno, expressos em unidades de comprimento:

- Coeficiente de Dispersão Mecânica Longitudinal: $Dm_L = \alpha_L v_x$ (18)
- Coeficiente de Dispersão Mecânica Transversal: $Dm_T = \alpha_T v_x$ (19)

onde,

α_L = coeficiente de dispersividade longitudinal;

α_T = coeficiente de dispersividade transversal.

O coeficiente de dispersividade (α) é um tensor que descreve o coeficiente de dispersão mecânica utilizando a velocidade linear média do fluido que atravessa os espaços vazios de um meio poroso (FEL & BEAR, 2010).

3.5.4. Dispersão Hidrodinâmica

No fluxo em meios porosos, o processo de difusão molecular não pode ser separado do processo de difusão mecânica, que combinados, definem o coeficiente de Dispersão Hidrodinâmica (Dh), expressos em unidades de área por tempo [cm^2/s ou m^2/s]:

- Coeficiente de Dispersão Hidrodinâmica Longitudinal: $Dh_L = \alpha_L v_x + D^*$ (20)
- Coeficiente de Dispersão Hidrodinâmica Transversal: $Dh_T = \alpha_T v_x + D^*$ (21)

A influência relativa de cada uma destas parcelas na dispersão hidrodinâmica pode ser obtida utilizando o número de Peclet (Figura 5):

$$Pe = \frac{d \bar{v}}{D^*} \quad (22)$$

onde,

Pe = número de Peclet (adimensional);

d = dimensão característica do grão (distribuição granulométrica).

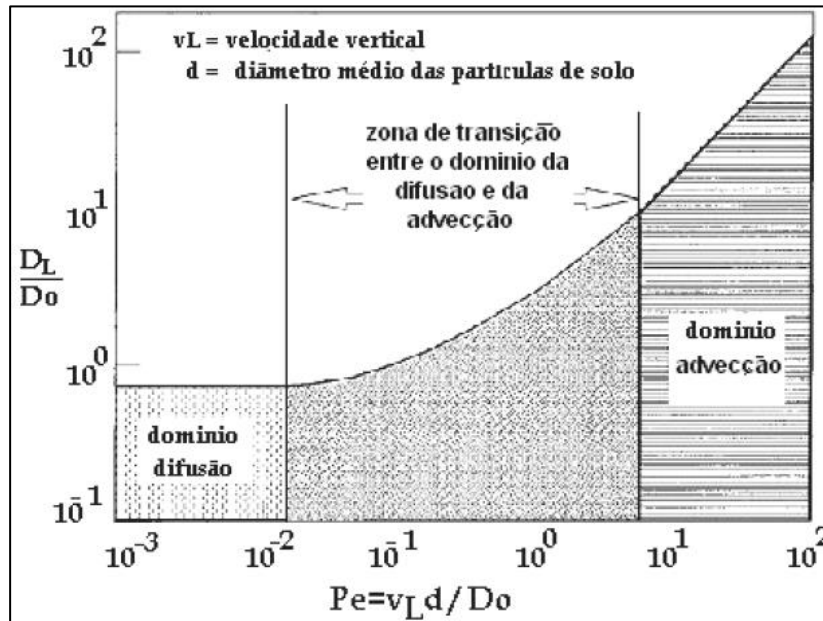


Figura 5: Tipo de transporte dominante de acordo com o número de Peclet adaptado de Yong (2001), segundo (MONCADA, 2004).

3.6. Processos Bio-Físico-Químicos

Podem propiciar tanto o retardamento ou aceleração do movimento de uma dada substância química através da água subterrânea.

3.6.1. Adsorção

Adsorção é o processo que o soluto adere às superfícies dos sólidos devido às forças de atração existentes. Estas forças são decorrentes de cargas em desequilíbrio nas superfícies, resultantes de imperfeições ou substituições iônicas na estrutura cristalina dos minerais (substituição isomórfica) ou de quebra de ligações nas estruturas moleculares, especialmente nas extremidades (FREEZE & CHERRY, 1979).

É o mecanismo de retenção mais importante para moléculas polares e íons, em que a adsorção por troca iônica é mais lenta que a adsorção molecular (VOYUTSKY, 1978). Em geral, a primeira camada da substância é adsorvida por troca iônica e as demais são atraídas por forças de Van der Waals (YONG et al., 1992).

A adsorção é o principal mecanismo de retenção de metais em solução, enquanto que é apenas um dos mecanismos de retenção de substâncias orgânicas (LAGREGA et al., 1994).

3.6.2. Absorção ou Sorção Hidrofóbica

Sorção Hidrofóbica é um mecanismo típico de retenção de substâncias orgânicas (especialmente compostos orgânicos apolares) na matéria orgânica do solo. É caracterizada pelo processo de partição, ou seja, distribuição da substância entre duas fases (no caso, a solução e a matéria orgânica do solo) por dissolução exclusivamente (YONG et al., 1992).

A matéria orgânica do solo age como um meio solubilizante para as substâncias dissolvidas na água, funcionando como um solvente orgânico semelhante ao octanol, por exemplo (CHIOU et al., 1983).

Os compostos orgânicos neutros, por terem mais afinidade com um solvente orgânico, passam da fase aquosa para a fase orgânica (é solubilizado na fase orgânica). Quanto menos polar for o composto, maior será a sua tendência a ser particionado na fase orgânica, também chamada fase hidrofóbica, a partir da água, que é um solvente polar (MINGELGRIN & GERSTL, 1983). Equivalentemente, compostos menos solúveis em água têm maior tendência a serem sorvidos na matéria orgânica.

Na partição ocorre a distribuição homogênea do material sorvido no decorrer do volume total da fase hidrofóbica, o que a diferencia da adsorção (CHIOU, 1989). A partição é quantificada pelo coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), que é determinado misturando uma substância com octanol e água, duas substâncias imiscíveis, em quantidades iguais, assim ele será a razão da concentração da substância no octanol e na água, após atingir o equilíbrio:

$$K_{ow} = \frac{C_{octanol}}{C_{água}} \quad (23)$$

Esse coeficiente mede o quão hidrofóbico é o composto, assim quanto maior ele for, maior será a tendência da substância em se dissolver no solvente orgânico (FETTER, 1993), podendo ser correlacionado com o grau de solubilidade na água (S_w) para muitos compostos orgânicos.

Além do coeficiente de partição octanol-água, outros dois coeficientes podem ser definidos, no carbono orgânico (K_{oc}) e na matéria orgânica do solo (K_{om}), como o peso da matéria orgânica é maior que o do carbono orgânico (segundo um fator de 1,724, aproximadamente), o K_{oc} será maior que o K_{om} para uma dada substância (FETTER, 1993):

$$K_{oc} = 1,724 K_{om} \quad (24)$$

3.6.3. Sorção

Sorção é a retenção de substâncias no solo devido aos processos de interação solo e contaminante, fazendo com que ocorra transferência do fluido para a fase sólida onde fica retido (HASSET & BANWART, 1989).

O solo tem capacidade limitada em reter substâncias, assim se existe uma fonte de contaminação com alimentação contínua, a taxa de retenção tende a diminuir com o tempo, podendo até mesmo se anular, com isso pode-se dizer que o solo atingiu sua capacidade máxima de retenção. A quantidade da substância que permanece dissolvida na água percolante aumenta à medida que a quantidade acumulada no solo se aproxima da sua capacidade de retenção (YONG et al., 1992).

O mecanismo de sorção é estudado através da comparação da concentração de equilíbrio de um composto que se acumula nos vazios ou sobre parte da matriz sólida do meio poroso com a concentração de equilíbrio na solução a uma determinada temperatura.

A quantificação da sorção é determinada experimentalmente pela medida da distribuição do contaminante em um meio poroso particular por meio de ensaios de equilíbrio em lote. Os resultados são plotados em um gráfico, originando expressões avaliadas em um sistema fixo de temperatura conhecido como isoterma de sorção. E pode ser de três tipos:

- Isoterma de Sorção Linear: $S = K_d c$ (25)

onde,

S = massa de soluto sorvida pela massa de solo [M/M];

c = concentração de equilíbrio da solução [M/L³];

K_d = coeficiente de partição [L³/M].

- Isoterma Não Linear de Sorção de Freundlich: $S = K c^N$ (26)

onde,

N = coeficiente exponencial de Freundlich (especifica o tipo de sorção);

K = coeficiente de partição de Freundlich.

Se $N = 1$, esta equação tende a expressão da isoterma linear. Se $N < 1$, significa que na medida em que S aumenta, torna-se mais difícil para as quantidades adicionais do adsorvato serem adsorvidas. Isto significa uma sorção desfavorável. Caso contrário, quando $N > 1$, a sorção é favorável.

- Isoterma Não Linear de Sorção de Langmuir: $S = \frac{S_m bc}{1+bc}$ (27)

onde,

b = taxa cinética constante de saída e de entrada de constituintes nos locais de sorção $[L/M^3]$;

S_m = quantidade de íon adsorvido por unidade de peso em solo.

A transferência da substância para a fase sólida durante o fluxo provoca redução da velocidade da frente de contaminação em relação à velocidade do fluido, resultando em um fenômeno denominado retardamento da frente de contaminação, representado na curva *breakthrough*, conforme a figura 6.

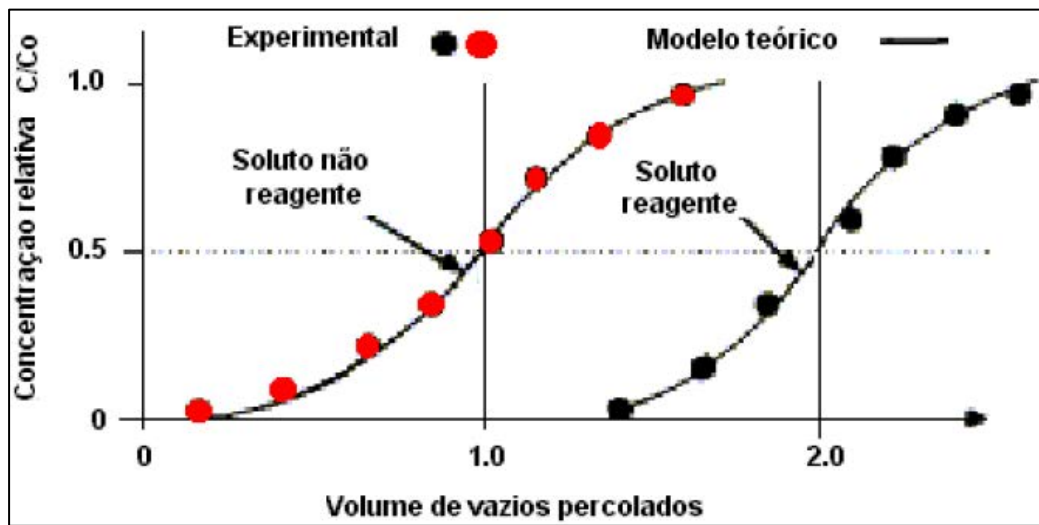


Figura 6: Curva *Breakthrough* (Moncada, 2004).

O fator de retardamento R , é a razão entre a velocidade do fluido percolante e a velocidade da frente de contaminação. Esse fator é usado para avaliar a capacidade de retenção do solo, sendo uma característica do solo em relação a uma determinada substância e depende da atividade do solo, da concentração inicial da substância na solução contaminada, do pH da solução, da temperatura e da velocidade de percolação, entre outros fatores.

Segundo Bear & Cheng (2010), o fator de retardamento (R) no caso de um meio poroso saturado e utilizando uma isoterma linear de sorção, é dado por:

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{n} \quad (28)$$

onde,

ρ_d = massa específica seca do solo $[M/L^3]$;

K_d = coeficiente de partição $[L^3/M]$;

n = porosidade do solo [adimensional].

Van der Perk (2007) explica que, para solutos não reativos, o valor de R é igual à unidade e, portanto, o soluto é transportado com a mesma velocidade de percolação do solvente. Para solutos reativos, $R > 1$, os solutos são transportados a uma velocidade menor do que a do solvente, sendo esta a velocidade real do contaminante. Isto é fácil de deduzir, tendo em vista que como R depende de K_d , se não houver sorção, o valor de K_d será igual a zero e R será igual a unidade.

3.7. Modelagem do Movimento de Água e do Transporte de Solutos

A modelagem numérica de águas subsuperficiais constitui uma ferramenta que vem sendo crescentemente utilizada para fins de gerenciamento dos recursos hídricos, e consequentemente, contribuindo para as análises de fluxo subsuperficial.

Sanford (2002), afirma que a poluição das águas subterrâneas tem se tornado uma importante questão para a sustentabilidade dos corpos hídricos, o que tem motivado o desenvolvimento de modelos hidrogeológicos que auxiliam as investigações sobre a trajetória destes poluentes. A sua utilização é relativamente recente, sendo revelada sua importância na década de 70, com trabalhos como os de Dey e Morison (1979).

Atualmente, os modelos numéricos dominam os estudos de modelagem de água subsuperficial devido, principalmente, aos grandes avanços na tecnologia computacional. Existem muitos *softwares* disponíveis no mercado para modelagem de fluxo e de transporte de contaminantes, cabendo ao usuário escolher o que mais se adapte ao seu caso específico.

3.7.1. Modelagem numérica para simulação de transporte de contaminantes mediante *software* Hydrus 2D/3D

O *software* Hydrus 2D/3D propõe modelos hidrogeológicos analíticos de água subterrânea para meios não saturados, semi-saturados e saturados (SIMUNEK, 2002). Oferece recursos de modelagem de fluxo de água subterrânea e métodos de hidrogeologia de dinâmica de água no solo, simulando água em meio poroso, transferência de calor, movimento de solutos e contaminantes em duas ou três dimensões (SIMUNEK, 2009). Também é capaz de mapear áreas de influência de aquíferos, limites hidrogeológicos e recargas de aquíferos.

As equações são resolvidas numericamente utilizando-se um método de elementos finitos aplicado a uma rede de elementos triangulares; a integração no tempo é realizada usando-se uma curva de inversão, ou por meio de modelo de diferenças finitas para as condições não saturadas ou saturadas. As equações são resolvidas de forma iterativa e posterior eliminação de

Gauss para matrizes bandadas, por meio de um método de gradientes conjugados para matrizes simétricas, ou pelo método ORTHOMIN para matrizes assimétricas.

Permite a solução numérica da equação de Richards para fluxo de água em meios porosos e as equações do tipo advecção/dispersão para transporte de calor e solutos. O *software* HYDRUS 2D/3D (SIMUNEK et al., 1999) considera equação de Richards para um meio isotrópico bidimensional é dada por:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} - K_{ij} \right) - S(h) \quad (29)$$

onde,

θ = umidade volumétrica;

$x_{i,j}$ = coordenadas espaciais ($i, j = 1, 2$);

t = tempo;

K_{ij} = componentes do tensor condutividade hidráulica;

$S(h)$ = termo fonte de água.

Devido a área de estudo do presente trabalho ter sido considerada um meio isotrópico, o tensor de condutividade é diagonal, em que K_{xx} e K_{yy} tornam-se iguais a condutividade hidráulica não saturada $K(\theta)$.

Já a equação de advecção-dispersão descreve o transporte de solutos e é dada por:

$$\frac{\partial (\theta RC)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\theta D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial qC}{\partial x_i} \quad (30)$$

onde,

C = concentração em solução

q = fluxo da água

D_{ij} = tensor de dispersão, que pode ser escrito em termos de dispersividade transversal (D_T), dispersividade longitudinal (D_L) e do coeficiente de difusão molecular (D_w).

R = fator de retardamento, considerando adsorção em equilíbrio.

O programa leva em consideração pressões de cargas hidráulicas ou de sucção (constantes ou variáveis no tempo) e limites de fluxo com fronteiras controladas pelas condições atmosféricas. Permite também, que as condições de contorno iniciais mudem durante a simulação e pode-se lidar com limites de superfície de infiltração, através dos quais a água pode fluir da superfície para a zona saturada e vice-versa.

O *software* HYDRUS implementa o método de Marquardt-Levenberg que é um tipo de técnica de estimativa de parâmetros hidráulicos, de reação ou de transporte de água e solutos no solo, em regime de fluxo transitório ou em estado estacionário, de forma direta ou inversa,

ou seja, possibilita que, por meio de medições e de observações em campo, determinem-se os parâmetros e condições de contorno para a verificação das medições. O *software* permite que vários parâmetros desconhecidos possam ser estimados a partir de observações de fluxo, pressões, concentrações, e ou fluxos de contorno instantâneos ou cumulativos.

Segundo Simunek et al. (1999), podem também, nos procedimentos de estimativa de parâmetros, incluir-se a retenção adicional de água no solo ou dados de condutividade hidráulica, bem como funções de contorno de parâmetros otimizados (estimativa Bayesiana).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1.Revisão Bibliográfica

Esta etapa objetivou a leitura de artigos científicos, trabalhos de conclusão de curso, dissertações de mestrado e teses de doutorado. Os trabalhos pesquisados focaram as seguintes temáticas: (1) estudos anteriores relacionados às consequências da aplicação de vinhaça no solo como fertilizante; (2) solos com distribuição de poros unimodal, bimodal ou multimodal; (3) solos lateríticos; (4) Formação Corumbataí e Formação Rio Claro; (5) parâmetros de transporte de contaminantes; (6) modelagem numérica e (7) manual de uso do *software* Hydrus 2D/3D.

4.2.Contexto Geológico e Pedológico Local

A cidade de Rio Claro-SP insere-se no contexto geológico do setor paulista do flanco nordeste da Bacia Sedimentar do Paraná, representada por rochas sedimentares e vulcânicas das eras Paleozoica (Grupo Itararé, Formações Tatuí, Irati e Corumbataí), Mesozoica (Formações Piramboia, Botucatu e Serra Geral) e Cenozoica (Formação Rio Claro e depósitos recentes) (ZAINE, 1994).

Em relação ao contexto pedológico, os solos predominantes são podzólico vermelho amarelo de textura média/argilosa e latossolo vermelho-escuro de textura argilosa e muito argilosa. Também ocorrem na área, latossolo vermelho amarelado, latossolo roxo ("terra roxa"), solos hidromórficos e litólicos (OLIVEIRA et al., 1981).

