

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ**  
**CAMPUS DE CASCAVEL/PR**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA**

**SIMULAÇÃO DO MOVIMENTO MISCÍVEL DE SAIS E ÁGUA EM COLUNAS DE SOLOS  
TROPICAIS POR APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO**

**FLORIANO LUIZ SUSZEK**

**CASCAVEL – PARANÁ – BRASIL**

**FEVEREIRO 2018**

**FLORIANO LUIZ SUSZEK**

**SIMULAÇÃO DO MOVIMENTO MISCÍVEL DE SAIS E ÁGUA EM COLUNAS DE SOLO  
POR APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Dr. Silvio Cesar Sampaio  
Coorientadora: Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima

**CASCADEL – PARANÁ – BRASIL**

**FEVEREIRO 2018**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)  
(Sistema de Bibliotecas – UNIOESTE)

S965s Suszek, Floriano Luiz.  
Simulação do movimento miscível de sais e água em colunas de solo por aplicação de efluente de esgoto doméstico tratado / Floriano Luiz Suszek. --- Cascavel (PR), 2018.  
xvii, 68 f.

Orientador: Dr. Silvio Cesar Sampaio  
Coorientadora: Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima.  
Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, 2018. Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola.  
Inclui Bibliografia

1. Hydrus-1D. 2. Salinidade. 3. Esgotos – Tratamento. 4. Água – Reuso. I. Sampaio, Silvio Cesar. II. Lima, Vera Lúcia Antunes de. III. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. IV. Título.

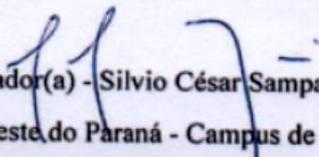
CDD 20.ed. 628.3

Rosângela A. A. Silva – CRB 9ª/1810

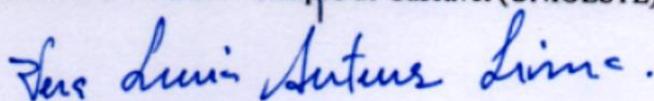
**FLORIANO LUIZ SUSZEK**

Simulação do movimento miscível de sais e água em colunas de solos tropicais por aplicação de efluente de esgoto doméstico tratado

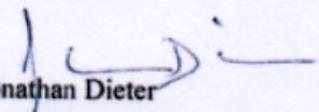
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, linha de pesquisa Recursos Hídricos, APROVADO(A) pela seguinte banca examinadora:

  
Orientador(a) - Silvio César Sampaio

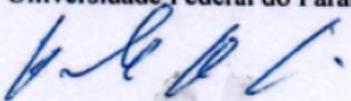
Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

  
Vera Lucia Antunes de Lima

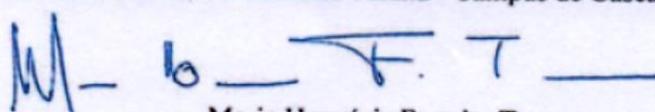
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)

  
Jonathan Dieter

Universidade Federal do Paraná (UFPR)

  
Ralphe Rinaldo dos Reis

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

  
Maria Herminia Ferreira Tavares

Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Campus de Cascavel (UNIOESTE)

Cascavel, 2 de fevereiro de 2018

## BIOGRAFIA

Floriano Luiz Suszek é natural de Cascavel-PR, nascido no ano de 1988, cursou Engenharia Agrícola na Universidade Estadual do Oeste do Paraná, no período de 2006-2010. Durante a graduação, atuou como pesquisador de iniciação científica na área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, especificamente com reuso de água e resíduos sólidos. Durante o período de estágio e após a formação, trabalhou como Engenheiro Agrícola em Francisco Beltrão-PR nas áreas de estruturas rurais para bovinos de leite e projetos de irrigação. Em 2011, começou a participar, como voluntário, do projeto de irrigação familiar da UNIOESTE-Cascavel junto à EMATER de Salto do Lontra-PR, enquanto cursava como aluno especial algumas disciplinas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola na UNIOESTE, em 2012, iniciou o Mestrado como aluno regular na mesma instituição e obteve o título de Mestre em Engenharia Agrícola em 2014. Seguiu para o Doutorado, cuja pesquisa foi parte foi feita em Cascavel-PR, porém a maioria parte foi feita em Campina Grande-PB, onde recebeu várias informações sobre, por exemplo, Drenagem Agrícola e suas aplicações com usos de programas computacionais e modelos matemáticos.

**“A vida nem sempre é como sonhamos  
Mas, nem sempre sonhamos o que queremos viver.”**

Allan Kardec

## AGRADECIMENTOS

A Deus, que permitiu que este trabalho pudesse ser realizado dentre tantos empecilhos;

Aos meus pais, Neli de Fátima Giachini Suszek e Floriano Suszek, pelas preocupações e ajudas durante todo o tempo de estudo;

Aos irmãos, Morgana Suszek Gonçalves e Marcelo Suszek, em especial a minha esposa, Dayane Maciel dos Santos, pela compreensão do tempo gasto para realização do trabalho e sincero apoio, de forma que este trabalho não seria possível sem sua presença;

Ao Professor Dr. Silvio Cesar Sampaio, pela permissão para o tempo de pesquisa transcorrido na Paraíba e pelo apoio no que foi necessário;

Em especial, à Professora Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima, que me acolheu com todo afeto e confiança como coorientado na UFCG e me auxiliou sempre que precisei;

Aos amigos e professores da UFCG e da UNIOESTE, que sempre me apoiaram para enfrentar os obstáculos;

Aos meus sogros, Ronaldo Barbosa dos Santos e Alessandra Maciel Barbosa, que fizeram com que me sentisse sempre acolhido em família, junto a seus familiares, enquanto estive na Paraíba;

À PGEAGRI, pela disponibilização de documentação para minha longa estadia na Paraíba e à COPEAG por me aceitar, praticamente, como legítimo aluno regular do programa de Pós-Graduação em Irrigação e Drenagem; e

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudos, a qual possibilitou meu sustento pelo período de pesquisa.

Obrigado.

# **SIMULAÇÃO DO MOVIMENTO MISCÍVEL DE SAIS E ÁGUA EM COLUNAS DE SOLO POR APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE ESGOTO DOMÉSTICO TRATADO**

## **RESUMO**

A crescente produção de resíduos agroindustriais e urbanos gera grandes impactos sobre o meio ambiente. Tais resíduos, quando tratados, podem ser reutilizados na agricultura como suplementação de insumos. O reuso de água residuária é uma alternativa para evitar impactos ambientais e reduzir o consumo de água potável, porém, há o risco de salinização do solo onde é aplicada. Assim, o objetivo deste trabalho foi simular cenários para o movimento de água e solutos sob aplicação de água residuária de esgoto doméstico tratado em colunas de dois tipos de solos tropicais, para verificar a eficiência do programa HYDRUS-1D. Portanto, foram utilizadas metodologias de coleta de dados para a aplicação do programa simulador e entrada no simulador bem como os dados de comparação com os simulados. A eficiência da simulação para o movimento da água nos solos torna-se satisfatória para longos processos de lixiviação, a fim de que se reduza o erro com o passar do tempo e seja melhor representado pelo Luvissole Crômico. A simulação do movimento miscível dos solutos nos solos foi melhor observada no Luvissole Crômico com aplicação de solução salina para o íon sódio e, no Neossolo Regolítico com aplicação de água residuária de esgoto doméstico, para os íons potássio, cálcio e magnésio. Para todos os cenários analisados, o íon magnésio apresentou pelo menos um índice satisfatório. Os íons potássio e cálcio não foram eficientemente simulados no Luvissole Crômico. E por fim, a deficiência do programa em simular alguns cenários mostra que é necessário o incremento de mais parâmetros ou metodologias para que os resultados sejam ainda mais eficientes.

**PALAVRAS-CHAVE:** HYDRUS-1D; salinidade; tratamento de esgoto; reuso de água.

# MISCIBLE MOVING SIMULATION OF WATER AND SALT THROUGH SOIL COLUMNS BY TREATED DOMESTIC WASTEWATER APPLICATION

## ABSTRACT

The increasing production of agro-industrial and urban wastes has engendered huge impacts on the environment. Such wastes, when treated, can be reused in agriculture as an input supplementation. So, wastewater reuse is an alternative to avoid environmental impacts and reduce the consumption of potable water, although, there is some risk of soil salinization when it is applied in the chosen area. Thus, this trial aimed at simulating scenarios for the movement of water and solutes when some domestic sewage wastewater is applied in columns of two kinds of tropical soils, in order to verify the efficiency of HYDRUS-1D program. Therefore, data collection methodologies were carried out for the simulator program application and entry into the simulator as well as the data of comparison with the simulated ones. A simulation efficiency for water movement into a soil becomes satisfactory for long leaching processes, since it reduces the error over time, and it is better represented by the Chromic Luvisol. The miscible movement simulation of solutes into soils was better observed than in Chromic Luvisol with saline solution for ion sodium and in the Regolithic Entisol with domestic wastewater for ions such as potassium, calcium and magnesium. Magnesium ion has shown at least a satisfactory index for all analyzed scenarios. Potassium and calcium ions were not efficient simulated in Chromic Luvisol. Finally, the program weakness in simulating some scenarios shows that it is required the increase of other parameters or methodologies, in order to make the results more efficient.

**KEYWORDS:** HYDRUS-1D; salinity; sewage treatment; water reuse.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	X
LISTA DE FIGURAS.....	XI
LISTA DE VARIÁVEIS.....	XIII
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. Objetivo Geral.....	3
2.2. Objetivos Específicos.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. Água residuária de esgoto doméstico.....	4
3.1.2. Tratamentos para estabilização do esgoto doméstico.....	5
3.2. Reuso de água na agricultura.....	6
3.3. Salinidade e sodicidade em solos.....	8
3.3.2. Controle da salinidade e sodicidade.....	9
3.4. Dinâmica de água e solutos no solo.....	10
3.4.1. Efeitos da salinidade no solo.....	11
3.4.2. Condutividade hidráulica.....	12
3.5. Modelos de simulação de água e soluto no solo.....	13
3.5.1. Programa RETC.....	14
3.5.2. Programa DISP.....	14
3.5.3. Programa HYDRUS-1D.....	17
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
4.1. Localização.....	23
4.2. Caracterização dos solos utilizados.....	24
4.3. Caracterização química das águas aplicadas.....	25
4.4. Cenários utilizados no experimento.....	26
4.5. Primeira etapa - coleta de dados para comparação com dados simulados.....	27
4.5.1. Confecção do aparato experimental.....	27
4.5.2. Coleta de dados das colunas de lixiviação.....	30
4.6. Segunda etapa – Dados de entrada do HYDRUS-1D.....	32
4.6.1. Dados de entrada do modelo de van Genuchten-Mualem.....	33
4.6.1.1. RETC v6.02.....	33
4.6.1.2. Rosetta Lite v1.1.....	33
4.6.1.3. Condutividade hidráulica saturada.....	34
4.6.1.4. Tortuosidade da água no solo.....	36
4.6.2. Dados de entrada do modelo de simulação padrão para o transporte de solutos...	

.....	36
4.6.2.1. DISP v1.1d.....	36
4.6.2.2. Isotermas de adsorção de Freundlich.....	37
4.6.3. Simulações com o HYDRUS-1D .....	38
4.7. Terceira etapa – Resultados das simulações e comparação com os valores observados .....	40
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	42
5.1. Primeira etapa - Resultados dos ensaios de lixiviação.....	42
5.2. Segunda etapa - Resultados dos dados de entrada das simulações .....	44
5.2.1. Análise das curvas de retenção de água no solo e parâmetros hidráulicos .....	44
5.2.2. Parâmetro $K_s$ .....	45
5.2.3. Parâmetros de transporte de solutos no solo .....	46
5.2.4. Parâmetro $K_d$ das isotermas de adsorção.....	48
5.2.5. Condições de contorno iniciais das águas aplicadas.....	50
5.3. Terceira etapa - Resultados simulados e comparações com dados observados.....	51
5.3.1. Resultados das simulações com o HYDRUS-1D.....	51
5.3.2. Resultados das comparações entre dados observados e simulados.....	56
6. CONCLUSÕES.....	60
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	61

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Características físicas e químicas dos solos que foram utilizados no experimento à profundidade de 30 cm. ....	25
Tabela 2 Caracterização das águas utilizadas no experimento.....	26
Tabela 3 Cenários utilizados no experimento. ....	27
Tabela 4 Dados médios coletados das lixiviações em colunas de solo. Coeficiente de variação (CV). ....	42
Tabela 5 Análise de salinidade nas amostras de coluna de solo após aplicação das águas. ....	43
Tabela 6 Parâmetros hidráulicos de ajuste estimados pelos programas RETC e Rosetta Lite. ....	44
Tabela 7 Parâmetros de transporte de solutos no solo fornecidos pelo DISP. Pe (Número de Péclet); R (Fator de retardamento); D (Dispersividade molecular); $D^w$ (Difusividade do soluto em água). ....	48
Tabela 8 Condições de contorno das águas aplicadas nas colunas de solo. ....	50
Tabela 9 Volume lixiviado no tempo para o LC comparado aos valores simulados no HYDRUS-1D. T1, T2 e T3 - tempos de coleta (h); V1, V2 e V3 - volumes coletados (L); VF - volume total lixiviado (L); VS1, VS2 e VS3 - volumes simulados (L). ....	57
Tabela 10 Comparação dos valores observados e simulados dos solutos lixiviados. IC (Índice de concordância); Viés (Viés médio); Emax (Erro máximo); EAM (Erro absoluto médio); NSE (Eficiência de modelagem de Nash-Sutcliffe); e RSME (Erro quadrático médio).....	58

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Fluxograma de procedimento padrão do DISP. ....	15
Figura 2 Interface do programa HYDRUS-1D. ....	18
Figura 3 Fluxograma do experimento. ....	23
Figura 4 Locação estrutural utilizada na primeira etapa. ....	24
Figura 6 Estrutura experimental para locação das colunas de lixiviação. ....	28
Figura 7 Esquema de montagem da coluna de solo. ....	28
Figura 9 Aplicação de águas nas colunas de lixiviação. ....	30
Figura 10 Ensaio de lixiviação com as colunas de solo. ....	31
Figura 12 Fluxograma dos dados de entrada do HYDRUS-1D. ....	32
Figura 13 Interface do programa RETC v6.02. ....	33
Figura 14 Interface do Rosetta Lite v6.02. ....	34
Figura 15 Configuração de montagem do permeâmetro de carga constante. ....	35
Figura 16 Interface do programa DISP v1.1d. ....	36
Figura 17 Modelo hidráulico utilizado nas simulações. ....	39
Figura 18 Dados iniciais de entrada para simulação de solutos. ....	40
Figura 19 Curvas de retenção de água no solo: Luvisso solo crômico (A) e Neossolo regolítico (B). ....	44
Figura 20 Gráficos de controle da condutividade hidráulica saturada: LC (A) e NR (B). ....	45
Figura 21 Curvas de eluição de solutos para LC. ....	46
Figura 22 Curvas de eluição de solutos para NR. ....	47
Figura 23 Isotermas de adsorção para o Luvisso solo crômico. ....	49
Figura 24 Isotermas de adsorção para o neossolo regolítico. ....	50
Figura 25 Simulações médias de LC A <sub>1</sub> : (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado. ....	51
Figura 26 Simulações médias de LC A <sub>2</sub> : (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de Na <sup>+</sup> , (D) Concentração de K <sup>+</sup> , (E) Concentração de Ca <sup>2+</sup> e (F) Concentração de Mg <sup>2+</sup> . ....	52
Figura 27 Simulações médias de LC A <sub>3</sub> : (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de Na <sup>+</sup> , (D) Concentração de K <sup>+</sup> , (E) Concentração de Ca <sup>2+</sup> e (F) Concentração de Mg <sup>2+</sup> . ....	53
Figura 28 Simulações médias de NR A <sub>1</sub> : (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado. ....	54
Figura 29 Simulações médias de NR A <sub>2</sub> . (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de Na <sup>+</sup> , (D) Concentração de K <sup>+</sup> , (E) Concentração de Ca <sup>2+</sup> e	

(F) Concentração de $Mg^{2+}$ . .....	55
Figura 30 Simulações médias de NR A <sub>3</sub> . (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de $Na^+$ , (D) Concentração de $K^+$ , (E) Concentração de $Ca^{2+}$ e (F) Concentração de $Mg^{2+}$ . .....	56

## LISTA DE VARIÁVEIS

$D^g$	difusividade em gás ( $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ );
A	área da seção transversal da coluna ( $\text{cm}^2$ );
$a_v$	conteúdo de ar ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ );
C	concentração do soluto ( $\text{kg cm}^{-3}$ );
c	concentração do soluto ( $\text{mmol L}^{-1}$ );
$c_r$	concentração no termo de sumidouro ( $\text{g cm}^{-3}$ );
D	dispersividade ( $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ );
Dh	coeficiente de dispersão mecânica ( $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ );
Dm	coeficiente de difusão molecular do soluto na solução do solo ( $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ );
Dp	densidade de partícula ( $\text{g cm}^{-3}$ );
Ds	densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ );
$D^w$	difusividade em líquido ( $\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$ );
g	concentração na fase gasosa ( $\text{g cm}^{-3}$ );
$h_a$	carga hidráulica na superfície da coluna (cm);
h	potencial mátrico da água no solo (cm);
l	tortuosidade (-);
$J_d$	fluxo de difusão do soluto no solo ( $\text{kg cm}^{-2} \text{h}^{-1}$ );
$J_h$	fluxo de dispersão do soluto no solo ( $\text{kg cm}^{-2} \text{h}^{-1}$ );
$J_s$	fluxo de solutos no solo ( $\text{kg cm}^{-2} \text{h}^{-1}$ ).
k	coeficiente empírico de distribuição ( $k=0$ , se não houver interação entre solo e soluto);
k	k-ésimo número de cadeia;
K	condutividade hidráulica de solo não saturado ( $\text{cm h}^{-1}$ );
Kd	coeficiente angular das isotermas de Freundlich (-);
$k_g$	constante empírica, geralmente conhecida como constantes de Henry (-);
$K_s$	condutividade hidráulica saturada ( $\text{cm h}^{-1}$ );
$k_s$	constante empírica relacionada a concentração da solução e adsorvida ( $\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ );
$l$	parâmetro de conectividade do poro (-);
L	comprimento da coluna (cm);
m	parâmetro em função da retenção de água no solo (-);
MS	massa de solo (g);
$n_a$	constante empírica, aproximadamente igual a 1,0.
n	índice de distribuição de tamanho de poros (-);
n	número de observações (-);
$O_i$	dados observados ( $\text{mmol L}^{-1}$ , para movimento de solutos) e (L, para movimento de

	água);
$\bar{O}$	média dos dados observados ( $\text{mmol L}^{-1}$ , para movimento de solutos) e (L, para movimento de água);
Pe	número de Peclet (-);
q	densidade de flux do fluido de Darcy ( $\text{cm h}^{-1}$ );
Q	fluxo ( $\text{cm}^3 \text{h}^{-1}$ );
R	fator de retardamento (-);
Sa	concentração adsorvida ( $\text{kg soluto kg solo}^{-1}$ );
s	concentração de soluto adsorvida (-);
S	termo de sumidouro ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3} \text{h}^{-1}$ );
Se	saturação efetiva (-);
t	tempo (h);
$t_c$	tempo de coleta (h);
v	velocidade ( $\text{cm h}^{-1}$ );
$V_a$	volume de água coletado ( $\text{cm}^3$ );
VP	volume de poros ( $\text{cm}^3$ );
VR	volume requerido de solo ( $\text{cm}^3$ );
x	coordenada espacial (cm);
X	distância (cm);
$Y_i$	dados simulados ( $\text{mmol L}^{-1}$ , para movimento de solutos) e (L, para movimento de água);
$\alpha$	valor inverso de entrada de ar ( $\text{cm}^{-1}$ );
$\beta$	constante empírica na isoterma de adsorção (-);
$\beta$	ângulo entre direção do fluxo e eixo vertical ( $0^\circ$ para fluxo vertical);
$\gamma_g$	ordem zero da taxa constante de solutos na fase gasosa ( $\text{h}^{-1}$ );
$\gamma_s$	ordem zero da taxa constante de solutos adsorvidos na fase sólida ( $\text{h}^{-1}$ );
$\gamma_w$	ordem zero da taxa constante de solutos na fase líquida ( $\text{h}^{-1}$ );
$\eta$	constante empírica na isoterma de adsorção ( $\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$ );
$\theta$	umidade volumétrica ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ );
$\theta_r$	umidade residual ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ );
$\theta_s$	umidade de saturação ( $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ );
$\lambda$	dispersividade do meio poroso (cm); v - velocidade da água no poro ( $\text{cm h}^{-1}$ );
$\mu_s$	1ª ordem da taxa constante de solutos adsorvidos na fase sólida ( $\text{h}^{-1}$ );
$\mu_g$	1ª ordem da taxa constante da cadeia de decaimento de solutos na fase gasosa ( $\text{h}^{-1}$ );
$\mu_w$	1ª ordem da taxa constante de solutos na fase líquida ( $\text{h}^{-1}$ );
$\mu_g$	1ª ordem da taxa constante de solutos na fase gasosa ( $\text{h}^{-1}$ );
$\mu_s$	1ª ordem da taxa constante da cadeia de decaimento de solutos adsorvidos na fase

sólida ( $h^{-1}$ );  
 $\mu_w$  1ª ordem da taxa constante da cadeia de decaimento de solutos na fase líquida ( $h^{-1}$ );  
 $\rho$  densidade do solo ( $g\ cm^{-3}$ );

## 1. INTRODUÇÃO

A produção de resíduos é uma das principais causas de problemas ambientais, os quais geram perdas de fontes naturais, que precisariam ser protegidas, pois servem como subsídio à população. O aumento na produção de esgoto doméstico é consequência do aumento populacional, e precisa de tratamento adequado para ser, posteriormente, lançado em corpos hídricos de forma a não os poluir.

De acordo com a Agência Nacional de Águas (2013), os principais fatores causadores de eutrofização em corpos hídricos são devido à aplicação inadequada de fertilizantes pela agricultura e ao lançamento de esgoto doméstico sem o devido tratamento.

As atividades agrícolas são as que mais consomem água, aproximadamente 72% de toda água retirada é utilizada para a irrigação (ANA, 2013). Este é o ponto culminante para que se tenha consciência do uso da água e para que sejam feitas pesquisas de forma a aumentar a eficiência das atividades consumidoras.

A produtividade obtida com a prática da agricultura irrigada é 2,7 vezes maior do que a obtida pela agricultura tradicional, que é dependente das irregularidades próprias das águas das chuvas. Por isso, a prática da irrigação, que possibilita melhorar o manejo da produção e da disponibilidade de água, auxilia na eficácia da oferta dos insumos aos cultivos (CHRISTOFIDIS, 2013).

O reuso de efluente de esgoto tratado na agricultura, atividade em que mais se consome água, pode ser a solução de dois problemas: fazer reuso da água que antes poluía, para agora subsidiar a produção de alimentos e preservar a água potável que seria utilizada na mesma produção.

Porém, o reuso inadequado de efluentes pode causar a salinização do solo por excesso de nutrientes da água; e, além de torná-lo inapto para o plantio, pode contaminar águas superficiais próximas e até mesmo subterrâneas. O íon sódio ( $\text{Na}^+$ ), por exemplo, causa dispersão dos agregados do solo e o deixa com aspecto "rachado". No entanto, se as concentrações dos íons magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) estiverem em equilíbrio com o íon sódio, ocorre a neutralização desses sais pela razão de adsorção de sódio. Já o íon potássio ( $\text{K}^+$ ), segundo Kolahchi & Jalali (2006), pode ser encontrado em concentrações elevadas, em lençóis freáticos de áreas agrícolas, devido à lixiviação.

A simulação do movimento de solutos no solo é de extrema importância para que se possa mitigar, ou até mesmo evitar impactos irreversíveis nas áreas agrícolas. Existem vários programas de simulação que foram desenvolvidos e estão sempre sendo aprimorados, para que possam facilitar o processo de avaliação dos solutos aplicados no solo. Um destes programas é o HYDRUS-1D: um simulador computacional com modelos analíticos e numéricos para prever os processos de transferência da água e de solutos entre a superfície

do solo e o lençol freático, desenvolvido por van Genuchten, Šimůnek e Šejna, que vem mostrando grande confiabilidade nas suas simulações.

Vários parâmetros são considerados para que o simulador HYDRUS-1D possa ser utilizado e vários testes devem ser feitos para que o processo possa ser confiável. Logo, o objetivo desse trabalho foi desenvolver metodologias para a obtenção dos parâmetros utilizados no programa HYDRUS-1D e da coleta dos dados para validação da metodologia, a fim de comparar os dados coletados com os simulados.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Avaliar uma metodologia experimental para a simulação de cenários com uso de água residuária de esgoto doméstico tratado em dois tipos de solos tropicais e verificar o movimento de água e solutos em colunas de solo com o programa HYDRUS-1D.

### **2.2. Objetivos Específicos**

- 1 Definir e testar a metodologia aplicada para a coleta de dados de lixiviação em colunas de solo e dos demais parâmetros de entrada para a simulação no programa HYDRUS-1D;
- 2 Analisar a eficiência da simulação do movimento da água nos solos a partir do programa HYDRUS-1D, na metodologia aplicada e
- 3 Analisar a eficiência da simulação do movimento miscível dos solutos sódio, potássio, cálcio e magnésio nos solos, para a metodologia aplicada.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Água residuária de esgoto doméstico

O uso da água causa cada vez mais conflitos em várias partes do Planeta devido à falta de reformas e investimentos nesta área. O Brasil tem uma das maiores reservas de água, mas nem todos os brasileiros têm acesso à quantidade de água na qualidade necessária para satisfazer as próprias necessidades. O uso irracional e o manejo inadequado causaram o esgotamento de muitas fontes e, como consequência, têm colocado a saúde e a economia das comunidades em risco (BARROS *et al.*, 2012).

O crescimento desordenado da população e o desenvolvimento de grandes, médios e pequenos núcleos urbanos sem o devido planejamento tornam difícil a ação de manejo de resíduos (CRISPIM *et al.*, 2013). Por essa razão, as inadequações dos sistemas de esgotamento sanitário são a principal causa de doenças e de poluição ambiental (ZHAO *et al.*, 2010). No Brasil, lamentavelmente, 61,3% do esgoto produzido no País não recebem o tratamento correto (SNIS, 2014).

Segundo Von Sperling (2011), o lançamento de esgoto doméstico bruto em corpos hídricos altera as características da água, desde o ponto de lançamento além de comprometer a qualidade para o consumo humano e uso em atividades agropecuárias.

A demanda por água doce é crescente e alguns fatores como o crescimento populacional, a poluição da água, o progresso econômico, o uso da terra e as mudanças climáticas tornam incerta a disponibilidade de água para o futuro (DAVIESA & SIMONOVICB, 2011). O esgoto tratado utilizado na irrigação agrícola substitui e diminui o uso de águas subterrâneas, por conseguinte, há menos problemas de escassez nas regiões mais necessitadas (CHANG & MAN, 2012).

