

CAROLYNE WANESSA LINS DE ANDRADE

**CARACTERIZAÇÃO HIDRODISPERSIVA DE UM PLANOSSOLO HÁPLICO
DO SEMIÁRIDO SOB REÚSO AGRÍCOLA**

RECIFE

2014

Carolyne Wanessa Lins de Andrade

Engenheira Agrícola e Ambiental

**CARACTERIZAÇÃO HIDRODISPERSIVA DE UM PLANOSSOLO HÁPLICO
DO SEMIÁRIDO SOB REÚSO AGRÍCOLA**

Orientadora: Prof^a. PhD. **Suzana Maria Gico Lima Montenegro**

Co-orientador: Prof. PhD. **Abelardo Antônio de Assunção Montenegro**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola.

RECIFE

2014

Ficha catalográfica

A553c Andrade, Carlyne Wanessa Lins de
háplico Caracterização hidrodispersiva de um planosso
do semiárido sob reúso agrícola / Carlyne Wanessa
Lins de Andrade. – Recife, 2014.
124 f. : il.

Orientadora: Suzana Maria Gico Lima Montenegro.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Departamento
de Engenharia Agrícola, Recife, 2014.
Inclui referências e apêndice(s).

1. Sódio 2. Potássio 3. Água residuária I.
Montenegro,
Suzana Maria Gico Lima, orientadora II. Título

CDD 631

“Aquilo que você imagina conseguir, acaba conseguindo infalivelmente. Mais poderosa que a força volitiva, “quero” é a força do pensamento “sou capaz”. Isso porque a força do pensamento é força que cria; e porque na mente do ser humano se aloja a força de Deus, que é infinita”.

(Masaharu Taniguchi)

A minha querida mãe, Marvana Alves Lins de Andrade, por estar sempre ao meu lado, ser tão maravilhosa e por me amar incondicionalmente e ao meu querido pai, Rinaldo José Lins de Andrade, por me amar e me apoiar em todos os momentos.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, a Deus, por ter me iluminado e orientado pelos caminhos que me levaram até aqui;

À minha família, em especial meus pais, Marvana Alves Lins de Andrade e Rinaldo José Lins de Andrade, por me darem a base da educação, que contribuiu para o meu caráter pessoal, e por todo amor;

Ao meu namorado Raphael Farias, por ser um amigo, companheiro, por me amar e respeitar e por toda a paciência;

À Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade;

À CAPES, FINEP e FACEPE pela concessão da bolsa de estudos e de projeto.

À minha orientadora Prof^a. Suzana Maria Gico Lima Montenegro, pelos ensinamentos e pelo exemplo de profissionalismo;

Ao meu co-orientador Prof^o. Abelardo Antônio de Assunção Montenegro, por estar presente em todos os momentos do mestrado, por ter me orientado, me ensinado e me incentivado a buscar os meus objetivos;

Aos professores do programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em especial ao professor Ênio Farias de França e Silva, pelo apoio;

Ao professor Jarbas Honório de Miranda, pela orientação e pelo apoio durante os meses de experiência em que estive na ESALQ/USP;

A todos os funcionários do Departamento de Engenharia Agrícola da UFRPE;

Aos meus amigos da UFRPE, Natália Cavalcanti, Ana Karina e Diego Huggins, pelos bons momentos vividos;

À toda equipe do LAS, em especial aos amigos que fiz, José Roberto (Betinho), Adriana Guedes, Adriano Monteiro, Valdemir Júnior, Cleene Lima, Eduardo Santos, Robertson Fontes, Célia Silva, Fred Mikahil, Lilian Danielli, Henrique Guerra e Sonny Mateus; com vocês tive vários momentos de alegria, conversas, estudos, reuniões, conselhos, desabafos;

Aos meus colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, em especial Juciléia Soares, pela parceria científica e por todos os bons momentos.

UFRPE, julho de 2014.

CAROLYNE WANESSA LINS DE ANDRADE

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
LISTA DE FIGURAS	iii
LISTA DE TABELAS	v
LISTA DE SÍMBOLOS	vi
1 INTRODUÇÃO	16
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1 Dinâmica da água no solo	19
2.1.1 O solo	19
2.1.2 Escalas	22
2.1.3 Definição das propriedades	22
2.1.4 A lei de Darcy	27
2.1.5 Condutividade hidráulica	30
2.1.6 Tortuosidade	31
2.2 Águas residuárias	32
2.2.1 Água residuária e processo de tratamento	32
2.2.2 Reúso na agricultura	32
2.3 Dinâmica dos solutos	34
2.3.1 Solute	34
2.3.2 Traçadores	35
2.3.3 Dinâmica de solutos e transporte de solutos no solo	35
2.3.4 Conceitualização do transporte de solutos – Modelos CD e MIM	39
2.3.5 Parâmetros de transporte de solutos	42
2.3.6 Breakthrough Curves	46
3 MATERIAL E MÉTODOS	48
3.1 Descrição e caracterização da área de estudo	48
3.2 Caracterizações físicas e químicas do solo	49
3.3 Coleta e caracterização química da água residuária doméstica tratada	51
3.4 Elaboração das Breakthrough Curves (BTC) e preparo das soluções	53
3.5 Parâmetros de transporte e análise dos resultados	56
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	60

4.1 Ensaio para o íon sódio nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm ⁻³	60
4.2 Ensaio para o íon potássio nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm ⁻³	69
4.3 Ensaio para os íons sódio e potássio sob a aplicação de água residuária doméstica tratada	77
5 CONCLUSÕES	84
6 REFERÊNCIAS	85
7 APÊNDICES	93

CARACTERIZAÇÃO HIDRODISPERSIVA DE UM PLANOSSOLO HÁPLICO DO SEMIÁRIDO SOB REÚSO AGRÍCOLA

Autora: Carlyne Wanessa Lins de Andrade

Orientadora: Prof^a. PhD. Suzana Maria Gico Lima Montenegro

RESUMO

Nas últimas décadas, tem se observado crescimento e avanços tecnológicos na agricultura brasileira. Com esse desenvolvimento, a aplicação de fertilizantes, herbicidas, pesticidas e outras substâncias químicas apresentou um incremento, e esse fato aliado a pouca atenção dada aos possíveis impactos ambientais, transformou o meio ambiente em um o destinatário desses resíduos gerados. O objetivo deste trabalho consistiu na caracterização hidrodispersiva de um Planossolo Háplico típico da região semiárida pernambucana, escolhido por sua importância representativa de condições típicas de solo sob uso agrícola na região Nordeste. O solo utilizado situa-se no distrito de Mutuca, em Pesqueira-PE. O experimento foi conduzido em laboratório, e consistiu na elaboração de curvas de distribuição de efluentes, Breakthrough Curves, através de ensaios em colunas de solo deformado. O trabalho foi realizado em condições de solo saturado e regime permanente, via aplicação de diferentes concentrações (300, 500 e 1000 mg dm⁻³) de soluções de NaCl e KCl e sob aplicação de água residuária doméstica tratada. Os parâmetros de transporte dos íons sódio e potássio foram obtidos por ajuste numérico, utilizando-se o software STANMOD. Pelos resultados obtidos, pôde-se perceber que em todas as concentrações estudadas, houve interação entre os solutos – sódio e potássio – e o solo. Em termos de concentração, verificou-se que houve influência das diferentes concentrações no deslocamento do sódio ao longo do perfil do solo e as maiores perdas de sódio, por lixiviação, foram nas amostras sob concentração de 1000 mg dm⁻³. Para o íon potássio, não houve diferença significativa entre as concentrações aplicadas nos parâmetros de transporte. Os valores de coeficiente de difusão-dispersão variaram de 0,38 a 13,61 cm² min⁻¹ e os valores de dispersividade variaram de 0,73 a 21,51 cm para o solo estudado.

Palavras-chave: sódio, potássio, água residuária

HYDRODISPERSIVE CHARACTERIZATION OF AN HAPLIC ALFISOL THE SEMIARID REGION UNDER AGRICULTURAL REUSE

Author: Carlyne Wanessa Lins de Andrade

Supervisor: Prof^a. PhD. Suzana Maria Gico Lima Montenegro

ABSTRACT

In recent decades, it has been observed growth and technological advances in Brazilian agriculture. With this development, the application of fertilizers, herbicides, pesticides and other chemicals showed an increase, and this fact coupled with little attention given to the potential environmental impacts, transformed the environment as being the recipient of the waste generated. The objective of this work was the hydrodispersive characterization of the Haplic Planosol typical of semiarid region of Pernambuco, for their important representative of typical conditions of soil under agricultural use in the Northeast of Brazil. The soil used is located in the district of Mutuca, in Pesqueira, PE. The experiment was conducted in a laboratory with the development of distribution curves effluent, Breakthrough Curves, through testing disturbed soil columns. The study was conducted in saturated soil conditions and steady state, via the application of different concentrations (300, 500 and 1000 mg dm⁻³), solutions of NaCl and KCl and under application of domestic wastewater treated. The parameters of transport of sodium and potassium ions were obtained by a numerical fit, using the software STANMOD. From the results obtained, it could be observed that for all concentrations, there was interaction between the solutes - sodium and potassium - and the soil. In terms of concentration, it was found that no influence of different concentrations of sodium displacement over the soil profile and higher sodium losses, by leaching, concentration in the samples was 1000 mg dm⁻³. For potassium ion, there was no significant difference between the concentration applied in transport parameters. The coefficient of diffusion-dispersion values ranged from 0,38 to 13,61 cm² min⁻¹ and the dispersivity values ranged from 0,73 to 21,51 cm for soil studied.

Keywords: sodium, potassium, wastewater

LISTA DE FIGURAS

Figura	Descrição	
1	Composição volumétrica média do solo	20
2	Diagrama para determinação da classe textural do solo proposto pelo USDA (adaptado Sociedade Brasileira de Ciência do Solo)	21
3	Diferentes tipos de estrutura de solos minerais	22
4	Esquema das relações massa/volume nas três fases do solo	23
5	Mapa de Pernambuco com destaque no Município de Pesqueira/PE e imagem da área de estudo	49
6	Coluna de acrílico utilizada para a elaboração das curvas de distribuição de efluentes, Breakthrough Curves	53
7	Esquema experimental utilizado para elaboração das Breakthrough Curves: processo de saturação	54
8	Esquema experimental utilizado para elaboração das Breakthrough Curves: processo de lixiviação	55
9	Esquema experimental utilizado para elaboração das Breakthrough Curves: processo de aplicação e coleta	56
10	Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio na concentração de 300 mg dm ⁻³ para os blocos 1 (10 A), 2 (10 B), 3 (10 C) e 4 (10 D), observadas e ajustadas pelo STANMOD	61
11	Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio na concentração de 500 mg dm ⁻³ para os blocos 1 (11 E), 2 (11 F), 3 (11 G) e 4 (11 H), observadas e ajustadas pelo STANMOD	62
12	Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio na concentração de 1000 mg dm ⁻³ para os blocos 1 (12 I), 2 (12 J), 3 (12 K) e 4 (12 L), observadas e ajustadas pelo STANMOD	63
13	Densidade de fluxo (q) em relação à densidade do solo (Ds) para todos os blocos sob as três concentrações de sódio no solo estudado	68
14	Curvas de distribuição de efluentes do íon potássio para os blocos B1, B2, B3 e B4, na concentração de 300 mg dm ⁻³ , observadas e ajustadas pelo STANMOD	70
15	Curvas de distribuição de efluentes do íon potássio para os blocos B1, B2, B3 e B4, na concentração de 500 mg dm ⁻³ , observadas e ajustadas pelo	71

	STANMOD	
16	Curvas de distribuição de efluentes do íon potássio para os blocos B1, B2, B3 e B4, na concentração de 1000 mg dm^{-3} , observadas e ajustadas pelo STANMOD	72
17	Densidade de fluxo (q) em relação à densidade do solo (Ds) para todos os blocos sob as três concentrações de potássio no solo estudado	75
18	Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio sob aplicação de água residuária para os blocos 1 (18 A), 2 (18 B), 3 (18 C) e 4 (18 D), observadas e ajustadas pelo STANMOD	79
19	Curvas de distribuição de efluentes para o íon potássio sob aplicação de água residuária para os blocos 1 (19 E) e 4 (19 F), observadas e ajustadas pelo STANMOD	80

LISTA DE TABELAS

Tabela	Descrição	
1	Distribuição das frações texturais e características físicas do solo na profundidade de 0 a 0,20 m	50
2	Composição do extrato da pasta saturada do solo na profundidade de 0 a 0,2 m	51
3	Características químicas do solo na profundidade de 0 a 0,2 m	52
4	Composição da água residuária doméstica	53
5	Critério de interpretação do desempenho dos ajustes de acordo com Camargo & Sentelhas (1997)	59
6	Parâmetros de transporte do sódio nas amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm ⁻³ para os quatro blocos estudados	66
7	Teste de comparação múltipla de médias para os principais parâmetros de transporte do sódio para as amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm ⁻³	68
8	Desempenho dos dados de concentração relativa estimados frente aos observados	69
9	Parâmetros de transporte do potássio nas amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm ⁻³ para os quatro blocos estudados	73
10	Teste de comparação múltipla de médias para os principais parâmetros de transporte do potássio para as amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mgdm ⁻³	76
11	Desempenho dos dados de concentração relativa estimados frente aos observados	77
12	Parâmetros de transporte dos íons sódio e potássio nas colunas de solo deformado sob a aplicação de água residuária doméstica tratada	81
13	Desempenho dos dados de concentração relativa estimados frente aos observados	83

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Descrição	Dimensão
V_{ar}	Volume de ar	L^3
V_{ag}	Volume de água	L^3
V_s	Volume de sólidos	L^3
V_p	Volume de poros	L^3
V_t	Volume total	L^3
M_{ar}	Massa de ar	M
M_{ag}	Massa de água	M
M_s	Massa de sólidos	M
M_t	Massa total	M
D_s	Densidade do solo	$M L^{-3}$
D_p	Densidade da partícula	$M L^{-3}$
α	Porosidade	$L^3 L^{-3}$
U	Umidade a base de massa	$M M^{-1}$
θ	Umidade a base de volume	$L^3 L^{-3}$
C_r	Concentração residente	$M L^{-3}$
C_f	Concentração de fluxo	$M L^{-3}$
M_{sol}	Massa de soluto	M
J_s	Densidade de fluxo de solutos no solo	$M L^{-2} T^{-1}$
q	Densidade de fluxo da água no solo	$L T^{-1}$
C_m	Concentração de solutos na fase líquida móvel	$M L^{-3}$
C_{im}	Concentração de solutos na fase líquida imóvel	$M L^{-3}$
n_m	Quantidade de soluto na fração de água móvel	M
V_{am}	Volume de água móvel	L^3
V_{aim}	Volume de água imóvel	L^3
n_{im}	Quantidade de soluto na fração de água imóvel	M
C_t	Concentração total de soluto	$M L^{-3}$
n	Quantidade total de soluto	M
$k_{(sat)}$	Condutividade hidráulica do solo saturado	$L T^{-1}$
$k_{(\theta)}$	Condutividade hidráulica do solo não saturado	$L T^{-1}$
k	Condutividade hidráulica do solo	$L T^{-1}$

ϕ_t	Potencial total	L
z	Coordenada vertical de posição	L
ϕ_p	Potencial de pressão	L
ϕ_g	Potencial gravitacional	L
ϕ_m	Potencial mátrico	L
t	Tempo	T
q_x	Densidade de fluxo da água na direção x	$L T^{-1}$
q_y	Densidade de fluxo da água na direção y	$L T^{-1}$
q_z	Densidade de fluxo da água na direção z	$L T^{-1}$
α_p	Parâmetro que avalia a pressão de entrada de ar	adimensional
θ_r	Umidade residual	$L^3 L^{-3}$
θ_{sat}	Umidade de saturação	$L^3 L^{-3}$
C	Concentração do soluto na fase líquida do solo	$M L^{-3}$
J_c	Densidade de fluxo convectivo	$M L^{-2} T^{-1}$
J_D	Densidade de fluxo difusivo	$M L^{-2} T^{-1}$
D_m	Coefficiente de difusão molecular	$L^2 T^{-1}$
τ	Fator de tortuosidade	adimensional
D_0	Coefficiente de difusão molecular em água pura	$L^2 T^{-1}$
J_h	Densidade de fluxo dispersivo	$M L^{-2} T^{-1}$
D_h	Coefficiente de dispersão mecânica	$L^2 T^{-1}$
λ	Dispersividade	L
v	Velocidade média da água nos poros	$L T^{-1}$
n	Parâmetro empírico, normalmente igual a um	adimensional
D	Coefficiente de difusão-dispersão	$L^2 T^{-1}$
S	Concentração do soluto na fase adsorvida	$M M^{-1}$
t	Tempo	T
k	Coefficiente empírico de distribuição	$L^3 M^{-1}$
R	Fator de retardamento	adimensional
C_{ini}	Concentração inicial	$M L^{-3}$
C_0	Concentração do soluto na solução deslocadora	$M L^{-3}$
P	Número de Peclet	adimensional
L	Comprimento	L
d	Índice de concordância de Willmott	adimensional

E_i	Dado estimado pelo modelo	adimensional
O_i	Dado observado em laboratório	adimensional
O_m	Média dos dados observados	adimensional
N	Número de dados	adimensional
c	Índice de desempenho	adimensional
VP	Volume de poros	adimensional
C/C_0	Concentração relativa	adimensional
r	Coefficiente de correlação	adimensional
$erfc(u)$	Função erro complementar	-
$erf(u)$	Função erro	-

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, tem se observado crescimento e avanços tecnológicos na agricultura brasileira. Com esse desenvolvimento, a aplicação de fertilizantes, herbicidas, pesticidas e outras substâncias químicas apresentou um incremento, e esse fato aliado a pouca atenção dada aos possíveis impactos ambientais, transformou o meio ambiente em um destinatário dos resíduos gerados.

Os produtos químicos adicionados deliberadamente ao solo podem resultar em uma contaminação tanto na superfície, quanto nas suas camadas mais profundas. Além disso, podem-se acrescentar as perdas econômicas, uma vez que o movimento dos solutos em excesso no solo os torna inapropriados para o desenvolvimento de diversas culturas. Os problemas da aplicação de substâncias químicas em excesso nas regiões semiáridas são ainda mais agravados, uma vez que a maior parte dos solos dessas áreas apresenta lençol freático pouco profundo.

Os processos que envolvem a dinâmica de solutos no solo são muito complexos. Porém, os estudos concernentes ao deslocamento dessas substâncias no solo são de suma importância, uma vez que podem auxiliar na resolução de questões que envolvam a distribuição de nutrientes na solução do solo, a lixiviação de sais e a contaminação das águas subterrâneas. Desta forma, a compreensão dos processos hidrodispersivos que ocorrem no solo pode contribuir para a prevenção ou para a minimização de impactos ambientais relacionados ao uso de substâncias químicas em excesso nas áreas de cultivo.

Existem basicamente três processos que controlam o deslocamento de solutos no solo: a convecção, também chamada de advecção ou fluxo de massa; a difusão molecular e a dispersão mecânica. A primeira refere-se ao movimento passivo do soluto juntamente com a solução do solo, a segunda ocorre em resposta a um gradiente de concentração e a última ocorre devido às diferenças de velocidades entre o fluido e a massa. Para que haja uma melhor compreensão, tanto da modelagem quanto do transporte de solutos no solo, os processos que controlam o deslocamento de solutos no solo devem ser considerados separados e simultaneamente.

O estudo dos processos de transferência de solutos no solo tem sido realizado em campo, utilizando-se lisímetros ou, em laboratório, mediante colunas de solo preenchidas com amostras deformadas e indeformadas de material de solo. Tem-se

preferido o estudo em laboratório, devido à dificuldade de se determinar as variáveis e os parâmetros envolvidos em condições de campo, uma vez que existem processos atmosféricos, químicos, físicos e biológicos envolvidos, e ao seu elevado custo. Dentre as desvantagens dos estudos em laboratório, podem-se citar os efeitos de escala, onde o solo em condições de campo possuem dimensões muito maiores do que as colunas de solo em condições de laboratório.

Para conhecer o comportamento de substâncias no solo, é necessário determinar os parâmetros que regem o transporte do soluto estudado. Os parâmetros de transporte podem ser estimados mediante o uso de recursos computacionais que utilizam técnicas que descrevem os processos físicos e realizam resoluções analíticas de equações, ajustando os dados simulados aos pontos da curva de distribuição de efluentes, ou Breakthrough Curve (BTC), obtida experimentalmente. Dentre os parâmetros mais relevantes a serem determinados, podem-se citar a velocidade da água no poro, o coeficiente de dispersão-difusão e o fator de retardamento.

Os programas computacionais constituem-se ferramentas essenciais para o estudo dos processos de transporte de solutos. Existem vários softwares, como o STANMOD (ŠIMŮNEK et al., 2008). O programa baseia-se em soluções analíticas de equações diferenciais que descrevem o transporte de solutos e estima diretamente os parâmetros de transporte.

A necessidade de estudos específicos sobre o transporte de solutos nos diversos tipos de solo e em diferentes condições naturais dá-se pelo fato de auxiliar o entendimento dos processos de deslocamento que ocorrem no solo, podendo, assim, minimizar as perdas por lixiviação, que causa a contaminação das águas subterrâneas e o não aproveitamento de nutrientes pelas culturas.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho consistiu na caracterização hidrodispersiva de um Planossolo Háptico típico da região semiárida pernambucana, escolhido por sua importância representativa de condições típicas de solo sob uso agrícola na região Nordeste do Brasil.

Para tanto, realizou-se: 1) A estimativa de parâmetros de transporte (P , R , D , λ , v) do íon sódio sob diferentes concentrações de uma solução de cloreto de sódio (NaCl); 2) A estimativa de parâmetros de transporte (P , R , D , λ , v) do íon potássio sob diferentes concentrações de uma solução de cloreto de potássio (KCl); 3) A estimativa de parâmetros de transporte (P , R , D , λ , v) dos íons sódio e potássio sob a aplicação de

água residuária doméstica tratada. Além disso, compararam-se estimativas de parâmetros de transporte entre as diferentes concentrações aplicadas.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Dinâmica da água no solo

2.1.1 O solo

O solo refere-se à camada externa da superfície da Terra e que suporta toda a vida terrestre. A ação de processos químicos, físicos e biológicos de desintegração, decomposição e recombinação que ocorreram na rocha, deu origem a esse material natural, constituído de partículas sólidas e de espaços porosos com características particulares (REICHARDT, 1985).

O solo pode ser definido como um material inconsolidado que recobre a superfície terrestre, constituído de partículas sólidas, líquidas e gasosas com capacidade de armazenar água e nutrientes para as plantas (KLAR, 1984).

De acordo com Klein et al. (2010), o solo é um reservatório natural de água para as plantas e o manejo e as práticas culturais afetam a dinâmica e a retenção de água nos poros.

O meio poroso é um sistema integrado de partes sólidas, líquidas e gasosas. A parte sólida é composta de minerais e de matéria orgânica, a parte líquida compreende a solução do solo (possui a água móvel, que participa do escoamento e a água imóvel, que não participa do escoamento), enquanto que a parte gasosa possui basicamente ar ou vapor d'água.

A composição média de um solo é de 50% de sólidos, sendo 45% de minerais e 5% de matéria orgânica; e 50% de poros (Figura 1) (BRADY & WEIL, 2008). A água e o ar presentes no espaço poroso do solo são complementares entre si, ou seja, a máxima quantidade de água resulta na mínima de ar. Quando o espaço poroso está totalmente preenchido por água, o solo encontra-se na condição de saturação, quando uma parte contém, além de água, ar, o solo está na condição de não saturação.

Os solos diferem, entre outras coisas, no tamanho de seu espaço poroso, que podem ser classificados em microporos (poros com diâmetro menor do que 30 μm), mesoporos (poros com diâmetro entre 30 μm e 100 μm) e macroporos (poros com diâmetro maior do que 100 μm). Os microporos atuam no armazenamento de água, os mesoporos atuam na redistribuição de água, quando cessa o processo de infiltração e os macroporos participam da aeração e drenagem.

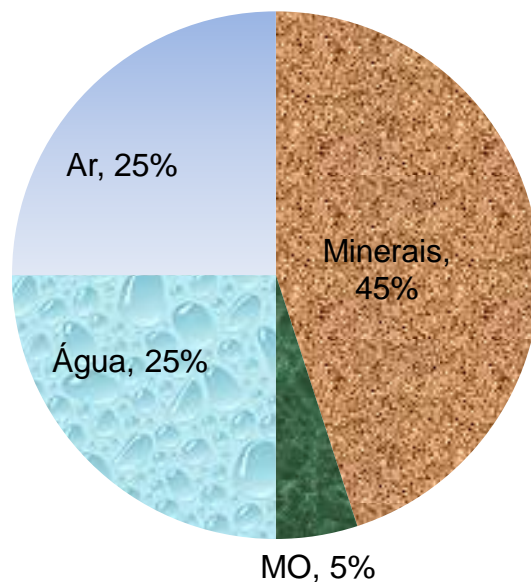


Figura 1. Composição volumétrica média do solo

A textura do solo pode ser definida como sendo a distribuição e a proporção dos diferentes tamanhos de partículas primárias nele existentes. A textura é um atributo intrínseco do solo e o mais frequentemente utilizado para caracterizar a sua composição física (HILLEL, 2004). A textura descreve o tamanho das partículas. A argila e outros materiais coloidais geralmente envolvem as frações minerais mais finas (BRADY & WEIL, 2008).

De acordo com Ferreira (2010), a textura é uma das propriedades físicas mais estáveis e representa a distribuição das partículas sólidas minerais (menores do que 2 mm) quanto ao tamanho. A textura é representada pelas frações areia, silte e argila e variam de tamanho em função do sistema de classificação adotado.

A partir das quantidades de areia, silte e argila, podem-se definir diferentes classes texturais. As classes são obtidas através de um diagrama triangular, no qual existem diversos tipos de textura do solo. O diagrama proposto pela USDA (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos) é adotado com adaptações pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – SBCS, conforme apresentado Figura 2.

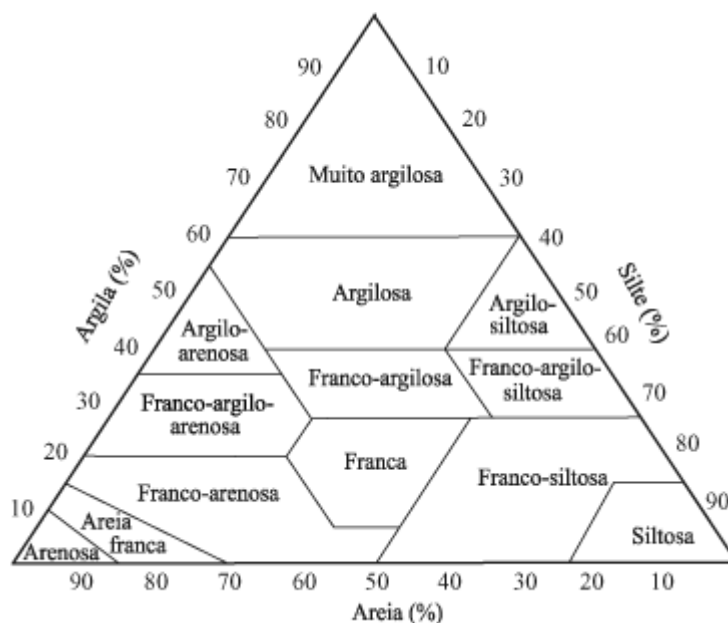


Figura 2. Diagrama para determinação da classe textural do solo proposto pelo USDA (adaptado Sociedade Brasileira de Ciência do Solo)

A estrutura do solo pode ser definida como o arranjo ou organização das partículas primárias do solo, formando os agregados. A estrutura é afetada pelas mudanças no clima, atividade biológica, e práticas de manejo do solo, e é susceptível a forças destrutivas de natureza mecânica e físico-química (HILLEL, 2004).

A formação dos agregados se dá a partir da floculação das partículas do solo e posterior cimentação, através da atuação da matéria orgânica e outras substâncias que atuam como agentes cimentantes. A classificação da estrutura varia de acordo com a forma, o tamanho e o grau de desenvolvimento das unidades estruturais. Os principais tipos de estrutura são: esferoidal, laminar, blocos e prismática (Figura 3) (BRADY & WEIL, 2008).

Segundo Klein et al. (2010), a estrutura, juntamente com a textura, são os principais fatores que afetam a retenção e a disponibilidade de água às plantas.