Para o presente trabalho serão abordadas a seguir as Formações Corumbataí e Rio Claro, e na figura 7 pode-se observar suas distribuições superficiais na porção centro-leste paulista.

Para efeito de comparação, também serão utilizados os dados de Alfaro Soto et al. (2015) e de Alfaro Soto (2004), que analisou um solo areno-argiloso proveniente do Campus II da Escola de Engenharia de São Carlos (USP) no bairro Santa Felícia, localizado na Cidade de São Carlos-SP. Esta região é formada por sedimentos colúvio-aluvionares de idade Cenozoica caracterizados por apresentarem retrabalhamento do Grupo Bauru, Formações Botucatu e Serra Geral, todos também inseridos no contexto geológico da Bacia do Paraná. Este material também apresenta características lateríticas, estrutura porosa e bimodalidade na distribuição dos poros.

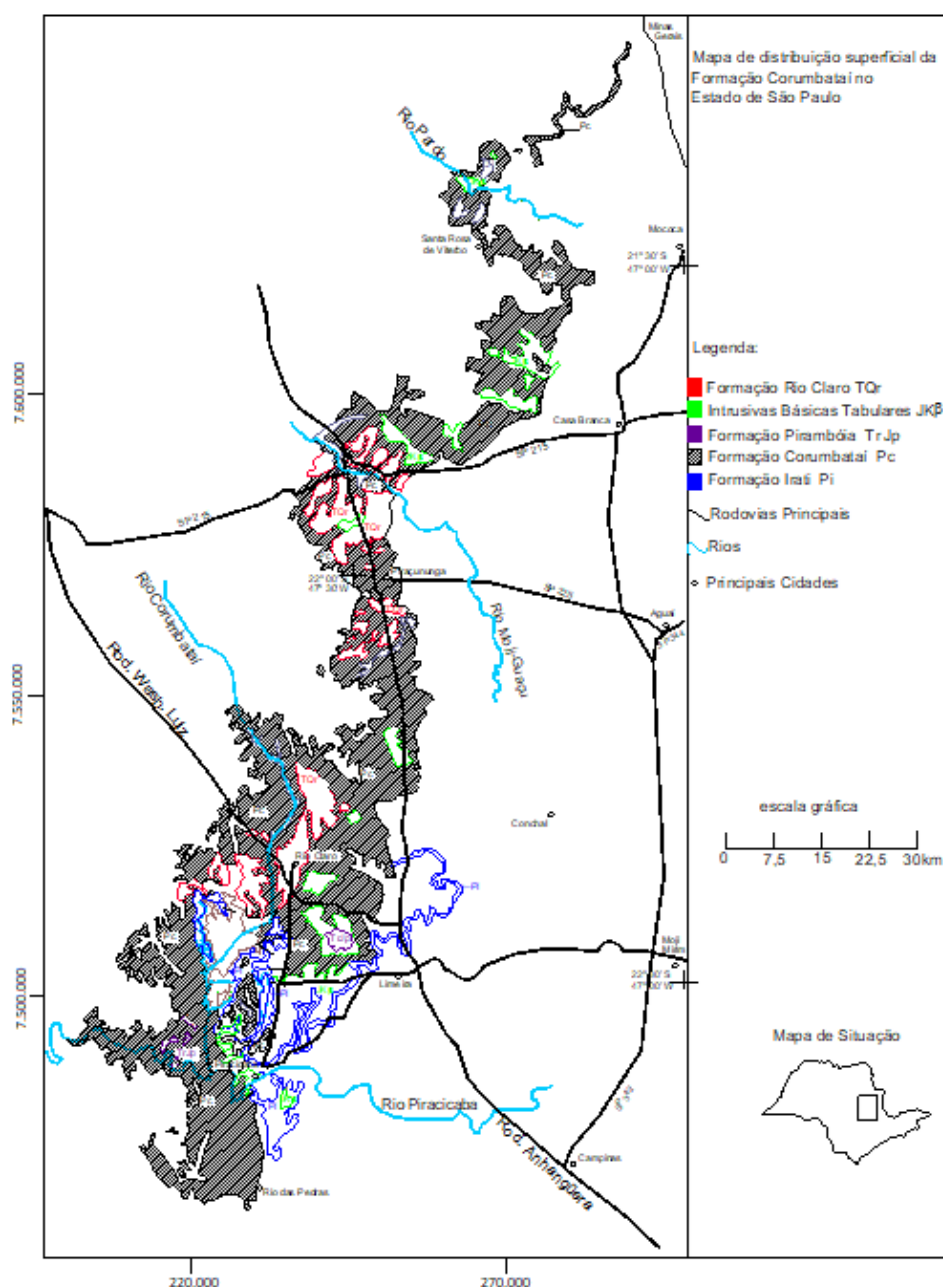


Figura 7: Mapa de distribuição superficial da Formação Corumbataí e Rio Claro na porção centro-leste do Estado de São Paulo (Fonte: Mapa Geológico do Estado de São Paulo, IPT, 1981).

4.2.1. Formação Corumbataí

A Formação Corumbataí possui cerca de 100m de espessura (PERINOTTO & ZAINÉ, 2008), litologicamente, é constituída, em sua parte inferior, por argilitos, folhelhos e siltitos de cores cinza escura, e em sua parte superior, por argilitos, folhelhos e siltitos arroxeados a avermelhados, com intercalações carbonáticas e camadas de arenitos muito finos. São comuns estruturas como estratificação plano-paralela, laminação *flaser*, fendas de ressecamento e estruturas estromatolíticas associadas a calcários oolíticos (SCHNEIDER et al., 1974).

Seu ambiente deposicional, de acordo com Perinotto & Zaine (2008), é tido como lagunar associado a planícies de maré. Os fósseis são denotados por bivalves, ostracodes, conchostráceos, peixes (dentes e escamas) e restos de vegetais (troncos). (SIMÕES & FITTIPALDI, 1992).

O contato com a Formação Rio Claro é sempre marcado pela presença de um nível conglomerático, as vezes precedido de um paleossolo da Formação Corumbataí (Zaine, 1994).

4.2.2. Formação Rio Claro

A Formação Rio Claro está depositada em discordância com a Formação Corumbataí, tem sua ocorrência praticamente na Folha Rio Claro 1:50000, possui cerca de 30m (Zaine, 1994) de espessura e pode se situar sobre diferentes unidades geológicas. Segundo Zaine (1994), é composta de arenitos mal selecionados, esbranquiçados, amarelos e róseos, friáveis, por vezes com estratificações cruzadas, níveis centimétricos a decimétricos de argilitos e níveis conglomeráticos (principalmente na base). É caracterizada por fraca litificação e grande alteração pedogenética, gerando espessas seções de solo arenoso avermelhado. Podem ser observadas crostas ferruginosas, junto aos níveis argilosos, evidenciando processos de laterização, principalmente, na interface areia-argila, além de concreções, que conferem um aspecto de nodular aos lamitos com cimentação ferruginosa, por remobilização e concentração do ferro.

O ambiente de formação se associa com condições fluviais constituindo-se um paleocanal, e localmente com pequenos lagos dentro da planície de inundação. Conforme Zaine (1994), os sedimentos teriam como fonte os arenitos das formações Botucatu e Piramboia, atestado pela situação geográfica e pelas semelhanças granulométricas e texturais e, ainda, a Formação Corumbataí, fornecedora tanto dos clastos da base, como do material formador das camadas pelíticas. Fósseis, principalmente de restos vegetais comparados a representantes de angiospermas atuais, são encontrados normalmente em argilitos (Zaine, 1994).

4.3. Amostragem

As amostras utilizadas no presente trabalho foram coletadas em um afloramento dentro da cidade de Rio Claro – SP, localizada no interior do estado de São Paulo, com coordenadas UTM 7.521.759,63 m S e 238.108,75 m E (zona 23 S) (Figura 8). Esse afloramento (Figura 9) é composto no topo por solos areno – siltosos e areno – argilosos da Formação Rio Claro, onde foram coletadas amostras deformadas para o presente trabalho e na base por sedimentos finos da Formação Corumbataí.

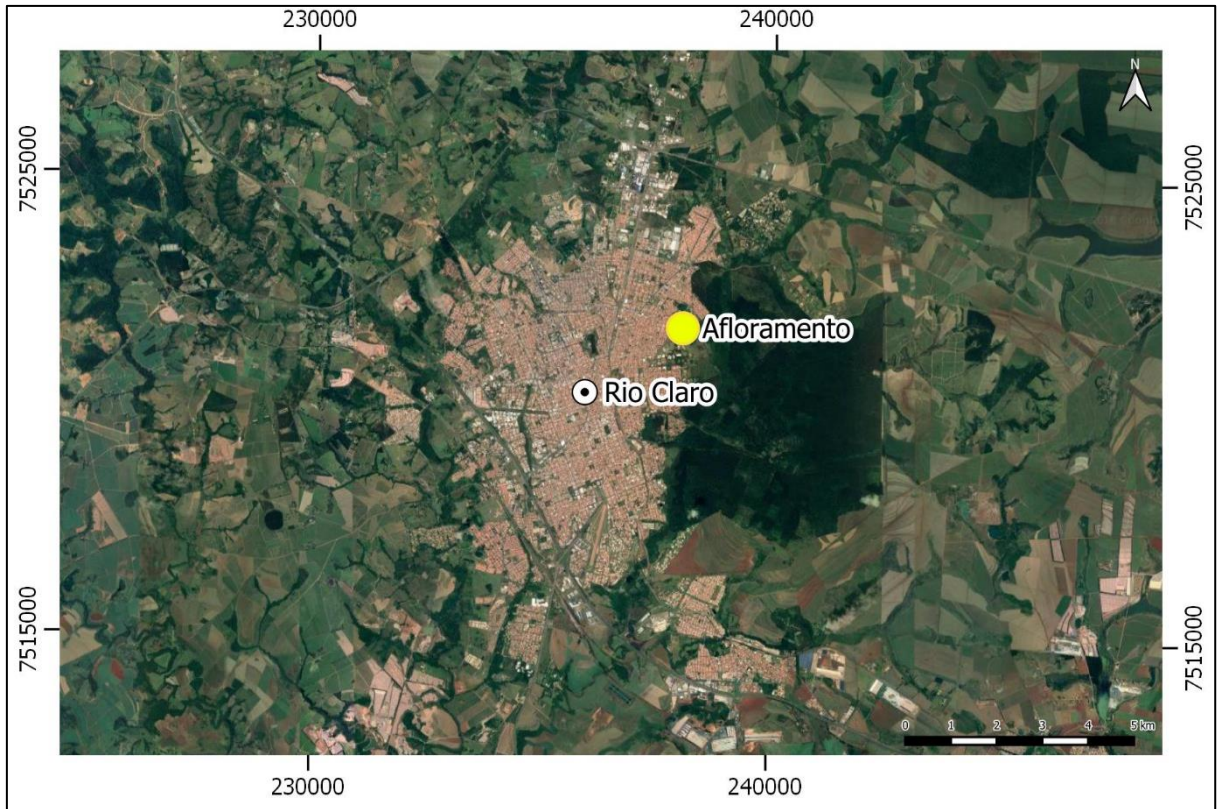


Figura 8: Mapa de localização do afloramento em que foram coletadas as amostras. Fonte: *Google Earth*.



Figura 9: Afloramento da Formação Rio Claro em que as amostras foram coletadas. Foto tirada por *Natália Campos da Silva*.

As amostras deformadas de solo coletadas foram retiradas a profundidade de 1 metro, desprezando-se a cobertura superficial do talude, evitando assim, eventual cobertura alterada antropicamente (aterro, detritos, compactação por passagem de pessoas ou veículos),

modificada por ação biológica (furos de raízes) ou de insetos (formigueiros, cupinzeiros, etc). Foram amostradas manualmente com a utilização de uma enxada, armazenadas em sacos plásticos e levadas diretamente para o laboratório (RAIH – Laboratório de Remediação de Áreas Impactadas por Hidrocarbonetos – pertencente ao LEBAC – Laboratório de Estudos de Bacias – da UNESP do campus de Rio Claro). No laboratório, antes da realização dos ensaios, todo o solo foi destorroado em peneira de malha #4, estendido em cima de uma lona plástica para secagem ao ar e posteriormente, ensacado novamente.

4.4.Caracterização Física e Hidráulica do Material Utilizado

O material utilizado nos ensaios do presente trabalho pertence à Formação Rio Claro, que corresponde a um solo residual maduro, arenoso com pouca argila, coloração rosado a avermelhado claro e classificado como Latossolo vermelho-amarelo (LEVANTAMENTO PEDOLÓGICO SEMIDETALHADO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1984).

O solo da Formação Rio Claro, segundo Alfaro Soto et al. (2015) possui características lateríticas cuja curva de distribuição granulométrica produz curva de retenção de água no solo com características bimodais, porém a descontinuidade da distribuição dos tamanhos poros (fato que define a bimodalidade) ocorre para altas pressões capilares (acima dos 10.000 cm de coluna de água). No entanto, com a finalidade de observar quais seriam as implicações no transporte de íons da vinhaça em solos com curvas de retenção bimodais com descontinuidades acentuadas em baixas pressões capilares (distribuição de poros devido à estruturação em tamanhos de poros maiores) procedeu-se à elaboração de uma curva granulométrica modificada, a partir da curva granulométrica original.

Também, foram utilizadas as amostras deformadas para a realização dos ensaios de índices físicos como umidade natural, massa específica seca e massa específica dos sólidos e de granulometria conjunta. Todos os ensaios foram realizados no RAIH (Laboratório de Remediação de Áreas Impactadas por Hidrocarbonetos) pertencente ao LEBAC (Laboratório de Estudos de Bacias), do IGCE (Instituto de Geociências e Ciências Exatas) da UNESP Rio Claro.

Para o presente trabalho também serão utilizados os dados de caracterização física e hidráulica de Alfaro Soto et al. (2015) e Alfaro Soto (2004) para fins de comparação.

4.4.1. Ensaio para determinação do Teor de Umidade Natural (w)

Quantidades representativas de solo foram colocadas em três cápsulas de alumínio pesadas e enumeradas anteriormente, obtendo assim a massa da cápsula (w_c) mais a massa do

solo úmido (w_{su}). Em seguida, as cápsulas preenchidas foram armazenadas em uma estufa, onde permaneceram por um período mínimo de 24 horas, em temperatura superior a 100 °C, para posterior pesagem das mesmas (w_{ss}). A determinação final da umidade natural do solo foi realizada segundo os procedimentos de cálculo do teor de umidade segundo norma NBR-6457/86 (Nogueira, 1995) e dado por:

$$w = \frac{w_{su} - w_{ss}}{w_{ss}} \times 100 \quad (31)$$

4.4.2. Ensaio de Massa Específica dos Sólidos (ρ_s)

A massa específica dos sólidos é um índice que fornece uma estimativa da massa específica dos minerais constituintes no solo e por ser dependente desses minerais é um valor que se altera muito pouco com o tempo.

Definida como a relação da massa dos sólidos pelo volume dos sólidos, determina-se através da utilização de um picnômetro. No procedimento, utilizou-se um picnômetro de 250 ml, no qual foi colocado 100g de solo, adicionou-se água destilada, e após esta adição, agitou-se o material para homogeneizar esse conjunto. Com auxílio de uma pisseta completa-se água no picnômetro até a marca que indica os 250ml. Em seguida foi medida a temperatura da solução e o picnômetro é pesado. O procedimento de pesagem é realizado para diferentes temperaturas (iniciando-se com 15 °C, e então 17,5 °C; 20°C; 22,5°C e 25°C), verificando sempre que o nível de água coincida com a marca do picnômetro (de 250ml). Depois, o material foi transferido para um recipiente e levado à estufa para secagem. Os procedimentos de cálculo da massa específica dos sólidos a partir desses resultados também podem ser encontrados na norma NBR-6508/84 e em Nogueira (1995).

4.4.3. Ensaio de Granulometria Conjunta

O ensaio de granulometria tem por objetivo a obtenção dos pares de valores, tamanho da partícula e sua porcentagem de ocorrência, necessários para traçar a curva granulométrica, que é utilizada na classificação textural dos solos.

Esse ensaio de granulometria conjunta (Figura 10) foi realizado segundo a norma da ABNT - MB 32 (NBR7181), utilizando os solos areno – siltosos e areno – argilosos da Formação Rio Claro. Os procedimentos realizados serão resumidos a seguir:

Uma porção de solo de massa e umidade conhecida, passante na malha de 2mm foi utilizada. Logo, 100g do material passante foi colocado num reservatório submerso em 125cm³

de uma solução de hexametáfosfato de sódio (concentração de 45,7g de hexametáfosfato e 1.000cm³ de água destilada) em repouso durante 12h.

Após esse período a amostra foi transferida para um dispersor para agitação mecânica rotativa durante 10 minutos e, em seguida, transferiu-se para uma proveta. Logo, na proveta foi adicionada água destilada até completar 1.000cm³.

O teste foi iniciado com agitação por um minuto com auxílio de uma haste contendo uma hélice no extremo. Na sequência, foram realizadas leituras de densidade da solução ao longo do tempo (30, 60 e 120 segundos, 4, 8, 15, 30, 60, 120, 240 e 480 minutos) com a introdução de um densímetro que foi retirado depois de feito cada leitura. Adicionalmente, leituras de água destilada e temperatura (admitindo ser igual ao da amostra ensaiada) foram realizadas simultaneamente em outra proveta, para correções de medição segundo indicado pela metodologia do teste.

A pós a última leitura do ensaio foi realizado um peneiramento via úmida (lavagem) com uso da peneira de 0,075mm de abertura. A porção retida foi levada à estufa até secagem completa para posterior peneiramento mecânico (peneiras #10, 16, 30, 50, 100, 200) e pesagem. Detalhes sobre os procedimentos de cálculo do ensaio podem ser encontrados em Nogueira (1995).



Figura 10: Ensaio de granulometria conjunta realizado no RAIH. Foto tirada por Gabriel Cardoso Leite.

