



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
COPEAG - COORD. DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENG. AGRÍCOLA



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

Dissertação de Mestrado

**DESLOCAMENTO DE SOLUTOS PROVENIENTES DE
ÁGUA RESIDUÁRIA EM COLUNAS DE SOLO**

JOELMA SALES DOS SANTOS

**Campina Grande
Paraíba**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**



PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

MESTRADO

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

**DESLOCAMENTO DE SOLUTOS PROVENIENTES DE ÁGUA RESIDUÁRIA EM
COLUNAS DE SOLO**

DISSERTAÇÃO

JOELMA SALES DOS SANTOS

**CAMPINA GRANDE - PARAÍBA
FEVEREIRO - 2008**

JOELMA SALES DOS SANTOS
ENGENHEIRA AGRÍCOLA

**DESLOCAMENTO DE SOLUTOS PROVENIENTES DE ÁGUA RESIDUÁRIA EM
COLUNAS DE SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Agrícola.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO:

ENGENHARIA DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM

ORIENTADORES:

VERA LÚCIA ANTUNES DE LIMA – Doutora - UFCG/CTRN/UAEAg

JOÃO CARLOS FERREIRA BORGES JÚNIOR – Doutor - UFRPE/UAG

CAMPINA GRANDE – PARAÍBA

FEVEREIRO – 2008



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
UNIDADE ACADÊMICA DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**



PARECER FINAL DO JULGAMENTO DE DISSERTAÇÃO DA MESTRANDA

JOELMA SALES DOS SANTOS

**DESLOCAMENTO DE SOLUTOS PROVENIENTES DE ÁGUA
RESIDUÁRIA EM COLUNAS DE SOLO**

BANCA EXAMINADORA:

PARECER

Dr^a Vera Lúcia Antunes de Lima – Orientadora

Dr. João Carlos Ferreira Borges Júnior – Orientador

Dr. José Dantas Neto – Examinador

Dr^a M^a Sallydelândia Sobral de Farias – Examinadora

CAMPINA GRANDE - PARAÍBA

2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

S237d

2008 Santos, Joelma Sales dos.

Deslocamento de solutos provenientes de água residuária em colunas de solo / Joelma Sales dos Santos — Campina Grande, 2008.
92f.: il.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.
Referências.

Orientadores : Dra. Vera Lúcia Antunes de Lima, Dr. João Carlos Ferreira Borges Júnior.

1. Movimento de solutos. 2. Fator de retardamento. 3. Água residuária. 4. Coeficiente de difusão - dispersão. I. Título.

CDU – 631.432.3:631.879.2(043)

O Senhor é o meu pastor. Nada me falta. (Salmo 23)

*Dedico esse trabalho aos meus pais,
José e Damiana, por sempre
acreditarem em mim. Meu amor e
gratidão por tudo que fazem por
mim.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder o dom da vida e por sua presença em todos os momentos de minha vida.

A meus pais, pelo incentivo e apoio em todas as escolhas que fiz. A minha irmã Jailma, pelo amor, carinho e compreensão, sobretudo nos momentos de ausência.

À Universidade Federal de Campina Grande, em especial aos Professores da Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola, pelo conhecimento que me transmitiram durante a realização do curso.

À Professora Vera, pela orientação, ensinamento e pela amizade que levarei pela vida inteira; ao Professor João Carlos, pela orientação constante, mesmo com a distância; aos dois, minha gratidão pela oportunidade de ter realizado este trabalho.

A todos os meus amigos, em especial a Aline, Denise, Kaline, Karla, Silvana e Susane, que vocês também fazem parte desta conquista.

A Leda, pela amizade, apoio e dedicação durante todo o experimento.

Aos meus amigos de graduação e mestrado, Riuzuani Michelle e Walker Albuquerque, pelo convívio nos últimos anos e pela amizade que levarei para sempre.

Aos colegas da turma de mestrado, pelo convívio durante os dois últimos anos.

A Fátima e Miguel, funcionários do LRMS, pelo auxílio na obtenção dos solos utilizados neste trabalho.

Aos técnicos e funcionários do Laboratório de Água e Solos da UFPB e do Laboratório de Irrigação e Salinidade da UFCG, em especial a Cristina (UFPB) e a Doutor (UFCG) pela contribuição na utilização dos equipamentos de laboratório e em todas as análises.

Aos bolsistas CNPq/PIBIQ, Tassiana e Felipe, pela ajuda durante os ensaios e análise dos efluentes.

A Dona Rivanilda e a todos os funcionários da Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela atenção, em especial à Coordenadora Professora Josivanda.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudo durante o mestrado.

À granja de avicultura e suinocultura Azevém e ao PROSAB, que nos disponibilizaram as águas para a realização dos ensaios.

Enfim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desta pesquisa.

ÍNDICE

RESUMO.....	i
ABSTRACT.....	ii
LISTA DE FIGURAS.....	iii
LISTA DE TABELAS.....	iv
LISTA DE QUADROS.....	vi
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Objetivos.....	2
1.1.1. Objetivo Geral.....	2
1.1.2. Objetivos Específicos.....	3
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. Águas residuárias.....	4
2.1.1. A água residuária doméstica.....	4
2.1.2. A água residuária de suinocultura.....	5
2.1.3. Necessidade de uso de águas residuárias.....	7
2.1.4. Tratamento das águas residuárias.....	8
2.2. Reúso no Brasil.....	8
2.3. Impactos ambientais do uso de água residuária.....	9
2.3.1. No solo.....	10
2.3.2. Nas águas subterrâneas.....	11
2.4. Legislação ambiental para reúso de água.....	12
2.5. Dinâmica da água no solo.....	13
2.6. Dinâmica dos solutos no solo.....	14
2.6.1. Coeficiente de dispersão-difusão e fator de retardamento.....	16
2.7. Processo de lixiviação.....	18
2.8. Uso de modelos matemáticos para avaliar o deslocamento dos solutos no solo.....	19
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1. Localização.....	22
3.2. Caracterização dos solos.....	22
3.3. Caracterização das águas residuárias.....	24
3.3.1. Água residuária doméstica.....	24
3.3.2. Água residuária da suinocultura.....	25

3.4. Montagem das colunas de solo.....	26
3.5. Saturação das colunas.....	28
3.6. Coleta e análise do efluente.....	28
3.7. Análises dos solos contidos nas colunas no final do experimento.....	31
3.8. Determinação dos parâmetros de transporte de solutos no solo.....	31
3.8.1. Dados de entrada do programa DISP.....	31
3.8.2. Dados de saída do programa DISP.....	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4.1. Água residuária doméstica.....	33
4.1.1. Parâmetros de transporte para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico.....	34
4.1.1.1. Fator de retardamento para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	34
4.1.1.2. Fator de retardamento da condutividade elétrica.....	38
4.1.1.3. Coeficiente de dispersão-difusão dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	40
4.1.1.4. Coeficiente de dispersão-difusão da condutividade elétrica.....	41
4.2. Água residuária de suinocultura.....	42
4.2.1. Parâmetros de transporte para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico.....	43
4.2.1.1. Fator de retardamento para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	43
4.2.1.2. Fator de retardamento da condutividade elétrica.....	47
4.2.1.3. Coeficiente de dispersão-difusão dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	49
4.2.1.4. Coeficiente de dispersão-difusão da condutividade elétrica.....	50
4.3. Efeitos da aplicação das águas residuárias nas características químicas dos solos.....	51
4.3.1. Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico.....	51
4.3.2. Neossolo Regolítico Eutrófico.....	54
5. CONCLUSÕES.....	57
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58
APENDICE A.....	71
APENDICE B.....	83

RESUMO

DESLOCAMENTO DE SOLUTOS PROVENIENTES DE ÁGUA RESIDUÁRIA EM COLUNAS DE SOLO

Com o objetivo de avaliar os parâmetros de transporte fator de retardamento, coeficiente de dispersão-difusão e curva de efluente dos íons cálcio, magnésio, sódio, potássio e da condutividade elétrica presentes nas águas residuárias de origem de doméstica tratada e de suinocultura realizou-se um experimento em laboratório com colunas de solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico. Através de frascos de Mariotte passou-se cerca de dois volumes de água destilada nas colunas e, em seguida, interligou-se outro frasco contendo as águas residuárias que lixiviou 3,75 volume de poros divididos em 25 alíquotas. Os efluentes obtidos das colunas foram encaminhados ao laboratório e com os valores das concentrações relativas foram construídas as curvas de distribuição de efluentes para os solutos cálcio, magnésio, sódio e potássio. Os parâmetros de transportes foram calculados através modelo computacional DISP (Programa para cálculo dos parâmetros de transporte de solutos no solo em deslocamento de fluidos miscíveis). Os resultados obtidos permitiram concluir que os fatores de retardamento foram mais altos para o sódio no solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e para o íon magnésio no Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviados com água residuária doméstica tratada. Para a água residuária de suinocultura os maiores valores foram calculados para o íon magnésio nos dois solos. Em relação aos coeficientes de dispersão-difusão verificou-se que os maiores valores foram observados para o Neossolo Regolítico Eutrófico independente do tipo de água. De modo geral o maior aporte de nutrientes foi detectado nos solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico após ser lixiviado com as águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura.

Palavras-chave: Movimento de solutos; Fator de retardamento; Água residuária; Coeficientes de difusão-dispersão

ABSTRACT

SOLUTES DISPLACEMENT IN THE WASTEWATER IN THE SOILS COLUMNS

Aiming to evaluate the factors of retardation, coefficients of dispersion-diffusion and effluent curves of calcium, magnesium, sodium, potassium ions and of the electric conductivity in wastewater of swine rising systems and domestic treated origin, in a laboratory was realized an experiment with ground columns Red Argissolo-Yellow Eutrophic and Eutrophic entisol. Through Mariotte bottles it was transferred about two volumes of distilled water in the columns and after that, another bottle was established connection contains 3,75 volumes of wastewater that leached volume of pores divided in 25 aliquot ones. The effluent ones gotten of the columns had been directed to the laboratory and with the values of the relative concentrations the effluent curves of distribution for the solutes of calcium, magnesium sodium and potassium had been constructed. The parameters of transports had been calculated through computational model DISP (Program for calculation the parameters of transport of solutes in the ground in miscible fluid displacement). The gotten results had allowed conclude that the retardation factors had been higher for sodium in the ground Red Argissolo-Yellow and for the ion magnesium in the leached Entisol Eutrophic with treated domestic wastewater. For the wastewater of rising systems the biggest values had been calculated for the magnesium ion in both grounds. In relation to the dispersion-diffusion coefficients it was verified that the biggest values had been observed for the entisol Eutrophic independent of the type of water. In general way the greater arrives in port of nutrients was detected in the ground Red Argissolo-Yellow Eutrophic after to be leached with wastewater domestic treated and of rising systems.

Keywords: Solute movement; Retardation factor; Wastewater; Dispersive-diffusive coefficient

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Lagoas de disposição final do efluente da suinocultura.....	25
Figura 2 - Montagem de uma coluna de lixiviação.....	27
Figura 3 - Coluna em recipiente de plástico contendo água destilada.....	28
Figura 4 - Vista geral da execução do experimento.....	29
Figura 5 - Análise de condutividade elétrica dos efluentes coletados durante os ensaios.....	29
Figura 6 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e água residuária doméstica tratada.....	36
Figura 7 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária doméstica tratada.....	37
Figura 8 - Curvas de condutividade elétrica média do efluente, observadas durante os ensaios e ajustadas pelo programa computacional DISP, para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e para o Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária doméstica.....	40
Figura 9 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e água residuária de suinocultura.....	45
Figura 10 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária de suinocultura.....	46
Figura 11 - Curvas de condutividade elétrica média do efluente, observadas durante os ensaios e ajustadas pelo programa computacional DISP, para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e para o Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária de suinocultura.....	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores médios das características volume de poros, fluxo e velocidade de avanço da solução nas colunas de solo, verificados para os ensaios com água residuária doméstica tratada.....	33
Tabela 2 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para as curvas de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	34
Tabela 3 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para a curva de efluente da condutividade elétrica relativa.....	38
Tabela 4 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	41
Tabela 5 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de efluente da condutividade elétrica relativa.....	42
Tabela 6 - Valores médios das características volume de poros, fluxo e velocidade de avanço das colunas de solo verificados para os ensaios com água residuária de suinocultura.....	43
Tabela 7 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para as curvas de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	44
Tabela 8 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para a curva de efluente da condutividade elétrica relativa.....	47
Tabela 9 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio.....	50
Tabela 10 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de	

efluente da condutividade elétrica relativa.....	51
Tabela 11 - Caracterização química do solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico antes e após a aplicação das águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura.....	52
Tabela 12 - Caracterização química do solo Neossolo Regolítico Eutrófico antes e após a aplicação das águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura.....	55

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação e localização dos solos utilizados nos ensaios.....	22
Quadro 2 - Caracterização física e química das amostras dos solos utilizados nos ensaios.....	23
Quadro 3 - Caracterização da água residuária doméstica tratada.....	24
Quadro 4 - Caracterização da água residuária de suinocultura.....	26

1. INTRODUÇÃO

A produção de resíduos oriundos das mais diversas atividades, tem despertado grande inquietação devido, principalmente, aos impactos que vêm causando ao ambiente, sobretudo no que diz respeito à contaminação do solo e dos corpos d'água por meio de diversos processos. Para Matos (1995), a preocupação com a preservação ambiental cresce à medida que os resíduos agroindustriais são utilizados na agricultura, como forma de compatibilizar sua destinação final com as necessidades de fertilizantes das culturas.

Um dos principais fatores que justificam o uso de águas residuárias na agricultura refere-se à possibilidade de se reduzir o uso de fertilizantes químicos; outros, porém também merecem destaque, como a disponibilidade mais freqüente de água e a possibilidade de melhoria na qualidade dos solos e conseqüente aumento do rendimento dos cultivos permitindo, em alguns casos, a ampliação da fronteira agrícola, além de minimizar os aspectos negativos que esses resíduos promovem quando descarregados diretamente nos corpos de água (BERNARDES, 1986 e SAMPAIO, 1999). Por outro lado, a falta de informações sobre a qualidade da água a ser utilizada na agricultura pode propiciar efeitos deletérios nas propriedades físico-químicas do solo e no rendimento das culturas (MORAIS et al., 1998).

Ao se movimentar no solo, a água leva os solutos, onde uma parte destes pode ser adsorvida ao complexo coloidal, outra absorvida pelas plantas e, ainda, uma terceira, parte precipitada. O movimento de solutos no solo se dá em decorrência do fluxo de massa, podendo também ocorrer por difusão, em resposta a gradientes de concentração, e por dispersão, em virtude das diferenças entre as velocidades de escoamento do fluido, dentro de poros individuais e entre poros de diferentes formas, tamanhos e direções. Além disto, ao serem transportados através do perfil do solo, os solutos reagem entre si e interagem com a fração sólida do solo, podendo ocorrer uma sucessão de processos físicos e químicos inter-relacionados. Estas interações envolvem características químicas, mineralógicas e físicas do solo, que podem ser influenciadas por uma série de fatores como acidez, temperatura, potencial de óxido redução, composição e concentração da solução do solo (PREVEDELLO, 1996).

A importância do estudo do transporte de solutos no solo reside no fato de que, a partir do conhecimento das propriedades e das interações de determinada substância química com o meio e de sua movimentação e persistência no solo, é possível se prever os

riscos de contaminação e os impactos que ela pode causar ao meio ambiente (PIFFER, 1989).

Dentro deste contexto, modelos de simulação podem proporcionar um entendimento melhor dos processos que ocorrem no solo, relativos ao deslocamento de solutos, constituindo-se em ferramentas aplicáveis a estudos de minimização de impactos ao ambiente. A especificidade da simulação da circulação da água no solo resulta da necessidade de se modelar as curvas de retenção da água e da condutividade hidráulica, envolvendo um conjunto reduzido de parâmetros específicos do solo em estudo (NEVES, et al., 2000). Para o sucesso da simulação e resolução das equações que permitem prever o deslocamento de solutos no solo, é necessária uma determinação realista dos parâmetros de transporte que influenciam na relação solo-soluto. Os parâmetros mais importantes que devem ser determinados para este fim, são a velocidade da água no poro, os coeficientes de difusão-dispersão e o fator de retardamento, este último definido, por Valocchi (1984), como sendo a relação entre a velocidade do soluto reativo e a velocidade média da água no poro. O coeficiente de difusão-dispersão é um parâmetro físico que considera a difusão iônica e a dispersão mecânica na solução do solo (VAN GENUCHTEN e WIERENGA, 1986).

Na última década, algumas pesquisas têm sido desenvolvidas com o uso de águas residuárias, porém pouco são os trabalhos que apresentam dados sobre os impactos negativos gerados pelo uso dessas águas ao solo e aos corpos d'água em laboratório. Alguns trabalhos foram encontrados na literatura, em nível de laboratório, de resultados de transportes de solutos em colunas de solo (Melo et al., 2006; Costa et al., 1999; Agourakis et al., 2006; Gomes et al., 2004) dentre outros; no entanto, nenhuma pesquisa foi identificada sobre o deslocamento dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio, provenientes de águas residuárias domésticas e da suinocultura em colunas de solos.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo estudar o movimento dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio, presentes em água residuária doméstica e de suinocultura, em colunas de Argissolo Vermelho - Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico.

1.1.2. Objetivos Específicos

- a) Determinar os fatores de retardamento de cálcio, magnésio, sódio, potássio e da condutividade elétrica, a partir de curvas de efluente obtidas de colunas de solo.
- b) Determinar os coeficientes de dispersão-difusão dos íons cálcio, magnésio, sódio, potássio e da condutividade elétrica, em colunas de solo.
- c) Avaliar as características químicas do solo, antes e após o experimento.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Águas residuárias

Alguns autores, dentre eles van Haandel e Lettinga (1994), Jordão e Pessoa (1995) e Braga et al. (2002), definem o termo água residuária para caracterizar os dejetos provenientes das mais diversas modalidades do uso das águas, tais como as de uso doméstico, comercial, industrial, as de estabelecimentos públicos, áreas agrícolas, de superfície, de infiltração e outros efluentes sanitários.

Para Feigin et al. (1991) os três principais aspectos relacionados à composição dos efluentes que constituem risco de salinização e sodificação de solos quando utilizados como água na agricultura, são: a) a concentração total dos sais na água pode causar aumento da salinidade do solo; b) as concentrações de certos íons, como Cl^- e Na^+ , podem causar, direta ou indiretamente, efeitos tóxicos às plantas, incluindo desequilíbrio nutricional; c) as concentrações de certos íons (principalmente de Na^+ e HCO_3^-) são possíveis de resultar na deterioração da estrutura do solo e, conseqüentemente, na redução da permeabilidade (SANTOS, 2004).

Pereira (2004) sugere que para utilizar águas residuárias, é fundamental se conhecer, primeiro, se conheça suas características físicas, químicas e microbiológicas, de forma que se possa estabelecer medidas adequadas de proteção ambiental e a escolha de tecnologias apropriadas para a sua disposição no ambiente. A tecnologia a ser empregada deve visar à maior eficiência no aproveitamento do resíduo e à minimização dos impactos negativos sobre o ambiente.

2.1.1. A água residuária doméstica

Com a expansão das populações urbanas, maiores quantidades de esgotos municipais têm sido produzidas. Aumentou-se também a consciência de utilizá-lo de maneira segura e benéfica, já que o lançamento desses resíduos no ambiente afeta o uso posterior dos mananciais, seja pela poluição, pela demanda de oxigênio na decomposição de matéria orgânica, na contaminação por microrganismos patogênicos, pela eutrofização ou pela elevação do custo de tratamento para fins potáveis, que representam alguns dos impactos gerados (VON SPERLING, 1996; LÉON e CAVALLINI, 1999).

Os esgotos domésticos são provenientes principalmente de residências e de edificações públicas e comerciais que, concentram aparelhos sanitários, lavanderias e cozinhas. Apesar de variarem em função das condições socioeconômicas das populações, do clima e dos hábitos, os esgotos domésticos têm características bem definidas e se compõem, basicamente, das águas de banho, urina, fezes, restos de comida, sabões, detergentes e águas de lavagem (VON SPERLING, 1996; BRAGA et al., 2002).

Ayres e Westcot (1999) apontam que a agricultura é a atividade na qual se utiliza a maior quantidade de água podendo tolerar águas de qualidade mais baixa do que a indústria e o uso doméstico. É, portanto, inevitável que exista crescente tendência para se encontrar, neste setor, a solução dos problemas relacionados com a eliminação de efluentes.

A abundância de nutrientes que contém as águas residuárias provenientes de esgotos domésticos é uma das principais razões de sua utilização na agricultura. Mediante a irrigação com água de esgotos tratados reduz-se, ou até mesmo se elimina o uso de fertilização com adubos químicos, o que pode representar uma diminuição de 50% dos custos de produção e, além do mais, os cultivos irrigados com águas residuárias apresentam maiores rendimentos que os cultivos irrigados com águas normais e fertilizados com adubos químicos (LÉON e CAVALLINI, 1999).

2.1.2. A água residuária de suinocultura

Em 2004, a produção mundial de carne suína foi de 88,30 milhões de toneladas, obtida de um plantel de, aproximadamente, 807 milhões de animais. Na América Latina o Brasil se apresenta neste mesmo ano, como país de maior expressão no mercado exportador mundial, responsável por 16,24% do total de carne suína exportada no mundo. O plantel brasileiro se encontra presente em todas as regiões do País, cuja maior concentração de animais se situa na região Sul (42,63%), seguida das regiões Nordeste (22,16%), Sudeste (18,01%), Centro-Oeste (10,35%) e Norte (6,83%) (ANUALPEC, 2004).

Segundo dados do IBGE (2005) o estado da Paraíba tem um plantel suíno de 436.857, com 2% do rebanho efetivo da região Nordeste; no Estado, a suinocultura é a segunda atividade agropecuária de maior destaque perdendo apenas para a bovinocultura que representa 4%.

No Brasil, existe uma tendência crescente para a adoção de sistemas de confinamento para a produção de animais, gerando quantidades cada vez maiores de dejetos. As inadequações dos sistemas de manejo e de armazenamento dos dejetos animais induzem o lançamento desses em rios e cursos d'água natural, podendo trazer sérios desequilíbrios ecológicos e à poluição, em função da redução do teor de oxigênio dissolvido na água, devido à alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e da carga orgânica interante. O esgoto doméstico apresenta DBO em torno de 200 mg L⁻¹; já o dejetos suíno apresenta poder poluente muito maior. A DBO₅ do dejetos suíno oscila entre 30.000 a 52.000 mg L⁻¹ (OLIVEIRA, 1993).

A suinocultura é considerada, pelos órgãos de fiscalização e proteção ambiental, atividade de grande potencial poluidor, face ao elevado número de contaminantes contido nos seus efluentes, cuja ação individual ou combinada representa uma fonte potencial de contaminação e de degradação do ar, dos recursos hídricos e do solo (OLIVEIRA, 2003). A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional, um suíno equivale, em média, a 3,5 pessoas (DIESEL et al., 2002). O esterco líquido gerado na suinocultura contém matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos, que podem variar de acordo com a dieta alimentar dos animais, além do sistema de exploração.

Na criação de suínos e dependendo do sistema de manejo, é oportuno uma grande quantidade de água, de 6 a 57 L por animal por dia, para higienizar as instalações e, como consequência, os efluentes têm concentração de sólidos variando de 0,1 a 3% (OLIVEIRA et al., 2000). Segundo Chateaubriand (1988), os resíduos provenientes de suínos apresentam grandes variações nas composições mineral e orgânica, dependendo do tipo de exploração, da alimentação dos animais e da forma como os dejetos são manuseados e armazenados. Em relação aos dejetos sólidos e, mais precisamente, em comparação com fertilizantes minerais, observou-se que eles apresentam menores concentrações de nutrientes totais.

É grande o potencial de utilização de águas residuárias provenientes das atividades suínas na agricultura, capaz de proporcionar economia e ganhos financeiros com o aumento do rendimento das culturas, redução da aplicação de fertilizantes químicos e consumo de água e a melhoria das condições físicas, químicas e biológicas do solo, porém já são relatados problemas de contaminação do solo, rios e cursos d'água, no Sul do Brasil,

devido ao uso excessivo de dejetos suínos sem tratamento ou tratados de forma inadequada (COSTA et al., 2000).

Para Scalopi e Baptistela (1986) se a aplicação de águas residuárias da suinocultura for realizada de maneira adequada, evitar-se à poluição de mananciais de água e se melhora, ao mesmo tempo, a fertilidade do solo, mas Clanton e Slack (1987) afirmam que aplicações excessivas podem causar o selamento superficial e a dispersão de partículas do solo.

2.1.3. Necessidade de uso de águas residuárias

Na medida em que as populações e as atividades econômicas crescem, muitos países estão atingindo condições de escassez de água ou se defrontando com limites para o desenvolvimento econômico. O manejo adequado da água doce como um recurso finito e vulnerável e a integração de planos e programas hídricos setoriais aos planos econômicos e sociais nacionais são medidas de importância fundamental para garantir água de qualidade para a sobrevivência do homem no planeta (Agenda 21).