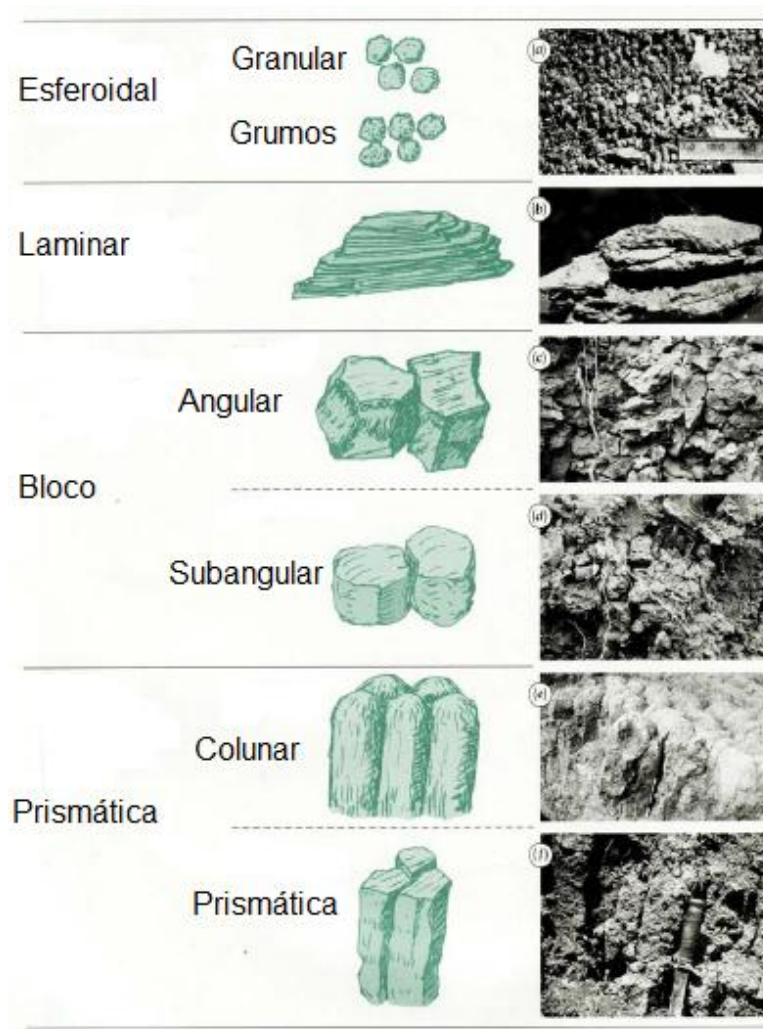


Figura 3. Diferentes tipos de estrutura de solos minerais (Fonte: Modificado de BRADY & WEIL, 2008)

2.1.2 Escalas

Os processos que envolvem o transporte de água e solutos no solo dependem das propriedades físicas que o compõem, devendo sempre ser considerada a questão da escala adotada. Existem três tipos de escalas: a microscópica ou de poro, que pode possuir grande variabilidade espacial nos processos de transporte de água e soluto devido à complexidade que possui; a mesoscópica, onde as propriedades do solo são heterogênea em relação à escala macroscópica e homogênea em relação à cobertura vegetal, irrigação, etc; e a escala macroscópica ou escala de Darcy, que corresponde ao menor volume de solo no qual a lei de Darcy pode ser aplicada (VAUCLIN, 1994).

2.1.3 Definição das propriedades

Considerando uma escala macroscópica, a partir de relações massa e volume de cada fase do solo (sólida, líquida e gasosa), podem ser construídas as equações que representam as diversas propriedades físicas do solo. Essas relações estão esquematizadas na Figura 4.

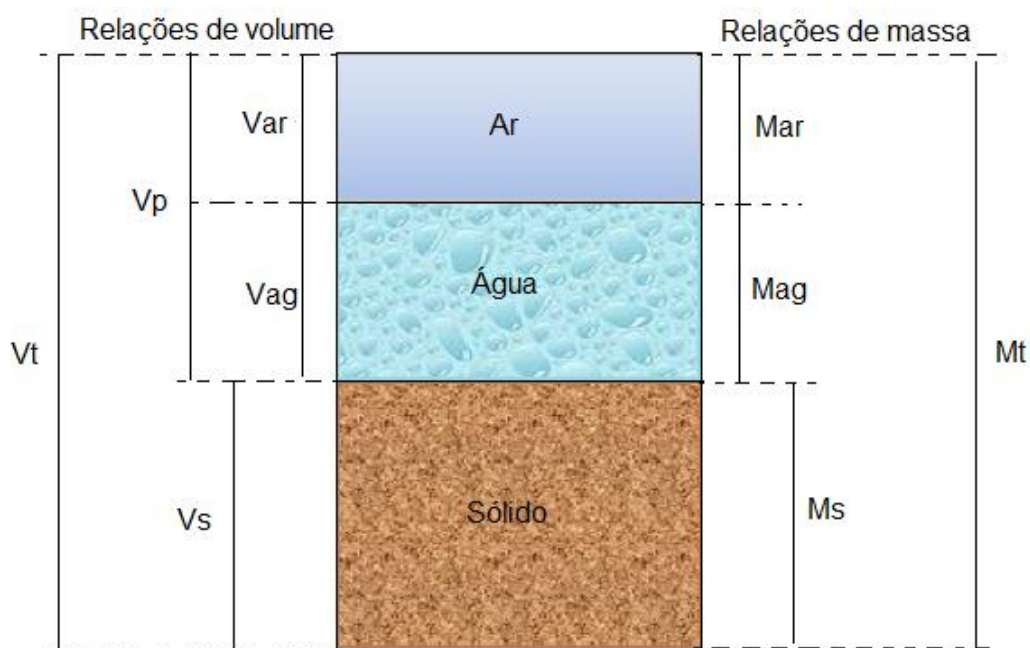


Figura 4. Esquema das relações massa/volume nas três fases do solo

Os termos V_{ar} , V_{ag} e V_s correspondem respectivamente aos volumes de ar, de água e de sólidos, V_p é o volume de poros ($V_{ar} + V_{ag}$) e V_t é o volume total ($V_p + V_s$). As massas de ar, água e sólidos são M_{ar} , M_{ag} e M_s , respectivamente.

As variáveis referentes ao solo são densidade do solo, densidade da partícula e porosidade.

- Densidade do solo (D_s)

Também denominada densidade aparente ou densidade global, representa a relação entre a massa de sólidos e o volume total, ou seja, o volume ocupado por sólidos e poros.

$$D_s = \frac{M_s}{V_t} \quad (1)$$

em que:

M_s – massa de sólidos, M;

V_t – volume total, L^3 .

- Densidade da partícula (D_p)

Também denominada densidade real, representa a relação entre a massa de sólidos e o volume de sólidos ou partículas, sem considerar o espaço poroso.

$$D_p = \frac{M_s}{V_s} \quad (2)$$

em que:

M_s – massa de sólidos, M;

V_s – volume de sólidos, L^3 .

- Porosidade (α)

Refere-se ao volume de vazios (poros) do solo, ou seja, o espaço ocupado por água e ar. Depende, principalmente, da textura e da estrutura do solo.

$$\alpha = \left(1 - \frac{D_s}{D_p}\right) \times 100 \quad (3)$$

em que:

α – porosidade do solo, $L^3 L^{-3}$;

D_s – densidade do solo, $M L^{-3}$;

D_p – densidade da partícula, $M L^{-3}$.

A variável referente à água no solo é a umidade do solo, que pode ser representada de várias formas, destacando-se a umidade à base de massa e a umidade à base de volume.

- Umidade à base de massa (U)

$$U = \frac{M_{ag}}{M_s} \quad (4)$$

em que:

M_{ag} – massa de água, M;

M_s – massa de sólidos, M.

- Umidade à base de volume (θ)

$$\theta = \frac{V_{ag}}{V_t} \quad (5)$$

em que:

V_{ag} – volume de água, L³;

V_t – volume total, L³.

As variáveis referentes ao soluto no solo são:

- Concentração residente (C_r)

É a relação entre a massa de soluto por unidade de volume total de solo.

$$C_r = \frac{M_{sol}}{V_t} \quad (6)$$

em que:

M_{sol} – massa de soluto, M;

V_t – volume total, L³.

- Concentração de fluxo (C_f)

É a relação entre a massa de soluto e a quantidade de água que passam por uma seção transversal em um determinado tempo (KREFT & ZUBER, 1978).

$$C_f = \frac{J_s}{q} \quad (7)$$

em que:

J_s – densidade de fluxo de solutos no solo, $M L^{-2} T^{-1}$;

q – densidade de fluxo da água no solo, $L T^{-1}$.

- Concentração de solutos na fase líquida móvel (C_m)

Corresponde à quantidade de solutos contida em um volume de água móvel.

$$C_m = \frac{n}{V_{am}} \quad (8)$$

em que:

n – quantidade total de soluto, M ;

V_{am} – volume de água móvel, L^3 .

- Concentração de solutos na fase líquida imóvel (C_{im})

Corresponde à quantidade de solutos contida em um volume de água imóvel.

$$C_{im} = \frac{n}{V_{aim}} \quad (9)$$

em que:

n – quantidade total de soluto, M ;

V_{aim} – volume de água imóvel, L^3 .

- Concentração total do soluto (C_t)

Corresponde à quantidade total de um soluto contida em um volume total de água.

$$C_t = \frac{n}{V_{ag}} \quad (10)$$

em que:

n_t – quantidade total de soluto, M;

V_{ag} – volume de água, L³.

2.1.4 A Lei de Darcy

Em uma experiência, o engenheiro hidráulico Henry Darcy (1856) analisou o fluxo de uma solução em colunas de areia homogênea sob condições de saturação. Darcy observou que a densidade de fluxo da água é proporcional ao gradiente de potencial hidráulico, movimentando-se do maior para o menor potencial. A equação que descreve essa relação é escrita como:

$$q = -k_{(sat)} \frac{\partial \phi_t}{\partial z} \quad (11)$$

em que:

$k_{(sat)}$ – condutividade hidráulica do solo saturado, L T⁻¹;

ϕ_t – potencial total, L;

z – coordenada vertical de posição, L;

q – densidade de fluxo da água no solo, L T⁻¹.

O potencial total de um ponto é determinado pela soma dos potenciais de pressão hidrostática, gravitacional, mátrico e osmótico. Quando o solo encontra-se sob condições de saturação, não há potencial mátrico e o potencial osmótico é desprezado quando não há a existência de uma membrana semipermeável (raízes) ou quando o solo não é salino. Desta forma, considerando o solo saturado e sem a presença de membrana semipermeável, o potencial total é obtido pela soma dos potenciais de pressão e gravitacional (Eq. 12).

$$\phi_t = \phi_p + \phi_g \quad (12)$$

em que:

ϕ_t – potencial total, L;

ϕ_p – potencial de pressão, L;

ϕ_g – potencial gravitacional, L.

No entanto, na prática, a maioria dos solos não se encontram sob condições de saturação. Buckingham (1907) adaptou a equação de Darcy, considerando o movimento da solução em condição de solo não saturado (eq. 13). De acordo com o Buckingham (1907), o movimento de água em um meio não saturado depende da condutividade hidráulica e das forças envolvidas com o processo de secamento do solo. A equação passou a ser conhecida como Darcy-Buckingham. O potencial total é então determinado pela soma dos potenciais mátrico e o gravitacional (Eq. 14).

$$q = -k_{(\theta)} \frac{\partial \phi_t}{\partial z} \quad (13)$$

em que:

$k_{(\theta)}$ – condutividade hidráulica do solo não saturado, $L T^{-1}$.

$$\phi_t = \phi_m + \phi_g \quad (14)$$

em que:

ϕ_m – potencial mátrico, L.

- Equação da Continuidade

A equação da continuidade expressa o princípio da conservação de massa de água inserida em um volume elementar representativo de solo. A equação pode ser descrita como:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left[\frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} + \frac{\partial q_z}{\partial z} \right] \quad (15)$$

em que:

$\partial \theta / \partial t$ – variação do conteúdo de água com o tempo;

$\partial q_x / \partial x$, $\partial q_y / \partial y$ e $\partial q_z / \partial z$ – variações do fluxo nas direções x, y e z, respectivamente.

Considerando o meio incompressível, isotrópico e o fluxo na direção vertical, a equação 15 pode ser reescrita:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left[\frac{\partial q_z}{\partial z} \right] \quad (16)$$

E na direção z , $\partial q_z / \partial z$ é a variação do fluxo com a profundidade.

- Equação de Richards

Richards (1931) substituiu a equação de Darcy-Buckingham (Eq. 17) na equação da continuidade (Eq. 16), fornecendo a equação que descreve o movimento de água em solos não saturados.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{(\theta)} \frac{\partial \phi_t}{\partial z} \right] \quad (17)$$

A dependência da condutividade hidráulica e da umidade com relação ao potencial mátrico é dada, respectivamente, pelas seguintes relações constitutivas, onde a Eq. 18 foi proposta por Gardner (1959):

$$k = k_{(sat)} e^{\alpha_p \phi_m} \quad (18)$$

$$\theta = \theta_r + (\theta_{sat} - \theta_r) e^{\alpha_p \phi_m} \quad (19)$$

em que:

k – condutividade hidráulica do solo, $L T^{-1}$;

$k_{(sat)}$ – condutividade hidráulica do solo saturado, $L T^{-1}$;

θ – umidade a base de volume, $L^3 L^{-3}$;

θ_r – umidade residual, $L^3 L^{-3}$;

θ_{sat} – umidade de saturação, $L^3 L^{-3}$;

ϕ_m – potencial mátrico, L ;

α_p – parâmetro que avalia a pressão de entrada de ar e representa a taxa de redução da condutividade hidráulica e da umidade para ϕ_m cada vez mais negativo (sendo zero na condição de solo saturado).

A importância em se conhecer os processos de fluxo de água a partir da Lei de Darcy está no fato de que, dentre os diversos processos que governam a migração de íons em meios porosos, o processo físico de convecção pode ser explicado segundo a Lei de Darcy.

2.1.5 Condutividade hidráulica

A condutividade hidráulica é uma propriedade do solo que descreve a sua capacidade em transmitir água. É um coeficiente de proporcionalidade entre o fluxo de água e o gradiente de potencial hidráulico, apresentado na equação de Darcy. As propriedades do solo que interferem na condutividade hidráulica são a distribuição de diâmetros dos poros, tortuosidade, superfície específica e porosidade; em relação à água são a massa específica e a viscosidade dinâmica (REICHARDT, 1990).

Segundo Araújo et al. (2012), a viscosidade e a densidade são duas variáveis que interferem diretamente na condutividade hidráulica. A textura e a estrutura do solo são os principais fatores que determinam a geometria dos poros.

A condutividade hidráulica do solo é um parâmetro importante para qualquer estudo que envolva o movimento da água no solo, seja para estudar a dinâmica da água, o transporte de substâncias químicas, nutrientes e defensivos agrícolas, assim como seus impactos potenciais ao ambiente. A condutividade hidráulica representa a maior ou menor resistência que o meio oferece à percolação de água e, conseqüentemente, aos íons dissolvidos nesta. Pode-se dizer que o processo da advecção é causado por um gradiente hidráulico.

No solo saturado, a condutividade hidráulica representa a funcionalidade de seu sistema poroso, abrangendo propriedades relacionadas à porosidade, como por exemplo a quantidade, tamanho, morfologia, continuidade e orientação dos poros. A condutividade hidráulica do solo saturado depende principalmente da forma e da continuidade do meio poroso, por isso difere intensamente de um local a outro, possuindo valores extremos em alguns locais e podendo variar também nas distintas orientações do solo. Portanto, a condutividade hidráulica na condição saturada é mais dependente da estrutura do que da textura do solo e, com o aumento do grau de agregação de um solo, o valor dela também acresce (GONÇALVES & LIBARDI, 2013).

A condutividade hidráulica em um solo saturado de estrutura estável, assim como em um meio poroso rígido, tal como o arenoso, geralmente varia pouco, sendo quase constante. Em solo arenoso a taxa de perda de água por percolação é maior em consequência da maior condutividade hidráulica do solo, quando comparado com solos de textura argilosa. Geralmente, a condutividade hidráulica diminui com a redução da concentração de solutos no solo. Isto ocorre devido aos fenômenos de adsorção e dispersão, que também são afetados pelos tipos de íons presentes no solo. O desprendimento e a migração das partículas de argila durante fluxo podem resultar na obstrução dos poros no solo (HILLEL, 2004).

Os métodos para a determinação da condutividade hidráulica do solo podem ser realizados em laboratório, onde há maior controle das condições experimentais, ou em campo, que possui menor grau de perturbação no solo (GONÇALVES & LIBARDI, 2013). Dentre os métodos em laboratório podem-se citar o permeâmetro de carga constante e o permeâmetro de carga variável; dentre os métodos em campo podem-se citar o perfil instantâneo, permeâmetro de Guelph, testes de infiltração e o método do furo do trado.

2.1.6 Tortuosidade

A tortuosidade apresenta-se como uma propriedade comumente usada para descrever a difusão em meios porosos (EPSTEIN, 1989).

O fator de tortuosidade representa a relação entre a extensão do perfil de uma superfície de solo rugosa e a distância, entre os pontos inicial e final, da referida superfície (SKIDMORE, 1997).

O aumento do teor de água no solo reduz a tortuosidade do caminho de difusão, esse aumento na espessura do filme da água dentro do espaço poroso eleva o fator de impedância, resultando no aumento do fluxo difusivo (COSTA et al., 2009). Outra propriedade que afeta a tortuosidade da trajetória seguida do soluto é a densidade do solo.

O coeficiente de difusão é alterado em função da umidade do solo e, quanto menor o teor de água no solo mais tortuoso será o caminho da difusão. Em água pura, o fator de tortuosidade é igual a 1; em solo saturado, aproximadamente 0,4; na capacidade de campo, por volta de 0,2 e, próximo ao ponto de murcha, em torno de 0,01 (WILD, 1981).

De acordo com Mehta et al. (1995), a tortuosidade pode ser considerada unitária no caso de solos arenosos com alto conteúdo de água, onde a influência das partículas de argila é muito pequena.

2.2. Águas residuárias

2.2.1 Água residuária e processo de tratamento

A água residuária é aquela que contém os despejos provenientes das diversas formas de uso, como o uso residencial, comercial, industrial, de estabelecimentos públicos, áreas agrícolas, entre outros (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; JORDÃO & PESSOA, 1995; BRAGA et al., 2002). A água residuária doméstica se destaca como uma das principais águas utilizadas para o reúso (MEDEIROS et al., 2008). Segundo Freitas et al. (2012), o uso de água residuária doméstica na atividade agrícola, contribui para a reciclagem dos nutrientes presentes no esgoto doméstico, na diminuição da utilização de fertilizantes e na redução dos impactos gerados ao meio ambiente pela não deposição das águas residuárias nas calhas dos rios.

Os esgotos domésticos são gerados principalmente por residências, instalações públicas e comerciais, possuindo características bem definidas, apesar das diferenças existentes nas atividades geradoras, sendo composto basicamente de 99,9% de água e 0,1% de sólidos, dentre eles, resíduos orgânicos e detergentes (VON SPERLING, 1996; BRAGA et al., 2002).

O tratamento de esgoto doméstico se dá em quatro fases: a preliminar, que remove sólidos grosseiros e material inerte através de grades e caixas de areia; a primária, que envolve a remoção de matéria orgânica; a secundária, que remove o nitrogênio, através de processos de nitrificação e desnitrificação, e o fósforo, através de aplicação de cloreto férrico ou sulfato de alumínio; e a terciária, onde há a redução de organismos patogênicos, nutrientes, metais pesados, agrotóxicos, etc., através da cloração, ozonização, UV, ácido peracético, aplicação de efluente no solo, lagoa de maturação e lagoa de polimento.

2.2.2 Reúso na agricultura

Nas últimas décadas, tem-se observado uma maior preocupação com a preservação do meio ambiente, principalmente ao que se refere à escassez hídrica. A quantidade de água no planeta é praticamente a mesma há cerca de dois bilhões de anos. No entanto, de toda a água presente no planeta, 97% constitui água salgada, restando apenas 3% de água potável. Ainda desses 3%, apenas 1% está disponível para consumo direto, uma vez que o restante está contido nas geleiras e calotas polares ou constituindo as águas subterrâneas. O aumento da produção de resíduos gerados pelo homem também tem despertado uma maior preocupação com o meio ambiente, uma vez que o descarte inadequado desses resíduos contribui para a poluição do solo, das águas superficiais e subterrâneas.

Uma alternativa para minimizar os problemas envolvendo a escassez hídrica e ao mesmo tempo a produção de resíduos é a reutilização da água de esgoto tratada. A prática de reúso não é recente. Há pelo menos cinco mil anos, um sistema de engenharia construído pelo Rei Minos de Creta, reutilizava a água pluvial para a limpeza de banheiros. Além disso, tem-se utilizado o efluente de banheiros na irrigação de jardins há séculos (DUARTE, 2006).

A reutilização de águas residuárias tratadas na agricultura possui diversos benefícios econômicos e ambientais, quando aplicadas no solo de maneira adequada. De acordo com Santos et al. (2010), a utilização de águas residuárias na agricultura constitui uma alternativa para o seu descarte, por conservar a água disponível, possuir grande disponibilidade, incrementar o aporte e reciclagem de nutrientes, além de contribuir para a preservação ambiental. A utilização de águas residuárias na irrigação, quando realizada corretamente, pode economizar grande parte da água de boa qualidade (ANDRADE et al., 2005).

O reúso de água pode ser classificado em duas categorias: reúso potável e reúso não potável. Em relação aos tipos de reúso não potável, tem-se o agrícola, industrial, paisagismo, o doméstico, manutenção de vazões, aquicultura e recarga de aquíferos subterrâneos (BREGA FILHO & MANCUSO, 2003).

O esgotamento dos recursos hídricos é um dos principais fatores que contribuiu para o aumento da utilização de efluentes na agricultura. De acordo com Santos et al. (2010), as águas residuárias podem ser reaproveitadas na atividade agrícola, constituindo uma alternativa na substituição parcial dos fertilizantes comerciais sintéticos.

O reúso de águas residuárias na atividade agrícola representa uma boa alternativa para as regiões semiáridas do Nordeste brasileiro, uma vez que a escassez hídrica representa um dos principais entraves para o desenvolvimento agrícola local. Segundo Miranda (2010), o reúso na agricultura é uma alternativa efetiva para o controle da poluição e aumento da disponibilidade hídrica em regiões áridas e semiáridas; e os maiores benefícios do reúso são associados aos aspectos econômicos e ambientais. Além disso, água residuária está presente em grande quantidade, e a fertirrigação pode proporcionar o aporte e reciclagem de nutrientes (reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos) e auxiliar na conservação da água disponível (SANTOS et al., 2010).

Vários autores estudaram os efeitos da utilização de águas residuárias em diferentes culturas, destacando-se Andrade et al. (2005), que avaliaram o impacto do reúso de efluentes de esgoto em solos cultivados com milho, e encontraram que o potencial dos Argissolos para suporte à disposição controlada de efluentes domésticos, especialmente em regiões sujeitas a lençol freático raso, é limitado; Freitas et al. (2012), que estudaram o desenvolvimento vegetativo da cana-de-açúcar irrigada sob diferentes lâminas de águas residuárias tratadas e de poço freático e verificaram que a irrigação com água de esgoto doméstico tratado proporcionou os maiores resultados de diâmetro do colmo, altura das plantas e altura dos colmos, e que a água pode ser utilizada para a irrigação da cana-de-açúcar; e Almeida et al. (2012), que avaliaram o crescimento de plantas de maracujazeiro fertirrigadas com efluente doméstico tratado, onde encontraram que o uso de efluente doméstico tratado influenciaram positivamente o desenvolvimento das plantas.

2.3 Dinâmica dos solutos

2.3.1 Soluto

Os solutos são íons presentes em diferentes quantidades no solo que movimentam através de vários processos. De acordo com Santos et al. (2010), parte dos solutos pode ser absorvida pelas plantas, outra perdida para as camadas mais profundas do solo, por percolação, e uma outra pode ser precipitada, quando a sua concentração excede a capacidade de solubilidade.

O processo de deslocamento de solutos no solo depende de fatores ligados às propriedades do meio poroso e suas interações, às propriedades do líquido percolante e às condições ambientais que influenciam os parâmetros de transporte dos solutos (SANTOS et. al, 2010; SILVA et al., 2012).

2.3.2 Traçadores

Os traçadores são substâncias (químicas ou biológicas), que podem ser utilizadas para acompanhar o comportamento de certo sistema ou componente, como por exemplo, o volume de água. Para que o traçador seja considerado eficiente, deve possuir as seguintes características: serem estáveis; estarem bem aderidos e com densidade próxima à fase de estudo; apresentarem detecção precisa e quantificação em concentrações mínimas, serem atóxicos, não devendo interagir com materiais do meio e nem deixar resíduos. Injeção, a detecção e a análise devem ser realizadas sem perturbações ao sistema estudado (BJ RNSTAD & MAGGIO, 1994).

De acordo com Silva et al. (2009), os traçadores possuem grande aplicabilidade em diferentes áreas científicas e tecnológicas. São utilizados em quase todos os campos da ciência, tais como medicina, ciências biológicas, química, agricultura, geociências e engenharia. No estudo de transporte de solutos, os traçadores permitem simular o movimento da água através do solo, possibilitando a estimativa dos parâmetros hidrodinâmicos e hidrodispersivos.

Dentre os traçadores mais utilizados podem-se citar: cloreto (Cl^-), nitrato (NO_3^{3-}), brometo (Br^-), água triciada ($3\text{H}_2\text{O}$). O cloreto, apesar de ser considerado um excelente traçador, tem como desvantagem existir em altas concentrações em solos naturais. O nitrato é susceptível a uma série de transformações químicas e biológicas. O brometo por sua vez, não está sujeito a estas transformações, normalmente está em baixas concentrações no solo e não é adsorvido por grande parte dos solos.

2.3.3 Dinâmica de solutos e transporte de solutos no solo

A água contida no solo e que compõe a fase líquida nunca é quimicamente pura. A variação de sais dissolvidos no solo é grande, de 0,0005% a 3%, e depende de diferentes fatores, como: precipitação, natureza do solo e da rocha, minerais que formam o solo, temperatura da água, e atividade humana.

Os íons mais encontrados no solo são: cátions sódio, potássio, cálcio, magnésio, amônio, ferro; ânions cloreto, bicarbonato, carbonato, sulfato, nitrato e fosfato; e traços de vários outros elementos (PREVEDELLO, 1996).

Diante dos estudos sobre o transporte de solutos, podem-se conhecer propriedades de um determinado íon, como: sua interação com o meio; sua movimentação, e sua persistência no solo. Este conhecimento, aliado ao uso de modelos matemáticos, auxilia no melhor entendimento dos processos relacionados ao movimento de substâncias químicas no solo, mostrando-se uma importante ferramenta na estimativa de riscos de contaminação e de impactos ambientais (SOUZA et al., 2011).

Os teores recuperados de vários íons na solução percolada através de colunas de solo têm sido utilizados por diversos trabalhos recentes com o objetivo de quantificar o movimento desses solutos (SANTOS et al., 2010; SOUZA et al., 2011; SILVA et al., 2012; MATOS et al., 2013; MOURA et al., 2013).

Três processos controlam ou dominam o deslocamento de solutos e/ou substâncias químicas no solo: convecção, também conhecido como advecção e fluxo de massa, a difusão molecular e a dispersão mecânica. Tais processos dependem de características locais, tais como condutividade hidráulica e umidade do solo, capacidade de troca catiônica do solo, pH, granulometria, estrutura e grau de estratificação do perfil do solo (OLIVEIRA et al., 2010).

O transporte convectivo refere-se ao movimento passivo do soluto com a água, ou seja, as partículas de soluto são conduzidas pelo fluxo de água. Este processo é condicionado pelas características hidrodinâmicas do meio poroso. Na ausência de difusão e adsorção, água e soluto movem-se na mesma taxa média. Na direção vertical, o transporte convectivo pode ser descrito como:

$$J_c = qC \quad (20)$$

em que:

J_c – densidade de fluxo convectivo, $M L^{-2} T^{-1}$;

q – densidade de fluxo da água no solo, $L T^{-1}$;

C – concentração do soluto na fase líquida do solo, $M L^{-3}$.

A difusão molecular é um processo espontâneo resultante do movimento térmico natural de íons e moléculas dissolvidas. O transporte convectivo tende a diminuir os

gradientes de concentração existentes. Ao longo do tempo, o espalhamento causado pelo processo de difusão pode alcançar elevadas distâncias, mesmo quando o meio poroso apresenta baixa permeabilidade. A sua expressão, em analogia com a 1ª Lei de Fick, pode ser descrita por:

$$J_D = -\theta D_m \frac{\partial C}{\partial z} \quad (21)$$

em que:

J_D – densidade de fluxo difusivo, $M L^{-2} T^{-1}$;

θ – umidade a base de volume, $L^3 L^{-3}$;

D_m – coeficiente de difusão molecular, $L^2 T^{-1}$;

z – profundidade, L.

O coeficiente de difusão molecular no solo é determinado considerando a tortuosidade do meio poroso e a difusão molecular do soluto em água, ou seja:

$$D_m = \tau D_0 \quad (22)$$

em que:

τ – fator de tortuosidade, adimensional;

D_0 – coeficiente de difusão molecular em água pura, $L^2 T^{-1}$.

O transporte dispersivo ocorre devido às variações da velocidade do fluido no interior dos poros em relação à velocidade média de água nos poros. Em nível microscópico, há uma distribuição de velocidades nos poros devido à resistência fraccional causada pelas superfícies sólidas do material poroso, bem como pelo avanço diferenciado da frente de molhamento. Esta distribuição proporciona a movimentação do soluto sob diferentes taxas, o que conduz a um processo de mistura que é macroscopicamente semelhante à mistura provocada pelo processo de difusão (GENUCHTEN & WIERENGA, 1986). No entanto, ao contrário da difusão que acontece mesmo sem fluxo, a dispersão ocorre apenas com o movimento da água. O transporte por dispersão na direção vertical pode ser dado por:

$$J_h = -\theta D_h \frac{\partial C}{\partial z} \quad (23)$$

em que:

J_h – densidade de fluxo dispersivo, $M L^{-2} T^{-1}$;

D_h – coeficiente de dispersão mecânica, $L^2 T^{-1}$.