As principais debilidades qualitativas de água têm origem nos lançamentos de resíduos de esgotos sanitários pelas populações em áreas urbanas, e nos resíduos líquidos das indústrias e agroindústrias, quando os graus de tratamento e as disposições de águas servidas não ocorrem em consonância com a capacidade de depuração dos corpos receptores (CHRISTOFIDIS, 2013).

Os efluentes domésticos, provenientes de residências, hotéis, bares, clubes, comércios e centros comerciais, consultórios, clínicas, etc., são caracterizados por águas residuárias contaminadas, basicamente, por fezes humanas e animais, restos de alimentos, sabões e detergentes e podem provocar, basicamente, dois tipos de contaminação das águas: a contaminação por bactérias (coliformes) e a contaminação por substâncias orgânicas recalcitrantes, ou de difícil degradação, como os detergentes sulfônicos, que destroem as células dos microrganismos aquáticos. Assim, não ocorre a oxidação microbiológica dos

materiais biodegradáveis contidos nos esgotos além de haver redução tanto da taxa de absorção de oxigênio como da velocidade de autodepuração dos rios (ARCHELA *et al.*, 2003).

Os efluentes que não serão reutilizados, para serem lançados em corpos hídricos, devem atender às resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente. A resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, do CONAMA, informa sobre a classificação dos corpos hídricos superficiais e sobre diretrizes ambientais para o devido enquadramento e estabelece condições e padrões de qualidade para o lançamento de efluentes em corpos d'água (CONAMA, 2011).

Vale ressaltar que, para o reuso como irrigação, o efluente deve ser cuidadosamente analisado com relação à salinidade do solo, posto que pode ser alterada. Assim, Lacerda *et al.* (2009) informam que o nível de salinidade dos solos deve ser sempre inferior ao nível nocivo às plantas cultivadas, com a necessidade de se conhecer tanto o limite de tolerância de cada cultura como a diferença existente em cada região para o bom procedimento das avaliações sobre a qualidade da água.

### **3.1.2. Tratamentos para estabilização do esgoto doméstico**

Existem vários tratamentos para que haja a estabilização dos resíduos provenientes do esgoto doméstico e ele se torne um efluente reutilizável e não prejudicial ao meio ambiente. Segundo Hutchinson *et al.* (2004), os métodos de tratamento de efluentes são fundamentais para reduzir a carga orgânica dos ambientes de cultivo a fim de se minimizar o impacto ambiental e poder ser alcançado por lagoas de sedimentação, filtros mecânicos e filtros biológicos. Os métodos de tratamento de efluentes podem variar de acordo com a necessidade, além de comumente serem empregados ozônio ou ultravioleta como forma de prevenir o aparecimento de enfermidades e parasitoses no cultivo.

Um exemplo de tratamento são os reatores de manta de lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), os quais são unidades de fluxo ascendente que possibilitam o transporte de águas residuárias através de uma região que apresenta elevada concentração de microrganismos anaeróbios (LIMA, 2006).

Reatores anaeróbios são uma boa alternativa para sistemas de tratamento de esgotos no Brasil, além de ser uma forte tendência mundial para o tratamento do esgoto doméstico como primeira etapa do tratamento biológico em uma estação de tratamento de esgoto (VAN LIER *et al.*, 2008).

Atualmente, no Brasil, os sistemas anaeróbios têm grande aplicabilidade, pois as diversas características favoráveis desses sistemas, tais como baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos, aliadas às condições ambientais, em que há

predominância de elevadas temperaturas. Eles também têm contribuído para a colocação dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos em posição de destaque, particularmente os reatores UASB (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Os reatores UASB, como principais representantes da tecnologia de tratamento anaeróbio, participariam de um sistema de produção de recursos aproveitáveis para a sociedade, na medida em que os reatores anaeróbios removem grande quantidade da matéria orgânica afluyente e geram subprodutos utilizáveis, tais como o lodo excedente e o biogás (LOBATO, 2011).

As reações bioquímicas de remoção da matéria orgânica e, em determinadas condições, da matéria nitrogenada ocorrem no reator UASB. A biomassa se utiliza do substrato presente no esgoto bruto para se desenvolver. Enquanto a sedimentação dos sólidos (biomassa) ocorre no decantador secundário, pois permite que o efluente final saia clarificado (VON SPERLING, 2005).

Alguns aspectos fundamentais que contribuem para o uso de reatores UASB são:

- O sistema é mais eficiente em termos de remoção de matéria orgânica quando comparado aos decantadores primários. Decantadores primários são responsáveis pela remoção em torno de 25 a 35% da demanda bioquímica de oxigênio, todavia, para os reatores anaeróbios, a eficiência de remoção de DBO situa-se entre 60 e 75% (VON SPERLING, 2005).
- O reator pode funcionar como um tanque de equalização, além de exercer papel fundamental na remoção da matéria orgânica presente no esgoto bruto, em torno de 70% (KASSAB *et al.*, 2010).
- Aproveitamento energético do biogás para desaguamento e desinfecção de lodo, os quais possibilitam autossuficiência em termos de energia elétrica para alimentação desta etapa do gerenciamento do lodo (LOBATO, 2011).

Águas com elevado teor de salinidade causam distúrbios nos processos de tratamento de esgotos domésticos, principalmente os que utilizam iodo ativado (MESQUITA, 2006). Logo, apesar da redução da carga orgânica, os efluentes provindos de UASB são ricos em nutrientes para as plantas. Segundo Ayers & Westcot (1991), a aplicação de determinados efluentes em doses excessivas e a ausência de chuvas promotoras de lixiviação do excesso dos sais têm como consequência a salinização dos solos bem como dificultam o manejo, o desenvolvimento e o rendimento das culturas.

### **3.2. Reuso de água na agricultura**

A reutilização de águas residuárias pode ser considerada como uma medida de

controle da poluição, pois, com a adoção de tal prática, evita-se o lançamento de esgotos nos corpos d'água. Quando restauradas e em boas condições, as águas residuárias encontrarão novos usos, sem maiores contaminações (RIGO *et al.*, 2014).

De acordo com Almeida (2010), águas residuárias são todas as águas descartadas que resultam da utilização para diversos processos, tais como:

- Águas residuais domésticas, provenientes de banhos, cozinhas, lavagens de pavimentos domésticos, etc.;
- Águas residuais industriais, resultantes dos processos de fabricação;
- Águas de infiltração, resultantes de coletores de água nos terrenos e drenagem;
- Águas urbanas, resultantes de chuvas, lavagem de pavimentos, etc.

Segundo Costa *et al.* (2010), reuso é o aproveitamento do efluente após a extensão de seu tratamento, com ou sem investimentos adicionais. Não há necessidade de ser tratado o volume total de esgoto para ser reutilizado, mas, em certos casos, estes efluentes exigem um processo rigoroso de purificação. Tais exigências devem sempre respeitar o princípio de adequação da qualidade da água à sua utilização, de acordo com uma série de providências e cuidados.

Na região semiárida do Nordeste do Brasil, em que a água é fator limitado e escasso, faz-se necessário o aproveitamento de águas residuárias com possibilidades de assegurar e incrementar a produção agrícola, cujo resultado é uma fonte alternativa de água, matéria orgânica e nutrientes. É uma alternativa promissora na produção de mudas frutíferas de qualidade e com baixo custo e cria uma opção para o uso dessa água (ALMEIDA *et al.*, 2012).

O uso contínuo de esgoto como a única fonte de água de irrigação para culturas em regiões áridas pode causar efeitos nocivos à produtividade por acúmulo de nutrientes bem como contaminação de águas subterrâneas por lixiviação em solos de textura grossa. Conseqüentemente, o manejo da irrigação com água residuária deve considerar o teor de nutrientes em relação às necessidades das culturas específicas, às concentrações de nutrientes das plantas no solo, e de outros parâmetros de fertilidade do solo (KIZILOGLU *et al.*, 2008).

A qualidade da água ou resíduo que está sendo utilizado é determinada pela análise dos seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), totais de sais dissolvidos (TSD), sódio ( $\text{Na}^+$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos e, para toxicidade, analisa-se o íon boro ( $\text{B}^{3+}$ ) (ALMEIDA, 2010).

Estudos comprovaram a importância da irrigação com uso de efluentes de esgoto (fertirrigação) para suprir uma parte das quantidades dos elementos requeridos pelas culturas, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio, cujo resultado foi o aumento da produtividade agrícola (HESPANHOL, 2002).

O acompanhamento durante o desenvolvimento da culta é de extrema importância para a dinâmica e a distribuição dos nutrientes no perfil do solo quando se utiliza a fertirrigação, pois permite que se estabeleça o manejo da aplicação dos fertilizantes, além de prevenir danos ao meio ambiente, como a salinização dos solos e a contaminação das águas (BARROS, *et al.*, 2010).

No Brasil, o uso de efluentes na agricultura ainda é precário e as alterações que podem ocorrer no solo e no sistema de irrigação são de pouco conhecimento, portanto, necessitam de maiores investigações. Sabe-se que, apesar dos benefícios concretos possíveis com o aproveitamento de efluentes de esgoto doméstico na agricultura, a prática de reuso também provoca efeitos indesejáveis, principalmente, em virtude da presença de alguns constituintes, como o sódio e metais pesados (SILVA *et al.*, 2012).

Para uso na irrigação, a qualidade da água não depende somente das condições químicas dessa água, mas também das características físico-químicas dos solos que serão aplicadas bem como da suscetibilidade e resistência dos cultivos que serão irrigados. O conjunto dos parâmetros a serem considerados na avaliação da qualidade da água para irrigação deve contemplar as características físicas, químicas e biológicas, que definem a adequação ou não da referida água para uso (ALMEIDA, 2010).

### **3.3. Salinidade e sodicidade em solos**

O processo de salinização dos solos está relacionado com o acúmulo de sais em excesso na solução do solo. Em geral, ocorre com a acumulação de determinadas espécies iônicas, como os cátions sódio ( $\text{Na}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{2+}$ ) e os ânions cloro ( $\text{Cl}^-$ ) e sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) e, em menor quantidade, podem ocorrer potássio ( $\text{K}^+$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) e carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) (MEDEIROS *et al.*, 2010; RIBEIRO, 2010).

Alguns sais presentes na água de irrigação, ou de reuso, podem provocar alterações na estrutura do solo, principalmente o sódio, o qual é capaz de promover a dispersão das partículas de argila, pulverizar o solo, ocasionar entupimentos dos microporos, reduzir a aeração e levar à infiltração de água (GASPARETTO *et al.*, 2009).

Os solos afetados por sais, também conhecidos por solos halomórficos ou solos salinos e sódicos, são desenvolvidos em condições imperfeitas de drenagem, que se caracterizam pela presença de sais solúveis, sódio trocável ou ambos, em horizontes ou camadas próximas à superfície (RIBEIRO, 2010).

O critério de salinidade avalia o risco que o uso de água com elevadas concentrações de sais pode ocasionar para o solo, com o correspondente efeito osmótico e diminuição do rendimento dos cultivos. Já o critério de sodicidade analisa o risco de que se induza uma

elevada porcentagem de sódio trocável (PST), com deterioração da estrutura do solo (ALMEIDA, 2010).

A salinidade pode reduzir a disponibilidade de água às culturas, além de diminuir a produção em até 50% (SANTANA *et al.*, 2007). Extensas áreas irrigadas têm apresentado diminuição em suas produções devido ao excesso de sais no solo (LEAL *et al.*, 2008). A redução da produção é ocasionada pelo uso inadequado das técnicas da irrigação e drenagem em áreas sensíveis ao processo de salinização natural, que podem proporcionar, ao longo do tempo, a expansão de áreas com problemas de sais e sódio trocável, como se tem registrado, por exemplo, no Agreste e Sertão Pernambucano. O ponto culminante é quase sempre o abandono de lotes em Perímetros Irrigados, os quais geram sérios problemas de ordem social e econômica (TAVARES FILHO *et al.*, 2012).

O sódio é o elemento mais abundante e perigoso das águas salinas, cuja toxicidade se manifesta como se fossem queimaduras nas folhas. Pesquisadores investigam se a toxicidade é unicamente causada pela elevada concentração do sódio ou se é um problema que inclui a deficiência de cálcio e outras interações (ALMEIDA, 2010).

De acordo com Vasconcelos (2014), o excesso de íons de sódio ( $\text{Na}^+$ ) na solução do solo origina outro processo comum em áreas salinizadas, a sodificação, a qual resulta na formação de solos sódicos.

O aumento da concentração de cloreto de sódio ( $\text{NaCl}$ ) na água de irrigação, quando se elevam os teores  $\text{Cl}^-$  no caule e de íons  $\text{Na}^+$  nas diferentes partes da planta, inibe a absorção de nutrientes e ocasiona redução nos teores de N,  $\text{K}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$  nas raízes das plantas (COSTA *et al.*, 2008).

Batista *et al.* (2006) afirmam, com base em seus resultados de pesquisa com aplicação de água residuária de esgoto doméstico como fertirrigação, que não houve problemas com salinização, porém houve um grau de risco de alcalinização do solo devido aos íons  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ .

### **3.3.2. Controle da salinidade e sodicidade**

A drenagem é implantada em regiões de clima árido ou semiárido, onde a irrigação é utilizada, visando à manutenção do lençol freático em profundidades suficientes para controle da concentração de sais na solução do solo para níveis adequados à produção agrícola, além da retirada de lâminas percoladas advindas de excedentes de irrigação, chuva ou da aplicação de lâminas de lixiviação. Nessas regiões, portanto, verifica-se a expressiva retirada de sais de áreas produtivas ou em recuperação por meio da drenagem (LIMA *et al.*, 2010).

As drenagens superficiais e subterrâneas são os fatores-chave para que o manejo da salinidade possa ser eficiente. Terraplanagem e nivelamento são necessários em campos irrigados para evitar o acúmulo de água na superfície e também é possível a drenagem superficial. Além disso, outras medidas mecânicas, como aração profunda e subsolagem, são necessárias para aumentar a condutividade hidráulica do solo no topo do perfil, para que a infiltração e percolação da água de irrigação melhorem (BELTRÁN, 2010).

São recomendadas aplicações de gesso quando o teor de sódio do solo é elevado, para manter a estrutura do solo, a estabilidade e a taxa de infiltração do solo (BELTRÁN, 2010).

Segundo Manguerra & Garcia (1997), é essencial que haja uma drenagem adequada para se manter a produtividade satisfatória das culturas em áreas intensamente irrigadas. Em longo prazo, a sustentabilidade da atividade agrícola sem a drenagem é questionável, para se manter não apenas a integridade ambiental e o lençol freático baixo, mas também a produtividade das culturas, devido aos riscos acelerados de encharcamento e salinidade na zona radicular efetiva das culturas.

#### **3.4. Dinâmica de água e solutos no solo**

O estado hidráulico de um solo pode ser definido por duas propriedades: a quantidade de água armazenada nos poros do solo e a energia potencial da água. Na modelagem hídrica do solo, é normal representar a primeira propriedade, quanto a uma relação volumétrica, ou seja, a fração do volume total do solo ocupada pela água contida no solo (ARRAES, 2014). A segunda propriedade, a energia potencial da água no solo, fornece a força motriz para o movimento da água, que se move a partir de pontos de maior energia potencial para os de menor energia potencial (LIBARDI, 2005).

A água presente no solo constitui a fase líquida e não é quimicamente pura, pois a água da chuva, ao se infiltrar e movimentar-se no perfil do solo, dissolve vários solutos ali presentes, e pode atingir significativas concentrações. No solo, os solutos encontram-se nos estados associados, formando compostos e dissociados na forma de íons positivos e negativos. Em estado associado, os solutos combinam-se formando sais. Os sais mais presentes nos solos salinos são: NaCl, CaCl<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub>, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e MgSO<sub>4</sub> (MARTINEZ *et al.*, 2010).

O movimento da água no solo pode ocorrer em condições saturadas, quando todos os poros do solo estão preenchidos com água, e em condições insaturadas, em que parte dos poros é preenchida com ar e a quantificação do movimento de água no solo é realizada pelas chamadas equações de fluxo para regime estacionário e transiente (LIBARDI, 2005).

### 3.4.1. Efeitos da salinidade no solo

Segundo Sanchez (2012), o solo é a principal parte de um sistema agrícola e se suas propriedades forem alteradas, afetarão na sustentação do crescimento vegetal e como consequência disso, haverá diminuição no rendimento das culturas e consequentemente prejuízos para o produtor rural.

De acordo com Lima *et al.* (2007), os indicadores mais utilizados para avaliar a qualidade do solo, quanto ao manejo nele utilizado são: a densidade, a porosidade, a estabilidade de agregados e a resistência mecânica do solo à penetração. A curva de retenção de água também tem potencial para ser utilizada como indicadora da qualidade física do solo em sistemas de uso e manejo que alterem mais drasticamente a porosidade do solo (ARATANI, 2008).

Devido às várias operações de preparo do solo, as propriedades físicas do mesmo são alteradas e, portanto, afetam diretamente os fatores de desenvolvimento de culturas, tais como a estrutura, a infiltração da água, a porosidade, a condutividade hidráulica e o armazenamento de água (SILVA, 2007).

O efeito dos sais sobre a estrutura do solo ocorre, basicamente, pela interação eletroquímica existente entre os cátions e a argila e também devido ao processo de contração e expansão da argila, que começa a se dispersar, portanto, apresenta problemas de permeabilidade, pois obstrui os poros do solo e qualquer excesso de água causará encharcamento na superfície do solo. Por conseguinte, a germinação de sementes fica comprometida bem como o crescimento radicular das plantas por falta de aeração (MEDEIROS *et al.*, 2010).

Para solos salinos, uma remediação para viabilizar seu uso é a implantação de sistemas de drenagem. Para tanto, é de vital importância que se conheçam a condutividade hidráulica e a porosidade drenável do solo (BERNARDO & MANTOVANI, 2006).

Em sistemas de irrigação, as principais alterações químicas que ocorrem no solo são provenientes da salinização, decorrentes da utilização de água com teores elevados de sais associados às altas temperaturas e à drenagem mal dimensionada dos solos. A influência do acúmulo destes sais não atinge somente as características físicas dos solos, mas também suas propriedades químicas e biológicas (VASCONCELOS, 2014).

A condutividade hidráulica é relacionada ao conteúdo de água no solo, de forma que um solo saturado apresente máxima condutividade hidráulica daquele solo e relação direta com o potencial mátrico (BERNARDES, 2005).

### 3.4.2. Condutividade hidráulica

Henry Darcy introduziu uma equação na qual quantificava o movimento de água no solo a partir do uso de colunas de areia saturada com água. A equação de Darcy, como foi chamada, estabelece que a quantidade de água que passa por uma unidade de tempo e de área, pelo meio poroso saturado, é proporcional ao gradiente de potencial total da água no meio. A constante de proporcionalidade foi nomeada de condutividade hidráulica do solo saturado (GONÇALVES & LIBARDI, 2013).

A condutividade hidráulica expressa a facilidade que o solo tem de transmitir água, em que seu valor máximo é atingido quando o solo se apresenta saturado (REICHARDT, 1990). Essa propriedade pode ser alterada em solos que foram compactados por máquinas de plantio, ou criação intensiva de animais, reduzindo tanto a capacidade de infiltração como a disponibilidade de água para as plantas.

As características do solo que afetam a condutividade são a porosidade total, a distribuição dos espaços porosos e a tortuosidade, ou seja, a geometria dos poros no solo, e os atributos do fluido, que afetam, são a densidade e viscosidade (HILLEL, 1971). E, com o aumento do grau de agregação do solo, a condutividade hidráulica torna-se menos variável (ELLIES *et al.*, 1997).

Entre o uso de irrigações, são previstas mudanças na condutividade hidráulica, no fluxo de água e nutrientes, mesmo que o conteúdo de água seja considerado facilmente disponível e, em meio não saturado, a condutividade é o que indica mais precisamente a disponibilidade de água para as raízes (RAVIV *et al.*, 1999).

A relação entre condutividade e o conteúdo de água no solo apresenta elevada sensibilidade, de tal modo que uma variação de 1 a 2% no conteúdo de água pode influenciar a condutividade em valores superiores a 170% (FALLEIROS *et al.*, 1998).

Silva & Libardi (2000) comentaram que perturbações na superfície do solo podem influenciar nos valores da condutividade hidráulica e proporcionar resultados que não condizem com o solo estudado. Dessa forma, é desejável que os métodos e as técnicas utilizadas para quantificar essa propriedade não provoquem perturbações adicionais no próprio solo e forneçam valores representativos e de precisão adequada.

O método do permeâmetro de carga constante reproduz a experiência de Darcy sobre infiltração vertical de solução em filtros de areia, sob condição de saturação. Logo, utiliza-se um frasco de Mariotte para manter a carga hidráulica constante (BERNARDES, 2005).

Outros métodos de obtenção da condutividade hidráulica são baseados em simulações, como é o caso do software HYDRUS-1D, que usa o método de van Genuchten-Mualem, com base na umidade do solo e no potencial matricial (VAN GENUCHTEN, 1980).

### 3.5. Modelos de simulação de água e soluto no solo

Considera-se modelo uma representação simplificada da realidade, que auxilia no entendimento dos processos que envolvem tal realidade. Os modelos são cada vez mais utilizados em estudos ambientais, pois ajudam a entender o impacto das mudanças no uso da terra e preveem alterações futuras nos ecossistemas (LIMA *et al.*, 2010).

O uso de modelos físico-matemáticos constitui uma valiosa ferramenta no estudo do transporte de solutos no solo. Nesses modelos, procura-se tanto descrever o estado atual como prever o comportamento futuro do movimento dos solutos no perfil do solo. Assim, a modelagem permite compreender, dentre outros aspectos, a distribuição de nutrientes na solução do solo, a lixiviação de sais em solos salinos, além de propor formas para a redução da poluição das águas subterrâneas (MEDEIROS *et al.*, 2010).

Segundo Ferreira (2007), os dados experimentais provenientes de ensaios de lixiviação de íons em coluna de solo, em condições de laboratório ou de campo, se utilizados em modelos físico-matemáticos, resultantes de soluções de equação diferencial de transporte de solutos no solo, possibilitam a caracterização da mobilidade dos solutos no solo com base nos processos de dispersão-difusão e no retardamento do avanço dos solutos em relação ao avanço da interface entre o líquido deslocador e o deslocado.

Em se tratando de agricultura irrigada, modelos de simulação são aqueles nos quais são considerados, de forma contínua, os efeitos e interações dos processos que governam os estados do sistema solo-agua-planta-atmosfera ou de seus subsistemas (BORGES JÚNIOR *et al.*, 2008).

O balanço hídrico na zona radicular é um dos procedimentos básicos implementados em vários modelos de simulação, aplicáveis como ferramentas de decisão em irrigação e drenagem, como o DRAINMOD (SKAGGS, 1981), o SISDRENA (MIRANDA, 1997) e o MCID (BORGES JÚNIOR *et al.*, 2008).

Vinculado ao balanço hídrico, o balanço de sais tem sido utilizado em modelagens (BORGES JÚNIOR, 2004) para monitorar tendências na variação da salinidade em longos períodos de projetos de irrigação (OR & WRAITH, 1997).

A aplicação de modelos aos sistemas de drenagem em áreas irrigadas de regiões áridas ou semiáridas requer que a dinâmica de sais na zona radicular seja considerada e isso permitirá inferências acerca do impacto da salinidade, aliadas ao déficit hídrico sobre a produtividade de culturas (LIMA *et al.*, 2010).

Os objetivos gerais dos modelos matemáticos de transporte de solutos no solo são: (a) avaliar o tempo necessário para que uma solução com determinada concentração atinja certa profundidade e (b) calcular a concentração na solução em dado tempo e profundidade, conhecendo-se a concentração no líquido de entrada (ALCÂNTARA & CAMARGO, 2001).

A principal vantagem do uso de modelos de simulação é a economia de tempo e de capital investido, uma vez que experimentos de campo e laboratórios são, geralmente, laboriosos e caros (MEDEIROS *et al.*, 2010).

A modelagem em uma dimensão tem como vantagem o menor requerimento computacional, em termos de memória e capacidade de processamento, e menor requerimento de dados (LIMA *et al.*, 2010). O modelo computacional HYDRUS-1D simula o movimento de água com base na equação de Richards, o transporte de calor e de solutos, em uma dimensão, em regime variável (ŠIMŮNEK *et al.*, 2005).

### 3.5.1. Programa RETC

O RETC (RETention Curve) é um programa utilizado para ajustar os parâmetros da curva de retenção de água no solo e pode ser utilizado para analisar a retenção de água no solo e as funções de condutividade hidráulica de solos saturados. Estas propriedades hidráulicas são parâmetros fundamentais em qualquer descrição quantitativa do fluxo de água para dentro e através do perfil de solos, desenvolvido pela EPA (*United States of Environmental Protection Agency*).

O RETC dispõe de vários modelos analíticos, os quais são utilizados para estimar a retenção de água, condutividade hidráulica, ou difusividade de água no solo. Os modelos de Brooks-Corey (1964) e van Genuchten (1980) são utilizados para representar a curva de retenção de água no solo e os modelos de distribuição de tamanhos de poros são considerados teóricos. São os modelos de Mualem (1976) e Burdine (1953), os quais preveem a função condutividade hidráulica não saturada, a partir de dados observados de retenção de água do solo. O método de mínimos quadrados não linear do parâmetro otimizado é utilizado na estimativa dos coeficientes desconhecidos nos modelos hidráulicos. O programa também permite que se encaixem funções analíticas simultaneamente aos dados observados de retenção de água e dados de condutividade hidráulica do solo (GENUCHTEN *et al.*, 1991).

### 3.5.2. Programa DISP

O DISP é um programa computacional aplicável ao cálculo dos parâmetros de transporte de solutos no solo em deslocamento de fluidos miscíveis. Estes parâmetros são o número de Peclet (Pe), que engloba o coeficiente dispersivo-difusivo (D) e o fator de retardamento (R). Dentre os modelos de transporte de solutos no solo implementados, o Modelo 1 trabalha com a concentração do soluto na fase líquida do solo, já o Modelo 2 trabalha

com a concentração do soluto no efluente ou percolado (BORGES JR. & FERREIRA, 2004). Na Figura 1, pode ser visualizado o fluxograma de procedimento padrão do programa.

A interface gráfica do programa DISP possibilita simplicidade quanto aos procedimentos de entrada de dados e acesso aos resultados a fim de facilitar sua utilização na obtenção de parâmetros de transporte de solutos no solo, a partir das curvas de efluente ou para simular, durante um processo de deslocamento de fluidos miscíveis, a variação espacial e temporal da concentração de solutos no perfil do solo e o balanço de massa a determinada profundidade no perfil (BORGES JR & FERREIRA, 2006).