O volume de água demandado pela agricultura irrigada no Brasil é superior a 70% do total consumido. Os 30% remanescentes se destinam a usos domésticos e industriais, em partes iguais. Provavelmente, antes do término desta década, a agricultura apresente uso próximo a 80%, aumentando os conflitos que hoje ocorrem na grande maioria das bacias hidrográficas brasileiras, em especial naquelas com desenvolvimento agrícola e uso urbano significativo (HESPANHOL, 2003).

Desta forma, o caminho para assegurar o volume de água requerida pela irrigação abrange a reutilização das águas residuárias das cidades, após seu tratamento. Para tanto, é necessário priorizar a garantia dos padrões de higiene e a não existência de efeitos adversos do reúso ao ambiente (SALEM, 1996).

A reutilização de efluentes reduz a necessidade de captação de águas primárias em mananciais naturais e, devido à menor geração de efluentes finais, minimiza a poluição dos corpos de água, que é outra forma de esgotar a capacidade dos mananciais, pela degradação da qualidade (HESPANHOL, 2000). Essas duas conseqüências do reúso possibilitam conservar os recursos hídricos naturais para uso mais restritos. Para Mancuso e Santos (2003), a economia de águas naturais é geralmente, maior do que se apresenta, haja vista que, evitando a poluição ambiental se poupam grandes quantidades que seriam utilizadas

para vários fins. E se não bastassem às razões econômicas e sociais (desenvolvimento sustentável), o reúso da água também é viável financeiramente, pois reduz os custos associados ao manejo dos efluentes (monitoramento, manutenção de redes de transportes, multas ambientais, etc.).

2.1.4. Tratamento das águas residuárias

Quando devidamente tratados, os esgotos domésticos podem ser reutilizados para fins diversos. Todavia, reutilizar águas residuárias domésticas para o consumo humano é um tanto temeroso, uma vez que não se conhecem todos os poluentes presentes nos esgotos. Dessa forma as características químicas, físicas e biológicas apresentadas pelo efluente após o tratamento é o que definirá a sua provável utilização, seja: agricultura, produção de essências florestais, pecuária, indústria, recarga de aquíferos, etc. (SOUSA e LEITE, 2003).

O tratamento das águas residuárias é necessário, uma vez que se reduz a disseminação de doenças transmissíveis causadas pelos organismos existentes nessas águas e se evitam a poluição do solo e das águas subterrâneas e de superfícies. Do ponto de vista técnico, o tratamento consiste em reduzir, nos esgotos, os constituintes sólidos que prejudicam a qualidade da água (SILVA e MARA, 1979).

Os processos de tratamento de águas residuárias podem ser classificados em: físicos, químicos e biológicos. Os processos físicos se caracterizam pela remoção dos constituintes fisicamente possíveis de separação, tais como sólidos grosseiros, flutuantes e decantáveis; já os processos químicos se caracterizam, geralmente, pela adição de produtos químicos, em que os mais utilizados são: floculação, precipitação e oxidação. O processo biológico de tratamento é o mais utilizado no mundo inteiro e resulta na transformação dos constituintes da água em moléculas mais simples e estáveis. Trata-se da oxidação do material orgânico presente, de modo que ocorre sua transformação em substância de estrutura molecular simples e de baixo conteúdo energético (SOUSA e LEITE, 2003).

2.2. Reúso no Brasil

No Brasil a realização de pesquisas com águas residuárias ainda é relativamente recente. Não existe uso dessas águas em grande escala; o que há são iniciativas das

universidades em pesquisarem a utilização de esgotos domésticos tratados ou não, para uso agrícola. Segundo Bastos (2003) são escassos os registros de utilização de água residuária para fins agropecuários, exceto na produção de cana-de-açúcar, o que não significa que esta prática não ocorra principalmente em periferias das grandes cidades onde são cultivadas, geralmente, olerícolas e forrageiras para alimentação animal.

No País, a prática planejada do reúso é pequena e se resume a algumas experiências isoladas em cidades do Rio Grande do Sul, São Paulo e Ceará; além disso, o Brasil não possui uma política própria de regulamentação para a prática do reúso, embora já se disponha, de acordo com Hespanhol (2001), já se dispõe de uma primeira demonstração de vontade política, direcionada a institucionalização do reúso.

Segundo Guidolin (2000), na região Nordeste, a experiência com maior destaque na prática do reúso de efluentes que recebem tratamento primário para uso agrícola, se encontra no estado do Rio Grande do Norte. Ferreira (2003) e Nascimento (2003) são alguns dos pesquisadores que defendem o uso de águas residuárias e enumeram algumas razões pelas quais o reúso deveria ser uma prática comum no Nordeste Brasileiro, pois provoca elevações nos teores de nitrogênio total, fósforo total e matéria orgânica do solo; nas variáveis de crescimento e desenvolvimento, nos componentes da produção, além de aumentar a disponibilidade da água de boa qualidade para fins mais nobres, como consumo humano.

2.3. Impactos ambientais do uso de água residuária

A Resolução CONAMA 001/86 art. 1º, define o conceito impacto ambiental como “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais”.

O caminho mais fácil para a disposição de resíduos e das águas residuárias, são os rios, lagos e mares ou recobrando o solo sem as devidas considerações sobre as conseqüências de risco de saúde e dano ambiental. Porém, esses métodos, altamente dependentes da renovação por processos naturais, se tornaram inadequados mediante o aumento populacional e industrial associado à limitada capacidade assimilativa do

ambiente (Feigin et al., 1991) e os problemas relacionados à escassez de recursos hídricos (BOUWER, 2000).

2.3.1. No solo

Para Ayers e Westcot (1999) a irrigação com água residuária pode contaminar o ar, o solo, as águas e as plantas nos campos irrigados e áreas vizinhas. A magnitude da contaminação depende do tratamento dessas águas, das condições climáticas predominantes, da cultura irrigada e do sistema de irrigação. A qualidade de água tem relevante importância para a irrigação, pois a agricultura irrigada depende tanto deste fator quanto da quantidade de água utilizada para a irrigação. Apesar dos efluentes provenientes das diversas atividades representarem um problema ambiental, os mesmos apresentam características desejáveis agronomicamente. Tais vantagens se referem ao seu potencial como fertilizante, pois é rico em nutrientes, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio e, sobretudo, apresenta potencialidade de uso como fonte hídrica para as plantas (FONSECA, 2001).

Segundo Pizarro (1990), os sais solúveis contidos nas águas de irrigação podem, em certas condições climáticas, salinizar o solo e modificar a composição iônica no complexo sortivo, alterando as características físico-químicas do solo, como o regime de umidade, aeração e nutrientes.

Sais dissolvidos em águas residuárias interagem com o solo por meio de troca iônica, dispersão e floculação de argilas (BOUWER e CHANEY, 1974). Quando presentes no solo ou na água, podem reduzir a disponibilidade de água para as culturas afetando o rendimento (AYERS e WESTCOT, 1999).

Quando os efluentes são aplicados de forma controlada, na superfície do solo, os mesmos podem adquirir um grau maior de tratamento, através dos processos físicos, químicos e biológicos do sistema solo-planta-água. O solo, sendo um sistema vivo e dinâmico, caracterizado por sua grande superfície ativa, reage fortemente com os constituintes do efluente. Os compostos orgânicos se decompõem em CO₂, H₂, O e compostos inorgânicos, enquanto os constituintes inorgânicos podem ser trocáveis, adsorvidos ou precipitados, seguindo reações químicas que os transformem em compostos de baixa solubilidade ou eles podem ser absorvidos pelas plantas e, conseqüentemente, serem parcialmente removidos da solução do solo. Assim, o solo e as plantas atuam como

“filtros vivos”, absorvendo e retendo poluentes e organismos patogênicos presentes nos resíduos e efluentes (FEIGIN et al., 1991).

2.3.2. Nas águas subterrâneas

O impacto na agricultura irrigada com esgoto doméstico tratado sobre as águas subterrâneas, pode constituir problema ambiental de considerável magnitude, particularmente em zonas áridas, com solos permeáveis e rasos. A água subterrânea é de grande importância em termos econômicos e de saúde social para populações urbanas do mundo em desenvolvimento. Não há estatísticas exatas a respeito do volume de água utilizada para abastecimento público proveniente da captação subterrânea, embora algo em torno de 50% de toda a água urbana consumida no mundo sejam captados em poços e fontes (CLARKE, LAWRENCE e FOSTER, 1995).

Oliveira (1993) relata que, se as águas residuárias forem aplicadas em grandes quantidades no solo ou armazenadas em lagoas sem revestimento impermeabilizante durante vários anos, poderá ocorrer sobrecarga da capacidade de infiltração do solo e de retenção dos nutrientes presentes pelo solo. Nesse caso, alguns desses nutrientes podem atingir águas subterrâneas ou superficiais, acarretando grandes problemas de contaminação. Bond (1998) acrescenta que, dependendo da fonte do efluente, contaminantes como os metais pesados e outros componentes tóxicos também podem se acumular no solo ou serem lixiviados para águas subterrâneas.

A urbanização e a industrialização têm, entretanto, causado efeitos profundos nas fontes de água subterrânea em áreas urbanas, as quais estão intrinsecamente ligadas ao suprimento de água potável e à prática de disposição de efluentes em sistemas complexos, como os núcleos urbanos. Os efeitos do suprimento de água em núcleos urbanos e da disposição de esgotos, não estão limitados à área geográfica ocupada pelas cidades. Com a sua expansão, as cidades podem degradar as suas áreas periféricas, influenciando negativamente naquelas áreas que se constituem em pontos de recarga dos sistemas hídricos subterrâneos, quer seja através do saneamento “*in situ*”, quer seja através de descargas industriais, disposição de resíduos sólidos e, em menor proporção, devido à infiltração de cursos superficiais poluídos (BOVOLATO, 1998).

2.4. Legislação ambiental para reúso de água

Embora não exista legislação específica, no Brasil, para o uso de efluentes na agricultura, a prática tem sido difundida como alternativa para amenizar o problema de escassez de água, além da disponibilidade de nutrientes que contêm nessas águas. Para Bouwer e Chaney (1974) entre os resíduos líquidos mais aplicados ao solo estão água de esgoto convencionalmente tratada, lodo de esgoto líquido (com mais de 95% de água), dejetos líquidos de animais, efluentes do processamento de frutas, vegetais, produtos de origem animal, leiteiras e indústrias de produtos fibrosos.

A legislação ambiental brasileira estabelece critérios para a disposição de efluente em cursos d'água naturais e prevê punições aos infratores, o chamado poluidor/pagador. Baracho Jr. (1995) informa que a Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, em seu artigo 3º, inciso I, define “meio ambiente” como o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas. O mesmo autor esclarece que um dos instrumentos básicos de gestão, empregados pelas normas jurídicas de caráter ambiental, consiste no controle da poluição/degradação ambiental. Por sua vez, este utiliza dispositivos de prevenção, de repressão e de reparação do dano ambiental.

A legislação brasileira estabelece que o despejo de resíduos da suinocultura não é permitido em rios de Classe I, destinados ao abastecimento doméstico. Em rios de Classe II e III, o despejo pode ser feito, desde que tratado para ter os mesmos padrões da água do rio, ou seja, permita a autodepuração. A capacidade de armazenamento exigida é de 120 dias, em lagoas de contenção, dotadas de revestimento, para evitar vazamentos (WEYDMANN, 2002).

Pereira 2006, comparando a estrutura de regras para a suinocultura, afirma que a legislação brasileira exige cuidadosa consolidação porque é constituída de leis e decretos os quais, além de serem diretrizes gerais, se esgotam em si mesmo e são documentos aprovados em épocas distintas e em competências administrativas diferentes. A implicação é que a visualização das regras, como um todo, é dificultada, o que pode contribuir para a definição inadequada de critérios ambientais. Dada a importância do setor suinícola na geração de renda e emprego, principalmente na região Sul do País, e sua conseqüente influência na definição das regras para a atividade e se considerando, também, que não há legislação federal específica para a coordenação das legislações estaduais, além de

inexistirem pressões de grupos organizados, infere-se que a expansão do setor tende a provocar o agravamento ambiental, decorrente dos problemas da inadequação da estocagem e do uso dos dejetos.

Ainda se referindo ao trabalho de Pereira (2006), o desafio que se coloca para as lideranças da suinocultura brasileira é tomar medidas para cuidar do meio ambiente, que possivelmente estejam além das exigidas pelo governo para atender ao mercado interno. Sem isso, as chances são pequenas para que o setor se expanda e possa competir por mercados internacionais mais ricos e exigentes, a fim de que se torne uma atividade relevante e estável.

Com base em várias referências teóricas, evidencia-se que não existe uma política estabelecida, arcabouço legal e institucional, ou parâmetros estabelecidos para a prática de reúso no Brasil. Porém, conforme Fink e Santos (2002), a legislação em vigor, ao instituir os fundamentos da gestão de recursos hídricos, cria condições jurídicas e econômicas para a hipótese do reúso de água como forma de utilização racional e de preservação ambiental.

2.5. Dinâmica da água no solo

O termo solo refere-se à camada externa e agricultável da superfície da terra, cuja origem é determinada pela ação de processos físicos, químicos e biológicos na rocha, dando origem a um material natural, sólido e poroso que abriga, em seus poros, quantidades variáveis de solução. As diferentes ações desses processos resultam em tipos distintos de solos, os quais apresentam uma disposição diferente com relação a esse espaço poroso e que, por sua vez, formam canais naturais de onde se originam as interações entre a água e as partículas sólidas do solo, resultando em forças de atração e fixação da água no solo, diminuindo a sua energia em relação à água livre (MIRANDA, 2001).

O movimento da água no solo é um dos assuntos mais intensivamente estudados na física do solo devido principalmente à sua importância relacionada à disponibilidade de água para as plantas e ao transporte de solutos no solo. Este último fator recebeu uma atenção mais acentuada nas últimas décadas pela necessidade de se descrever e modelar os processos envolvidos na lixiviação de nutrientes, metais pesados, fertilizantes, pesticidas e conseqüente poluição do solo e aquíferos (ENGLER, 2007).

O movimento da água no solo pode ocorrer por influência de diferentes forças. Em solos muito saturados e com presença de pequenos canais, a água pode escoar com certa

facilidade movimentada, basicamente, pelas forças gravitacionais (percolação). Para solos apenas saturados, a tensão superficial da água contida nesses pequenos canais poderá exceder a força gravitacional e provocar movimentos ascendentes (capilaridade). Em solos não saturados as forças gravitacionais e a tensão superficial não são significativas para o movimento da água, porque não há massa suficiente para preencher os canais. A água acaba sendo então adsorvida pelas partículas de solo e também passando de partícula para partícula, devida à diferença de teor de umidade entre elas. O potencial matricial é o resultado da ação das forças capilares e de adsorção, devido à interação entre a água e as partículas sólidas, que é função da matriz do solo. Estas forças atraem e "fixam" a água no solo, diminuindo sua energia potencial com relação à água livre. São fenômenos capilares que resultam da tensão superficial da água e de seu ângulo de contato com as partículas sólidas. Cada solo apresenta uma relação entre a umidade volumétrica e o potencial matricial, característica determinada pela textura e estrutura do solo (REICHARDT, 1990).

Independente do modo de aplicação, todo produto químico utilizado na agricultura eventualmente alcança o solo, onde processos de natureza física, química e biológica determinarão se o produto permanecerá adsorvido na camada agricultável do solo ou se moverá pelo seu perfil até atingir camadas mais profundas (GISH et al., 1991). Dentro deste contexto e se considerando o importante papel que a água exerce nos processos físicos, químicos e biológicos do solo, é indispensável que o transporte de qualquer soluto seja analisado simultaneamente com o transporte de água (CORRÊA, 2001).

Para Engler (2007) a movimentação da água no solo pode ocorrer em condições saturadas, situação em que todos os poros do solo estão preenchidos com água e em condições não saturadas, quando parte dos seus poros está preenchido com ar. A quantificação do movimento da água no solo, tanto sob as condições de saturação como sob as de não saturação, tem sido feita pelas chamadas equações de fluxo para regime estacionário e regime transiente.

2.6. Dinâmica dos solutos no solo

O transporte de solutos no solo ocorre, geralmente, através dos meios fluidos, ar e água, o que torna essas fases influentes no transporte de poluentes no solo. Para Nielsen (1961), citado por Miranda, em trabalho publicado em 2001 os estudos da dinâmica dos solutos não proporcionam somente um meio de determinação do fluxo no solo, mas devem

dar uma explicação física do fenômeno que ocorre na percolação, na troca e adsorção de íons, para o movimento de fertilizantes minerais e outros sais.

O movimento de solutos no solo está intimamente ligado ao movimento da água. Para Engler (2007), existe uma fração da solução do solo que não participa do movimento rápido enquanto uma outra fração, a móvel, pode atingir velocidades muito superiores à velocidade média expressa pela densidade de fluxo prevista pela equação de Darcy, o que pode levar a duas conseqüências:

- ✓ Solutos, inclusive poluentes, podem se deslocar pelo perfil do solo a velocidades acima do previsto por modelos convencionais que se baseiam na equação de Darcy e
- ✓ Solutos, inclusive nutrientes, podem ser retidos em domínios não ou menos móveis, fazendo com que a lixiviação e conseqüente diluição da solução do solo sejam mais lentas que a prevista pelos modelos convencionais.

A infiltração de substâncias químicas através do perfil do solo tem recebido atenção especial por pesquisadores. Recentemente, publicações que consideraram o poder poluente dessas substâncias ao meio ambiente e conseqüente efeitos sobre as plantas, animais e seres humanos, aumentaram o interesse público sobre o assunto. Com a atenção voltada para os riscos de contaminação dos recursos hídricos, aumentou a pressão da sociedade para o entendimento dos processos de transporte que controlam o destino dos poluentes no solo (PORRO et al., 1993).

Silva (2005), diz que o transporte de solutos nos solos é baseado na análise da variação da concentração da solução percolante através de um volume de solo. A variação da massa de soluto no interior de um elemento de solo é resultante da diferença entre a massa do soluto que entra e a que sai do elemento, adicionada ou subtraída do ganho ou perda de massa do soluto proveniente de reações ocorridas no elemento ou fatores de retardamento. Segundo Matos et al. (1998), a mobilidade de solutos no solo está inversamente relacionada à adsorção dos mesmos à fração sólida ou às condições do meio que favoreçam a precipitação dos íons. A adsorção iônica ao complexo de troca do solo faz com que os íons mantenham intercâmbio com a solução do solo, proporcionando ora sua retenção junto à fração sólida, ora sua disponibilização no meio aquoso do solo (MARTINEZ, et al. 2001).

Prevedello (1996) diz que o soluto dentro de um meio poroso qualquer pode movimentar-se convectivamente (fluxo de massa) e por dispersão, além de estar sujeito a outros processos de perdas e ganhos, como o de sorção e o de transformações químicas e/ou biológicas.

Biggar e Nielsen (1962), relatam que o transporte de solutos através de camadas superficiais do solo por percolação da água é um fenômeno de interesse para a agricultura, hidrologia e em aplicações ambientais. O fluxo de água no solo pode ser descrito pela Lei de Darcy, porém essa descrição não é suficiente para explicar o movimento de solutos no solo, devido a uma série de outros fatores que devem ser levados em consideração. A aproximação tradicional do movimento de água e soluto consiste em considerar o solo como unidade homogênea e daí aplicar, em campo, os resultados obtidos e validados em coluna em laboratório (MIRANDA, 2001).

2.6.1. Coeficiente de dispersão-difusão e fator de retardamento

Há uma grande quantidade de modelos físico-matemáticos propostos para simular o transporte de solutos no solo; o sucesso desses modelos depende, em grande parte, da confiabilidade das variáveis envolvidas. Portanto, velocidade de avanço, coeficiente de dispersão-difusão (D) e fator de retardamento (R) devem ser necessariamente determinados com exatidão (VAN GENUCHTEN e WIERENGA, 1986).

Campos e Elbachá (1991) definem fator de retardamento como a capacidade de retenção ou efeito tampão do solo para um elemento ou composto existente em um resíduo. Para Valocchi (1984) o fator de retardamento representa a defasagem entre a velocidade de avanço do soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução percolante; desta forma, sendo o fator de retardamento um parâmetro que, indiretamente, expressa a capacidade do solo em reter íons, fica clara sua dependência em relação às interações entre a fase líquida e a fase sólida, durante a percolação da solução no solo.

Segundo Freeze e Cherry (1979) o Fator de Retardamento é uma característica própria de determinado solo em relação a uma substância. Este inclui os processos de adsorção e precipitação e pode variar de acordo com alguns fatores como a atividade do solo, concentração inicial da substância na solução, concentração de outras substâncias presentes na solução, pH da solução, temperatura e velocidade de percolação, dentre outros.

O fator de retardamento é expresso pela Equação (1):

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

em que: R – fator de retardamento (R = 1, não ocorre reação do solo-soluto)

ρ – massa específica do solo ($M L^{-3}$)

k – coeficiente empírico de distribuição ($L^3 M^{-1}$)

θ – teor de água do solo, em base volume ($L^3 L^{-3}$)

Segundo van Genuchten et al. (1974), o coeficiente de dispersão-difusão, também denominado coeficiente de dispersão hidrodinâmica, coeficiente de difusão aparente ou dispersão longitudinal, expressa dois fenômenos de transporte aditivos: a dispersão mecânica, que representa o movimento diferenciado de solutos no solo, proporcionado por variações na velocidade de deslocamento da solução dentro dos poros individuais e entre poros de diferentes formas, diâmetros médios e direções, e a difusão iônica, que é o movimento térmico natural de constituintes dissolvidos e que ocorre em razão da existência de gradientes de concentração. De acordo com os mesmos autores o coeficiente de dispersão-difusão é determinado pela seguinte Equação 2:

$$D = \frac{vL_c}{4\pi R^2 b^2} \quad (2)$$

em que: D – coeficiente de dispersão-difusão ($L^2 T^{-1}$)

v – velocidade média de avanço da solução percolante nos poros ($L T^{-1}$)

L_c – comprimento da coluna (L)

R – fator de retardamento (adimensional)

b – declividade da curva de eluição ($L L^{-1}$)

van Genuchten e Wierenga (1986) descrevem diferentes métodos para determinação de R e D a partir de ensaios em colunas de lixiviação, em que os mais utilizados em estudos de mobilidade de solutos são os baseados na declividade da curva de eluição e na análise dos mínimos quadrados. Segundo Ramos (1998) o primeiro tem sido

usado em virtude de sua facilidade de aplicação e pouca exigência de cálculos; já o segundo, apesar de exigir número maior de cálculos, tornou-se fácil e prático com o advento de programas de computação.

2.7. Processo de lixiviação

Lixiviação é o processo pelo qual os poluentes percolam no solo, transportados pela água. O volume de água e solutos transportados através do solo depende de vários fatores, entre eles: da quantidade da água aplicada ou infiltrante; da capacidade de absorção do solo; da presença de macroporos; da quantidade de matéria orgânica presente no solo; da solubilidade das substâncias presentes e da permeabilidade do solo (NAIME, 2001).

Sendo assim, as fontes de contaminação antropogênicas em águas subterrâneas estão associadas, geralmente, a despejos domésticos e industriais, aplicação indevida de resíduos orgânicos e agroquímicos e ao chorume oriundo de aterros de lixo. Tais práticas são responsáveis pela contaminação das águas subterrâneas por microrganismos patogênicos, metais naturalmente contidos no solo através da liberação e mobilização, contaminação por ânions, principalmente os nitrogenados e algumas substâncias orgânicas extremamente tóxicas ao homem e ao meio ambiente (FREITAS et al., 2001).

Para Flues et al. (2003) os efeitos danosos da lixiviação ao meio estão condicionados ao grau de exposição à poluição que este meio pode tolerar sem produzir danos de longa duração. Desta forma, o valor da carga crítica absoluta para o solo de determinada região depende de vários fatores e não somente do material de origem do solo. Dentre os fatores de interferência estão a precipitação anual, o tipo de vegetação, textura do solo, drenagem, topografia, profundidade do solo, profundidade do lençol freático, capacidade de adsorção do sulfato e deposição de cátions básicos.

Os íons solúveis em água incorporados ao perfil do solo através de processos de práticas de adubação, irrigação e deposição de resíduos, são passíveis de acumulação na área do sistema radicular ou de serem lixiviados, dependendo dos processos convectivos, de difusão e das interações dos solutos com o solo (GOEDERT, 2007). A compreensão deste processo é relevante para a ciência, no sentido de estabelecer práticas de manejo orientadas à prevenção do acúmulo de íons no solo, aumentar a eficiência do aproveitamento de nutrientes pelas plantas ou biologia do solo e para evitar perdas por

lixiviação e conseqüentemente a contaminação das águas superficiais e subsuperficiais (PAGLIA, 2004).

Assim, estudos científicos, juntamente com suas ferramentas podem ser utilizados para tomada de decisões quanto à avaliação de risco dos impactos causados pela implantação de determinadas atividades ou pelo lançamento de certas substâncias no meio ambiente (CUNHA e AQUINO NETO, 2000).

2.8. Uso de modelos matemáticos para avaliar o deslocamento dos solutos no solo

Na revisão de literatura se encontrou um grande número de modelos utilizados para avaliar o transporte de água e solutos no solo. Embora sejam bastante variáveis quanto à complexidade e precisão, esses modelos se têm mostrado úteis na previsão de contaminação do solo e das águas subterrâneas, pelo uso de produtos químicos na agricultura (CORRÊA, 2001).