4.4.4. Curva de Retenção de água no solo e Condutividade Hidráulica Saturada e Não Saturada

A curva de retenção de água no solo do solo da Formação Rio Claro modificado foi estimada de forma indireta, a partir dos resultados referentes à distribuição das partículas obtidos na análise granulométrica, segundo modelo matemático proposto por Arya & Paris (1981).

O modelo foi aplicado para a análise granulométrica obtida pelo ensaio de granulometria conjunta. A umidade volumétrica foi obtida utilizando a equação (5) e a sucção pela equação (9). Essas equações são apresentadas no item 3.1.1.

Para a aplicação do modelo de Arya & Paris (1981) foi utilizado o fator de escalonamento 0,938 determinado por Vaz et al., 2005. Os valores de n_i foram calculados a partir da distribuição do tamanho de partículas usando a equação (7), também encontrada no item 3.1.1.

Os dados de curva de retenção obtidos a partir do modelo de Arya & Paris (1981) foram ajustados por regressão não linear com a finalidade de obter os parâmetros de ajuste necessários para alimentar os dados de entrada da modelagem de transporte de contaminantes. O ajuste dessa curva de retenção foi possível com emprego do programa SWRC Fit (2018) e os modelos de ajuste utilizados foram o de Van Genuchten (1980) e Durner (1994) para distribuição de poros unimodais e bimodais, respectivamente.

Para evidenciar a distribuição de poros bimodal dos solos utilizados neste trabalho foram produzidos gráficos de distribuição de poros a partir da curva de retenção de água no solo, derivando a equação de Van Genuchten (1980):

$$f(\psi) = \frac{mn\alpha(a\psi)^{n-1}}{1+(\alpha\psi)^n)^{m+1}} \quad (32)$$

em que $f(\psi)$ representa a função de probabilidade que determina a distribuição do tamanho do poro para uma determinada sucção.

Para o presente trabalho, a condutividade hidráulica não saturada uni e bimodal de cada solo foi calculada a partir da fórmula (12) apresentada no item 3.3, utilizando os dados das curvas de retenção e de condutividade hidráulica saturada de Alfaro Soto et al., (2015). Os cálculos para determinação da condutividade hidráulica não saturada encontram-se contidos no *software* HYDRUS 2D/3D (SIMUNEK et al., 1999). No entanto, estes também foram elaborados no programa Microsoft Excel.

4.4.5. Modelo Conceitual da Área de Estudo

Para a realização da simulação numérica do presente trabalho fez-se necessário a criação de um modelo conceitual da área de estudo, semelhante ao de Alfaro Soto et al. (2015), em que foi estipulado hipoteticamente uma fonte de contaminação causada pela fertirrigação com vinhaça que tem início a partir da superfície do solo, em que a concentração inicial de vinhaça infiltra-se na zona não saturada até atingir o Aquífero Rio Claro (zona saturada).

O transporte de solutos da superfície até atingir a água subterrânea foi simulado pelo *software* HYDRUS 2D/3D (SIMUNEK et al., 1999). Para isso foi estabelecido um modelo conceitual considerando a localização, as dimensões geométricas, as características físicas e hidráulicas do meio e do contaminante (vinhaça), que serviram como parâmetros de entrada para a simulação.

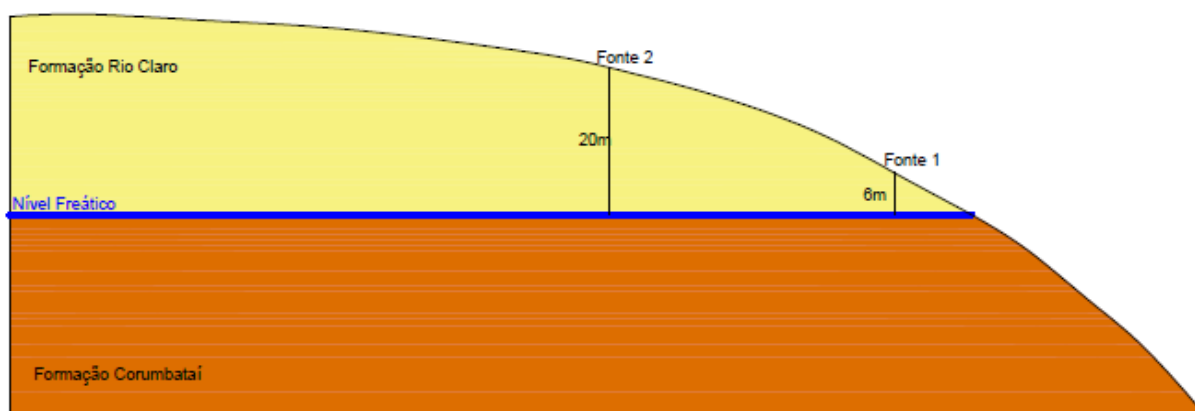


Figura 11: Perfil esquemático com as características geométricas, fontes de contaminação por vinhaça e potencial receptor da área de estudo. *Desenho elaborado por Natália Campos da Silva.*

A Figura 11 mostra a representação do perfil esquemático do solo com as características geométricas, a fonte da vinhaça, rotas de exposição e potencial receptor do contaminante na área de estudo. A seção apresenta 50 metros de altura e 700 metros de comprimento, em que o transporte da vinhaça teve início na superfície da Formação Rio Claro até atingir o aquífero Rio Claro.

Para fins comparativos, optou-se por avaliar também, o hipotético comportamento do avanço dos íons da vinhaça para outro tipo de solo ao invés da Formação Rio Claro. Por esse motivo foi empregado o mesmo modelo conceitual conservando as mesmas características geométricas. O solo avaliado para este fim, foi o solo areno-argiloso do Campus II da Escola de Engenharia de São Carlos (USP), caracterizados por apresentarem retrabalhamento do Grupo Bauru, Formações Botucatu e Serra Geral. Para a simulação numérica (HYDRUS 2D/3D), foram utilizados dados de entrada obtidos por Alfaro Soto (2004).

4.4.6. Modelagem numérica para simulação de transporte de contaminantes (vinhaça) pelo *software* HYDRUS 2D/3D

Para a simulação do transporte de contaminantes do presente trabalho foi escolhido um íon qualquer não reativo com o meio e cuja concentração inicial foi definida como 1 mmol/cm³. Para realizar essa simulação numérica foi utilizado o *software* HYDRUS 2D/3D, versão 2.04. Foram usados os parâmetros dispersividade transversal (D_T), dispersividade longitudinal (D_L), coeficiente de difusão molecular (D_w), condutividade hidráulica saturada K_s e fator de tortuosidade (τ) de Alfaro Soto et al. (2015). Com relação aos dados de caracterização física dos solos inseridos nos dados de entrada do *software*, foram utilizados os realizados em laboratório pela autora do presente trabalho complementados com os encontrados em Alfaro Soto (2004) e Alfaro Soto et al. (2015).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

A seguir serão apresentados e discutidos os resultados obtidos para o solo da Formação Rio Claro modificado em laboratório denominado Solo 1, o solo original da Formação Rio Claro segundo Alfaro Soto et al. (2015) denominado Solo 2 e o solo do Campus II da Escola de Engenharia de São Carlos composto por sedimentos colúvio-aluvionares Cenozoicos segundo Alfaro Soto (2004), denominado Solo 3.

5.1. Caracterização Física e Hidráulica dos Materiais Utilizados

5.1.1. Índices Físicos

Os índices físicos obtidos em laboratório foram umidade natural, massa específica seca e massa específica dos sólidos e a média dos seus valores são apresentados na tabela 1, uma vez que foram realizados 3 ensaios para cada índice.

Tabela 1: Índices físicos do Solo 1 obtidos em análises laboratoriais.

Índices Físicos			
Curva 1	w (%)	ρ_d (g/cm ³)	ρ_s (g/cm ³)
	19,0	1,41	2,65

5.1.2. Curvas Granulométricas

O Solo 1 foi caracterizado texturalmente como um solo areno-argiloso a partir do ensaio de granulometria conjunta. A tabela 2 e o gráfico 1 mostram os resultados da análise granulométrica. A partir do gráfico é possível observar a bimodalidade da curva.

Tabela 2: Resultados da análise granulométrica do Solo 1.

Distribuição granulométrica		
Diâmetro das partículas (polegadas)	Diâmetro das partículas (mm)	Porcentagem que passa
4	4,76	100,0
10	2,0	91,8
16	1,19	42,7
30	0,59	41,9
50	0,297	41,0
100	0,149	40,2
200	0,074	40,1
	0,06508	37,6
	0,04666	34,5
	0,03300	32,7
	0,02352	30,4
	0,01679	28,1
	0,01243	26,6
	0,00885	23,8
	0,00633	23,0
	0,00453	22,5
	0,00323	21,7
	0,00231	19,7
	0,00132	17,6
	0,00000	0,0

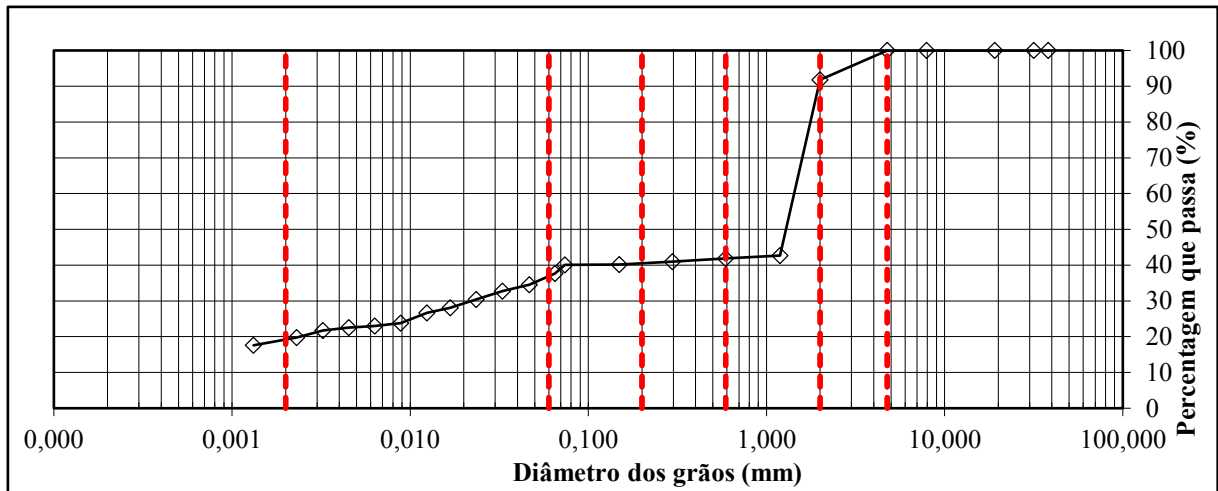


Gráfico 1: Gráfico de granulometria do Solo 1 (Formação Rio Claro com granulometria modificada).

Foram utilizadas também outras duas curvas granulométricas que serão apresentadas a seguir, conforme gráficos 2 e 3. Os dados para elaboração dessas duas curvas granulométricas foram retirados de Alfaro Soto et al. (2015) e Alfaro Soto (2004), respectivamente.

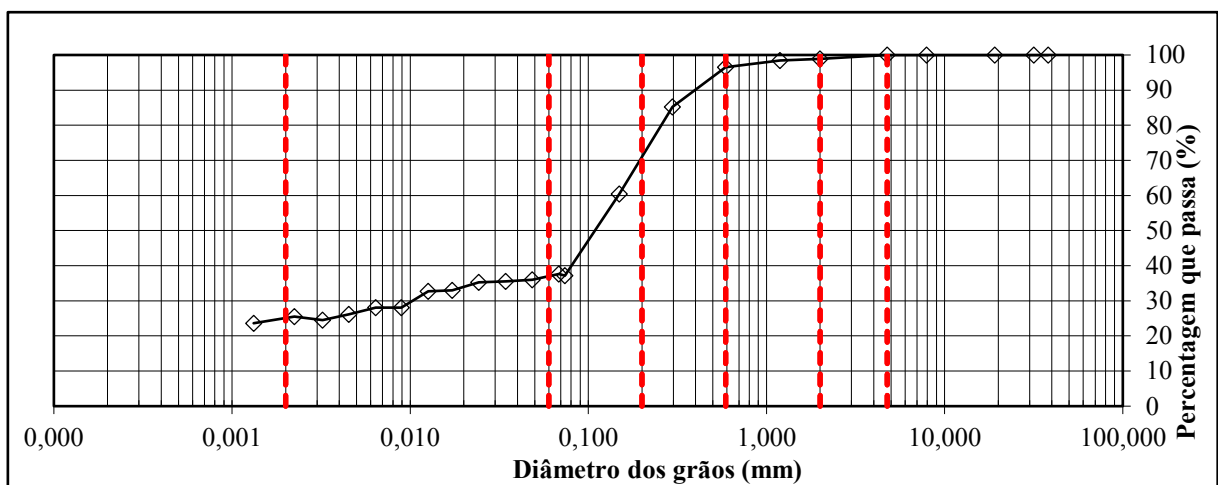


Gráfico 2: Gráfico de granulometria do Solo 2 (Formação Rio Claro segundo Alfaro Soto et al., (2015)).

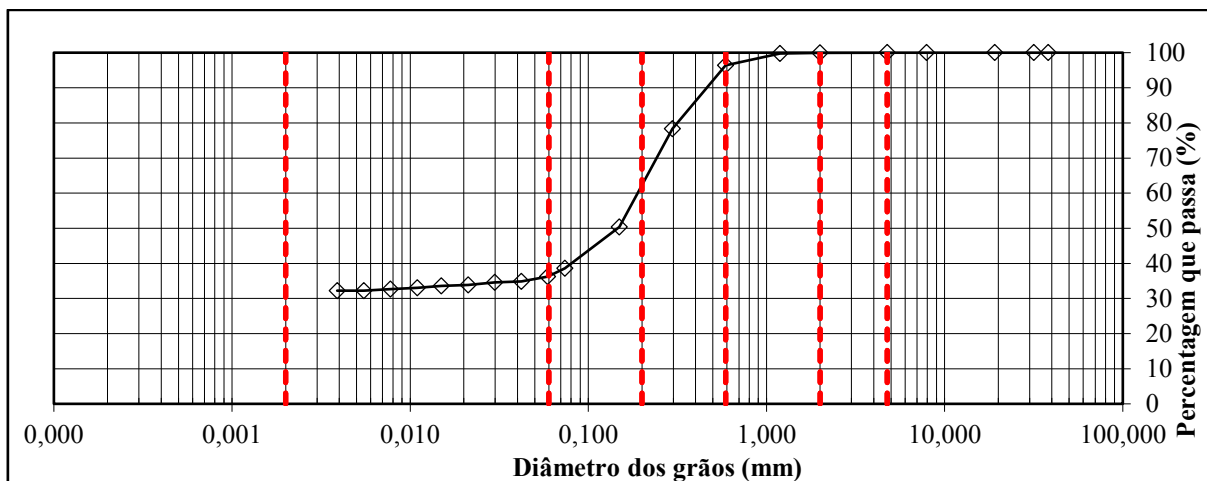


Gráfico 3: Gráfico de granulometria do Solo 3 (sedimentos Cenozoicos segundo Alfaro Soto (2004)).

Similar ao gráfico 1, as curvas dos gráficos 2 e 3 também mostram discontinuidades na distribuição dos tamanhos das partículas e segundo Arya & Paris (1980) isto guarda relação com a distribuição da curva de retenção de água no solo. No entanto, a curva granulométrica do gráfico 1, mostra sua maior discontinuidade entre os diâmetros 2 a 10mm, enquanto o gráfico 2 e 3 entre 0,1 e 1mm.

5.1.3. Curvas de Retenção e de Condutividade Hidráulica Não Saturada

As curvas de retenção elaboradas a partir das curvas granulométricas dos gráficos 1, 2 e 3 com auxílio do modelo Arya & Paris (1981) (equações 5 e 9, item 3.1.1.) podem ser observadas conforme os gráficos 4, 5 e 6.

As curvas de retenção elaboradas a partir do modelo de Arya & Paris (1981) para os Solos 2 e 3 evidenciam que esse modelo permite uma previsão com resultados próximos aos obtidos a partir dos dados experimentais de Alfaro Soto et al. (2015) e Alfaro Soto (2004), respectivamente.

Nos três gráficos (4, 5 e 6) podem ser observados os ajustes por regressão pelos modelos uni e bimodal de Van Genuchten (1980) e Durner (1994), respectivamente (programa *online* SWRC Fit, equações 1 e 3, item 3.2.) a partir da curva de retenção obtida de Arya & Paris (1981). Os parâmetros de ajuste por regressão não linear são resumidos na tabela 3, 4 e 5.

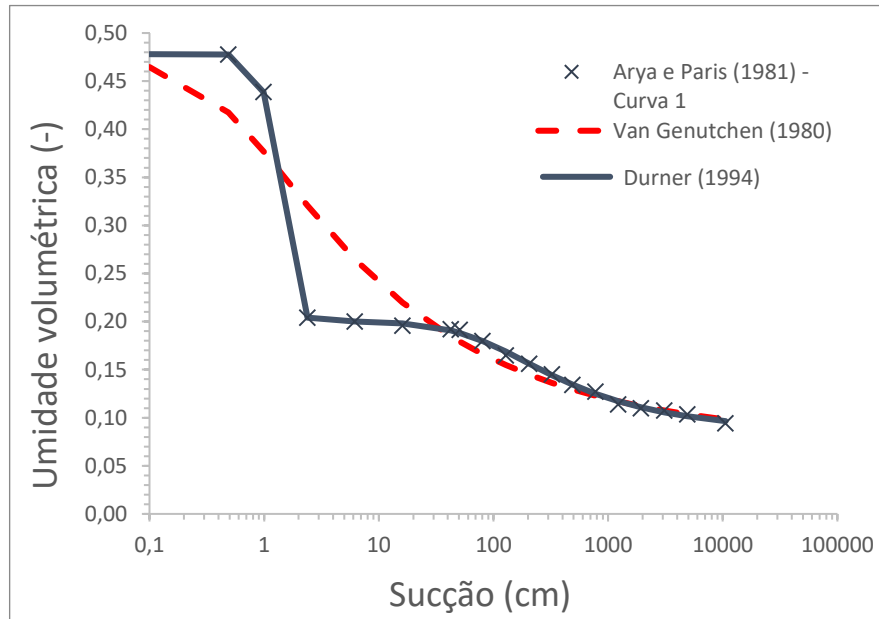


Gráfico 4: Curva de retenção elaborada pelo modelo Arya & Paris (1981) para o Solo 1.