Quando a difusão molecular é desprezível em relação à dispersão mecânica, D_h varia linearmente com a velocidade média de água nos poros (FRIED & COMBARNOUS, 1971).

$$D_h = \lambda v^n \quad (24)$$

em que:

λ – dispersividade do solo, L;

v – velocidade média da água nos poros, $L T^{-1}$;

n – parâmetro empírico, normalmente igual a um.

Devido à similaridade macroscópica entre a difusão molecular e a dispersão mecânica, os coeficientes “ D_m ” e “ D_h ” são normalmente considerados aditivos, sendo o resultado igual ao coeficiente de dispersão hidrodinâmica ou coeficiente de difusão-dispersão (D).

$$D = D_m + D_h \quad (25)$$

A densidade de fluxo de solutos no solo (J_S) é obtida pela soma da densidade de fluxo convectivo com a densidade de fluxo dispersivo e a densidade de fluxo difusivo:

$$J_S = J_C + J_D + J_h \quad (26)$$

Substituindo os fluxos pelas respectivas equações (eq. 20, 21 e 23) e sabendo da equação 25, temos que:

$$J_S = -\theta D \frac{\partial C}{\partial z} + qC \quad (27)$$

em que :

J_s – densidade de fluxo de solutos no solo, $M L^{-2} T^{-1}$.

2.3.4 Conceitualização do transporte de solutos – Modelos CD e MIM

O transporte de solutos pode ser definido mediante os modelos convecção-dispersão (CD) e convecção-dispersão a duas regiões de água móvel e imóvel (MIM) (COATS & SMITH, 1964).

A equação da conservação da massa, sem considerar fontes ou sumidouros, em um volume elementar representativo pode ser determinada pela seguinte equação:

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} = - \frac{\partial J_s}{\partial z} \quad (28)$$

Substituindo a equação (27) na (28), obtém-se a equação do balanço de massa para o soluto:

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} \left[-\theta D \frac{\partial C}{\partial z} + qC \right] \quad (29)$$

A equação de convecção-dispersão (CD) é um modelo clássico que representa o transporte unidimensional de solutos em meios porosos homogêneos, em condições isotérmicas e de fluxo estacionário, é dada por:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta C + D_s S) = \frac{\partial}{\partial z} \left[\theta D \frac{\partial C}{\partial z} - qC \right] \quad (30)$$

em que:

D_s – densidade do solo, $M L^{-3}$;

S – concentração do soluto adsorvida na fase sólida do solo, $M M^{-1}$;

t – tempo, T.

Os dois termos do lado esquerdo da equação, situados entre parênteses, referem-se, respectivamente, às mudanças no tempo, nas concentrações dos solutos associados

às fases líquida e sólida do solo. A adsorção do soluto pela fase sólida é descrita com uma isoterma linear (Eq. 31).

$$S = kC \quad (31)$$

em que:

k – coeficiente empírico de distribuição, $L^3 M^{-1}$.

Para linearizar a adsorção e o fluxo dinâmico de água de um perfil de solo homogêneo, assume-se que θ e q são constantes no tempo e no espaço, e a equação (30) se reduz a:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z} \quad (32)$$

em que R é o fator de retardamento, dado por:

$$R = 1 + \frac{\rho k}{\theta} \quad (33)$$

Quando não há interação entre o soluto e solo, k assume o valor zero e R torna-se igual a um. Quando R é maior do que 1 significa que há interação soluto-solo, ou seja, quando a solução passa pelo solo, parte do soluto é adsorvido pelo mesmo. Em alguns casos, R pode ser menor do que 1, indicando que apenas uma fração da fase líquida participa do processos de transporte.

Geralmente, os transportes de solutos devido à difusão molecular e à dispersão hidrodinâmica ocorrem simultaneamente na fase móvel. Esse efeito (D) é dado pela eq. 34 (BRESLER et al., 1982):

$$D = D_0 \tau + \lambda v \quad (34)$$

em que:

D – coeficiente de difusão-dispersão, $L^2 T^{-1}$;

D_0 – coeficiente de difusão molecular em água pura, $L^2 T^{-1}$;

τ – fator de tortuosidade, adimensional;

λ – dispersividade, L;

v – velocidade média da água nos poros, L T⁻¹.

Quando a difusão molecular é desprezível em relação à dispersão hidrodinâmica, D varia linearmente com a velocidade média de água nos poros (FRIED & COMBARNOUS, 1971).

$$D = \lambda v \quad (35)$$

em que:

D – coeficiente de difusão-dispersão, L² T⁻¹;

λ – dispersividade, L;

v – velocidade média da água nos poros, L T⁻¹.

O modelo convecção-dispersão (CD) tem demonstrado eficiência na previsão do comportamento de solutos no solo. A equação diferencial geral do modelo, para as condições de escoamento na vertical e solo saturado apresenta, como parâmetros principais, a velocidade de água nos poros, o coeficiente de dispersão hidrodinâmica e, no caso de interação do soluto com a fase sólida do solo, o fator de retardamento (VAN GENUCHTEN, 2004).

O modelo convecção-dispersão a duas regiões de água móvel e imóvel ou MIM (COATS & SMITH, 1964) inclui um fluxo preferencial de solutos em meio heterogêneo, sendo mais complexo do que o modelo convecção-dispersão (CD). O modelo considera que no transporte de água e de soluto em um meio poroso, uma parte da fase líquida é imóvel. A equação é dada por:

$$\frac{\partial \theta_m C_m}{\partial t} + \frac{\partial \theta_{im} C_{im}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_m D_m \frac{\partial C_m}{\partial z} + \theta_{im} D_{im} \frac{\partial C_{im}}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} (\theta_m v_m C_m) \quad (36)$$

Em que D_m e D_{im} são os coeficientes de difusão-dispersão das fases móvel e imóvel e v_m é a velocidade da água nos poros na fase móvel.

Na fase líquida móvel, o coeficiente de dispersão-difusão considera os transportes de soluto por meio dos processos de dispersão mecânica e difusão

molecular, enquanto que a fase líquida imóvel, o coeficiente só leva em consideração o processo de difusão molecular, sendo o transporte convectivo nulo.

A difusão molecular, significativa na fase líquida imóvel, é muito pequena em relação ao transporte por dispersão hidrodinâmica na maioria dos processos de transferência (BRUSSEAU, 1993). Por isso, pode-se reescrever a equação 36 sem considerar D_{im} :

$$\frac{\partial \theta_m C_m}{\partial t} + \frac{\partial \theta_{im} C_{im}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_m D_m \frac{\partial C_m}{\partial z} \right) - \frac{\partial}{\partial z} (\theta_m v_m C_m) \quad (37)$$

2.3.5 Parâmetros de transporte de solutos

Nos últimos anos, foram desenvolvidos vários modelos para avaliar o deslocamento dos solutos no solo, sendo o sucesso desses modelos dependente, em grande parte, da facilidade em quantificar os parâmetros envolvidos no processo. Os parâmetros de transporte são estimados pelo ajuste de dados experimentais, sob uma condição específica de fluxo (ÁLVAREZ-BENEDÍ et al., 1999).

Existem vários métodos para a determinação dos parâmetros hidrodispersivos, tais como: método de otimização não-linear dos mínimos quadrados, proposto por Parker & van Genuchten (1984); função de transferência lognormal – TFM, proposto por Jury & Sposito (1985) e o método dos momentos, proposto por Feike & Dane (1992), em que todos se baseiam no ajuste da solução analítica da equação da convecção-dispersão (CDE) aos pontos da curva de distribuição de efluentes obtida em ensaios de deslocamento de líquidos miscíveis (MILFONT et al., 2006).

Dentre os programas desenvolvidos para estimar os parâmetros de transporte de solutos no solo, pode-se destacar o CXTFIT (Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field Tracer Experiments) (TORIDE et al., 1995). O programa foi criado para estimar os parâmetros do transporte de solutos a partir de concentrações observadas (método inverso) ou para prever as concentrações de solutos (método direto), utilizando a equação de convecção-dispersão como modelo de transporte. É uma ferramenta considerada específica para estimar os parâmetros hidrodispersivos de um solo e utiliza o método de otimização não-linear dos mínimos quadrados na estimativa dos parâmetros de transporte de solutos. São incluídos diferentes modelos de transporte: o CDE convencional, o CDE de não equilíbrio químico e físico e um modelo estocástico

com base no CDE-escala local e o CDE-MIM. Os dois parâmetros estocásticos independentes no modelo são a velocidade de água nos poros (v) e o coeficiente de difusão-dispersão (D).

Outro programa criado para a determinação dos parâmetros de transporte de solutos no solo foi o DISP (BORGES JÚNIOR & FERREIRA, 2006). O programa utiliza o método dos mínimos quadrados para a obtenção dos parâmetros de transporte: número de Peclet (P) e fator de retardamento (R). O programa adota estimadores que minimizam a soma dos quadrados dos desvios (R_s), entre os valores estimados e observados da concentração relativa (C) em relação ao número de volume de poros (V_p).

O software STANMOD (Studio of Analytical Models) (ŠIMŮNEK et al., 2008) é outro exemplo. O programa baseia-se em soluções analíticas de equações diferenciais que descrevem o transporte de solutos e estima diretamente os parâmetros de transporte: fator de retardamento (R) e coeficiente de difusão-dispersão (D). A versão mais recente do programa (2.08) inclui os seguintes modelos: CXTFIT (TORIDE et al., 1995), CHAIN (VAN GENUCHTEN, 1985), CFITM (VAN GENUCHTEN, 1980), CFITIM (VAN GENUCHTEN, 1981) 3DADE (LEIJ & BRADFORD, 1994) e N3DADE (LEIJ & TORIDE, 1997). Todos os modelos são escritos em FORTRAN e as interfaces gráficas em MS Visual C++. O modelo CFITIM (code analysing nonequilibrium transport parameters from miscible displacement experiments) (VAN GENUCHTEN, 1981) foi criado para analisar os dados observados nos ensaios de efluentes em colunas de solo, e simular esses dados utilizando soluções analíticas das equações unidimensionais de transporte convectivo-dispersivo de equilíbrio e não-equilíbrio. Os modelos de não-equilíbrio são baseados no pressuposto de que, sejam por razões físicas ou químicas, a adsorção não procede a uma taxa igual em todas as partes do meio de solo. O modelo fornece eficientes e precisos meios de determinar os parâmetros de transporte por meio da otimização de dados da coluna de efluentes, possibilitando duas formas de trabalho: estimativa dos parâmetros de transporte por meio das concentrações obtidas nos ensaios em laboratórios (problema inverso) ou prever concentrações de solutos em condições de escoamento permanente (problema direto), através da utilização das equações de convecção-dispersão.

A distribuição da concentração de íons em uma coluna de solo com concentração inicial uniforme, em equilíbrio dinâmico, onde será substituída em um tempo $t = 0$ por

uma solução com concentração constante, pode ser submetida a uma solução analítica. As condições iniciais e de contornos podem ser dadas pelas seguintes equações:

$$c(z, 0) = c_i \quad (38)$$

$$c(0, t) = c_0 \quad (39)$$

$$\frac{\partial c}{\partial z}(\infty, t) = 0 \quad (40)$$

A solução para a equação de convecção-dispersão sujeita a esses valores iniciais e de contorno pode ser obtida pela seguinte equação (NIELSEN & BIGGAR, 1962; van GENUCHTEN & WEIRENGA, 1986):

$$\frac{c(z,t)-c_i}{c_0-c_i} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left(\frac{R.z-v.t}{\sqrt{4.D.R.t}} \right) + \frac{1}{2} e^{\frac{v.z}{D}} \operatorname{erfc} \left(\frac{R.z+v.t}{\sqrt{4.D.R.t}} \right) \quad (41)$$

em que:

$\operatorname{erfc}(u)$ – função erro complementar

Os valores de $\operatorname{erf}(u)$ podem ser encontrados em tabelas e versões mais recentes de planilhas eletrônicas possuem a rotina para o cálculo de $\operatorname{erf}(u)$.

$$\operatorname{erf} = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-t^2} dt = 1 - \operatorname{erfc} \quad (42)$$

em que:

$\operatorname{erf}(u)$ – função erro

Para valores negativos do argumento (u) é utilizada a identidade:

$$u > 0 \rightarrow 1 - \operatorname{erfc}(u) \quad (43)$$

$$u < 0 \rightarrow 1 + \operatorname{erfc}(u) \quad (44)$$

Uma solução simples, comumente utilizada em experimentos de deslocamento miscível, é obtida retendo somente o primeiro termo do lado direito da equação 41:

$$\frac{c}{c_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left(\frac{R.z - v.t}{\sqrt{4.D.R.t}} \right) \quad (45)$$

Nos sistemas dinâmicos, principalmente naqueles que se encontram saturados, o efeito da difusão sobre a concentração de soluto na solução do solo (entre agregados) é relevante apenas quando a velocidade de escoamento é baixa, ou seja, quando a quantidade de macroporos e o gradiente hidráulico são baixos. Isso ocorre porque a taxa de transferência de solutos intra-agregados ocorre por difusão, o que a torna insignificante, comparativamente ao transporte por fluxo de massa em condições de velocidades de escoamento mais altas, como é frequente em trabalhos de laboratório (RUIZ et al., 2010). Logo, a solução apresentada anteriormente pode ser obtida desprezando a difusão molecular e considerando o sistema finito. Os parâmetros de transporte P e R são baseados na otimização dos dados, mediante a minimização da soma dos quadrados dos desvios.

Dentre os pesquisadores que utilizaram o STANMOD na estimativa dos parâmetros de transporte de solutos podem-se citar Alcântara & Camargo (2010) e Oliveira et al. (2013), que obtiveram sucesso no ajuste aos dados experimentais; Tosco & Sethi (2009), que verificaram o adequado desempenho do software STANMOD na simulação de nanopartículas no solo e Previatello (2013) que obteve bom ajuste do programa na simulação e determinação de parâmetros de transporte do íon nitrato em condições de amostras deformadas e indeformadas.

Campos e Elbachá (1991) definiram o fator de retardamento como a capacidade de retenção ou efeito tampão do solo. O fator de retardamento representa a relação entre a velocidade de avanço do soluto e a velocidade de avanço da frente de molhamento da solução, sendo dependente das interações entre as fases líquida e sólida que ocorrem durante o trajeto da solução deslocadora no solo (VALOCCHI, 1984). Segundo Tito et al. (2012), o fator de retardamento pode ser entendido como a capacidade do solo em reter íons, e por isso é que depende das interações entre as fases líquida e sólida no solo.

Em relação às curvas de distribuição de efluentes, o desenvolvimento e a forma das curvas de distribuição de efluentes de determinado íon caracteriza o deslocamento miscível da solução aplicada. Segundo Nielsen & Biggar (1962), o valor do volume

poros (VP) em que a concentração relativa (C/C_0) é igual a 0,5 é um primeiro indicativo da existência ou não de interação entre o soluto e solo. A fase sólida do solo interage com os íons em solução (adsorção) de forma que os solutos têm seu transporte retardado em relação à água, e esse processo pode ser atribuído ao fator de retardamento (GENUCHTEN & WIERENGA, 1986).

O coeficiente de difusão-dispersão é um atributo físico que considera a difusão iônica e a dispersão mecânica na solução do solo (GENUCHTEN & WIERENGA, 1986). Valores mais altos do coeficiente de difusão-dispersão (D) estão ligados ao aumento da faixa de mistura entre as soluções deslocadora e deslocada no perfil do solo (NIELSEN & BIGGAR, 1962).

O número de Peclet (P) é um número adimensional, utilizado para avaliar qual dos dois processos domina o processo de transferência de solutos, convecção-dispersão ou difusão (GONÇALVES et al., 2007). É uma grandeza adimensional, obtida por:

$$P = \frac{vL}{D} \quad (46)$$

em que:

v – velocidade média da água nos poros, $L T^{-1}$;

L – comprimento da coluna de solo, L;

D – coeficiente de difusão- dispersão, $L^2 T^{-1}$.

Quando o número de Peclet (P) é maior do que 10, o transporte é predominantemente por convecção, e quando é menor do que 10 o transporte é principalmente por difusão (NOVY QUADRI, 1993).

A partir da obtenção dos parâmetros de transporte, é possível conhecer a capacidade de deslocamento de um íon no solo, o que permite concluir sobre a sua disponibilidade para o sistema radicular das plantas e avaliar o seu potencial de contaminação de mananciais e águas subterrâneas.

2.3.6 Breakthrough Curves (BTC)

As curvas de distribuição de efluentes, ou Breakthrough Curves (BTC), são utilizadas nos estudos que envolvem a caracterização dos processos de transporte de solutos no solo.

O método de fluxo em coluna, ou deslocamento miscível, é um dos procedimentos experimentais mais utilizados nos estudos de transporte de solutos. O deslocamento miscível é o processo no qual um fluido se mistura a outro e o desloca ao longo de um meio poroso. A teoria do deslocamento miscível considera um fluido no qual está contido o íon a ser estudado e, este é deslocado pelo mesmo fluido com ausência do íon, por meio de um volume de solo (NIELSEN & BIGGAR, 1961).

De acordo com Matos et al. (2013), os dados experimentais podem ser obtidos no campo, através de lisímetros, ou em laboratório, utilizando-se colunas de solo deformadas ou indeformadas. Tem-se preferido trabalhar em laboratório devido às dificuldades de se determinar as variáveis no campo e ao seu elevado custo. Dentre as desvantagens dos estudos em laboratório, pode-se citar os efeitos de escala. Montenegro (1997) observou valores de dispersividade em aquíferos muito maiores do que os valores encontrados em laboratório, devido às diferentes escalas de heterogeneidades geralmente encontradas pelo caminho de fluxo de águas subterrâneas.

Vários pesquisadores avaliaram o transporte de solutos em colunas de solo através de ensaios de deslocamento de líquido miscível. Alcântara et al. (2010) estudaram o deslocamento do íon nitrato em um Latossolo e em um Nitossolo do município de Ribeirão Preto/SP. Carmo et al. (2010) trabalharam com colunas de solo deformado para realizar a caracterização hidrodispersiva de um Latossolo e de um Neossolo Quartzarênico da região do Vale do São Francisco. Santos et al. (2010) estudaram a mobilidade dos íons cálcio, magnésio, sódio e potássio de águas residuárias em um Argissolo Vermelho Amarelo e um Neossolo Regolítico. Zhang et al. (2011) analisaram o adsorção e o deslocamento do nitrogênio amoniacal em um solo franco-arenoso. Zhou et al. (2011) avaliaram os efeitos de diferentes conteúdos e tamanhos de fragmentos de rochas no transporte de solutos. Silva et al. (2012) buscaram avaliar o transporte de sódio e potássio via vinhaça em um Nitossolo Vermelho eutrófico da cidade de Piracicaba/SP. Tito et al. (2012) avaliaram a mobilidade do zinco e do cobre em um Argissolo no município de Capim/PB. Matos et al. (2013) realizaram experimento em laboratório para analisar o deslocamento de cátions provenientes da vinhaça em solos tipo Latossolo Vermelho distrófico e Latossolo Vermelho eutrófico.

do município de Capinópolis/MG, e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico do município de Viçosa/MG.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado em laboratório durante duas etapas. A primeira etapa do experimento foi conduzida no Laboratório de Física do Solo do Departamento de Engenharia de Biosistemas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” - ESALQ/USP, situada em Piracicaba/SP. A segunda etapa foi conduzida no Laboratório de Água e Solo do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, situada em Recife/PE.

3.1 Descrição e caracterização da área de estudo

A área de estudo, localizada no distrito de Mutuca, município de Pesqueira – PE (Figura 5), possui coordenadas geográficas de 8°16'46" e 36°34'22" de latitude e longitude, respectivamente, e altitude 654 metros. O clima da região é classificado como BSHW semiárido quente, com temperatura média anual em torno de 27°C, umidade relativa do ar de 73% e velocidade média do vento de 2,5 m/s (MOLINIER et al., 1994). A distribuição das chuvas é irregular, com período chuvoso entre os meses de fevereiro e julho, com média de 84,6 mm mês⁻¹ e período seco de agosto a janeiro, com média de 46,0 mm mês⁻¹ (SILVA et al., 2009).

A área abrange um total de 533 m², dividida em quatro blocos com declividade de 6% (MIRANDA, 2010). O local possui uma Unidade Piloto de Tratamento e Reúso de Esgoto Doméstico Para Fins Produtivos – Mutuca (ETE – MUTUCA), e vem sendo utilizado para a disposição controlada de esgoto doméstico tratado para a produção agrícola de diversas culturas, como: algodão, milho, feijão, palma forrageira, babosa, moringa, chichá, entre outras.

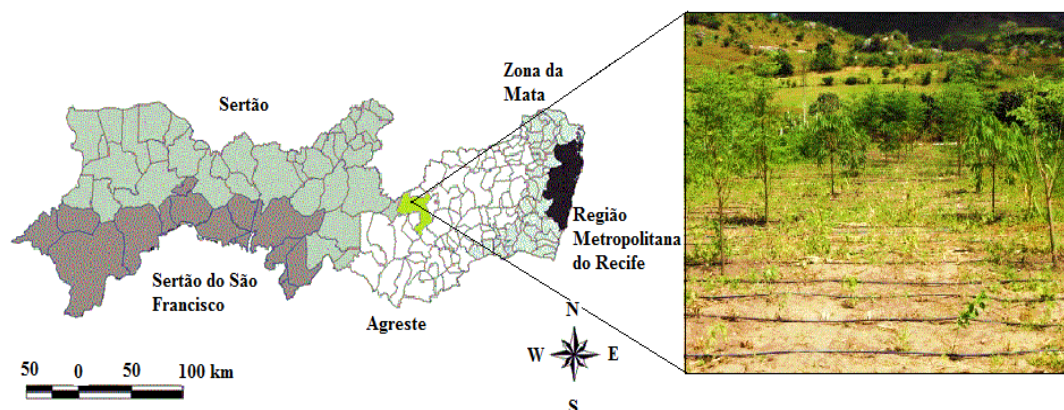


Figura 5. Mapa de Pernambuco com destaque no Município de Pesqueira/PE e imagem da área de estudo (Fonte: Modificado de Torres & Brandão Filho, 2006)

3.2 Caracterizações físicas e químicas do solo

O solo utilizado no estudo foi classificado como Planossolo Háplico (EMBRAPA, 2006), e foram coletadas amostras de solo deformado na profundidade de 0 a 0,20 m em quatro blocos distintos (Bloco 1, Bloco 2, Bloco 3 e Bloco 4).

As caracterizações física e química do solo foram realizadas mediante coletas de amostras de solo deformado em locais representativos da região estudada. Foram coletadas 12 amostras visando à formação de uma amostra composta, constituída de três subamostras, para a determinação das características físicas e químicas do solo, onde os resultados dos dados foram obtidos a partir da média de três repetições realizadas com as subamostras. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos etiquetados e levadas ao Laboratório de Água e Solo do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), e posteriormente, destorroadas e peneiradas em peneira com diâmetro de 2,00 mm, secas em estufa a 105°C para obtenção da TFSE (Terra Fina Seca em Estufa) por um período de 24 horas.

A caracterização física do solo foi realizada de acordo com a EMBRAPA (1997). A distribuição das frações texturais e as demais características físicas do solo são apresentadas na Tabela 1.

As frações granulométricas areia, silte e argila, foram determinadas pelo método do densímetro de Boyoucos, utilizando-se um agitador mecânico como dispersante físico, durante 15 min, para solos com textura argilosa; e 5 min para solos com textura arenosa. Foi realizada a aplicação de 25 ml de hexametáfosfato de sódio (Calgon) como

dispersante químico (EMBRAPA, 1997). Conforme a classificação textural da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, o solo possui textura franco-arenosa.

Tabela 1. Distribuição das frações texturais e características físicas do solo na profundidade de 0 a 0,20 m

Parâmetro	Valor
Areia total (%)	79,74
Areia Fina (%)	57,77
Areia Grossa (%)	21,97
Silte (%)	7,22
Argila (%)	13,04
Classe Textural	Franco-arenosa
D_s (kg dm ⁻³)	1,50
D_p (kg dm ⁻³)	2,64
α (m ³ m ⁻³)	43,02
$K_{(sat)}$ (cm min ⁻¹)	14,73

D_s – Densidade do solo; D_p – Densidade das partículas; α – Porosidade; $K_{(sat)}$ – Condutividade hidráulica do solo saturado

Determinou-se, segundo a EMBRAPA (1997), a densidade do solo e de partículas pelos métodos da proveta e do balão volumétrico, respectivamente; e a porosidade com base na densidade do solo e na densidade de partículas, sendo expressa em porcentagem (Eq. 47). A condutividade hidráulica do solo saturado foi determinada a partir de um permeâmetro de carga constante e aplicação da equação de Darcy.

$$\alpha = \left(1 - \frac{D_s}{D_p}\right) \cdot 100 \quad (47)$$

em que:

α – porosidade, L³ L⁻³;

D_s – densidade do solo, M L⁻³;

D_p – densidade da partícula, M L⁻³.

Para a determinação dos cátions solúveis utilizados no cálculo da relação de adsorção de sódio (RAS), condutividade elétrica do extrato de saturação (CEes) e

potencial hidrogeniônico (pH) (Tabela 2), preparou-se uma pasta saturada conforme a metodologia proposta pela EMBRAPA (1997). Em seguida, foram determinados CEes pelo método eletrométrico e pH em água no extrato de saturação pelo método potenciométrico; teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} , por espectrofotometria de absorção atômica e; teores de Na^+ e K^+ , por fotometria de chama. A relação de adsorção de sódio (RAS) foi calculada a partir dos valores obtidos para cálcio, magnésio e sódio solúveis, conforme a expressão:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{(Ca^{2+} + Mg^{2+})}{2}}} \quad (48)$$

Tabela 2. Composição do extrato da pasta saturada do solo na profundidade de 0 a 0,2 m

Parâmetro	Valor
pH água	7,89
CEes (dS m^{-1})	2,67
Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ l}^{-1}$)	3,99
Mg^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ l}^{-1}$)	1,27
K^+ ($\text{mmol}_c \text{ l}^{-1}$)	2,12
Na^+ ($\text{mmol}_c \text{ l}^{-1}$)	15,84
RAS ($\text{mmol}_c \text{ l}^{-1}$)	9,77

CEes – condutividade elétrica do extrato de saturação; RAS – Relação de adsorção de sódio

A caracterização dos atributos químicos do solo (Tabela 3) foi realizada de acordo com a metodologia descrita em EMBRAPA (1997), determinando-se os seguintes parâmetros: teores de P e K^+ e Na^+ trocáveis obtidos através da solução extratora Mehlich-1 ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) e leitura realizada por colorimetria e fotometria de chamas, respectivamente; e teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+} e H^+ trocáveis, obtidos por meio da solução extratora de $\text{KCl } 1 \text{ mol L}^{-1}$ com leitura feita por titulometria. A determinação do carbono orgânico total e matéria orgânica do solo foram realizadas conforme Yeomans & Bremner (2005).

Tabela 3. Características químicas do solo na profundidade de 0 a 0,2 m

Parâmetro	Valor
Cátions trocáveis (cmol _c dm ³)	
Ca ²⁺	1,57
Mg ²⁺	0,6
K ⁺	2,18
Na ⁺	3,83
Valor S	8,18
Al ³⁺	0,2
H ⁺	0,2
CTC	8,58
PST (%)	44,64
P (mg kg ⁻¹)	17,21
C.O (g kg ⁻¹)	13,89
M.O (g kg ⁻¹)	23,89

Valor S – Soma de bases; CTC – Capacidade de Troca de Cátions; PST – Porcentagem de sódio trocável; C.O – Carbono Orgânico; M.O – Matéria Orgânica

3.3 Coleta e caracterização química da água residuária doméstica tratada

A água residuária doméstica utilizada nas colunas de solo deformado foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE – Mangueira), situada na zona Oeste do Recife, PE, no bairro da Mangueira. A estação trata os esgotos por processo anaeróbico, mediante emprego de reator anaeróbico de fluxo ascendente (UASB), seguido da Lagoa de polimento, unidade físico-química utilizada para estabilizar, ou seja, transformar o material orgânico presente na água residuária em produtos mineralizados.

Para a determinação dos cátions solúveis utilizados no cálculo da relação de adsorção de sódio (RAS) e condutividade elétrica (CE) (Tabela 4), foi utilizada a metodologia proposta pela EMBRAPA (1997). Em seguida, foram determinados CEes pelo método eletrométrico; teores de Ca²⁺ e Mg²⁺, por espectrofotometria de absorção atômica e; teores de Na⁺ e K⁺, por fotometria de chama. A relação de adsorção de sódio (RAS) foi calculada a partir dos valores obtidos para cálcio, magnésio e sódio solúveis, conforme a equação 48.

Tabela 4. Composição da água residuária doméstica

Parâmetro	Valor
CE (dS m ⁻¹)	0,57
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	9,0
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	5,9
K ⁺ (mg L ⁻¹)	2,8
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	24,2
RAS (mg L ⁻¹)	8,87

CE – condutividade elétrica do extrato de saturação; RAS – Relação de adsorção de sódio

3.4 Elaboração das Breakthrough Curves (BTC) e preparo das soluções

Para obtenção dos parâmetros de transporte de solutos no solo foram elaboradas, nas duas etapas laboratoriais, as Breakthrough Curves (BTC), ou seja, as curvas de distribuição de efluentes do íon em relação ao volume de solução aplicada. Foram utilizadas duas colunas de acrílico com 30 cm de comprimento e 6 cm de diâmetro interno (Figura 6), as quais foram preenchidas até uma altura igual a 28 cm, resultando em um volume de 791,68 cm³.