A determinação do transporte dos solutos nos solos é equacionada de acordo com modelos desenvolvidos para diferentes condições de transporte. Normalmente, os parâmetros desses modelos são estimados pelo ajuste dos resultados experimentais, sob determinada condição específica de fluxo (ÁLVAREZ-BENEDÍ *et al.*, 1999).

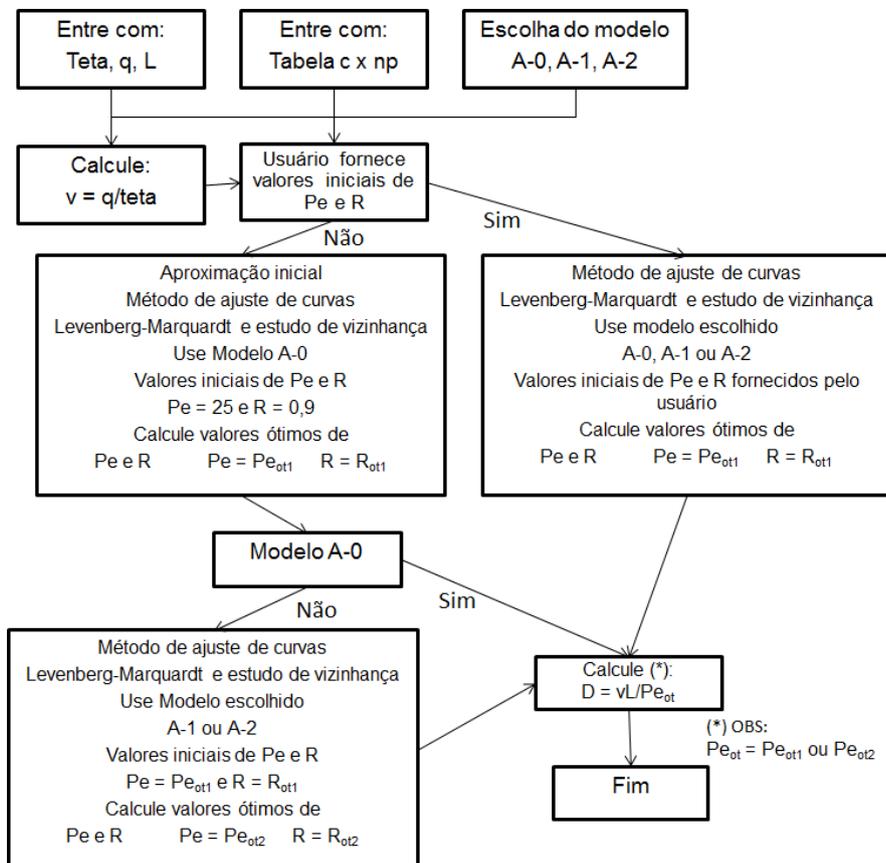


Figura 1 Fluxograma de procedimento padrão do DISP.

Deve haver elevado grau de confiabilidade das variáveis de transporte envolvidas para o bom desenvolvimento dos modelos matemáticos na descrição do transporte de solutos no solo. Assim, variáveis importantes tais como o fator de retardamento e o coeficiente dispersivo-difusivo, as quais expressam a maior ou menor capacidade de um soluto em se mover no solo, devem ser determinadas com exatidão (VAN GENUCHTEN & WIERENGA,

1986). Tais determinações são fundamentais na descrição do deslocamento de solutos no solo por estarem intimamente relacionadas à interação solo-soluto.

O fator de retardamento (R) representa uma medida da capacidade de retenção ou efeito tampão do solo para o deslocamento de determinado elemento ou composto existente em um solvente (MATOS, 1995). De acordo com Valocchi (1984), o fator de retardamento pode ser entendido como a defasagem existente entre a velocidade de avanço do soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução percolante. O fator de retardamento, por ser um parâmetro que indiretamente expressa a capacidade do solo em reter íons, dependerá das interações entre as fases líquida e sólida, que ocorrem durante a percolação da solução do solo. A obtenção do R pode ser feita de modo direto ou indireto.

O coeficiente de dispersividade (D), também chamado de coeficiente de difusão aparente ou de coeficiente de dispersão longitudinal, é um parâmetro físico da equação de transporte de solutos no solo. Representa o efeito combinado da dispersão mecânica e da difusão iônica. A dispersão mecânica é um movimento proporcionado por variações na velocidade de deslocamento da solução, através de poros individuais e entre poros de diferentes tamanhos, formas e direções. A difusão iônica origina-se em resposta à existência de gradientes de concentração (NIELSEN *et al.*, 1986).

O número de Peclet (Pe) é um número adimensional utilizado no estudo da difusão através de um meio poroso, para identificar qual mecanismo (convecção-dispersão ou difusão) domina o processo de transferência de solutos (ROTH, 1996; GONÇALVES, 2007). Ele exprime a relação entre a velocidade de transporte por convecção e a velocidade de transporte por difusão molecular. Quanto à natureza dos processos físicos, pode-se dizer que para:  $Pe < 0,01$ , há o domínio de fluxo difusivo; para  $Pe$  entre 0,01 e 50, há domínio do fluxo difusivo e advectivo e para  $Pe > 50$ , há predomínio do fluxo advectivo de transporte de poluentes (MONCADA, 2004).

Assim, um fluido deslocador é utilizado para que o deslocamento de fluidos no solo seja visualizado, com concentração conhecida ( $C_0$ ), de forma que a alteração desta concentração, no resíduo coletado (C) após passagem pelo solo, possibilite o conhecimento sobre o meio poroso e o comportamento do fluido no solo. A curva gerada pelos dados de  $C/C_0$  é conhecida como curva de eluição (NIELSEN & BIGGAR, 1962).

As curvas de eluição têm proximidade entre os valores estimados e os obtidos experimentalmente em toda a faixa de variação de  $C/C_0$ . Elas mostram a eficiência do modelo dispersivo-convectivo em descrever a mobilidade de soluto nos solos e a relevância de se analisar seu formato e desenvolvimento. A curva relaciona, no eixo "x", o número de poros percolados (volume percolado/volume de vazios) e, no eixo "y", a concentração relativa do contaminante ( $C/C_0$ ). O ensaio é realizado até a relação  $C/C_0$  chegar ao valor unitário, ou seja, até quando ocorre um regime permanente de fluxo do contaminante pelo solo, que já

estará saturado e não possui mais capacidade de retenção (KORF *et al.*, 2008).

Segundo Nielsen e Biggar (1962), o número de volume de poros correspondente à concentração relativa 0,5 é uma primeira indicação, no sentido da existência ou não de interações soluto-solo. Quando o valor correspondente a 0,5 da concentração relativa ( $C/C_0$ ) é 1 volume de poros, significa que o soluto não está interagindo com a fração coloidal do solo. Por outro lado, quando o valor é maior que 1,0, isto é, a curva de efluente se apresenta deslocada para a direita, significa que, ao escoar através do perfil do solo, parte do soluto é adsorvida, cujo resultado é um fator de retardamento acima da unidade. Portanto, quanto maior é o fator de retardamento maior será a interação soluto-solo. Como a fase sólida do solo interage com os íons em solução (adsorção), eles têm seu transporte retardado em relação à água.

### 3.5.3. Programa HYDRUS-1D

A utilização dos simuladores, em condições variadas de laboratório e de campo, além de possibilitar melhorias para as rotinas computacionais, fornecem informações acerca dos processos para os quais os modelos podem ser aplicados com confiança. O programa HYDRUS-1D (Figura 2) é utilizado na simulação do movimento unidimensional de água, calor e solutos em um meio saturado fisicamente variável. Pesquisas já foram desenvolvidas com a aplicação do software HYDRUS-1D para simular a dinâmica de água e outros elementos no solo (PINHO & MIRANDA, 2014).

Desenvolvido por J. Šimůnek, M. Th. Van Genuchten e M. Sejna (2008), do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade de Riverside Califórnia, o programa HYDRUS-1D é um “pacote computacional” utilizado para simular o movimento unidimensional de água, calor e solutos em um meio variável. Apesar de ter sua eficiência verificada por diversos casos-teste, sempre é necessário que seu desempenho seja avaliado em condições específicas de campo e laboratório.

O método de elementos finitos (MEF), implementado no pacote HYDRUS, é uma técnica numérica empregada na solução de equações diferenciais, especialmente as parciais, como a equação modificada de Richards e a equação de convecção-dispersão. Uma relevante vantagem do MEF sobre outros métodos, como o de diferenças finitas, é a adequabilidade no tratamento de regiões com geometria complexa, ou seja, com contornos irregulares (LIMA *et al.*, 2010). As Equações 01 e 02 apresentam o movimento de água, que não considera efeito de fase gasosa e gradiente térmico no fluxo.

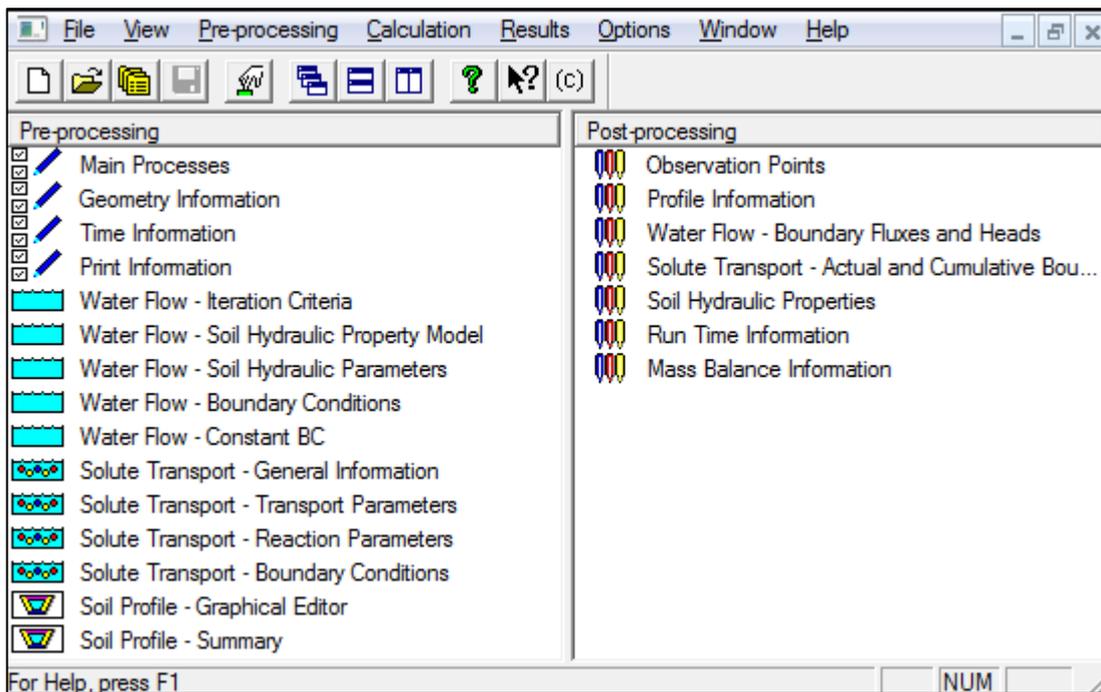


Figura 2 Interface do programa HYDRUS-1D.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} \left[ K \left( \frac{\partial h}{\partial x} + \cos \beta \right) \right] - S \quad (01)$$

$$K(h, x) = K_0(x) K_r(h, x) \quad (02)$$

O programa HYDRUS permite o uso de cinco diferentes modelos analíticos para descrever as propriedades hidráulicas, o modelo de Brooks e Corey (1964), o modelo de Genuchten-Mualem (van Genuchten 1980; Mualem 1976), o modelo Genuchten modificado de Vogel & Císlerová (1988), o modelo do Kosugi (1996) e o modelo de Durner (1994) (SILVA JUNIOR, 2014).

A função físico-hídrica de van Genuchten (1980), contida no HYDRUS-1D, usa modelos estatísticos de distribuição de tamanho de poros de Mualem (1976) para a predição dos parâmetros de retenção de água no solo (Equações 03, 04, 05 e 06).

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + |\alpha h|^n)^m} & h < 0 \\ \theta_s & h \geq 0 \end{cases} \quad (03)$$

$$K(h) = K_0 S e^l \left[ 1 - \left( 1 - S e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (04)$$

$$S e = \left( \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right) \quad (05)$$

$$m = 1 - \frac{1}{n} \quad n > 1 \quad (06)$$

Assim, para o transporte de solutos, assume-se que podem existir em três fases: líquida, sólida e gasosa e que os processos de produção e transformação podem ser diferentes em cada fase. Assume-se que os solutos são transportados por convecção e dispersão na fase líquida bem como por difusão na fase gasosa. As equações diferenciais parciais governam o transporte químico em situação de não-equilíbrio dos solutos e envolvem uma sequência de primeira ordem durante o fluxo transiente de água em meio poroso com conteúdo de água variável (ŠIMŮNEK & VAN GENUCHTEN, 1995). A Equação 07 apresenta o modelo para o transporte de solutos.

$$\frac{\partial \theta c_k}{\partial t} + \frac{\partial \rho s_k}{\partial t} + \frac{\partial a_v g_k}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D_k^w \frac{\partial c_k}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( a_v D_k^g \frac{\partial g_k}{\partial x} \right) - \frac{\partial q c_k}{\partial x} - (\mu_{w,k} + \mu_{w,k}^{\cdot}) \theta c_k - (\mu_{s,k} + \mu_{s,k}^{\cdot}) \rho s_k - (\mu_{g,k} + \mu_{g,k}^{\cdot}) a_v g_k + \mu_{w,k-1} \theta c_{k-1} + \mu_{s,k-1} + \mu_{g,k-1} a_v g_{k-1} + \gamma_{w,k} \theta + \gamma_{s,k} \rho + \gamma_{g,k} a_v - S_{r,k} \quad k \in (2, n_s) \quad (07)$$

O modelo HYDRUS-1D pode ser utilizado para simular interações em situações de não equilíbrio entre a solução (c) e a concentração adsorvida (s), e interações de equilíbrio entre a solução (c) e as concentrações de gás (g) do soluto no solo.

A isoterma de equilíbrio de adsorção que relaciona “s” e “c” é descrita por uma equação geral não-linear, da seguinte forma (Equação 08):

$$s = \frac{k_s c^\beta}{1 + \eta c^\beta} \quad (08)$$

As concentrações “g” e “c” são expressas pela Equação 09.

$$g = k_g c \quad (09)$$

A difusão é um processo espontâneo resultante do movimento natural térmico de íons e moléculas dissolvidos na solução. O transporte por difusão nos solos tende a diminuir os gradientes de concentração, o qual pode ser descrito na Equação 10, com analogia a Lei de Fick.

$$J_d = -\theta D_m \frac{\partial c}{\partial x} \quad (10)$$

O processo de dispersão é devido às variações de velocidade da água nos poros. Existem, portanto, variações devido à resistência da matriz do solo bem como devido ao

avanço da frente de molhamento. Logo, o movimento por dispersão resulta do fato de que a velocidade do fluido dentro de poros individuais e entre poros de diferentes formas, tamanhos e direções, desvia-se da velocidade média da água nos poros e é dado pela Equação 11.

$$J_h = -\theta D_h \frac{\partial c}{\partial x} \quad (11)$$

Tal coeficiente é geralmente assumido como sendo a função da velocidade do fluido, cujo valor pode ser obtido pela relação entre o fluxo de água no solo e a umidade volumétrica (Equação 12), segundo Bear (1972),

$$D_h = \lambda v^n \quad (12)$$

A combinação entre as equações 11 e 12, ao se considerar D ao invés de  $D_m$ , permite a obtenção da expressão para o fluxo de solutos no solo (Equação 13).

$$J_s = -\theta D \frac{\partial c}{\partial x} + qC \quad (13)$$

Quando se substitui a Equação 13 na Equação da continuidade (Equação 14), obtém-se a Equação 15 e, conseqüentemente, a de transporte de solutos (Equação 16).

$$Q = v \cdot A \quad (14)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta C + \rho S a) = -\frac{\partial J_s}{\partial x} \quad (15)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta C + \rho S a) = \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D \frac{\partial c}{\partial x} - qC \right) \quad (16)$$

Assume-se que  $\theta$  e  $q$  são constantes no tempo e no espaço para linearizar a adsorção e o fluxo dinâmico de água em um perfil de solo homogêneo e, a partir da Equação 15, obtém-se a Equação 17.

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - v \frac{\partial c}{\partial x} \quad (17)$$

Em que R, na Equação 18 é:

$$R = 1 + \frac{\rho k}{\theta} \quad (18)$$

A Equação 16 é a mais utilizada para descrever o transporte de solutos no solo. Soluções analíticas dessa equação têm sido desenvolvidas para um número específico de condições de contorno e para vários problemas importantes da ciência do solo, os quais envolvem a estimativa de parâmetros de transporte baseados no ajuste dessas soluções ou em modelos alternativos para medir as curvas de eluição a partir de experimentos de deslocamento miscível (SANTOS, 2014).

A distribuição da concentração dos solutos em uma coluna de solo com concentração inicial uniforme, sob equilíbrio dinâmico, a qual será substituída em um tempo  $t = 0$  por uma solução de concentração constante, está apta para ser submetida a uma solução analítica. As condições iniciais e de contorno são dadas pelas Equações 19, 20 e 21.

$$c(x, 0) = C_i \quad (19)$$

$$c(0, t) = C_0 \quad (20)$$

$$\frac{\partial c}{\partial x}(\infty, t) = 0 \quad (21)$$

A solução para a equação de convecção-dispersão, sujeita a esses valores iniciais e de condições de contorno, pode ser obtida pela Equação 22 (NIELSEN & BIGGAR, 1963; van GENUCHTEN & WIERENGA, 1986):

$$\frac{c(x,t)-c_i}{c_0-c_i} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc}\left(\frac{Rx-vt}{\sqrt{4DRt}}\right) + \frac{1}{2} e^{\frac{vx}{D}} \operatorname{erfc}\left(\frac{Rx+vt}{\sqrt{4DRt}}\right) \quad (22)$$

Valores de erf (u) podem ser calculados pela Equação 23.

$$\operatorname{erf} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-t^2} dt = 1 - \operatorname{erfc} \quad (23)$$

Onde: erfc (u) é a função erro complementar.

Para valores negativos do argumento (u), utiliza-se a identidade (Equações 24 e 25):

$$U > 0 \rightarrow 1 - \operatorname{erf}(u) \quad (24)$$

$$U < 0 \rightarrow 1 + \operatorname{erf}(u) \quad (25)$$

Uma solução simples, utilizada em experimentos de deslocamento miscível, é obtida quando se retém o primeiro termo da Equação 22 ( $c_i$  desprezível) (Equação 26).

$$\frac{c}{c_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left( \frac{Rx-vt}{\sqrt{4DRt}} \right) \quad (26)$$

Os parâmetros de transporte de solutos no solo ( $D$ ,  $R$  e  $v$ ) são baseados na otimização dos dados, mediante a minimização da soma dos quadrados dos desvios, medidos na Equação 22.

#### 4. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido em três etapas: a primeira consistiu em determinar e aplicar a metodologia utilizada para coleta dos dados, posteriormente utilizados para comparação com dados simulados pelo programa e também envolveu toda a construção do aparato experimental. Na segunda etapa, foram determinados os parâmetros de entrada das simulações e, na terceira etapa, foram analisados e comparados os resultados das simulações com os dados observados na primeira etapa. O fluxograma do experimento pode ser visto na Figura 3.

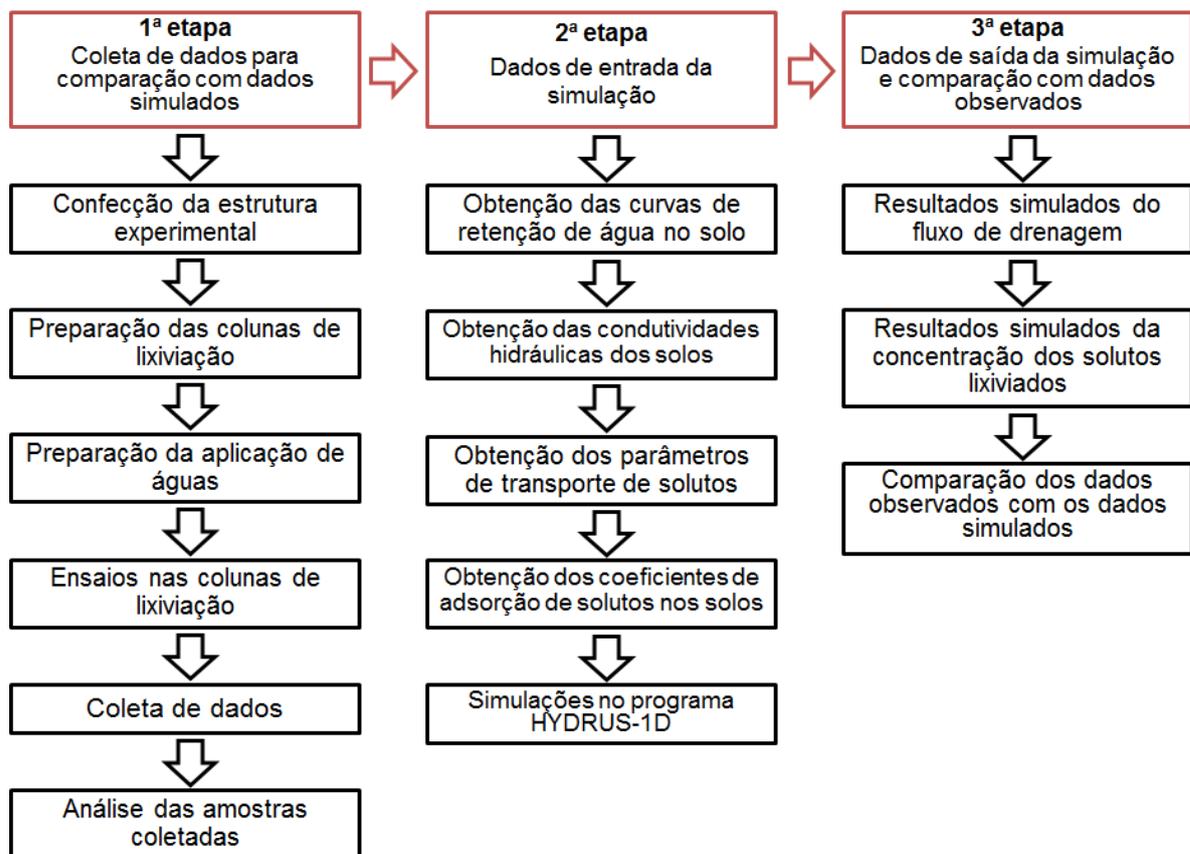


Figura 3 Fluxograma do experimento.

##### 4.1. Localização

Os ensaios para determinação dos dados (primeira etapa) foram conduzidos na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), junto ao Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), localizado na cidade de Campina Grande-PB, onde são realizadas pesquisas referentes ao tratamento e reuso de esgoto doméstico. A locação estrutural utilizada na primeira etapa está apresentada na Figura 4.



Figura 4 Localização estrutural utilizada na primeira etapa.

A estrutura confeccionada para bancada de ensaios de lixiviação ficou posicionada próximo ao tanque UASB, onde era feito o tratamento da água residuária de esgoto doméstico. O laboratório de análises do EXTRABES também foi utilizado para a preparação das águas aplicadas no experimento.

As análises químicas e físicas do solo foram feitas no Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS) localizado na Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus de Campina Grande-PB, com as seguintes coordenadas geográficas: 7,21° latitude Sul, 35,90° de longitude Oeste, com altitude média de 550 m. As análises da segunda etapa, junto às análises de água da primeira etapa, foram realizadas no Laboratório de Engenharia de Irrigação e Drenagem (LEID), também na UFCG.

A coleta de solos foi realizada em dois locais distintos: em Patos-PB (6,99° S; 37,32° W), em área agricultável, onde o clima é classificado como Bsh, segundo Köppen, caracterizado como semiárido paraibano (BRASIL, 1992), e em Lagoa Seca-PB (7,16° S; 35,85° W), cujo clima é classificado como As' por Köppen, na mesorregião do agreste paraibano (BARBOSA, 2011).

#### 4.2. Caracterização dos solos utilizados

Os solos analisados e utilizados foram coletados a 0 a 30 cm de profundidade,

correspondendo à camada arável do solo. Foram provenientes de dois locais distintos, Patos-PB e Lagoa Seca-PB.

Nas análises física e química foram determinados, textura e nutrientes do solo (metodologia da EMBRAPA, 1997), e identificados em um mapa, como Luvisolo Crômico órtico planossólico vértico (LC) e Neossolo Regolítico eutrófico (NR), conforme classificação da EMBRAPA (2013), apresentados os dados na Tabela 1.

Tabela 1 Características físicas e químicas dos solos que foram utilizados no experimento à profundidade de 30 cm.

Características físicas	Solo	
	LC	NR
Local de coleta	Patos-PB	Lagoa Seca-PB
Areia (g kg <sup>-1</sup> )	701,9	868,2
Silte (g kg <sup>-1</sup> )	179,3	81,4
Argila (g kg <sup>-1</sup> )	118,8	50,4
Densidade do solo (g cm <sup>-3</sup> )	1,39	1,48
Densidade de partícula (g cm <sup>-3</sup> )	2,73	2,76
Porosidade (cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup> )	0,491	0,464
Classificação textural	Franco-arenoso	Areia franca
Classificação EMBRAPA (2013)	Luvisolo Crômico órtico planossólico vértico	Neossolo Regolítico eutrófico
Características químicas		
Cálcio (mmol kg <sup>-1</sup> )	21,70	16,00
Magnésio (mmol kg <sup>-1</sup> )	24,10	22,20
Sódio (mmol kg <sup>-1</sup> )	1,20	1,00
Potássio (mmol kg <sup>-1</sup> )	4,00	4,20
Hidrogênio (mmol kg <sup>-1</sup> )	0,00	4,60
Alumínio (mmol kg <sup>-1</sup> )	0,00	0,40
Carbonato orgânico (%)	0,46	1,02
Matéria orgânica (%)	0,79	1,76
Nitrogênio (%)	0,05	0,10
Fósforo assimilável (mmol kg <sup>-1</sup> )	1,00	0,25
pH H <sub>2</sub> O (1:2,5)	7,51	6,36
Condutividade elétrica (dS m <sup>-1</sup> )	0,16	0,19

\*Metodologia segundo Embrapa (1997).

As características físicas do solo foram utilizadas no programa HYDRUS-1D para estimativa de parâmetros hidráulicos do modelo simulador e para estimativa de parâmetros de transporte de solutos no programa DISP.