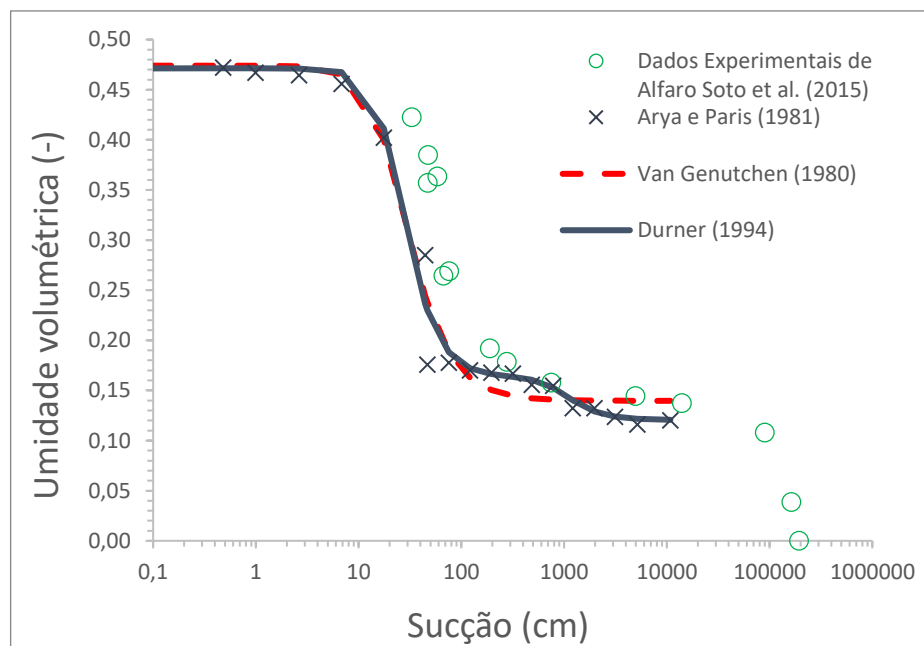


Gráfico 5: Curva de retenção elaborada pelo modelo Arya & Paris (1981) para o Solo 2.

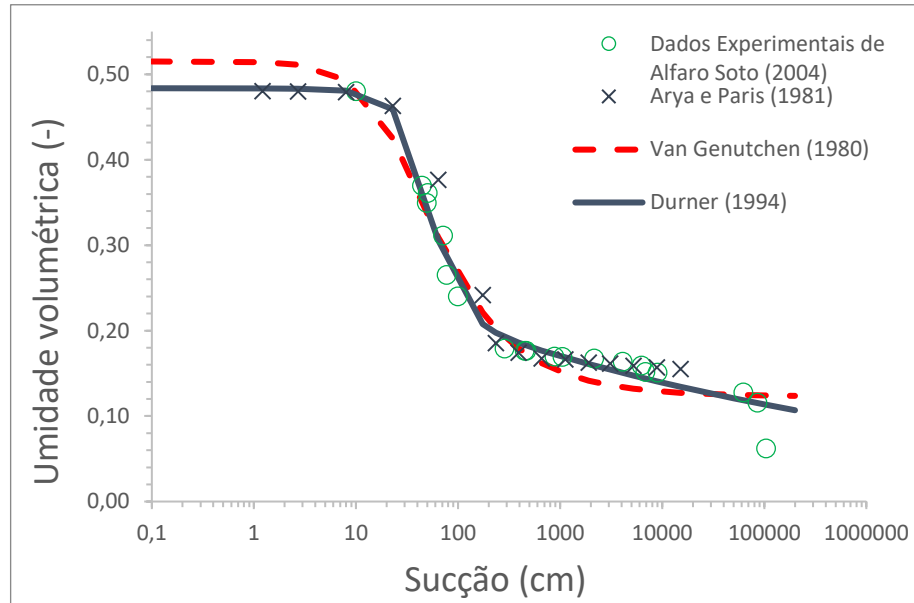


Gráfico 6: Curva de retenção elaborada pelo modelo Arya & Paris (1981) para o Solo 3.

Tabela 3: Parâmetros de ajuste para a curva de retenção do Solo 1, obtidos pelo programa *online* SWRC Fit.

Van Genutchen (1980)		Durner (1994)	
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,4754	θ_s (cm ³ /cm ³)	0,47799
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,0766	θ_r (cm ³ /cm ³)	0,085451
α (cm ⁻¹)	2,0575	w_1	0,70597
n	1,2922	α_1 (cm ⁻¹)	0,8143
R^2	0,861	n_1	7,693
		m_1	0,8700
		w_2	0,29403
		α_2 (cm ⁻¹)	0,011058
		n_2	1,4936
		m_2	0,3305
		R^2	0,999

Tabela 4: Parâmetros de ajuste para a curva de retenção do Solo 2, obtidos pelo programa online SWRC Fit.

Ajuste Van Genutchen (1981)		Ajuste Durner (1994)	
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,4740	θ_s (cm ³ /cm ³)	0,47125
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,1396	θ_r (cm ³ /cm ³)	0,12047
α (cm ⁻¹)	0,0436	w_1	0,87763
n	2,5970	α_1 (cm ⁻¹)	0,041688
R^2	0,975	n_1	3,1843
		m_1	0,6860
		w_2	0,12237
		α_2 (cm ⁻¹)	0,0010498
		n_2	3,1302
		m_2	0,6805
		R^2	0,983

Tabela 5: Parâmetros de ajuste para a curva de retenção do Solo 3, obtidos pelo programa *online* SWRC Fit.

Ajuste Van Genutchen (1981)		Ajuste Durner (1994)	
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,4740	θ_s (cm ³ /cm ³)	0,47125
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,1396	θ_r (cm ³ /cm ³)	0,12047
α (cm ⁻¹)	0,0436	w_1	0,87763
n	2,5970	α_1 (cm ⁻¹)	0,041688
R^2	0,975	n_1	3,1843
		m_1	0,6860
		w_2	0,12237
		α_2 (cm ⁻¹)	0,0010498
		n_2	3,1302
		m_2	0,6805
		R^2	0,983

Dos gráficos 4, 5 e 6 e das tabelas 3, 4 e 5 observam-se que o modelo bimodal de Durner (1994) se ajusta de melhor forma aos dados obtidos pelo modelo de Arya & Paris (1981), uma vez que o coeficiente de determinação (R^2) está mais próximo de 1 em relação aos obtidos pelo modelo de Van Genutchen (1980).

Para evidenciar a bimodalidade na distribuição dos poros do Solo 1, 2 e 3 foram elaborados gráficos de distribuição dos tamanhos de poros *versus* sucção como mostrados nos gráficos 7, 8 e 9.

Dos gráficos 7, 8 e 9 podem-se observar, em geral, a bimodalidade do ajuste quando utilizado o modelo de Durner (1994) sendo mais intenso com valores baixos de sucção.

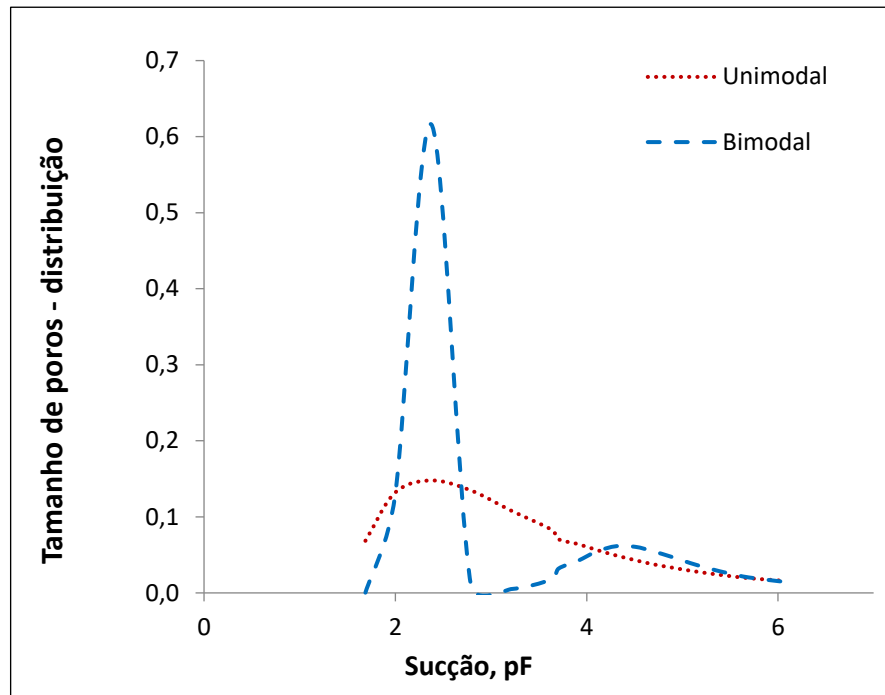


Gráfico 7: Gráfico de distribuição de tamanho de poros *versus* sucção para o Solo 1.

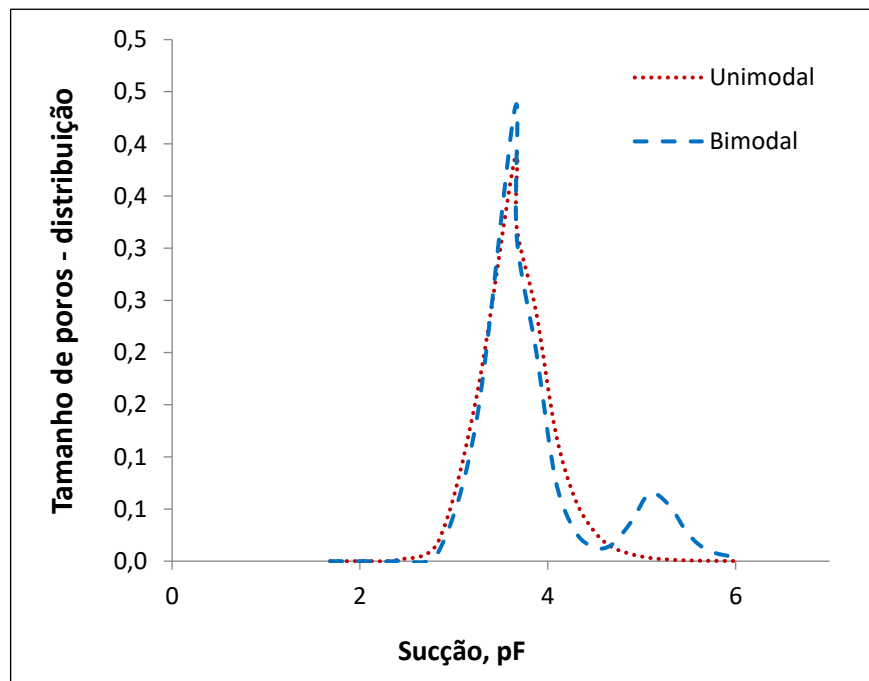


Gráfico 8: Gráfico de distribuição de tamanho de poros *versus* sucção para o Solo 2.

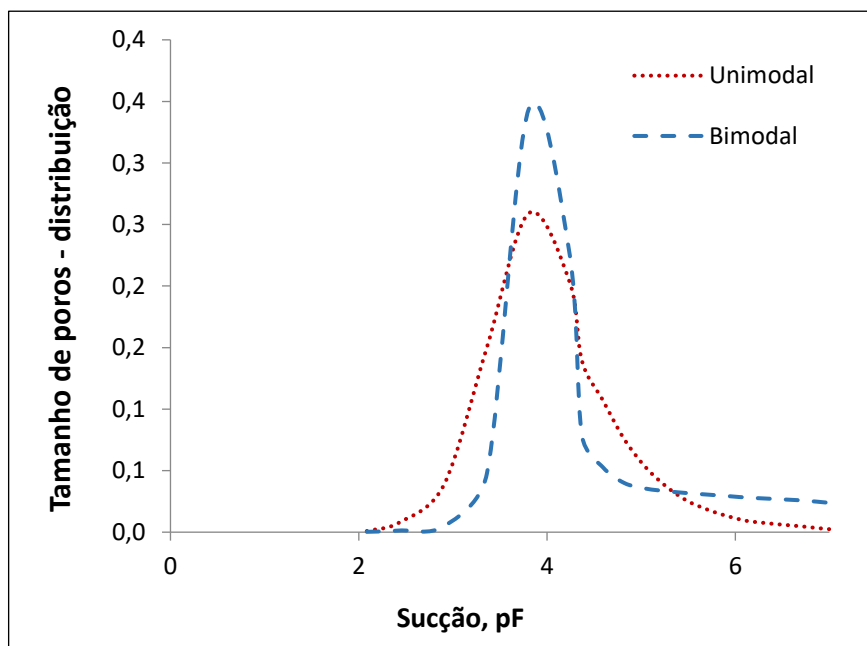


Gráfico 9: Gráfico de distribuição de tamanho de poros *versus* sucção para o Solo 3.

Adicionalmente, gráficos de condutividade hidráulica não saturada foram elaborados com curvas de distribuição unimodal e bimodal para os três tipos de solos, e esses calculados indiretamente pela equação (12) (item 3.3.). Os gráficos 10, 11 e 12 mostram esses resultados.

É possível perceber que para um mesmo valor de sucção podem ser encontradas diferenças na condutividade hidráulica não saturada na maior parte da curva. Estas diferenças podem gerar concentrações finais de contaminantes com valores discrepantes para um mesmo ponto de localização do receptor (água subterrânea).

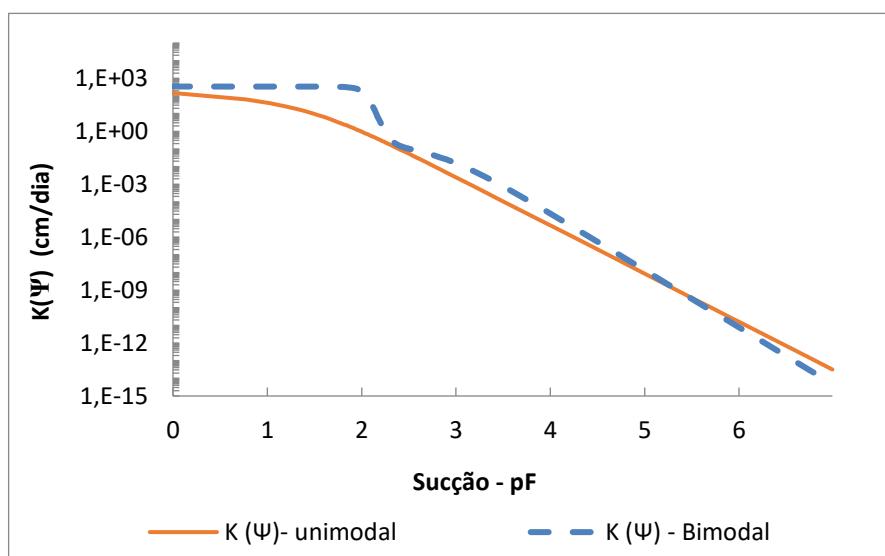


Gráfico 10: Gráfico de condutividade hidráulica não saturada para o Solo 1.

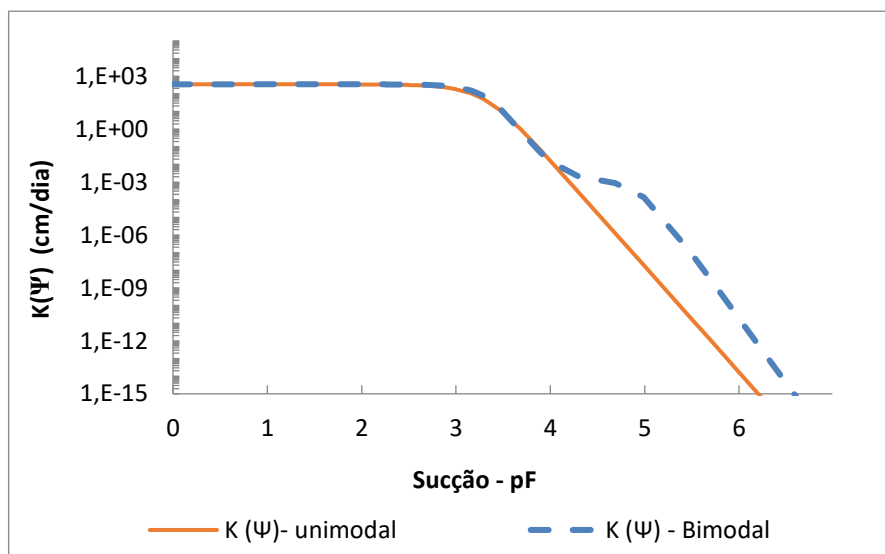


Gráfico 11: Gráfico de condutividade hidráulica não saturada para o Solo 2.

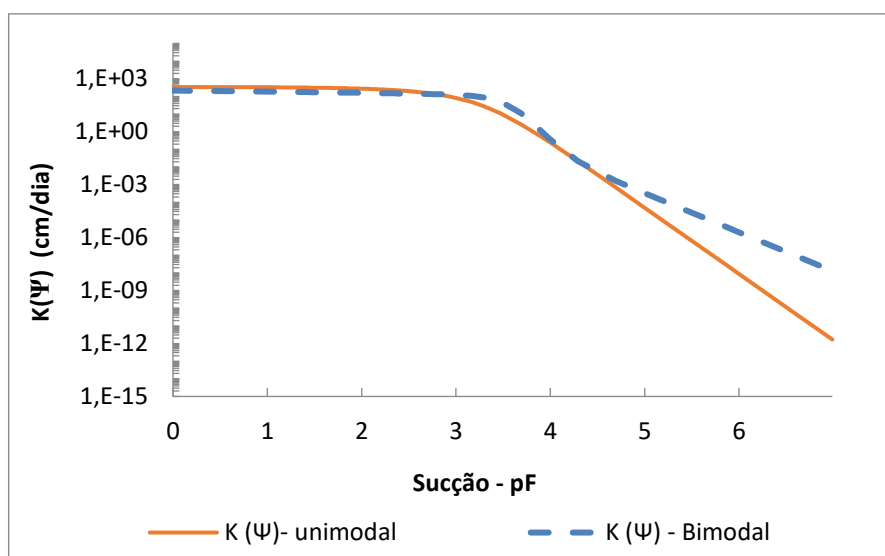


Gráfico 12: Gráfico de condutividade hidráulica não saturada para o Solo 3.