Figura 6. Coluna de acrílico utilizada para a elaboração das curvas de distribuição de efluentes, Breakthrough Curves

Na parte inferior das colunas foi colocado um círculo de manta sintética sobre uma tela, fixos por um “cap”. Com o objetivo de manter uma lâmina constante de 1 cm, foi instalada uma saída (ladrão) que retirava todo o excesso de água para um recipiente (balde).

Para iniciar o teste, primeiramente, a coluna foi saturada com água deionizada, processo esse realizado de forma lenta, por capilaridade, colocando-a em um balde e em seguida, adicionando a água por gotejamento ao longo das paredes do balde, até cerca de 2/3 da altura da coluna. O conjunto foi mantido em repouso durante um período de 24 horas para completar o processo de saturação (Figura 7).



Figura 7. Esquema experimental utilizado para elaboração das Breakthrough Curves: processo de saturação

Após 24 horas em repouso (saturado), o processo de lixiviação do solo foi iniciado, consistindo na passagem de água deionizada, mantendo-se uma carga hidráulica constante de 1 cm, através da coluna por um período de 24 horas, com o objetivo de remover, por percolação da água, os íons presentes na solução do solo e do complexo de troca (Figura 8).

Após a lavagem, verificou-se, em cada unidade experimental, se o fluxo estava em condição de regime permanente. Comprovada a condição de fluxo permanente, deu-se início à passagem das soluções (pelas colunas de solo), contendo diferentes concentrações de sódio e potássio ($300, 500$ e 1000 mg dm^{-3}) e via aplicação de água residuária. As soluções de sódio foram preparadas diluindo $2,5419; 1,2709$ e $0,7625 \text{ g}$ de NaCl para cada litro de água deionizada, obtendo respectivamente, as concentrações de $1000, 500$ e 300 mg dm^{-3} ; as soluções de potássio foram preparadas diluindo $1,9069; 0,9534$ e $0,572 \text{ g}$ de KCl para cada litro de água deionizada, obtendo respectivamente, as concentrações de $1000, 500$ e 300 mg dm^{-3} . As concentrações estudadas foram escolhidas a partir de verificação da concentração da água de drenagem da área, que conforme Miranda (2010), possuem valores variando de $17,5$ à $509,2 \text{ mg dm}^{-3}$ de K^+ e de $44,1$ à $2520,0 \text{ mg dm}^{-3}$ de Na^+ . A concentração do íon sódio presente na água residuária doméstica aplicada nas colunas, foi em média igual a $475,37 \text{ mg dm}^{-3}$ e do íon potássio foi em média $76,64 \text{ mg dm}^{-3}$.



Figura 8. Esquema experimental utilizado para elaboração das Breakthrough Curves: processo de lixiviação



Figura 9. Esquema experimental utilizado para elaboração das Breakthrough Curves: processo de aplicação e coleta

A partir deste momento, os efluentes foram coletados sequencialmente (Figura 9) em frascos com volume de 20 mL, definidos em função do volume de poros (V_p), cujos valores estão em função do volume da coluna (V_t) e da porosidade do solo (α) (Eq. 49). Cada frasco correspondia a aproximadamente $0,06 V_p$.

$$V_p = V_t \cdot \alpha \quad (49)$$

em que:

V_p – volume de poros, L^3 ;

V_t – volume total, L^3 ;

α – porosidade, $L^3 L^{-3}$.

3.5 Parâmetros de transporte e análise dos resultados

Para obtenção dos parâmetros de transporte de solutos no solo, após a coleta dos efluentes, foi utilizado o software STANMOD (ŠIMŮNEK et al., 2008). Com a posse

da concentração de sódio e com o auxílio do STANMOD foram elaboradas as curvas de distribuição de efluentes, Breakthrough Curves.

Os parâmetros determinados pelo modelo foram: fator de retardamento (R) e número de Peclet (P). A velocidade da água nos poros (v) foi obtida a partir da seguinte equação:

$$v = \frac{q}{\theta_{sat}} \quad (50)$$

em que:

v – velocidade média da água nos poros, $L T^{-1}$;

q – densidade de fluxo da água no solo, $L T^{-1}$;

θ_{sat} – umidade de saturação, $L^3 L^{-3}$.

O coeficiente de difusão-dispersão (D) foi determinado a partir da equação 51:

$$D = \frac{v*L}{P} \quad (51)$$

em que:

v – velocidade média da água nos poros, $L T^{-1}$;

D – coeficiente de difusão-dispersão, $L^2 T^{-1}$;

L – comprimento da coluna de solo, L;

P – número de Peclet, adimensional.

A dispersividade (λ) foi obtida a partir dos valores de D e v (Eq. 52).

$$\lambda = \frac{D}{v} \quad (52)$$

em que:

D – coeficiente de difusão-dispersão, $L^2 T^{-1}$;

v – velocidade média da água nos poros, $L T^{-1}$.

Os parâmetros de transporte foram submetidos ao teste de comparação múltipla de médias pelo teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade.

Foi realizada ainda uma análise estatística em relação ao do desempenho dos valores obtidos em laboratório (dados observados) e os simulados pelo STANMOD (dados estimados), considerando-se os seguintes indicadores estatísticos: coeficiente de correlação (r); índice de concordância (d) e índice de desempenho (c).

A análise da precisão é obtida pelo coeficiente de correlação (r), que apresenta o grau de dispersão dos dados obtidos em relação à média. Por sua vez, a exatidão relaciona-se com o afastamento dos dados estimados em relação aos observados. Essa aproximação é dada pelo índice de concordância ou índice de Willmott (d) (WILLMOTT et al.,1985). Seus valores variam de zero a um, sendo o valor nulo indicando nenhuma concordância e a unidade indicando perfeita concordância (Eq. 53).

$$d = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^N (E_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|E_i - O_m|) + (|O_i - O_m|)} \right] \quad (53)$$

em que:

d - índice de concordância, adimensional

E_i - dado estimado pelo modelo

O_i - dado observado em laboratório

O_m é a média dos dados observados

N – número de dados

O índice de desempenho (c), proposto por Camargo & Sentelhas (1997), é obtido pela multiplicação entre os índices “r” e “d” e a classificação do desempenho do modelo é obtida a partir dos critérios conforme a Tabela 5 (OLIVEIRA et al., 2008).

Tabela 5. Critério de interpretação do desempenho dos ajustes de acordo com Camargo & Sentelhas (1997)

Índice de desempenho (c)	Desempenho
$> 0,85$	Ótimo
0,76 a 0,85	Muito bom
0,66 a 0,75	Bom
0,61 a 0,65	Mediano
0,51 a 0,60	Sofrível
0,41 a 0,50	Mau
$\leq 0,40$	Péssimo

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Ensaio para o íon sódio nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³

As curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³ para cada bloco estudado são apresentadas nas Figuras 10, 11 e 12, respectivamente.

O desenvolvimento e a forma das curvas de distribuição de efluentes de determinado íon caracteriza o deslocamento miscível da solução aplicada; assim, indica a existência ou não de efeitos de interação entre o soluto e o solo. Observa-se a elevada inclinação das curvas de distribuição de efluentes de sódio na concentração de 1000 mg dm⁻³, em relação às concentrações de 300 e 500 mg dm⁻³. Pode-se verificar, também, o deslocamento dessas curvas na concentração de 1000 mg dm⁻³ para a esquerda, indicando menor interação entre o solo e o sódio quando comparado as concentrações menores. Pode-se dizer que quando foi aplicada uma maior concentração do soluto na solução, houve menor interação entre o íon aplicado e o material de solo estudado. Esse resultado ocorreu devido ao fato de que o sódio é íon que quando presente em grandes quantidades no solo pode provocar a dispersão das argilas presentes no mesmo, fazendo com que haja a desobstrução dos poros e conseqüentemente o aumento da velocidade da solução; ocorrendo, portanto, a menor interação entre o íon e o solo e potencializando o processo de lixiviação para as camadas mais profundas.

Em todas as BTC's do solo estudado foram atingidos no lixiviado pelo menos 90% da concentração inicial aplicada, exceto para o bloco 1 na concentração de 500 mg dm⁻³ e para os blocos 1, 2 e 3 na concentração de 300 mg dm⁻³. O fato de ter ocorrido isso na maioria dos blocos com concentração de 300 mg dm⁻³ pode estar relacionado à menor quantidade do sódio presente na solução, o que retardou o processo de lixiviação. Sabendo-se que houve interação entre o íon e o solo e por haver pouco sódio presente na solução, é possível afirmar que a quantidade de sódio restante, disponível para a lixiviação, é bem menor, quando comparado com as maiores concentrações. Por isso, o processo de lixiviação foi retardado devido à baixa quantidade de sódio e pela maior interação entre o mesmo com o solo.

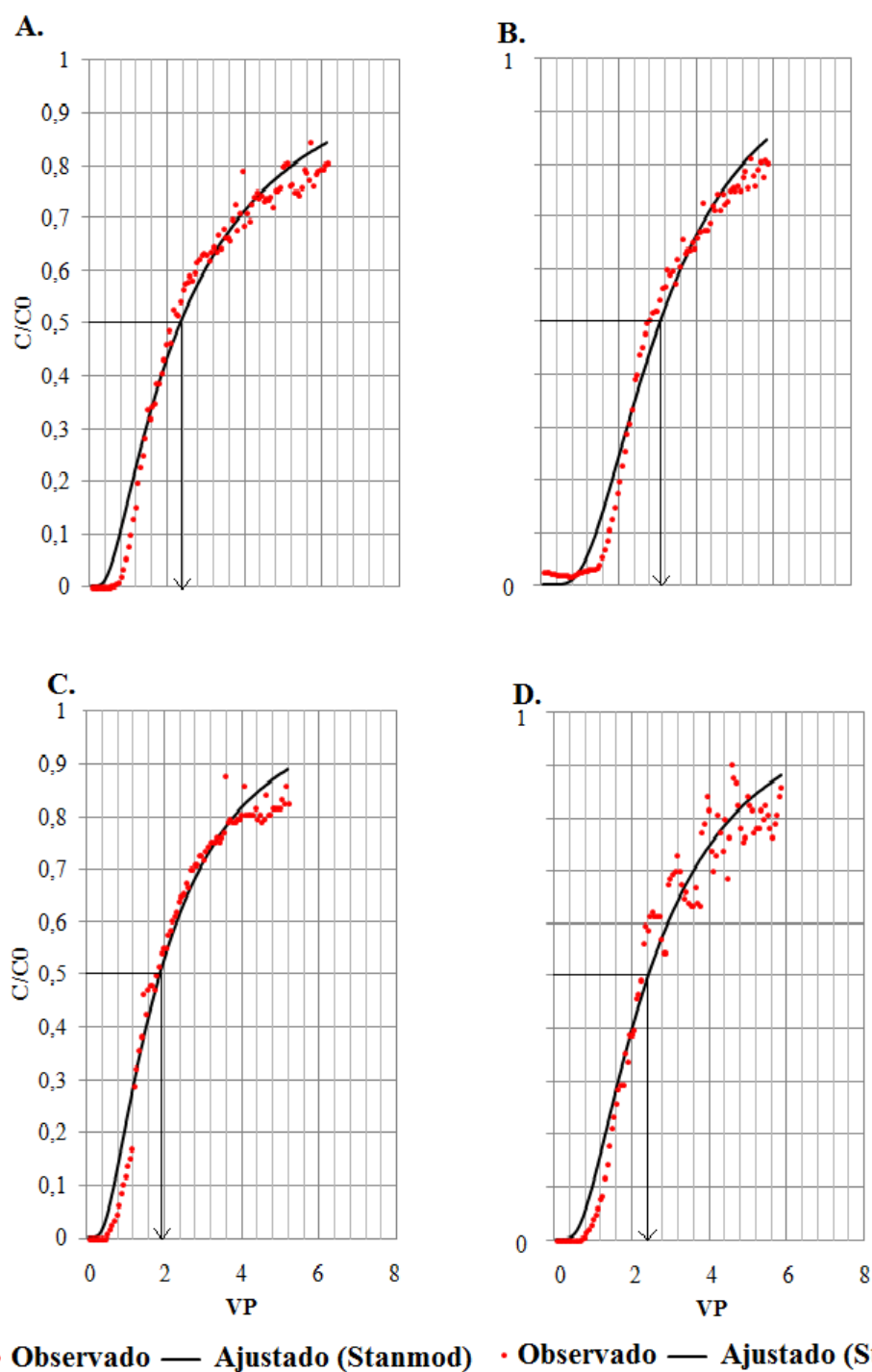


Figura 10. Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio na concentração de 300 mg dm^{-3} para os blocos 1 (10 A), 2 (10 B), 3 (10 C) e 4 (10 D), observadas e ajustadas pelo STANMOD

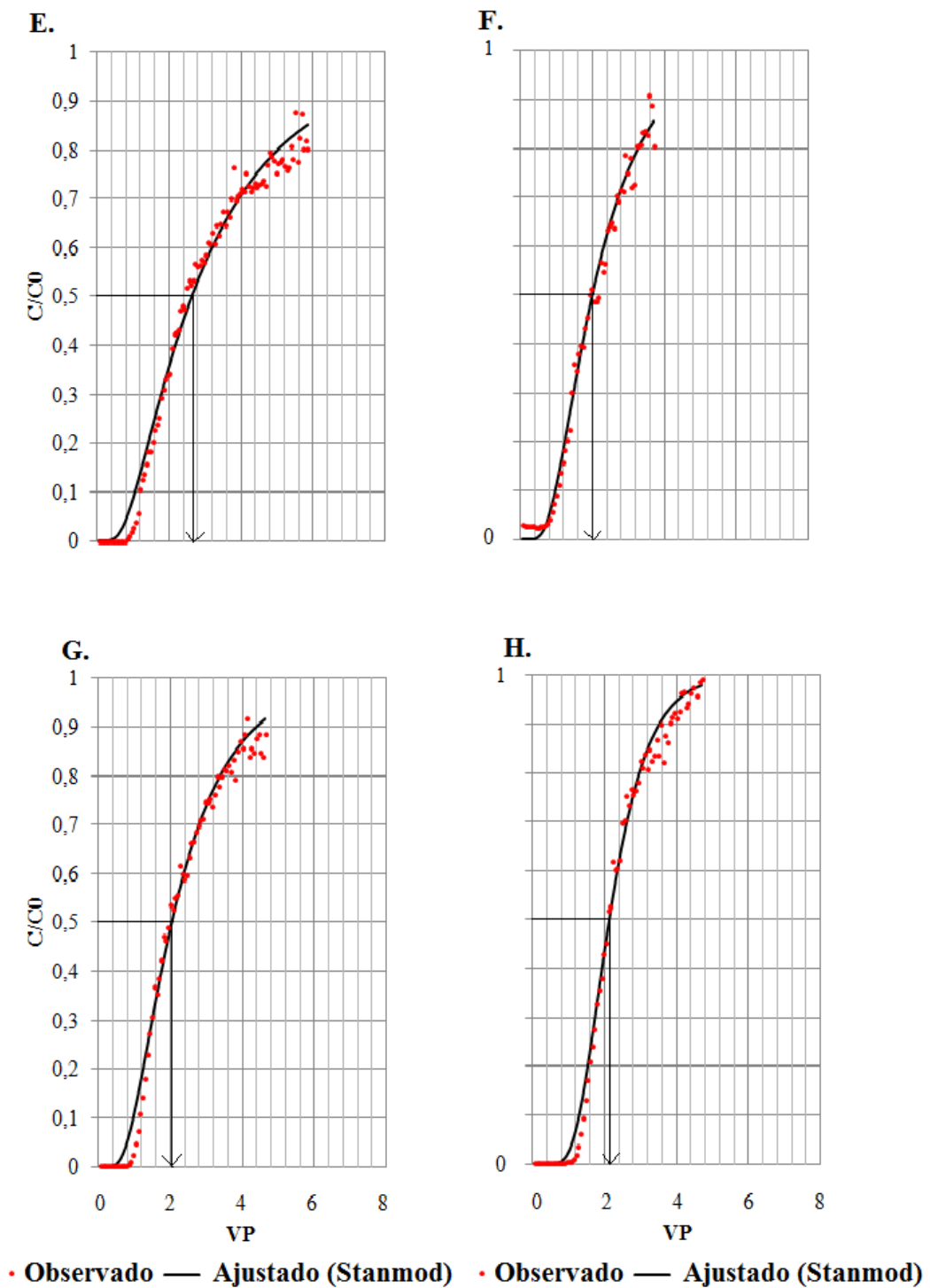


Figura 11. Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio na concentração de 500 mg dm^{-3} para os blocos 1 (11 E), 2 (11 F), 3 (11 G) e 4 (11 H), observadas e ajustadas pelo STANMOD

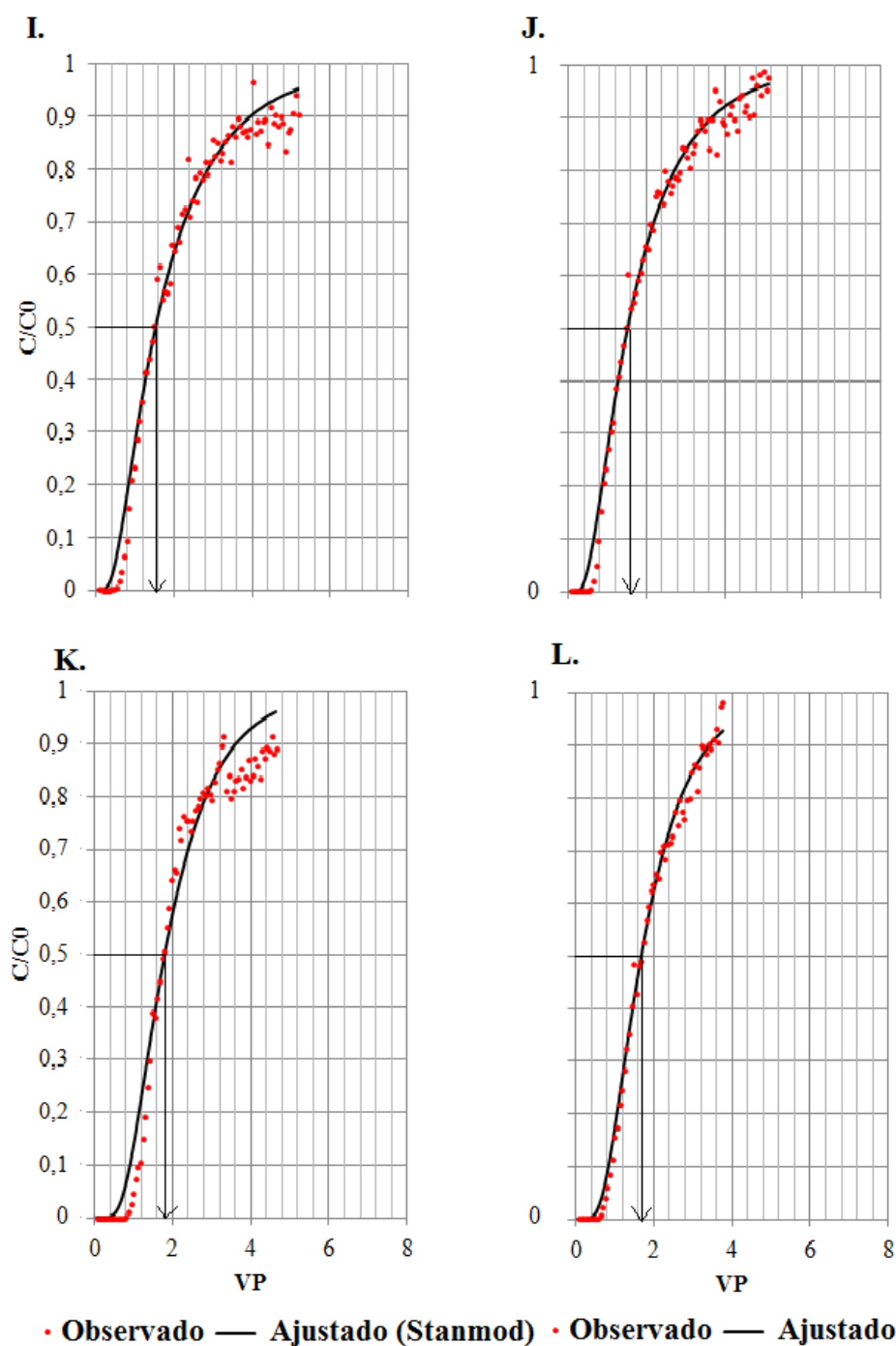


Figura 12. Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio na concentração de 1000 mg dm^{-3} para os blocos 1 (12 I), 2 (12 J), 3 (12 K) e 4 (12 L), observadas e ajustadas pelo STANMOD

As setas presentes nas curvas de distribuição de efluentes do sódio indicam o volume de solução aplicada pelo volume de poros da coluna (VP) em que a concentração relativa (C/C_0) foi igual a 0,5. Os valores de VP para $C/C_0=0,5$ foram

superiores a um, indicando que para todas as concentrações estudadas houve interação entre o soluto e o solo, conforme Nielsen & Biggar (1962). Santos et al. (2010) e Silva et al. (2012) também encontraram valores de VP para $C/C_0=0,5$ superiores a um para o íon sódio. Pode-se dizer, ainda, que na concentração de 300 mg dm^{-3} houve maior interação soluto-solo em relação às demais concentrações, uma vez que os valores de VP foram maiores do que os valores das demais concentrações. Graficamente, nessa condição, a curva fica mais deslocada para a direita.

A partir das análises, verificou-se que foi necessário a aplicação de um maior volume de solução com concentração de 300 mg dm^{-3} em relação às demais soluções, para que a concentração do efluente coletado atingisse ou ficasse próximo à concentração aplicada, evidenciando a menor lixiviação do íon, devido à maior interação entre o sódio e o solo. Observou-se, ainda, que nas curvas das BTC's com concentração de 300 mg dm^{-3} o início da ascensão foi posterior em relação as demais concentrações, indicando assim, menor mobilidade do sódio na concentração de 300 mg dm^{-3} .

Os parâmetros de transporte do sódio nas amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm^{-3} e as características das colunas estão apresentados na Tabela 6, quais sejam o número de Peclet (P), o fator de retardamento (R), a velocidade de solução no solo (v), a dispersividade (λ), o coeficiente de difusão-dispersão (D), o fluxo de solução no solo (q), a densidade do solo (ρ) e a porosidade do solo (α) nas colunas. Os parâmetros P e R encontram-se no intervalo de confiança de 95%, e estão apresentados com seus respectivos desvios-padrões.

O ajuste do modelo aos dados obtidos experimentalmente e a estimativa dos parâmetros de transporte do sódio (P, R, D, v e λ) para cada concentração aplicada foram realizados para cada coluna de solo, uma vez que segundo Álvarez-Benedí et al. (1999), a estimativa dos parâmetros de transporte se dá através do ajuste do modelo utilizado aos dados obtidos experimentalmente.

O transporte de solutos no solo pode ser influenciado por propriedades relacionadas ao solo, ao soluto e ao meio ambiente. As principais propriedades do solo que alteram o transporte, segundo Elbachá (1989), são: tipo de solo, mineralogia, distribuição granulométrica, estrutura do solo, capacidade de troca catiônica (CTC), tipo de íons adsorvidos e tipo e teor de matéria orgânica presente. Em relação ao teor de matéria orgânica, o solo estudado apresenta médio teor, pois segundo Fageria (2004), solos com valores de MO entre 15 e 45 g kg^{-1} , apresentam teor médio de matéria

orgânica. A matéria orgânica favorece a retenção de água e nutrientes pelo solo, melhora a estrutura, eleva a CTC, regula o pH, entre outros.

A capacidade de troca iônica do solo representa a habilidade de liberação de vários nutrientes, o que favorece a manutenção da fertilidade, reduzindo ou evitando a ocorrência de efeitos tóxicos da aplicação de fertilizantes em excesso (RONQUIM, 2010). De acordo com a caracterização química do solo, a maior parte da CTC está ocupada pelo íon Na^+ . Esse fato está relacionado à presença de altos teores de sódio geralmente encontrados nos esgotos domésticos tratados, como o utilizado na área de estudo. No entanto, a CTC do solo ainda é ocupada por cátions essenciais às culturas, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , em relação aos cátions potencialmente tóxicos, como H^+ e Al^{3+} , podendo-se dizer que esse é um solo bom para a nutrição das plantas. Isto pode ser comprovado pelo trabalho de Miranda (2010), que cultivou algodão na área de estudo, aplicando esgoto doméstico tratado e obteve bons índices de produção. Além disso, na área de estudo já foram plantadas culturas como o feijão, o milho, a palma forrageira, a babosa, a moringa, o chichá, entre outras.

Verificou-se que para a maioria das concentrações nos quatro blocos, os valores correspondentes ao número de Peclet (P) foram menores que 10, indicando que o transporte predominante ocorreu por difusão. Para uma única BTC, com concentração de 500 mg dm^{-3} no bloco 4, o valor de P foi superior a 10, logo, o transporte predominante foi por convecção. Silva et al. (2012) obtiveram valores elevados de P em um Nitossolo Vermelho eutrófico, ocorrendo transporte predominante por convecção, incidindo no movimento do soluto juntamente com o avanço do fluxo de massa da solução no solo.

Observa-se que os valores de R estimados pelo STANMOD (Tabela 6) foram relativamente próximos dos valores indicados pelas setas nos gráficos, para todas as concentrações estudadas, indicando um bom ajuste do modelo.

Em geral, foram observados menores valores para o fator de retardamento (R) na concentração de 1000 mg dm^{-3} , quando comparados às demais concentrações (300 e 500 mg dm^{-3}). Dessa forma, é possível afirmar que ocorreu maior mobilidade do sódio quando se aplicou a solução com concentração de 1000 mg dm^{-3} , estando as maiores perdas desse soluto relacionadas com as maiores concentrações do íon presente nas soluções. Esses resultados podem ser explicados devido ao processo de dispersão das argilas presentes em solos com altas concentrações do íon sódio, o que provoca a maior velocidade de avanço da solução e conseqüentemente a menor interação entre o soluto e

o solo. Os valores de fator de retardamento foram em média iguais a 3,29, 2,65 e 1,99 VP para as concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³, indicando que, no solo estudado, é necessário aplicar a ele os respectivos VP, além da lâmina de irrigação a ser aplicada para compensar o retardamento desse íon em relação à frente de avanço da solução. Santos et al. (2010), estudando o íon sódio em um Neossolo Regolítico, sob aplicação de água doméstica tratada, com concentração de 61,4 mg/L, e água de suinocultura, com concentração de 275,8 mg/L, encontraram valores de fator de retardamento iguais a 1,49 e 1,36, respectivamente.

Tabela 6. Parâmetros de transporte do sódio nas amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³ para os quatro blocos estudados

BTC (Bloco)	P Média ± DP*	R Média ± DP*	v (cm min ⁻¹)	λ (cm)	D (cm ² min ⁻¹)	q (cm min ⁻¹)	D _s (kg dm ⁻³)	α (m ³ m ⁻³)
300 mg dm ⁻³								
1	1,76 ± 0,11	3,62 ± 0,07	0,62	15,88	9,93	0,26	1,55	0,41
2	4,63 ± 0,27	3,73 ± 0,05	0,21	6,05	1,29	0,08	1,61	0,39
3	2,46 ± 0,16	2,62 ± 0,05	0,58	11,37	6,65	0,26	1,48	0,44
4	3,09 ± 0,24	3,18 ± 0,06	0,81	9,05	7,30	0,35	1,49	0,43
500 mg dm ⁻³								
1	2,96 ± 0,13	3,49 ± 0,04	0,39	9,45	3,67	0,17	1,51	0,43
2	5,39 ± 0,26	2,37 ± 0,02	0,19	5,20	0,98	0,08	1,56	0,41
3	5,08 ± 0,24	2,44 ± 0,02	0,20	5,51	1,08	0,08	1,60	0,39
4	12,55 ± 0,58	2,31 ± 0,01	0,22	2,23	0,49	0,09	1,59	0,40
1000 mg dm ⁻³								
1	3,14 ± 0,19	2,01 ± 0,03	0,41	8,92	3,63	0,16	1,60	0,39
2	3,71 ± 0,17	1,92 ± 0,02	0,45	7,54	3,43	0,18	1,58	0,40
3	6,17 ± 0,53	2,09 ± 0,03	0,25	4,54	1,14	0,10	1,55	0,41
4	5,96 ± 0,23	1,95 ± 0,01	0,24	4,70	1,12	0,10	1,56	0,41

*DP é o desvio padrão do software STANMOD na estimativa dos parâmetros

Valores mais altos do coeficiente de difusão-dispersão (D) estão ligados às menores inclinações das BTC's e, conseqüentemente, ao aumento da faixa de mistura entre as soluções deslocadora e deslocada no perfil do solo (NIELSEN & BIGGAR, 1962). Observa-se que nas concentrações de 300 e 500 e 1000 mg dm⁻³, o valor mais alto de D foi para o bloco 1; verifica-se ainda que as respectivas BTC's desses blocos estão menos inclinadas em relação às demais curvas. As amostras de solo submetidas à concentração de 300 mg dm⁻³, em geral, apresentaram maiores valores de coeficiente de dispersão, caracterizando assim um efeito mais pronunciado da dispersão nesse solo.