#### 4.3. Caracterização química das águas aplicadas

As águas utilizadas no experimento foram: água deionizada (A<sub>1</sub>), efluente de um

sistema de tratamento de esgoto ( $A_2$ ) constituído por um reator UASB fabricado em fibra de vidro e localizado no EXTRABES, e solução salina ( $A_3$ ), composto por uma mistura de sais (cloreto de sódio, cloreto de potássio, cloreto de cálcio e cloreto de magnésio) em água deionizada, em concentração conhecida e semelhante a uma análise prévia de efluente de esgoto tratado, com a finalidade de observar se havia interação dos sólidos suspensos de  $A_2$  com o fluxo de solutos no solo. A caracterização das águas utilizadas no experimento é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2 Caracterização das águas utilizadas no experimento.

Solo	Águas utilizadas	Íon (mmol L <sup>-1</sup> )			
		Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
Luvissole Crômico	A <sub>1</sub>	0,26	0,05	0,05	0,13
	A <sub>2</sub>	13,57	1,55	0,69	2,53
	A <sub>3</sub>	9,24	1,77	4,66	6,72
Neossolo Regolítico	A <sub>1</sub>	0	0,08	0	0,03
	A <sub>2</sub>	13,04	1,58	0,94	2,06
	A <sub>3</sub>	9,24	1,77	4,66	6,72

A análise das amostras foi feita no LEID, por titulação pelo método do EDTA, para cálcio e magnésio. Enquanto as análises de sódio e potássio foram realizadas por fotometria de chama, com o fotômetro Analyser 910, e a condutividade elétrica medida por condutivímetro Digimed.

Os resultados das análises serviram tanto para os dados de entrada no programa simulador como para as comparações com os dados simulados e obtenção dos demais parâmetros determinados.

#### 4.4. Cenários utilizados no experimento

De acordo com os solos e as águas a serem aplicados, os seis cenários experimentais foram planejados: três são para luvissole crômico e três são para neossolo regolítico, apresentados da Tabela 3.

Tabela 3 Cenários utilizados no experimento.

	Cenários	Solo	Água utilizada
1	LC A <sub>1</sub>		Água deionizada
2	LC A <sub>2</sub>	Luvissolo Crômico	Água residuária de esgoto doméstico tratado
3	LC A <sub>3</sub>		Solução salina
4	NR A <sub>1</sub>		Água deionizada
5	NR A <sub>2</sub>	Neossolo Regolítico	Água residuária de esgoto doméstico tratado
6	NR A <sub>3</sub>		Solução salina

Nos cenários em estudo, três águas distintas foram aplicadas em dois tipos de solos, realizados em quatro repetições, totalizando 24 unidades experimentais (colunas de solo).

#### 4.5. Primeira etapa - coleta de dados para comparação com dados simulados

Na primeira etapa, foram obtidos os dados referentes à lixiviação em colunas de solo (dados observados), posteriormente comparados aos resultados provenientes das simulações. Para que essa etapa fosse cumprida, foi necessária a confecção de uma bancada de suporte para as colunas de lixiviação, além da confecção das próprias colunas que comportaram os solos, e também a confecção dos aplicadores das águas nas colunas.

##### 4.5.1. Confecção do aparato experimental

A bancada de suporte foi feita com auxílio de uma estrutura de ferro (65x230 cm), onde foi encaixada, na parte superior, uma placa de madeira com furos de diâmetro 10 cm, espaçados 5 cm entre si, feitos com serra tico-tico, totalizando 4 linhas e 15 colunas de furos. Abaixo da placa de madeira foi soldada uma grade de ferro, espaçada 9x9 cm, que serviu de apoio para as colunas de solo, possibilitando a drenagem de água para a parte inferior, que era outra placa de madeira, onde eram colocados os coletores de amostra de água (Figura 6).

As colunas de lixiviação foram confeccionadas com tubos de PVC (diâmetro de 100 mm), cortados em segmentos de 40 cm, para acomodar 30 cm de profundidade do solo deixando 10 cm na superfície para manutenção durante os ensaios experimentais. No fundo de cada tubo, foi colocado um *cap* para vedação da coluna com um furo de 8 mm no centro para a drenagem da água, feito com auxílio de furadeira.

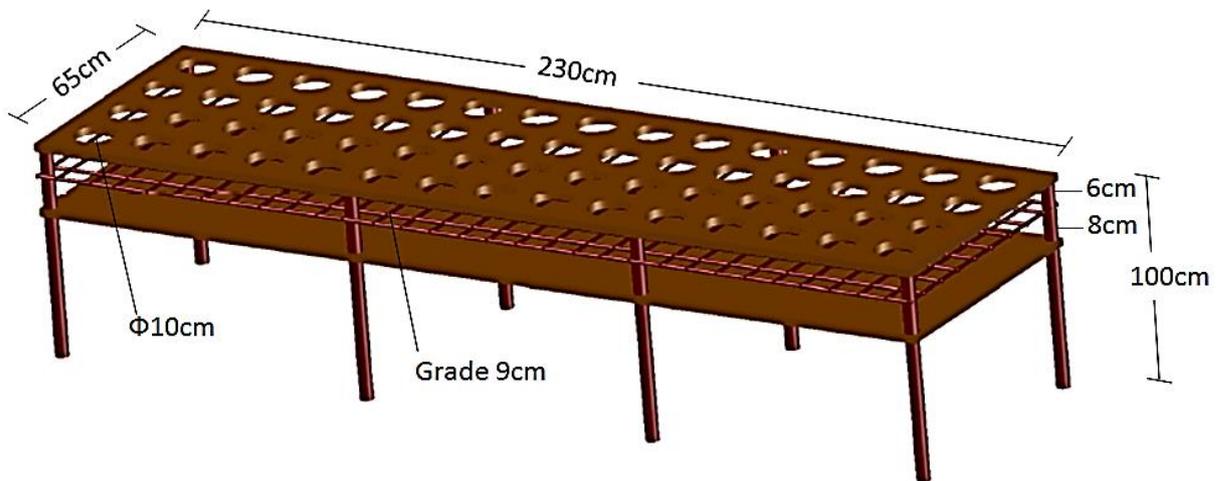


Figura 5 Estrutura experimental para localização das colunas de lixiviação.

Uma seção circular de manta sintética foi adicionada para que o solo não saísse da coluna, de forma que ficasse justa dentro do *cap* (Figura 7). Foram feitas duas seções na lateral das colunas, com auxílio de furadeira e serra metálica, para que fossem medidas as umidades do solo antes do ensaio de lixiviação, a 7 cm e 20 cm de altura da coluna. A umidade do solo foi feita com uso de medidor de umidade volumétrica por sensor capacitivo (Decagon Devices ®), e as seções eram fechadas com fita impermeável.

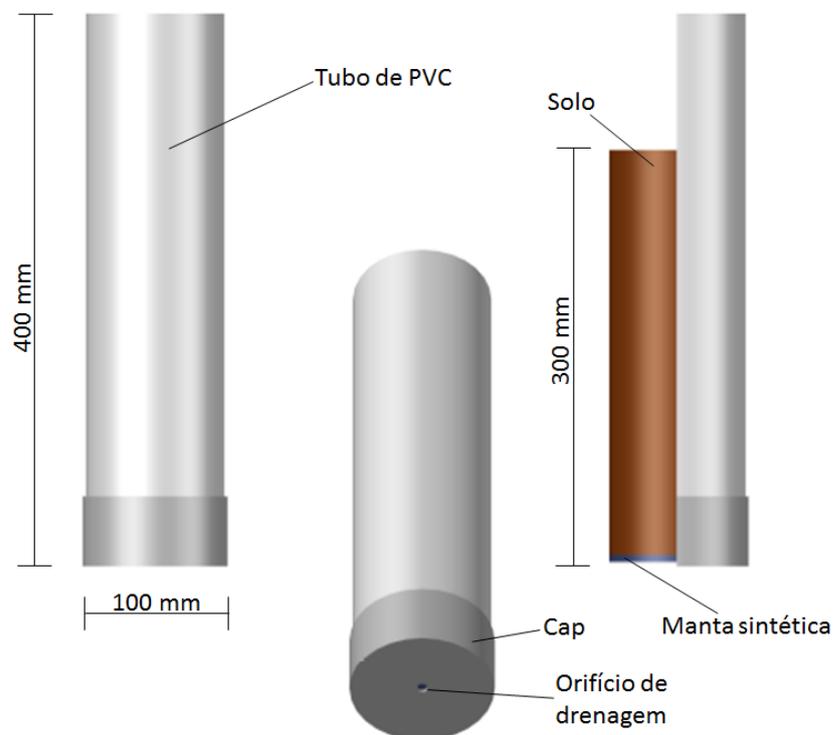


Figura 6 Esquema de montagem da coluna de solo.

O solo foi destorroado, secado ao ar e posteriormente passado em peneira de malha 2,0 mm, conforme a ISO 11464 (1994), para que pudesse ser feita a preparação das colunas

de lixiviação. A quantidade colocada em cada coluna foi calculada a partir da densidade do solo, cuja amostra foi analisada em laboratório e de acordo com o volume determinado para a coluna, conforme Equação 27. As colunas se assemelharam às condições reais do solo analisado, principalmente na uniformização do volume de poros nas colunas.

$$MS = D_s * VR \quad (27)$$

Considerando-se que o diâmetro interno do tubo era de 9,80 cm e altura de 30,00 cm de solo, VR foi calculado em 2262,90 cm<sup>3</sup>, e as densidades dos solos analisados foram 1,39 g cm<sup>-3</sup> (LC) e 1,48 g cm<sup>-3</sup> (NR), enquanto as massas de solo, colocadas nas colunas foram de 3145 g (LC) e 3349 g (NR).

Após pesagem em balança digital de bancada, o solo foi colocado nas colunas para evitar impactos que causassem desestruturação dos poros e adensamento de partes isoladas, de forma que a quantidade de solo calculada coincidissem com a altura de 30 cm de solo na coluna. Em caso de não ocorrer a coincidência, o solo era totalmente retirado e o processo era repetido.

Após montadas, as colunas foram posicionadas sobre uma bancada com uma grade na parte inferior, para que fossem colocados os recipientes, com capacidade de 800 mL, para coleta da água lixiviada pela coluna de solo.

Foram confeccionados os aplicadores de água, com uso de garrafas PET de 1,5 L, que armazenaram as águas, fixadas na estrutura da cobertura do local experimental, acima das colunas de lixiviação, com duas garrafas por coluna. A aplicação de água nas colunas foi conduzida por equipes hospitalares, que auxiliaram no controle da vazão aplicada, de forma que não formasse lâmina de água na superfície do solo, o que alteraria os valores dos potenciais de energia ao longo da coluna. A quantidade de água nas garrafas foi equivalente a dois volumes de poros (VP) por coluna, ou seja, um VP por garrafa, que foram calculados seguindo a Equação 28.

$$VP = VR * \left(1 - \frac{D_s}{D_p}\right) \quad (28)$$

O volume de aplicação (2 VP) para LC resultou em 2,20 L e, para o NR, o volume aplicado foi de 2,10 L, cujas quantidades foram divididas em duas garrafas PET.

A preparação dos aplicadores com os devidos volumes de efluente era feita no dia anterior ao ensaio de lixiviação, de forma a estarem prontas para, na manhã seguinte, iniciar o ensaio experimental. A Figura 9 mostra o esquema de preparação das colunas para os ensaios de lixiviação.

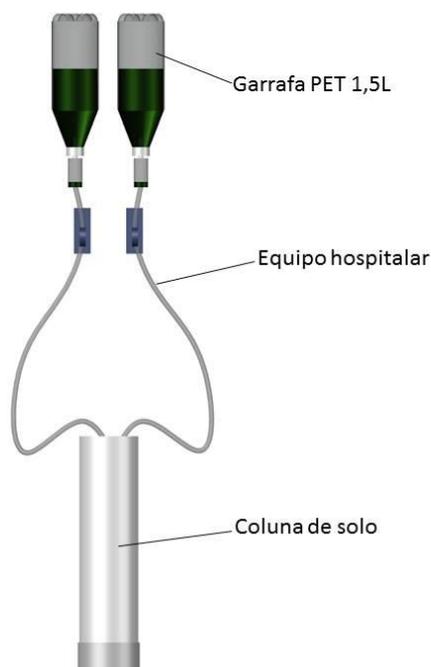


Figura 7 Aplicação de águas nas colunas de lixiviação.

A lavagem do solo foi feita com água deionizada para que os íons presentes no solo não causassem interferência nos resultados. Este procedimento foi feito dentro das colunas, em que foram passados 2 VP de água deionizada 72 horas antes do ensaio de lixiviação, com fluxo baixo, para não formar lâmina na superfície do solo, além de manter a coluna próxima da capacidade de campo no momento do ensaio e reduzir a perda de água por evaporação ao se cobrir a coluna com sacola plástica.

A quantidade utilizada de água deionizada previamente era de 5 VP, porém, a falta de equipamentos disponíveis no momento da pesquisa forçou a redução dessa quantidade para 2 VP, o que resultou na lavagem deficiente dos íons presentes no solo.

#### 4.5.2. Coleta de dados das colunas de lixiviação

Para iniciar o ensaio (Figura 10), a umidade do solo foi medida nas colunas em três pontos diferentes, na superfície e nas profundidades de 10 cm e 23 cm, com auxílio de medidor de umidade volumétrica por sensor capacitivo (Decagon Devices ®).



Figura 8 Ensaio de lixiviação com as colunas de solo.

Iniciou-se o fluxo de efluentes na coluna junto ao cronômetro, marcando-se o tempo de lixiviação. As coletas de água foram feitas em quatro etapas, o volume foi sempre anotado, medido em provetas graduadas, e o tempo de lixiviação também foi registrado no momento da coleta, para posterior análise do movimento de água no perfil do solo.

Foi feita somente uma coleta de análise por repetição de coluna de lixiviação, a qual ocorreu ao final da aplicação, em que foi comparada com os resultados de simulação, posteriormente. As amostras coletadas foram analisadas em teor de concentração dos íons  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ .

Os tempos de coleta eram variados, pois dependiam do fluxo de aplicação e da condutividade hidráulica dos solos, porém buscou-se coletar as amostras em tempos os mais semelhantes possível. As duas primeiras coletas foram feitas ao longo da drenagem de 1 VP de água e as outras duas ao longo da drenagem de 2 VP. O tempo final de ensaio ou pulso correspondeu ao momento de finalização de aplicação da água, porém o volume final coletado correspondeu ao término da lixiviação, que era posterior ao tempo final de aplicação e do pulso.

Ao término das coletas de água, as colunas foram desmontadas e coletadas duas amostras de solo (fatia de 5 cm do perfil do solo) nas profundidades de 10 a 15 cm e de 20 a 25 cm. As partes correspondentes a 15 a 20 cm e 25 a 30 cm foram utilizadas em outro experimento paralelo a esta pesquisa. As amostras de solo foram analisadas no LIS e os resultados são utilizados para saber a concentração de solutos retida no solo após aplicação de água residuária.

Os dados coletados do ensaio de lixiviação (drenado das colunas, concentrações de

sódio, potássio, cálcio e magnésio nas amostras de água e solo) foram utilizados na terceira etapa para comparação com os dados simulados com a finalidade de verificar o desempenho do programa HYDRUS-1D em simular o movimento de água e solutos em perfil dos dois tipos de solos tropicais utilizados no experimento.

#### 4.6. Segunda etapa – Dados de entrada do HYDRUS-1D

Os dados de entrada do programa simulador são utilizados para que o HYDRUS-1D se possa prever o movimento de água e solutos em determinados solos, com uso de valores estimados por outros programas e modelos (condutividade hidráulica, modelo de van Genuchten-Mualem, Rosetta, RETC, DISP, isotermas de adsorção de Freundlich e condições de contorno). Os modelos van Genuchten e Rosetta são pré-definidos pelo programa HYDRUS-1D e os outros foram escolhidos por já terem sido utilizados por outros pesquisadores em estudos de solos com características semelhantes. E os dados para alimentar o modelo HYDRUS-1D foram obtidos conforme o fluxograma da Figura 12.

O modelo padrão *water flow* do HYDRUS-1D foi utilizado para prever o movimento de água no solo e, para o movimento miscível de solutos, foi utilizado o modelo de simulação padrão para o transporte de solutos, definido pelo simulador, para problemas diretos, ou seja, dados os parâmetros necessários, o programa simula o processo, partindo dos parâmetros fornecidos e como dados de saída, tem-se o resultado do processo.

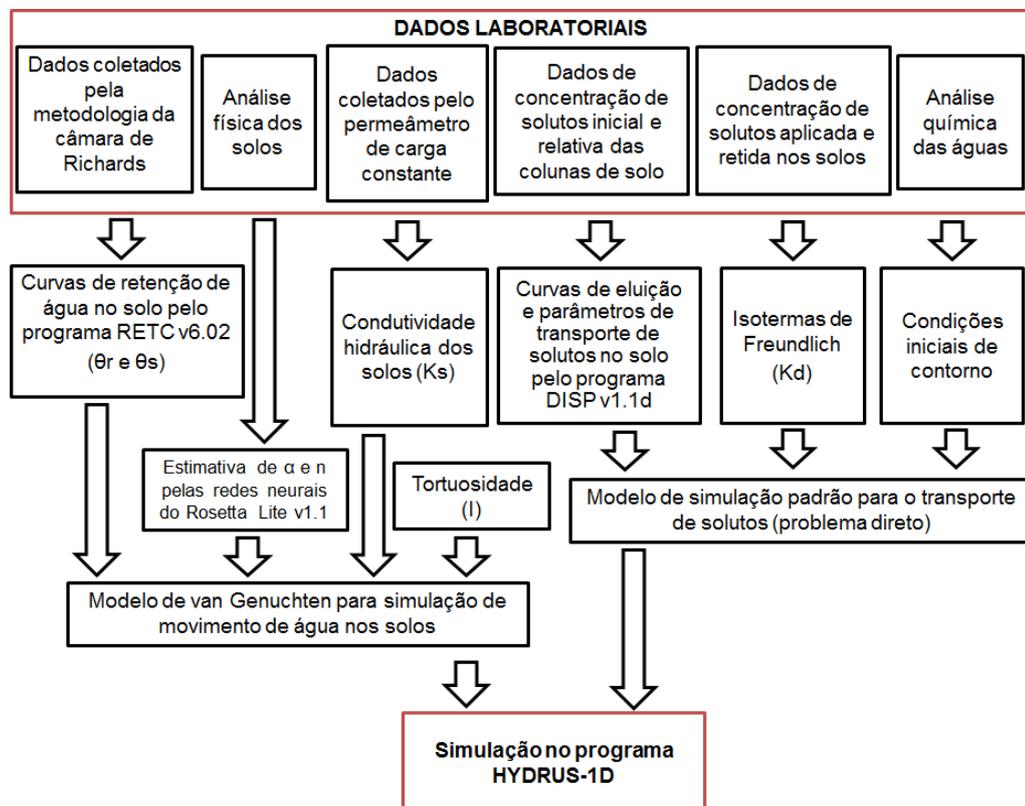


Figura 9 Fluxograma dos dados de entrada do HYDRUS-1D.

#### 4.6.1. Dados de entrada do modelo de van Genuchten-Mualem

O modelo de van Genuchten-Mualem, para simulação do movimento de água no solo, utiliza dados de entrada que foram obtidos a partir do programa RETC v6.02 que serviram para obtenção dos coeficientes de ajuste das redes neurais do Rosetta Lite v1.1. O referido modelo utiliza também a condutividade hidráulica obtida pela metodologia do permeâmetro de carga constante e da tortuosidade da água no solo.

##### 4.6.1.1. RETC v6.02

O programa RETC utilizou os dados das curvas de retenção de água no solo para gerar a curva de retenção ajustada, fornecendo assim os valores corrigidos de  $\theta_r$  e  $\theta_s$  que alimentam o modelo de van Genuchten-Mualem. A curva de retenção para os dois solos foi determinada no Laboratório de Irrigação e Salinidade da UFCG por metodologia da câmara de pressão de Richards (RICHARDS & FIREMAN, 1943).

A partir dos dados obtidos nos ensaios de laboratório, alimentou-se o programa RETC v6.02 (Figura 13), desenvolvido por Genuchten, Simunek, Leij e Sejna, que forneceu as curvas de retenção de água no solo e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

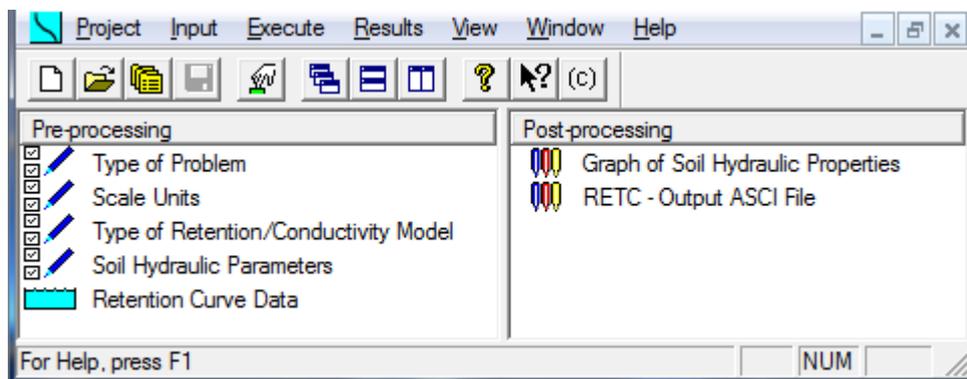


Figura 10 Interface do programa RETC v6.02.

##### 4.6.1.2. Rosetta Lite v1.1

As redes neurais do Rosetta Lite v1.1 (2003), desenvolvidas por Marcel Schaap no Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, embutidas no próprio HYDRUS-1D (Figura 14), estimam os coeficientes  $\alpha$  ( $\text{cm}^{-1}$ ) e  $n$  de retenção de água no solo, a partir de dados da parte física do solo como a granulometria e a densidade aparente.

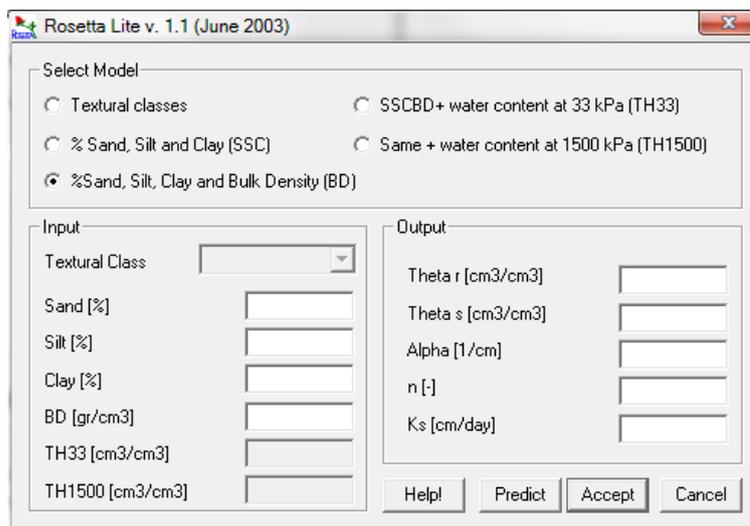


Figura 11 Interface do Rosetta Lite v6.02.

Os parâmetros  $\theta_s$  e  $\theta_r$  não são necessários nesta etapa, pois já foram estimados pelo RETC e a condutividade hidráulica foi obtida em laboratório. E alimentou-se o modelo de van Genuchten-Mualem com os valores de  $\alpha$  e  $n$  estimados.

#### 4.6.1.3. Condutividade hidráulica saturada

Foram utilizados os mesmos tipos de solo das colunas de lixiviação, secados ao ar e passados na peneira de malha 2,0mm, para os ensaios da condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ). Vinte colunas foram montadas para cada tipo de solo, totalizando 40 colunas de solo, para que fosse possível fazer uma avaliação do controle estatístico de qualidade dos resultados de condutividade.

As colunas eram feitas de vidro, com 26,0 cm de altura e 6,0 cm de diâmetro interno. Um círculo feito com tela de *nylon* foi colocado na extremidade inferior da coluna e, em cima da tela, uma seção circular de manta sintética para a sustentação do material sólido e para evitar a perda de solo durante os ensaios. A tela foi presa à coluna com o auxílio de uma braçadeira metálica com diâmetro ligeiramente superior ao da coluna. Uma camada fina de lã de vidro foi colocada na parte superior da coluna, sobre o solo, de modo a proporcionar melhor distribuição do líquido a ser percolado, para garantir a uniformidade de infiltração da água no solo e evitar impacto direto da água, que desestruturaria o solo.

As colunas foram preenchidas com solo até se atingir altura de 20,0 cm. O solo foi acomodado na coluna, de forma a proporcionar uniformidade quanto à sua densidade, em toda a coluna; para isso, foram utilizados um funil e uma caneca para colocar o solo na coluna. Foi monitorado o preenchimento da coluna com os agregados de solo, de maneira a se obter uma densidade próxima ou igual à encontrada em campo, determinada em laboratório, como

descrito para o preenchimento das colunas de lixiviação.

Após preenchidas, as colunas foram colocadas em recipiente de plástico, preenchido até 2/3 da altura da coluna de solo com água deionizada. As colunas foram deixadas em repouso durante 24 horas, inclinadas, de forma que o solo ficasse saturado e que o ar fosse expulso da coluna.

A coluna, adequadamente saturada, foi ligada a um frasco de Mariotte, que mantinha a carga hidráulica na superfície do solo constante, contendo água deionizada, por período suficiente para atingir o regime estacionário do fluxo e manter uma lâmina constante de 4,0cm acima do solo. Esta configuração de montagem constitui o permeâmetro de carga constante e pode ser visualizada na Figura 15.

Depois de atingida a condição de regime estacionário, foi feita a cronometragem de cinco minutos, junto à coleta de água em becker que, posteriormente, foi medida em proveta graduada e anotado o valor, em cinco repetições por coluna. Depois de coletados os dados, utilizou-se a equação de Darcy-Buckingham (Equação 29) para a obtenção da condutividade hidráulica.

$$K_s = \frac{V_a.L}{A.t_c(h_a+L)} \quad (29)$$

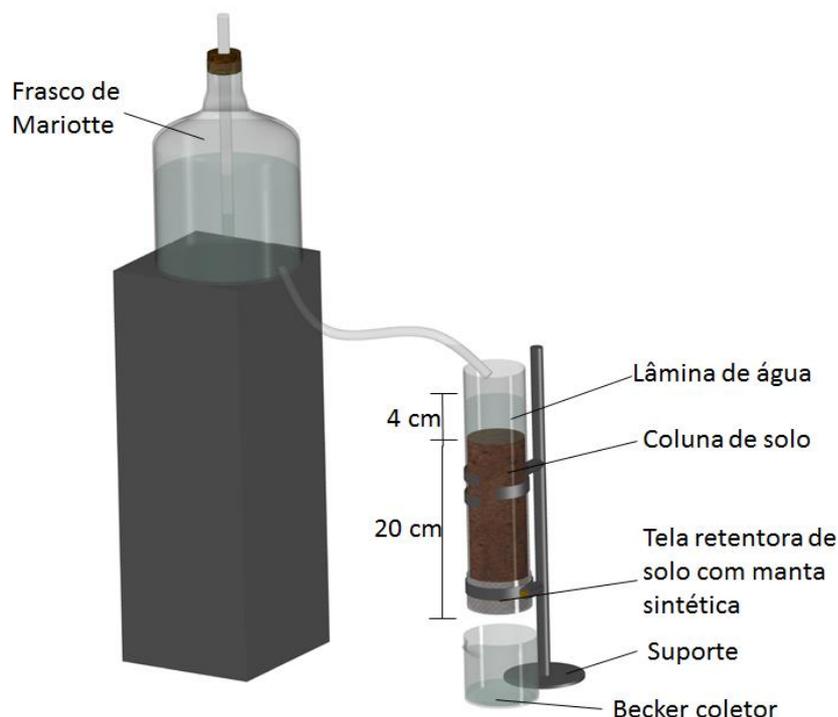


Figura 12 Configuração de montagem do permeâmetro de carga constante.