O sucesso da simulação e resolução das equações que permitem predizer o deslocamento de solutos no solo, depende de determinação realista dos parâmetros de transporte que influenciam na relação solo-soluto. Os parâmetros mais importantes que devem ser determinados para este fim, são a velocidade da água no poro, os coeficientes de difusão e dispersão e o fator de retardamento (MIRANDA et al., 2005).

O deslocamento de solutos e água no solo é um processo complexo e envolve um grande número de variáveis. A utilização de modelos de simulação se torna desejável pela rapidez, precisão e por permitir que fatores e efeitos em grande número sejam contabilizados (MIRANDA, 2001). Vários modelos de deslocamento de solutos têm sido desenvolvidos, entre eles MOUSE (Steenhuis et al., 1984), GLEAMS (Knisel et al., 2000), HYDRUS (Kool e Genuchten, 1991), MIDI (Miranda, 2001), WAVE (Vanclooster et al., 1994), DISP (Borges Júnior e Ferreira, 2006) dentre outros.

O DISP é um programa computacional aplicável ao cálculo dos parâmetros de transporte de solutos no solo em deslocamento de fluidos miscíveis. Para a obtenção dos parâmetros de transporte, número de Peclet (P) e fator de retardamento (R), utilizou-se o método dos mínimos quadrados (Equação 3).

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3)$$

em que: R – fator de retardamento (adimensional)

C – concentração do soluto (g L^{-1})

t – tempo (h)

x – distância à superfície do solo (cm)

D – coeficiente de dispersão-difusão ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$)

v – velocidade média de escoamento (cm h^{-1})

A modelagem do movimento de água e solutos no solo é importante para a compreensão de formas para reduzir a poluição das águas superficiais e subterrâneas (ROGERS, 1994). A possibilidade de se prever o movimento de solutos no solo e no escoamento superficial, por meio de modelos computacionais baseados na equação de transporte difusivo-convectivo, permite uma extraordinária economia de tempo e de recursos financeiros, os quais seriam gastos em estudos experimentais. Entretanto, a aplicação desses modelos de simulação para diversas condições precisa ser pesquisada, comparando-se os resultados simulados com aqueles observados em experimentos de campo (CLEMENTE et al., 1993; WALLACH e SHABTAI, 1993). Segundo Govindaraju (1996) os modelos para simulação do transporte de solutos pelo escoamento superficial negligenciam a parcela de produto químico que, adsorvido às partículas do solo, é transportado como consequência do processo erosivo.

A inclusão de processo físico resulta em melhoria na predição das perdas de solutos, pelo escoamento superficial.

O desenvolvimento de modelos matemáticos para se descrever, com precisão, o transporte de água e solutos, é bastante difícil. As equações que descrevem esses processos em condições reais de campo, apresentam grande complexidade (Cox et al., 1994); no entanto, Kinouchi et al. (1991) e Wallach e Shabtai (1992) consideram que a evolução dos recursos computacionais, aliada às técnicas numéricas, tem facilitado a modelagem do transporte de solutos, tornando possível integrar-se os múltiplos processos que determinam as mudanças na concentração dos solutos presentes no solo, no tempo e no espaço, o que permite melhor entendimento do comportamento dos processos associados ao transporte e à transformação dos solutos no solo.

O Brasil tem começado a atuar nesse campo de pesquisa. Nos trabalhos de Costa (1998) e Oliveira et al. (2000) buscou-se desenvolver modelos capazes de prever o transporte de água e solutos no solo; verifica-se, no entanto, que os modelos desenvolvidos

pelos autores não contemplaram, pelo menos de modo satisfatório, o transporte de água e solutos em condições não-saturadas. Oliveira e Lima (2003) desenvolveram um modelo numérico para simular o transporte de água em solo não-saturado mas consideraram o solo sem cultura e hidraulicamente homogêneo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Localização

O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Irrigação e Drenagem, LEID, da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, no município de Campina Grande, PB, com as seguintes coordenadas geográficas: 7°15'18'' latitude sul, 35°52'28'' de longitude oeste, com altitude média de 550 m. O clima local é classificado como mesotérmico, semi-úmido, com verão quente e seco com duração de 4 a 5 meses ao ano e chuvas de outono e inverno (IBGE, 2004).

3.2. Caracterização dos solos

Nos ensaios foram utilizados dois tipos de solo classificados de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos Embrapa (1999), conforme Quadro 1. As amostras de solo foram coletadas a uma profundidade de 0 a 20,0 cm.

Quadro 1 - Classificação e localização dos solos utilizados nos ensaios

Classificação	Localização (PB)	Classe textural
Argissolo Vermelho - Amarelo Eutrófico	Lagoa Seca	Franco-argilo-arenosa
Neossolo Regolítico Eutrófico	Campina Grande	Franco-arenosa

Os solos são provenientes de áreas de agricultura de subsistência, cultivadas com culturas de ciclo curto (mandioca, feijão, batata, milho) e permanente (laranjeira, mangueira, goiabeira) entre outras. Na escolha dos solos se considerou a representatividade para o Estado da Paraíba.

Após a coleta, as amostras de solo foram secadas ao ar, passadas em peneira de 2,0 mm de abertura de malha e encaminhadas para caracterização química e física no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da Universidade Federal da Paraíba - UFPB, Quadro 2, através de metodologia proposta pela EMBRAPA (1997).

Quadro 2 - Caracterização física e química das amostras dos solos utilizados nos ensaios

Características	Argissolo Vermelho -	Neossolo Regolítico
	Amarelo Eutrófico	Eutrófico
Areia Grossa (g kg ⁻¹)	339	669
Areia Fina (g kg ⁻¹)	298	257
Silte (g kg ⁻¹)	88	54
Argila (g kg ⁻¹)	275	20
Argila dispersa (g kg ⁻¹)	51	0,0
Grau de flocculação (kg dm ⁻³)	815	1000
Densidade do solo (g cm ⁻³)	1,14	1,52
Densidade das partículas (g cm ⁻³)	2,65	2,66
Porosidade total	0,57	0,43
pH	5,16	4,97
Fósforo (mg dm ⁻³)	3,60	4,97
Potássio (mg dm ⁻³)	156,0	43,10
Sódio (cmol dm ⁻³)	0,06	0,06
Cálcio (cmol dm ⁻³)	1,50	0,55
Magnésio (cmol dm ⁻³)	0,80	0,30
H ⁺ +Al ²⁺ (cmol dm ⁻³)	6,93	1,65
Enxofre (mg dm ⁻³)	8,87	7,84
Cobre (mg dm ⁻³)	0,265	0,33
Ferro (mg dm ⁻³)	49,56	15,33
Zinco (mg dm ⁻³)	0,80	0,85
Manganês (mg dm ⁻³)	5,10	4,32
Borro (mg dm ⁻³)	0,45	0,14
MO ¹ (g kg ⁻¹)	16,53	4,06
CTC ² (cmol dm ⁻³)	9,79	2,67
SB ³ (cmol dm ⁻³)	2,76	1,02

¹M.O.: Matéria Orgânica; ²CTC: Capacidade de Troca Catiônica e ³SB: Soma de Bases Trocáveis

3.3. Caracterização das águas residuárias

3.3.1. Água residuária doméstica

A água residuária de origem doméstica utilizada no experimento foi proveniente do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) de Campina Grande – PB, que recebe diariamente cerca de 1,50 m³ de esgoto bruto da parte norte da cidade. O esgoto é tratado através do sistema UASB (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente), que remove a matéria orgânica e patogênicos.

No Quadro 3 se encontra a caracterização da água residuária doméstica tratada feita no Laboratório de Irrigação e Salinidade, LIS, da Universidade Federal de Campina Grande, através de metodologias descritas no manual da EMBRAPA (1997).

Quadro 3 - Caracterização da água residuária doméstica tratada

Caracterização	Valores
pH	7,28
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	1,320
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	0,87
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	3,41
Sódio (mmol _c L ⁻¹)	6,14
Potássio (mmol _c L ⁻¹)	0,53
Sulfatos (mmol _c L ⁻¹)	0,0
Carbonatos (mmol _c L ⁻¹)	0,00
Bicarbonato (mmol _c L ⁻¹)	8,26
Cloretos (mmol _c L ⁻¹)	5,62
RAS*	4,20
Classe de água	C3S1

*Relação de Adsorção de Sódio

A água residuária doméstica foi classificada como C3S1, isto é, de salinidade elevada, o que requer cuidados quanto ao uso na agricultura, especialmente no que se refere à seleção das culturas e contaminação do lençol freático. Portanto, sua utilização deve ser feita em solo de boa drenagem, na irrigação de plantas com alta tolerância a

salinidade. Como o nível S, que expressa a sodicidade é baixo, a aplicação dessa água não resultará em problemas de infiltração, deterioração da estrutura, compactação ou selamento das camadas superficiais do solo.

3.3.2. Água residuária da suinocultura

A água residuária proveniente de atividades de suinocultura foi cedida pela granja de avicultura e suinocultura Azevém, localizada no município de Puxinanã, PB, que explora cerca de 500 porcos distribuídos em três galpões, para a manutenção em sistema de confinamento são utilizados cerca de 15,0 m³ de água por dia. A disposição do resíduo é feita na própria propriedade, a céu aberto, em lagoas escavadas no solo sem uso de impermeabilizante (Figura 1).



Figura 1 - Lagoas de disposição final do efluente da suinocultura

A água residuária de suinocultura foi coletada diretamente da lagoa de disposição; a coleta foi feita no mês de junho de 2007 e, em seguida, caracterizada, Quadro 4, no Laboratório de Irrigação e Salinidade, LIS, da Universidade Federal de Campina Grande, através de metodologia proposta pela EMBRAPA (1997).

Quadro 4 - Caracterização da água residuária de suinocultura

Caracterização	Valores
pH	8,16
Condutividade Elétrica (dS m ⁻¹)	5,65
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	2,02
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	9,90
Sódio (mmol _c L ⁻¹)	27,58
Potássio (mmol _c L ⁻¹)	7,39
Sulfatos (mmol _c L ⁻¹)	0,0
Carbonatos (mmol _c L ⁻¹)	1,40
Bicarbonato (mmol _c L ⁻¹)	13,18
Cloretos (mmol _c L ⁻¹)	28,17
RAS*	11,30
Classe de água	C4S1

*Relação de Adsorção de Sódio

A água residuária de origem suína apresenta salinidade muito alta, é uma água que não deve ser aplicada ao solo em condições normais, podendo ser utilizada ocasionalmente, em circunstâncias muito especiais, tais como no cultivo de plantas halófitas, misturada a águas com baixa concentração de sais, mantendo-se o solo a capacidade de campo ou com o uso de mulching, dentre outras. Esse tipo de água é utilizado como fertirrigação, especialmente nas regiões sul e centro-oeste, onde há maior disponibilidade dessas águas. É uma água com baixa concentração de sódio, como ocorreu com a água residuária do esgoto doméstico e, portanto, submetida às mesmas ponderações.

3.4. Montagem das colunas de solo

Para a montagem das colunas as amostras dos dois solos tiveram o mesmo tratamento, que consistiu em secagem ao ar durante 24 horas, destorroamento e peneiramento em uma malha de 2,0 mm. Utilizaram-se no experimento, colunas de vidro, com 26,0 cm de altura e 6,0 cm de diâmetro interno; na extremidade inferior da coluna foi colocado um círculo feito com tela de nylon e, em cima da tela, um outro círculo feito com lã de vidro, para sustentação do material e evitar a perda de solo durante os ensaios. Os

discos foram presos à coluna com o auxílio de uma braçadeira de metal de diâmetro ligeiramente superior ao da coluna (Figura 2). Na parte superior da coluna, sobre o solo, colocou-se lã de vidro, de modo a proporcionar melhor distribuição do líquido a ser percolado e garantir uniformidade de infiltração da solução no solo.



Figura 2 - Montagem das colunas de lixiviação

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 utilizou-se um funil e uma caneca para colocar o solo na coluna. Monitorou-se 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. A cada 3,0 cm de solo colocado na coluna os agregados eram acomodados com o auxílio de um disco de madeira de diâmetro inferior ao diâmetro interno da coluna, sendo o disco provido de pregos, visando-se ao revolvimento do solo. A densidade de solo para cada coluna foi obtida com a Equação 4:

$$D_s = \frac{m}{v} = \frac{m_{c+s} - m_c}{v} \quad (4)$$

em que: D_s – densidade do solo (g cm^{-3})

m – massa de solo na coluna (g)

v – volume de solo na coluna (cm^3)

m_{c+s} – massa total (coluna e acessórios + solo) (g)

m_c – massa da coluna + acessórios (g)

3.5. Saturação das colunas

Após a confecção cada coluna era colocada em um recipiente de plástico, preenchido até 2/3 da altura da coluna de solo com água destilada. As colunas eram deixadas em repouso durante 36 horas, Figura 3.



Figura 3 - Coluna em recipiente de plástico contendo água destilada

3.6. Coleta e análise do efluente

A coluna preenchida com solo e adequadamente saturada, era ligada a um frasco de Mariotte contendo água destilada, por período suficiente para passar aproximadamente dois volumes de poros, mantendo-se uma lâmina constante de 4,0 cm acima do solo. Após serem percolados os dois volumes de poros de água destilada e sua completa infiltração no solo, a coluna era interligada a outro frasco de Mariotte contendo a água residuária e se mantendo, também, a lâmina de 4,0 cm na superfície, Figura 4.



Figura 4 - Vista geral da execução do experimento

O volume de poros de cada coluna foi determinado pela Equação (5):

$$V_p = \pi r^2 h \left(1 - \frac{D_s}{D_p} \right) \quad (5)$$

em que: V_p – volume de poros (cm^3)

r – raio da coluna (cm)

h – comprimento da coluna (cm)

D_s – densidade do solo (g cm^{-3})

D_p – densidade das partículas (g cm^{-3})

Os ensaios foram realizados em ambiente com temperatura variando entre 22 e 29 °C. O monitoramento da água percolada por meio das colunas iniciou-se com a lixiviação da primeira gota de água em sua extremidade inferior, após a total infiltração da água destilada no solo. Durante os ensaios foi monitorada a condutividade elétrica (CE) de cada amostra de efluente, Figura 5.



Figura 5 - Análise de condutividade elétrica dos efluentes coletados durante os ensaios

Foram aplicados 3,75 número de volumes de poros de água residuária em cada coluna, divididos em 25 alíquotas de 0,15 volume de poros do efluente, as quais eram coletadas em proveta de 50 mL e acondicionadas em frascos plásticos de 100 mL, mantidos fechados, armazenados sob refrigeração e encaminhados ao laboratório, acomodados em caixa de isopor.

Determinaram-se as concentrações dos íons potássio e sódio por fotometria de emissão de chama e as concentrações de cálcio e magnésio, por titulação. As análises foram realizadas no Laboratório de Análise de Água da Universidade Federal da Paraíba, de acordo com a metodologia da EMBRAPA (1997).

A partir das concentrações do potássio, sódio, cálcio e magnésio no efluente (C), calcularam-se as concentrações relativas (C/Co) para cada um dos íons, em que Co é a concentração desses cátions nas águas residuária doméstica e de suinocultura. Conhecendo-se a relação C/Co se construíram curvas de efluentes para cada um dos íons e para a condutividade elétrica relativa.

A condutividade elétrica relativa (ce) é definida como a relação entre a condutividade elétrica do efluente, após a passagem de um número específico de volume de poros, e a condutividade elétrica da solução aplicada.

O fluxo (q) de cada coluna foi calculado por meio da relação:

$$q = \frac{Q}{A} = \frac{Ve}{At} \quad (6)$$

em que: q – fluxo (cm min⁻¹)

Q – vazão (cm³ h⁻¹)

A – seção transversal da coluna (cm²)

Ve – volume total de efluente (cm³)

t – intervalo de tempo para coletar o volume Ve (h)

A velocidade de avanço da solução percolante para cada solo foi determinada empregando-se a Equação 7:

$$V_f = \frac{q}{\alpha} \quad (7)$$

em que: V_f – velocidade de avanço (cm h^{-1})

q – fluxo (cm min^{-1})

α – porosidade total ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$)

3.7. Análises dos solos contidos nas colunas no final do experimento

Ao final dos ensaios, os materiais de solo foram retirados das colunas, secados ao ar e peneirados em uma peneira de malha de 2 mm; este material foi encaminhado para o laboratório onde se fizeram as análises físicas e químicas (EMBRAPA, 1997).

3.8. Determinação dos parâmetros de transporte de solutos no solo

Os fatores de retardamento e o coeficiente dispersivo-difusivo, foram determinados utilizando-se o modelo computacional DISP (Programa para cálculo dos parâmetros de transporte de solutos no solo em deslocamento de fluidos miscíveis), desenvolvido no Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, por Borges Júnior e Ferreira (2006); com ele se ajustaram as curvas dos efluentes para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio e para a condutividade elétrica.

3.8.1. Dados de entrada do programa DISP

Utilizaram-se, como dados de entrada do programa, valores observados de concentração relativa (C) para diferentes números de volume de poros (np), teor de água (igual à porosidade, já que os solos foram saturados), densidade do solo, fluxo, comprimento da coluna de solo, concentração inicial do soluto em apreço na solução do solo (C_i), igual a zero devido à percolação de dois volumes de poros de água destilada antes da aplicação das soluções, e concentração na solução aplicada (C_o).

3.8.2. Dados de saída do programa DISP

Os dados de saída do programa são: valores estimados para o número de Peclet (P), fator de retardamento (R), coeficiente dispersão-difusão (D), soma de quadrado de resíduos (Rs) e o coeficiente de determinação (R^2) sendo que para a presente pesquisa se utilizaram os dados referentes ao fator de retardamento, coeficiente dispersão-difusão e o coeficiente de determinação (R^2).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Água residuária doméstica

Os valores médios de volume de poros, fluxo e velocidade média de avanço da solução, obtidos durante os ensaios com as colunas preenchidas com os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico e lixiviadas com água doméstica tratada, encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores médios das características volume de poros, fluxo e velocidade de avanço da solução nas colunas de solo, verificados para os ensaios com água residuária doméstica tratada

Características físico-hídricas	Solos	
	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico	Neossolo Regolítico Eutrófico
Volume de poros (cm ³)	305,93	235,81
Fluxo (cm h ⁻¹)	17,25	39,17
Velocidade de avanço (cm h ⁻¹)	31,89	93,93

Verifica-se na, Tabela 1, que os maiores valores encontrados, tanto para o fluxo como para a velocidade de avanço da água residuária doméstica tratada, foram observados quando as colunas foram preenchidas com Neossolo Regolítico Eutrófico. Esses resultados estão coerentes com os valores de macroporosidade verificados para este solo e o volume de poros observado na mesma Tabela.

A qualidade da água também é um fator que influencia o fluxo e a velocidade da solução no meio poroso. Mesmo sendo o esgoto doméstico utilizado tratado, o UASB (Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente) não remove toda a matéria orgânica verificando-se, também, grande quantidade de material em suspensão que pode ter causado entupimento nos poros dos solos e conseqüente redução do fluxo e velocidade.

4.1.1. Parâmetros de transporte para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico

4.1.1.1. Fator de retardamento para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

Na Tabela 2 se encontram os valores médios dos fatores de retardamento (R), desvio padrão e coeficientes de variação, obtidos para os cátions cálcio, magnésio, sódio e potássio, por meio do ajustamento do modelo físico para concentração no fluxo, implementado no programa DISP (Borges Júnior e Ferreira, 2006), aos dados experimentais oriundos dos ensaios nas colunas de solo que receberam água residuária doméstica tratada. Os baixos coeficientes de variação indicam a proximidade dos valores de fatores de retardamento, obtidos nas três repetições, em relação ao valor médio.

Tabela 2 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para as curvas de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
	R	δ	CV (%)	R	δ	CV (%)
Cálcio	1,696	0,100	5,90	1,669	0,096	5,80
Magnésio	2,024	0,020	1,0	1,914	0,051	2,70
Sódio	2,335	0,115	4,9	1,485	0,045	3,10
Potássio	1,687	0,061	3,6	1,255	0,152	12,10

R – Fator de retardamento, δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

O fator de retardamento expressa as interações entre as fases líquida e sólida que ocorrem durante a percolação da solução deslocadora no solo. Percebe-se que, quanto menor a velocidade de avanço da solução na coluna de solo maior é o tempo de contato entre os íons e os colóides do solo, podendo haver maior retenção dos solutos causando aumento no fator de retardamento, evento perceptível para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico o qual apresenta velocidade de avanço de apenas 1/3 da encontrada para o Neossolo Regolítico Eutrófico (Tabela 1).

Para o íon cálcio, o valor encontrado para o fator de retardamento (R) nos dois solos, Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico, foi bastante próximo a 1,696 e 1,669, respectivamente (Tabela 2). O maior valor de R para o Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico expressa a maior capacidade de adsorção desse solo de textura argilosa.

Constata-se, na Tabela 2, que o valor mais elevado do fator de retardamento, no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico foi determinado para o íon sódio, seguido do magnésio, fato que pode ter ocorrido em razão desses elementos estarem presentes em maior concentração na solução deslocadora.

O valor do fator de retardamento do íon magnésio de 1,914 foi o mais elevado detectado para o Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com esgoto doméstico tratado, indicando menor mobilidade do Mg no solo em relação aos demais íons (Tabela 2). Melo (2006) em pesquisa realizada com solo Neossolo Quartzarênico Órtico espódico, lixiviado com água residuária proveniente de manipueira, encontrou valor de fator de retardamento para o íon magnésio na ordem de 1,69, resultado próximo ao obtido na presente pesquisa.

Na mesma Tabela 2, verifica-se que os menores valores do parâmetro fator de retardamento em cada um dos solos estudados, foram encontrados para o soluto potássio, indicando que este íon foi o que apresentou menor interação com os solos. Os menores valores de fator de retardamento encontrados para o íon potássio estão de acordo com a pesquisa desenvolvida por Paganini (1997), na qual o autor constata que o potássio é um elemento com grande mobilidade, tanto no solo quanto nas plantas, além de se tratar de um dos elementos passíveis de serem deslocados por outros cátions bivalentes ou monovalentes.

Os menores valores de R determinados para Neossolo Regolítico Eutrófico estão coerentes com a menor capacidade de troca catiônica para este solo e maior velocidade de avanço da solução, proporcionando menor tempo de interação da solução com as partículas sólidas do solo (colóides). Esses resultados corroboram com a assertiva de Valocchi (1984) de que, sendo o fator de retardamento um parâmetro que, indiretamente, expressa a capacidade do solo em reter íons, fica clara sua dependência em relação às interações entre a fase líquida e a fase sólida, durante a percolação da solução no solo.

Na Figura 6 estão as curvas de efluentes da água residuária tratada para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio, obtidas para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, ajustadas por meio do programa DISP aos dados obtidos em laboratório.

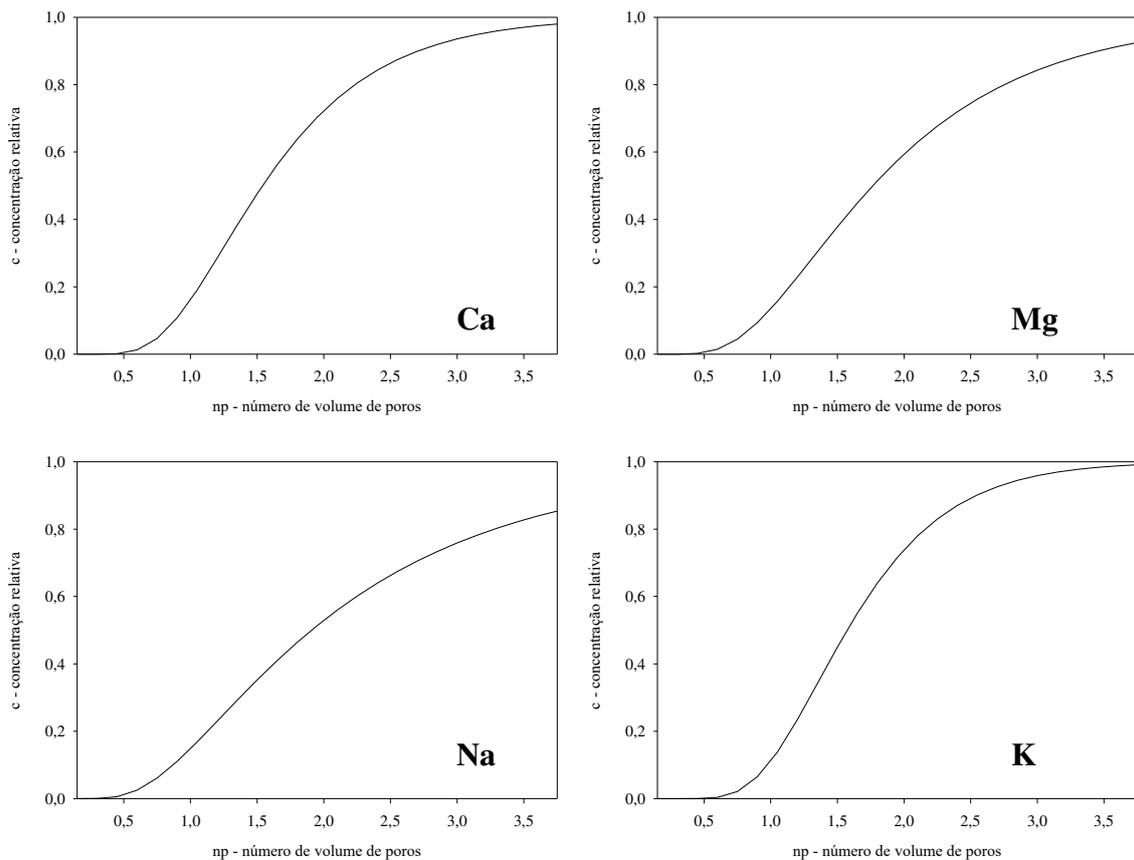


Figura 6 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e água residuária doméstica tratada

Pode-se obter, a partir da curva de eluição, informações da existência ou não de interação da solução com a fração sólida do solo. Segundo Nielsen e Biggar (1962) quando na curva o valor correspondente à concentração relativa 0,5 é maior que 1 volume de poros, 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, indicando um fator de retardamento maior que a unidade. Quanto maior a distância do valor unitário maior será o fator de retardamento, maior será a interação soluto-solo.