Santos et al. (2010), encontraram valores mais elevados de D para o Neossolo Regolítico em relação ao Argissolo Vermelho amarelo, indicando que uma das possíveis causas para o menor D no Argissolo foi a sua menor velocidade de fluxo. Os valores de dispersividade do íon sódio variaram de 2,23 à 15,88 cm no solo estudado, representando o alcance do fluxo unidimensional do soluto na direção vertical.

Verifica-se na Tabela 6, que os volumes de poros foram maiores para as colunas em que o solo apresentou densidade menor; essa pequena diferença de densidade ocorreu devido ao processo de preenchimento das colunas. Santos et al. (2010), também, encontraram essa relação quando compararam as densidades de dois solos, onde o Argissolo, que apresentava menor densidade, possuía maior volume de poros em relação ao Neossolo.

Quanto a densidade do fluxo da solução do íon sódio, observou-se menor densidade no bloco 2, para a concentração de 300 mg dm^{-3} ; no bloco 3, para a concentração de 500 mg dm^{-3} ; e no bloco 4, para a concentração de 1000 mg dm^{-3} . Esses resultados podem ser explicados pelo processo de preenchimento das colunas, em que as respectivas densidades obtidas para tais colunas influenciaram na densidade de fluxo da solução deslocadora no solo (Figura 13). Para as concentrações de 300 e 500 mg dm^{-3} , as maiores densidades de solo ocasionaram menores densidades de fluxo; e para a concentração de 1000 mg dm^{-3} ocorreu o inverso, onde nas densidades maiores, o fluxo também foi maior. Esse fato pode ter ocorrido devido a maior concentração do íon sódio presente na solução de 1000 mg dm^{-3} . Maiores concentrações de sódio ocasionam a dispersão das argilas presentes no solo, o que resulta no aumento do volume de poros devido à desobstrução dos mesmos, e conseqüentemente, no aumento da densidade de fluxo no solo, mesmo nas colunas com maiores densidades de solo.

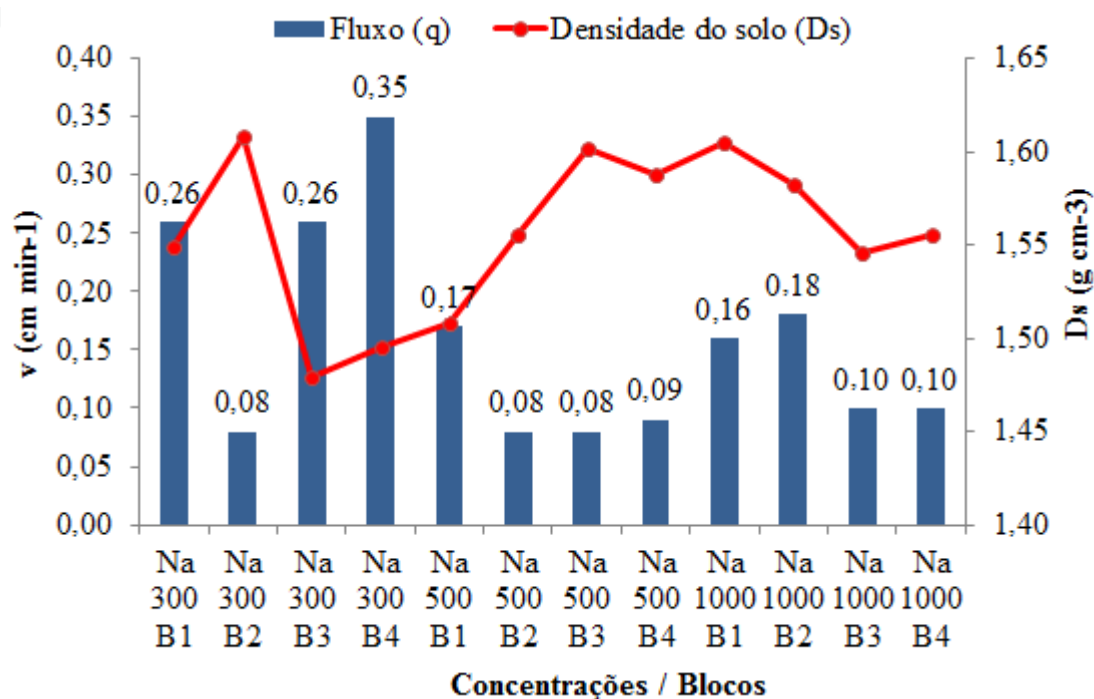


Figura 13. Densidade de fluxo (q) em relação à densidade do solo (Ds) para todos os blocos sob as três concentrações de sódio no solo estudado.

São apresentados na Tabela 7 os resultados do teste de comparação múltipla de médias entre as amostras deformadas, para o sódio nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³, obtidas pelo teste de Tukey em nível de 0,05 de probabilidade.

Tabela 7. Teste de comparação múltipla de médias para os principais parâmetros de transporte do sódio para as amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³

Tratamento	P	R	v	λ	D
300	2,99 a	3,29 a	0,55 a	10,59 a	6,29 a
500	6,50 a	2,65 a	0,25 a	5,60 b	1,55 b
1000	4,75 a	1,99 b	0,34 a	6,42 a	2,33 a

Verifica-se que houve diferença para o fator de retardamento (R), dispersividade (λ) e coeficiente de difusão-dispersão (D); entretanto, não houve diferença entre as médias para o número de Peclet (P) e para a velocidade média de água nos poros. Para o fator de retardamento (R), a concentração de 1000 mg dm⁻³ diferiu das demais. A média dos valores de R sob concentração de 1000 mg dm⁻³ foi inferior em relação à média das demais concentrações, indicando que o íon sódio foi retido com menor intensidade pelo

solo quando se aplicou a concentração mais elevada. Esse fato evidencia a maior mobilidade do íon na presença de altas concentrações no solo estudado. Para os parâmetros dispersividade (λ) e coeficiente de difusão-dispersão (D), a concentração de 500 mg dm^{-3} diferiu das outras duas concentrações (300 e 1000 mg dm^{-3}).

O resultado da avaliação da precisão, da exatidão e do desempenho entre os dados estimados pelo STANMOD e os dados observados estão apresentados na Tabela 8.

Observou-se que para todos os ensaios os coeficientes de correlação (r) foram superiores a 0,98, indicando alta precisão do ajuste do modelo. Os índices de concordância foram muito próximos da unidade, que indica concordância perfeita e os índices de desempenho foram superiores a 0,85, mostrando, de acordo com a classificação de Camargo & Sentelhas (1997), que todos os dados simulados pelo STANMOD obtiveram um ótimo desempenho de ajuste numérico. Moura et al. (2013), ao estudarem os parâmetros hidrodispersivos em solos da Zona da Mata de Pernambuco, encontraram coeficientes de correlação superiores a 0,98 e ótimo desempenho do modelo CDE.

Tabela 8. Desempenho dos dados de concentração relativa estimados frente aos observados

Concentração	BTC	r	d	c	Desempenho
300 mg dm^{-3}	1	0,9906	0,9968	0,9874	Ótimo
	2	0,9911	0,9971	0,9882	Ótimo
	3	0,9900	0,9964	0,9865	Ótimo
	4	0,9837	0,9942	0,9780	Ótimo
500 mg dm^{-3}	1	0,9948	0,9982	0,9929	Ótimo
	2	0,9961	0,9986	0,9947	Ótimo
	3	0,9957	0,9978	0,9935	Ótimo
	4	0,9972	0,9984	0,9956	Ótimo
$1000 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$	1	0,9927	0,9960	0,9888	Ótimo
	2	0,9959	0,9977	0,9936	Ótimo
	3	0,9874	0,9926	0,9801	Ótimo
	4	0,9976	0,9991	0,9967	Ótimo

4.2 Ensaios para o íon potássio nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm^{-3}

O íon potássio possui importantes funções reguladoras em diversas culturas, participando na ativação de enzimas e no processo fotossintético em vários níveis (GIANELLO et al., 1995). De acordo com Miranda (2010), o potássio é um macronutriente móvel e por isso, pode ser facilmente lixiviado ao longo do perfil do solo, sendo necessárias aplicações frequentes desse elemento para que atendam as exigências nutricionais das culturas.

As curvas de distribuição de efluentes para as BTC's nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³ para cada bloco são apresentadas, respectivamente, nas Figuras 14, 15 e 16.

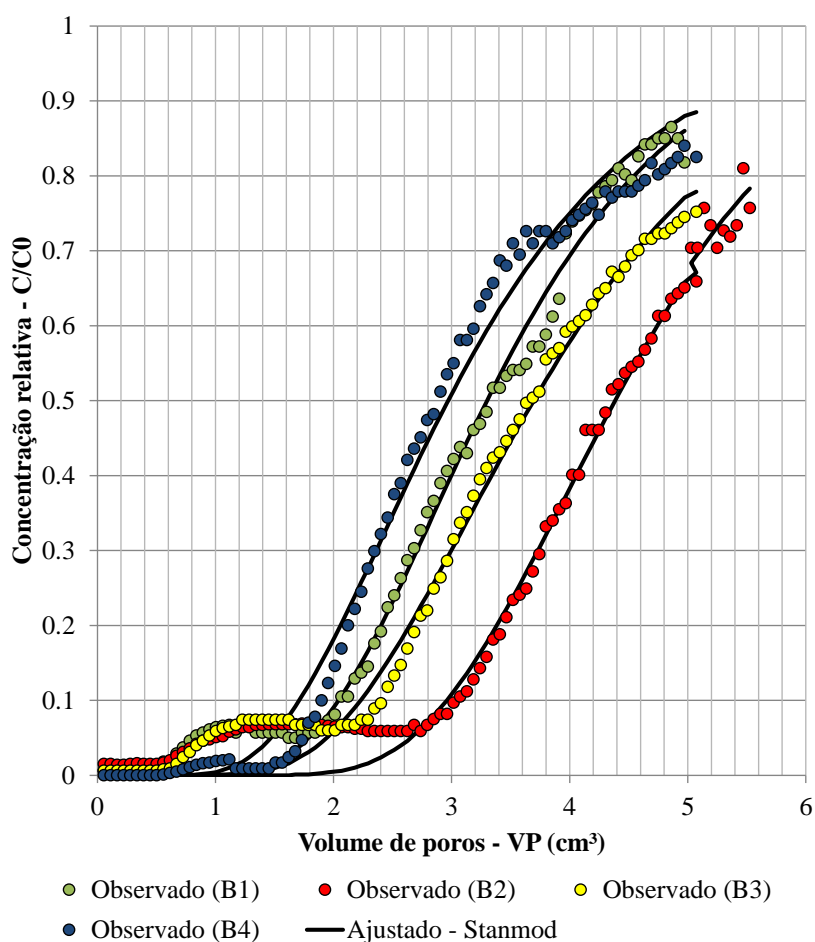


Figura 14. Curvas de distribuição de efluentes do íon potássio para os blocos B1, B2, B3 e B4, na concentração de 300 mg dm⁻³, observadas e ajustadas pelo STANMOD

O desenvolvimento e a forma das curvas de distribuição de efluentes de determinado íon caracteriza o deslocamento miscível da solução aplicada; assim, indica

a existência ou não efeitos de interação entre o soluto e o solo. Observa-se menor inclinação nas curvas com concentração de 300 mg dm^{-3} em relação às demais concentrações. Pode-se verificar também o deslocamento dessas curvas para a direita, indicando que houve maior interação entre o solo e o íon potássio na concentração de 300 mg dm^{-3} .

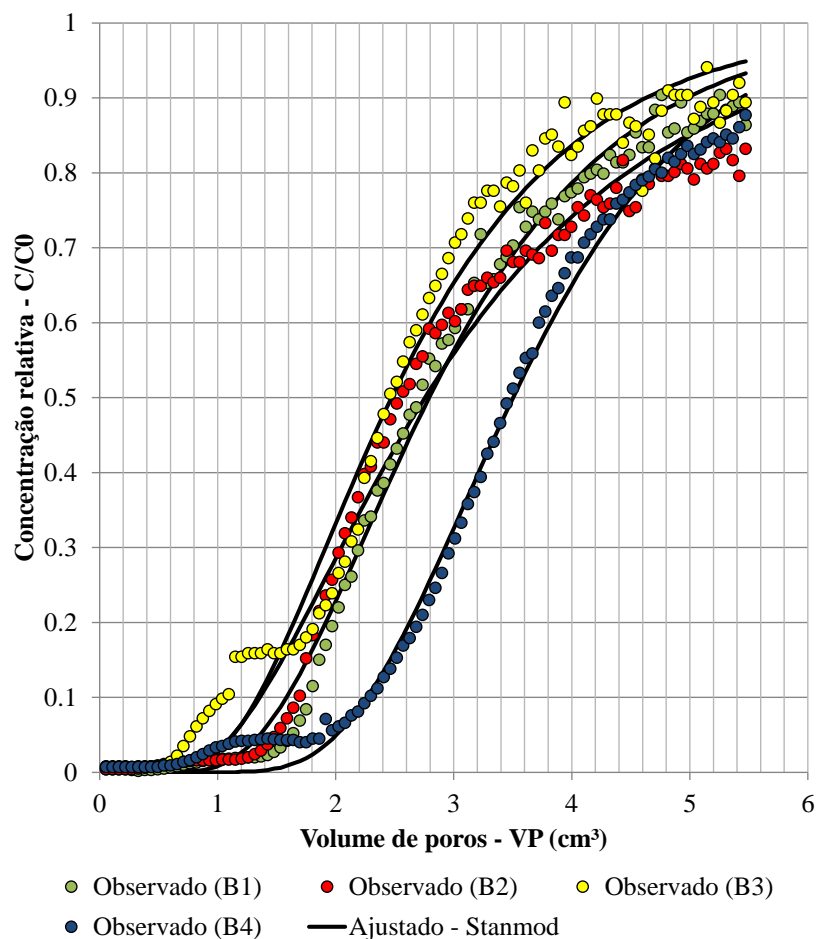


Figura 15. Curvas de distribuição de efluentes do íon potássio para os blocos B1, B2, B3 e B4, na concentração de 500 mg dm^{-3} , observadas e ajustadas pelo STANMOD

Em todas as BTC's do solo estudado, foram atingidos no lixiviado pelo menos 80% da concentração inicial aplicada, exceto para o bloco 3 na concentração de 300 mg dm^{-3} , que atingiu 75%. Em geral, foram atingidas as menores porcentagens de solução inicial na concentração de 300 mg dm^{-3} , devido à maior interação entre o solo e o soluto, o que retardou o processo de lixiviação do soluto. Miranda et al. (2005), avaliando a simulação do deslocamento do íon potássio em um Latossolo Vermelho Amarelo, atingiu, no lixiviado, pelo menos 90% da concentração inicial aplicada. Matos

et al. (2013), estudando cátions em colunas de solo sob aplicação de vinhaça, atingiram menos de 80% da solução inicial aplicada de potássio em um Latossolo Vermelho eutroférico.

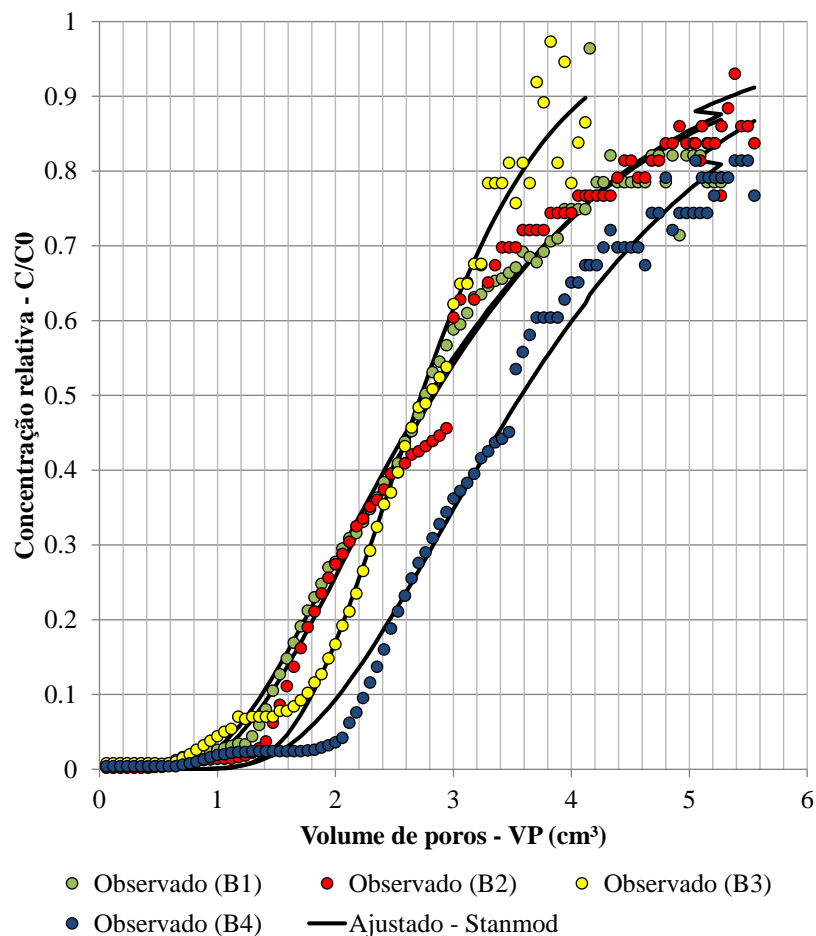


Figura 16. Curvas de distribuição de efluentes do íon potássio para os blocos B1, B2, B3 e B4, na concentração de 1000 mg dm⁻³, observadas e ajustadas pelo STANMOD

O valor do volume poros (VP) em que a concentração relativa (C/C_0) é igual a 0,5 é um primeiro indicativo da existência ou não de interação entre o soluto e solo (NIELSEN & BIGGAR, 1962). A fase sólida do solo interage com os íons em solução (adsorção) de forma que os solutos têm seu transporte retardado em relação à água, e esse processo pode ser atribuído ao fator de retardamento (GENUCHTEN & WIERENGA, 1986). Os valores de VP para $C/C_0=0,5$ foram superiores a um, indicando que para todas as concentrações estudadas houve interação entre o soluto e o solo. Santos et al. (2010), quando trabalharam com um Argissolo Vermelho Amarelo e um Neossolo Regolítico, e Silva et al. (2012), quando trabalharam com um Nitossolo

Vermelho eutrófico, também encontraram valores de VP para $C/C_0=0,5$ para o íon potássio.

A partir das análises, verificou-se que nas curvas das BTC's com concentração de 300 mg dm^{-3} o início da ascensão foi posterior em relação as demais concentrações, indicando assim, menor mobilidade do potássio na concentração de 300 mg dm^{-3} .

Os parâmetros de transporte do potássio nas amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm^{-3} e as características das colunas estão apresentados na Tabela 9, quais sejam o número de Peclet (P), o fator de retardamento (R), a velocidade de solução no solo (v), a dispersividade (λ), o coeficiente de difusão-dispersão (D), o fluxo de solução no solo (q), a densidade do solo (ρ) e a porosidade do solo (α) nas colunas. Os parâmetros P e R encontram-se no intervalo de confiança de 95%, e estão apresentados com seus respectivos desvios-padrões.

O ajuste do modelo aos dados obtidos experimentalmente e a estimativa dos parâmetros de transporte do potássio (P, R, D, v e λ) para cada concentração aplicada foram realizados para cada coluna de solo, uma vez que segundo Álvarez-Benedí et al. (1999), a estimativa dos parâmetros de transporte se dá através do ajuste do modelo utilizado aos dados obtidos experimentalmente.

Tabela 9. Parâmetros de transporte do potássio nas amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm^{-3} para os quatro blocos estudados

BTC	P Média \pm DP*	R Média \pm DP*	v (cm min^{-1})	λ (cm)	D ($\text{cm}^2 \text{ min}^{-1}$)	q (cm min^{-1})	ρ (kg dm^{-3})	α ($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)
300 mg dm^{-3}								
1	13,35	3,45	0,63	2,10	1,33	0,29	1,41	46,43
2	20,37	4,55	0,84	1,37	1,16	0,38	1,43	45,71
3	11,95	4,14	0,36	2,34	0,84	0,16	1,48	43,72
4	9,81	3,28	0,76	2,85	2,18	0,34	1,45	45,05
500 mg dm^{-3}								
1	9,26	2,99	0,71	3,03	2,16	0,34	1,38	47,72
2	5,59	3,30	1,18	5,00	5,89	0,53	1,44	45,28
3	7,79	2,92	0,28	3,59	1,01	0,12	1,47	44,07
4	16,42	3,59	0,39	1,71	0,66	0,19	1,38	47,77
1000 mg dm^{-3}								
1	5,62	3,59	0,48	4,98	2,41	0,19	1,60	39,11
2	6,29	3,01	0,93	4,45	4,16	0,44	1,40	46,76
3	18,28	2,92	0,25	1,53	0,38	0,10	1,52	42,29
4	9,39	3,83	1,05	2,98	3,14	0,47	1,47	44,29

*DP é o desvio padrão do software STANMOD na estimativa dos parâmetros

Verificou-se que para as concentrações de 500 e 1000 mg dm⁻³, a maioria dos blocos, em cada concentração, apresentaram números de Peclet (P) menores do que 10, indicando que o transporte predominante ocorreu por difusão, corroborando com Malavolta (1980), que afirma que o potássio se desloca predominantemente por difusão, com exceção dos blocos 4 e 3, em cada concentração, respectivamente. Entretanto, para a concentração de 300 mg dm⁻³, a maioria dos blocos apresentaram valores correspondentes de número de Peclet superiores a 10, indicando que o transporte predominante ocorreu por convecção, exceto para o bloco 4, onde o transporte predominante ocorreu por difusão.

Os valores de fator de retardamento (R) foram bem próximos para as três concentrações estudadas, sendo em média iguais a 3,34, 3,20 e 3,85 VP para as concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm⁻³, respectivamente, indicando que no solo estudado é necessário aplicar a ele os respectivos VP, além da lâmina de irrigação a ser aplicada para compensar o retardamento desse íon, em relação à frente de avanço da solução. Apesar de ser um cátion monovalente, o que conferiria menor força de atração do íon pela fração coloidal do solo, sua elevada concentração favoreceu a sua retenção no complexo de troca e aumento do seu fator de retardamento. Matos et al. (2013) também encontraram aumento no fator de retardamento desse íon presente em grandes concentrações na vinhaça em relação à outros elementos.

Santos et al. (2010), estudando os íons sódio, potássio, cálcio e magnésio em um Neossolo Regolítico, sob aplicação de água doméstica tratada e água de suinocultura, encontraram valores de fator de retardamento (R) do íon potássio iguais a 1,25 e 1,37, respectivamente. Os mesmos autores encontraram valores de R iguais a 1,69 e 1,67 para um Argissolo Vermelho amarelo, evidenciando maior retenção de solutos por solos mais argilosos. Os tipos de estruturas encontradas no Planossolo Háptico estão relacionados à presença de argilas de atividade alta, as quais apresentam expansão e contração mais acentuadas por efeito dos alternados ciclos de umedecimento e secagem do solo (CAPECHE, 2008). Isso pode ser um indicativo dos elevados valores de R encontrados nas três concentrações estudadas.

Os coeficientes de difusão-dispersão (D) foram em média, muito próximos, sendo a média dos coeficientes nos blocos sob concentração de 1000 mg dm⁻³ ligeiramente superior às médias das demais concentrações. Valores mais altos do

coeficiente de difusão-dispersão (D) estão ligados ao aumento da faixa de mistura entre as soluções deslocadora e deslocada no perfil do solo (NIELSEN & BIGGAR, 1962).

A menor velocidade de avanço da solução nos blocos com concentração de 300 mg dm^{-3} é uma das possíveis causas para os seus menores valores de coeficiente de dispersão difusão, para este solo. O coeficiente de difusão-dispersão pode ser indicativo da capacidade do solo em reter determinado soluto à medida que a frente de umedecimento da solução aplicada avança no perfil do solo (ENGLER et al., 2008). Os valores de dispersividade do íon potássio variaram de 1,37 à 5 cm no solo estudado, representando o alcance do fluxo unidimensional do soluto na direção vertical.

Observou-se que valor do fluxo da solução de potássio foi inferior no bloco 3 para todas as concentrações estudadas; esses resultados podem ser explicados pelo processo de preenchimento das colunas, em que as respectivas densidades obtidas para tais colunas influenciaram na densidade de fluxo da solução deslocadora no solo (Figura 17). Pode-se dizer que maiores densidades resultaram em menores densidades de fluxo.

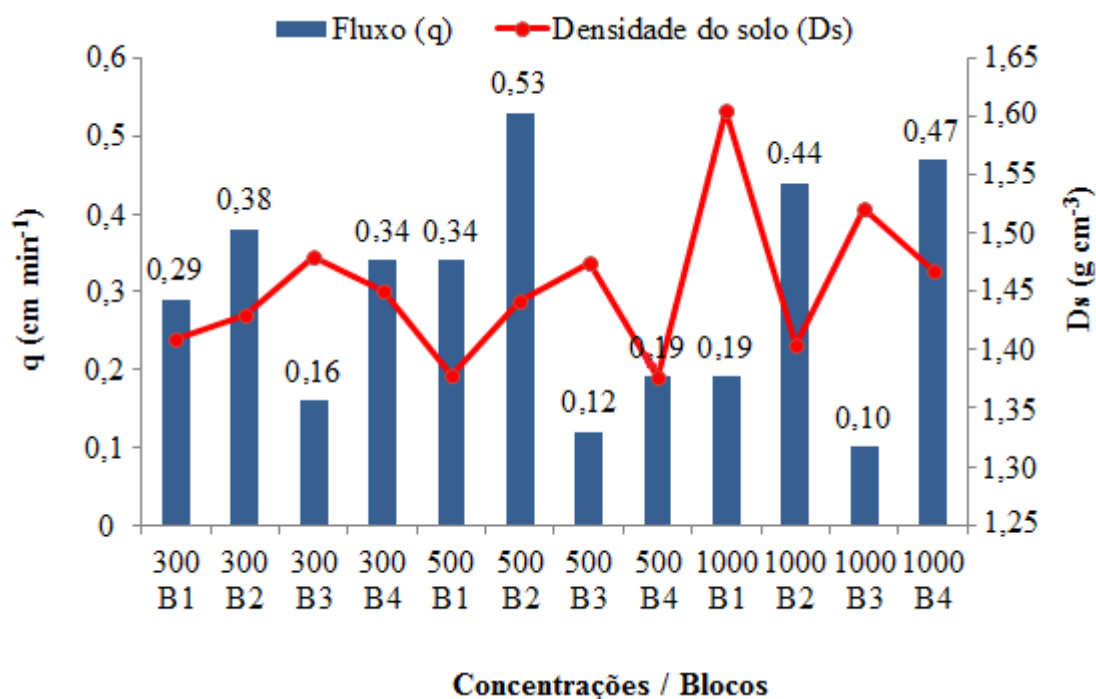


Figura 17. Densidade de fluxo (q) em relação à densidade do solo (Ds) para todos os blocos sob as três concentrações de potássio no solo estudado.

Os resultados do teste de comparação múltipla de médias entre as amostras deformadas para o potássio nas concentrações de 300, 500 e 1000 mg dm^{-3} pelo teste de Tukey em nível de 0,05 de probabilidade, são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10. Teste de comparação múltipla de médias para os principais parâmetros de transporte do potássio para as amostras com concentrações de 300, 500 e 1000 mgdm⁻³

Tratamento	P	R	v	λ	D
300	13,87 a	3,85 a	0,65 a	2,17 a	1,38 a
500	9,76 a	3,20 a	0,64 a	3,33 a	2,43 a
1000	9,90 a	3,34 a	0,68 a	3,48 a	2,52 a

Verifica-se que não houve diferença entre as concentrações dos parâmetros do íon potássio. Esse fato pode ter ocorrido devido às concentrações aplicadas, que foram relativamente baixas. Seria recomendável a aplicação de uma dose maior, para então buscar verificar a diferença existente entre os parâmetros. Mesmo com a concentração de 1000 mg dm⁻³ mais elevada do que a concentração de 300 mg dm⁻³, o solo foi capaz de interagir com o soluto praticamente na mesma intensidade. Esse resultado pode ser evidenciado pelos valores próximos de fator de retardamento entre as soluções. O mesmo ocorre para todos os demais parâmetros.

O resultado da avaliação da precisão, da exatidão e do desempenho entre os dados estimados pelo STANMOD e os dados observados está apresentado na Tabela 11.

Observou-se que, para todos os ensaios, os coeficientes de correlação (r) foram superiores a 0,99, indicando alta precisão do ajuste do modelo. Os índices de concordância foram muito próximos da unidade, que indica concordância perfeita e os índices de desempenho foram superiores a 0,98, mostrando, de acordo com a classificação de Camargo & Sentelhas (1997), que todos os dados simulados pelo STANMOD obtiveram um ótimo desempenho de ajuste numérico. Moura et al. (2013), ao estudarem os parâmetros hidrodispersivos em solos da Zona da Mata de Pernambuco, encontraram coeficientes de correlação superiores a 0,98 e ótimo desempenho do modelo CDE.