Durante a confecção dos gráficos de controle estatístico, foram utilizados  $\pm 2\sigma$  (desvio padrão) como limites superior e inferior de controle (LSC e LIC, respectivamente), a partir da média. Tal procedimento ocorreu para se demonstrar maior precisão dos dados analisados,

quando são sugeridos até  $3\sigma$  por Montgomery (2009), para que seja mantido um controle estatístico de processos. Assim, de acordo com o dado de  $K_s$  para os dois solos, foi possível adicionar estes valores ao modelo de van Genuchten-Mualem.

#### 4.6.1.4. Tortuosidade da água no solo

A tortuosidade ( $I$ ) foi o último parâmetro para que se completasse a entrada de dados para o modelo de van Genuchten-Mualem, a qual foi recomendado utilizar 0,5, como aproximação, para solos que foram destorroados e peneirados, segundo van Genuchten *et al.* (1989).

#### 4.6.2. Dados de entrada do modelo de simulação padrão para o transporte de solutos

Os dados são apresentados a seguir, com uso dos respectivos programas e metodologias para a obtenção dos dados que serviram de entrada no modelo de simulação.

##### 4.6.2.1. DISP v1.1d

O programa DISP v1.1d (Figura 16) é utilizado por vários pesquisadores como um estimador de parâmetros de transporte de solutos no solo, a partir de dados de curvas de eluição.

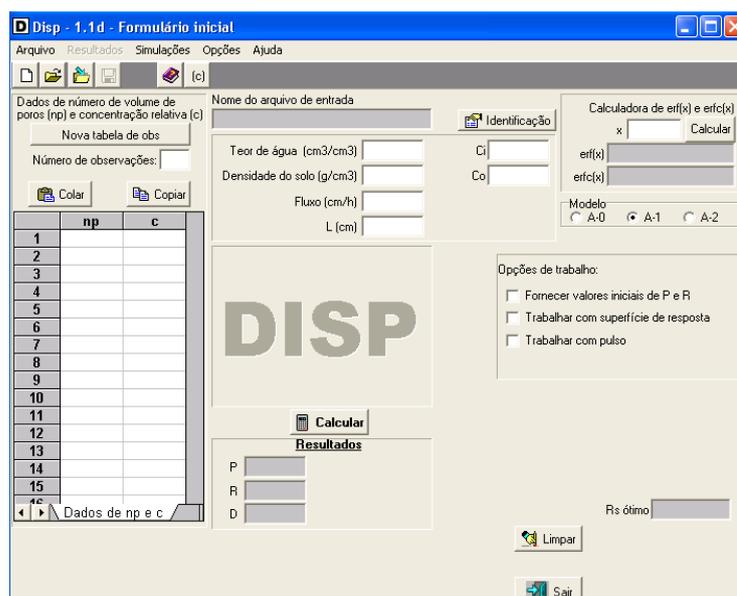


Figura 13 Interface do programa DISP v1.1d.

As curvas de eluição foram obtidas ao se utilizar da mesma água residuária do experimento das colunas de lixiviação, com aplicação de volume de água conhecido e coleta de amostras ao longo de um período de tempo ou de volume de poros, quando se comparou a quantidade de soluto de entrada com a de saída, da coluna.

Primeiramente, foram utilizados os dois tipos de solo, secos ao ar, acomodando-os nas colunas de forma a se manter a mesma densidade analisada em laboratório. Posteriormente, as colunas foram saturadas em água deionizada por 24 horas por fluxo ascendente, como descritas para o ensaio de condutividade hidráulica.

Iniciou-se o processo de lavagem dos íons no solo com as colunas saturadas e a passagem de água deionizada na coluna, em quantidade equivalente a 5 VP, com aplicação por permeâmetro de carga constante. Logo após o término da lavagem, procedeu-se a lixiviação do efluente de esgoto doméstico tratado, na quantidade de 3,75 VP. A coleta de amostras foi fixada a cada 0,15 VP, totalizando 25 amostras de água coletadas por solo, em triplicata de colunas, totalizando 150 amostras.

As amostras foram analisadas no LEID com relação aos íons  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , por fotometria de chama e titulação, e os resultados foram aplicados em programa computacional, DISP v1.1d, o qual forneceu as estimativas dos parâmetros de transporte de solutos no solo e curvas de eluição.

Os parâmetros de transporte estimados pelo DISP foram: número de Peclet (Pe), fator de retardamento (R), Dispersividade molecular (D) e Difusividade do soluto em água ( $D^w$ ). De posse desses parâmetros, foi possível alimentar o programa HYDRUS-1D para a simulação do transporte de solutos no solo.

#### **4.6.2.2. Isotermas de adsorção de Freundlich**

As isotermas de adsorção de Freundlich são utilizadas para conhecer qual a capacidade de um solo para reter partículas do interesse da pesquisa. A capacidade que as partículas têm para serem adsorvidas é um dos parâmetros utilizados na simulação de lixiviação do efluente de esgoto doméstico em colunas de solo.

Inicialmente, foram utilizadas cinco amostras de cada solo, lavadas com água deionizada, secadas ao ar e passadas em peneira de dois milímetros, com 120g de solo por amostra, os quais foram colocados em frascos de Erlenmeyer.

A aplicação da solução (100 mL) de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  foi feita em diferentes concentrações conhecidas, para cada amostra (aproximadamente 0, 100, 150, 200 e 250 mg L<sup>-1</sup>). As amostras com as soluções ficaram em agitador de bancada por 24 horas e então foram centrifugadas a 2000 RPM durante 10 minutos, e o sobrenadante foi coletado,

filtrado e analisado por fotometria de chama e titulação. No total, foram analisadas cinco amostras para cada íon e para cada solo, em triplicata, ou seja, 120 amostras.

Com os resultados das análises, foi possível montar as isotermas de adsorção de Freundlich, reconhecidas no HYDRUS-1D por serem retas lineares, ou seja, uma reta que apresenta a quantidade adsorvida de soluto ( $Q_e$ ) em relação à concentração aplicada do soluto ( $C_e$ ) no solo, pois o programa somente usa o valor do coeficiente angular de Freundlich ( $K_d$ ) da reta  $Q_e = K_d C_e + a$ , sendo “a” o coeficiente linear da reta.

#### 4.6.3. Simulações com o HYDRUS-1D

As simulações seguiram por problema direto, a maneira padrão de simular os dados de movimento de água e transporte de solutos no solo, com o programa HYDRUS-1D, pela metodologia de Skaggs *et al.* (1970).

Posteriormente, foram inseridas as informações geométricas referentes à coluna de solo, o tamanho da coluna e a unidade de medida (30cm) foram configurados junto ao número de tipos de solos presentes em cada coluna e se a coluna era vertical ou horizontal.

Na etapa seguinte, foram selecionados os dados referentes à dimensão tempo de simulação do movimento de água e solutos em cada coluna. O tempo inicial, para todas as colunas, foi 0h e tempo final variou em função do tempo de aplicação das soluções aplicadas em cada coluna de lixiviação. Os valores de *time step* foram configurados conforme recomendação do manual do HYDRUS-1D (ŠIMŮNEK *et al.*, 2013), em: inicial  $2,78 \times 10^{-4}$ h, mínimo  $2,4 \times 10^{-6}$ h e máximo 1,0h.

Em seguida, os tempos em que seriam apresentados os resultados simulados (*print times*) foram selecionados, com variação de cinco tempos para cada tipo de solo: 0; 2; 3,5; 5; 6,5 e 8h para luvisolo crômico (LC); e 0; 0,8; 1,6; 2,4; 3,2 e 4h para neossolo regolítico (NR). Embora a comparação com dados observados pudesse ser realizada somente no tempo 5, correspondente a 8h e 4h para LC e NR, respectivamente. O passo seguinte foi a seleção do modelo hidráulico e o escolhido foi o modelo de van Genuchten-Mualem (VAN GENUCHTEN, 1980), sem histerese (Figura 17).

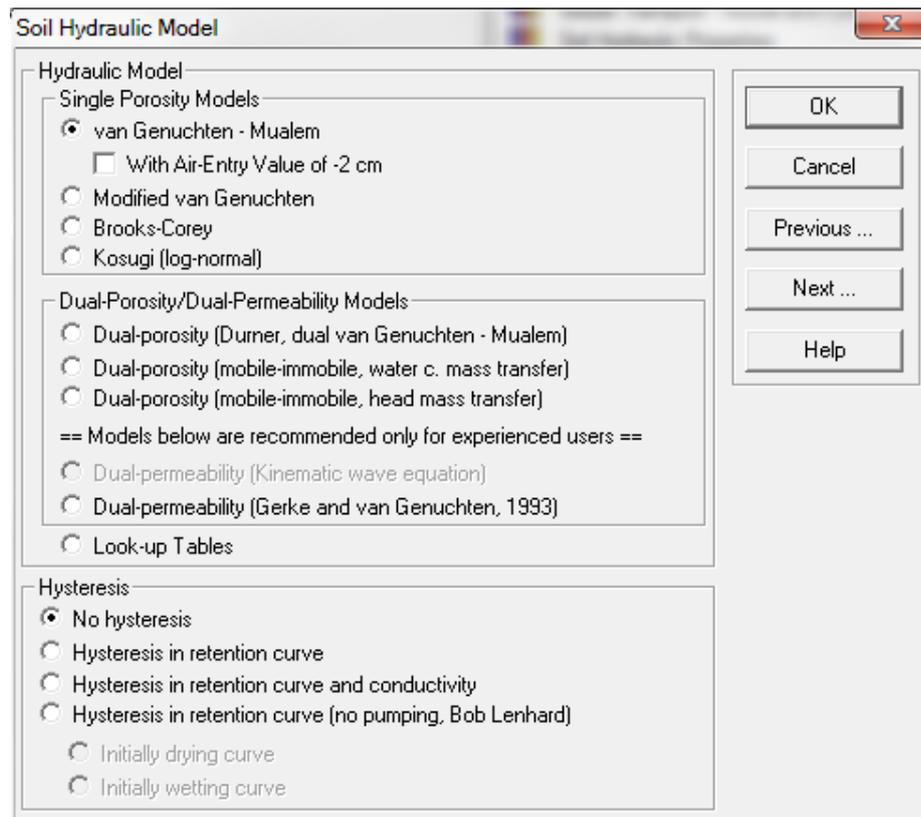


Figura 14 Modelo hidráulico utilizado nas simulações.

O próximo passo foi alimentar o programa com os dados do modelo de van Genuchten-Mualem. Em seguida, foram introduzidas as condições de contorno e as utilizadas para a parte superior da coluna foram as de fluxo constante. Já para a parte inferior, foi drenagem livre. O fluxo de aplicação foi calculado pela Equação 30, a qual foi inserida no programa como sendo negativa, indicando fluxo descendente.

$$q = \frac{Q}{A} \quad (30)$$

Os dados relativos à simulação dos solutos foram inseridos para dar sequência aos passos do programa, com a unidade de concentração em mmol. A duração de pulso foi igual ao tempo de aplicação do efluente e manteve-se em equilíbrio o modelo de transporte de solutos. E o critério de estabilidade utilizado foi o número de Peclet (Pe), em que foi simulado um soluto de cada vez (Figura 18).

**Solute Transport**

Time Weighting Scheme

- Explicit Scheme
- Crank-Nicholson Scheme
- Implicit Scheme

Space Weighting Scheme

- Galerkin Finite Elements
- Upstream Weighting FE
- GFE with Artificial Dispersion

Mass Units:  Stability Criterion:

Dependence on Environmental Factors

- Temperature Dependence of Transport and Reaction Parameters
- Water Content Dependence of Transport and Reaction Parameters

Nonequilibrium Solute Transport Models

- Equilibrium Model
- One-site sorption model (Chemical Nonequilibrium)
- Two-site sorption model (Chemical Nonequilibrium)
- Two Kinetic Sites Model (Particle Transport Using Attachment/Detachment, Chemical Nonequilibrium)
- Two Kinetic Sites Model (Based on Filtration Theory, Chemical Nonequilibrium)
- Dual-Porosity (Mobile-Immobile Water) Model (Physical Nonequilibrium)
- Dual-Porosity Model with Two-Site Sorption in the Mobile Zone (Physical and Chemical Nonequilibrium)
- Dual-Permeability Model (Physical Nonequilibrium)
- Dual-Permeability Model with either Immobile Water in the Matrix or Kinetic Sorption (Physical and Chemical Nonequilibrium)

Iteration Criteria - Only for Nonlinear Problems

- Absolute Concentration Tolerance
- Relative Concentration Tolerance
- Maximum Number of Iteration

Tortuosity

- Use Tortuosity Factor
  - Millington & Quirk
  - Moldrup

Number of Solutes:

Pulse Duration [hour]:

OK  
Cancel  
Previous ...  
Next ...  
Help

Figura 15 Dados iniciais de entrada para simulação de solutos.

Os parâmetros de transporte de solutos, dispersividade molecular ( $D$ ) e difusividade em água ( $D^w$ ) foram inseridos na etapa seguinte. Na próxima tela, o programa solicita o valor  $K_d$  das isotermas de adsorção e, posteriormente, são inseridas as condições de contorno do soluto simulado. A concentração de soluto do efluente aplicado foi solicitada na parte superior, e, na inferior, o gradiente de concentração zero foi utilizado para drenagem livre. Assim, a partir dessas informações, o programa gera uma tabela de resumo dos dados. Nessa tabela, foi acrescentada a umidade do solo para cada centímetro. A umidade foi obtida pela interpolação das três leituras obtidas nas colunas de solo submetidas aos ensaios de lixiviação.

Na tabela resumo também foram acrescentadas as concentrações iniciais de solutos no perfil do solo, consideradas como zero, devido ao período de lavagem dos íons com água deionizada. De acordo com os dados da tabela, o programa simulou os dados de: perfil da umidade do solo, volume de água lixiviada no tempo e perfis da concentração de solutos no solo em cinco tempos de apresentação.

#### 4.7. Terceira etapa – Resultados das simulações e comparação com os valores observados

Os resultados das simulações apresentados foram: umidade do solo no perfil da coluna de solo, fluxo acumulado drenado da coluna no tempo e a concentração de solutos no

perfil do solo.

A validação para se saber se o modelo utilizado pelo programa HYDRUS-1D teve eficiência em simular dados para lixiviação de água residuária de esgoto doméstico tratado foi obtida pelas comparações entre os resultados observados e simulados ao final da aplicação de água nas colunas de lixiviação, onde foram utilizados os seguintes métodos: índice de concordância (IC), viés médio (Vies), erro máximo (E<sub>max</sub>), erro absoluto médio (EAM), eficiência de modelagem de Nash-Sutcliffe (NSE) e erro quadrático médio (RMSE), respectivamente às Equações 31 a 36. Esses índices foram utilizados nas comparações com os dados de movimento de solutos, e para o movimento de água foi utilizado somente o Vies.

$$IC=1-\frac{\sum_{i=1}^n(Y_i-O_i)^2}{\sum_{i=1}^n(|Y_i-\bar{O}|+|O_i-\bar{O}|)^2} \quad (31)$$

$$Vies= \frac{\sum_{i=1}^n(O_i-Y_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} * 100 \quad (32)$$

$$E_{max}=\max(Y_i-O_i)_{i=1}^n \quad (33)$$

$$EAM= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Y_i-O_i) \quad (34)$$

$$NSE=1-\frac{\sum_{i=1}^n(O_i-Y_i)^2}{\sum_{i=1}^n(O_i-\bar{O})^2} \quad (35)$$

$$RMSE= \frac{1}{n} [\sum_{i=1}^n (O_i-Y_i)^2]^{0,5} \quad (36)$$

O IC pode variar de 0,0 a 1,0, cujos melhores resultados foram os que estavam mais próximos de 1,0. Já o Viés médio pode mostrar se o resultado está subestimando ou superestimando o modelo, e está satisfatório entre  $\pm 25\%$ . E<sub>max</sub> e EAM mostram a magnitude da variação dos resultados. NSE apresenta resultados ideais quando próximos a 1,0, e para resultados  $\leq 0,0$ , os valores observados representam melhor o cenário quando comparados aos dados simulados. E RMSE apresenta melhores resultados quando próximos a 0,0 (WILLMOT, 1982; WILLMOT e MATSUURA, 2005; MORIASI *et al.*, 2007).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são apresentados na mesma ordem de procedimentos apresentados no fluxograma. Na primeira etapa, são apresentados os dados observados nos ensaios de colunas de lixiviação. Na segunda etapa, estão os resultados dos dados de entrada para as simulações e na terceira etapa, os resultados das simulações (dados de saída) e as comparações entre dados observados e simulados.

### 5.1. Primeira etapa - Resultados dos ensaios de lixiviação

As amostras de solução lixiviada e coletadas foram analisadas e os resultados foram apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 Dados médios coletados das lixiviações em colunas de solo. Coeficiente de variação (CV).

Cenários	Tempo de aplicação (h)	Volume coletado (L)	Concentração de soluto lixiviada (mmol L <sup>-1</sup> )			
			Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
LC A <sub>1</sub>	8,18	2,02	0,26	0,05	0,05	0,13
LC A <sub>2</sub>	8,12	2,06	7,37	0,31	3,97	2,77
LC A <sub>3</sub>	8,04	2,01	6,33	0,32	5,37	4,01
CV(%)	0,86	1,30	-	-	-	-
NR A <sub>1</sub>	4,14	2,01	0,00	0,08	0,00	0,03
NR A <sub>2</sub>	3,81	1,98	12,78	1,32	0,60	0,99
NR A <sub>3</sub>	4,02	2,01	9,13	1,61	3,89	3,52
CV(%)	4,19	0,87	-	-	-	-

O coeficiente de variação do tempo de aplicação e do volume coletado para luvisolo crômico (LC) foram, respectivamente, 0,86% e 1,30%, e para neossolo regolítico (NR), os resultados foram 4,19% e 0,87%, os quais foram considerados baixos, segundo Ferreira (1991). Os dados mostraram que as colunas apresentaram condições semelhantes de umidade inicial, que resultaram em volumes coletados semelhantes e baixa variação do fluxo de aplicação.

As águas deionizadas (A<sub>1</sub>) apresentaram os mesmos resultados na lixiviação quando comparadas aos dados de aplicação, como era esperado, já que a concentração de íons era baixa. Verificou-se também que o tempo de aplicação para o luvisolo foi aproximadamente o dobro do tempo do neossolo. Isso mostra que por ser um solo mais arenoso, o neossolo apresentou maior capacidade de infiltração de água do que o luvisolo.

As concentrações de soluto, lixiviadas para LC A<sub>1</sub>, mostraram que apesar da lavagem de 2VP com água deionizada, somados aos 2VP do ensaio, ainda apresentaram concentrações de solutos na lixiviação, ou seja, ainda seria necessário um volume maior de

lavagem do solo antes de se iniciarem os ensaios. Isso já era previsto, porém, não foi possível ser feito por problemas dos equipamentos do laboratório. Pinho (2009) e Santos (2014) utilizaram passagem de água deionizada nas colunas de solo, para lavagem de sais antes do experimento, com duração de 24 horas. Logo, dependendo do solo utilizado, a lavagem de sais deve ser verificada antes de se fazerem ensaios de lixiviação.

As análises das amostras de solo, coletadas após as lixiviações, são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 Análise de salinidade nas amostras de coluna de solo após aplicação das águas.

Cenários	Profundidade (cm)	Solutos (mmol kg <sup>-1</sup> )			
		Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
LC A <sub>1</sub>	10 a 15	0,9	1,3	23,2	16,2
	20 a 25	1,0	1,3	21,1	21,0
LC A <sub>2</sub>	10 a 15	6,2	1,1	20,8	19,5
	20 a 25	6,3	1,1	19,9	18,1
LC A <sub>3</sub>	10 a 15	3,6	1,1	20,9	19,0
	20 a 25	3,5	0,9	21,3	18,3
NR A <sub>1</sub>	10 a 15	0,1	0,4	2,5	3,2
	20 a 25	0,1	0,4	3,3	2,7
NR A <sub>2</sub>	10 a 15	3,0	0,6	3,1	3,3
	20 a 25	3,4	0,7	3,4	2,2
NR A <sub>3</sub>	10 a 15	1,4	0,6	2,4	2,3
	20 a 25	1,6	0,6	3,0	2,2

Os dados do luvissole foram comparados com os dados de caracterização inicial dos outros solos em estudo, e observou-se que os teores de cálcio e magnésio se mantiveram como os iniciais. O potássio apresentou redução da concentração de soluto e o sódio obteve aumento da concentração com a aplicação das águas A<sub>2</sub> e A<sub>3</sub>. Para Freire *et al.* (2003), o Luvissole Crômico apresentou valores reduzidos de condutividade hidráulica em meio saturado, o que permitiu maior contato entre a solução de trabalho e os cátions adsorvidos no complexo de troca do solo e ter levado ao equilíbrio entre o sódio trocável e o sódio em solução. Ou seja, houve tempo para que os íons se equilibrassem com a capacidade de adsorção do solo devido ao tempo de aplicação ter sido maior para o luvissole.

Todavia, os teores de soluto sofreram redução na concentração para o neossolo com as aplicações de água, exceto para o sódio, com as águas A<sub>2</sub> e A<sub>3</sub>, que apresentaram acréscimo. A capacidade do solo em reter íons é muito dependente da capacidade de troca de cátions do solo. Assim, a quantidade e o tipo de argila bem como o teor de matéria orgânica no solo influenciam fortemente a intensidade de movimentação destes íons. Logo, potencialmente, pode haver grande movimentação de íons no perfil do solo com baixa disponibilidade dos atributos citados ou por escoamento superficial, como é o caso dos neossolos (UCKER, 2015).

## 5.2. Segunda etapa - Resultados dos dados de entrada das simulações

Os resultados das coletas de dados para entrada no simulador HYDRUS-1D são apresentados abaixo, junto aos programas que auxiliaram na estimativa dos parâmetros de fluxo de água e transporte de solutos.

### 5.2.1. Análise das curvas de retenção de água no solo e parâmetros hidráulicos

As curvas de retenção de água no solo registraram a capacidade que o solo estudado teve para armazenar água, as quais foram executadas pelo programa RETC, como pode ser visto na Figura 19, onde os pontos são os dados experimentais e as curvas são o ajuste feito pelo programa.

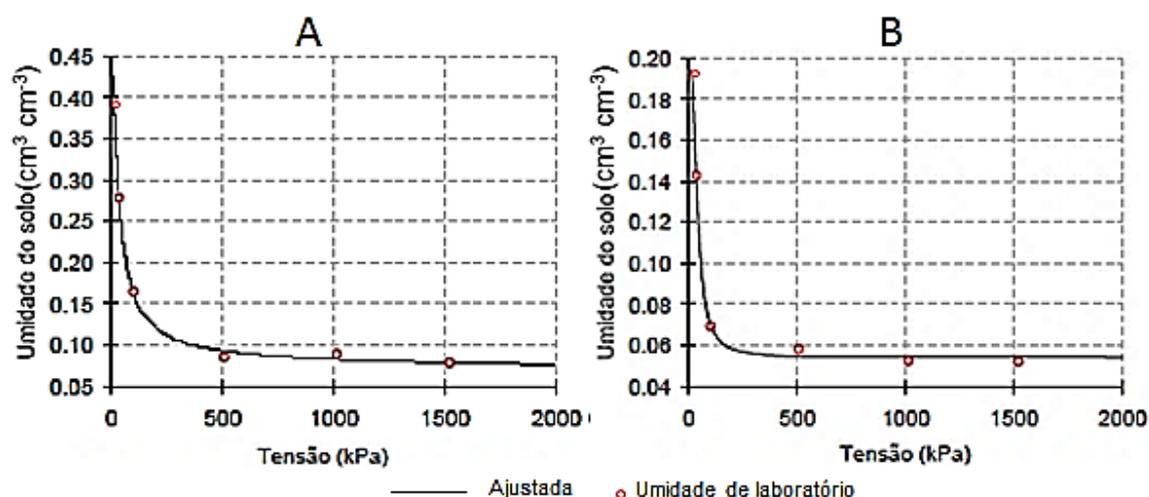


Figura 16 Curvas de retenção de água no solo: Luvisolo crômico (A) e Neossolo regolítico (B).

Verifica-se pelas curvas que LC apresentou maior capacidade de retenção de água quando comparado a NR, pois atingiu maiores valores de umidade quando aplicada a mesma pressão que o neossolo.

Os parâmetros hidráulicos são apresentados na Tabela 6 pelo ajuste da curva de eluição, pelo RETC (umidade residual ( $\theta_r$ ), umidade de solo saturado ( $\theta_s$ )) estimados pelas redes neurais do programa Rosetta Lite v1.1 (coeficientes de ajuste  $\alpha$  e  $n$ ), tortuosidade ( $l$ ) e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ) entre a curva ajustada e os pontos coletados em laboratório, da curva de retenção.

Tabela 6 Parâmetros hidráulicos de ajuste estimados pelos programas RETC e Rosetta Lite.

Solos	$\theta_r$ (cm³ cm⁻³)	$\theta_s$ (cm³ cm⁻³)	$\alpha$ (cm⁻¹)	$n$	$l$	$R^2$
LC	0,0231	0,4026	0,0170	1,3715	0,5	0,9987
NR	0,0700	0,1947	0,5990	1,5080	0,5	0,9988

A estimativa das umidades residual ( $\theta_r$ ) e saturada ( $\theta_s$ ) apresentou menor faixa de retenção para NR, e valores ótimos dos coeficientes de determinação entre os valores de laboratório e ajustados, das curvas de retenção de água no solo.

Silva (2008) pesquisou sobre as características físicas de um luvissole e constatou  $\theta_r$ ,  $\theta_s$  e  $n$  como 0,070, 0,389 e 1,543, respectivamente, enquanto Ramos *et al.* (2011) constataram valores de 0,010, 0,408 e 1,200, respectivamente. Todos os pesquisadores utilizaram do modelo de van Genuchten-Mualem (1980) para a obtenção dos valores hidráulicos estimados.

### 5.2.2. Parâmetro $K_s$

Os ensaios experimentais para a condutividade hidráulica em colunas de solo saturadas ( $K_s$ ) são apresentados na Figura 20, em forma de gráficos de controle estatístico de qualidade.