O fator de retardamento de um soluto reflete o deslocamento da curva de efluente para a direita (quando maior que 1) ou para a esquerda (quando menor que 1), representando a interação solo-soluto. Nas Figuras 6 Mg e 6 Na, observa-se que as curvas de distribuição de efluentes no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico para os íons magnésio e sódio se apresentam deslocadas para a direita, indicando que esses íons foram

retidos no solo com uma intensidade maior em relação aos íons de cálcio e potássio (6 Ca e 6 K), como exposto anteriormente.

Na Figura 7 estão as curvas de efluente para os cátions cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas através do programa DISP, para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico.

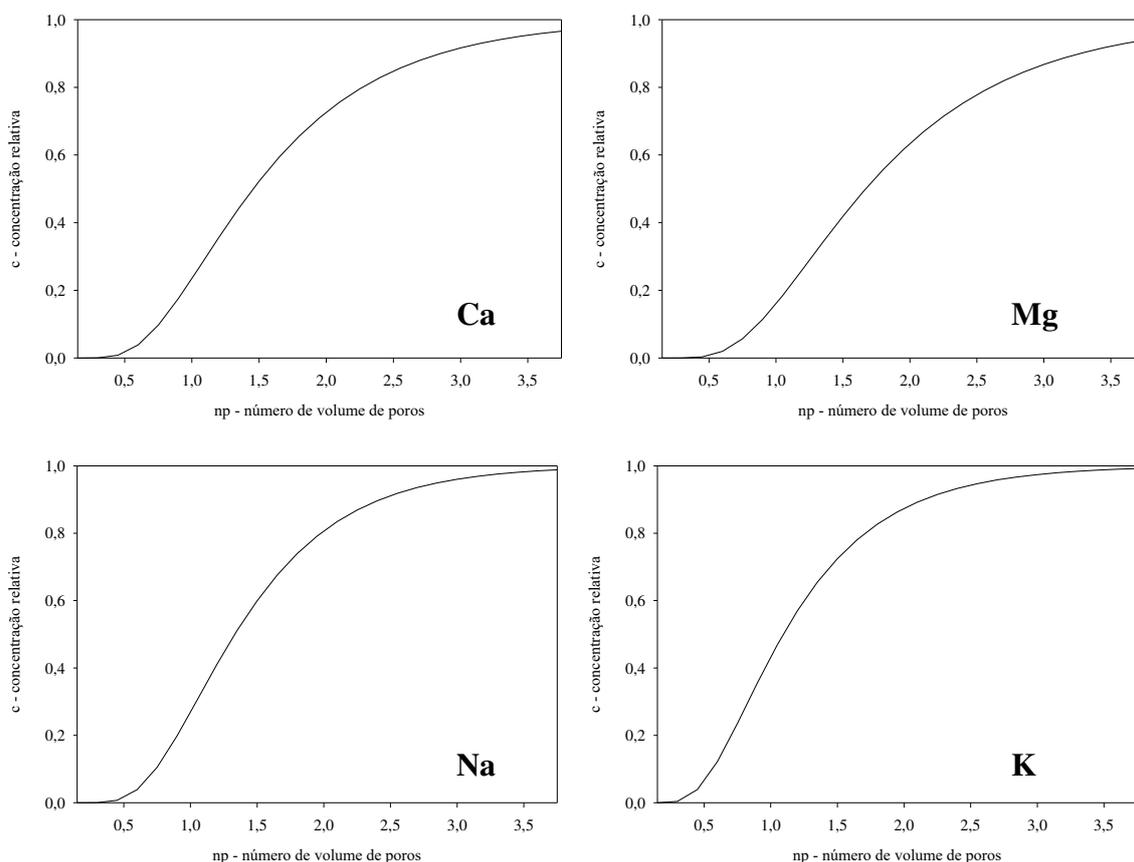


Figura 7 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária doméstica tratada

Comparando-se as curvas de efluentes para o cálcio, obtidas para o Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, e para o Neossolo Regolítico Eutrófico, Figuras 6 Ca e 7 Ca, respectivamente percebe-se que, de maneira geral, o comportamento se assemelha.

O efeito de adsorção do íon magnésio no Neossolo Regolítico Eutrófico pode ser observado pela curva de distribuição de efluente desse íon (Figura 7 Mg), o que reflete a obtenção do maior valor encontrado para o fator de retardamento para este íon, em relação ao cálcio, sódio e potássio.

Atentando-se para a curva de efluente do potássio (Figura 7 K) percebe-se que quando a concentração relativa se aproxima de 0,5, o valor correspondente para o volume também se aproxima de 1, indicando a baixa interação soluto-solo. 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 à concentração relativa de 0,5 é 1 volume de poros significa que o soluto não está interagindo com a fração coloidal do solo.

Os valores calculados para o coeficiente de determinação (R^2) para as curvas de efluentes, foram superiores a 95% , mostrando alta correlação entre os valores observados experimentalmente e os valores ajustados pelo programa DISP. Gomes et al. (2004) em experimento realizado com colunas de solo argiloso e arenoso lixiviadas com água residuária de frigorífico, obtiveram ajuste das curvas de efluentes de nitrato através do programa CXTFIT, coeficiente de determinação acima de 80%.

4.1.1.2. Fator de retardamento da condutividade elétrica

Na Tabela 3 se encontram os dados relativos ao fator de retardamento para a condutividade elétrica, obtidos por meio do ajuste dos dados experimentais ao modelo físico para concentração no fluxo implementado no programa DISP.

Tabela 3 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para a curva de efluente da condutividade elétrica relativa

Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
R	δ	CV (%)	R	δ	CV (%)
9,582	2,791	29,10	8,402	3,837	45,70

R – Fator de retardamento, δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

Nesta análise, focada em índices de salinidade, busca-se estudar a interação entre a matriz do solo e o conjunto de íons presentes na água residuária doméstica. Nas curvas de efluente (Figura 8) foram plotados valores da condutividade elétrica relativa, em função do número de volume de poros.

Observaram-se que os fatores de retardamento dos solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico seguiram a mesma tendência verificada para os fatores de retardamento determinados para os íons. Percebe-se (Figuras 8) que tanto no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico quanto no Neossolo Regolítico Eutrófico, mesmo passando 3,75 volume de poros da solução, não houve recuperação da condutividade elétrica da água residuária doméstica tratada. Provavelmente isso ocorreu em razão da salinidade dessa água residuária não ser suficientemente elevada (cerca de $1,3 \text{ dS m}^{-1}$) e a interação acentuada dos íons presentes com a matriz do solo, o que pode ser efeito da passagem de dois volumes de poros de água destilada antes da aplicação da solução. A condutividade elétrica da água aplicada no experimento se encontra na faixa da maior parte das águas utilizadas na irrigação na Região Nordeste, as quais variam de 0,2 a $5,0 \text{ dS m}^{-1}$ (AUDRY e SUASSUNA, 1995).

As águas cuja condutividade elétrica (CEa) varia entre 0,70 e $3,0 \text{ dS m}^{-1}$, são classificadas de risco moderado, de acordo com a concentração total de sais solúveis (AYERS e WESTCOT, 1999). Portanto, a água residuária de origem doméstica tratada utilizada na presente pesquisa é considerada, quanto à qualidade para irrigação, de restrição moderada (CEa = $1,320 \text{ dS m}^{-1}$).

Analisando-se, ainda, a Tabela 3, percebe-se que os valores encontrados de fator de retardamento (R) mostram a alta interação de íons presentes na água residuária doméstica tratada com os dois solos, o que resulta em defasagem da velocidade média de avanço dos solutos em relação à velocidade média de avanço da solução, cujo efeito pode ser observado na Figura 8. Na mesma figura estão os gráficos da condutividade elétrica relativa do efluente em função do número de volume de poros percolado da água residuária doméstica tratada, obtidos dos ensaios com colunas preenchidas com Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico.

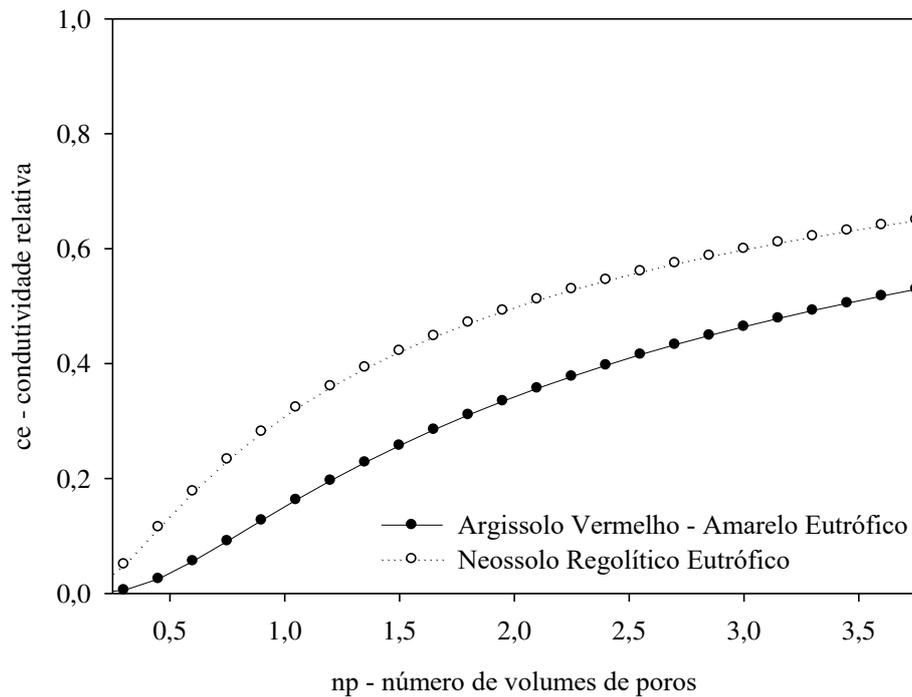


Figura 8 – Curvas de condutividade elétrica média do efluente, observadas durante os ensaios e ajustadas pelo programa computacional DISP, para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e para o Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária doméstica

Observa-se, na Figura anterior, que o número de volume de poros correspondente à condutividade elétrica relativa de 0,5 é próximo de 2, indicando o significativo efeito da interação entre íons e matriz do solo sobre a condutividade elétrica do percolado.

4.1.1.3. Coeficiente de dispersão-difusão dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

Encontram-se, na Tabela 4, os valores médios correspondentes ao coeficiente de dispersão-difusão (D) para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio, obtidos por meio de ajuste do modelo físico para concentração no fluido, implementado no programa DISP, aos dados experimentais obtidos em ensaios com colunas de solo, preenchidas com Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico, que receberam água residuária doméstica tratada.

Tabela 4 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
	D	δ	CV (%)	D	δ	CV (%)
Cálcio	64,186	2,013	3,10	270,123	76,406	26,90
Magnésio	90,953	39,177	39,70	276,896	61,356	21,69
Sódio	144,904	2,675	1,90	216,036	22,698	10,4
Potássio	45,957	10,559	22,7	268,833	58,817	21,30

D – Coeficientes de dispersão-difusão ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$), δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

Verifica-se que os coeficientes de dispersão-difusão (D) no solo Neossolo Regolítico Eutrófico foram os mais elevados para todos os íons estudados (Tabela 4). Valores mais elevados dos coeficientes de difusão-dispersão estão relacionados a menores inclinações das curvas de efluente e, conseqüentemente, ao alargamento da faixa de mistura entre as soluções deslocadora e deslocada no perfil do solo, tornando os acréscimos na concentração relativa baixos, para acréscimos no número de volume de poros (NIELSEN e BIGGAR, 1962; ALVAREZ et al., 1985).

Merece destaque o coeficiente dispersivo-difusivo obtido para o potássio, igual a $45,957 \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$ no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, cerca de 6 vezes menor que no Neossolo Regolítico Eutrófico ($268,833 \text{ cm}^2 \text{ h}^{-1}$), conforme observado na Tabela 4, em razão, provavelmente, da maior velocidade de avanço no Neossolo Regolítico Eutrófico. A menor velocidade de avanço da solução no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico proporcionou a obtenção de menores valores de coeficiente de dispersão-difusão para esse solo. O coeficiente de dispersão-difusão pode ser indicativo da capacidade do solo em reter determinado soluto a medida em que a frente de umedecimento da solução aplicada avança no perfil do solo (ENGLER, 2007).

4.1.1.4. Coeficiente de dispersão-difusão da condutividade elétrica

Tem-se na Tabela 5, os valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D) calculados para a condutividade elétrica

do efluente; esses valores foram obtidos a partir dos ensaios com os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico, por meio do ajustamento dos dados observados de condutividade elétrica relativa, em função do número de volume de poros, ao modelo teórico para concentração no fluxo implementado no programa DISP.

Tabela 5 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de efluente da condutividade elétrica relativa

Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
D	δ	CV (%)	D	δ	CV (%)
1677,840	760,889	39,90	7932,474	5957,050	59,00

D – Coeficientes de dispersão-difusão ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$), δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

São notórios, na Tabela 5, os elevados valores de coeficientes de dispersão-difusão (D) haja vista que se observa, mesmo após a passagem de 3,75 volume de poros pelas colunas, que a condutividade elétrica relativa (ce) da curva de efluente não ultrapassou o valor de 0,6, o que acarreta em incertezas quanto aos valores de coeficientes de dispersão-difusão obtidos pelo ajuste de valores observados de condutividade elétrica relativa ao modelo teórico. Esta mesma observação é pertinente aos valores encontrados para o fator de retardamento, apontados na Tabela 3.

4.2. Água residuária de suinocultura

Encontram-se, na Tabela 6, valores médios de volume de poros, fluxo e velocidade de avanço da solução nas colunas preenchidas com os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico, e lixiviadas com água residuária de suinocultura.

Tabela 6 - Valores médios das características volume de poros, fluxo e velocidade de avanço das colunas de solo verificados para os ensaios com água residuária de suinocultura

Características físico-hídricas	Solos	
	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico	Neossolo Regolítico Eutrófico
Volume de poros (cm ³)	312,71	235,81
Fluxo (cm h ⁻¹)	15,98	29,60
Velocidade de avanço (cm h ⁻¹)	28,90	70,98

Percebe-se, na Tabela 6, redução nos valores calculados para o fluxo e velocidade de avanço nas colunas preenchidas com o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e com o Neossolo Regolítico Eutrófico quando comparados com as colunas preenchidas com o mesmo solo e lixiviadas com água residuária doméstica, Tabela 1; esta redução pode ter ocorrido em virtude da água de suinocultura utilizada não ter sido submetida a tratamento ou diluição havendo, portanto, resíduos de alimentação de animais além de partículas de solo.

4.2.1. Parâmetros de transporte para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico

4.2.1.1. Fator de retardamento para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

Na Tabela 7 se encontram os valores médios de fator de retardamento (R) para os íons cálcio, sódio, potássio e magnésio, calculados por meio do ajustamento do modelo teórico para concentração no fluxo, implementado no programa DISP, aos dados observados nos ensaios com as colunas de Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviados e Neossolo Regolítico Eutrófico com água de suinocultura. A proximidade das médias possibilitou a obtenção de pequenos desvios padrão e baixos coeficientes de variação para o fator de retardamento.

Tabela 7 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para as curvas de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
	R	δ	CV (%)	R	δ	CV (%)
Cálcio	1,589	0,171	10,80	1,514	0,008	0,50
Magnésio	2,112	0,130	6,20	1,680	0,041	2,50
Sódio	1,688	0,045	2,70	1,364	0,091	6,70
Potássio	1,672	0,032	1,9	1,369	0,048	3,50

R – Fator de retardamento, δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

Analisando a tabela anterior, nota-se que os maiores valores obtidos para o fator de retardamento no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico refletem a característica de retenção de íons de cargas positivas mais acentuadas em solos de textura argilosa, além da quantidade de matéria orgânica (16,53 g kg⁻¹) contida nesse solo ser superior à do Neossolo Regolítico Eutrófico (4,06 g kg⁻¹) e essa oferecer sítios para a troca de cátions.

Assim como no Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com esgoto doméstico, o valor mais elevado para o fator de retardamento foi encontrado para o magnésio, em quanto os menores valores dos fatores de retardamento (R) também foram observados no Neossolo Regolítico Eutrófico, em ambos os tratamentos. Provavelmente devido à menor quantidade de matéria orgânica que esse solo contém além da menor capacidade de troca catiônica.

Em trabalho realizado com colunas de Latossolo Vermelho Distrofíco típico lixiviadas com água de suinocultura tratada, Anami et al. (2008) verificaram fator de retardamento de 0,87372 e 4,40801 para os íons nitrato e fósforo, respectivamente, resultados obtidos para 4 volume de poros.

Os maiores valores encontrados para o fator de retardamento foram para os cátions bivalentes, cálcio e magnésio, para o Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com ambas as águas (Tabelas 2 e 7). Isso ocorre por que quanto maior a carga maior também a força de atração do íon pela fração coloidal do solo.

Na Figura 9 estão as curvas de efluentes para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio, obtidas com o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água

residuária de suinocultura pelo ajustamento do modelo teórico para concentração no fluxo, implementado no DISP, aos dados experimentais.

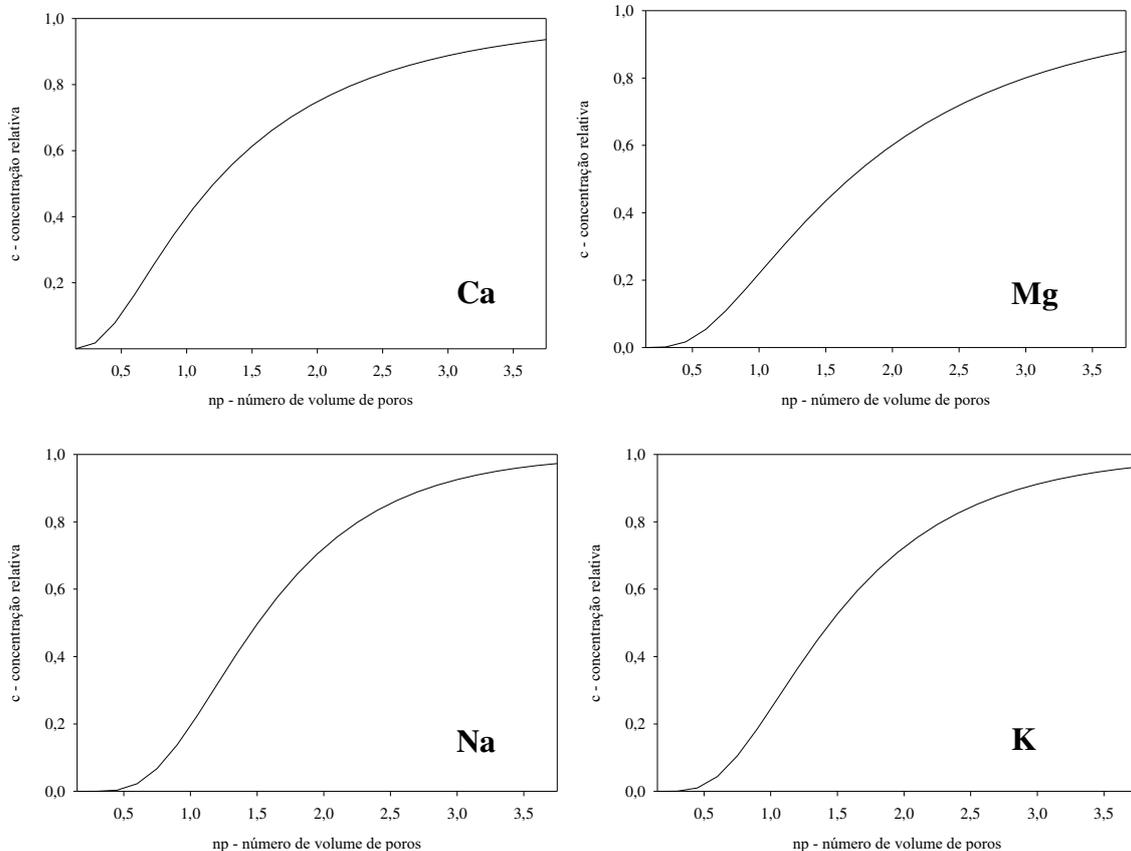


Figura 9 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e água residuária de suinocultura

Observa-se, na Figura 9 Mg, na representação da curva de efluente do íon magnésio, lento aumento da concentração relativa (C/C_0), indicando maior mistura da solução deslocada com a solução do solo. O deslocamento da curva para a direita reflete o maior valor encontrado para o fator de retardamento, fato observado também para o magnésio na água residuária doméstica, porém com menor intensidade, Figura 6 Mg.

Comparando-se as curvas de eluição do sódio no solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, Figuras 6 Na e 10 Na, percebe-se diferença a partir de 0,5 volume de poros. Quando a água residuária de suinocultura alcança a seção transversal inferior da coluna, a relação C/C_0 cresce rapidamente até atingir valor igual ao do fluido deslocador e,

de maneira mais lenta, o deslocamento da curva do Na^+ existente no efluente de esgoto doméstico tratado. Esses resultados são reflexos, para este íon, das concentrações contidas nessas soluções.

A Figura 10 apresenta as curvas de efluentes para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio, obtidas com o solo Neossolo Regolítico Eutrófico pelo ajustamento do modelo teórico para concentração no fluido, implementado no programa DISP, aos dados experimentais.

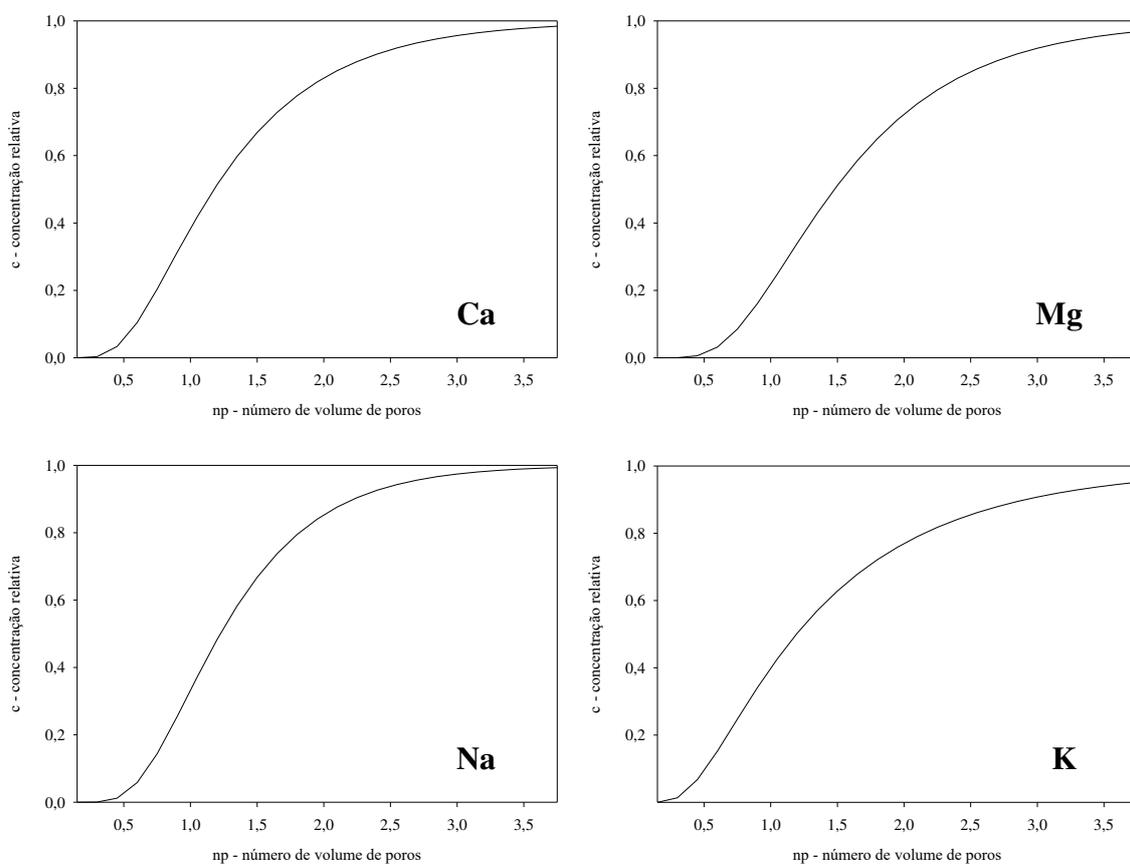


Figura 10 - Curvas de efluente para o cálcio, magnésio, sódio e potássio, ajustadas utilizando o programa computacional DISP, para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária de suinocultura

As curvas de distribuição de efluentes no Neossolo Regolítico Eutrófico, de modo geral, mostraram tendência de deslocamento para a direita ($R > 1$), indicando a interação solo-soluto.