Tabela 11. Desempenho dos dados de concentração relativa estimados frente aos observados

Concentração	BTC	r	d	c	Desempenho
300 mgdm ⁻³	1	0,9961	0,9983	0,9944	Ótimo
	2	0,9950	0,9968	0,9919	Ótimo
	3	0,9950	0,9980	0,9931	Ótimo
	4	0,9948	0,9981	0,9930	Ótimo
500 mg dm ⁻³	1	0,9966	0,9987	0,9953	Ótimo
	2	0,9914	0,9969	0,9884	Ótimo
	3	0,9918	0,9960	0,9879	Ótimo
	4	0,9981	0,9990	0,9971	Ótimo
1000 mg dm ⁻³	1	0,9939	0,9969	0,9909	Ótimo
	2	0,9946	0,9972	0,9918	Ótimo
	3	0,9941	0,9969	0,9910	Ótimo
	4	0,9947	0,9981	0,9928	Ótimo

4.3 Ensaios para os íons sódio e potássio sob a aplicação de água residuária doméstica tratada

As curvas de distribuição de efluentes para os íons sódio e potássio, ajustadas por meio do programa STANMOD aos dados obtidos em laboratório, para a água residuária doméstica, são apresentadas, respectivamente, nas Figuras 18 e 19. Para o íon sódio foram elaboradas quatro curvas de distribuição de efluentes, representando os blocos da área em estudo, e para realizar a comparação deste íon com o íon potássio foram realizados dois ensaios, referentes aos blocos 1 e 4. Em todas as BTC's do solo estudado foram atingidos no lixiviado, pelo menos, 90% da concentração inicial aplicada.

O desenvolvimento e a forma das curvas de distribuição de efluentes de determinado íon caracteriza o deslocamento miscível da solução aplicada; assim, indica a existência ou não efeitos de interação entre o soluto e o solo. Quando na curva o valor correspondente à concentração relativa de 0,5 é maior que 1 número de volume de poros, a curva apresenta-se deslocada para a direita, indicando retardamento na velocidade de avanço do soluto em relação à velocidade média de avanço da solução deslocadora (NIELSEN & BIGGAR, 1962). Observa-se que para todas as curvas, o

valor correspondente ao volume de poros na concentração relativa de 0,5 foi superior a um. Esta análise identifica, de acordo com Santos et. al. (2010), que ao escoar através do perfil do solo, parte do soluto é adsorvida no complexo de troca do solo. Santos et al. (2010), estudando os parâmetros de transporte em colunas de solos Argissolo Vermelho Amarelo e Neossolo Regolítico, e Silva et al. (2012), estudando os parâmetros em colunas de solo Nitossolo Vermelho eutrófico, também encontraram valores de VP para $C/C_0=0,5$ superiores a um para os íons sódio e potássio.

Observa-se menor inclinação das curvas do íon sódio em relação às curvas do íon potássio. Pode-se verificar também o deslocamento dessas curvas para a direita, indicando que o íon sódio foi retido com maior intensidade em relação ao íon potássio. O efeito de adsorção do íon sódio no solo estudado pode ser observado pelas curvas de distribuição de efluentes desse íon (Figura 18), o que reflete a obtenção do maior valor encontrado para o fator de retardamento, em relação ao potássio. Santos et al. (2010), estudando a mobilidade dos íons sódio, potássio, cálcio e magnésio sob a aplicação de águas residuárias doméstica e de suinocultura, observaram que os íons magnésio e sódio foram retidos no solo com intensidade maior em relação aos íons cálcio e potássio.

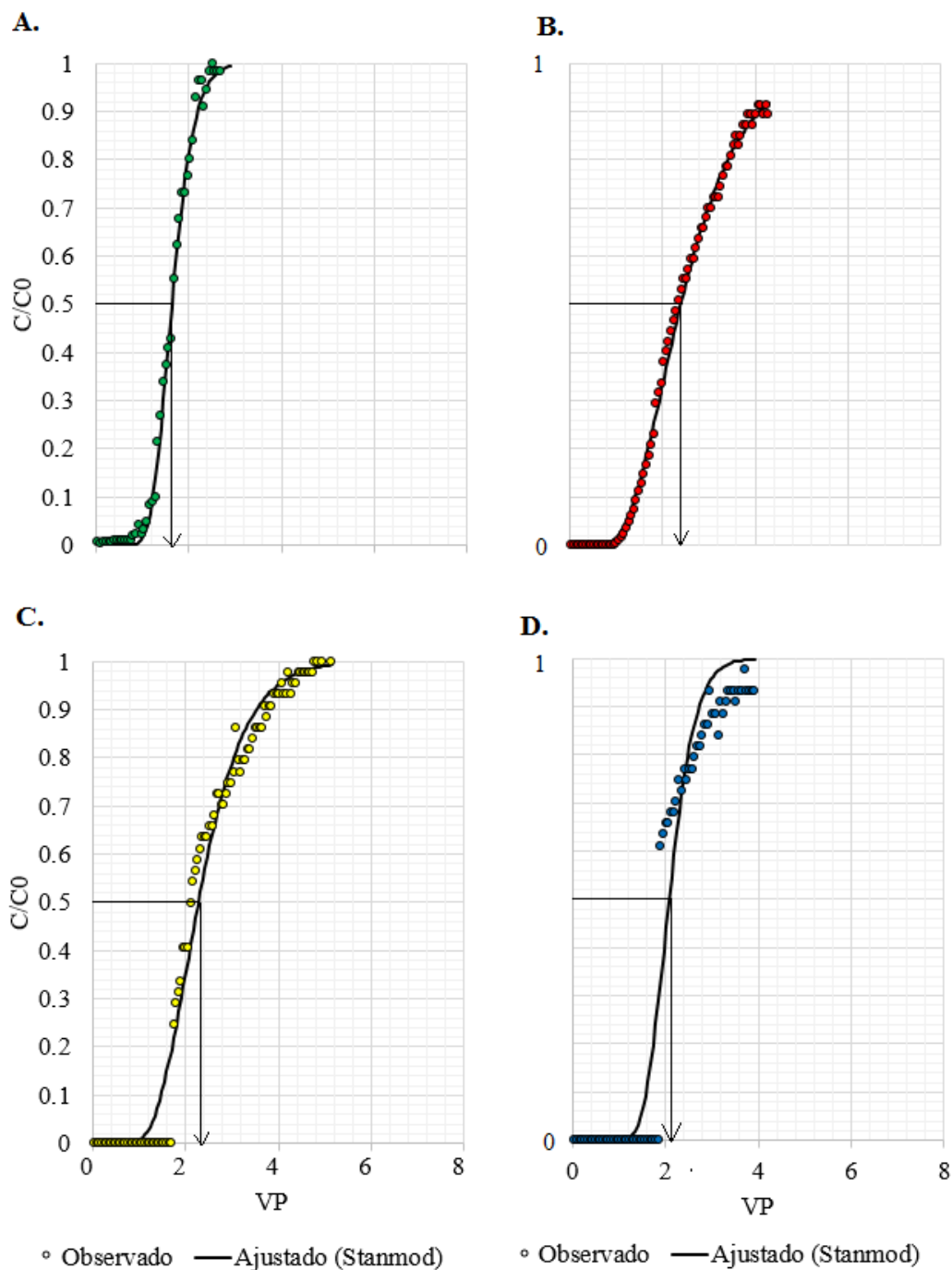


Figura 18. Curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio sob aplicação de água residuária para os blocos 1 (18 A), 2 (18 B), 3 (18 C) e 4 (18 D), observadas e ajustadas pelo STANMOD

Observando a curva de efluente do íon potássio (Figura 19) percebe-se que, quando a concentração relativa se aproxima de 0,5, o valor do volume de poros também se aproxima de 1, indicando a baixa interação soluto-solo. Quando o valor

correspondente à concentração relativa de 0,5 é igual a 1 volume de poros, o soluto não interage com a fração coloidal do solo (NIELSEN & BIGGAR, 1962).

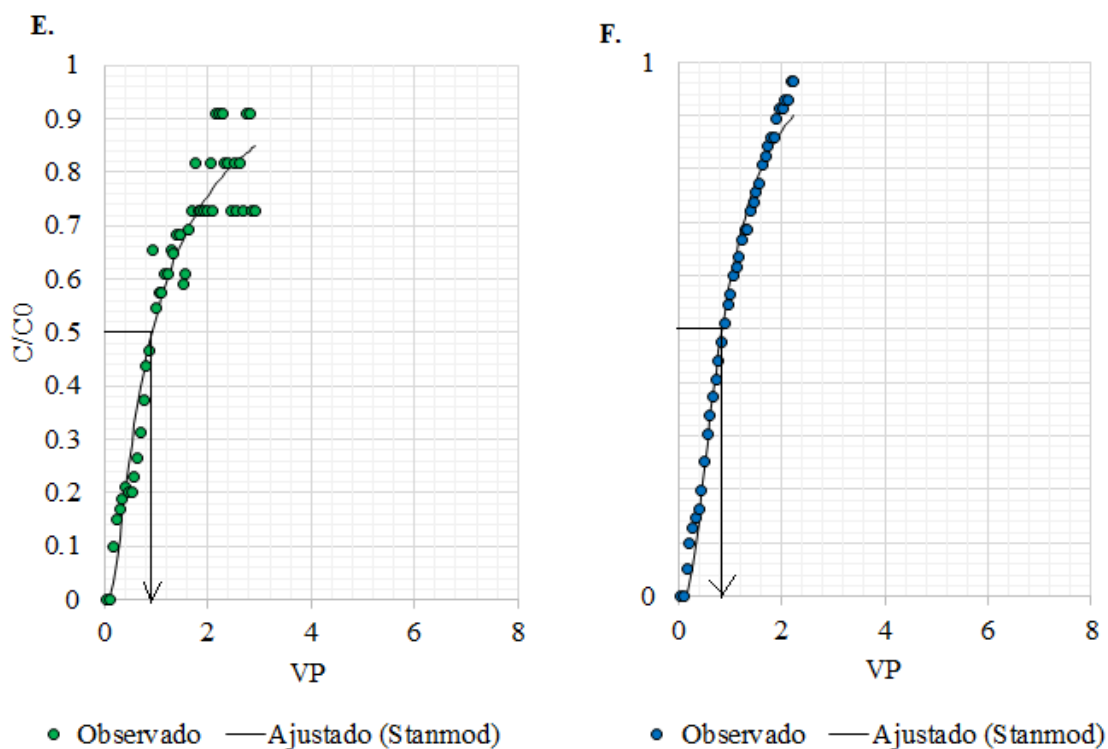


Figura 19. Curvas de distribuição de efluentes para o íon potássio sob aplicação de água residuária para os blocos 1 (19 E) e 4 (19 F), observadas e ajustadas pelo STANMOD

A partir das análises, verificou-se que para as curvas de distribuição de efluentes do íon sódio, o início da ascensão foi posterior em relação ao íon potássio, indicando assim, menor mobilidade do sódio sob a aplicação da água residuária doméstica.

Os parâmetros de transporte dos íons sódio e potássio sob aplicação de água residuária doméstica nas colunas de solo deformado e as características das colunas estão apresentados na Tabela 12, os quais sejam o número de Peclet (P), o fator de retardamento (R), a velocidade de solução no solo (v), a dispersividade (λ), o coeficiente de difusão-dispersão (D), o fluxo de solução no solo (q), a densidade do solo (ρ) e a porosidade do solo (α) nas colunas. Os parâmetros P e R encontram-se no intervalo de confiança de 95%, e estão apresentados com seus respectivos desvios-padrões.

O ajuste do modelo aos dados obtidos experimentalmente e a estimativa dos parâmetros de transporte do potássio (P, R, D, v e λ) foram realizados para cada coluna de solo, uma vez que segundo Álvarez-Benedí et al. (1999), a estimativa dos parâmetros

de transporte se dá através do ajuste do modelo utilizado aos dados obtidos experimentalmente.

Tabela 12. Parâmetros de transporte dos íons sódio e potássio nas colunas de solo deformado sob a aplicação de água residuária doméstica tratada

BTC	P Média	R Média	v (cm min ⁻¹)	λ (cm)	D (cm ² min ⁻¹)	q (cm min ⁻¹)	ρ (kg dm ⁻³)	α (m ³ m ⁻³)
Sódio – 475,37 mg dm ⁻³								
1	38,50	1,68	0,63	0,73	0,46	0,27	1,50	43,24
2	10,94	2,61	0,60	2,56	1,54	0,28	1,40	47,14
3	16,64	2,41	1,52	1,68	2,56	0,75	1,34	49,03
4	44,19	2,13	0,79	0,63	0,50	0,36	1,45	45,05
Potássio – 76,64 mg dm ⁻³								
1	1,30	1,62	0,63	21,51	13,61	0,27	1,50	43,24
4	3,03	1,11	0,79	9,23	7,32	0,37	1,45	45,05

O fator de retardamento (R), expressa as interações entre as fases líquida e sólida que ocorrem durante a percolação da solução deslocadora no solo, Tabela 12. Os maiores valores encontrados para o fator de retardamento no solo estudado foram para o íon sódio. Apesar do sódio ser um cátion monovalente, assim como o potássio, o solo foi capaz de reter este soluto com maior intensidade, na medida em que o fluxo de massa avançou. Menores valores de R foram encontrados para o potássio, quando lixiviado com água residuária doméstica. Santos et al. (2010), encontraram menores valores de R para o íon potássio em um Argissolo Vermelho amarelo, sob aplicação de água residuária doméstica. No entanto, Silva et al. (2012), observaram um efeito contrário, onde o íon sódio foi retido no solo com menor intensidade do que o íon potássio. Brito et al. (2007), ao avaliarem o poder de retenção de sódio e potássio por solos Nitossolo, Argissolo e Espodossolo, sob aplicação de doses de vinhaça, verificaram que, apesar da elevação na concentração do Na, todos os solos tiveram elevado poder de retenção desse cátion. Esse fato também foi observado no presente estudo, onde o sódio, que se apresenta em maior concentração na água residuária aplicada, foi retido com maior intensidade do que o potássio pelo solo estudado.

Os valores de fator de retardamento foram bem próximos para os elementos estudados, sendo em média iguais a 2,21 e 1,39 VP para os íons sódio e potássio, respectivamente, indicando que, no solo estudado, é necessário aplicar a ele os

respectivos VP, além da lâmina de irrigação a ser aplicada, para compensar o retardamento desses íons em relação à frente de avanço da solução.

Os coeficientes de difusão-dispersão (D) para o íon potássio foram superiores aos do íon sódio (Tabela 12). Valores mais elevados dos coeficientes de difusão-dispersão estão relacionados às menores inclinações das curvas de eluição 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 & BIGGAR, 1962). Pode-se verificar essa menor inclinação das curvas de distribuição de efluentes para o íon sódio em relação às curvas para o íon potássio. Os valores de dispersividade, que representam o alcance do fluxo unidimensional dos solutos na direção vertical, variaram de 0,63 à 2,56 para o íon sódio e de 9,23 à 21,51 para o íon potássio, indicando que o íon potássio obteve maior alcance dispersivo do que o íon sódio.

Verificou-se que para o íon sódio, todos os blocos apresentaram números de Peclet (P) maiores do que 10, indicando que o transporte predominante ocorreu por convecção. Entretanto, para o íon potássio ocorreu o inverso, uma vez que nos dois blocos os valores correspondentes ao número de Peclet foram inferiores a 10, indicando que o transporte predominante ocorreu por difusão. Silva et al. (2012), encontraram elevados valores de P para os dois íons, sódio e potássio, em um solo sob aplicação de vinhaça, observando transporte predominantemente por convecção.

Observou-se que os valores de fluxo das soluções de sódio e potássio foram menores para maiores densidades obtidas. Esses resultados podem ser explicados pelo processo de preenchimento das colunas, em que as respectivas densidades obtidas para tais colunas influenciaram na densidade de fluxo da solução deslocadora no solo. As densidades variaram pouco em relação aos ensaios, na busca da representação das condições reais de densidade do campo, a qual possui um valor de $1,50 \text{ g cm}^{-3}$. Pode-se constatar que os ensaios do bloco 1 para ambos os íons, foi conseguida uma densidade na coluna igual a densidade do campo.

O resultado da avaliação da precisão, da exatidão e do desempenho entre os dados estimados pelo STANMOD e os dados observados está apresentado na Tabela 13.

Tabela 13. Desempenho dos dados de concentração relativa estimados frente aos observados

Íon	BTC	r	d	c	Desempenho
Sódio	1	0,9985	0,9995	0,9981	Ótimo
	2	0,9990	0,9993	0,9983	Ótimo
	3	0,9922	0,9999	0,9922	Ótimo
	4	0,9777	0,9956	0,9735	Ótimo
Potássio	1	0,9662	0,9647	0,9321	Ótimo
	4	0,9942	0,9944	0,9887	Ótimo

Observou-se que para todos os ensaios os coeficientes de correlação (r) foram superiores a 0,96, indicando alta precisão do ajuste do modelo. Os índices de concordância foram muito próximos da unidade, que indica concordância perfeita e os índices de desempenho foram superiores a 0,93, mostrando, de acordo com a classificação de Camargo & Sentelhas (1997), que todos os dados simulados pelo STANMOD obtiveram um ótimo desempenho de ajuste numérico.

5. CONCLUSÕES

1. Para todas as soluções e água residuária aplicadas houve interação entre os solutos – sódio e potássio – e o solo.

2. Houve maior interação entre o sódio e o solo na menor concentração em relação às demais, e as maiores perdas de sódio por lixiviação ocorreram nas amostras sob concentração elevada. Assim, os riscos de contaminação do lençol freático aumentam sob maiores concentrações do íon sódio, sendo necessário estudos detalhados para que haja a aplicação de fertilizantes na concentração correta e no momento adequado, a fim de evitar perdas por lixiviação.

3. As interações do íon potássio com o solo foram bem próximas para as três concentrações estudadas, sendo ligeiramente superior sob a concentração de 1000 mg dm⁻³, indicando que sua elevada concentração favoreceu a sua retenção no complexo de troca e aumento do seu fator de retardamento.

4. Os valores de R foram superiores para o íon sódio em relação ao íon potássio, quando se aplicou água residuária doméstica tratada, indicando que o sódio foi retido com maior intensidade pelo solo do que o íon potássio.

5. Para a maioria das concentrações do íon sódio nos quatro blocos estudados, o transporte predominante ocorreu por difusão; e para o íon potássio, nas maiores concentrações o transporte ocorreu predominantemente por difusão e para a menor concentração ocorreu transporte predominante por convecção.

6. Sob aplicação de água residuária, o íon sódio se deslocou predominantemente por convecção. Entretanto, para o íon potássio, o transporte predominante ocorreu por difusão.

7. Os valores do coeficiente de difusão-dispersão variaram de 0,38 a 13,61 cm² min⁻¹ e os valores de dispersividade variaram de 0,73 a 21,51 cm para o solo estudado.

8. Pelo teste de Tukey, verificou-se que não houve diferença significativa entre as concentrações de sódio aplicadas para o número de Peclet (P); entretanto, para todos os demais parâmetros de transporte houve diferença significativa, o que indica que houve influência das diferentes concentrações no deslocamento do sódio ao longo do perfil do solo. Para o íon potássio, verificou-se que não houve diferença significativa entre as concentrações aplicadas nos parâmetros de transporte.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCÂNTARA, M. A. K.; CAMARGO, O. A. Movimentação de nitrato em horizonte superficial e subsuperficial de Latossolo e Nitossolo com cargas variáveis. Pesquisa Agropecuária brasileira, v.45, n.1, p.81-88, 2010.
- ALMEIDA, J. P. N.; COSTA, L. R.; SAMPAIO, P. R. F.; AZEVEDO, J.; DIAS, N. S. Utilização de esgoto doméstico tratado na produção de mudas de maracujazeiro amarelo. Revista Verde (Mossoró – RN), v. 7, n. 4, p. 69-75, out-dez, 2012.
- ÁLVAREZ-BENEDÍ, J.; ISLA, T.; CARTÓN, A.; BOLADO, Y. S. Efecto de la velocidad de flujo en los parámetros de transporte de solutos. In: Muñoz-Carpena, R.; Ritter, A.; Tascón, C. (Ed.). Estudios en la zona no saturada del suelo. La laguna: ICIA, 1999. p. 157-161.
- ANDRADE, I. P.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, J. A. A.; FREIRE, M. B. G. S.; SANTOS, T. E. Impacto do reuso de efluentes de esgoto no lixiviado de solos cultivados com milho. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, (Suplemento), p.212-216, 2005.
- ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia, v.5, n.1, 2012.
- BJ RNSTAD, T.; MAGGIO, G. E.; Radiotracer technology as applied to inter well communication in oilfields; Manuscript, IAEA: Vienna, 2000; Rossi, P.; Ph. D. Thesis, University of Neuchâtel, 1994.
- BORGES JÚNIOR, J.C. F.; FERREIRA, P. A. Equações e programa computacional para cálculo do transporte de solutos do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.604-611, 2006.
- BRADY, N. C. WEIL, R. R. The nature and properties of soils.14th edition. New Jersey, 990p., 2008.
- 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, 72-122p. 2002.
- BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. CONCEITO DE REUSO DE AGUA. IN: MANCUSO, C. S. A; SANTOS, H. F. (eds.). Reúso de água. Barueri, SP: Manole, cap. 2. p.21-36. 2003.

- BRESLER, E.; McNEAL, B. L.; CARTER, D. L. Saline and sodic soils. Principles-dynamics-modeling. Berlin, Springer-Verlag, 1982. 236p.
- BRITO, F. L.; ROLIM, M. M.; PEDROSA, E. R. Concentração de cátions presentes no lixiviado de solos tratados com vinhaça. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v.27, n.3, p.773-781, 2007.
- BRUSSEAU, M.L. The influence of solute size, pore water velocity, and intra particle porosity on solute dispersion and transport in soil. Water Resources Research, v. 29, p. 1071-1080, 1993.
- BUCKINGHAM, E. Studies on the movement of soil moisture. USDA. Bur. Soils, BULL, v. 38, 1907.
- CAMARGO, A. P; SENTELHAS, P. C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no estado de São Paulo, Brasil. Uma revisão analítica da evapotranspiração potencial. Revista Brasileira de Agrometeorologia, v.5, p.89-97, 1997.
- 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, 1991, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos, 1991. p. 271-282.
- CAPECHE, C. L. Noções sobre tipos de estruturas do solo e sua importância para o manejo conservacionista. Comunicado técnico 51 - EMBRAPA, p. 1-6, 2008.
- CARMO, A. I.; ANTONINO, A. C. D.; MACIEL NETTO, A.; CORRÊA, M. M. Caracterização hidrodispersiva de dois solos da região irrigada do Vale do São Francisco. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.14, n.7, p.698–704, 2010.
- COATS, K.H.; SMITH, B.D. Dead-end pore volume and dispersion in porous media. Society of Petroleum Engineers Journal, p. 73-84, 1964.
- COSTA, J. P. V.; BARROS, N. F.; BASTOS, A. L.; ALBUQUERQUE, A.W. A. Fluxo difusivo de potássio em solos sob diferentes níveis de umidade e de compactação. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.13, n.1, p.56–62, 2009.
- DARCY, H. Les Fontaines Publiques de la ville de Dijon. Paris, Victor Dalmont, 1856. 592p.
- DUARTE, A. S. Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do pimentão (*Capsicum annun L.*). Tese Doutorado: Universidade de São Paulo, 2006. 188 p.

- ELBACHÁ, A. T. (1989). Estudo da influência de alguns parâmetros no transporte de massa em solos argilosos. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil da PUC-RJ. 178p.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análises de solo. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1997. 212p
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.
- ENGLER, M. P. C.; CICHOTA, R.; LIER, Q. J. V.; BLOEM, E.; SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. An alternative approach for the determination of soil water mobility. *Pedosphere*, v.18, n.3, p.328-334, 2008.
- EPSTEIN, N. On tortuosity and the tortuosity factor in flow and diffusion through porous media. *Chemical Engineering Science*., n. 44 v.3, p.777– 779, 1989.
- FAGERIA, N. K. Produção de sementes sadias de feijão comum em várzeas tropicais. *Embrapa Arroz e Feijão. Sistemas de Produção*, n.4., 2004.
- FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. In: *Física do Solo*. Ed. LIER, Q.J. SBCS, p.1-27, 2010.
- FEIKE, L. J.; DANE, J. H. Moment method applied to solute transport with binary and ternary exchange. *Soil Science Society of America Journal*, v.56, p.667-674, 1992.
- FREITAS, C. A. S.; SILVA, A. R. A.; BEZERRA, F. M. L.; FERREIRA, C. S.; ANDRADE, R. R. Crescimento vegetativo da cana-de-açúcar (*Saccharum Officinarum* L.) irrigada com água de esgoto doméstico tratado. *Conexão Ciência e Tecnologia*, v. 6, n. 1, p. 27-43, 2012.
- FRIED, J. J., COMBARNOUS, M.A. Dispersion in porous media. *Advances in Hydroscience*; 7: 169-282, 1971.
- GARDNER, W. R. Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with applications to evaporations from a water table. *Soil Science*, v.85, p.228-232, 1959.
- GENUCHTEN, M. T. van. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, v.44, n.3, p.892-898, 1980.
- GENUCHTEN, M. T. van. Non-equilibrium transport parameters from miscible displacement experiments. Riverside: USDA, ARS, U. S. Salinity Laboratory, 1981. (Research Report, 119).

- GENUCHTEN, M. T. VAN. Convective-dispersive transport of solutes involved in sequential first-order decay reactions. *Computers & Geosciences*, v.11, n.2, p. 129-147, 1985.
- GENUCHTEN, M. T. VAN.; SIMUNEK, J. *Advanced Modeling of Water Flow and Solute Transport in the Vadose Zone: a Short-Course*. Lisboa, Julho de 2004.
- GENUCHTEN, M. T. VAN.; WIERENGA, P. J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In: Black, C. A. (Ed.) *Methods of soil analysis*. Madison: Soil Science Society of America, 1986. pt. 1: Physical and mineralogical methods: p. 1025-1054. (American Society of Agronomy, 9).
- GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. *Princípios de fertilidade do solo*. Porto Alegre: UFRGS/Departamento de Solos, 1995. 277 p.
- GONÇALVES, A. D. M. A. Efeito da temperatura no transporte dos íons potássio e nitrato no solo. 2007. 83 p. Dissertação (Mestrado em Física do Ambiente Agrícola) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- HILLEL, D. *Introduction to Environmental Soil Physics*. Massachusetts: Academic Press, 2004. 494 p.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3a ed. Rio de Janeiro: ABES, 720p. 1995.
- JURY, W. A.; SPOSITO, G. Field Calibration and validation of solute transport models for the unsaturated zone. *Soil Science Society of America Journal*, v.49, p.1331-1341, 1985.
- KIEHL, E. J. *Manual de edafologia*. Ceres, São Paulo, 1979. p.112-114 e 145-148, 262p.
- KLAR, A. E. *A Água no Sistema Solo Planta Atmosfera*. São Paulo. Livraria Nobel, 1984. 408p.
- KLEIN, V. A.; Baseggio, M.; Madalosso, T.; Marcolin, C. D. Textura do solo e a estimativa do teor de água no ponto de murcha permanente com psicrômetro. *Ciência Rural*, v.40, n.7, p.1550-1556, 2010.
- KREFT, A.; ZUBER, A. On the physical meaning of dispersion equation and its solution for different initial and boundary conditions. *Chemistry Engineering Science*, v. 33, p. 1471-1480, 1978.

- LEIJ, F. J.; BRADFORD, S. A.; 3DADE: a computer program for evaluating three-dimensional equilibrium solute transport in porous media. Riverside: USDA, ARS, Salinity Laboratory, 1994. (Research Report, 134).
- LEIJ, F. J.; TORIDE, N.; N3DADE: a computer program for evaluating nonequilibrium three dimensional equilibrium solute transport in porous media. Riverside: USDA, ARS, Salinity Laboratory, 1997. (Research Report, 143).
- MACIEL NETTO, A.; LIMA, L. J. S.; ANTONINO, A. C. D.; SOUZA, E. S.; ANGULO-JARAMILLO, R. Caracterização hidrodinâmica e hidrodispersiva de um Latossolo Amarelo na microrregião do Brejo Paraibano. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v.37, p.86-96, 2012.
- MALAVOLTA, E. Potássio, magnésio e enxofre nos solos e culturas brasileiras. 2.ed. Piracicaba: Instituto Internacional de Pesquisa da Potassa, 1980. 91 p. (Boletim Técnico, 4).
- MATOS, A. T.; GARIGLIO, H. A. A.; LO MONACO, P. A. V. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.17, n.7, p.743–749, 2013.
- MEDEIROS, S. S. DE; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; SOUZA, J. A.; Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo do estado nutricional do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.12, n.2, p.109–115, 2008.
- MEHTA, B. K.; SHIOZAWA, S.; NAKANO, M. Measurement of molecular diffusion of salt in unsaturated soils. *Soil Science*, v.159, p.115-121, 1995.
- MILFONT, M. L.; ANTONINO, A. C. D.; MARTINS, J. M. F.; NETTO, A. M.; CORRÊA, M. M. Caracterização hidrodispersiva de dois solos do Vale do Rio São Francisco. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.1, p.81-87, 2006.
- MIRANDA, J. H.; BÉRGAMO, L. R.; REIS, J. B. R. S.; CRUCIANI, D. E.; DUARTE, S. N. Distribuição da concentração de potássio no solo em lisímetros cultivados com amendoim. *Engenharia Agrícola*, v.30, n.2, p.253-263, 2010.
- MIRANDA, R. J. A. Lâminas de irrigação com água residuária e adubação orgânica na cultura do algodão BRS Safira. 2010. 84p. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Campina Grande.
- MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N.; LIBARDI, P. L.; FOLEGATTI, M. V. Simulação do deslocamento de potássio em colunas verticais de solo não-saturado. *Engenharia Agrícola*, v.25, n.3, p.677-685, 2005.