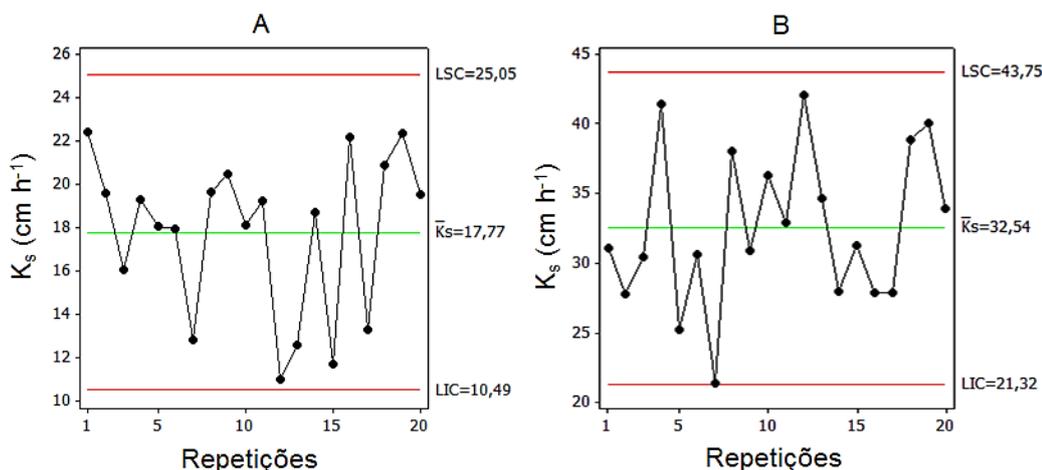


Figura 17 Gráficos de controle da condutividade hidráulica saturada: LC (A) e NR (B).

Os gráficos de controle apresentam toda a variação dos resultados coletados, de forma a estarem dentro de um limite de controle, de dois desvios padrões acima ou abaixo da média. Quando estão dentro destes limites, os pontos mostraram estar sob controle estatístico de qualidade, tornando o processo satisfatório. O resultado final da condutividade hidráulica foi a média dos dados coletados, considerando-se a melhor precisão, já que estão dentro dos limites de controle estatístico.

A análise dos métodos de determinação da condutividade hidráulica em laboratório permitiu que Almeida (2017) encontrasse elevados valores de variação, os quais foram maiores que 60%. Montenegro & Montenegro (2006) encontraram valores médios de condutividade hidráulica para solos francos e franco-arenosos na ordem de 29,7  $\text{cm h}^{-1}$ . Já Silva & Medeiros (2014) utilizaram valores de 10 a 50  $\text{cm h}^{-1}$  para representarem neossolo,

luvissole e vertissolo em modelos matemáticos em análise hidrossedimentológica. Os valores apontados pelo experimento com o permeâmetro de carga constante apresentaram, então, resultados parecidos com os de outros pesquisadores.

### 5.2.3. Parâmetros de transporte de solutos no solo

Os parâmetros de transporte de solutos no solo foram estimados pelo programa DISP v1.1d, em que foram fornecidos os valores para montagem das curvas de eluição, com passagem de água residuária de esgoto doméstico tratado ( $A_2$ ) em até 3,75 VP. As curvas de eluição para LC podem ser vistas na Figura 21, e foi verificado que a concentração relativa dos pontos observados chegou a 1,0 para sódio, cálcio e magnésio, porém, não atingiu máxima concentração relativa na curva ajustada.

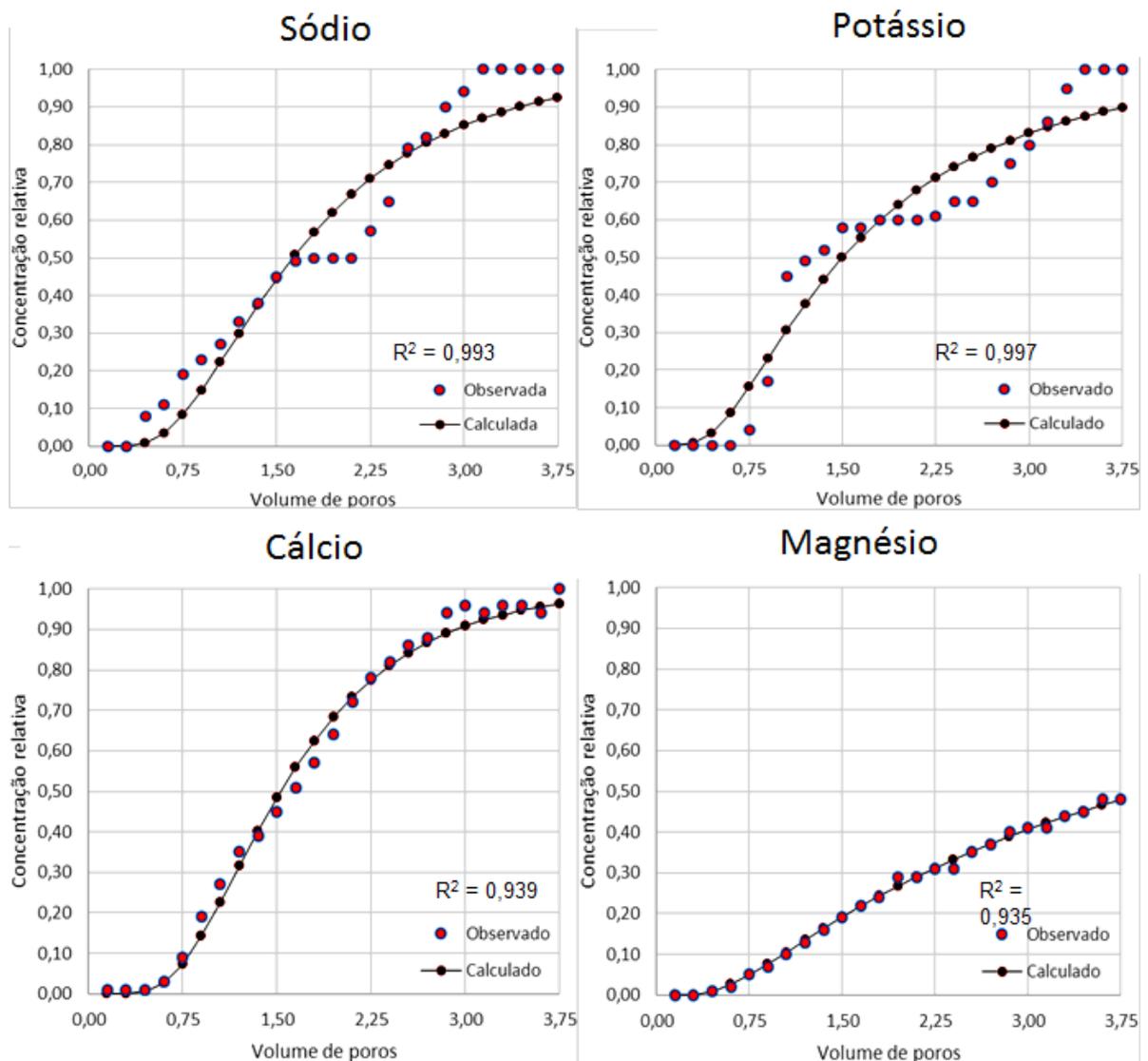


Figura 18 Curvas de eluição de solutos para LC.

Para o potássio, os 3,75VP não foram suficientes para que a concentração de entrada do efluente fosse igual à concentração de saída da coluna para o LC, ou seja, o solo apresentou elevada retenção de potássio. Pinho & Miranda (2014) precisaram de até 6,6VP para que as amostras atingissem a concentração máxima relativa de potássio, quando avaliado em nitossolo. Já Santos *et al.* 2010 obtiveram valores máximos de cálcio, magnésio, sódio e potássio com 3,75VP em neossolo e argissolo.

Para o NR, os 3,75VP foram suficientes para representar o movimento dos solutos no solo (Figura 22), como observados também por Santos *et al.* (2010). Assim, pode ser observado que o cálcio, o magnésio e o potássio apresentaram maior rapidez na movimentação dos íons, pois atingiram concentração relativa máxima em 1,35VP, 1,35VP e 1,65VP, enquanto sódio atingiu em 3,00VP.

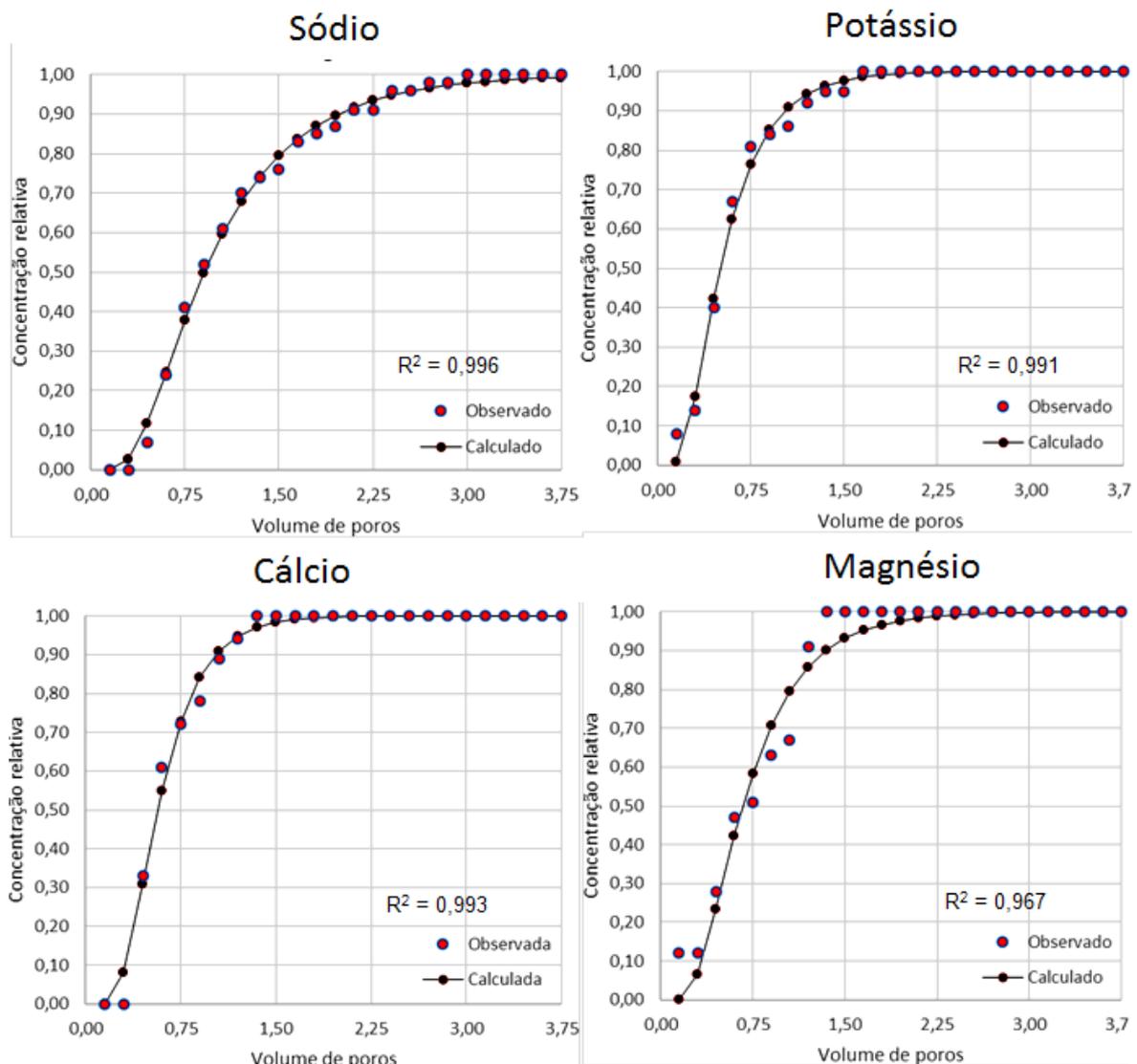


Figura 19 Curvas de eluição de solutos para NR.

Os valores estimados dos parâmetros de transporte de solutos para os solos analisados são apresentados na Tabela 7. Verificou-se que devido à não suficiência de

volume de poros para o potássio, o fator de retardamento resultou no maior valor, ou seja, o soluto apresentou uma demora para que atravessasse o perfil de solo LC em relação à água, enquanto os outros solutos foram semelhantes. Provavelmente, o luvissole apresentou partículas mais reativas na retenção de potássio.

Tabela 7 Parâmetros de transporte de solutos no solo fornecidos pelo DISP. Pe (Número de Péclet); R (Fator de retardamento); D (Dispersividade molecular);  $D^w$  (Difusividade do soluto em água).

Solutos	----- LC -----				----- NR -----			
	Pe	R	D (cm)	$D^w$ (cm <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> )	Pe	R	D (cm)	$D^w$ (cm <sup>2</sup> h <sup>-1</sup> )
Cálcio	5,30	1,93	3,77	108,77	8,74	0,63	2,29	200,91
Magnésio	3,35	1,94	5,97	172,09	6,14	0,77	3,26	285,99
Sódio	2,78	1,74	2,78	80,07	4,87	1,09	4,11	360,57
Potássio	3,71	4,17	5,39	155,39	5,91	0,59	3,38	297,12

Os maiores valores de retardamento, para NR, são apresentados para o sódio, ou seja, o neossolo apresenta maior dificuldade de passagem do sódio pelas partículas de solo, verificada também pelos três volumes de poros necessários para atingir a concentração relativa máxima. Ademais, o fator de retardamento representa a razão entre a concentração dos solutos na fase sólida e líquida, e quando o R aumenta, a adsorção também aumenta, porém, se o fator de retardamento é inferior a um, há uma passagem de soluto adsorvido para a fase líquida (SANTOS, 2014).

Santos *et al.* (2010) apresentaram valores difusividade (cm<sup>2</sup> h<sup>-1</sup>) para aplicação de esgoto tratado em Neossolo Regolítico de 216 para sódio, 268 para potássio, 270 para cálcio e 276 para magnésio, cujos resultados são coerentes com os valores estimados para este experimento.

Ribeiro *et al.* (2011) avaliaram a variação da dispersividade do potássio em diferentes comprimentos de coluna de solo (neossolo) e encontraram valores experimentais de 2,3 a 3,2 cm para colunas de 20 a 30cm de comprimento, semelhante ao estimado pelo DISP.

#### 5.2.4. Parâmetro $K_d$ das isotermas de adsorção

As isotermas representam a quantidade de soluto adsorvida no solo após aplicação de concentração conhecida. Na Figura 23, as curvas isotermas dos solutos são apresentadas para o luvissole crômico. Assim, o que difere as isotermas de cada soluto é a inclinação da reta gerada pela linearização dos dados, isto é, quanto mais inclinada a reta ( $K_d$  maior), maior a quantidade de soluto adsorvida pelo solo.

Verificou-se que o potássio apresentou maior coeficiente angular de Freundlich ( $K_d$ ) em relação aos outros solutos. Portanto, ao correlacioná-los com os valores dos outros

parâmetros de transporte, mostrando que LC apresentou maior retenção de potássio no solo. Já o cálcio obteve menor adsorção ao solo, por apresentar o menor valor Kd.

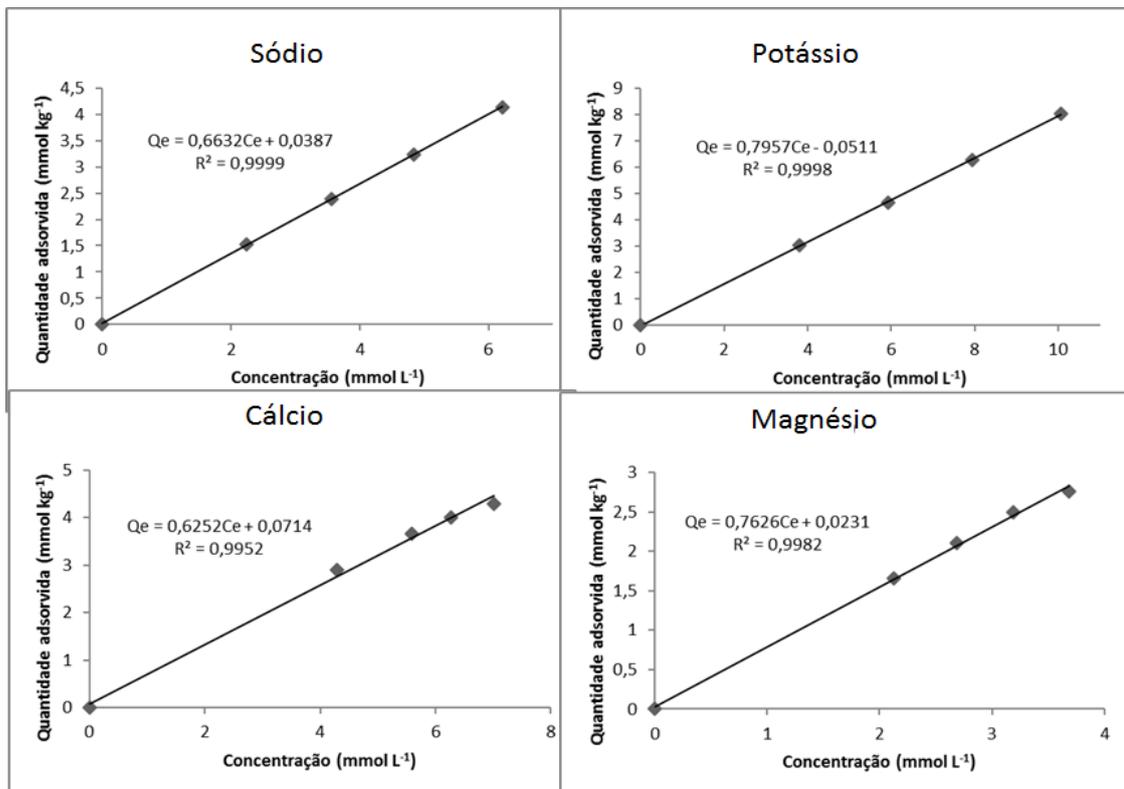


Figura 20 Isotermas de adsorção para o Luvissoilo crômico.

As isotermas para NR podem ser vistas na Figura 24. Neste caso, o sódio e potássio apresentaram maiores coeficientes de adsorção ao solo, e as menores adsorções foram observadas no cálcio e magnésio.

As isotermas de adsorção representam boa descrição para avaliar problemas de contaminação de águas subterrâneas (MOUTA *et al*, 2008), então, também são uma ferramenta útil para descrição da lixiviação de íons pelo perfil do solo.

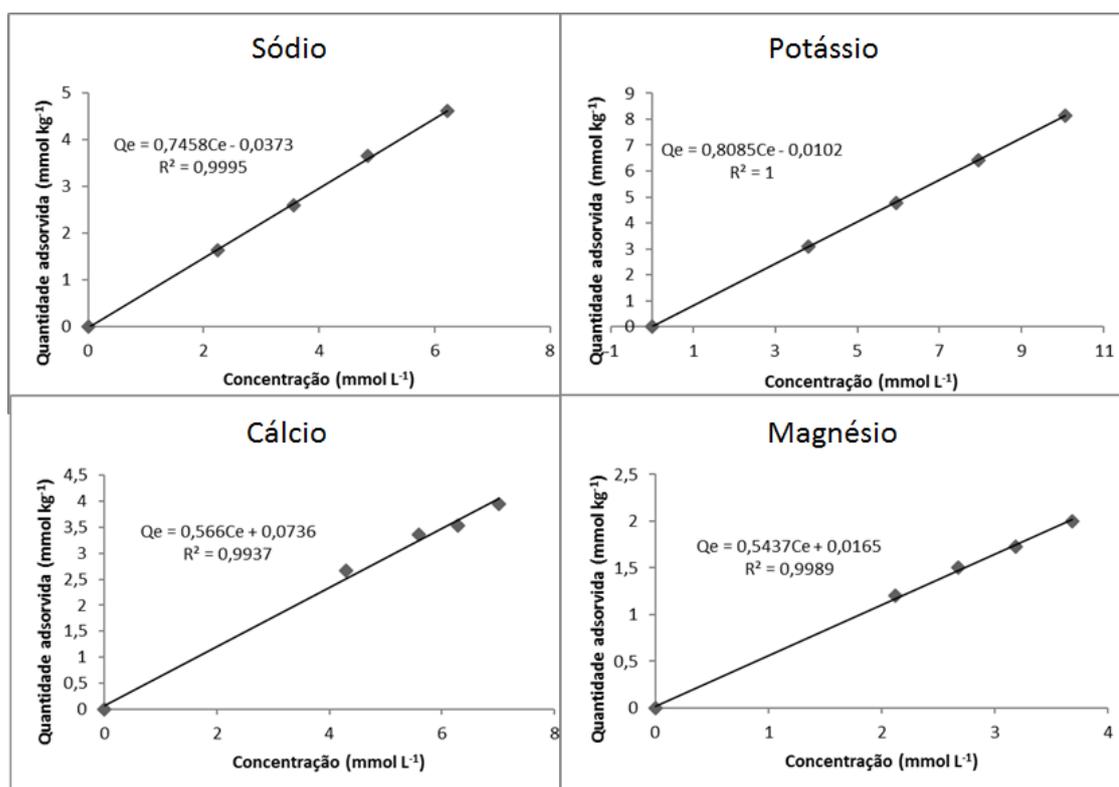


Figura 21 Isotermas de adsorção para o neossolo regolítico.

### 5.2.5. Condições de contorno iniciais das águas aplicadas

A caracterização das águas utilizadas, quanto à salinidade e classificação referentes ao risco de salinização de solos, é apresentada na Tabela 8. Os dados foram utilizados como condições iniciais de contorno nas simulações.

Tabela 8 Condições de contorno das águas aplicadas nas colunas de solo.

Cenários	Volume aplicado (L)	Fluxo de aplicação (cm h <sup>-1</sup> )	Soluto (mmol L <sup>-1</sup> )			
			Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
LC A <sub>1</sub>		3,56	0,26	0,05	0,05	0,13
LC A <sub>2</sub>	2,20	3,59	13,57	1,55	0,69	2,53
LC A <sub>3</sub>		3,63	9,24	1,77	4,66	6,72
NR A <sub>1</sub>		6,73	0,00	0,08	0,00	0,03
NR A <sub>2</sub>	2,10	7,31	13,04	1,58	0,94	2,06
NR A <sub>3</sub>		6,93	9,24	1,77	4,66	6,72

A análise das concentrações de lixiviação (Tabela 4) e aplicação (Tabela 8) registraram acréscimo da concentração lixiviada para cálcio nos cenários LC A<sub>2</sub> e A<sub>3</sub>, e para magnésio no cenário LC A<sub>2</sub>. Esse acréscimo mostra que ainda existiam íons lixiviáveis no solo, os quais não foram retirados pela lavagem do solo com 2VP, indicando que para este solo era necessário maior volume de água deionizada antes dos ensaios. Verifica-se pelas

colunas LC A<sub>1</sub> que com 4VP de água deionizada (lavagem de sais + ensaio de lixiviação) não era mais constatada a presença desse acréscimo nas amostras de lixiviação.

As análises feitas para quantificar as concentrações de soluto na água residuária de esgoto doméstico (A<sub>2</sub>), com a finalidade de montar a solução salina (A<sub>3</sub>), foram realizadas 30 dias antes dos ensaios de lixiviação, e como era variada a carga de solutos conforme a entrada de esgoto bruto no sistema de tratamento, houve grande diferença das concentrações de cálcio e magnésio do A<sub>3</sub> para o A<sub>2</sub>, no período das lixiviações.

### 5.3. Terceira etapa - Resultados simulados e comparações com dados observados

Os resultados das simulações (dados de saída da simulação) e as análises de comparação com os dados observados nos ensaios de lixiviação são apresentados a seguir.

#### 5.3.1 Resultados das simulações com o HYDRUS-1D

Não houve necessidade de simulação de solutos para os cenários onde era aplicada somente a água deionizada e somente a dinâmica de água foi analisada. A Figura 25 mostra a umidade do solo, em perfil, e o fluxo de água drenado, para LC A<sub>1</sub>.

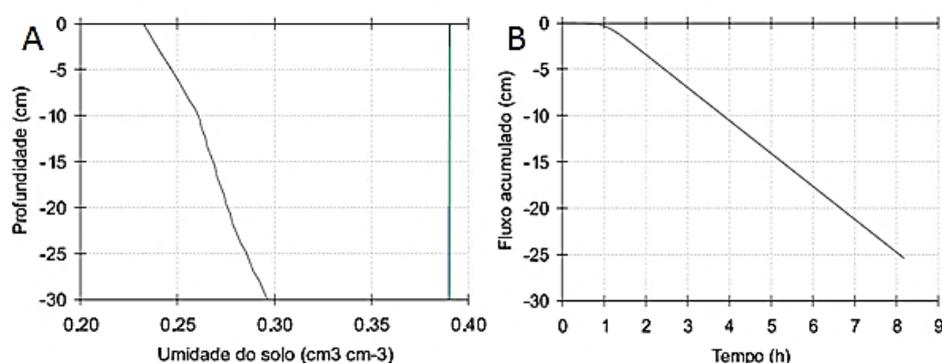


Figura 22 Simulações médias de LC A<sub>1</sub>: (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado.

A umidade inicial verificada variou de 0,24 a 0,29 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, atingiu a máxima saturação em T2 (2,0h) e seguiu constante até o fim do ensaio. O fluxo drenado mostra o volume de água que foi passado pela coluna de solo e drenado na parte inferior, com a multiplicação do valor do fluxo com a área da coluna de solo, cujo valor foi obtido em cm<sup>3</sup>. Os valores simulados de volume drenado atingiram 1,92L dos 2,20L aplicados, ao final do ensaio.

As simulações para o cenário LC A<sub>2</sub> e a análise da simulação de solutos estão apresentadas na Figura 26. Verifica-se um déficit maior na umidade do perfil do solo, em comparação com LC A<sub>1</sub>, o que ocasionou menor volume drenado, pela retenção da água no solo inicialmente mais seco. A drenagem simulada foi de 1,84L dos 2,20L aplicados, ao final

do ensaio.