5.1.4. Modelagem numérica para simulação de transporte de contaminantes (vinhaça) pelo *software* HYDRUS 2D/3D

Foram definidos parâmetros físicos e hidráulicos para os dados de entrada da simulação numérica do transporte de solutos da vinhaça. Também foi escolhido um íon qualquer não reativo com o meio e de concentração inicial igual a 1mmol/cm^3 . Assim, o resultado será a fração de concentração final (C_f) em relação à concentração inicial (C_i), podendo servir como referência para o transporte de outros tipos de contaminantes que apresentem uma relação proporcional.

As simulações numéricas realizadas foram feitas para um perfil hipotético contendo diferentes parâmetros físicos e hidráulicos para os dados de entrada de acordo com as características dos solos 1, 2 e 3. As três situações foram simuladas tanto para solo com distribuição de poros unimodal (modelo de Van Genuchten (1980)) como bimodal (modelo de Durner (1994)). Os dados de entrada para as seis simulações (dois para cada tipo de solo) são apresentados nas tabelas 6, 7 e 8, respectivamente.

Tabela 6: Dados de entrada no *software* HYDRUS 2D/3D para as simulações numéricas do Solo 1. (*) Dados de Alfaro Soto et al., (2015).

Parâmetro	Solo 1	Formação Corumbataí
Textura	Areia argilosa	Silte arenoso*
ρ_d (g/cm ³)	1,41	1,39*
ρ_s (g/cm ³)	2,70	2,76*
K_s (cm/dia)	343*	18,0*
l (tortuosidade)	0,5*	0,5*
Simulação Bimodal		
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,47799	0,454*
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,00*	0,00*
α_1 (cm ⁻¹)	0,8143	0,0136*
n_1	7,693	1,360*
w_2	0,29403	0,686*
α_2 (cm ⁻¹)	0,011058	8,0E-06*
n_2	1,4936	4,220*
Simulação Unimodal		
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,4754	0,09*
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,0766	0,048*
α	2,0575	0,018*
n	1,2922	1,25*

Tabela 7: Dados de entrada no *software* HYDRUS 2D/3D para as simulações numéricas do Solo 2.

Parâmetro	Formação Rio Claro	Formação Corumbataí
Textura	Areia argilosa	Silte arenoso
ρ_d (g/cm ³)	1,37	1,39
ρ_s (g/cm ³)	2,60	2,76
K_s (cm/dia)	343	18,0
l (tortuosidade)	0,5	0,5
Simulação Bimodal		
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,45	0,454
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,00	0,00
α_1 (cm ⁻¹)	0,0178	0,0136
n_1	3,270	1,360
w_2	0,344	0,686
α_2 (cm ⁻¹)	1,0E-5	8,0E-06
n_2	1,680	4,220
Simulação Unimodal		
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,45	0,09
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,05	0,048
α	0,025	0,018
n	1,5	1,25

Tabela 8: Dados de entrada no *software* HYDRUS 2D/3D para as simulações numéricas do Solo 3. (*) Dados de Alfaro Soto et al., (2015).

Parâmetro	Solo 3	Impermeável
Textura	Areia argilosa	Silte arenoso*
ρ_d (g/cm ³)	1,428	1,39*
ρ_s (g/cm ³)	2,746	2,76*
K_s (cm/dia)	457,9	18,0*
l (tortuosidade)	0,5*	0,5*
Simulação Bimodal		
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,48371	0,454*
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,00*	0,00*
α_1 (cm ⁻¹)	0,022122	0,0136*
n_1	3,2661	1,360*
w_2	0,46136	0,686*
α_2 (cm ⁻¹)	0,02102	8,0E-06*
n_2	1,0883	4,220*
Simulação Unimodal		
θ_s (cm ³ /cm ³)	0,515	0,09*
θ_r (cm ³ /cm ³)	0,123	0,048*
α	0,0406	0,018*
n	1,7009	1,25*

Para a simulação numérica também foram adotados dois parâmetros de transporte de solutos, a advecção e a dispersão hidrodinâmica, e também foi estabelecido um fluxo de regime permanente (*steady-state*) com elevada taxa de recarga igual a 0,09 cm/dia (previamente determinada por NETO et al., 2016) devido à elevada taxa de macroporosidade e fraturas do solo da Formação Rio Claro. A tabela 9 mostra os parâmetros usados na análise do transporte de contaminantes (retirados de Alfaro Soto et al., (2015)).

Tabela 9: Parâmetros utilizado no transporte de contaminantes para os solos utilizados nas simulações numéricas.

Parâmetro	Valores	
Distância entre foco e NA (m)	20	6
Dispersividade Longitudinal, D_L (m)	2	4
Dispersividade Transversal, D_T (m)	0,66	1,33
Coefficiente de Difusão, D_w (cm ² /ano)	365	365
Fator de Retardamento, R	-	-

A seguir é apresentado o perfil (Figuras 12) de pressões na zona saturada e não saturada (cargas de pressões positivas e negativas) para a condição de regime permanente do Solo 1. Considerando a distribuição de poros bimodal e unimodal é observado que para ambos os casos, a posição da isolinha de sucção matricial nula coincide com a da água subterrânea e que os valores de sucção matricial são aparentemente os mesmos, observa-se também que, esses valores coincidem com o de Alfaro Soto et al., (2015).

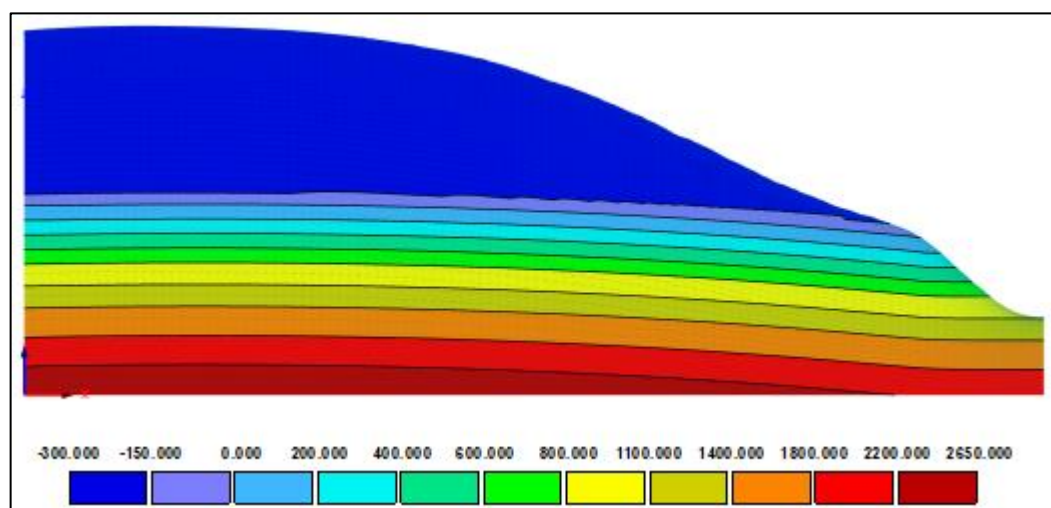


Figura 12: Perfil de sucção matricial (cm) em regime permanente para o Solo 1.

Foi possível também se baseando nas características de recarga e nas curvas de retenção estabelecer a distribuição de umidade do solo da Formação Rio Claro modificado (Solo 1) e Corumbataí em regime permanente, considerando também a distribuição de poros bimodal e unimodal, conforme figura 13 A e 13B.

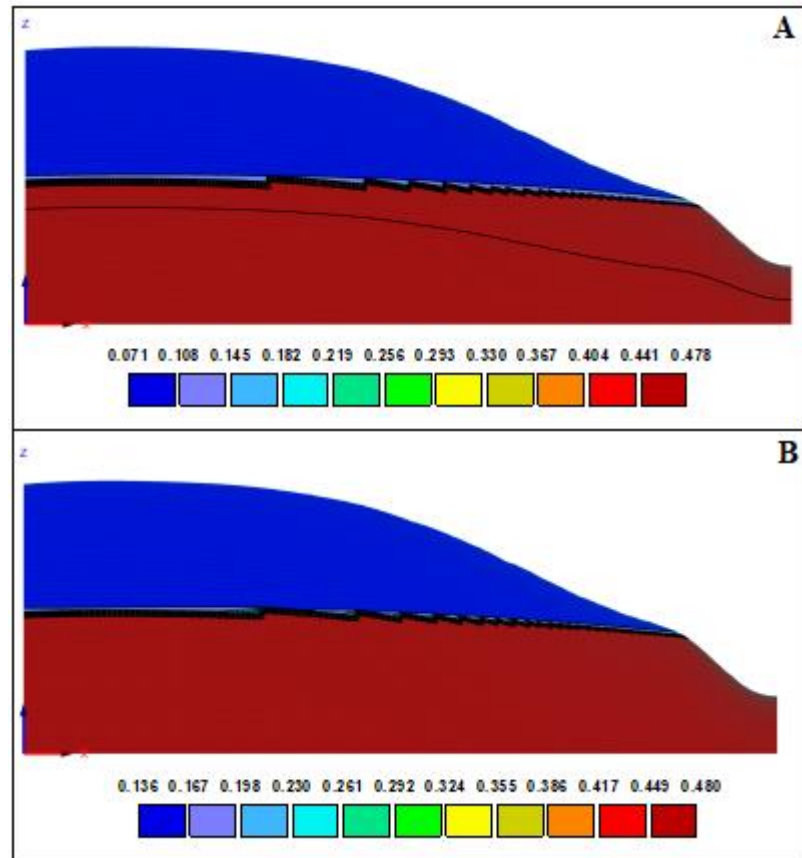


Figura 13: **A.** Perfil de umidade (cm^3/cm^3) para distribuição de poros bimodal. **B:** Perfil de umidade (cm^3/cm^3) para distribuição de poros unimodal. Ambos para o Solo 1.

É possível observar que nos dois perfis os teores de umidade para os solos das duas Formações apresentam valores muito próximos a máxima saturação obtida pela curva de sucção matricial, θ_s bimodal = 0,4780 e θ_s unimodal = 0,4754.

A seguir serão apresentados os perfis com os resultados da percolação do soluto da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 5 anos, 12,5 anos e 25 anos para o Solo 1 (Figuras 14, 15 e 16: A, B, C e D), para o Solo 2 (Figuras 17, 18 e 19: A, B, C e D) e para o Solo 3 (Figuras 20, 21 e 22: A, B, C e D). Em todos os casos foram considerados a distribuição de poros bimodal e unimodal.

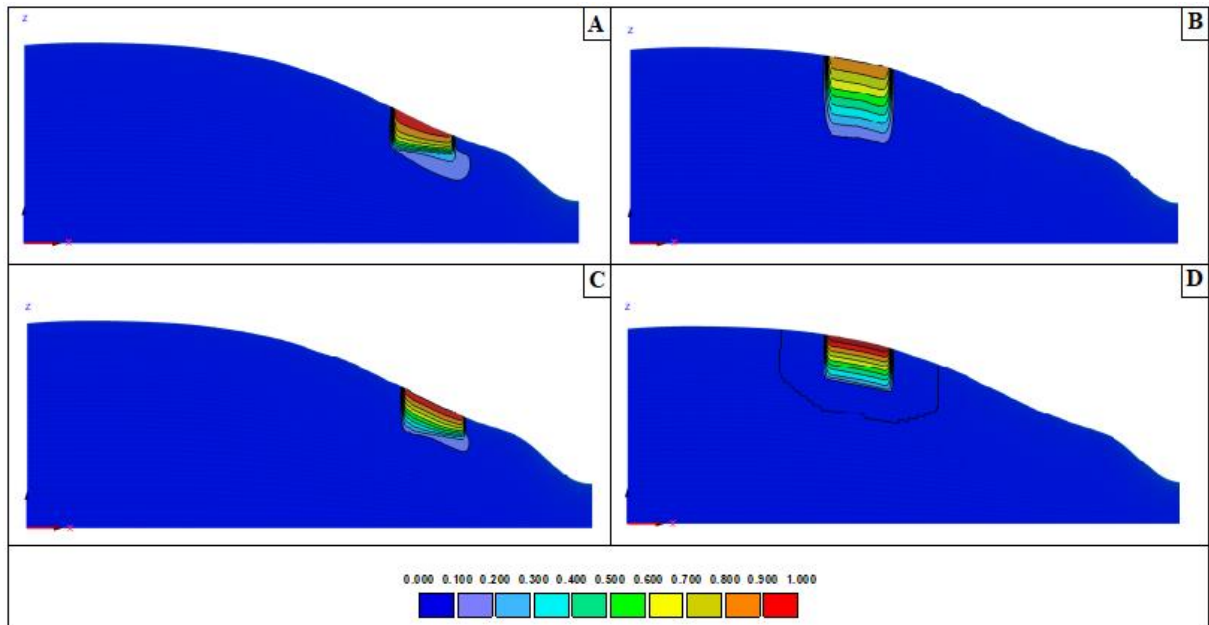


Figura 14: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 5 anos para o Solo 1. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

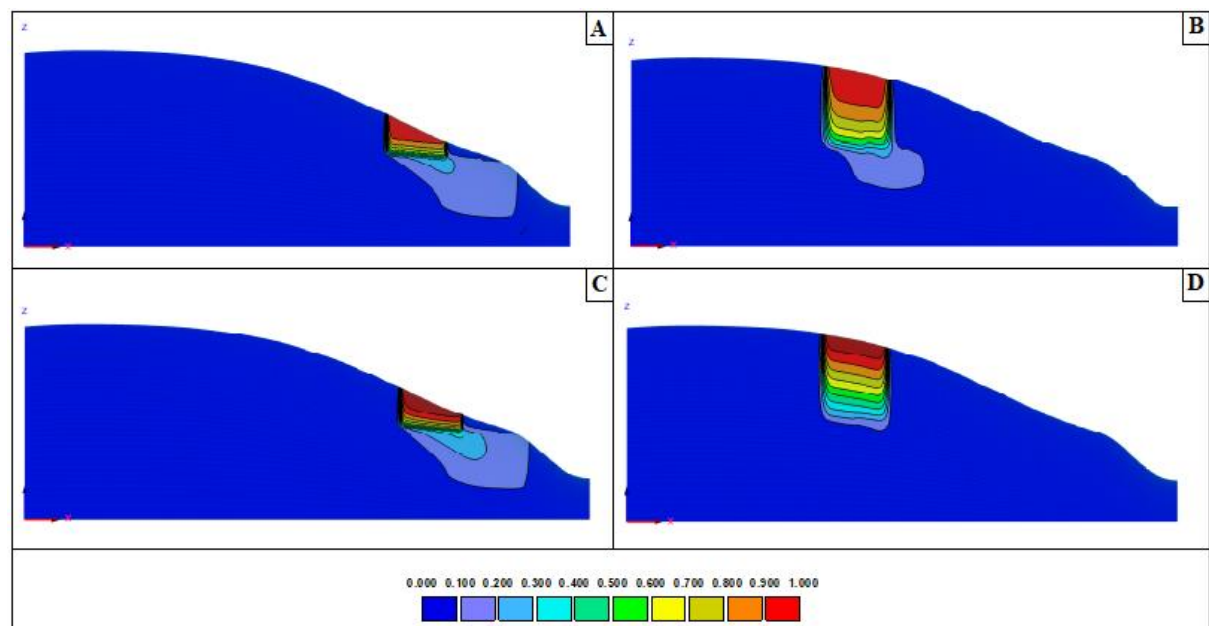


Figura 15: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 12,5 anos para o Solo 1. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

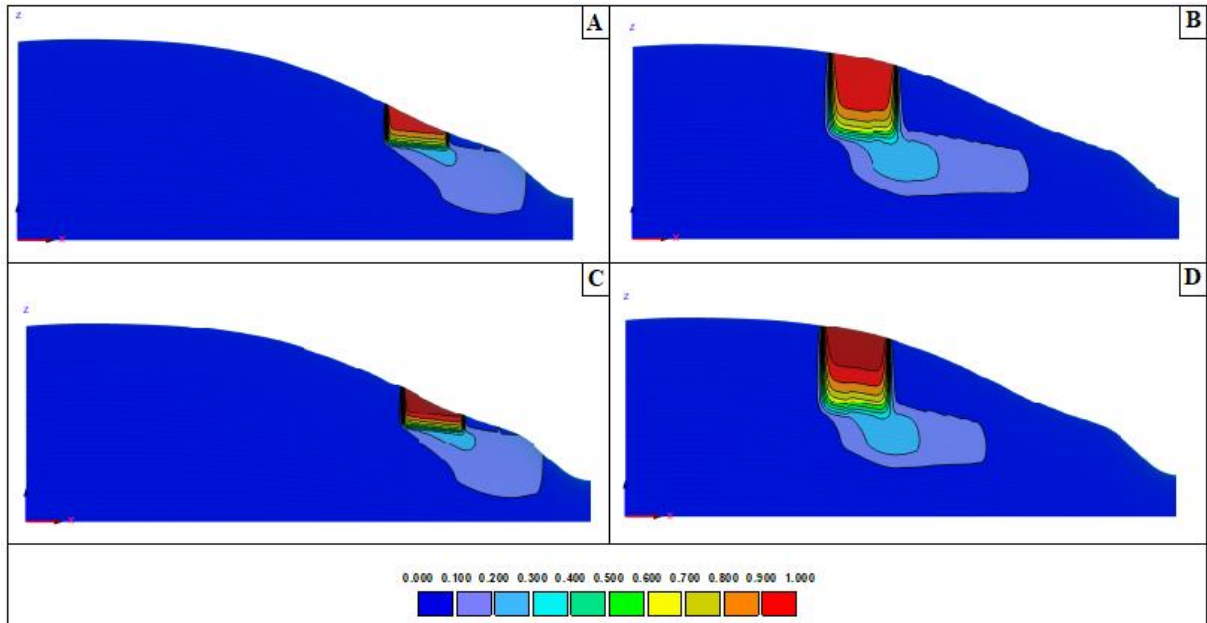


Figura 16: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 25 anos para o Solo 1. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