- MOLINIER, M.; ALBUQUERQUE, C.H.C. & CARDIER, E. Análise de pluviometria e isoietas homogeneizadas do nordeste brasileiro. Recife, Sudene 58p. (Hidrologia, 32), 1994.
- MONTENEGRO, A.A.A. Stochastic Hydrogeological Modelling of Aquifer Salinization from Small Scale Agriculture in Northeast Brazil, PhD Thesis, University of Newcastle Upon Tyne, UK, 1997. 264p.
- MOURA, A. E. S. S.; CARVALHO, J. F.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CARMO, A. I.; MAGALHÃES, A. G.; SOUSA, C. C. M.; ANTONINO, A. C. D.; ARAÚJO, J. A. C.; MELO, R. O. Determinação de parâmetros hidrodispersivos em solos da Zona da Mata de Pernambuco. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, vol.18, n.3, p.109-115, 2013.
- NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible displacement: ii. Behavior of tracers. Soil Science Society of America Proceedings, v.26, p.125-128, 1962.
- NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Miscible displacement in soils: I. Experimental information. Soil Science Society America.v.25, p.1-5, 1961.
- NOVY QUADRI, M. G. Transferts de solutes dans les sols satures et non satures application au pentachlorophenol. Tese Doutorado: Universite of Grenoble, 1993. 204 p.
- OLIVEIRA, L. F. C.; NOGUEIRA, J. G.; FRIZZARIM, S. S.; FIA, R.; FREITAS, J. S.; FIA, F. R. L. Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v.18, p.139-148, 2013.
- OLIVEIRA, L. F.C.; LEMKE-DE-CASTRO, M. L.; RODRIGUES, C.; BORGES, J. D. Adsorção e deslocamento do íon cádmio em solos do cerrado. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.14, n.8, p.848–855, 2010.
- OLIVEIRA, L. M. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; AZEVEDO, J. R. G.; SANTOS, F. X. Evapotranspiração de referência na bacia do riacho gameleira, PE, utilizando-se lisímetro e métodos indiretos. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v.3, n.1, p.58-67, 2008.
- PARKER, J. C.; VAN GENUCHTEN, M.TH. Flux-averaged and volume averaged concentrations in continuum approaches to solute transport. Water Resource Research, v.20, p.866-872, 1984.
- PREVEDELLO, C. L. Física do solo com problemas resolvidos. Salesward - Discovery, 446p. 1996 [online] Disponível: <http://members.tripod.com/estudonline/saeafs.htm>

- PREVIATELLO, L. Influência do íon acompanhante nos parâmetros de transporte do nitrato no solo. Dissertação Mestrado: Universidade de São Paulo, 2013. 106 p.
- REICHARDT, K. A água em sistemas agrícolas. São Paulo: Manole, 1990. 188 p.
- REICHARDT, K. Processos de Transferência no Sistema Solo-Planta-Atmosfera. Campinas, Fundação Cargill, 1985. 446p.
- RICHARDS, L. A. Capillary conduction of liquids in porous medium. *Physics*, v. 1, p. 381 – 333, 1931.
- RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 26p.
- RUIZ, H. A.; FERREIRA, P. A.; ROCHA, G. C.; BORGES JÚNIOR, J. C. F. Transporte de solutos no solo. In: van LIER, Q. J. (Ed.) *Física do solo*. Viçosa: SBCS, 2010. 298p.
- SANTOS, J. S.; LIMA, V. L. A.; BORGES JÚNIOR, J. C. F.; SILVA, L. V. B. D.; AZEVEDO, C. A. V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.14, n.11, p.1226–1233, 2010.
- SILVA, L. L.; DONNICI, C. L.; AYALA, J. D. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. *Química Nova*, v. 32, n. 6, p.1576-1585, 2009.
- SILVA, N. F.; LELIS NETO, J. A.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; MIRANDA, J. H.; COELHO, R. D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. *Revista Irriga, Edição Especial*, p. 340 - 350, 2012.
- ŠIMŮNEK, J.; VAN GENUCHTEN, M. TH.; SEJNA, M.; Development and applications of the Hydrus and STANMOD software packages and related codes. *Vadose Zone Journal*, v. 7, p. 587-600, 2008.
- SKIDMORE, E.L. Comments on chain method for measuring soil roughness. *Soil Science Society of America Journal*, v.61, p.1532-1533, 1997.
- SOUZA, A. L.; MATSURA, E. E.; MIRANDA, J. H.; COLOMBO, A. Ajuste de parâmetros de transporte de solutos no solo utilizando Matlab 6.5. *Revista Engenharia Agrícola*, v.31, n.6, p.1064-1074, 2011.
- TITO, G. A.; CHAVES, L. H. G.; GUERRA, H. O. C. Mobilidade do zinco e do cobre em Argissolo com aplicação de argila bentonita. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.16, n.9, p.938–945, 2012.

- TORIDE, N.; LEIJ, F. J.; VAN GENUCHTEN, M. TH. The CXTFIT code for estimating transport parameter from laboratory or field tracer experiments. Version 2.0. Res. Rep. 137. U. S. Salinity Lab., ARS-USDA, Riverside, CA., 1995.
- TORRES, F. D.; BRANDÃO FILHO, S. P. Expansão Geográfica da leishmaniose visceral no Estado de Pernambuco. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v.39, p.352-356, 2006.
- TOSCO, T.; SETHI, R. MNM1D: A Numerical Code for Colloid Transport in Porous Media: Implementation and Validation. *American Journal of Environmental Sciences*, v.5, p.517-525, 2009.
- VALOCCHI, A. J. Describing the transport of ion-exchanging contaminants using an effective Kd approach. *Water Resource Research*, v.20, n.4, p.499-503, 1984.
- VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf. 210p. 1994.
- VAUCLIN, M. Modélisation du transport de solutes dans le zone non saturée du sol. *Revue des Sciences de l'eau*, v. 7, p. 81-102, 1994.
- VON SPERLING, M. Noções de qualidade de água, In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: UFMG, 187p. 1996.
- WILD, A. Mass flow and diffusion. In: Greenland, D. J.; Hayes, M.H. B. eds. *The chemistry of soil processes*. Chichester: John Wiley and Sons, p.37-80, 1981.
- WILLMOTT, C. J.; CKLESON, S. G.; DAVIS, R. E. Statistics for the evaluation and comparison for models. *Journal of Geophysical Research*, v.90, n. c5, p. 8995-9005, 1985.
- YEOMANS J. C.; BREMNER, J. M. Carbono orgânico total no solo. In: Mendonça, E. S.; Matos, E. S. *Matéria orgânica do solo: métodos de análises*. Viçosa, 2005. Cap.1, p. 1-5.
- ZHANG, S.; JIN, M.; SUN, Q. Experiment and Numerical Simulation on Transportation of Ammonia Nitrogen in Saturated Soil Column with Steady Flow. *Procedia Environmental Sciences*, v.10, p.1327–1332, 2011.
- ZHOU, B. B.; SHAO, M. A.; WANG, Q. J.; Yang, T. Effects of Different Rock Fragment Contents and Sizes on Solute Transport in Soil Columns. *Vadose Zone Journal*, v.10, p.386–393, 2011.

APÊNDICES

APÊNDICE A1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das distribuições de efluentes do íon sódio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,061	0	0	2,143	0,527	0,461	4,226	0,742	0,732
0,122	0	0	2,205	0,52	0,473	4,287	0,752	0,737
0,184	0	0	2,266	0,517	0,485	4,348	0,738	0,741
0,245	0	0,001	2,327	0,544	0,496	4,409	0,745	0,746
0,306	0	0,003	2,388	0,567	0,507	4,471	0,732	0,751
0,367	0	0,007	2,45	0,577	0,518	4,532	0,738	0,755
0,429	0	0,015	2,511	0,581	0,529	4,593	0,735	0,759
0,49	0	0,025	2,572	0,591	0,539	4,654	0,742	0,764
0,551	0,003	0,037	2,633	0,584	0,549	4,716	0,721	0,768
0,612	0,003	0,051	2,695	0,597	0,558	4,777	0,755	0,772
0,674	0,005	0,067	2,756	0,617	0,568	4,838	0,755	0,776
0,735	0,009	0,084	2,817	0,624	0,577	4,899	0,758	0,78
0,796	0,019	0,102	2,878	0,631	0,586	4,961	0,799	0,784
0,857	0,035	0,12	2,94	0,634	0,594	5,022	0,802	0,787
0,919	0,056	0,139	3,001	0,631	0,603	5,083	0,805	0,791
0,98	0,078	0,158	3,062	0,621	0,611	5,144	0,762	0,795
1,041	0,102	0,177	3,123	0,638	0,619	5,206	0,765	0,798
1,102	0,129	0,195	3,185	0,648	0,627	5,267	0,752	0,802
1,164	0,153	0,214	3,246	0,638	0,634	5,328	0,752	0,805
1,225	0,198	0,232	3,307	0,671	0,641	5,389	0,745	0,808
1,286	0,228	0,25	3,368	0,644	0,649	5,451	0,758	0,812
1,347	0,252	0,268	3,43	0,681	0,656	5,512	0,795	0,815
1,409	0,282	0,285	3,491	0,664	0,662	5,573	0,789	0,818
1,47	0,339	0,302	3,552	0,664	0,669	5,634	0,775	0,821
1,531	0,319	0,319	3,613	0,658	0,675	5,696	0,846	0,824
1,592	0,342	0,335	3,675	0,698	0,682	5,757	0,762	0,827
1,654	0,349	0,35	3,736	0,728	0,688	5,818	0,785	0,829
1,715	0,386	0,366	3,797	0,678	0,694	5,879	0,792	0,832
1,776	0,386	0,381	3,858	0,711	0,7	5,941	0,795	0,835
1,837	0,406	0,395	3,92	0,792	0,705	6,002	0,795	0,838
1,899	0,433	0,409	3,981	0,688	0,711	6,063	0,802	0,84
1,96	0,463	0,423	4,042	0,711	0,716	6,124	0,805	0,843
2,021	0,487	0,436	4,103	0,695	0,721			
2,082	0,466	0,449	4,164	0,728	0,727			

APÊNDICE A2 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das distribuições de efluentes do íon sódio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 2

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,065	0,024	0	2,009	0,197	0,242	3,953	0,64	0,654
0,13	0,023	0	2,074	0,226	0,259	4,018	0,659	0,664
0,194	0,022	0	2,139	0,255	0,276	4,083	0,669	0,673
0,259	0,021	0	2,204	0,285	0,293	4,148	0,726	0,682
0,324	0,021	0	2,268	0,307	0,309	4,213	0,672	0,691
0,389	0,019	0	2,333	0,332	0,326	4,277	0,672	0,699
0,454	0,019	0	2,398	0,389	0,342	4,342	0,688	0,708
0,518	0,018	0	2,463	0,398	0,358	4,407	0,72	0,716
0,583	0,018	0,001	2,528	0,436	0,374	4,472	0,71	0,724
0,648	0,017	0,002	2,592	0,452	0,39	4,537	0,742	0,731
0,713	0,016	0,004	2,657	0,478	0,405	4,602	0,71	0,739
0,778	0,016	0,007	2,722	0,497	0,42	4,666	0,742	0,746
0,843	0,018	0,011	2,787	0,503	0,435	4,731	0,723	0,753
0,907	0,02	0,016	2,852	0,516	0,45	4,796	0,729	0,76
0,972	0,022	0,023	2,916	0,519	0,464	4,861	0,748	0,766
1,037	0,024	0,03	2,981	0,519	0,478	4,926	0,755	0,773
1,102	0,025	0,039	3,046	0,541	0,492	4,99	0,748	0,779
1,167	0,027	0,049	3,111	0,564	0,506	5,055	0,758	0,785
1,231	0,028	0,06	3,176	0,567	0,519	5,12	0,748	0,791
1,296	0,03	0,072	3,241	0,599	0,532	5,185	0,774	0,797
1,361	0,03	0,085	3,305	0,589	0,544	5,25	0,787	0,802
1,426	0,032	0,098	3,37	0,596	0,557	5,314	0,755	0,808
1,491	0,039	0,113	3,435	0,573	0,569	5,379	0,809	0,813
1,555	0,051	0,128	3,5	0,618	0,58	5,444	0,777	0,818
1,62	0,066	0,143	3,565	0,605	0,592	5,509	0,758	0,823
1,685	0,084	0,159	3,629	0,656	0,603	5,574	0,79	0,828
1,75	0,104	0,175	3,694	0,631	0,614	5,638	0,803	0,833
1,815	0,125	0,192	3,759	0,637	0,624	5,703	0,774	0,837
1,879	0,147	0,208	3,824	0,637	0,635	5,768	0,806	0,842
1,944	0,174	0,225	3,889	0,65	0,645	5,833	0,799	0,846

APÊNDICE A3 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 3

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,058	0	0	1,785	0,498	0,473	3,513	0,771	0,773
0,115	0	0	1,843	0,516	0,489	3,57	0,877	0,779
0,173	0	0	1,9	0,542	0,504	3,628	0,789	0,785
0,23	0	0,001	1,958	0,551	0,518	3,685	0,797	0,79
0,288	0	0,003	2,015	0,551	0,532	3,743	0,789	0,796
0,345	0	0,007	2,073	0,577	0,546	3,8	0,789	0,801
0,403	0	0,015	2,131	0,586	0,559	3,858	0,797	0,806
0,461	0	0,025	2,188	0,604	0,572	3,916	0,797	0,811
0,518	0,008	0,039	2,246	0,612	0,584	3,973	0,806	0,816
0,576	0,016	0,055	2,303	0,621	0,596	4,031	0,859	0,82
0,633	0,024	0,073	2,361	0,639	0,607	4,088	0,806	0,825
0,691	0,035	0,093	2,418	0,648	0,618	4,146	0,806	0,829
0,749	0,046	0,113	2,476	0,656	0,629	4,203	0,806	0,833
0,806	0,063	0,135	2,534	0,674	0,64	4,261	0,806	0,837
0,864	0,085	0,157	2,591	0,665	0,65	4,319	0,815	0,841
0,921	0,102	0,179	2,649	0,701	0,659	4,376	0,797	0,845
0,979	0,117	0,201	2,706	0,701	0,669	4,434	0,806	0,849
1,036	0,137	0,224	2,764	0,709	0,678	4,491	0,789	0,853
1,094	0,152	0,246	2,822	0,709	0,687	4,549	0,797	0,856
1,152	0,169	0,267	2,879	0,727	0,695	4,607	0,841	0,86
1,209	0,287	0,289	2,937	0,727	0,704	4,664	0,806	0,863
1,267	0,322	0,309	2,994	0,718	0,712	4,722	0,806	0,866
1,324	0,357	0,33	3,052	0,736	0,719	4,779	0,815	0,87
1,382	0,383	0,35	3,109	0,745	0,727	4,837	0,815	0,873
1,44	0,463	0,369	3,167	0,753	0,734	4,894	0,815	0,876
1,497	0,427	0,388	3,225	0,753	0,741	4,952	0,815	0,879
1,555	0,472	0,406	3,282	0,753	0,748	5,01	0,833	0,882
1,612	0,48	0,423	3,34	0,762	0,755	5,067	0,824	0,884
1,67	0,48	0,44	3,397	0,753	0,761	5,125	0,859	0,887
1,727	0,472	0,457	3,455	0,762	0,767	5,182	0,824	0,89

APÊNDICE A4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,058	0	0	2,043	0,398	0,409	4,027	0,738	0,751
0,117	0	0	2,101	0,459	0,424	4,085	0,703	0,757
0,175	0	0	2,159	0,468	0,439	4,144	0,73	0,763
0,233	0	0	2,218	0,494	0,453	4,202	0,808	0,769
0,292	0	0	2,276	0,564	0,467	4,26	0,773	0,775
0,35	0	0,001	2,334	0,599	0,481	4,319	0,738	0,78
0,409	0	0,002	2,393	0,59	0,494	4,377	0,799	0,785
0,467	0	0,005	2,451	0,616	0,507	4,435	0,686	0,79
0,525	0	0,009	2,51	0,625	0,52	4,494	0,765	0,795
0,584	0	0,015	2,568	0,616	0,532	4,552	0,904	0,8
0,642	0	0,023	2,626	0,616	0,544	4,611	0,878	0,805
0,7	0,002	0,033	2,685	0,616	0,555	4,669	0,869	0,81
0,759	0,006	0,044	2,743	0,573	0,567	4,727	0,826	0,814
0,817	0,014	0,057	2,801	0,547	0,578	4,786	0,782	0,818
0,875	0,021	0,071	2,86	0,547	0,588	4,844	0,756	0,823
0,934	0,029	0,086	2,918	0,677	0,599	4,902	0,765	0,827
0,992	0,039	0,101	2,976	0,686	0,609	4,961	0,843	0,831
1,051	0,048	0,118	3,035	0,695	0,619	5,019	0,826	0,835
1,109	0,061	0,135	3,093	0,703	0,629	5,077	0,817	0,839
1,167	0,078	0,153	3,152	0,73	0,638	5,136	0,773	0,842
1,226	0,084	0,17	3,21	0,703	0,647	5,194	0,782	0,846
1,284	0,119	0,188	3,268	0,677	0,656	5,253	0,782	0,85
1,342	0,145	0,206	3,327	0,651	0,665	5,311	0,817	0,853
1,401	0,18	0,224	3,385	0,66	0,673	5,369	0,799	0,856
1,459	0,215	0,242	3,443	0,642	0,681	5,428	0,826	0,86
1,517	0,233	0,26	3,502	0,634	0,689	5,486	0,808	0,863
1,576	0,259	0,278	3,56	0,634	0,697	5,544	0,782	0,866
1,634	0,285	0,295	3,618	0,669	0,704	5,603	0,765	0,869
1,692	0,294	0,312	3,677	0,642	0,711	5,661	0,791	0,872
1,751	0,294	0,329	3,735	0,634	0,719	5,719	0,808	0,875
1,809	0,355	0,346	3,794	0,773	0,725	5,778	0,843	0,878
1,868	0,337	0,362	3,852	0,791	0,732	5,836	0,86	0,881
1,926	0,39	0,378	3,91	0,843	0,739			
1,984	0,39	0,394	3,969	0,817	0,745			

APÊNDICE B1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,059	0	0	2,007	0,342	0,358	3,955	0,712	0,703
0,118	0	0	2,066	0,395	0,373	4,014	0,721	0,709
0,177	0	0	2,125	0,424	0,388	4,073	0,716	0,716
0,236	0	0	2,184	0,426	0,402	4,132	0,752	0,722
0,295	0	0	2,243	0,433	0,416	4,191	0,726	0,728
0,354	0	0,001	2,302	0,473	0,429	4,25	0,714	0,734
0,413	0	0,002	2,361	0,48	0,443	4,309	0,723	0,74
0,472	0	0,004	2,42	0,475	0,456	4,368	0,734	0,746
0,531	0	0,007	2,479	0,52	0,468	4,427	0,723	0,752
0,59	0	0,012	2,538	0,534	0,481	4,486	0,73	0,757
0,649	0	0,019	2,597	0,525	0,493	4,545	0,734	0,762
0,708	0	0,027	2,656	0,533	0,505	4,604	0,739	0,768
0,767	0	0,036	2,715	0,569	0,516	4,663	0,726	0,773
0,826	0,006	0,047	2,774	0,563	0,528	4,722	0,77	0,778
0,885	0,011	0,059	2,833	0,565	0,539	4,781	0,797	0,782
0,944	0,019	0,072	2,892	0,578	0,549	4,84	0,788	0,787
1,003	0,028	0,086	2,951	0,572	0,56	4,899	0,779	0,792
1,062	0,04	0,101	3,01	0,585	0,57	4,958	0,752	0,796
1,121	0,056	0,116	3,069	0,611	0,58	5,017	0,774	0,801
1,18	0,107	0,132	3,128	0,609	0,59	5,076	0,775	0,805
1,239	0,125	0,148	3,187	0,632	0,599	5,135	0,783	0,809
1,299	0,139	0,165	3,246	0,607	0,608	5,194	0,768	0,813
1,358	0,158	0,181	3,305	0,647	0,617	5,253	0,759	0,817
1,417	0,183	0,198	3,364	0,625	0,626	5,312	0,763	0,821
1,476	0,185	0,215	3,423	0,65	0,635	5,371	0,808	0,825
1,535	0,203	0,231	3,482	0,676	0,643	5,43	0,781	0,828
1,594	0,226	0,248	3,541	0,645	0,651	5,489	0,877	0,832
1,653	0,239	0,264	3,6	0,676	0,659	5,548	0,775	0,836
1,712	0,254	0,28	3,659	0,663	0,667	5,607	0,826	0,839
1,771	0,293	0,296	3,718	0,701	0,674	5,666	0,873	0,842
1,83	0,31	0,312	3,777	0,763	0,682	5,725	0,803	0,846
1,889	0,33	0,328	3,836	0,699	0,689	5,784	0,819	0,849
1,948	0,341	0,343	3,896	0,708	0,696	5,843	0,803	0,852

APÊNDICE B2 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 2

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,062	0,031	0	1,295	0,205	0,222	2,527	0,648	0,654
0,123	0,028	0	1,356	0,225	0,248	2,589	0,638	0,669
0,185	0,028	0	1,418	0,303	0,273	2,651	0,705	0,684
0,247	0,028	0	1,48	0,36	0,299	2,712	0,691	0,698
0,308	0,027	0	1,541	0,345	0,324	2,774	0,716	0,711
0,37	0,027	0	1,603	0,379	0,349	2,836	0,712	0,724
0,432	0,026	0,001	1,664	0,398	0,374	2,897	0,789	0,736
0,493	0,026	0,004	1,726	0,394	0,398	2,959	0,749	0,748
0,555	0,027	0,008	1,788	0,432	0,422	3,021	0,781	0,759
0,616	0,029	0,014	1,849	0,455	0,445	3,082	0,72	0,769
0,678	0,031	0,023	1,911	0,501	0,467	3,144	0,728	0,78
0,74	0,034	0,034	1,973	0,512	0,489	3,206	0,804	0,789
0,801	0,042	0,048	2,034	0,488	0,51	3,267	0,804	0,799
0,863	0,056	0,065	2,096	0,488	0,531	3,329	0,808	0,808
0,925	0,073	0,083	2,158	0,497	0,55	3,391	0,834	0,816
0,986	0,092	0,103	2,219	0,568	0,569	3,452	0,838	0,824
1,048	0,113	0,125	2,281	0,547	0,588	3,514	0,829	0,832
1,11	0,139	0,148	2,343	0,564	0,605	3,575	0,909	0,84
1,171	0,158	0,172	2,404	0,634	0,622	3,637	0,888	0,847
1,233	0,183	0,197	2,466	0,644	0,639	3,699	0,806	0,854

APÊNDICE B3 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 3

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,064	0,003	0	1,609	0,356	0,342	3,154	0,739	0,764
0,129	0,002	0	1,674	0,387	0,366	3,219	0,762	0,774
0,193	0,002	0	1,738	0,425	0,391	3,283	0,801	0,784
0,258	0,002	0	1,803	0,473	0,414	3,348	0,78	0,793
0,322	0,002	0	1,867	0,464	0,438	3,412	0,799	0,802
0,386	0,002	0,001	1,931	0,49	0,46	3,476	0,814	0,811
0,451	0,002	0,002	1,996	0,536	0,482	3,541	0,81	0,819
0,515	0,002	0,005	2,06	0,527	0,503	3,605	0,824	0,827
0,579	0,002	0,01	2,124	0,55	0,524	3,669	0,807	0,834
0,644	0,002	0,018	2,189	0,557	0,543	3,734	0,835	0,842
0,708	0,003	0,029	2,253	0,617	0,563	3,798	0,793	0,848
0,773	0,003	0,042	2,318	0,6	0,581	3,863	0,851	0,855
0,837	0,005	0,057	2,382	0,59	0,599	3,927	0,872	0,861
0,901	0,011	0,075	2,446	0,596	0,616	3,991	0,856	0,867
0,966	0,025	0,095	2,511	0,634	0,632	4,056	0,885	0,873
1,03	0,048	0,117	2,575	0,665	0,648	4,12	0,918	0,879
1,094	0,075	0,14	2,639	0,667	0,663	4,184	0,841	0,884
1,159	0,11	0,164	2,704	0,686	0,678	4,249	0,856	0,889
1,223	0,144	0,188	2,768	0,699	0,691	4,313	0,849	0,894
1,288	0,181	0,214	2,833	0,711	0,705	4,378	0,879	0,898
1,352	0,23	0,239	2,897	0,713	0,718	4,442	0,887	0,903
1,416	0,274	0,265	2,961	0,747	0,73	4,506	0,849	0,907
1,481	0,308	0,291	3,026	0,749	0,742	4,571	0,841	0,911
1,545	0,368	0,316	3,09	0,753	0,753	4,635	0,885	0,915

APÊNDICE B4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,064	0,002	0	1,652	0,241	0,253	3,241	0,849	0,856
0,127	0,002	0	1,716	0,276	0,285	3,305	0,825	0,867
0,191	0,001	0	1,78	0,328	0,318	3,369	0,835	0,877
0,254	0,001	0	1,843	0,356	0,35	3,432	0,867	0,887
0,318	0,002	0	1,907	0,38	0,383	3,496	0,837	0,896
0,381	0,002	0	1,97	0,429	0,416	3,559	0,899	0,904
0,445	0,002	0	2,034	0,453	0,448	3,623	0,821	0,911
0,508	0,001	0	2,097	0,517	0,479	3,686	0,877	0,919
0,572	0,001	0	2,161	0,527	0,509	3,75	0,863	0,925
0,636	0,001	0	2,224	0,618	0,539	3,813	0,903	0,931
0,699	0,001	0,001	2,288	0,602	0,567	3,877	0,913	0,937
0,763	0,002	0,003	2,352	0,604	0,595	3,941	0,922	0,942
0,826	0,002	0,005	2,415	0,622	0,621	4,004	0,911	0,947
0,89	0,002	0,01	2,479	0,698	0,646	4,068	0,926	0,951
0,953	0,003	0,016	2,542	0,704	0,669	4,131	0,962	0,955
1,017	0,003	0,025	2,606	0,751	0,692	4,195	0,966	0,959
1,08	0,005	0,036	2,669	0,734	0,713	4,258	0,934	0,962
1,144	0,009	0,051	2,733	0,767	0,733	4,322	0,942	0,965
1,208	0,019	0,068	2,797	0,755	0,752	4,385	0,964	0,968
1,271	0,036	0,088	2,86	0,765	0,77	4,449	0,976	0,971
1,335	0,062	0,11	2,924	0,781	0,787	4,513	1,016	0,973
1,398	0,093	0,135	2,987	0,825	0,803	4,576	0,956	0,975
1,462	0,131	0,162	3,051	0,811	0,817	4,64	0,986	0,977
1,525	0,171	0,191	3,114	0,839	0,831	4,703	0,992	0,979
1,589	0,208	0,221	3,178	0,807	0,844			

APÊNDICE C1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,065	0,001	0	1,808	0,565	0,587	3,551	0,862	0,87
0,129	0,001	0	1,873	0,582	0,605	3,616	0,898	0,876
0,194	0	0	1,937	0,659	0,623	3,681	0,882	0,88
0,258	0	0,002	2,002	0,647	0,639	3,745	0,87	0,885
0,323	0	0,008	2,066	0,691	0,655	3,81	0,873	0,89
0,387	0,001	0,018	2,131	0,662	0,67	3,874	0,862	0,894
0,452	0,001	0,034	2,195	0,717	0,684	3,939	0,876	0,898
0,517	0,004	0,055	2,26	0,727	0,698	4,003	0,966	0,902
0,581	0,017	0,08	2,325	0,822	0,711	4,068	0,867	0,906
0,646	0,036	0,107	2,389	0,71	0,723	4,133	0,891	0,91
0,71	0,064	0,137	2,454	0,74	0,735	4,197	0,875	0,913
0,775	0,095	0,167	2,518	0,785	0,746	4,262	0,892	0,916
0,839	0,155	0,199	2,583	0,737	0,757	4,326	0,896	0,92
0,904	0,209	0,23	2,647	0,795	0,767	4,391	0,848	0,923
0,969	0,233	0,261	2,712	0,782	0,777	4,455	0,92	0,926
1,033	0,286	0,292	2,777	0,816	0,786	4,52	0,89	0,928
1,098	0,323	0,322	2,841	0,791	0,795	4,585	0,904	0,931
1,162	0,359	0,351	2,906	0,815	0,804	4,649	0,884	0,934
1,227	0,413	0,379	2,97	0,855	0,812	4,714	0,902	0,936
1,291	0,414	0,407	3,035	0,826	0,82	4,778	0,888	0,939
1,356	0,44	0,433	3,099	0,849	0,827	4,843	0,836	0,941
1,421	0,473	0,458	3,164	0,817	0,834	4,907	0,871	0,943
1,485	0,503	0,482	3,229	0,834	0,841	4,972	0,878	0,945
1,55	0,591	0,505	3,293	0,852	0,847	5,037	0,907	0,947
1,614	0,616	0,527	3,358	0,865	0,853	5,101	0,942	0,949
1,679	0,554	0,548	3,422	0,816	0,859	5,166	0,905	0,951
1,743	0,568	0,568	3,487	0,883	0,865			