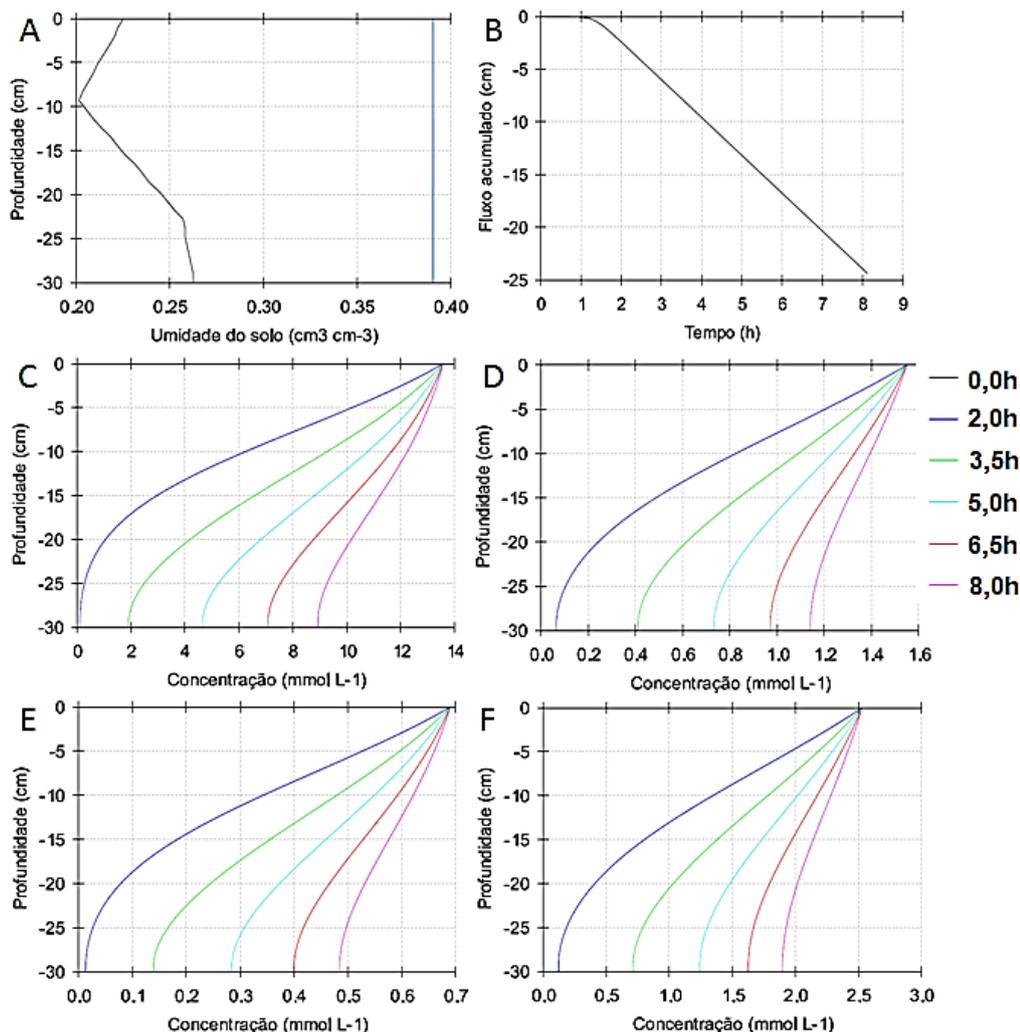


Figura 23 Simulações médias de LC A<sub>2</sub>: (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de Na<sup>+</sup>, (D) Concentração de K<sup>+</sup>, (E) Concentração de Ca<sup>2+</sup> e (F) Concentração de Mg<sup>2+</sup>.

As simulações dos solutos foram semelhantes entre si quando analisadas as concentrações relativas entre aplicada e lixiviada (0,66, 0,73, 0,71 e 0,71 para Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, respectivamente), mas se comparadas com os valores das curvas de eluição no mesmo volume de poros aplicado (2VP), foram constatados valores observados referentes à concentração relativa de 0,62, 0,64, 0,68 e 0,27. Seguiu-se a mesma ordem dos íons apresentada, e os valores observados pelo ensaio experimental de colunas de solo foram, respectivamente, 0,54, 0,20, 5,75 e 1,09. Neste contexto, visualiza-se uma subestimação dos valores simulados para cálcio e magnésio e uma superestimação para os elementos sódio e potássio.

Para o sódio, a diferença entre as concentrações relativas, simulada e observadas foi baixa, cujos os valores da curva de eluição foram mais próximos dos simulados. Isso ocorreu porque o solo foi mais lavado com água deionizada nas curvas de eluição do que nas

colunas experimentais, portanto apresentou-se um cenário mais propício à simulação. Já os outros íons apresentaram maiores diferenças, em especial cálcio e magnésio, que apresentaram concentrações relativas maiores que 1,0 nas colunas experimentais. Isso mostra que a passagem de 2VP de água deionizada não foi suficiente para a lavagem total destes íons.

As simulações para a solução salina ( $A_3$ ) estão apresentadas na Figura 27. O volume de água lixiviado foi de 1,89L dos 2,20L aplicados, ao final do tempo de aplicação, cuja umidade inicial variou de 0,23 a 0,27 $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ . Neste cenário, a intenção foi observar se havia influência de outros elementos na água, com exceção do  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ , ou se o simulador seria mais eficiente em se tratando somente da aplicação destes íons no solo.

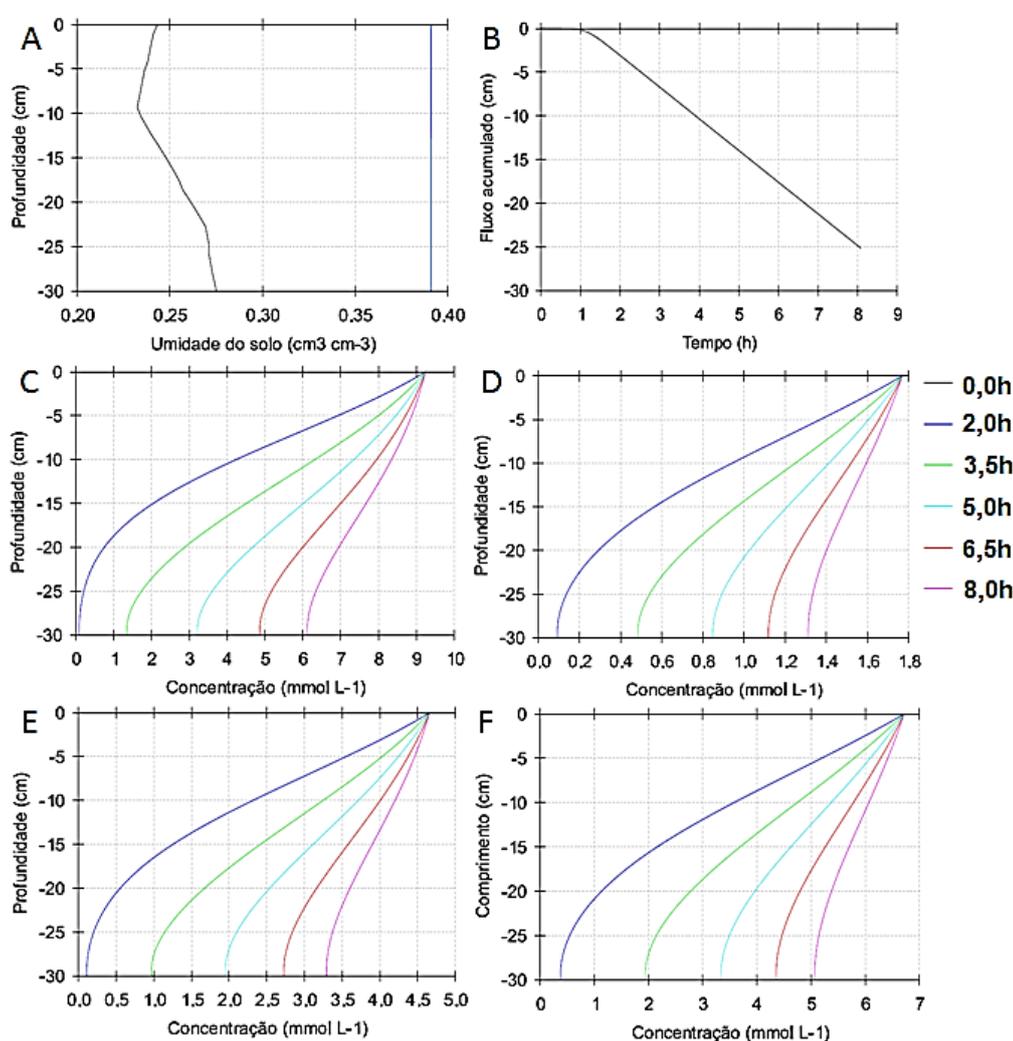


Figura 24 Simulações médias de LC  $A_3$ : (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de  $\text{Na}^+$ , (D) Concentração de  $\text{K}^+$ , (E) Concentração de  $\text{Ca}^{2+}$  e (F) Concentração de  $\text{Mg}^{2+}$ .

As concentrações relativas de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  para LC  $A_3$  simulado foram 0,65, 0,73, 0,71 e 0,75, respectivamente, enquanto os valores observados foram 0,69, 0,18, 1,15 e 0,60. Nota-se que o sódio apresentou valores simulados próximos aos observados e também

que o efeito observado em LC A<sub>2</sub> de acréscimo de nutrientes cálcio e magnésio foi reduzido neste cenário. Isso indica que possa haver indícios de outros elementos em A<sub>2</sub> que induzem a lixiviação dos íons pelo perfil do solo. A baixa concentração relativa observada pela lixiviação de potássio foi semelhante à obtida nas curvas de eluição. Tal resultado mostra que são necessários ajustes nos parâmetros para que o luvissole possa ser simulado corretamente para potássio.

As simulações para NR serão apresentadas a seguir. Na Figura 28, é apresentada a simulação para o movimento de água no cenário NR A<sub>1</sub>.

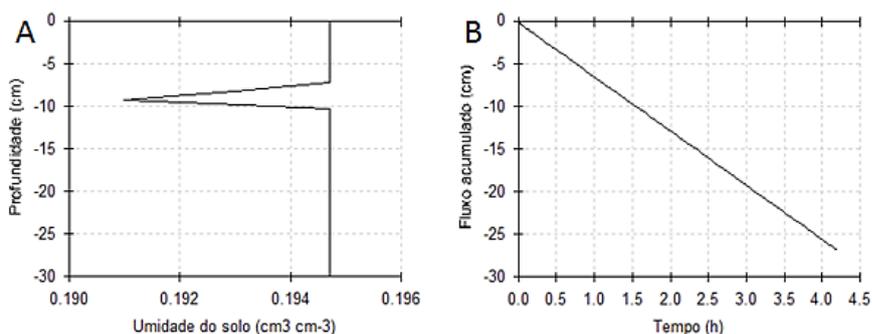


Figura 25 Simulações médias de NR A<sub>1</sub>: (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado.

Neste cenário, a umidade variou de 0,19 a 0,24cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>, e o volume de água drenado ao final da aplicação foi de 1,73L dos 2,10L aplicados. Este solo apresenta menor capacidade de retenção de água quando comparado ao LC, já que sua porosidade é menor, logo, a quantidade aplicada foi menor e consequentemente a quantidade lixiviada também, porém a velocidade de lixiviação é maior do que LC pela condutividade hidráulica (47% maior), que resultou em uma aplicação com metade do tempo dos ensaios de LC.

Na Figura 29, estão apresentadas as simulações para o cenário NR A<sub>2</sub>, em que a umidade inicial do solo apresentou maior variação e drenagem de 1,70L ao final da aplicação.

A comparação das concentrações relativas, simuladas e observadas, na ordem Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> foram: 0,77, 0,76, 0,53 e 0,58 (simulada); 0,90, 0,99, 1,00 e 0,98 (curvas de eluição); e 0,98, 0,83, 0,64 e 0,48 (colunas experimentais). O sódio e o magnésio apresentaram diferença de 21% para valores simulados dos observados, potássio apenas 8% e cálcio 17%. Percebeu-se também que o programa HYDRUS-1D subestima os valores simulados para sódio, potássio e cálcio, e superestima o valor de magnésio para NR A<sub>2</sub>.

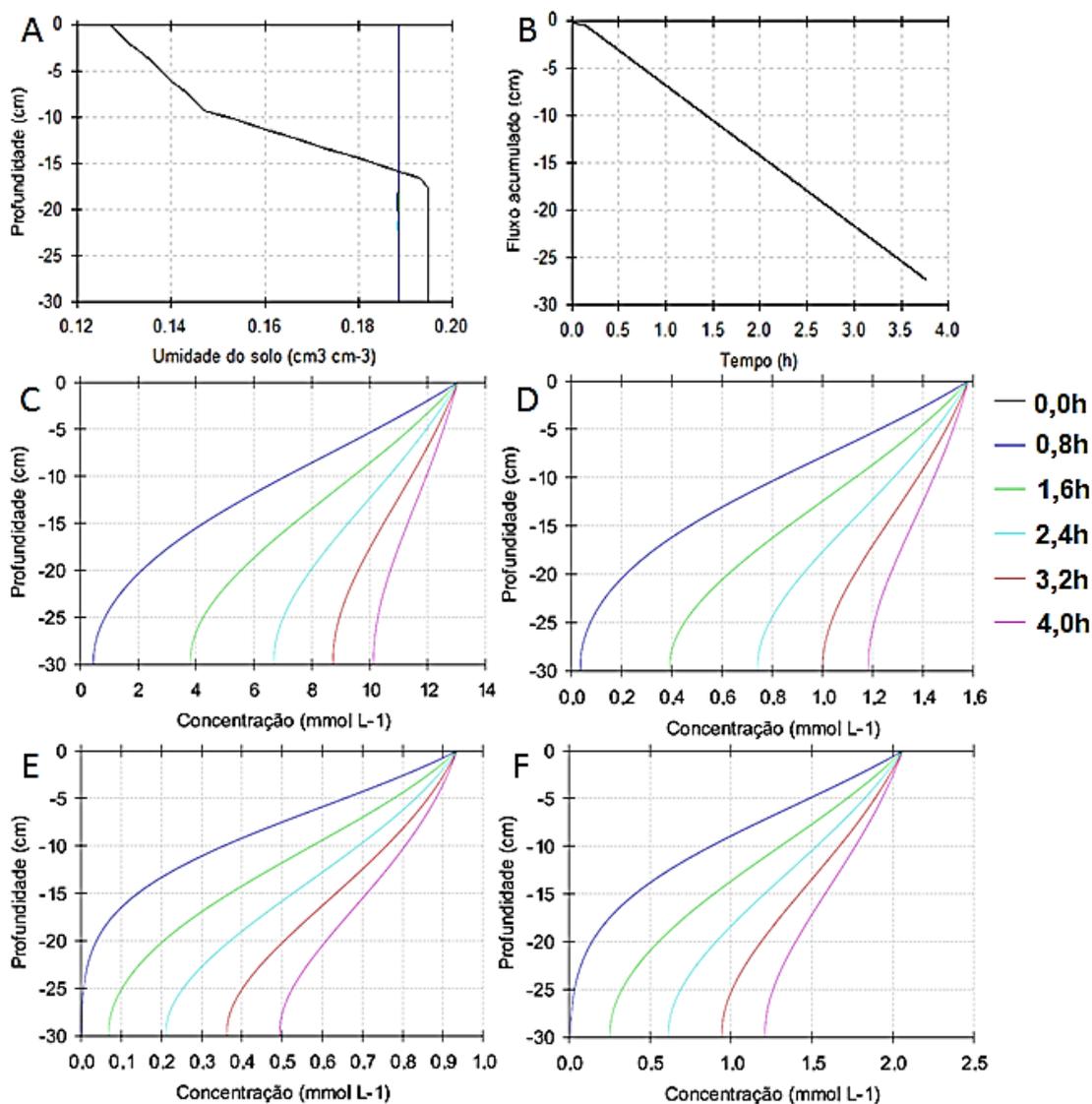


Figura 26 Simulações médias de NR A<sub>2</sub>. (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de Na<sup>+</sup>, (D) Concentração de K<sup>+</sup>, (E) Concentração de Ca<sup>2+</sup> e (F) Concentração de Mg<sup>2+</sup>.

As simulações para NR A<sub>3</sub> são apresentadas na Figura 30, em que o volume drenado simulado foi semelhante ao cenário NR A<sub>2</sub>, devido à mesma condição inicial de umidade imposta.

A comparação das concentrações relativas, simuladas e observadas, na ordem Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> foram: 0,80, 0,77, 0,54 e 0,59 (simulada) e 0,99, 0,91, 0,83 e 0,52 (colunas experimentais). Houve subestimação do programa para sódio, potássio e cálcio, e superestimação para magnésio, que apresentou boa aproximação dos dados simulados e observados. As curvas de eluição apresentaram a movimentação de íons sódio e potássio mais semelhantes às colunas experimentais. Isso demonstra que o programa precisa de melhorias para que se possa simular a movimentação de solutos de forma mais eficaz, ao se utilizar a metodologia aplicada neste experimento.

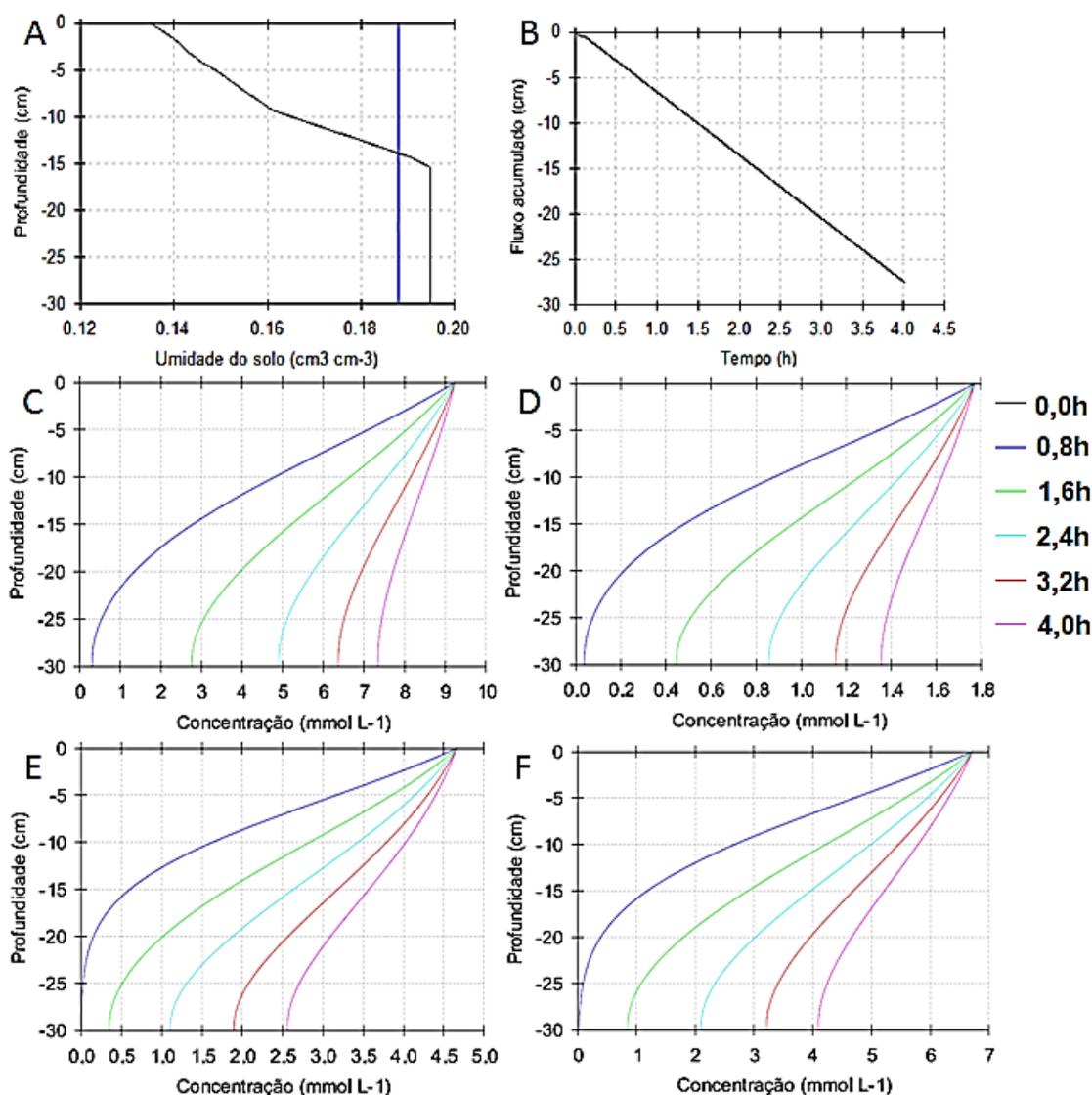


Figura 27 Simulações médias de NR A<sub>3</sub>. (A) Umidade do solo, (B) Fluxo de drenagem acumulado, (C) Concentração de Na<sup>+</sup>, (D) Concentração de K<sup>+</sup>, (E) Concentração de Ca<sup>2+</sup> e (F) Concentração de Mg<sup>2+</sup>.

Um resumo geral das simulações mostra que os melhores resultados encontrados foram: Na<sup>+</sup> para LC A<sub>3</sub>, K<sup>+</sup> para NR A<sub>2</sub> e Mg<sup>2+</sup> para NR A<sub>3</sub>. O cálcio somente pôde ser comparado, com êxito, utilizando as curvas de eluição para LC, as quais apresentaram melhor aproximação dos dados simulados.

Pesquisas para obtenção dos parâmetros de transporte de solutos, com maior rigor, e implementação de metodologias para uso do HYDRUS-1D são necessárias, para que seja possível ter mais precisão na previsão dos dados, como a determinação da tortuosidade do solo.

### 5.3.2. Resultados das comparações entre dados observados e simulados

As comparações para movimentação de água nos solos foram feitas com base nas

três coletas de água iniciais, realizadas durante o ensaio experimental. A última coleta não foi considerada nessa etapa, pois foi feita após o fluxo cessar, ou seja, o tempo de aplicação já havia sido registrado, e foi esperado até cair a última gota de água no coletor. A inexperiência com o assunto resultou em perdas de dados que poderiam ser utilizados para análise do simulador, porém esses erros foram de grande importância no aprendizado para melhores resultados em futuros experimentos. Na Tabela 9 são apresentados os resultados para o movimento de água no perfil dos solos, comparados pelo Viés.

Tabela 9 Volume lixiviado no tempo para o LC comparado aos valores simulados no HYDRUS-1D. T1, T2 e T3 - tempos de coleta (h); V1, V2 e V3 - volumes coletados (L); VF - volume total lixiviado (L); VS1, VS2 e VS3 - volumes simulados (L).

Cenários	T1	V1	VS1	T2	V2	VS2	T3	V3	VS3	VT	Erro relativo
LC A <sub>1</sub>	3,56	0,73	0,67	5,55	1,12	1,23	7,80	1,84	1,77	2,02	
Viés		8,22%			-9,82%			3,80%			7,28%
LC A <sub>2</sub>	3,64	0,75	0,62	5,58	1,19	1,15	7,90	1,95	1,78	2,06	
Viés		17,33%			3,36%			8,72%			9,80%
LC A <sub>3</sub>	3,62	0,64	0,68	5,61	1,12	1,22	7,67	1,86	1,77	2,01	
Viés		-6,25%			-8,93%			4,84%			6,67%
NR A <sub>1</sub>	1,81	0,66	0,88	2,66	1,1	1,29	3,56	1,63	1,72	2,01	
Viés		-33,33%			-17,27%			-5,52%			18,24%
NR A <sub>2</sub>	1,69	0,71	0,90	2,45	1,18	1,33	3,58	1,89	1,95	1,98	
Viés		-26,76%			-12,71%			-3,17%			14,21%
NR A <sub>3</sub>	1,77	0,74	0,90	2,63	1,18	1,35	3,97	1,93	2,05	2,01	
Viés		-21,62%			-14,41%			-6,22%			14,08%

O valor ideal do Viés é de 0 (zero) e valores positivos indicam uma subestimação do modelo, enquanto os valores negativos indicam superestimação (MORIASI *et al.*, 2007). Pode-se dizer que, para o luvisolo, o modelo de van Genuchten-Mualem (1980) foi satisfatório, pois todos os valores ficaram dentro da faixa de  $\pm 25\%$ . Verificou-se que houve variações conforme o processo de lixiviação, pois o modelo subestima os valores durante certo tempo, e superestima em outro tempo, reduzindo o erro ao final do processo, para LC A<sub>1</sub>. Quando utilizada a água de esgoto tratado (A<sub>2</sub>), o modelo se mantém satisfatório, porém com valores somente de subestimação. Para A<sub>3</sub>, o erro final foi baixo, portanto, mostra que outro fator, com exceção dos solutos analisados, pode ter interferido no fluxo de água pelo perfil do solo.

Os sólidos suspensos diferem A<sub>2</sub> de A<sub>3</sub>, os quais são a matéria orgânica presente na água residuária. A incorporação dessa matéria orgânica ao solo manteve a estrutura do solo (macro e microporos), com isso, a água apresentou um fluxo facilitado pelo perfil do solo, logo, os valores simulados sempre foram menores em A<sub>2</sub>, do que nas outras águas. Assis & Lanças

(2005) pesquisaram sobre os preparos do solo e chegaram a resultados em que onde havia maior teor de matéria orgânica. O diâmetro granulométrico do solo era maior do que nos outros preparos com aumento da macroporosidade do solo, e conseqüentemente, aumento da infiltração de água.

O neossolo já apresenta, naturalmente, uma taxa alta de macroporosidade em sua estrutura, por ser mais arenoso, e com isso, o fluxo de água é maior, portanto, apresenta valores subestimados pelo modelo utilizado. Para NR A<sub>3</sub>, as coletas iniciais apresentaram maiores erros, os quais reduziram com o passar do tempo. Assim, para processos mais longos, o modelo se ajusta melhor em solos arenosos.

As comparações dos dados de lixiviação de solutos, observados e simulados são apresentadas Na Tabela 10.

Tabela 10 Comparação dos valores observados e simulados dos solutos lixiviados. IC (Índice de concordância); Viés (Viés médio); Emax (Erro máximo); EAM (Erro absoluto médio); NSE (Eficiência de modelagem de Nash-Sutcliffe); e RSME (Erro quadrático médio).