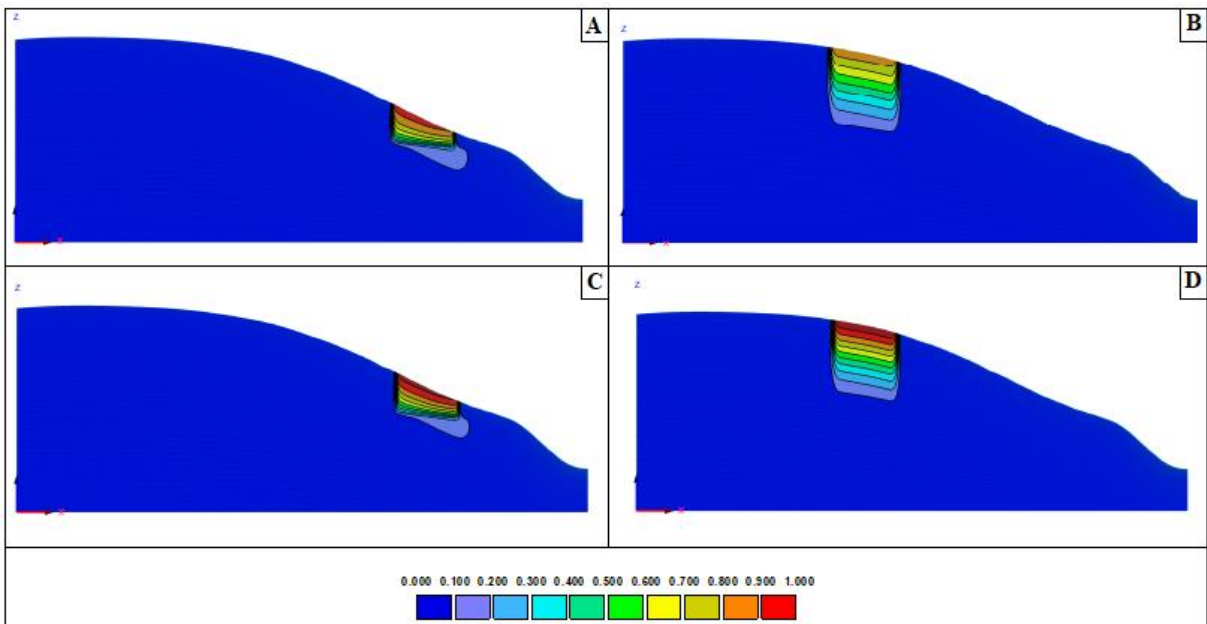


Figura 17: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 5 anos para o Solo 2. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

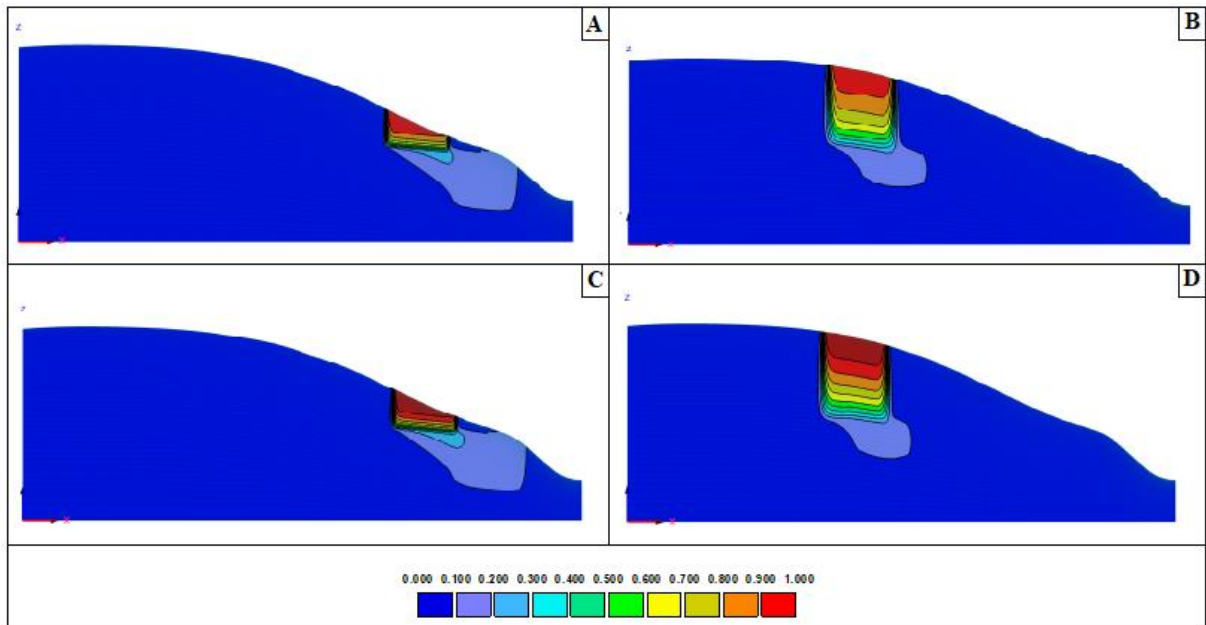


Figura 18: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 12,5 anos para o Solo 2. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

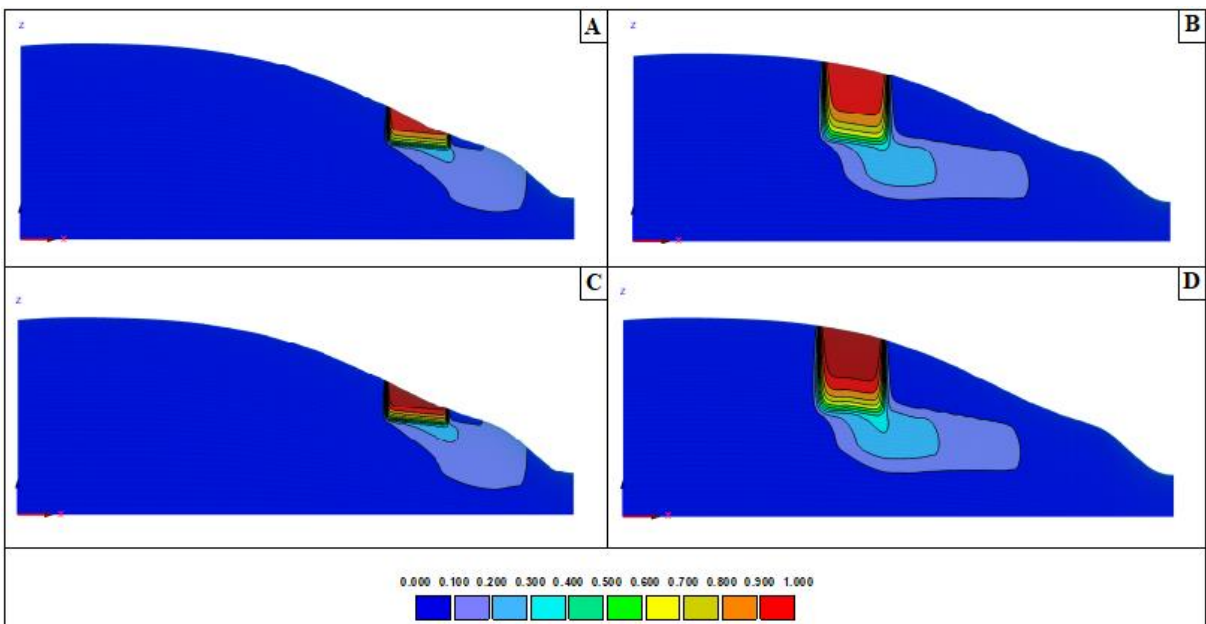


Figura 19: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 25 anos para o Solo 2. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

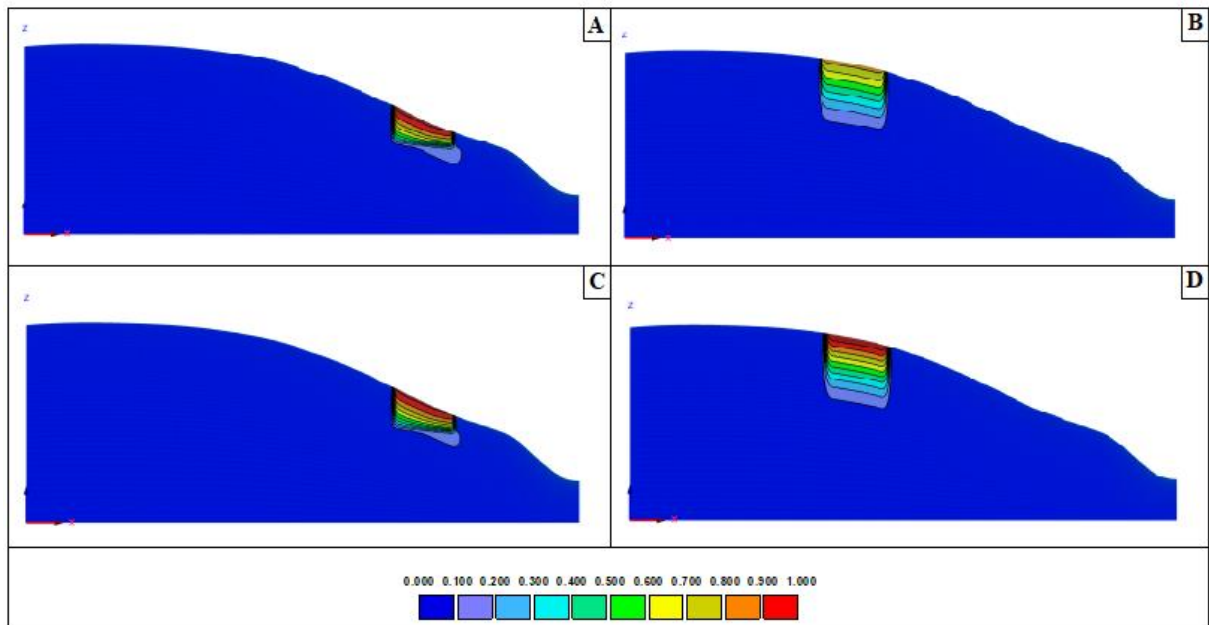


Figura 20: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 5 anos para o Solo 3. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

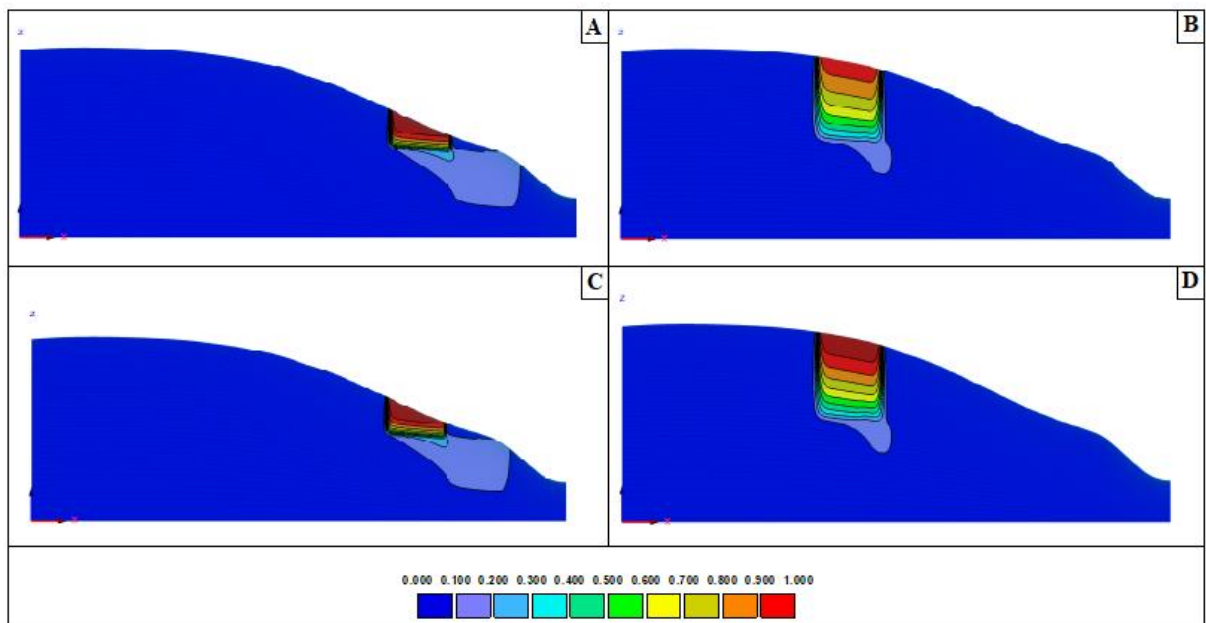


Figura 21: Percolação do soluto (mmol/cm³) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 12,5 anos para o Solo 3. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

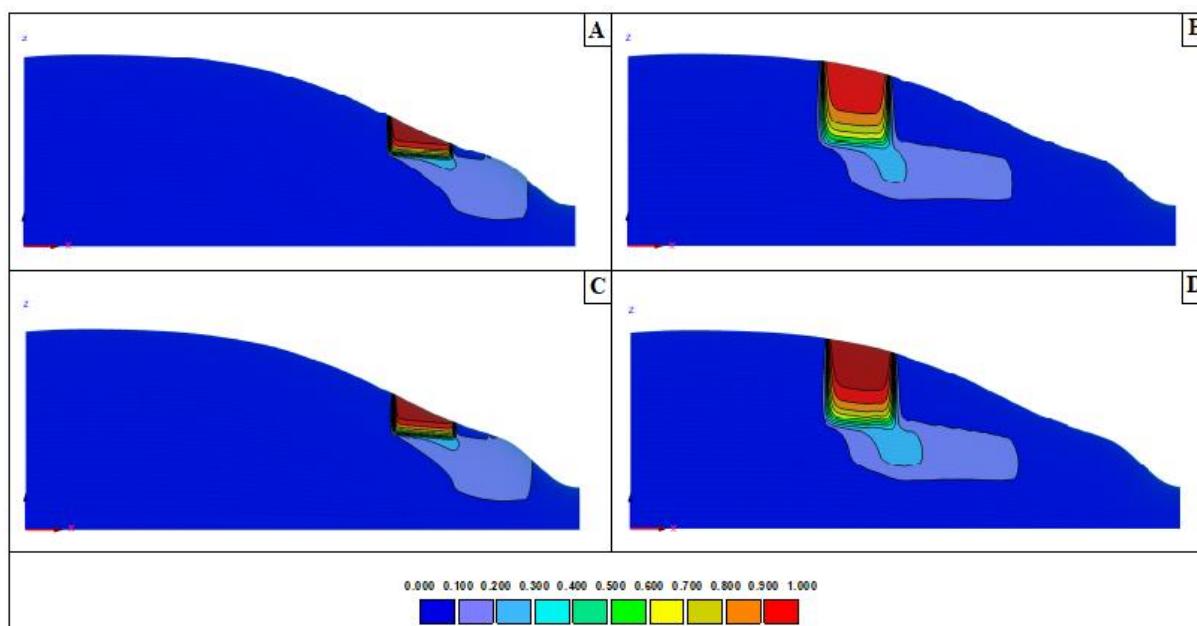


Figura 22: Percolação do soluto (mmol/cm^3) da vinhaça a partir das Fontes 1 e 2 até atingir a água subterrânea em 25 anos para o Solo 3. **A e B:** Distribuição de poros bimodal. **C e D:** Distribuição de poros unimodal.

Em todos os casos, tanto a Fonte 1 como a Fonte 2 encontram-se na superfície do perfil, porém a Fonte 1 está a 6 metros de profundidade da água subterrânea e a Fonte 2 a 20 metros, assim a dispersão vertical permitiu que o soluto da vinhaça atingisse primeiro, em um período de 5 anos, a água subterrânea abaixo da Fonte 1 por ser mais próxima em relação à Fonte 2, tanto para os solos com distribuição bimodal de poros quanto para a unimodal. Já os perfis com 12,5 anos e 25 anos ilustram a distribuição do soluto da vinhaça nesses períodos.

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 a água subterrânea logo abaixo do centro de massa de cada fonte.

Os gráficos 13, 14 e 15: A, B, C e D mostram a concentração (mmol/cm^3) do soluto da vinhaça *versus* tempo (dias) nos pontos de observação para todos os solos estudados.