Para todas as curvas de efluentes, os valores de coeficiente de determinação (R^2) foram superiores a 0,98, mostrando alta correlação entre os valores observados experimentalmente e os valores ajustados pelo programa computacional DISP.

4.2.1.2. Fator de retardamento da condutividade elétrica

Observam-se, na Tabela 8, os dados de fator de retardamento (R) obtidos através do ajustamento dos dados experimentais de condutividade elétrica relativa ao modelo teórico implementado no programa DISP. Os valores calculados para os coeficientes de variação indicam alta precisão dos dados, segundo PIMENTEL GOMES (2000).

Os valores detectados para o fator de retardamento acima de 1, nos dois solos, indicam a interação entre os íons presentes na água residuária de suinocultura e a fração sólida, Tabela 8. O maior valor do fator de retardamento (R) no solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, está relacionado à maior capacidade de troca catiônica e maior quantidade de matéria orgânica presente neste solo, Quadro 2.

Tabela 8 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação relativos aos fatores de retardamento (R), calculados para a curva de efluente da condutividade elétrica relativa

Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
R	δ	CV (%)	R	δ	CV (%)
1,440	0,069	4,80	1,158	0,021	1,80

R – Fator de retardamento, δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

A velocidade de avanço pode ter sido outro fator que contribuiu para esta variação no valor do fator de retardamento para os solos em questão, em que a maior velocidade no Neossolo Regolítico Eutrófico resultou em menor interação e conseqüente menor retardamento, Tabela 8.

Os resultados de fator de retardamento encontrados para a condutividade elétrica relativa alertam para os cuidados a serem tomados para uso agrícola dessa água, evitando a contaminação do lençol freático.

Ayers e Westcot (1999) relatam que a limitação principal do uso de águas residuárias na agricultura é a sua composição química (totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio) e a tolerância das culturas a este tipo de efluente.

As curvas de efluentes da condutividade elétrica do efluente do fluido deslocado das colunas de Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviadas com água residuária de suinocultura, estão apresentadas na Figura 11.

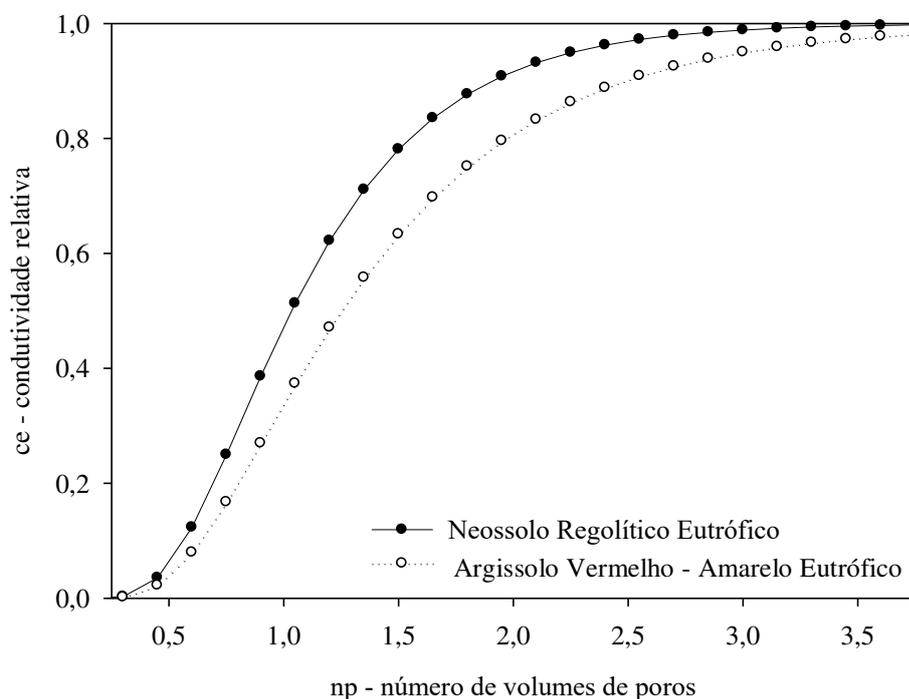


Figura 11 - Curvas de condutividade elétrica média do efluente, observadas durante os ensaios e ajustadas pelo programa computacional DISP, para os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e para o Neossolo Regolítico Eutrófico e água residuária de suinocultura

Nota-se, na Figura 11, que no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, mesmo passando nas colunas cerca de 3,75 volume de poros, não houve recuperação da CE da concentração de entrada, CE₀, uma vez que o solo reteve parte dos sais contidos na solução, fato que se deve, provavelmente, à alta capacidade de adsorção de íons que este solo possui, em virtude de elevada capacidade de troca catiônica e quantidade de matéria orgânica. Provavelmente, esta capacidade foi aumentada devido à passagem de dois

volumes de poros de água destilada, o que promoveu o carreamento de íons adsorvidos à matriz do solo, antes da aplicação da água residuária de suinocultura.

Em função do fluxo nas colunas preenchidas com o Neossolo Regolítico Eutrófico ser maior em virtude da macroporosidade e também em razão da própria estrutura desse solo, percebe-se recuperação da solução de entrada mais rapidamente. Isto ocorre, provavelmente, devido à baixa capacidade de troca catiônica (CTC) do solo franco-arenoso (Neossolo Regolítico Eutrófico) que, aliada à sua elevada permeabilidade, acarreta baixa retenção de sais nesses solos.

Segundo Ayers e Westcot (1999), as águas cuja condutividade elétrica (CEa) é maior que $3,0 \text{ dS m}^{-1}$, são classificadas como de risco severo quanto ao risco de salinização. A água de suinocultura utilizada neste experimento é classificada de risco severo de salinização (CE $5,65 \text{ dS m}^{-1}$) e alta sodicidade (RAS 11,30), o que pode restringir seu uso na irrigação de determinadas culturas que não toleram alta salinidade.

Com base na comparação das curvas de distribuição de efluentes dos solos que receberam as duas águas, doméstica tratada e de suinocultura (Figuras 8 e 11), percebe-se uma relação inversa entre o valor da condutividade elétrica da solução aplicada e o tempo de recuperação da condutividade elétrica no efluente.

4.2.1.3. Coeficiente de dispersão-difusão dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

Na Tabela 9 estão os valores médios de coeficientes de dispersão-difusão (D) para os íons cálcio, magnésio, sódio e potássio, calculados com o auxílio do DISP, a partir de dados experimentais para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico, lixiviados com água de suinocultura.

Os coeficientes de variação calculados para os coeficientes de dispersão-difusão dos íons ficaram entre 3,90 e 18,90; segundo Pimentel Gomes (2000), valores de coeficiente de variação entre 10 e 20% são baixos e indicam alta precisão dos dados.

Verifica-se que o valor do coeficiente de dispersão-difusão (D) encontrado para o cálcio no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico, que recebeu água da suinocultura, foi aproximadamente 3 vezes maior que o detectado para o mesmo solo, que foi lixiviado com esgoto doméstico tratado.

Tabela 9 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de efluente de concentrações relativas aos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio

	Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
	D	δ	CV (%)	D	δ	CV (%)
Cálcio	180,343	34,609	18,80	391,776	59,991	15,10
Magnésio	153,803	5,947	3,90	196,249	22,445	11,40
Sódio	71,542	3,960	5,50	155,340	30,052	18,90
Potássio	91,167	17,113	18,40	234,591	28,247	11,90

D – Coeficientes de dispersão-difusão ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$), δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

O valor de coeficiente de dispersão-difusão para o cálcio foi o mais elevado, no Neossolo Regolítico Eutrófico; na solução, este nutriente é o que se encontra em menor concentração na solução deslocadora. Valores mais elevados de coeficiente dispersivo-difusivo correspondem a uma declividade menor da curva de efluente, Figura 10 Ca.

Também se percebe correlação direta dos valores observados para coeficiente de dispersão-difusão com a velocidade da solução, conforme observações de Biggar e Nielsen (1962), Lourenço (1987) e Matos (1995), de que o transporte dispersivo está diretamente relacionado com a velocidade de avanço da solução.

4.2.1.4 Coeficiente de dispersão-difusão da condutividade elétrica

Na Tabela 10 se encontram os valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D) calculados para a condutividade elétrica do efluente. Tais valores foram obtidos a partir dos ensaios com os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico, por meio do ajustamento dos dados observados de condutividade elétrica referente, em função do número de volume de poros, ao modelo teórico para concentração no fluxo implementado no programa DISP.

Tabela 10 - Valores médios, desvios padrão e coeficientes de variação, relativos aos coeficientes de dispersão-difusão (D), calculados para a curva de efluente da condutividade elétrica relativa

Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico			Neossolo Regolítico Eutrófico		
D	δ	CV (%)	D	δ	CV (%)
89,244	25,936	27,50	173,414	49,062	27,1

D – Coeficientes de dispersão-difusão ($\text{cm}^2 \text{h}^{-1}$), δ – Desvio Padrão e CV – Coeficiente de Variação

O fato do valor de coeficiente de dispersão-difusão, Tabela 10, calculado para o Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico (89,244) ser aproximadamente a metade do valor encontrado para o Neossolo Regolítico Eutrófico (173,414) pode ter ocorrido em razão das características físicas do Neossolo Regolítico Eutrófico, maior quantidade de macroporos e da tortuosidade, apresentados por esse solo. Este fato está em consonância com o que se observa na Tabela 9, com menores valores de coeficientes de dispersão-difusão observados para os cátions em estudo no Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico.

4.3. Efeitos da aplicação das águas residuárias nas características químicas dos solos

Sabendo-se que a utilização de águas residuárias pode ou não provocar impactos ao solo, realizaram-se análises químicas após a aplicação das lâminas das águas residuárias para a certificação dos prováveis efeitos positivos e/ou negativos nos solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico.

4.3.1. Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico

Na Tabela 11 se encontram as características químicas do Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico no início e após a aplicação das águas residuárias doméstica e de suinocultura.

Com bases nos dados da Tabela 11, verifica-se que a aplicação das águas residuárias doméstica e de suinocultura provocou mudanças nas características químicas do Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico; nota-se, também, que praticamente todos os teores de macro e microelementos sofreram modificações para ambas as águas. Porém, se

sabe que os efeitos da aplicação de água residuária nas propriedades químicas do solo só são verificados após longo período de aplicação, pelos parâmetros que definem sua composição física e química, pelas condições de clima e pelo tipo de solo (AYERS e WESTCOT, 1999).

Tabela 11 - Caracterização química do solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico antes e após a aplicação das águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura

Características	Condição Inicial	Após aplicação	
		Doméstica	Suinocultura
pH	5,16	6,17	6,55
Fósforo (mg dm ⁻³)	3,60	9,42	26,87
Potássio (mg dm ⁻³)	156,0	132,0	389,0
Sódio (cmol _c dm ⁻³)	0,06	0,46	1,80
Cálcio (cmol _c dm ⁻³)	1,50	1,70	1,75
Magnésio (cmol _c dm ⁻³)	0,80	1,05	1,70
H ⁺ +Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	6,93	6,85	6,35
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,0	0,0	0,0
Enxofre (mg dm ⁻³)	8,87	0,0	0,0
Cobre (mg dm ⁻³)	0,265	0,0	0,0
Ferro (mg dm ⁻³)	49,56	41,07	34,38
Zinco (mg dm ⁻³)	0,80	2,28	2,04
Manganês (mg dm ⁻³)	5,10	8,28	10,02
Boro (mg dm ⁻³)	0,45	1,23	0,59
SB ¹ (cmol _c dm ⁻³)	2,76	3,55	6,25
CTC ² (cmol _c dm ⁻³)	9,79	10,40	12,59
MO ³ (g kg ⁻¹)	16,53	16,46	17,24

¹ SB: Soma de Bases Trocáveis; ²CTC: Capacidade de Troca Catiônica e ³MO.: Matéria Orgânica

Anami et al. (2008) verificaram, em experimento realizado com colunas de solo Latossolo Vermelho Distroférico Típico, lixiviado com água residuária proveniente de suinocultura, melhoria significativa nas propriedades químicas desse solo.

Com a aplicação das águas residuárias doméstica e de suinocultura, o valor do pH do solo variou de 5,16 para 6,17 e 6,55, respectivamente (Tabela 11). A aplicação de

esgoto no solo, além do aporte de nutrientes, gera a possibilidade de correção da acidez do solo (RODRIGUES, 2008).

Para Ayers e Westcot (1999) a faixa normal de pH na água de irrigação é 6,50 a 8,40. Os valores de pH para as águas residuárias usados nesta pesquisa estão dentro da faixa, sugerindo que o uso de tais águas não causaria efeitos prejudiciais ao solo ou nas culturas, em relação ao pH.

A elevação nos teores de fósforo ocorreu para as duas águas utilizadas no experimento, sendo que o maior aumento foi verificado quando se aplicou água residuária proveniente de suinocultura, de 3,60 para 26,87 (mg dm⁻³). Em experimento realizado por Campos (1999), também se constataram acréscimos nos níveis de fósforo principalmente nos solos de textura arenosa.

O teor de potássio diminuiu quando o solo foi lixiviado com água residuária doméstica (concentração de potássio igual a 0,53 mmol_c L⁻¹), quando comparados com aos níveis iniciais deste elemento descritos na Tabela 11. Feigin et al. (1991) constataram que a irrigação com efluente não satisfaz a necessidade das culturas por potássio, porém pode promover o aumento dos teores no solo, como ocorreu no presente trabalho quando o solo recebeu aplicação de dejetos líquidos de suínos (concentração de potássio igual a 7,39 mmol_c L⁻¹).

O acréscimo mais significativo foi notado para o teor de sódio, para o Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água de suinocultura; este aumento chegou a mais de 150% do valor inicial deste nutriente devido, certamente, ao aporte desse elemento nos dois efluentes, sobretudo na água residuária de suinocultura (Quadros 3 e 4).

Independente do tipo de água residuária aplicada, deu-se um acréscimo, tanto nos teores de magnésio quanto de cálcio. Em pesquisa realizada por Ceretta et al. (2003), constatou-se que o uso de esterco líquido de suínos proporciona a adição de grande quantidade de nutrientes ao solo e eleva, principalmente, os teores de magnésio e fósforo em áreas sob pastagem natural.

Em relação aos micronutrientes boro, manganês e zinco, notou-se acréscimo nos teores iniciais do solo para as duas águas. Os teores de enxofre (S) e cobre (Cu) contidos nas amostras de solo antes do experimento se reduziram a zero nas análises das amostras após os ensaios.

Antes da aplicação, o valor da capacidade de troca catiônica (CTC) do Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico era 2,79 e após a aplicação da água residuária doméstica e de

suinocultura, o valor de CTC passou a ser 10,40 e 12,59, respectivamente, em virtude, provavelmente, das altas concentrações de Ca, Na, Mg e K contidos na água de origem doméstica e nos dejetos líquidos provenientes de suinocultura.

Devido aos altos índices de elevação de determinados nutrientes, chama-se a atenção para o de que o uso de dejetos suínos deve ser realizado com base em tabelas de recomendação de adubação e em análises físico-químicas da água residuária, haja vista que eles podem causar desequilíbrio químico, físico e biológico no solo. De acordo com Campelo (1999), as águas residuárias da suinocultura podem ser utilizadas em áreas de cultivo agrícola, por constituírem uma rica fonte de nutrientes, porém as lâminas a serem aplicadas deverão ser calculadas com base na quantidade de nutrientes e outros sais que serão incorporados ao solo.

4.3.2. Neossolo Regolítico Eutrófico

Na Tabela 12 se encontram as análises químicas do solo Neossolo Regolítico Eutrófico, antes e após a aplicação das águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura. A maior disponibilidade de nutrientes ocorreu no Neossolo Regolítico Eutrófico, quando este recebeu aplicações de água residuária de suinocultura.

De acordo com a Tabela 12, a aplicação das águas residuárias doméstica e de suinocultura provocou efeito sobre o pH do solo. Lucena et al. (2006) também verificaram que a irrigação com efluente de esgoto tratado melhorou as propriedades químicas do Neossolo Quartzarênico, no que se refere ao aumento do pH, que foi elevado de 5,7 para 6,4.

De acordo com a Tabela 12, a variação das concentrações de potássio trocável no solo dependeu da qualidade da água aplicada. A maior quantidade foi encontrada no solo que recebeu aplicações de dejetos líquidos provenientes da suinocultura o que, provavelmente, ocorreu devido à maior concentração desse nutriente na solução aplicada.

Verificou-se acréscimo nos teores iniciais de cálcio e magnésio com a aplicação das águas (doméstica e suinocultura). Para Rodrigues (2008) o acréscimo ou decréscimo desses elementos pode estar diretamente relacionado à concentração na água residuária aplicada, à concentração absorvida pelas plantas e à lixiviação no perfil do solo.

Tabela 12 - Caracterização química do solo Neossolo Regolítico Eutrófico antes e após a aplicação das águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura

Características	Condição Inicial	Após aplicação	
		Doméstica	Suinocultura
pH	4,97	6,7	7,78
Fósforo (mg dm ⁻³)	4,97	14,60	38,17
Potássio (mg dm ⁻³)	43,10	43,91	181,05
Sódio (cmol _c dm ⁻³)	0,06	0,13	1,06
Cálcio (cmol _c dm ⁻³)	0,55	1,15	0,85
Magnésio (cmol _c dm ⁻³)	0,30	0,40	0,50
H ⁺ +Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	1,65	0,91	0,99
Al ³⁺ (cmol _c dm ⁻³)	0,0	0,0	0,0
Enxofre (mg dm ⁻³)	7,84	0,0	0,0
Cobre (mg dm ⁻³)	0,33	0,0	0,0
Ferro (mg dm ⁻³)	15,33	12,65	16,16
Zinco (mg dm ⁻³)	0,85	2,13	1,50
Manganês (mg dm ⁻³)	4,32	14,25	21,09
Boro (mg dm ⁻³)	0,14	0,14	1,53
SB (cmol _c dm ⁻³) ¹	1,02	1,79	2,87
CTC (cmol _c dm ⁻³) ²	2,67	2,70	3,86
MO (g kg ⁻¹) ³	4,06	4,10	4,28

¹ SB: Soma de Bases Trocáveis; ²CTC: Capacidade de Troca Catiônica e ³MO.: Matéria Orgânica

Houve acréscimo nas concentrações iniciais dos elementos sódio e zinco ao solo, via aplicação das águas residuárias. Em pesquisa realizada por Freitas et al. (2003) verificou-se que os níveis de sódio e zinco no solo aumentaram com a aplicação de águas residuárias de suinocultura, por se tratar de fonte desses nutrientes.

O enxofre e o cobre foram completamente lixiviados durante os ensaios, fato este observado para o Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico.

Verificou-se pequeno aumento na quantidade de matéria orgânica contida no solo variando de 4,06 g kg⁻¹ para 4,10 g kg⁻¹ após a aplicação da água residuária doméstica tratada; quando o Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico foi lixiviado com água

residuíria de suinocultura, a quantidade variou de 4,06 g kg⁻¹ para 4,28 g kg⁻¹. Em solos das regiões tropicais e subtropicais a matéria orgânica desempenha papel de fundamental importância na fertilidade, por se tratar de solos altamente intemperizados, cujos minerais possuem baixa capacidade de troca catiônica e pouco potencial de liberação de nutrientes para as plantas (LUCAS FILHO et al., 2002).

Houve acréscimo na característica do solo relacionada à capacidade de troca de cátions (CTC) em relação aos teores contidos nos solos, antes dos ensaios. A aplicação de lodo ao solo tem propiciado elevação dos teores de fósforo, da matéria orgânica, do pH e da capacidade de troca de cátions (NASCIMENTO et al., 2004).

Em relação à soma de bases, o aumento mais expressivo foi verificado no Neossolo Regolítico Eutrófico, lixiviado com resíduos líquidos provenientes da suinocultura o que ocorreu, possivelmente, devido à maior concentração dos íons cálcio, potássio, sódio e magnésio presentes na solução deslocadora.

A aplicação planejada de efluentes, além do controle de poluição, implica em economia de água e fertilizantes, reciclagem de nutrientes e aumento da produção agrícola, representando um atrativo para o uso desses efluentes, principalmente para regiões em que não há disponibilidade de água.

5. CONCLUSÕES

- 1 - A interface gráfica do programa DISP possibilitou simplicidade quanto aos procedimentos de entrada de dados de acesso aos resultados, facilitando sua utilização na obtenção de parâmetros de transporte de soluto no solo.
- 2 - Os valores dos fatores de retardamento foram mais altos para o sódio, no solo Argissolo Vermelho - Amarelo Eutrófico, e magnésio, no Neossolo Regolítico Eutrófico, quando a solução deslocadora foi a água residuária de origem doméstica.
- 3 - Quando os solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico foram lixiviados com água residuária de suinocultura os valores mais altos dos fatores de retardamento foram obtidos para o íon magnésio.
- 4 - A maior velocidade da solução nas colunas preenchidas com Neossolo Regolítico Eutrófico proporcionou a obtenção de coeficiente de dispersão-difusão mais elevado.
- 5 - Verificaram-se mudanças nas propriedades físicas e químicas dos solos, promovidas pela elevação e/ou redução nos teores dos elementos contidos nos solos Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico e Neossolo Regolítico Eutrófico com a aplicação das águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura.
- 6 - A aplicação das águas residuárias doméstica tratada e de suinocultura promoveu alterações nos atributos físicos e químicos, tanto do solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico como do Neossolo Regolítico Eutrófico.
- 7 - O solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico apresentou maior risco de contaminação devido à maior retenção de elementos químicos contidos nas águas aplicadas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENDA 21. **Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em 20 de set. de 2006.

AGOURAKIS, D. C.; CAMARGO, I. M. C.; COTRIM, M. B.; FLUES, M. Comportamento de zinco e manganês de pilhas alcalinas em uma coluna de solo. **Revista Química Nova**, Vol. 29, nº. 5, 960-964, 2006, p.960-964.

ALVAREZ, J.; HERGUEDAS, A.; ATIENZA, J.; BOLADO, S. **Modelización numérica y estimación de parámetros para la descripción del transporte de solutos en columnas de suelo en laboratorio.** Madrid: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. p. 69, 1985.

ANAMI, M. H; SAMPAIO, S. C.; SUSZEK, M.; GOMES, S. D.; QUEIROZ, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB. v. 12, nº 1, p. 75–80, 2008.

ANUÁRIO BRASILEIRO DA AGROPECUÁRIA - ANUAL-PEC. São Paulo: FNP Consultoria e Comércio, p. 63-70, 2004.

AUDRY, P.; SUASSUNA, J. A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão do Nordeste: caracterização, variação sazonal, limitação do uso. Recife: CNPq, 1995.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A Qualidade da Água na Agricultura.** Tradução: H. Gheyi e J.F. de Medeiros. Campina Grande, PB. (Tradução de: Water Quality for Agriculture) FAO, Rome. 1999.

BARACHO JÚNIOR, J. A. O. O licenciamento e controle ambiental da atividade de suinocultura. In: Seminário mineiro sobre manejo e utilização de dejetos de suínos, 1995, Ponte Nova. **Anais...** Ponte Nova: EPAMIG, CRZM, p. 1-7, 1995.

BASTOS, R. K. X. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura.** Rio de Janeiro: ABES, RiMa, p. 267, 2003. Projeto PROSAB.

BERNARDES, R. S. **Estabilização de poluentes por disposição no solo.** Revista DAE, São Paulo, v.46, n.145, p.129-150, 1986.

BIGGAR, J. W. and NIELSEN, D. R. Miscible Displacement: II. Behavior of tracers. **Soil Science Society Proceedings**, Madison, v.26, n.2, p. 125-128, 1962.

BOND, W. J. Effluent irrigation – an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, Australia, v.36, n.4, p. 543-555, 1998.

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**, Campina Grande, PB. v. 10, n^o 3, p. 604–611, 2006.

BOUWER, H.; CHANEY, R. L. Land treatment of wastewater. **Advances in Agronomy**, New York, v.26, p.133-176, 1974.

BOUWER, H. Integrated water management: emerging issues and challenges. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.45, n.3, p.217-28, 2000.

BOVOLATO, L. E. **Avaliação das condições sanitárias das águas de poços rasos da área urbana de Araguaína e suas possíveis relações com o atual quadro de saúde pública.** 100 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Estadual de São Paulo. Presidente Prudente, 1998.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; NUCCI, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, p. 72-122, 2002.

CAMPELO, P. L. G. **Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura nas características físico-hídricas e químicas de um solo podzólico vermelho-amarelo**. 1999. 55p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

CAMPOS, T. M.; ELBACHÁ, A. T. Avaliação do fator de retardamento por adsorção no transporte de zinco em solos argilosos. In: Simpósio sobre Barragens de Rejeitos e Disposição de Resíduos-Regeo'91, Rio de Janeiro, 1991. **Anais...** Rio de Janeiro, p. 271-282, 1991.

CERETTA, C. A.; DURIGON, R.; BASSO, C. J.; BARCELLOS, L. A. R.; VIEIRA, F. C. B. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagens natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, n.6, p. 9, 2003.