Cenários	<b>Sódio</b>					
	IC	Viés (%)	Emax (mmol L <sup>-1</sup> )	EAM (mmol L <sup>-1</sup> )	NSE	RMSE
LC A <sub>2</sub>	0,21	-21,48	1,89	1,58	-30,47	1,61
LC A <sub>3</sub>	0,35	3,44	0,94	0,22	-0,26	0,52
NR A <sub>2</sub>	0,09	19,95	2,74	2,55	-192,17	2,56
NR A <sub>3</sub>	0,00	19,85	2,74	1,81	-175227,00	1,81
Cenários	<b>Potássio</b>					
	IC	Viés (%)	Emax (mmol L <sup>-1</sup> )	EAM (mmol L <sup>-1</sup> )	NSE	RMSE
LC A <sub>2</sub>	0,03	-260,80	0,84	0,82	-2083,55	0,81
LC A <sub>3</sub>	0,02	-303,87	1,00	0,98	-8089,53	0,98
NR A <sub>2</sub>	0,45	10,67	0,29	0,14	-2,30	0,17
NR A <sub>3</sub>	0,26	16,12	0,29	0,26	-18,08	0,27
Cenários	<b>Cálcio</b>					
	IC	Viés (%)	Emax (mmol L <sup>-1</sup> )	EAM (mmol L <sup>-1</sup> )	NSE	RMSE
LC A <sub>2</sub>	0,19	87,78	3,98	3,49	-66,50	3,51
LC A <sub>3</sub>	0,08	38,86	2,18	2,09	-367,78	2,09
NR A <sub>2</sub>	0,34	17,62	0,59	0,11	-0,10	0,33
NR A <sub>3</sub>	0,25	34,36	0,59	1,34	-21,27	1,37
Cenários	<b>Magnésio</b>					
	IC	Viés (%)	Emax (mmol L <sup>-1</sup> )	EAM (mmol L <sup>-1</sup> )	NSE	RMSE
LC A <sub>2</sub>	0,91	31,25	1,93	0,87	-3,39	0,99
LC A <sub>3</sub>	0,95	-26,26	1,44	1,05	-10,94	1,10
NR A <sub>2</sub>	0,64	-24,49	0,65	0,24	-0,63	0,42
NR A <sub>3</sub>	0,91	-17,35	0,65	0,60	-1,87	0,73

Para o luvisolo, os cenários melhores simulados para os solutos foram: LC A<sub>3</sub> para os íons sódio e magnésio, e NR A<sub>2</sub> para potássio e cálcio. Considerando-se que para magnésio, os cenários LC A<sub>2</sub> e NR A<sub>3</sub> também apresentaram bons resultados.

O Viés apresentou resultados satisfatórios para todos os cenários quando simulados para sódio, sendo melhor o LC A<sub>3</sub>. Para o potássio e o magnésio, os cenários que melhor simularam foram NR A<sub>2</sub> e NR A<sub>3</sub>; e para o cálcio, a simulação do cenário NR A<sub>2</sub> foi satisfatória.

Os menores valores de E<sub>max</sub> foram: LC A<sub>3</sub> para sódio, e NR A<sub>2</sub> e NR A<sub>3</sub> para potássio, cálcio e magnésio. Para o EAM, os cenários que apresentaram menores valores foram: LC A<sub>3</sub> para sódio e NR A<sub>2</sub> para potássio, cálcio e magnésio.

O NSE apresentou valores negativos para todos os cenários e isso significa que os valores observados representaram melhor o cenário, ou seja, as simulações não foram eficientes para a metodologia aplicada as simulações não foram eficientes para a metodologia aplicada nem para os modelos utilizados. Mas as simulações que mais se aproximaram dos valores ideais foram: LC A<sub>3</sub> para sódio, e NR A<sub>2</sub> para potássio, cálcio e magnésio. As simulações que representaram melhor os cenários, pelo índice RMSE foram: LC A<sub>3</sub> para o sódio, e NR A<sub>2</sub> para potássio, cálcio e magnésio.

Em geral, pode-se dizer que, por apresentarem maior incidência como melhores cenários simulados, o cenário LC A<sub>3</sub> foi melhor simulado com o soluto sódio pelo programa HYDRUS-1D e os demais solutos (potássio, cálcio e magnésio) foram melhor simulados no cenário NR A<sub>2</sub>, mostrando que o programa tem potencial para ser utilizado na simulação de movimento de água e solutos no solo. Para todos os cenários analisados, o magnésio apresentou pelo menos um índice satisfatório. O potássio e cálcio não foram eficientemente simulados para o luvisolo.

## 6. CONCLUSÕES

1 A metodologia utilizada neste experimento, para a lixiviação, não apresentou problemas quanto à coleta de dados, junto aos erros cometidos que poderiam resultar em melhores valores, como coletas ao longo do tempo.

2 A eficiência da simulação para o movimento da água nos solos pelo programa HYDRUS-1D foi satisfatória para o Luvisolo Crômico, devido ao tempo do processo ser maior e o programa se adequar melhor a tempos longos de processo.

3 A eficiência da simulação do movimento miscível dos solutos nos solos pelo programa HYDRUS-1D foi melhor observada no Luvisolo Crômico com aplicação de solução salina, para o íon sódio e, no Neossolo Regolítico, com a aplicação de água residuária de esgoto doméstico, para os íons potássio, cálcio e magnésio. O magnésio apresentou pelo menos um índice satisfatório para todos os cenários analisados. O potássio e cálcio não foram eficientemente simulados no Luvisolo Crômico. A deficiência do programa em simular alguns cenários mostra que é necessário o incremento de mais parâmetros ou metodologias melhoradas para que os resultados sejam ainda mais eficientes.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. 434p. Brasília-DF, 2013.
- ALCÂNTARA, M. A. K.; CAMARGO, O. A. Fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão para o crômio (III) em solos muito intemperizados, influenciados pelo pH, textura e matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 25, p. 209-216, 2001.
- ALMEIDA, K. S. S. A.; SOUZA, L. S.; PAZ, V. P. S.; SILVA, F. T. S; PEREIRA, J. S. L. Variabilidade espacial da condutividade hidráulica do solo saturado em latossolo amarelo distrocoeso, no município de Cruz das Almas. *Revista Irriga*, v. 22, n. 1, p. 259-274, Botucatu-SP, 2017.
- ALMEIDA, J. P. N.; COSTA, L. R.; SAMPAIO, P. R. F.; AZEVEDO, J.; DIAS, N. S. **Utilização de esgoto doméstico tratado na produção de mudas de maracujazeiro amarelo**. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 7, n. 4, p. 69-75, Mossoró-RN, 2012.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Embrapa Mandioca e Fruticultura, Cruz das Almas-BA, 227p. 2010.
- ÁLVAREZ-BENEDÍ, J.; ISLA, T.; CARTÓN, A.; BOLADO, Y. S. Efecto de la velocidad de flujo em los parámetros de transporte de solutos. In: MUÑOZ-CARPENA, R.; RITTER, A.; TASCÓN, C. (Ed.). **Estudios em la zona no saturada del suelo**. La Laguna: ICIA, P. 157-161, 1999.
- ARATANI, R. G. **Qualidade Física e Química do Solo sob diferentes Manejos e Condições Edafoclimáticas no Estado de São Paulo**. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008. . 120p. Tese de Doutorado.
- ARCHELA, E.; CARRARO, A.; FERNANDES, F.; BARROS, O. N. F.; ARCHELA, R. S. **Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos**. *Revista Geografia*, v. 12, n. 1, Londrina-PR, 2003.
- ARRAES, F. D. D. **Modelagem bidimensional do movimento de água em condições de solo não saturado**. Tese em Física do Ambiente Agrícola. Universidade de São Paulo. 86p, Piracicaba-SP, 2014.
- ASSIS, R. L.; LANÇAS, K. P. Avaliação dos atributos físicos de um nitossolo vermelho distroférico sob sistema plantio direto, preparo convencional e mata nativa. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n. 29, p. 515-522, 2005.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p.
- BARBOSA, L. M. M. A. Levantamento taxonômico das famílias convolvulaceae e solanaceae no sítio Imbaúba, Lagoa Seca, Paraíba. **TCC**. UEPB. 2011.
- BARROS, K. K.; NASCIMENTO, C. W. A.; FLORENCIO, L. **Nematode suppression and growth stimulation in corn plants (*Zea mays L.*) irrigated with domestic effluent**. *Water Science and Technology*. v. 66, p. 681-688, 2012.
- BARROS, A. C.; FOLEGATTI, M. V.; SOUZA, C. F.; SANTORO, B. L. Distribuição da solução no solo aplicado por gotejamento enterrado e artificial. **Revista Irriga**, v. 15, n. 4, 2010.

BATISTA, R. O.; SOARES, A. A.; SANTOS, D. B. **Riscos da fertirrigação com esgoto sanitário e as relações entre os íons  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  e a salinidade total.** Revista Ceres, v. 53, n. 307, p. 394-398, Viçosa-MG, 2006.

BEAR, J. Dynamics of fluids in porous media. New York: **American Elsevier**, 1972. 764 p.

BELTRÁN, S. M. **Integrated approach to address salinity problems in irrigated agriculture.** Livro Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados, capítulo 1, p. 3-8. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, Fortaleza-CE, 2010.

BERNARDES, R. S. **Condutividade hidráulica de três solos da região norte fluminense. Dissertação em Produção Vegetal.** Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 80p, 2005.

BERNARDO, S.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de Irrigação.** 8. Ed. Viçosa, MG: UFV, 2006. 625 p.

BORGES JÚNIOR, J. C. F. **Modelo computacional para tomada de decisão em agricultura irrigada.** Viçosa: UFV, 2004. 250p. Tese Doutorado.

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

BORGES JÚNIOR, J. C. F.; FERREIRA, P. A. Programa DISP v1.1d. 2004.

BORGES JÚNIOR., J. C. F.; FERREIRA, P. A.; HEDEN-DUNKHORST, B.; ANDRADE, C. L. T. **Modelo computacional para suporte à decisão em áreas irrigadas.** Parte I: Desenvolvimento e análise de sensibilidade. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (Online), Campina Grande, v.12, n.1, p.13-11, 2008.

BRASIL. Secretaria Nacional de Irrigação. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normas climatológicas: 1961-1990.** Brasília, DF: Embrapa-SPI, 1992. 84 p.

CHANG, D.; MAN, Z. **Wastewater reclamation and reuse in Beijing: Influence factors and policy implications.** Desalination. V. 297, p. 72-78, 2012.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; SEGRAC Editora e Gráfica; 544p. Belo Horizonte-MG, 2001.

CHRISTOFIDIS, D. **Água, irrigação e agropecuária sustentável.** Revista de Política Agrícola, ano XXII, n. 1, Brasília-DF, 2013.

CONAMA 430, **Resolução** (2011). Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 05/10/2011.

COSTA, A. R. F. C. DA; TORRES, S. B.; OLIVEIRA, F. N. DE; FERREIRA, G. S. **Emergência de plântulas de melão em diferentes níveis de salinidade da água de irrigação.** Revista Caatinga, v.21, n.3, p.89-93, julho/setembro de 2008.

COSTA, R. H. G. P.; BASSOI, L. J.; BRESAOLA JUNIOR, R.; CARRARA, S. M. C. M.; NASCIMENTO, J. E.; NUVOLARI, A.; PAULA, P. N.; RIBEIRO, F. M.; STANGE, K. **Reúso de água: conceitos, teorias e práticas (revisão, atualização e ampliação).** 2. ed. São Paulo:

Blucher, 2010. 408p.

CRISPIM, D. L.; LEITE, R. P.; CHAVES, A. D. C. G.; MARACAJÁ, P. B.; BARBOSA, R. C. A.; CAJÁ, D. F. **Diagnóstico ambiental do rio Piancó próximo ao perímetro urbano da cidade de Pombal-PB**. Revista Brasileira de Gestão Ambiental, v. 7, n. 3, p. 1-6, Pombal-PB, 2013.

DAVIESA, E. G. R.; SIMONOVICB, S. P. **Global water resources modeling with an integrated model of the social–economic–environmental system**. Advances in Water Resources, v. 34, l. 6, p. 684-700, 2011.

ELLIES SCH, A.; GREZ, R.; RAMIREES, C. G. **La conductividad hidraulica en fase saturada como herramienta para el diagnostico de la estructura del solo**. Agro Sur, v.15, n.1, p. 51-56, 1997.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise do solo. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa CNPS, 1997. 247p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

FALLEIROS, M.C.; PORTEZAN, O.; OLIVEIRA, J.C.M.; BACCHI, O.O.S. & REICHARDT, K. **Spatial and temporal variability of soil hydraulic conductivity in relation to soil water redistribution, using an exponential model**. Soil Till. Res., 45:279-285, 1998.

FERREIRA, P. A. Transporte de solutos no solo. Viçosa: UFV, 2007. 30 p.

FERREIRA, P. V. Estatística experimental aplicada à agronomia. Maceió, EDUFAL, 1991. 440p.

FREIRE, M. B. G. S.; RUIZ, H. A.; RIBEIRO, M. R.; FERREIRA, P. A.; ALVAREZ, V.; FREIRE, F. J. Estimativa do risco de sodificação de solos de Pernambuco pelo uso de águas salinas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.2, p.227-232, Campina Grande-PB. 2003.

GASPARETTO, E. C.; BRAIDA, J. A.; CARNEIRO, M.; SCARIOT, J. J.; TABOLKA, C. L. **Grau de Flocculação da Argila de um Latossolo Vermelho utilizado com Lavoura e Mata Nativa**. Synergismus Scyentifica, v. 04, n.1, 2009.

GONÇALVES, A. D. M. A. Efeito da temperatura no transporte dos íons potássio e nitrato no solo. 2007. 83p. **Dissertação**. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

GONÇALVES, A. D. M. A.; LIBARDI, P. L. **Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 37:1174-1184. Viçosa-MG. 2013 .

HESPANHOL, I. **Potencial de reuso de água no Brasil - agricultura, indústria, municípios e recarga de aquíferos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, RS. v.7, p.75-95, 2002.

HILLEL, D. (1971) **Soil and Water – Physical principles and processes**. New York: Academic Press, 287p.

HUTCHINSON, W.; JEFFREY, M.; O’SULLIVAN, D. dos.; CASEMENT, D.; CLARKE, S. **Recirculating Aquaculture Systems: Minimum Standards for Design, Construction and Management**. Inland Aquaculture Association of South Australia Inc. 2004. 70. Documento de referência: RAS MSDCM V2 040220.

ISO 11464. (1994). Soil Quality – Pretreatment of samples for physico-chemical analysis. International Organization for Standardization. Geneva, Switzerland. 9 p.

KASSAB, G.; HALALSHEH, M.; KLAPWIJK, A.; FAYYAD, M.; VAN LIER, J.B. **Sequential anaerobic–aerobic treatment for domestic wastewater – A review**. Bioresource Technology, v. 101, n. 10, p. 3299-3310, 2010.

KIZILOGLU, F. M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. **Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. *botrytis*) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. *rubra*) grown on calcareous soil in Turkey**. Agricultural Water Management. v. 95 p. 716-724. 2008.

KOLAHCHI, Z; JALALI, M. Simulating of potassium in a Sandy soil using simple and complex models. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 85, n. 1-2, p. 85-94, 2006.

LORF, E. P.; MELO, E. F. R. Q.; THOMÉ, A.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Retenção de metais em solo da antiga área de disposição de resíduos sólidos urbanos de Passo Fundo-RS. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 2, n. 2, p. 43-60, 2008.

LACERDA, C. F.; NEVES, A. L. R.; GUIMARÃES, F. V. A.; SILVA, F. L. B.; PRISCO, J. T.; GHEYI, H. R. **Eficiência de utilização de água e nutrientes em plantas de feijão-de-corda irrigadas com água salina em diferentes estádios de desenvolvimento**. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 29, n. 02, p.221-230, jun. 2009.

LEAL, G. I.; ACCIOLY, A. M. A.; NASCIMENTO, A. W. C.; FREIRE, S. G. B. M.; MONTENEGRO, A. A. A.; FERREIRA, L. F. **Fitorremediação de solo salino por *Atriplex nummularia* e gesso de jazida**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.1065-1072, 2008.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: EDUSP, 2005. 335p.

LIMA, A. B. B. V. Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema sequencial constituído de ozonização em processo biológico aeróbio. Dissertação. 83p. USP, São Carlos-SP. 2006

LIMA, C. L. R.; PILLON, C. N.; LIMA, A. C. R. Qualidade Física do Solo: Indicadores Quantitativos. **Publicação Embrapa Clima Temperado**, p. 1-25, 2007.

LIMA, V. L. A; FARIAS, M. S. S; BORGES JÚNIOR, J. C. F. **Drenagem agrícola no manejo dos solos afetados por sais**. Livro Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados, capítulo 20, p. 369-381. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, Fortaleza-CE, 2010.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores uasb tratando esgoto doméstico**. 174f. Tese de doutorado (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

MANGUERRA, H. B.; GARCIA, L. A. **Field strategy for agricultural drainage and water-quality management**. Journal of Irrigation and Drainage Engineering of ASCE, v.123, n.1, p.37-44, 1997.

MARTINEZ, M. A.; SILVA, J. B. G.; PEREIRA, D. R. **Modelagem do movimento de sais no solo**. Livro Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados, capítulo 7, p. 94. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, Fortaleza-CE, 2010.

MATOS, A.T. Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo em solos do município de Viçosa-MG. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1995. 110p. (Tese de Doutorado).

MEDEIROS, P. R. F.; SILVA, E. F. F.; DUARTE, S. N. **Salinidade em ambiente protegido**. Livro Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados, capítulo 6, p. 86. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, Fortaleza-CE, 2010.

MESQUITA, D.P.B. Monitorização e Análise de Imagem de um Reactor Descontínuo Sequencial de lamas activadas. 2006. 122f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia)- Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Portugal, 2006.

MIRANDA, J. H. **Modelo para simulação da dinâmica da água em sistemas de drenagem subterrânea e cálculo do espaçamento econômico entre drenos**. Piracicaba: ESALQ, 1997, 89p. Dissertação Mestrado.

MONCADA, M. P. H. Estudo e laboratório de características de colapso e transporte de soluto associadas à infiltração de licor cáustico em um solo laterítico. 219f. **Dissertação**. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2004.

MONTENEGRO, A. A. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L. Variabilidade espacial de classes de textura, salinidade e condutividade hidráulica de solos em planície aluvial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.10, n.1, p.30–37, Campina Grande-PB. 2006

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J.G.; VAN LIEW. M.W.; BINGNER, R.L.; HARMEL.T.L.; VEITH.T.L. **Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations**. Transactions of the ASABE, St. Joseph, v50, n°3, 2007, p885-900.

MOUTA, E. R.; MELO, W. J.; SOARES, M. R.; ALLEONI, L. R. F.; CASAGRANDE, J. C. Adsorção de selênio em latossolos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, n.32, p.1033-1041, 2008.

MUALEM, Y.A. **A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media**. *Water Resources Research*, Washington, v.12, p.512-522. 1976.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible displacement: III, Theoretical considerations. **Soil Science Society of America Proceedings**, v.26, n.3, p.216-221, 1962.

NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible displacement: V. Exchange processes. **Soil Science Society American Proceedings**, v. 27, p. 623-627, 1963.

NIELSEN, D. R.; VAN GENUCHTEN, M. T.; BIGGAR, J. W. Water flow and solute transport process in the unsaturated zone. **Water Resources Research**, Washington, v. 22, n. 9, p. 89-108, 1986.

OR, D.; WRAITH, J.M. **Agricultural and environmental soil physics**. Logan: Utah State University, 1997. 218p.

PINHO, R. E. C.; MIRANDA, J. H. **Avaliação do modelo HYDRUS-1D na simulação do transporte de água e potássio em colunas preenchidas com solos tropicais**. *Revista de Engenharia Agrícola*, v. 34, n. 5, p. 899-911, Jaboticabal-SP, 2014.

PINHO, R. E. C.; Teores de água e solutos no solo: desempenho e sensibilidade do modelo HYDRUS-1D. Dissertação. 81p. USP. 2009.

RAMOS, T.; GONÇALVES, M. C.; MARTINS, J. C.; PIRES, F.; PEREIRA, L. S. Propriedades hidráulicas do solo para as diferentes classes texturais. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 34, n 2, p. 252-264. 2011.

RAVIV, M.; WALLACH, R.; SILBER, A.; MEDINA, S.; KRASNOVSKY, A. **Effect of hydraulic characteristics of volcanic materials on yield of roses grown in soilless culture**. Journal of the American Society for Horticultural Science, v.124, p.205- 209, 1999.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo :Manole, 1990. 188p.

RIBEIRO, M. R. **Origem e classificação dos solos afetados por sais**. Livro Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados, capítulo 2, p. 12. Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Salinidade, Fortaleza-CE, 2010.

RIBEIRO, D. P.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; PARREIRAS, M. S. N.; CECON, P. R. Relação da velocidade de escoamento da solução e do comprimento da coluna de solo com os parâmetros de transporte de potássio em um latossolo e um neossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 35, p. 1907-1916, 2011.

RICHARDS, L.A. & FIREMAN, M. Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. **Soil Science**, n. 56, p. 395-404, 1943.

RIGO, M.; RAMOS, R. R; CERQUEIRA, A. A.; SOUZA, P. S. A.; MARQUES, M. C. R. **Destinação e reuso na agricultura de lodo de esgoto derivado do tratamento de águas residuárias domésticas no Brasil**. Revista Gaia Scientia, v. 8, n. 1, p. 174-186, João Pessoa-PB, 2014.

ROTH, K. **Lecture notes in soil physics: version 3,2**, Stuttgart: University of Hohenheim, Institute of Soil Science, 180p. 1996.

SANCHEZ, E. **Propriedades físicas do solo e Produtividade de soja em sucessão a Plantas de cobertura de inverno**. Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, 2012. 48p. Dissertação de Mestrado.

SANTANA, M. J.; CARVALHO, J. A.; SOUZA, K. J.; SOUSA, A. M. G.; VASCONCELOS, C. L.; ANDRADE, L. A. B. **Efeitos da salinidade da água de irrigação na brotação e desenvolvimento inicial da cana-de-açúcar (saccharum spp) e em solos com diferentes níveis texturais**. Ciência Agrotecnica, v. 31, n. 5, p. 1470-1476, set./out., 2007.

SANTOS, J. S.; LIMA, V. L. A.; BORGES JUNIOR, J. C. F.; SILVA, L. V. B. D.; AZEVEDO, C. A. V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.11, p.1226–1233, Campina Grande-PB, 2010.

SANTOS, R. S. S. Simulação da dinâmica do íon potássio pelo modelo HYDRUS-1D em condições de solo salino. **Tese**. 132p. USP. 2014.

SILVA JUNIOR, J. J. **Aplicação do método inverso pelo modelo HYDRUS-2D para obtenção de propriedades hídricas de solos tropicais**. Tese em Recursos Hídricos e Sistemas Agrícolas. Universidade Federal de Lavras. 109p, 2014.

SILVA, E. B.; LIBARDI, P.L. **Propriedades hidráulicas de um solo não saturado utilizando-se o permeâmetro a disco**. Sci. Agric., 57:525-529, 2000.

SILVA, G. L. Qualidade física de um luvisolo cultivado com sistemas agroflorestais e convencional no semi-árido cearense. **Dissertação**. 55p. UFC. 2008.

SILVA, L.; SILVA, M. M.; CORREA, M. M.; SOUZA, F. C. D.; SILVA, E. F. F. **Desempenho de gotejamento autocompensante com diferentes efluentes de esgoto doméstico.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 5, p. 480-486, Campina Grande-PB, 2012.

SILVA, M. S. L.; CHAVES, V. C.; CAVALCANTI, A. C.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SANTO, J. C. P.; MENDES, A. M. S.; ANJOS, J. B. **Adensamento e compactação de solos irrigáveis da zona semi-árida do Nordeste brasileiro.** Publicação Embrapa Solos UEP Nordeste, 2007.

SILVA, R. M.; MEDEIROS, I. C. Análise hidrossedimentológica em ambiente SIG usando o modelo SWAT. **Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica**, n 14, p. 211-231, 2014.

ŠIMŮNEK, J.; M. TH. VAN GENUCHTEN. Numerical model for simulating multiple solute transport in variably-saturated soils, *Proc. "Water Pollution III: Modelling, Measurement, and Prediction*, Ed. L. C. Wrobel and P. Latinopoulos, Computation Mechanics Publication, Ashurst Lodge, Ashurst, Southampton, UK, pp. 21-30, 1995.

ŠIMŮNEK, J., M.T. H. VAN GENUCHTEN, AND M. ŠEJNA. 2005. **The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media.** Version 3.0. HYDRUS Software Ser. 1. Dep. of Environmental Sciences, Univ. of California, Riverside.

ŠIMŮNEK, J.; ŠEJNA, M.; SAITO, H.; SAKAI, M.; 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**, v.4.16. Riverside: University of California Riverside, 2013. 305p.

ŠIMŮNEK, J.; VAN GENUCHTEN. M. T.; ŠEJNA, M. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages, and related codes, **Vadose Zone Journal**, doi:10.2136/VZJ2007.0077, Special Issue "Vadose Zone Modeling", 7(2), 587-600, 2008.

SKAGGS, R. W.; MONKE, E. J.; HUGGINS, L. F. **An approximate method for determining the hydraulic conductivity function of unsaturated soil.** 1970.

SKAGGS, R. W. 1981. **DRAINMOD Reference Report. Methods for design and evaluation of drainage-water management systems for soils with high water tables.** USDA-SCS 329 pp.

SNIS. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Água e esgotos.** 2014.

TAVARES FILHO, A. N.; BARROS, M. F. C.; ROLIM, M. M.; SILVA, E. F. F. **Incorporação de gesso para correção da salinidade e sodicidade de solos salino-sódicos.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 3, p. 247-252, Campina Grande-PB, 2012.

UCKER, F. E. Movimentação hídrica do íon potássio em neossolo quartzarênico sob cana-de-açúcar e vegetação de cerrado. **Tese**, 86p. UFG, 2015.

VALOCCHI, A. J. Describing the transport of ion-exchanging contaminants using an effective  $k_d$  approach. **Water Resource Research**, v.20, n.4, p.499-503, 1984.

VAN GENUCHTEN, M. T., KAVEH, F., RUSSELL, W.B., AND YATES, S.R. (1989) Direct and indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils. In Land qualities

in space and time. Bouma, J. and Bregt, A.K. (eds.), 352pp, Pudoc, Wageningen, 61-72.

VAN GENUCHTEN, M. T. **A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils.** Soil Science Society of America Journal, v. 44, p.892-898, 1980.

VAN GENUCHTEN, M. T.; LEIJ, F. J.; YATES, S. R. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils, Version 1.0. EPA Report 600/2-91/065, U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, California. 1991.

VAN LIER, J.B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic wastewater treatment. In: M. HENZE, M.C.M.; VAN LOOSDRECHT, G.A.; EKAMA, D.; BRDJANOVIC (eds.), Biological Wastewater Treatment, Principles, Modelling and Design, Chapter 16, ISBN: 9781843391883, IWA Publishing, London, UK, p. 415-456. 2008.

VAN GENUCHTEN, M. T.; WIERENGA, P. J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In: Methods of soil analysis, Part 1. **Madison: American Society of Agronomy - Soil Science Society of America**, p.1025-1054, 1986.

VASCONCELOS, M. C. C. A. Salinidade do solo em áreas irrigadas: aspectos físicos e químicos. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 10, n. 1, Patos-PB, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2011.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3ª ed. Belo Horizonte: Segrac, 2005. 452 p.

WILLMOT, C. J. Some Comments on the Evaluation of Model Performance. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 63, p. 1309-1313, 1982.

WILLMOTT, C. J.; MATSUURA, K. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. **Climate Research, Oldendorff**, v.30, p.79-82, 2005.

ZHAO, L.; WANG, Y.; YANG, J.; XING, M.; LI, X.; YI, D.; DENG, D. **Earthworm-microorganism interactions:** a strategy to stabilize domestic wastewater sludge. **Water Research**, 44:2572-2582. 2010.