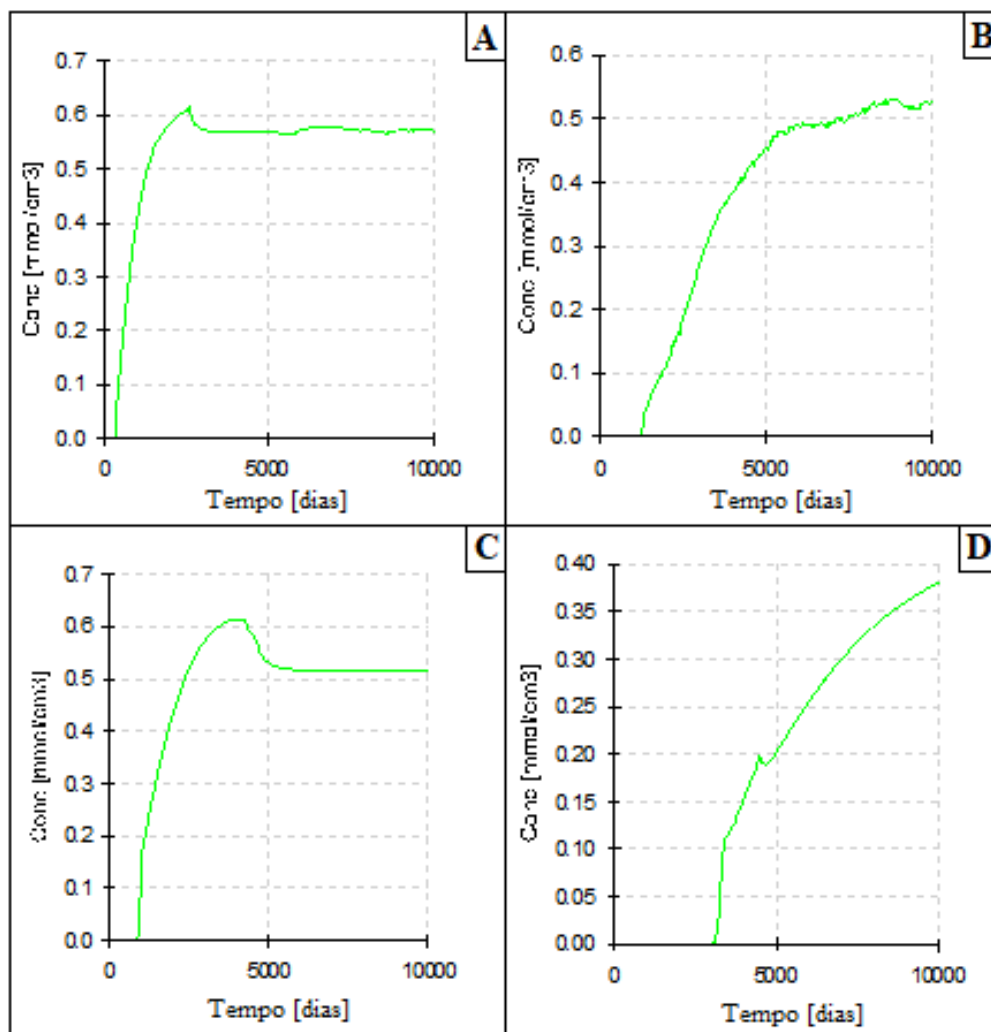


Gráfico 13: Gráficos da concentração do soluto da vinhaça pelo tempo em dias para o Solo 1. **A:** Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. **B:** Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2. **C:** Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. **D:** Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2.

Os gráficos 13A (ponto de observação abaixo da Fonte 1) e 13B (ponto de observação abaixo da Fonte 2), representam a concentração do íon da vinhaça ao longo do tempo no Solo 1 (Formação Rio Claro modificado) com distribuição de poros bimodal. O gráfico 13A mostra que a chegada do íon da vinhaça na água subterrânea ocorrerá em aproximadamente 1 ano, em 5 anos a concentração do íon será 58%, em 7 anos irá atingir a concentração máxima (62%) e após isso a concentração cairá para 57% e se manterá constante. O gráfico 13B mostra que a chegada do íon da vinhaça na água subterrânea ocorrerá em aproximadamente 3,5 anos, em 5 anos a concentração do íon será 10%, em 12,5 anos será 43% e em 25 anos atingirá a concentração máxima de 62% e se manterá praticamente constante.

Já os gráficos 13C (ponto de observação abaixo da Fonte 1) e 13D (ponto de observação abaixo da Fonte 2) representam o mesmo solo, porém com distribuição de poros unimodal. O gráfico 13C mostra que a chegada do íon na água subterrânea será em aproximadamente 2,5

anos, em 5 anos a concentração será de 40%, em 11 anos irá atingir também a concentração máxima de 62% e após isso a concentração cairá para 52% e se manterá constante. O gráfico 13D mostra que a chegada do íon ocorrerá em até 8,5 anos, 12,5 anos essa concentração será de 20% e em 25 anos será de aproximadamente 37%.

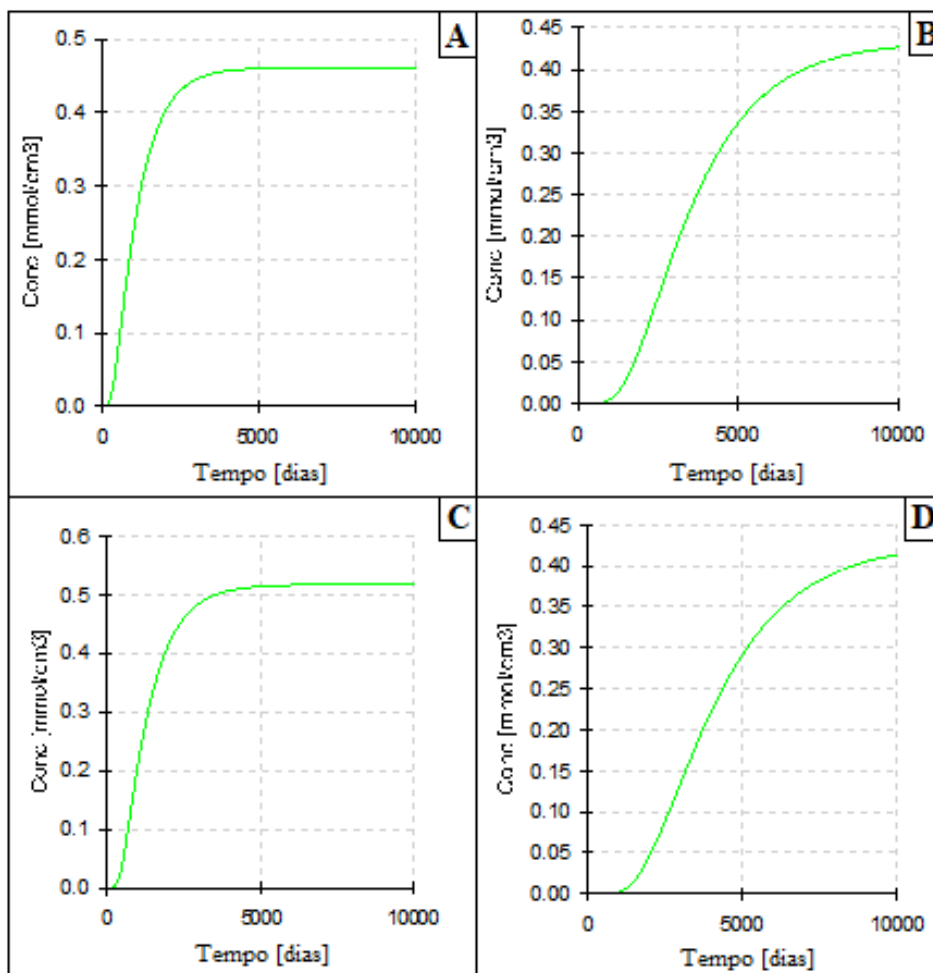


Gráfico 14: Gráficos da concentração do soluto da vinhaça pelo tempo em dias para o Solo 2. **A:** Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. **B:** Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2. **C:** Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. **D:** Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2.

Os gráficos 14A (ponto de observação abaixo da Fonte 1) e 14B (ponto de observação abaixo da Fonte 2), representam a concentração do íon da vinhaça ao longo do tempo no Solo 2 (Formação Rio Claro sem modificação para os dados de Alfaro Soto et al., 2015) com distribuição de poros bimodal. O gráfico 14A mostra que a chegada do íon da vinhaça na água subterrânea ocorrerá em menos de 1 ano, em 5 anos a concentração do íon será 38%, em 12,5 anos irá atingir a concentração máxima (46%) e após isso se manterá constante. O gráfico 14B mostra que a chegada do íon da vinhaça na água subterrânea ocorrerá em aproximadamente 2

anos, em 5 anos a concentração do íon será 5%, em 12,5 anos será 32% e em 25 anos atingirá 42% sendo uma das maiores concentrações.

Já os gráficos 14C (ponto de observação abaixo da Fonte 1) e 14D (ponto de observação abaixo da Fonte 2) representam o mesmo solo, porém com distribuição de poros unimodal. O gráfico 14C mostra que a chegada do íon na água subterrânea será também em menos de 1 ano, em 5 anos a concentração será de 37%, em 12,5 anos irá atingir também a concentração máxima de 51% e após isso se manterá constante. O gráfico 14D mostra que a chegada do íon ocorrerá em aproximadamente 3 anos, em 5 anos essa concentração será de 2,5%, em 12,5 anos de 27% e em 25 anos será de aproximadamente 41%.

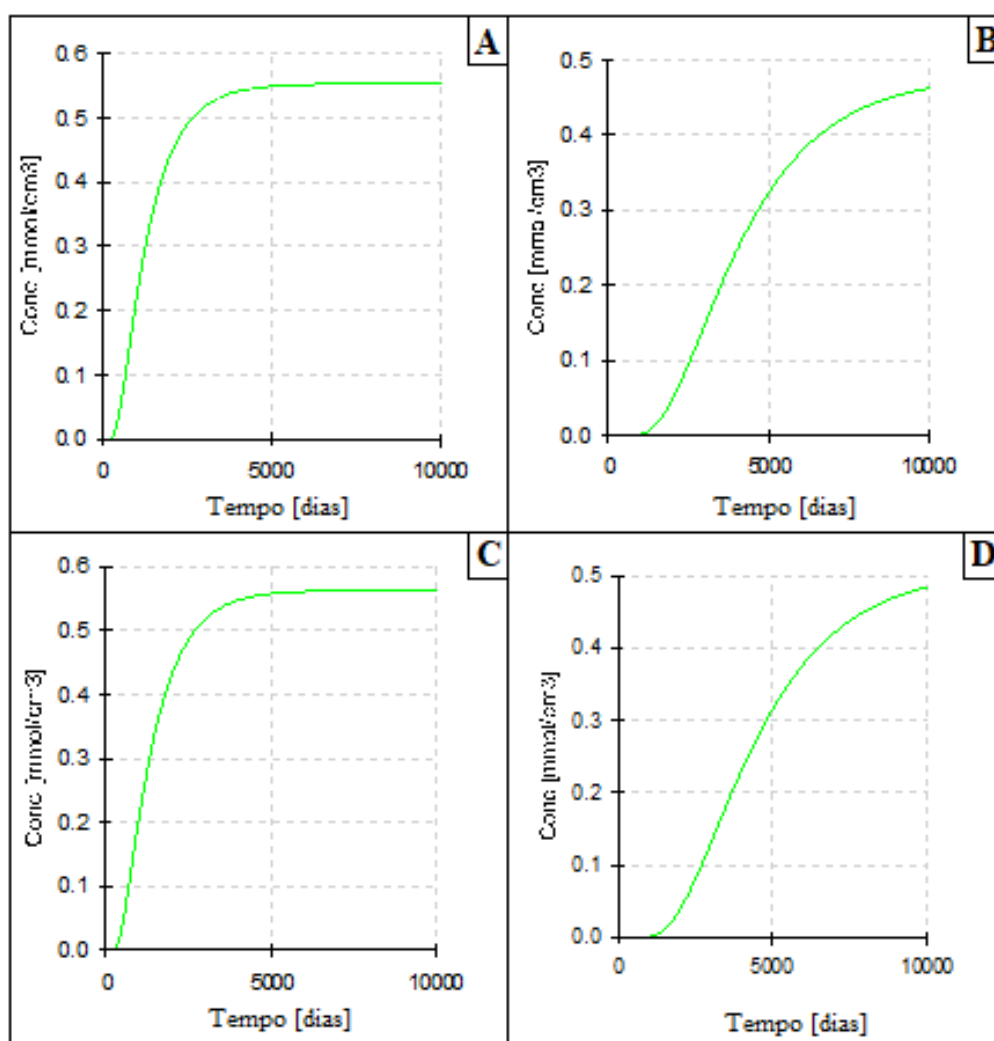


Gráfico 15: Gráficos da concentração do soluto da vinhaça pelo tempo em dias para o Solo 3. **A:** Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. **B:** Distribuição de poros bimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2. **C:** Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 1. **D:** Distribuição de poros unimodal e ponto de observação abaixo da Fonte 2.

Os gráficos 15A (ponto de observação abaixo da Fonte 1) e 15B (ponto de observação abaixo da Fonte 2), representam a concentração do íon da vinhaça ao longo do tempo no Solo 3 (Campus II da Escola de Engenharia de São Carlos para os dados de Alfaro Soto, 2004) com

distribuição de poros bimodal. O gráfico 15A mostra que a chegada do íon da vinhaça na água subterrânea ocorrerá em menos de 1 ano, em 5 anos a concentração do íon será 17%, em 12,5 anos irá atingir a concentração máxima (55%) e após isso se manterá constante. O gráfico 15B mostra que a chegada do íon da vinhaça na água subterrânea ocorrerá em aproximadamente 3 anos, em 5 anos a concentração do íon será 4%, em 12,5 anos a concentração será 29% e em 25 anos atingirá 45%.

Já os gráficos 15C (ponto de observação abaixo da Fonte 1) e 15D (ponto de observação abaixo da Fonte 2) representam o mesmo solo, porém com distribuição de poros unimodal. O gráfico 15C mostra que a chegada do íon na água subterrânea será também em menos de 1 ano, em 5 anos a concentração será de 40%, em 12,5 anos irá atingir também a concentração máxima de 55% e após isso se manterá constante. O gráfico 15D mostra que a chegada do íon ocorrerá em 2,8 anos, em 5 anos essa concentração será de 3%, em 12,5 anos de 28% e em 25 anos será de aproximadamente 48%.

Diante dos gráficos apresentados, verifica-se que para o Solo 1 o íon da vinhaça chegou primeiro na água subterrânea quando se levou em consideração a distribuição de poros bimodal, tanto a partir da Fonte 1 como da Fonte 2. Considerando a Fonte 1 de contaminação, a concentração máxima de íons (aproximadamente de 62% para ambas análises com diferentes tipos de distribuição de poros) será atingida em 7 e 11 anos se levarmos em consideração a distribuição de poros bimodal e unimodal, respectivamente. Já para a Fonte 2, tanto em 12,5 anos como em 25 anos, a concentração do íon será maior em aproximadamente 2 e 1,5 vezes respectivamente, nas análises com distribuição de poros bimodal.

Para o Solo 2, considerando a Fonte 1 de contaminação, o íon da vinhaça chegou em menos de 1 ano na água subterrânea tanto para o solo com distribuição de poros bimodal como unimodal, em 5 anos a concentrações desse íon foram praticamente as mesmas (aproximadamente 38%) e em 12,5 anos a concentração deu-se maior (51%) para a distribuição de poros unimodal. Considerando a Fonte 2 de contaminação, o íon da vinhaça chegou primeiro no solo com distribuição de poros bimodal, tanto em 5 anos como para 12,5 anos as concentrações do íon na água subterrânea foram maiores para a distribuição bimodal, e para 25 anos foram praticamente as mesmas, em torno de 40%.

Para o Solo 3, considerando a Fonte 1, o íon chegou em menos de 1 ano para ambos os casos, em 5 anos a concentração foi quase 2,5 vezes maior para a unimodal e para 12,5 anos a concentração máxima de 55% se manteve constante para ambos. Considerando a Fonte 2, o íon da vinhaça chegou primeiro na unimodal e para 5 anos, 12,5 anos e 25 anos obteve-se praticamente as mesmas concentrações.

6. CONCLUSÕES

O presente trabalho mostrou aspectos sobre as implicações de usar modelos baseados na distribuição de tamanho de poros uni e bimodais para a quantificação do transporte de contaminantes em solos lateríticos.

Para obtenção das curvas de retenção e de condutividade hidráulica não saturada, demonstrou-se que, o ajuste com o modelo bimodal de Durner (1994), diferente do modelo unimodal de Van Genuchten (1980), permitiu uma melhor reprodução aos dados obtidos indiretamente para os três tipos de solo, se adequando de melhor forma às características lateríticas dos solos comumente encontrados no estado de São Paulo.

A partir dos resultados obtidos nesta pesquisa se observou que, a aplicação do modelo de Arya & Paris (1981) na determinação indireta da curva de retenção a partir das curvas granulométricas, foram satisfatórias mostrando ser adequado, uma vez que os resultados originados com esse modelo foram coerentes com os dados experimentais obtidos por Alfaro Soto et al., (2015) e Alfaro Soto (2004).

Para avaliar as implicações do transporte de íons da vinhaça em solos lateríticos foram realizadas simulações numéricas em um modelo conceitual hipotético com a percolação de um íon de concentração inicial de 1 mmol/cm^3 (100%) em três tipos de solo levando em consideração análises baseadas em modelos de curva de retenção uni e bimodal de Van Genuchten (1980) e Durner (1994), respectivamente. Os resultados das simulações nessas condições (*software* HYDRUS 2D/3D) mostraram que, a água subterrânea estaria sujeita a contaminação e que, independentemente do tipo de solo avaliado, o íon da vinhaça poderia atingi-la em um curto período de tempo (1 a 3 anos).

No entanto, foi possível observar que, o Solo 1 teve resultados mais significativos com concentrações do íon maiores na água subterrânea quando utilizados modelos bimodais num mesmo intervalo de tempo ou, alcançar a máxima concentração do contaminante em menores períodos de tempo. A causa dos maiores valores de concentrações teve origem à acentuação da bimodalidade dos poros do solo na porção dos macroporos, fato que, facilitaria a percolação dos íons. Adicionalmente, nos solos 2 e 3 não houveram diferenças significativas das concentrações na água subterrânea seja qual for o modelo utilizado (uni ou bimodal).

Sendo assim, podemos concluir que, o uso de modelos unimodais em solos lateríticos podem subestimar as concentrações finais, principalmente quando a descontinuidade na distribuição de poros (bimodalidade) ocorre em baixos valores de sucção (neste caso, menores

que 10 cm) tal como os apresentados em solos altamente estruturados. Em contrapartida, a descontinuidade em sucções maiores (Solos 2 e 3) poderá não ser relevante e o uso do modelo unimodal, mesmo em solos com distribuição bimodal, não acarretará em erros significativos na previsão de concentrações finais dos íons.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALFARO SOTO, M. A., BASSO, J. B., CHANG, H. K. Impacto da fertirrigação da cana-de-açúcar por vinhaça nas propriedades físicas, químicas e hidráulicas do solo. Cana-de-açúcar e seus impactos: uma visão acadêmica, p. 103-124. 2017.