CHATEAUBRIAND, A. D. **Efeito de esterco líquido de suínos aplicados em irrigação por sulcos na cultura do milho (*Zea mays L.*)**. 1988. 61 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1988.

CLANTON, C. J.; SLACK, D. C. Hydraulic properties of soil as affected by susface application of wastewater. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, St. Joseph, v.30, n.3, p. 683-687, 1987.

CLARKE, R.; LAWRENCE, A. R.; FOSTER, S. S. D. **Groundwater – a threatened resource**. UNEP Environmental Library, p. 15, 1995.

CLEMENTE, R. S.; PRASHER, S. O.; BARRINGTON, S. F. PESTFADE. A new pesticide fate and transport model: Model development and verification. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.36, n.2, p. 357-367, 1993.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE; **Resolução**. CONAMA n.20, 1986. Brasília, 1986.

CORRÊA, M. M. **Desenvolvimento e teste de modelo de transporte unidimensional de solutos no solo**, 2001. 93 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

COSTA, S. N. **Desenvolvimento de um modelo computacional para simular o transporte de água e solutos no solo sob condições de escoamento não permanente na vertical**, 1998. 153 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

COSTA, S. N. MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; RAMOS, V. B. N. Mobilidade de nitrato em coluna de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 3, n. 2, p. 190-194, 1999.

COSTA, R. H. R.; BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W.; Philippi, L. S. Tertiary treatment of piggery waste in water hyacinth ponds. *Water Science and Technology*, London, v.42, n.10-11, p. 211-214, 2000.

COX, C. L.; JONES, W. F.; QUISENBERRY, V. L.; YO, F. One-dimensional infiltration with moving finite elements and improved soil water diffusivity. *Water Resources Research*, Washington, DC, v.30, n.5, p.1431-1438, 1994.

CUNHA, R. C. de A.; AQUINO NETO V. Fundamentos teóricos do processo de avaliação de riscos. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A.; **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente. p. 312, 2000.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, 31 p, 2002. (EMBRAPA, CNPSA. Boletim Informativo).

EMBRAPA - **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise do solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. p. 247, 1997.

EMBRAPA. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solos.** Brasília: Embrapa Produção de informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, p. 412, 1999.

ENGLER, M. P. C.; **Desenvolvimento de metodologia para a determinação da mobilidade de água no solo.** 2007. 70 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection.** Berlin: Springer-Verlag, p. 224,1991.

FERREIRA, O. E. **Efeitos da aplicação de água residuárias doméstica tratada e adubação nitrogenada na cultura do algodão herbáceo (*Gossypium hirsutum* L. R. *Latifolium* Hutch.) e no meio edáfico.** 78 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

FINK, D. R.; SANTOS, H. F. **A legislação de reuso da água.** In: Reuso de água; Capítulo 8. Eds. P. C. Sanches Mancuso e H. Felício dos Santos. Universidade de São Paulo – Faculdade de Saúde Pública, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo, 2002.

FLUES, M.; HAMA, P.; FORNARO, A. Avaliação do nível da vulnerabilidade do solo devido à presença de termelétrica a carvão (Figueira, PR – Brasil). **Química Nova.** São Paulo, v. 26, n. 4, p. 479-483, 2003.

FONSECA, A. F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado,** 2001. 126p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

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

FREITAS, B. M.; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**. Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 651-660, 2001.

FREITAS, W. S.; OLIVEIRA, R. A.; PINTO, F. A.; CECON, P. R.; GALVÃO, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura na absorção de nutrientes pela cultura do milho (*Zea mays L.*). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA. 2003, Goiânia. **Anais...** Goiânia: UFG, 2003.

GISH, T. J.; HELLING, C. S. and MOJASIVIC, M. Preferential movement of Atrazine and Cyanazine under field conditions. **Transactions of the ASAE**, v.34, n.4, p. 1699-1705, 1991.

GOEDERT, W. J. **Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo**. São Paulo: Nobel, EMBRAPA - Centro de Pesquisa dos Cerrados, 1987. 422 p. L'IMPORTANZA, del suolo. Disponível em: <www.minambiente.it/sito/publicazioni> Acesso em 20 de set. de 2007.

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

GOVINDARAJU, R. S. Modeling overland flow contamination by chemicals mixed in shallow soil horizons under variable source area hydrology. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.32, n.3, p.753-758, 1996.

GUIDOLIN, J. C. **Reúso de Efluentes**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente, 2000.

HESPANHOL, I., **Água Reciclada, Revista Águas do Brasil**. Ano 1, nº 2, Secretária de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente. , p. 7, 2000.

HESPANHOL, I. **Potencial de reuso da água no Brasil: Agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos**. Encontro de Las Aguas, Santiago - Chile. p. 3, 2001.

HESPANHOL, I. **Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquíferos**. In: Mancuso, C. S. A.; Santos, H. F. (Editores). Reúso de água. Barueri, SP: Manole. p. 37-95, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Anuário estatístico do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Anuário estatístico do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2005.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A., Tratamento de esgotos domésticos. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES. p. 720, 1995.

KINOUCI, T.; KANDA, M.; HINO, M. Numerical simulation of infiltration and solute transport in S-shaped model basin by a boundary-fitted grid system. **Journal of Hydrology, Amsterdam**, v.122, n.1/4. p. 373-406, 1991.

KNISEL, W. G; DAVIS, F. M.; GLEAMS - Groundwater loading effects of agricultural management systems. Version 3.0. User Manual. Tifton: U.S. **Department of Agriculture**, Agricultural Research Service, Southeast Watershed Research Laboratory. p. 194, 2000.

KOOL, J. B.; Van GENUCHTEN, M. T. HYDRUS one-dimensional variably saturated flow and transport model, including hysteresis and root water uptake. Riverside: U.S. Salinity Laboratory USDA-ARS, p. 101, 1991.

LÉON, G. S.; CAVALLINI, J. M., **Tratamento e uso de água residuária**. Tradução de H.R. Gheyi, A. Konig, B.S.O. Ceballos, F.A.V. Damasceno, UFCE, Campina Grande-PB, 1999.

LOURENÇO, R. S. Deslocamento do íon potássio em latossolo roxo. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 1987. 75p. (Dissertação de mestrado).

LUCAS FILHO, M.; PEREIRA, M. G.; SILVA, D. A.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, H. N. S.; SILVA, G. B. Águas residuárias – alternativa de reuso na cultura de girassol (*helianthus annuus*). In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. **Anais...** Vitória: ABES, p. 1-7, 2002.

LUCENA, A.M.A.; GUERRA, H.O.C.; CHAVES, L.H.G.; COSTA, F. X. Análise de um efluente de esgoto tratado e seu efeito em propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico. Mossoró – RN. Revista Caatinga, Mossoró, RN, v. 19, n. 4, p. 409-414, out/dez. 2006.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. DOS, **Reúso de água**, Manole, Universidade de São Paulo, Barueri, SP, 2003.

MARTINEZ, M. A.; RAMOS, V. B. N.; MATOS, A. T.; OLIVEIRA, R. A.; COSTA, S. N. Influência da competição catiônica nos valores de fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.2, p. 201-247, 2001.

MATOS, A. T. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão–difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, em solos do município de Viçosa**. 80 p. Tese (Doutorado em Engenharia agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1995.

MATOS, A. T.; COSTA, L. M. da; FONTES, M. P. F.; MARTINEZ, M. A. Correlação entre os fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão do zinco, cádmio, cobre e chumbo, e algumas propriedades físicas dos solos. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.6, n.4, p. 235-246, 1998.

MELO, R. F.; FERREIRA, P. A., MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; OLIVEIRA, L. B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB. v. 10, nº 2, p. 456–465, 2006.

MIRANDA, J. H. **Modelo para a simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado**. 2001. 79 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, 2001.

MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N.; LIBARDI, P. L.; FOLEGATTI, M.V. Simulação do deslocamento de potássio em colunas verticais de solo não-saturado. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal. v. 25, n.3, p.677–685, 2005.

MORAIS, E.; MAIA, C.; OLIVEIRA, M. **Qualidade da água para irrigação em amostras analíticas do banco de dados do Departamento de Solos e Geologia da Escola Superior de Agricultura de Mossoró**, Mossoró – RN. Caatinga, v.11, n.1/2, p. 75-83, 1998.

NAIME, J. M. **Um novo método para estudos dinâmicos, *in situ*, da infiltração da água na região não-saturada do solo**. 2001. 146 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

NASCIMENTO, M. B. H. do. **Modificações no ambiente edáfico, na água e na mamoneira submetidos ao uso de biossólidos e água residuárias**, 2003. 75 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2003.

NASCIMENTO, C. W. A., BARROS, D. A. S., MELO, E. E. C. OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência de Solo**, São Paulo, v. 28, n.2. p. 385-392. 2004.

NEVES, R.; CHAMBEL-LEITÃO, P.; LEITÃO, P. C. **Modelação numérica da circulação da água no solo, o modelo mohid.** *Pedologia, Oeiras* 28: p. 46-55. 2000.

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

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia: EMBRAPA, CNPSA, p. 188, 1993. (EMBRAPA, CNPSA. Documentos, 27).

OLIVEIRA, R. A.; CAMPELO, P. L. G.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; CECON, P. R. Influência da aplicação de águas residuárias de suinocultura na capacidade de infiltração de um solo podzólico vermelho-amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Campina Grande, v.4, n.2, p.263-267, 2000.

OLIVEIRA, P. C.; LIMA, J. L. Simulação numérica de movimento de água em solo não saturado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.7, n.2, p. 251-257, 2003.

PAGANINI, W.S. Disposição de esgoto no solo (Escoamento à superfície). São Paulo: AESABESP, 1997. 232p.

PAGLIA, E. C. **Lodo de esgoto alcalinizado associado a doses de potássio, na lixiviação iônica**, 2004. 67 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná – Curitiba, 2004.

PEREIRA, E. R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**, 2006. 102 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, 2006.

PIFFER, R. **Movimento e degradação de Aldicarb e Sulfona de Aldicarb em dois diferentes solos**, 1989. p. 99. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - ESAL Lavras, 1989.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**. 14.ed. Piracicaba: Degaspari, 2000. 477p.

PIZARRO, F. **Riegos localizados de alta frecuencia**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2. ed., p. 471, 1990.

PREVEDELLO, C. L. **Física de solos com problemas resolvidos**. Curitiba: SAEFAS. 1996.

RAMOS, V. B. N. **Valores de fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de zinco e cobre, obtidos usando-se soluções mono e multi-espécies**, 1998. 66 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1998.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo: Editora Manoele Ltda, 1990.

RODRIGUES, L. N. **Níveis de reposição da evapotranspiração na irrigação da mamoneira com água residuária**, 2008. 142 p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande – Campina Grande, Paraíba, 2008.

ROGERS, J. S. Capacitance and initial time step effects on numerical solutions of Richards equation. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.37, n^o 3, p. 807-813, 1994.

SALEM, S.S. Environmental considerations for wastewater reuse in agriculture. **Water Science & Technology**, v. 33, p.345-353, 1996.

SAMPAIO, S. C. **Perda de carga em tubulações comerciais conduzindo águas residuárias da bovinocultura e suinocultura**, 1999. 180 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

SANTOS, A. P. R. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um Argissolo Vermelho Distrófico cultivado**

com capim tifton 85, 2004. 93 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, 2004.

SCALOPI, E. J.; BAPTISTELA, J. R. Considerações sobre aplicação de efluentes ao solo. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 7. Brasília. **Anais...** Brasília: ABID, p. 1049-1066, 1986.

STEENHUIS, T. S.; HUGHES, H. B. F.; PACENKA, S.; GROSS, M.; MOUSE User's Manual. New York: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cornell University, p. 44, 1984. .

SILVA, S. A.; MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**, 1ª ed, ABES, Rio de Janeiro, 1979.

SILVA, B. C. P. **Elementos Finitos para Modelagem da Sorção de Contaminantes Orgânicos na Fração Orgânica dos Solos**. 2005. 100p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos, SP.

SOUSA, J. T.; LEITE, V. D. **Tratamento e utilização de esgotos domésticos na agricultura**, 2. ed., EDUEP, Campina Grande, PB, 2003.

VALOCCHI, A. J. Describing the transport of ion-exchanging contaminants using an effective Kd approach. *Water Resources Research*, Washington, v.20, p. 499-503, 1984.

VANCLOOSTER, M.; VIAENE, P.; DIELS, J.; CHRISTIAENS, K. Wave, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment. Leuven: **Institute for Land and Water Management**, p. 145, 1994.

VAN GENUCHTEN, M. T. H.; van DAVIDSON, J. M.; WIERENGA, P. J. An evaluation of kinetic and equilibrium equations for the prediction of pesticide movement through porous media. *Soil Science Society of America Proceedings*, Madison, n.38, p. 29-35, 1974.

VAN GENUCHTEN, M. T. V.; WIERENGA, P. J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, v. 67, p. 1025-1054, 1986.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G., **Tratamento Anaeróbio de Esgotos** – Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf. p. 210, 1994.

VON SPERLING, M. **Noções de qualidade de água**, In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. p. 187, 1996.

WALLACH, R.; SHABTAI, R. Modeling surface runoff contamination by chemicals under transient water infiltration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.132, n. 1/4, p. 263-281, 1992.

WALLACH, R.; SHABTAI, R. Surface runoff contamination by chemicals initially incorporated below the soil surface. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.29, n.3, p. 697-704, 1993.

WEYDMANN, C. L., Mobilidade de nitrato em coluna de solo sob condições de escoamento não permanente. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 11, n. 2, p. 33-40, 2002.

APÊNDICE A

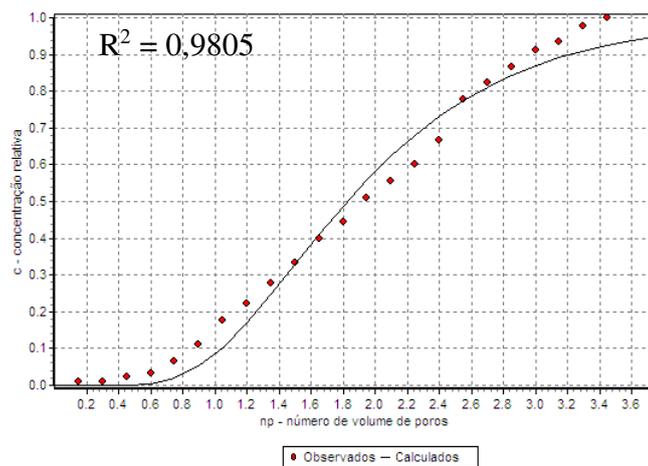
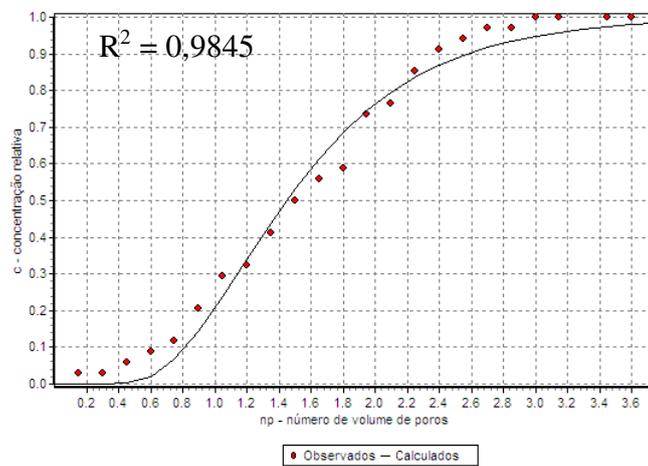
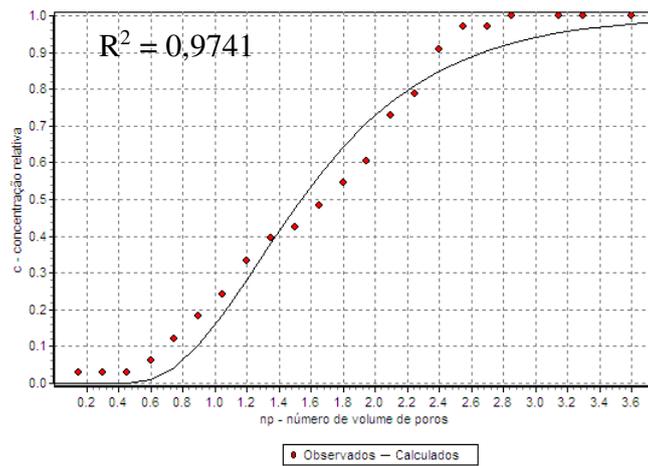


Figura 1A - Curva de efluente do íon cálcio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

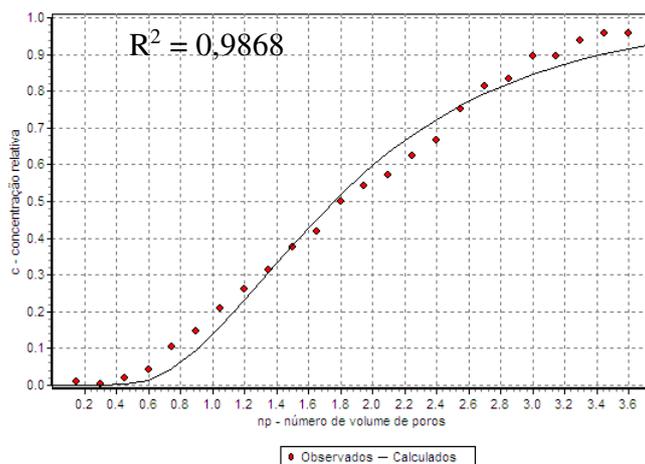
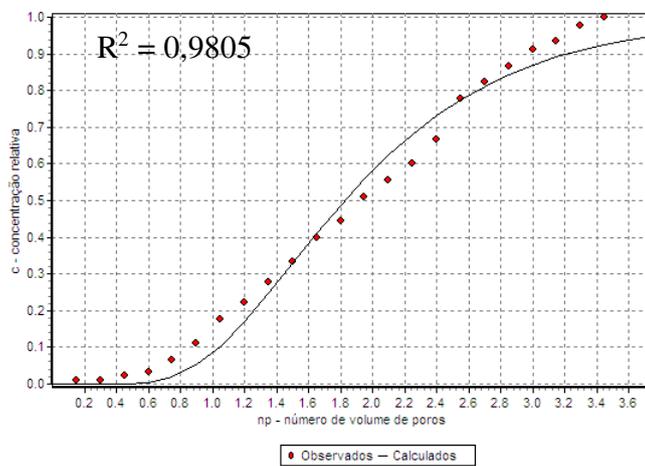
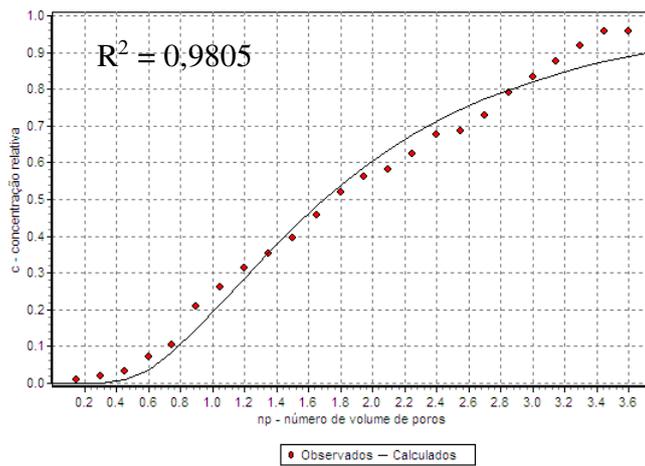


Figura 2A - Curva de efluente do íon magnésio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

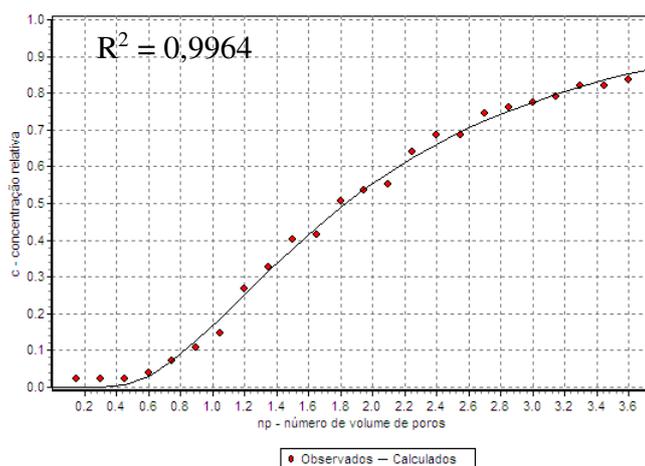
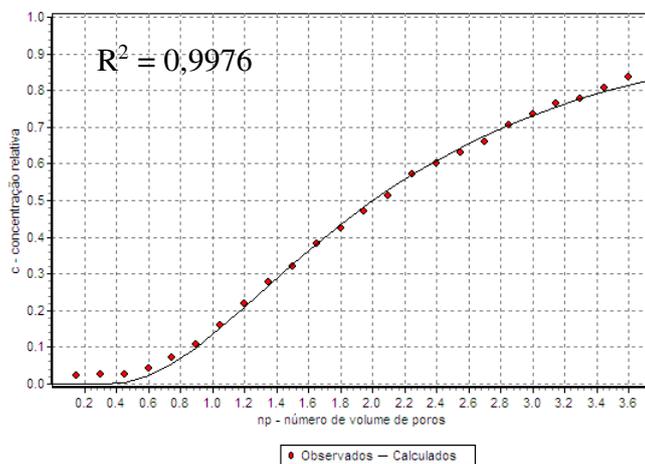
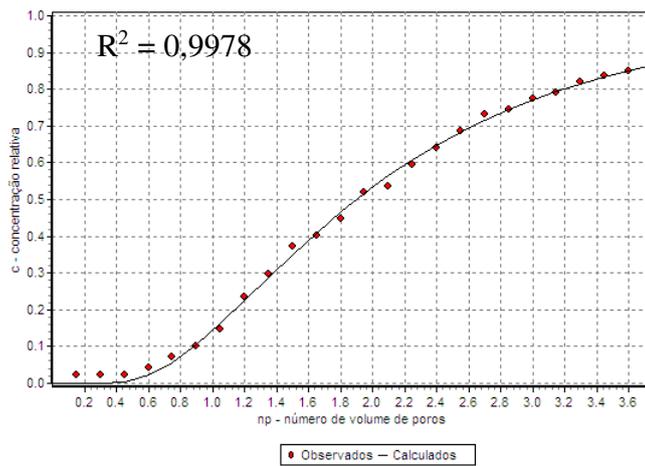


Figura 3A - Curva de efluente do íon sódio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

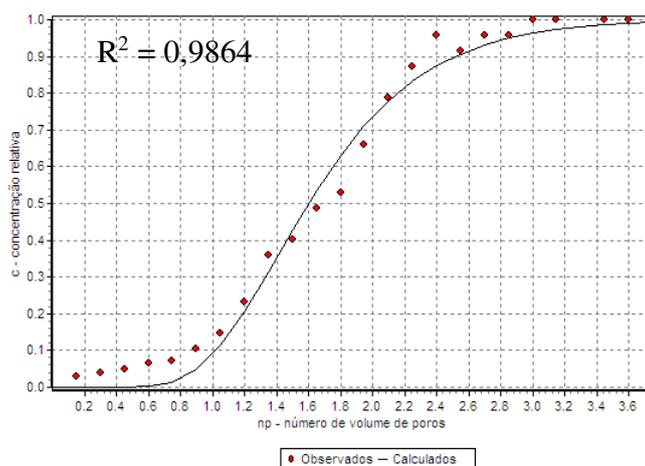
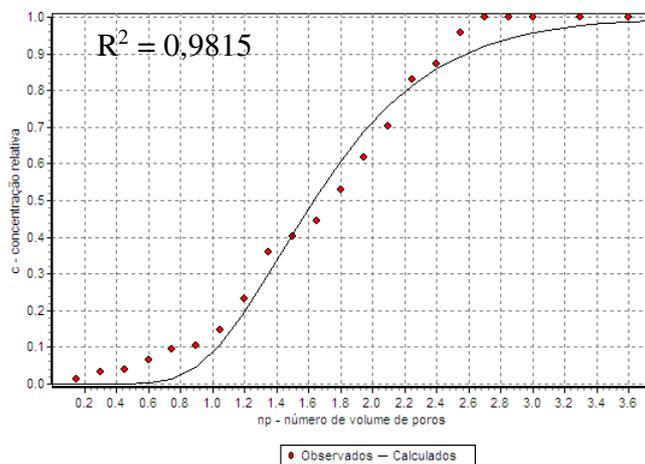
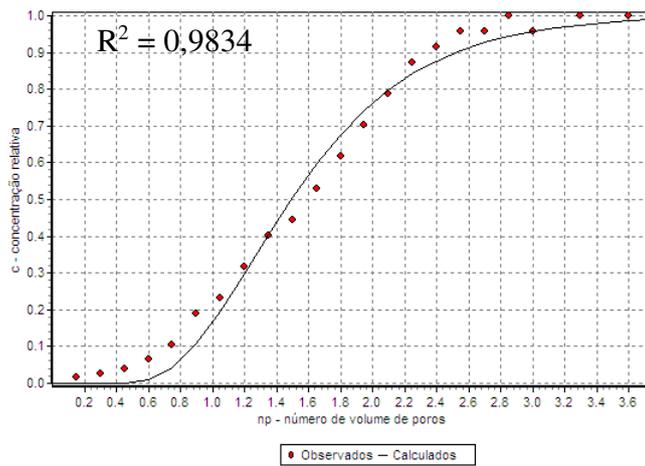


Figura 4A - Curva de efluente do íon potássio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

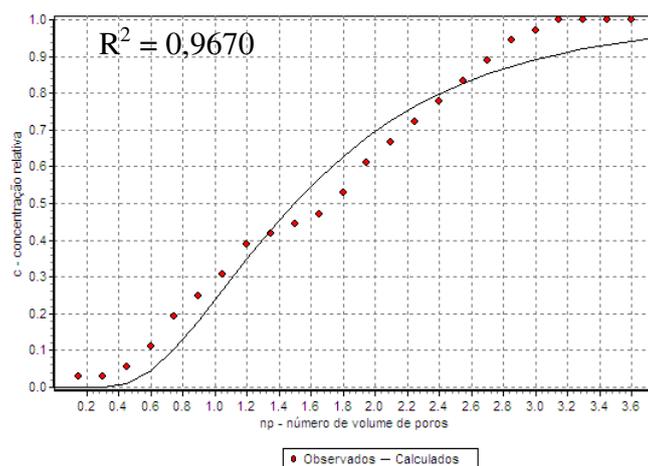
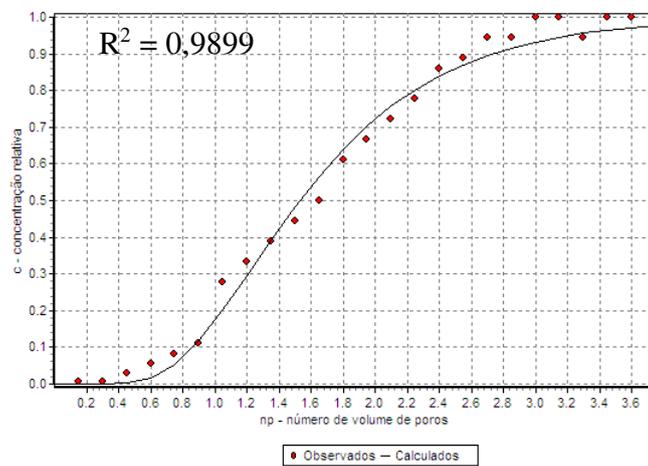
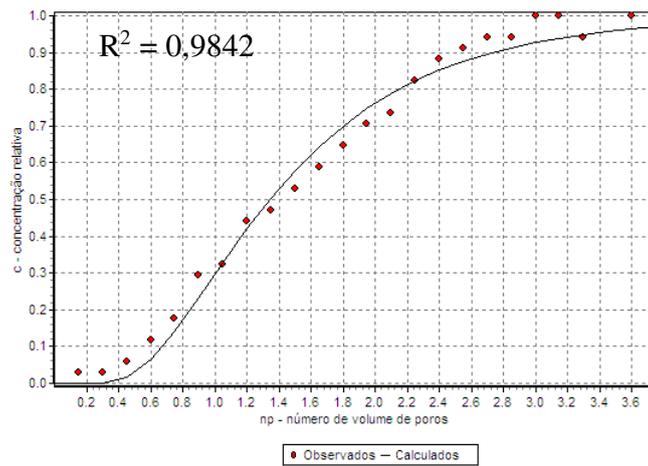


Figura 5A - Curva de efluente do íon cálcio para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

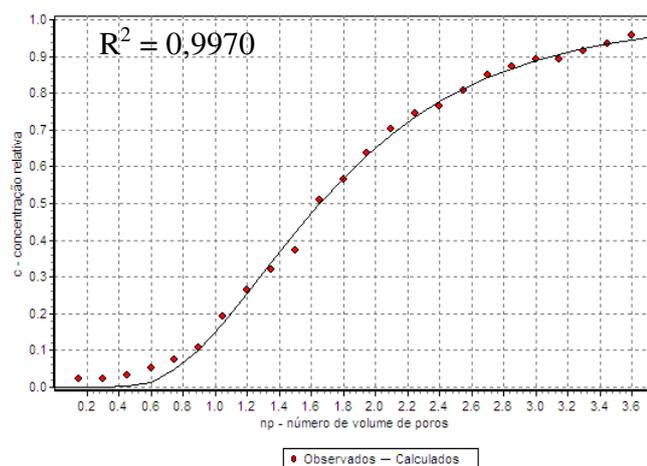
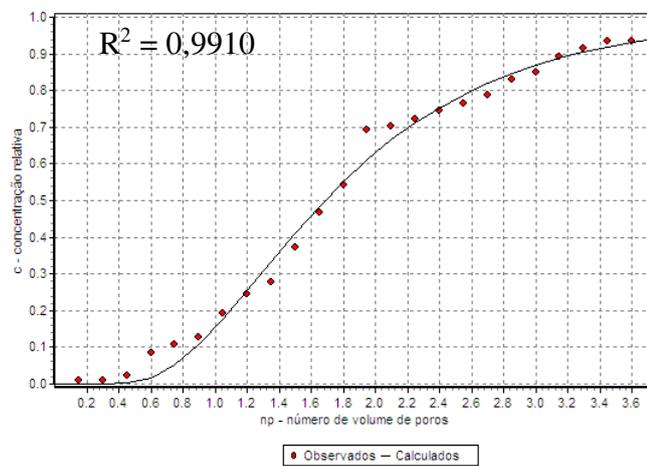
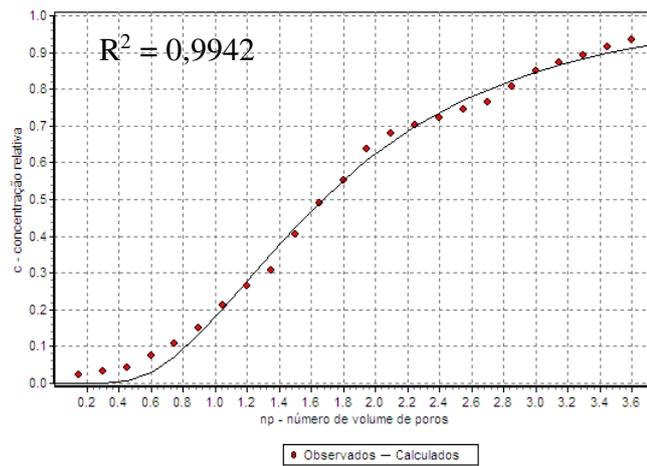


Figura 6A - Curva de efluente do íon magnésio para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

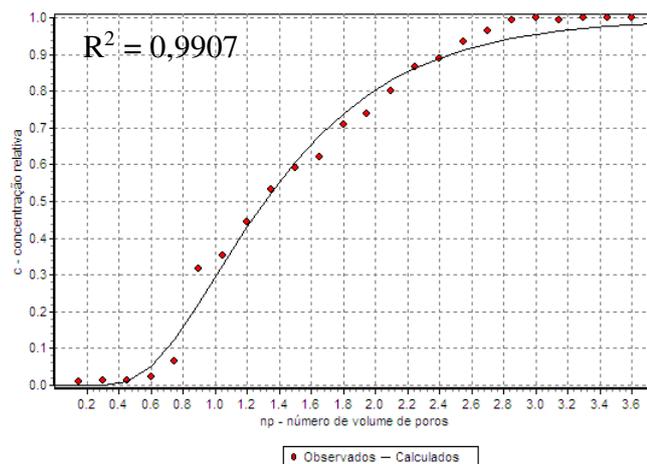
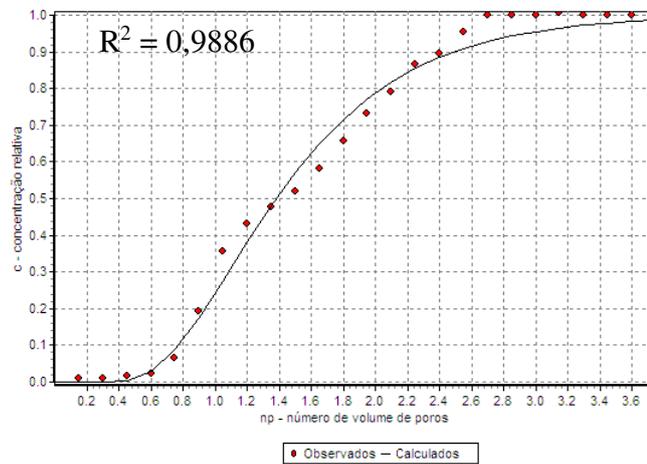
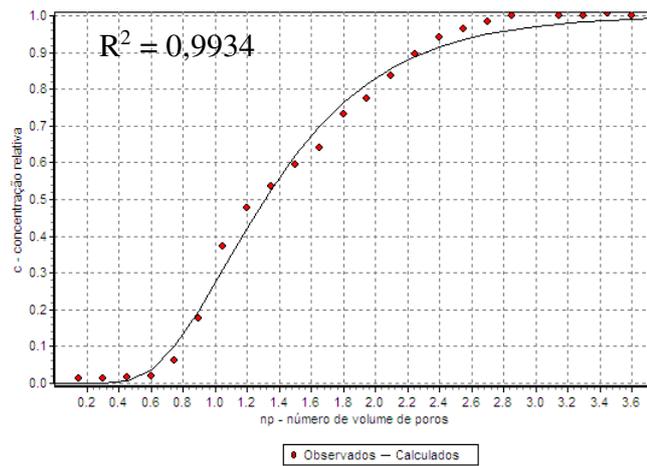


Figura 7A - Curva de efluente do íon sódio para o solo Neosolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

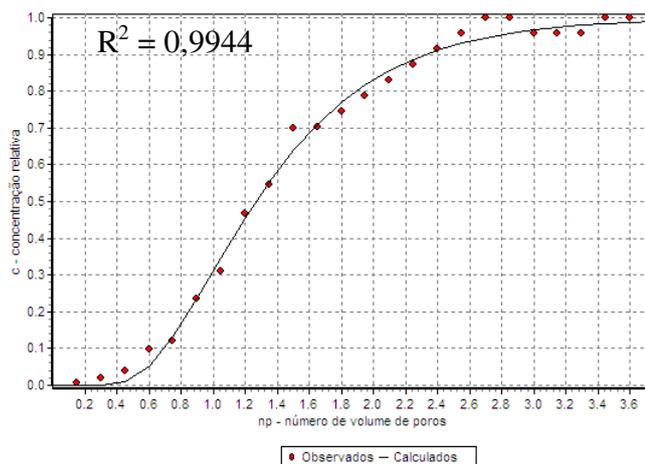
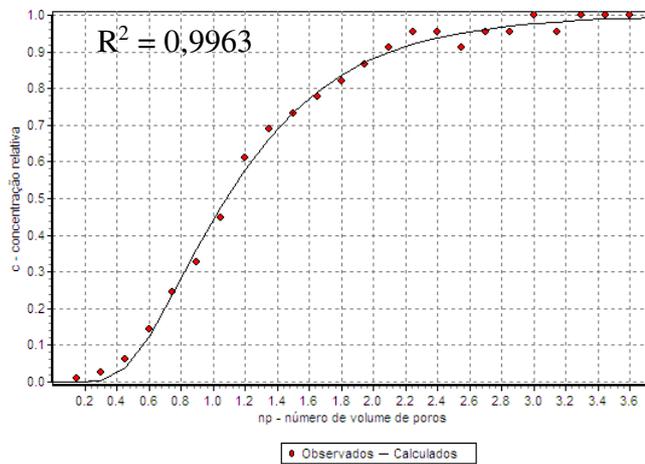
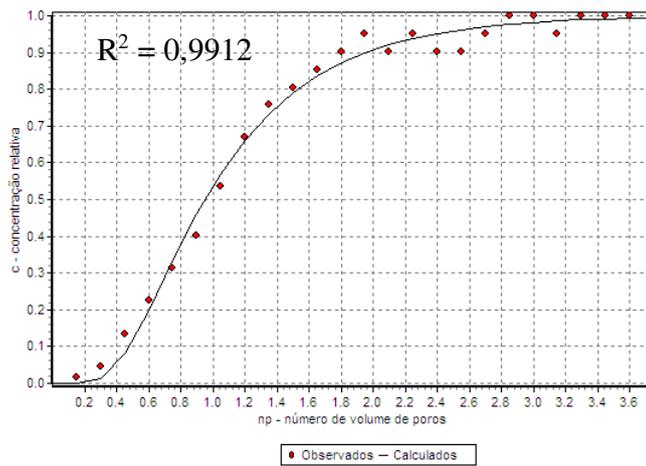


Figura 8A - Curva de efluente do íon potássio para o solo Neosolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

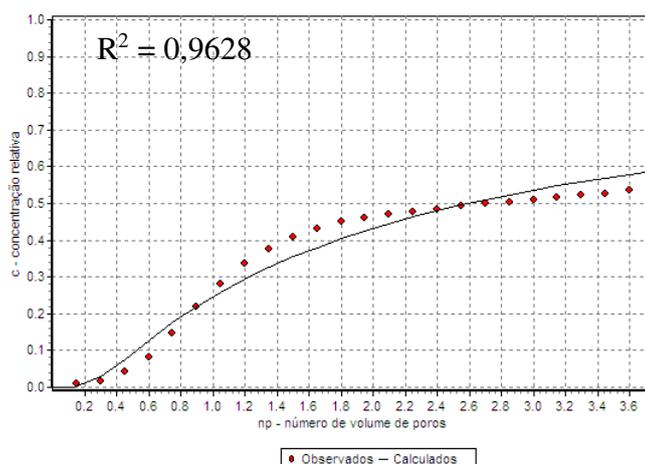
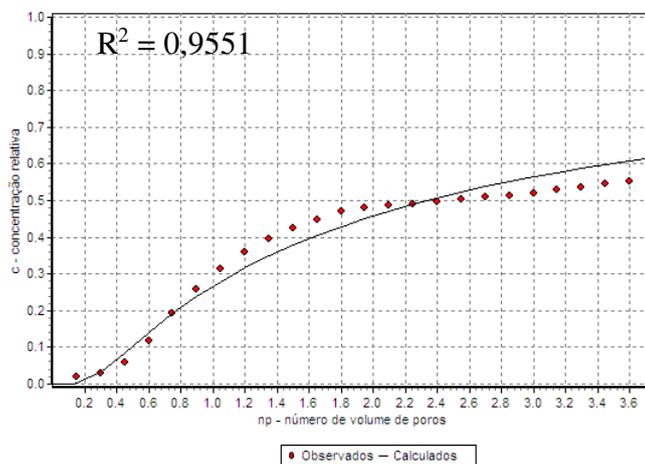
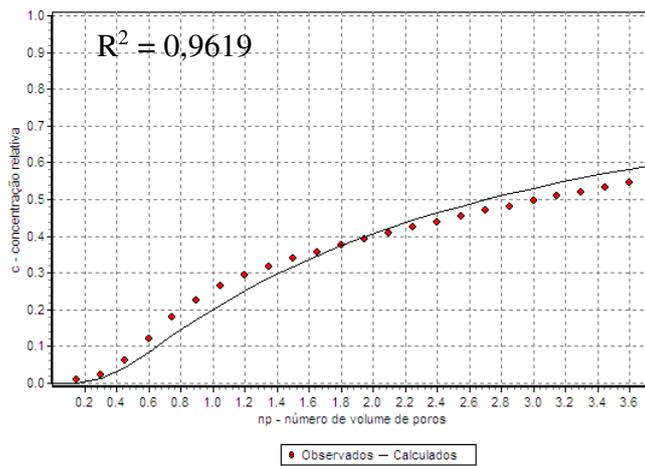


Figura 9A - Curva de condutividade elétrica para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

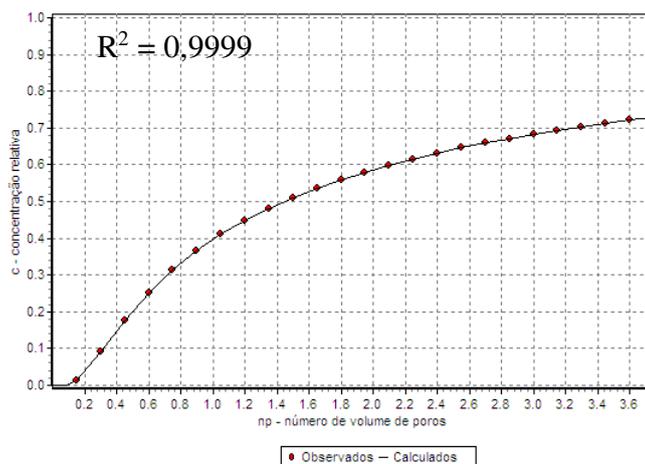
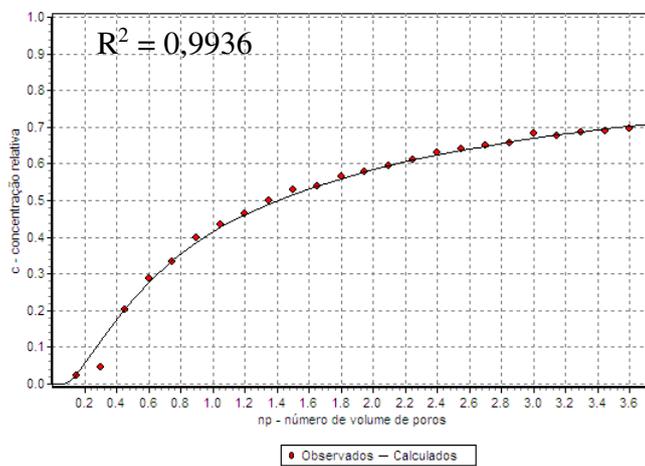
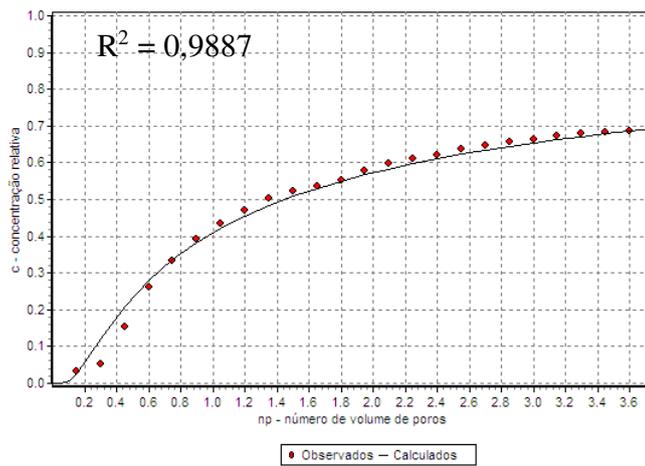


Figura 10A - Curva de condutividade elétrica para o solo Neosolo Regolítico Eutrófico
lixiviado com água residuária doméstica (Repetições 1, 2 e 3)

Tabela 1A - Caracterização física das amostras dos solos que receberam água residuária doméstica tratada

Características	Argissolo Vermelho- Amarelo Eutrófico	Neossolo Regolítico Eutrófico
Areia Grossa (g kg ⁻¹)	389	601
Areia Fina (g kg ⁻¹)	245	306
Silte (g kg ⁻¹)	101	72
Argila (g kg ⁻¹)	265	21
Argila dispersa (g kg ⁻¹)	70	0,0
Grau de flocculação (kg dm ⁻³)	738	1000
Densidade do solo (g cm ⁻³)	1,23	1,57
Densidade das partículas (g cm ⁻³)	2,64	2,64
Porosidade total	0,54	0,40

APÊNDICE B

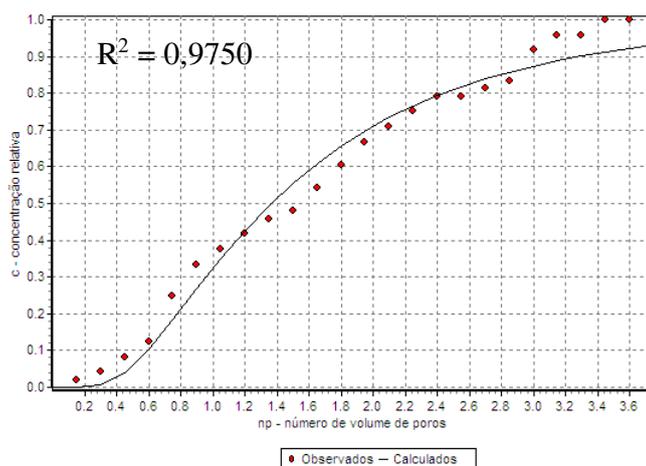
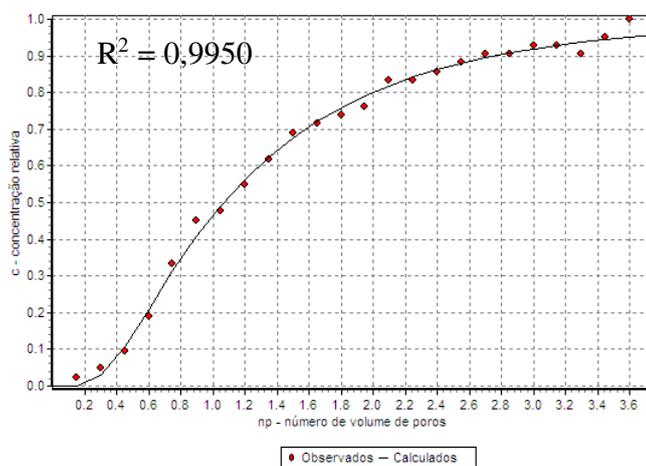
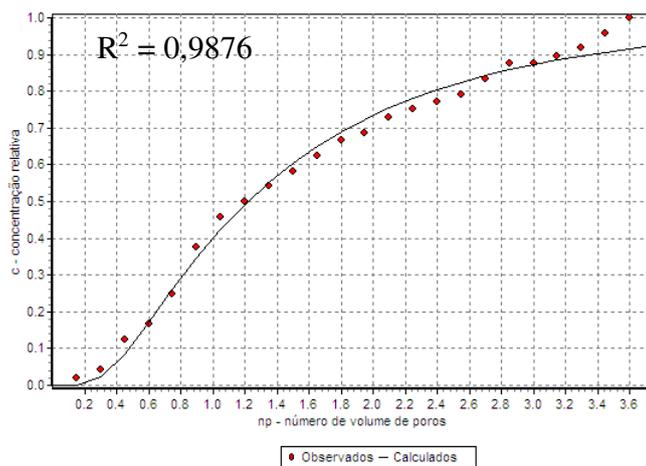


Figura 1B - Curva de efluente do íon cálcio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

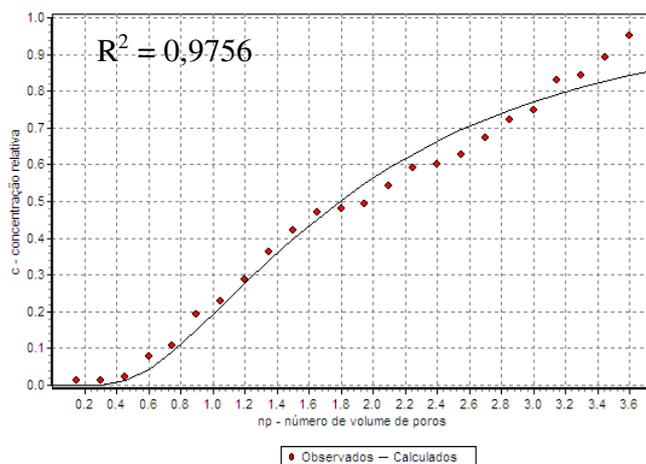
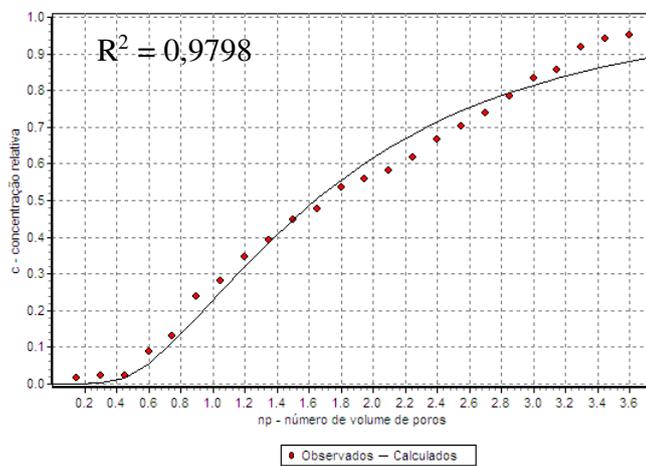
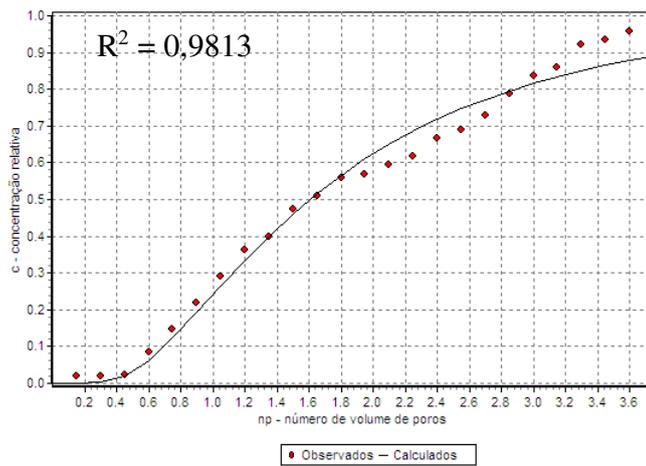