ALFARO SOTO, M. A., BASSO, J. B., CHANG, H. K., & van Genuchten, M. T. Simulação de fluxo e transporte de íons de vinhaça através de vertente da formação Rio Claro. Águas Subterrâneas, 29(2), 162-174, 2015.

ALFARO SOTO, M. A. A; CHANG, H. K. Permeabilidade relativa em zona vadosa com porosidade bimodal: um estudo em solos brasileiros. Águas Subterrâneas. 27 (2), 93-103, 2013.

ALFARO SOTO, M. A; CHANG, H. K; VILAR, O. M. Avaliação do escalonamento fractal de alguns solos Brasileiros. Revista Brasileira de Geociências 38, 253-263, 2008.

ALFARO SOTO, M. A. Comparação entre métodos de imposição e de controle de sucção em ensaios com solos não saturados. 2004. Dissertação (Doutorado) – Curso de Geotecnia. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

ALFARO SOTO, M. A. Estudo da Condutividade Hidráulica em Solos Não Saturados. 1999. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geotecnia, Departamento de Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

ARYA, L.M.; PARIS, J.F. A physicoempirical model to predict soil moisture characteristics from particle-size distribution and bulk density data. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.45, p.1023-1030, 1981.

ARYA, L.M.; LEIJ, F. J.; VAN GENUCHTEN, M. T.; SHOUSE, P.J. Scaling parameter to predict the soil water characteristic from particle-size distribution data. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.63, p.510-519, 1999.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1984) – MB 28 NBR 6508: Determinação da Massa Específica.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1984) - MB 32 NBR 7181: Análise Granulométrica.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1986) - NBR 6457: Determinação do Teor de Umidade de Solos.

BASILE, A.; D'URSO, G. Experimental corrections of simplified methods for predicting water retention curves in clay-loamy soils from particle-size determination. Soil Technology, Amsterdam, v.10, p.261-272, 1997.

BEAR, J. & CHENG., A. (2010). Modeling Ground Water Flow and Contaminant Transport. Ed, Springer, New York, NY. USA.

BEAR, J. (1961) On the tensor form of dispersion. Journal of Geophysical Research, 66, p.1185 – 1197.

- BEAR, J. (1972) Dynamics of fluids in porous media. New York: Dover Publications, 764 p.
- BEBÉ, F. V.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R.; SILVA, G. B.; OLIVEIRA, V. S. Avaliação de solos sob diferentes períodos de aplicação com vinhaça. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, p. 781–787, 2009.
- BEJAT, L.; PERFECT, E.; QUISENBERRY, V. L.; COYNE, M. S.; HASZLER, G. R. Solute transport as related to soil structure in unsaturated intact soil blocks. *Soil Science Society of America Journal*, v.64, n.3, p.818-826, 2000.
- BRITTO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. M. R. Concentração de cátions presentes no lixiviado de solos tratados com vinhaça. *Revista Eng. Agrícola*, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 773-781, 2007.
- BUCKINGHAM, E. Studies on the movement of soil moisture. Bulletin 38. USDA, Bureau of Soils, Washington. 1907. 61p.
- CETESB. Decisão de Diretoria nº 132/2018/E/C: Regulamentação de Critérios Técnicos para o Plano de Monitoramento das Águas Subterrâneas – Subitem 5.10 da Norma P4.231 “Vinhaça – Critérios e Procedimentos para Aplicação no Solo Agrícola”. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo. CETESB, edição de julho 2018.
- CETESB. Norma P4.231: Vinhaça e Critérios e procedimentos para aplicação no solo agrícola. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo. CETESB, edição de fevereiro 2015.
- CHIOU, C. T.; PORTER, P. E. & SCHMEDDING, W. – Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. *Environ. Sci. Technol.*, v. 17, n. 4, p. 227-231, 1983.
- CHIOU, C. T. – Theoretical considerations of the partition uptake of nonionic organic compounds by soil organic matter. In: *Reactions and movement of organic chemicals in soils*. B. L. Sawhney & K. Brown (ed.). SSSA Special Publication No. 22. American Society of Agronomy, Inc. Cap. 1, p. 1-29. 1989.
- CHILDS, E. C. & COLLINS-GEORGE, N. (1950). The permeability of porous materials. *Roy. Soc. Proc.*, London, 201, p. 392-405.
- CRUZ, J. I., PORTUGAL, R. S., LUCENDO, M. C. H., ELIS, V. R., FACHIN, S. J.S., USTRA, A. T., BORGES, W. R. Detecção de contaminação de solo por vinhaça através de análise de dados de eletrorresistividade. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 26, n. 4, 2008.
- DARCY, H. Les fontaines publiques de la ville de Dijon. Paris: Victor Dalmont, 1856. 647p.
- DE CAMPOS, T. M. – Aspectos teóricos e práticos de contaminação de águas subterrâneas: Estudos de Campo e Laboratório. In: *Seminário sobre Geotecnia Ambiental: Contaminação de Solos e Águas Subterrâneas*, Porto, Portugal. 2001. CD-Room/SPG/FEUP.
- DE JOSELIN DE JONG, G. (1958) Longitudinal and transverse diffusion in granular deposits. *Trans., Am. Geoph. Union*, 39, 1, 67.

DEY, A., MORRISON, H. F., 1979, Resistivity modelling for arbitrarily shaped two-dimensional structures: *Geophys. Prosp.*, 27, no. 1, 106-136.

DURNER, W. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure, *Water Resour. Res.*, 30, 211–223, 1994.

EDWARDS, W. M.; SHIPITALO, M. J.; DICK, W. A.; OWENS, L. B. Rainfall intensity affects transport of water and chemicals through macropores in no-till soil. *Soil Science Society of America Journal*, v.56, n.1, p.52-58, 1992.

FETTER, C. W. - *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company, U.S. 1993. p. 458.

FREIRE, W. J.; CORTEZ, L. A. B. *Vinhaça de cana-de-açúcar*. Guaíba: Agropecuária, 2000. 203p.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. (1979) *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ. 604p.

FREDLUND, D.G., XING, A., HUANG, S.: Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian. Geotechnical Journal*, n° 31, p. 533–546, 1994.

FUESS, L.T. Potencial contaminante e energético da vinhaça: riscos de contaminação ao solo e recursos hídricos e recuperação de energia a partir da digestão anaeróbia. 2013. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2013.

GEMTOS, T. A.; CHOULIARAS, N.; MARAKIS, S. Vinasse rate, time of application and compaction effect on soil properties and durum wheat crop. *Journal of Agriculture and Engineering Research*, v.73, n.3, p.283-296, 1999.

GITIRANA Jr, G.F.N.; MARINHO, F.A.M.; SOTO, M.A.A. 2015 A curva de retenção de água de materiais porosos. Solos não saturados no contexto geotécnico. 1ª ed., São Paulo, Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, p 205-227.

GRANOVSKY, A. V.; MCCOY, E. L.; DICK, W. A.; SHIPITALO, M. J.; EDWARDS, W. M. Water and chemical transport through long-term no-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal*, v.57, n.6, p.1560-1567, 1993.

HASSETT, J. J. & BANWART, W. L. - The Sorption of Nonpolar Organics by Soils and Sediments. In: *Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils*, B. L. Sawhney & K. Brown (ed.). SSSA Special Publication N° 22. American Society of Agronomy, Inc. cap 2, pp.31-44.1989.

HASSUDA, S., REBOUÇAS, A. C., CUNHA, R. C. A. Aspectos qualitativos da infiltração da vinhaça de cana no Aquífero Bauru. *Revista do Instituto Geológico*, São Paulo, v. 11, n. 2, jul./dez./1990.

JARVIS, N. J. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, v.58, n.3, p.523-546, 2007.

JURY, W.A.; FLUHLER, H. Transport of chemicals through soil: mechanisms, models, and field applications. *Advances in Agronomy*, v.47, p.141-201, 1992.

LAGREGA, M.D., BUCKINGHAM, P.L.; EVANS, J.C. (1994). Stabilisation and solidification. *Hazardous Waste Management*, McGraw-Hill, pp. 641-704.

LEVANTAMENTO PEDOLOGICO SEMIDETALHADO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo. Instituto Agrônômico. Quadricula II São Carlos, Memorial Descritivo, Campinas nº98, 188p. Escala 1:100.000, 1984.

MALLANTS, Dirk et al. Evaluation of multimodal hydraulic functions in characterizing a heterogeneous field soil. *Journal of Hydrology*. Amsterdam, nº195, p. 172-199. 1997.

MALLANTS, D.; JACQUES, D.; VANCLOOSTER, M; DIELS, J; FEYEN, L. A stochastic approach to simulate water flow in a macroporous soil. *Geoderma*, 70, 299-314, 1996.

MATOS A.T.; GARIGLIO H. A. DE A.; MONACO P.A.V. LO. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 7, p.743–749, 2013.

MÉLO, V, da S. (2011) Classificação e Estabilização de Solos Lateríticos do Estado da Paraíba e do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – Universidade Federal de Campina Grande.

MIGUEL, M. G.; TEIXEIRA, R. S.; PADILHA, A. C. C. 2006. Curvas características de sucção de solo laterítico da região de Londrina-PR. *Revista de Ciência e Tecnologia*, 12 (24), 63-74.

MINGELGRIN, U.; GERSTL, Z. Reevaluation of Partitioning as a Mechanism of Nonionic Chemicals Adsorption in Soils 1. *Journal of Environmental Quality*, v. 12, n. 1, p. 1-11, 1983.

MONCADA, M.P.H. (2004). Estudo em laboratório de características de colapso e transporte de solutos associadas à infiltração de licor cáustico em um solo laterítico. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Civil da PUCRJ. Rio de Janeiro, 190p.

NETO, D. C., H. K. CHANG, AND M. TH. VAN GENUCHTEN, A mathematical view of water table fluctuations in a shallow aquifer in Brazil, *Ground Water*, 54(1), 82-91, doi: 10.1111/gwat.12329, 2016.

NOGAMI, J. S., VILLIBOR D. F. (1981) Uma Nova Classificação de Solos para Finalidades Rodoviárias. *Anais do Simpósio Brasileiro de Solos Tropicais em Engenharia*. Separata. Rio de Janeiro, RJ.

NOGAMI, J. S.; VILLIBOR, D. F. Pavimentação de baixo custo com solos lateríticos. São Paulo: Villibor, p. 240, 1995.

NOGUEIRA, J.B.(1995) Mecânica dos Solos – Ensaio de Laboratório. São Carlos: EESC – USP, 248 pp.

PEREIRA, J.P; ALVARENGA, E.M; TOSTES, R.P.; FONTES, L.E.F. Efeito da adição de diferentes dosagens de vinhaça a um latossolo vermelho-amarelo distrófico na germinação e vigor de sementes de milho. Revista Brasileira de Sementes, v. 14, n. 2, p. 147-150, 1992.

PEREIRA, M. C.; FERNANDA ALQUINI, AND WANDA M R GÜNTHER. Fertirrigação com vinhaça, aspectos técnicos, ambientais e normativos. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS.18, 2009. Anais..., 2009.

PERINOTTO, J. A. J.; ZAINÉ, M. F. Patrimônios naturais e história geológica da região de Rio Claro-SP. Rio Claro: Arquivo Público e Histórico do Município de Rio Claro, v. 1, 2008

POLETIKA, N. N.; JURY, W. A. Effects of soil management on water flow distribution and solute dispersion. Soil Science Society of America Journal, v.58, n.4, p.999-1006,1994.

PREVEDELLO, C. L. Física do Solo: com problemas resolvidos. Curitiba: SAEAFS, 1996. 446p.

QUISENBERRY, V. L.; PHILLIPS, R. E.; ZELEZNIK, J. M. Spatial distribution of water and chloride macropore flow in a well-structured soil. Soil Science Society of America Journal, v.58, n.5, p.1294-1300, 1994.

RESCHETTI JUNIOR P. R. (2008) Avaliação do Comportamento Mecânico de um Solo Arenoso Fino Laterítico Reforçado com Fibras para Uso em Pavimentação. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

RICHARDS, B. G. (1931). Capillary conduction of liquids through porous medium. Physics, New York, 1, p. 318-333.

ROSSETTO, A. J. Utilização agronômica dos subprodutos e resíduos da indústria açucareira e alcooleira. In: Paranhos, S.B. (ed.). Cana-de-açúcar: cultivo e utilização. Campinas:Fundação Cargill, 1987, v.2, p.435-504.

SAFFMAN, P.G. (1959) A theory of dispersion in a porous medium. Journal of Fluid Mechanics, 6, n°3, p.321-349.

SANTOS E. F. (2006) Estudo Comparativo de Diferentes Sistemas de Classificações Geotécnicas Aplicadas aos Solos Tropicais. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

SANFORD, W. E., 2002, Recharge and Groundwater Models: An Overview. Hydrogeology Journal, v. 10, p. 110-120.

SCHWARTS F. W., (1990). Ground Water Models: Scientific and Regulatory Applications. Canadian Geotechnical Journal. Vol.: 27 N°6. 841-841 p.

SCHEIDEGGER, A. E. (1954) Statistical Hydrodynamics in Porous Media. Journal of Applied Physics, 25, 8, 994-1001.

SHACKELFORD, C. D., (1993). Geotechnical Practice for Waste Disposal,. Chapman & Hall. Inc., London, UK, Cap. 3.

SCHNEIDER, R.L.; MUHLMANN, H.; TOMMASI, E.; MEDEIROS, R.A.; DAEMON, R.F.; NOGUEIRA, A.A.. (1974) - Revisão estratigráfica da Bacia do Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO GEOLOGIA, 28., Porto Alegre, 1974. Anais... Porto Alegre, SBG, v.1, p. 41-65.

SHIPITALO, M. J.; EDWARDS, W. M.; DICK, W. A.; OWENS, L. B. Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. Soil Science Society of America Journal, v.54, n.6, p.1530-1536, 1990.

SILVA, M. A. S. da; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.11, p.108- 114, 2007.

SILVA, N. F.; LELIS NETO, J. A.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F.N.; MIRANDA, J. H.; COELHO, R. D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. Irriga, Botucatu Edição especial, p. 340-350, 2012.

SIMÕES, M.G. & FITTIPALDI, F.C. (1992) - Fósseis da região de Rio Claro. Rio Claro, Arquivo do Município. 77p.

SIMUNEK, J.; SEJNA, M.; SAIATO, H; SAKAI, H.; van GENUCHTEN, M. T. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media: Version 4.08. University of California Riverside, Riverside, 2009. 330p.

SIMUNEK, J. D.; JACQUES, J. W.; HOPMANS, M.; INOUE, M.; FLURY AND M. TH. VAN GENUCHTEN. Solute Transport During Variably-Saturated Flow - Inverse Methods, In: *Methods of Soil Analysis*, Part 1, Physical Methods, Chapter 6.6, Eds. J. H. Dane and G. C. Topp, Third edition, SSSA, Madison, WI, 1435-1449, 2002.

SIMUNEK, J., M. ŠEJNA, AND M. TH. VAN GENUCHTEN, The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media, Version 2.0, IGWMC - TPS - 53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 251pp.,1999.

SLICHTER, C.S. (1899) Theoretical investigation of the motion of ground waters. U.S. Geology Survey, 19th, Ann. Rept, pt.2, p.295.

STANDARD METHODS FOR EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER (1998) 20th Edition.

SOUSA A.C.R.C.; MASCARENHA M.M.A.; JESUS A.S.; SILVA M.R. 2016. Influência da Sucção na Estabilidade Estrutural de Solos Tropicais Não Saturados no Município de Silvânia-GO. XVIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica. O Futuro

Sustentável do Brasil passa por Minas COBRAMSEG 2016, 19-22 October, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil.

SUAREZ D. A. A. (2008) Estudo do Comportamento Mecânico de Dois Solos Lateríticos do Estado de São Paulo com Adição de Emulsão Asfáltica. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.

SWRC Fit. Disponível em: < <http://swrcfit.sourceforge.net/>>. Acesso em: 13 out. 2018.

TULLER, M; OR, D. Water Retention and Characteristic Curve. 2005.

UYEDA, C.A; DE MIRANDA, J.H;DUARTE S.N; DE MEDEIROS, P.R.F; DIAS, C.T.S. Influence of vinasse application in hydraulic conductivity in three soils. Eng. Agrícola Jaboticabal, v.33, No.4, p.689- 898, 2013.

VAN DER PERK, M. (2007). Soil and Water Contamination: From Molecular To Catchment Scale. Ed, Taylor & Francis, London, UK, 171-214 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.

VAZ, C.M.P.; IOSSI, M.F.; NAIME, J.M.; SILVA, A.M. Validation of the Arya and Paris water retention model for brazilian soils. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.69, p.577-583, 2005.

VILLIBOR, D. F., NOGAMI, J. S. (2009) Pavimentos Econômicos: Tecnologia do Uso dos Solos Finos. Arte & Ciência, São Paulo, SP.

VOYUTSKY, S. (1978) Colloid Chemistry; Mir Pub., Moscou, Russian, p 186.

YONG, N. R.; MOHAMED A. M. O.; WARKENTIN, B. P. (1992) - Principles of contaminant transport in soils. Elsevier. 1992. p. 327.

ZAINE, J.E. - 1994. Geologia da Formação Rio Claro na Folha Rio Claro (SP). Rio Claro, SP. 98p. (Dissertação de Mestrado - Instituto de Geociências e Ciências Exatas/UNESP).

ZAINE, J.E. - 1997. Cartografia geotécnica por meio da sistemática do detalhamento progressivo. Rio Claro, SP. 89 p. (Exame de Qualificação para Doutorado - Instituto de Geociências e Ciências Exatas/UNESP).

ZUQUETTE, L. V. (2015) Geotecnia Ambiental. 1 ed. Rio de Janeiro. Ed Elsevier. Il. 399 .