Figura 2B - Curva de efluente do íon magnésio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

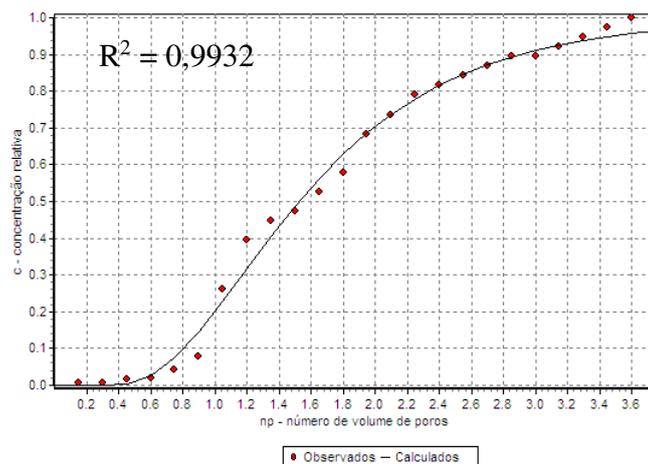
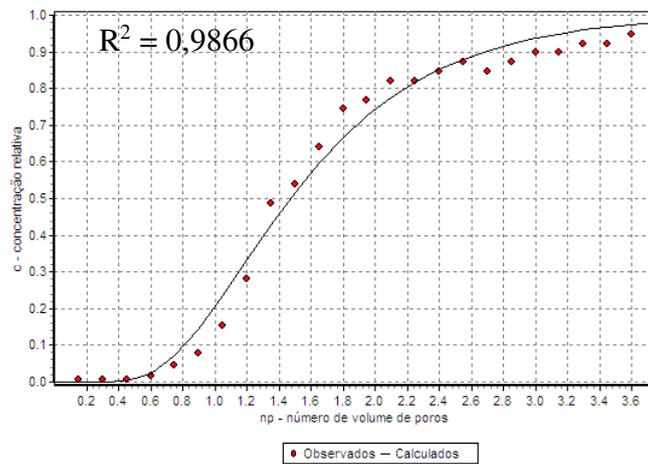
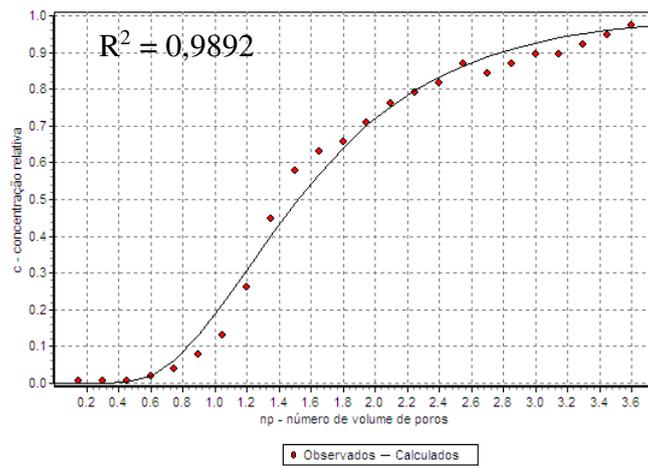


Figura 3B - Curva de efluente do íon sódio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

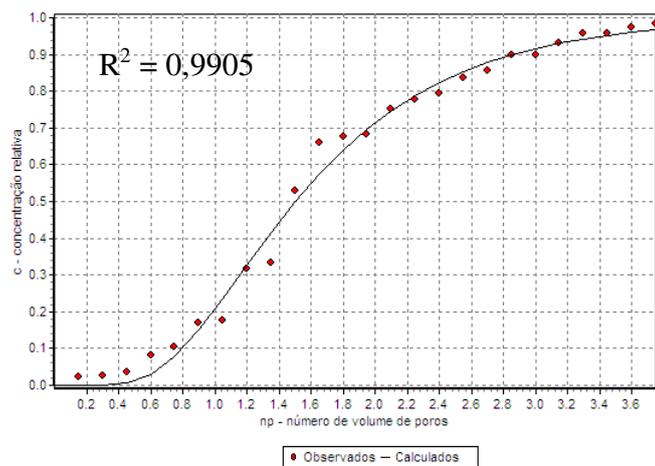
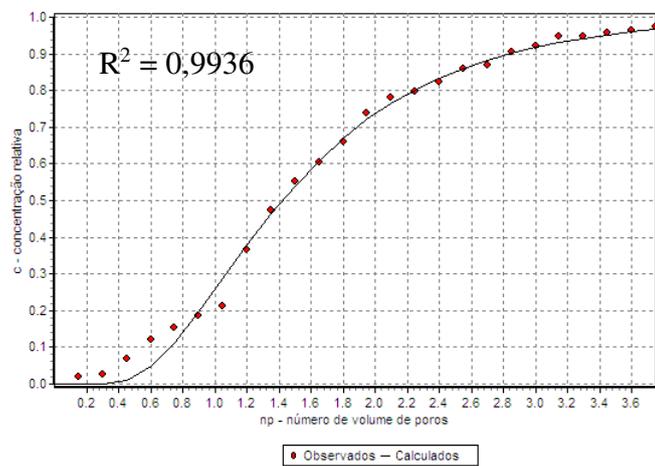
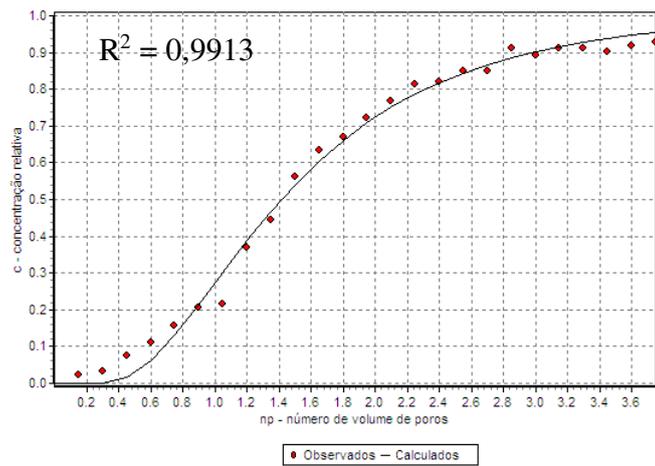


Figura 4B - Curva de efluente do íon potássio para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

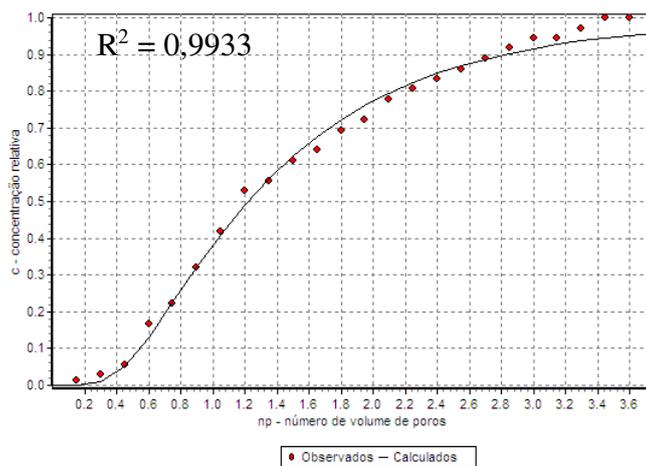
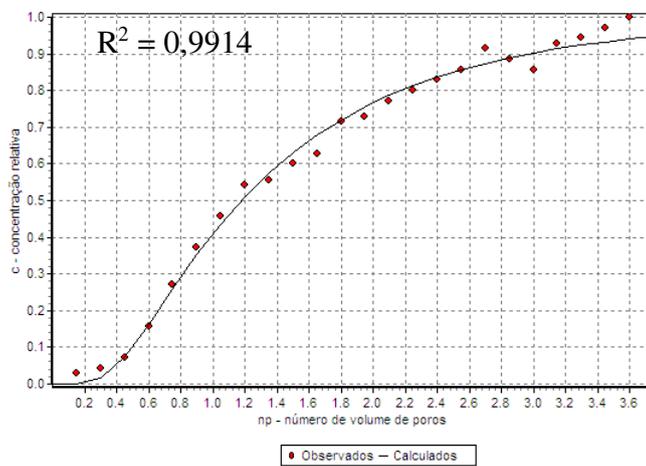
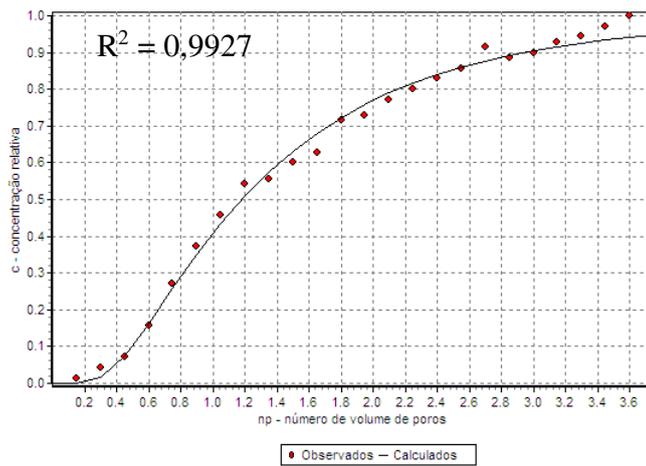


Figura 5B - Curva de efluente do íon cálcio para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

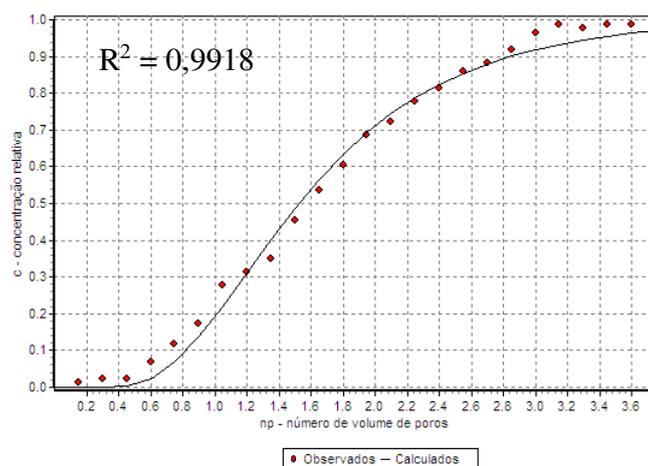
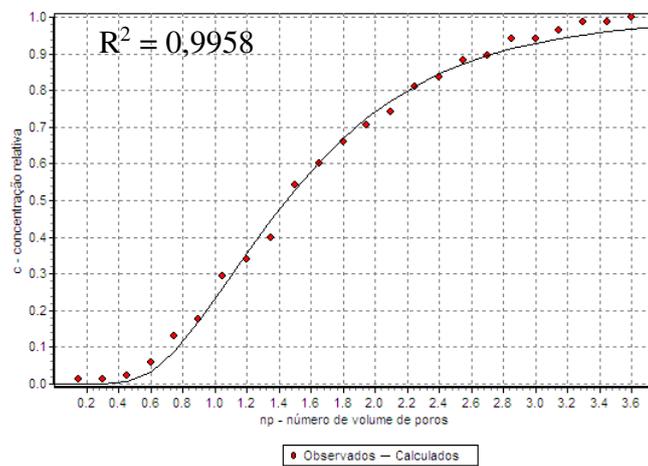
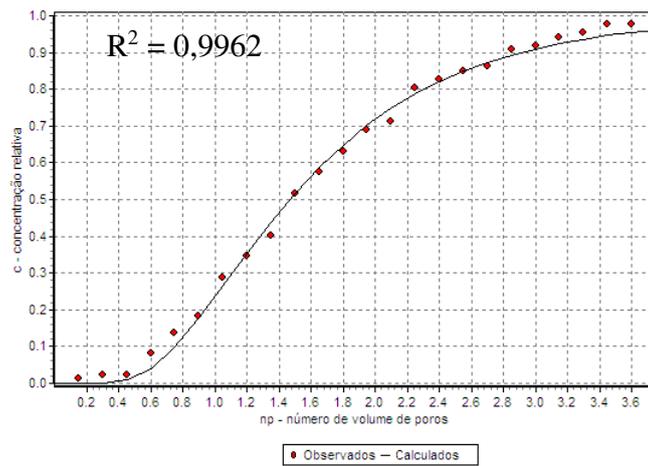


Figura 6B - Curva de efluente do íon magnésio para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

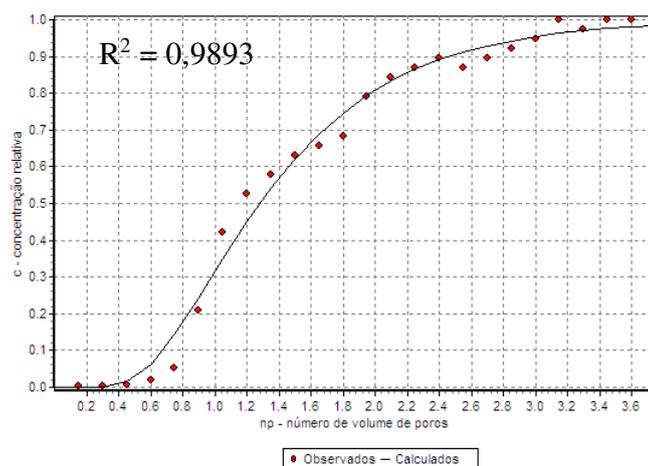
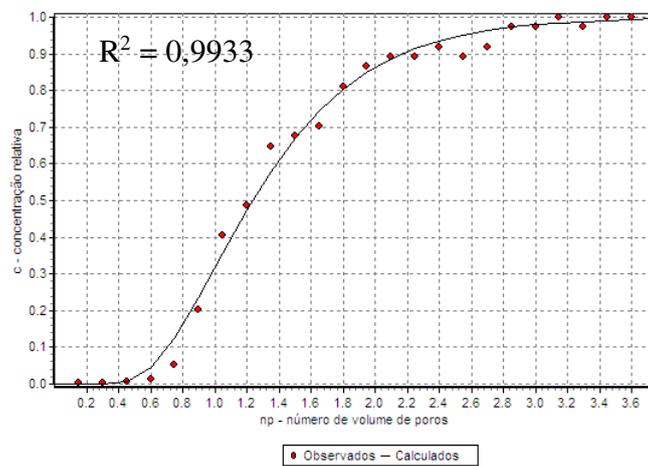
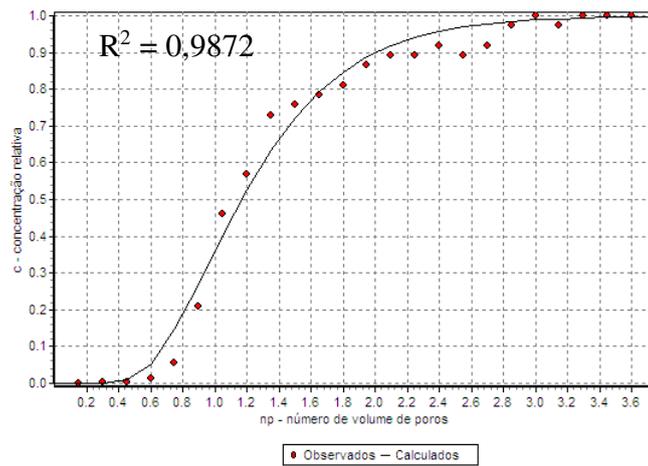


Figura 7B - Curva de efluente do íon sódio para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

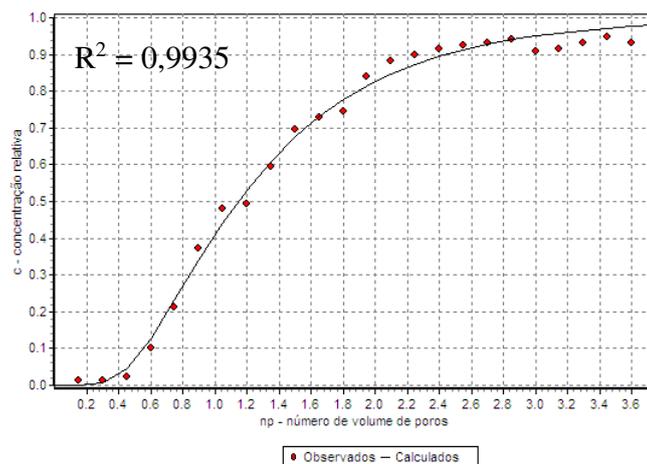
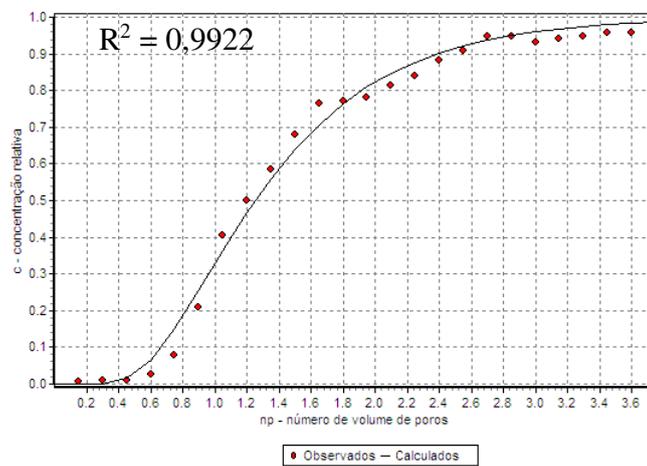
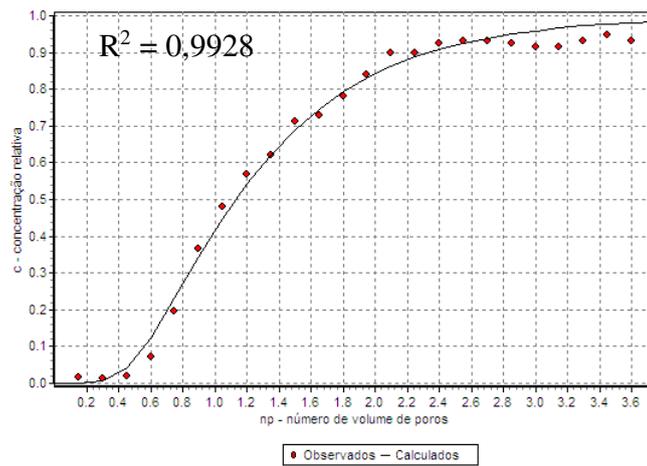


Figura 8B - Curva de efluente do íon potássio para o solo Neossolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

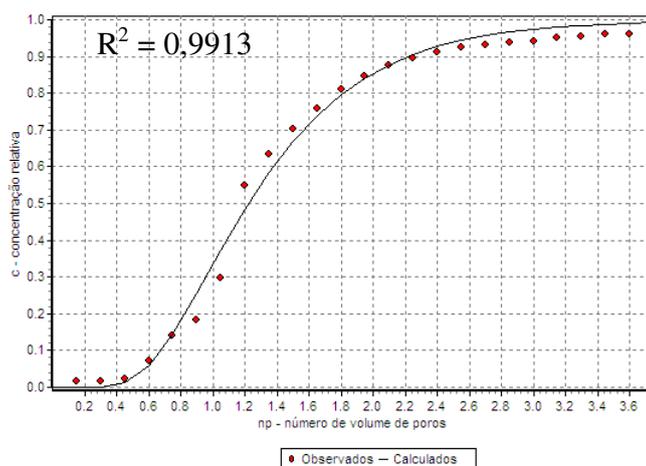
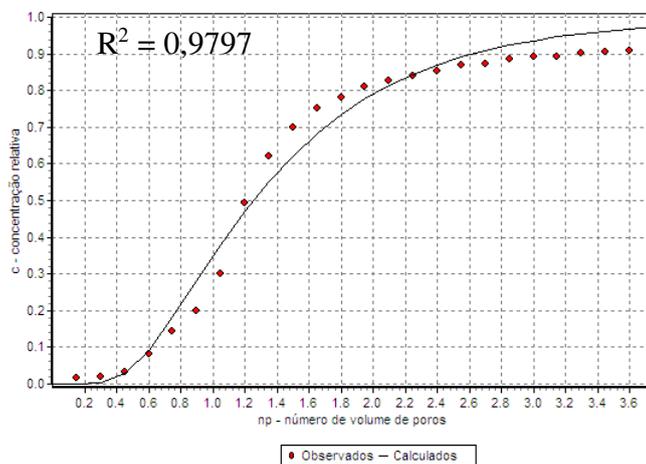
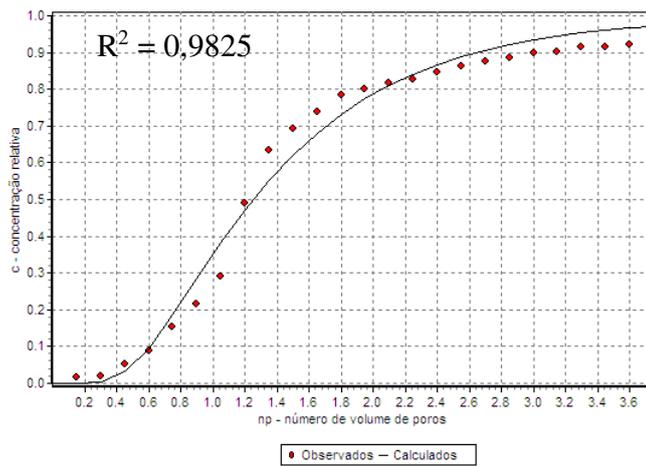


Figura 9B - Curva de condutividade elétrica para o solo Argissolo Vermelho-Amarelo Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

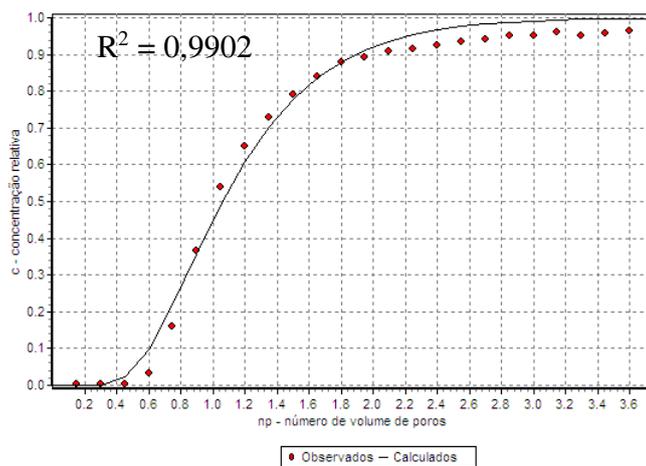
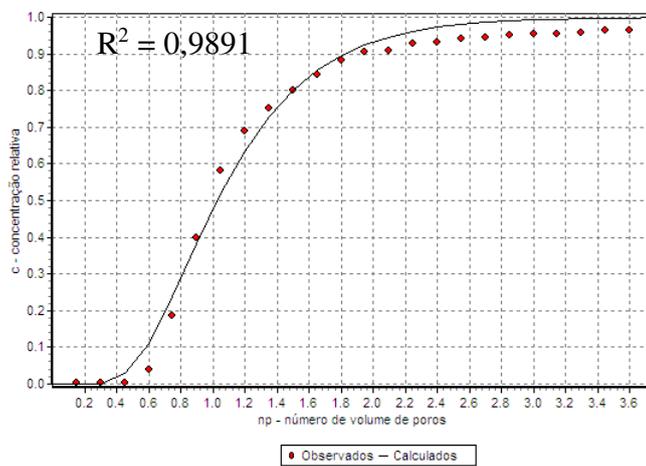
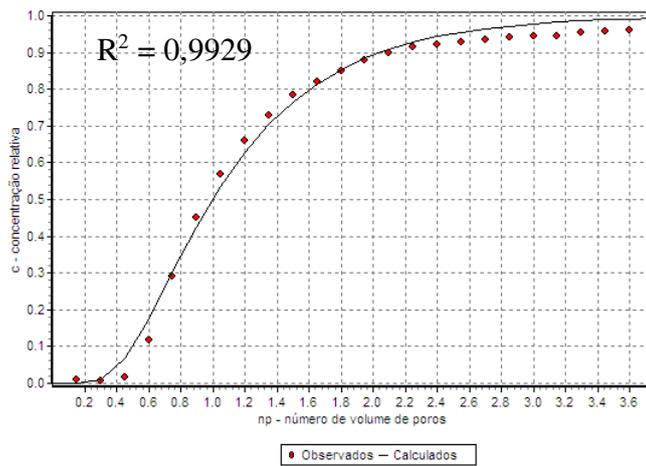


Figura 10B - Curva de condutividade elétrica para o solo Neosolo Regolítico Eutrófico lixiviado com água residuária de suinocultura (Repetições 1, 2 e 3)

Tabela 1B: Caracterização física das amostras dos solos que receberam água residuária de suinocultura

Características	Argissolo Vermelho- Amarelo Eutrófico	Neossolo Regolítico Eutrófico
Areia Grossa (g kg ⁻¹)	368	670
Areia Fina (g kg ⁻¹)	263	257
Silte (g kg ⁻¹)	83	53
Argila (g kg ⁻¹)	286	20
Argila dispersa (g kg ⁻¹)	67	0,0
Grau de flocculação (kg dm ⁻³)	780	1000
Densidade do solo (g cm ⁻³)	1,26	1,63
Densidade das partículas (g cm ⁻³)	2,69	2,68
Porosidade total	0,53	0,39