APÊNDICE C2 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 2

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,063	0,001	0	1,769	0,593	0,588	3,474	0,878	0,885
0,126	0,001	0	1,832	0,606	0,607	3,538	0,898	0,89
0,19	0,001	0	1,895	0,63	0,626	3,601	0,843	0,895
0,253	0,001	0,001	1,958	0,657	0,644	3,664	0,898	0,9
0,316	0,001	0,004	2,021	0,651	0,661	3,727	0,954	0,904
0,379	0,001	0,012	2,085	0,7	0,677	3,79	0,834	0,909
0,442	0,001	0,024	2,148	0,686	0,692	3,853	0,934	0,913
0,505	0,001	0,042	2,211	0,753	0,707	3,917	0,896	0,916
0,569	0,005	0,064	2,274	0,763	0,72	3,98	0,889	0,92
0,632	0,021	0,089	2,337	0,758	0,734	4,043	0,871	0,924
0,695	0,05	0,117	2,4	0,737	0,746	4,106	0,908	0,927
0,758	0,096	0,147	2,464	0,799	0,758	4,169	0,924	0,93
0,821	0,153	0,178	2,527	0,781	0,769	4,232	0,898	0,933
0,884	0,206	0,209	2,59	0,758	0,78	4,296	0,878	0,936
0,948	0,234	0,241	2,653	0,773	0,79	4,359	0,941	0,939
1,011	0,272	0,273	2,716	0,789	0,8	4,422	0,945	0,941
1,074	0,305	0,305	2,779	0,785	0,809	4,485	0,912	0,944
1,137	0,323	0,335	2,843	0,798	0,818	4,548	0,926	0,946
1,2	0,388	0,365	2,906	0,845	0,826	4,611	0,905	0,949
1,263	0,409	0,394	2,969	0,843	0,834	4,675	0,977	0,951
1,327	0,438	0,422	3,032	0,826	0,842	4,738	0,907	0,953
1,39	0,467	0,449	3,095	0,805	0,849	4,801	0,962	0,955
1,453	0,503	0,475	3,159	0,835	0,856	4,864	0,985	0,957
1,516	0,605	0,499	3,222	0,852	0,862	4,927	0,945	0,958
1,579	0,538	0,523	3,285	0,877	0,868	4,99	0,99	0,96
1,642	0,55	0,546	3,348	0,897	0,874	5,054	0,954	0,962
1,706	0,568	0,567	3,411	0,888	0,88	5,117	0,977	0,963

APÊNDICE C3 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 3

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,061	0,001	0	1,65	0,451	0,434	3,238	0,899	0,857
0,122	0,001	0	1,711	0,496	0,461	3,299	0,915	0,865
0,183	0,001	0	1,772	0,508	0,486	3,361	0,813	0,872
0,244	0,001	0	1,833	0,555	0,511	3,422	0,841	0,879
0,306	0,001	0	1,894	0,59	0,535	3,483	0,798	0,886
0,367	0,001	0	1,955	0,643	0,558	3,544	0,811	0,892
0,428	0,001	0,002	2,016	0,663	0,58	3,605	0,833	0,898
0,489	0,001	0,004	2,077	0,657	0,601	3,666	0,837	0,903
0,55	0,001	0,009	2,139	0,74	0,621	3,727	0,853	0,908
0,611	0,001	0,017	2,2	0,721	0,641	3,788	0,818	0,913
0,672	0,001	0,028	2,261	0,764	0,659	3,849	0,838	0,918
0,733	0,001	0,042	2,322	0,755	0,677	3,91	0,871	0,922
0,794	0,002	0,059	2,383	0,755	0,694	3,972	0,832	0,927
0,855	0,01	0,078	2,444	0,736	0,71	4,033	0,841	0,93
0,917	0,026	0,1	2,505	0,756	0,725	4,094	0,873	0,934
0,978	0,048	0,125	2,566	0,777	0,739	4,155	0,86	0,938
1,039	0,074	0,15	2,627	0,783	0,753	4,216	0,837	0,941
1,1	0,098	0,178	2,688	0,796	0,766	4,277	0,889	0,944
1,161	0,106	0,206	2,75	0,808	0,779	4,338	0,873	0,947
1,222	0,151	0,235	2,811	0,804	0,79	4,399	0,894	0,95
1,283	0,191	0,264	2,872	0,817	0,801	4,46	0,889	0,953
1,344	0,25	0,293	2,933	0,806	0,812	4,521	0,916	0,955
1,405	0,299	0,322	2,994	0,794	0,822	4,583	0,882	0,958
1,466	0,39	0,351	3,055	0,829	0,832	4,644	0,892	0,96
1,528	0,382	0,379	3,116	0,855	0,841			
1,589	0,418	0,407	3,177	0,865	0,849			

APÊNDICE C4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,062	0,001	0	1,355	0,352	0,35	2,649	0,795	0,794
0,123	0,001	0	1,417	0,405	0,38	2,711	0,775	0,806
0,185	0,001	0	1,478	0,486	0,41	2,772	0,761	0,817
0,246	0,001	0	1,54	0,428	0,439	2,834	0,797	0,827
0,308	0,001	0	1,602	0,481	0,467	2,895	0,798	0,837
0,37	0,001	0,001	1,663	0,492	0,494	2,957	0,851	0,846
0,431	0,001	0,004	1,725	0,527	0,52	3,019	0,863	0,855
0,493	0,001	0,008	1,787	0,568	0,545	3,08	0,815	0,863
0,554	0,002	0,016	1,848	0,593	0,569	3,142	0,859	0,871
0,616	0,007	0,028	1,91	0,623	0,592	3,203	0,9	0,878
0,678	0,021	0,043	1,971	0,636	0,614	3,265	0,896	0,885
0,739	0,039	0,062	2,033	0,658	0,635	3,327	0,886	0,892
0,801	0,061	0,084	2,095	0,647	0,655	3,388	0,903	0,898
0,862	0,084	0,109	2,156	0,699	0,674	3,45	0,895	0,904
0,924	0,115	0,135	2,218	0,709	0,692	3,511	0,911	0,909
0,986	0,156	0,164	2,279	0,683	0,709	3,573	0,932	0,914
1,047	0,172	0,194	2,341	0,714	0,725	3,635	0,906	0,919
1,109	0,218	0,225	2,403	0,716	0,74	3,696	0,975	0,924
1,17	0,245	0,256	2,464	0,727	0,755	3,758	0,983	0,928
1,232	0,282	0,288	2,526	0,774	0,769			
1,294	0,325	0,319	2,587	0,748	0,782			

APÊNDICE D1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,054	0,006	0	1,687	0,057	0,041	3,319	0,517	0,534
0,109	0,006	0	1,741	0,057	0,05	3,373	0,533	0,551
0,163	0,006	0	1,795	0,057	0,059	3,428	0,541	0,568
0,218	0,006	0	1,85	0,065	0,07	3,482	0,541	0,584
0,272	0,006	0	1,904	0,073	0,081	3,536	0,549	0,6
0,326	0,006	0	1,959	0,081	0,093	3,591	0,572	0,615
0,381	0,005	0	2,013	0,105	0,106	3,645	0,572	0,63
0,435	0,006	0	2,067	0,105	0,12	3,7	0,588	0,645
0,49	0,009	0	2,122	0,129	0,135	3,754	0,612	0,659
0,544	0,018	0	2,176	0,137	0,15	3,809	0,636	0,673
0,598	0,018	0	2,231	0,145	0,166	3,863	0,723	0,686
0,653	0,029	0	2,285	0,176	0,183	3,917	0,739	0,699
0,707	0,037	0	2,34	0,192	0,2	3,972	0,747	0,712
0,762	0,046	0	2,394	0,224	0,218	4,026	0,754	0,724
0,816	0,053	0	2,448	0,24	0,236	4,081	0,762	0,735
0,871	0,057	0	2,503	0,263	0,254	4,135	0,778	0,747
0,925	0,061	0	2,557	0,287	0,273	4,189	0,786	0,758
0,979	0,064	0	2,612	0,303	0,292	4,244	0,794	0,768
1,034	0,066	0,001	2,666	0,327	0,311	4,298	0,81	0,778
1,088	0,067	0,001	2,72	0,351	0,33	4,353	0,802	0,788
1,143	0,057	0,002	2,775	0,366	0,35	4,407	0,794	0,797
1,197	0,065	0,003	2,829	0,39	0,369	4,461	0,826	0,806
1,251	0,065	0,005	2,884	0,406	0,388	4,516	0,842	0,815
1,306	0,057	0,007	2,938	0,422	0,407	4,57	0,842	0,823
1,36	0,057	0,009	2,992	0,438	0,426	4,625	0,85	0,832
1,415	0,057	0,013	3,047	0,43	0,445	4,679	0,85	0,839
1,469	0,057	0,017	3,101	0,461	0,463	4,733	0,865	0,847
1,523	0,057	0,021	3,156	0,469	0,481	4,788	0,85	0,854
1,578	0,05	0,027	3,21	0,485	0,499	4,842	0,818	0,86
1,632	0,05	0,034	3,264	0,517	0,517			

APÊNDICE D2 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 2

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,055	0,015	0	1,934	0,066	0,004	3,813	0,34	0,339
0,111	0,015	0	1,989	0,065	0,005	3,868	0,355	0,356
0,166	0,014	0	2,045	0,064	0,006	3,924	0,363	0,373
0,221	0,014	0	2,1	0,064	0,008	3,979	0,401	0,39
0,276	0,015	0	2,155	0,062	0,01	4,034	0,401	0,408
0,332	0,016	0	2,21	0,062	0,013	4,089	0,461	0,425
0,387	0,015	0	2,266	0,059	0,016	4,145	0,461	0,442
0,442	0,015	0	2,321	0,059	0,02	4,2	0,461	0,459
0,497	0,015	0	2,376	0,059	0,024	4,255	0,484	0,476
0,553	0,017	0	2,432	0,059	0,029	4,31	0,515	0,492
0,608	0,02	0	2,487	0,059	0,034	4,366	0,522	0,509
0,663	0,026	0	2,542	0,059	0,04	4,421	0,537	0,525
0,718	0,031	0	2,597	0,059	0,046	4,476	0,545	0,541
0,774	0,036	0	2,653	0,067	0,054	4,531	0,552	0,556
0,829	0,042	0	2,708	0,059	0,062	4,587	0,568	0,572
0,884	0,046	0	2,763	0,067	0,07	4,642	0,583	0,587
0,939	0,048	0	2,818	0,075	0,08	4,697	0,613	0,602
0,995	0,051	0	2,874	0,082	0,09	4,752	0,613	0,616
1,05	0,052	0	2,929	0,082	0,1	4,808	0,636	0,631
1,105	0,058	0	2,984	0,097	0,112	4,863	0,643	0,644
1,16	0,061	0	3,039	0,105	0,124	4,918	0,651	0,658
1,216	0,064	0	3,095	0,112	0,136	4,974	0,659	0,671
1,271	0,064	0	3,15	0,128	0,149	5,029	0,704	0,684
1,326	0,067	0	3,205	0,143	0,163	5,084	0,704	0,696
1,382	0,067	0	3,26	0,158	0,177	5,139	0,757	0,708
1,437	0,068	0	3,316	0,181	0,192	5,195	0,734	0,72
1,492	0,068	0	3,371	0,188	0,207	5,25	0,704	0,732
1,547	0,068	0	3,426	0,211	0,222	5,305	0,727	0,743
1,603	0,068	0	3,481	0,234	0,238	5,36	0,719	0,753
1,658	0,068	0,001	3,537	0,241	0,254	5,416	0,734	0,764
1,713	0,069	0,001	3,592	0,249	0,271	5,471	0,81	0,774
1,768	0,068	0,001	3,647	0,272	0,288	5,526	0,757	0,783
1,824	0,067	0,002	3,703	0,295	0,304			
1,879	0,067	0,003	3,758	0,332	0,321			

APÊNDICE D3 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 3

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,058	0,006	0	1,791	0,067	0,026	3,525	0,431	0,42
0,116	0,006	0	1,849	0,067	0,031	3,583	0,446	0,436
0,173	0,006	0	1,907	0,067	0,037	3,64	0,461	0,452
0,231	0,006	0	1,965	0,06	0,044	3,698	0,475	0,468
0,289	0,006	0	2,022	0,06	0,052	3,756	0,497	0,483
0,347	0,006	0	2,08	0,06	0,061	3,814	0,504	0,498
0,404	0,006	0	2,138	0,067	0,07	3,871	0,512	0,513
0,462	0,006	0	2,196	0,067	0,08	3,929	0,555	0,528
0,52	0,006	0	2,254	0,067	0,09	3,987	0,563	0,542
0,578	0,008	0	2,311	0,074	0,101	4,045	0,57	0,557
0,636	0,009	0	2,369	0,074	0,113	4,103	0,592	0,571
0,693	0,015	0	2,427	0,089	0,126	4,16	0,599	0,584
0,751	0,024	0	2,485	0,096	0,139	4,218	0,606	0,598
0,809	0,031	0	2,542	0,118	0,152	4,276	0,614	0,611
0,867	0,04	0	2,6	0,133	0,166	4,334	0,628	0,623
0,925	0,046	0	2,658	0,147	0,18	4,391	0,643	0,636
0,982	0,053	0	2,716	0,169	0,195	4,449	0,65	0,648
1,04	0,059	0	2,774	0,191	0,21	4,507	0,672	0,66
1,098	0,063	0	2,831	0,213	0,226	4,565	0,665	0,672
1,156	0,065	0,001	2,889	0,22	0,241	4,623	0,679	0,683
1,213	0,067	0,001	2,947	0,249	0,257	4,68	0,694	0,694
1,271	0,074	0,002	3,005	0,264	0,274	4,738	0,701	0,704
1,329	0,074	0,003	3,062	0,286	0,29	4,796	0,716	0,715
1,387	0,074	0,004	3,12	0,315	0,306	4,854	0,716	0,725
1,445	0,074	0,005	3,178	0,337	0,322	4,912	0,723	0,735
1,502	0,074	0,007	3,236	0,351	0,339	4,969	0,723	0,744
1,56	0,074	0,01	3,294	0,373	0,355	5,027	0,73	0,753
1,618	0,074	0,013	3,351	0,395	0,372	5,085	0,738	0,762
1,676	0,074	0,016	3,409	0,41	0,388	5,143	0,745	0,771
1,733	0,067	0,021	3,467	0,424	0,404	5,2	0,752	0,779

APÊNDICE D4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 300 mg dm^{-3} , para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,056	0	0	1,738	0,047	0,106	3,42	0,687	0,623
0,112	0	0	1,794	0,07	0,12	3,476	0,68	0,636
0,168	0	0	1,85	0,078	0,136	3,533	0,71	0,65
0,224	0	0	1,906	0,1	0,152	3,589	0,695	0,663
0,28	0	0	1,963	0,123	0,168	3,645	0,726	0,676
0,336	0	0	2,019	0,146	0,185	3,701	0,71	0,688
0,393	0	0	2,075	0,169	0,203	3,757	0,726	0,7
0,449	0	0	2,131	0,2	0,221	3,813	0,726	0,712
0,505	0	0	2,187	0,222	0,239	3,869	0,71	0,723
0,561	0,001	0	2,243	0,245	0,258	3,925	0,718	0,734
0,617	0,003	0	2,299	0,276	0,276	3,981	0,726	0,744
0,673	0,005	0	2,355	0,299	0,295	4,037	0,741	0,754
0,729	0,008	0	2,411	0,322	0,314	4,093	0,748	0,764
0,785	0,011	0	2,467	0,344	0,333	4,149	0,756	0,774
0,841	0,014	0,001	2,523	0,375	0,352	4,205	0,764	0,783
0,897	0,016	0,002	2,579	0,39	0,371	4,261	0,748	0,792
0,953	0,017	0,003	2,635	0,421	0,39	4,318	0,779	0,8
1,009	0,019	0,004	2,691	0,436	0,408	4,374	0,771	0,808
1,065	0,02	0,007	2,748	0,451	0,427	4,43	0,779	0,816
1,121	0,021	0,01	2,804	0,474	0,445	4,486	0,779	0,824
1,178	0,009	0,014	2,86	0,482	0,463	4,542	0,779	0,831
1,234	0,009	0,018	2,916	0,512	0,48	4,598	0,787	0,838
1,29	0,009	0,024	2,972	0,535	0,497	4,654	0,794	0,845
1,346	0,009	0,031	3,028	0,55	0,514	4,71	0,817	0,851
1,402	0,009	0,038	3,084	0,581	0,531	4,766	0,802	0,857
1,458	0,009	0,047	3,14	0,581	0,547	4,822	0,809	0,863
1,514	0,017	0,057	3,196	0,596	0,563	4,878	0,817	0,869
1,57	0,017	0,068	3,252	0,626	0,578	4,934	0,825	0,874
1,626	0,024	0,079	3,308	0,642	0,594	4,99	0,84	0,88
1,682	0,032	0,092	3,364	0,657	0,608	5,046	0,825	0,885

APÊNDICE E1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,053	0,004	0	1,853	0,17	0,2	3,653	0,748	0,748
0,106	0,004	0	1,906	0,195	0,218	3,706	0,759	0,758
0,159	0,004	0	1,959	0,22	0,237	3,759	0,738	0,767
0,212	0,004	0	2,012	0,25	0,256	3,812	0,769	0,777
0,265	0,003	0	2,065	0,261	0,275	3,865	0,774	0,786
0,318	0,002	0	2,118	0,296	0,294	3,918	0,779	0,794
0,371	0,003	0	2,171	0,336	0,314	3,97	0,794	0,803
0,424	0,003	0	2,223	0,341	0,333	4,023	0,799	0,811
0,476	0,004	0	2,276	0,376	0,352	4,076	0,804	0,819
0,529	0,005	0	2,329	0,386	0,372	4,129	0,799	0,826
0,582	0,006	0	2,382	0,411	0,391	4,182	0,824	0,833
0,635	0,008	0	2,435	0,432	0,409	4,235	0,814	0,84
0,688	0,01	0	2,488	0,452	0,428	4,288	0,814	0,847
0,741	0,012	0,001	2,541	0,477	0,447	4,341	0,824	0,853
0,794	0,013	0,002	2,594	0,487	0,465	4,394	0,854	0,859
0,847	0,015	0,003	2,647	0,517	0,482	4,447	0,834	0,865
0,9	0,016	0,005	2,7	0,552	0,5	4,5	0,834	0,871
0,953	0,017	0,007	2,753	0,542	0,517	4,553	0,884	0,876
1,006	0,018	0,011	2,806	0,572	0,534	4,606	0,904	0,882
1,059	0,018	0,015	2,859	0,577	0,55	4,659	0,854	0,887
1,112	0,019	0,02	2,912	0,593	0,566	4,712	0,859	0,891
1,165	0,019	0,027	2,965	0,618	0,582	4,765	0,894	0,896
1,218	0,02	0,034	3,018	0,618	0,597	4,817	0,854	0,901
1,271	0,02	0,042	3,071	0,653	0,612	4,87	0,859	0,905
1,323	0,021	0,052	3,123	0,718	0,626	4,923	0,869	0,909
1,376	0,023	0,063	3,176	0,653	0,64	4,976	0,879	0,913
1,429	0,027	0,075	3,229	0,658	0,653	5,029	0,879	0,916
1,482	0,033	0,087	3,282	0,678	0,667	5,082	0,904	0,92
1,535	0,042	0,101	3,335	0,688	0,679	5,135	0,884	0,924
1,588	0,052	0,116	3,388	0,703	0,692	5,188	0,889	0,927
1,641	0,069	0,131	3,441	0,754	0,704	5,241	0,894	0,93
1,694	0,084	0,148	3,494	0,728	0,715	5,294	0,864	0,933
1,747	0,115	0,165	3,547	0,748	0,726			
1,8	0,15	0,182	3,6	0,738	0,737			

APÊNDICE E2 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 2

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,056	0,004	0	1,953	0,236	0,26	3,85	0,733	0,708
0,112	0,004	0	2,009	0,257	0,276	3,906	0,696	0,717
0,167	0,004	0	2,064	0,293	0,293	3,961	0,717	0,725
0,223	0,004	0	2,12	0,319	0,31	4,017	0,717	0,733
0,279	0,004	0	2,176	0,34	0,326	4,073	0,728	0,741
0,335	0,005	0	2,232	0,367	0,343	4,129	0,754	0,749
0,391	0,006	0	2,288	0,398	0,359	4,185	0,743	0,756
0,446	0,008	0	2,343	0,408	0,375	4,24	0,77	0,763
0,502	0,009	0	2,399	0,44	0,391	4,296	0,764	0,77
0,558	0,011	0,001	2,455	0,44	0,407	4,352	0,754	0,777
0,614	0,012	0,001	2,511	0,471	0,422	4,408	0,759	0,784
0,67	0,013	0,003	2,567	0,492	0,437	4,463	0,78	0,79
0,725	0,014	0,005	2,622	0,508	0,452	4,519	0,817	0,796
0,781	0,015	0,007	2,678	0,518	0,467	4,575	0,749	0,802
0,837	0,016	0,011	2,734	0,545	0,481	4,631	0,754	0,808
0,893	0,016	0,015	2,79	0,555	0,495	4,687	0,791	0,814
0,948	0,016	0,021	2,845	0,592	0,509	4,742	0,785	0,82
1,004	0,016	0,028	2,901	0,586	0,522	4,798	0,806	0,825
1,06	0,017	0,036	2,957	0,597	0,536	4,854	0,796	0,83
1,116	0,017	0,044	3,013	0,613	0,549	4,91	0,796	0,835
1,172	0,017	0,054	3,069	0,602	0,561	4,966	0,801	0,84
1,227	0,018	0,065	3,124	0,618	0,574	5,021	0,812	0,845
1,283	0,02	0,077	3,18	0,644	0,586	5,077	0,806	0,849
1,339	0,024	0,089	3,236	0,649	0,597	5,133	0,791	0,854
1,395	0,029	0,103	3,292	0,649	0,609	5,189	0,812	0,858
1,451	0,037	0,117	3,348	0,66	0,62	5,245	0,806	0,862
1,506	0,047	0,131	3,403	0,654	0,631	5,3	0,812	0,867
1,562	0,059	0,146	3,459	0,66	0,642	5,356	0,827	0,87
1,618	0,072	0,162	3,515	0,696	0,652	5,412	0,832	0,874
1,674	0,086	0,177	3,571	0,681	0,662	5,468	0,817	0,878
1,73	0,102	0,194	3,627	0,681	0,672	5,524	0,796	0,882
1,785	0,152	0,21	3,682	0,696	0,681	5,579	0,832	0,885
1,841	0,183	0,226	3,738	0,691	0,691			
1,897	0,215	0,243	3,794	0,686	0,7			

APÊNDICE E3 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 3

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,057	0,008	0	2,006	0,223	0,3	3,956	0,846	0,806
0,115	0,008	0	2,064	0,239	0,321	4,013	0,851	0,814
0,172	0,008	0	2,121	0,266	0,341	4,07	0,835	0,822
0,229	0,008	0	2,178	0,281	0,362	4,128	0,894	0,829
0,287	0,007	0	2,236	0,308	0,382	4,185	0,824	0,836
0,344	0,008	0	2,293	0,324	0,402	4,242	0,835	0,843
0,401	0,008	0	2,35	0,393	0,422	4,3	0,856	0,849
0,459	0,008	0	2,408	0,415	0,441	4,357	0,862	0,856
0,516	0,008	0	2,465	0,446	0,46	4,414	0,899	0,862
0,573	0,01	0	2,522	0,478	0,479	4,471	0,878	0,868
0,631	0,014	0,001	2,58	0,505	0,497	4,529	0,878	0,873
0,688	0,022	0,002	2,637	0,521	0,515	4,586	0,878	0,878
0,745	0,035	0,003	2,694	0,548	0,532	4,643	0,84	0,884
0,803	0,048	0,005	2,752	0,574	0,549	4,701	0,867	0,888
0,86	0,061	0,008	2,809	0,59	0,566	4,758	0,862	0,893
0,917	0,072	0,012	2,866	0,611	0,582	4,815	0,776	0,898
0,975	0,082	0,018	2,924	0,633	0,597	4,873	0,851	0,902
1,032	0,091	0,025	2,981	0,649	0,613	4,93	0,819	0,906
1,089	0,098	0,033	3,038	0,665	0,627	4,987	0,883	0,91
1,147	0,104	0,042	3,096	0,686	0,642	5,045	0,91	0,914
1,204	0,154	0,053	3,153	0,707	0,656	5,102	0,904	0,918
1,261	0,154	0,065	3,21	0,718	0,669	5,159	0,904	0,921
1,319	0,159	0,078	3,268	0,739	0,682	5,217	0,904	0,925
1,376	0,159	0,093	3,325	0,76	0,694	5,274	0,872	0,928
1,433	0,159	0,109	3,382	0,76	0,706	5,331	0,888	0,931
1,49	0,164	0,125	3,44	0,776	0,718	5,389	0,941	0,934
1,548	0,159	0,143	3,497	0,776	0,729	5,446	0,894	0,937
1,605	0,159	0,161	3,554	0,755	0,74	5,503	0,867	0,939
1,662	0,164	0,18	3,612	0,787	0,751	5,561	0,883	0,942
1,72	0,164	0,199	3,669	0,782	0,761	5,618	0,904	0,944
1,777	0,17	0,219	3,726	0,803	0,77	5,675	0,92	0,947
1,834	0,18	0,239	3,784	0,76	0,78	5,733	0,894	0,949
1,892	0,191	0,259	3,841	0,83	0,789			
1,949	0,212	0,28	3,898	0,803	0,797			

APÊNDICE E4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 500 mg dm^{-3} , para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,053	0,007	0	1,851	0,071	0,037	3,649	0,615	0,587
0,106	0,007	0	1,904	0,056	0,044	3,702	0,636	0,603
0,159	0,007	0	1,957	0,061	0,053	3,755	0,646	0,619
0,212	0,007	0	2,01	0,066	0,062	3,808	0,666	0,634
0,264	0,007	0	2,063	0,076	0,072	3,861	0,687	0,649
0,317	0,007	0	2,116	0,081	0,083	3,914	0,687	0,664
0,37	0,007	0	2,168	0,092	0,095	3,967	0,707	0,678
0,423	0,007	0	2,221	0,102	0,108	4,02	0,718	0,691
0,476	0,007	0	2,274	0,112	0,121	4,072	0,728	0,705
0,529	0,009	0	2,327	0,127	0,136	4,125	0,738	0,718
0,582	0,009	0	2,38	0,138	0,151	4,178	0,738	0,73
0,635	0,011	0	2,433	0,153	0,167	4,231	0,759	0,742
0,688	0,014	0	2,486	0,169	0,183	4,284	0,764	0,754
0,74	0,016	0	2,539	0,179	0,2	4,337	0,774	0,765
0,793	0,02	0	2,592	0,194	0,217	4,39	0,784	0,775
0,846	0,024	0	2,644	0,21	0,235	4,443	0,79	0,786
0,899	0,029	0	2,697	0,23	0,254	4,496	0,795	0,796
0,952	0,033	0	2,75	0,246	0,272	4,548	0,805	0,805
1,005	0,035	0	2,803	0,266	0,291	4,601	0,8	0,814
1,058	0,038	0	2,856	0,292	0,31	4,654	0,82	0,823
1,111	0,041	0	2,909	0,312	0,329	4,707	0,815	0,832
1,164	0,042	0,001	2,962	0,333	0,349	4,76	0,825	0,84
1,216	0,042	0,001	3,015	0,358	0,368	4,813	0,836	0,848
1,269	0,043	0,001	3,068	0,374	0,387	4,866	0,825	0,855
1,322	0,044	0,002	3,12	0,394	0,407	4,919	0,831	0,862
1,375	0,045	0,003	3,173	0,425	0,426	4,972	0,841	0,869
1,428	0,044	0,005	3,226	0,441	0,445	5,024	0,846	0,875
1,481	0,043	0,006	3,279	0,466	0,463	5,077	0,841	0,882
1,534	0,043	0,009	3,332	0,492	0,482	5,13	0,851	0,888
1,587	0,043	0,012	3,385	0,512	0,5	5,183	0,846	0,893
1,64	0,04	0,015	3,438	0,533	0,518	5,236	0,861	0,899
1,692	0,04	0,019	3,491	0,553	0,536	5,289	0,877	0,904
1,745	0,045	0,024	3,544	0,559	0,553			
1,798	0,045	0,03	3,596	0,6	0,57			

APÊNDICE F1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,065	0,003	0	2,002	0,23	0,225	3,94	0,692	0,67
0,129	0,003	0	2,067	0,248	0,242	4,004	0,685	0,68
0,194	0,003	0	2,131	0,27	0,26	4,069	0,678	0,69
0,258	0,003	0	2,196	0,277	0,278	4,134	0,692	0,7
0,323	0,003	0	2,261	0,295	0,296	4,198	0,706	0,709
0,388	0,003	0	2,325	0,309	0,313	4,263	0,71	0,718
0,452	0,003	0	2,39	0,316	0,331	4,327	0,749	0,727
0,517	0,003	0	2,454	0,331	0,348	4,392	0,749	0,736
0,581	0,005	0	2,519	0,348	0,365	4,457	0,749	0,744
0,646	0,008	0,001	2,583	0,363	0,382	4,521	0,749	0,752
0,711	0,012	0,002	2,648	0,384	0,399	4,586	0,964	0,76
0,775	0,016	0,004	2,713	0,395	0,416	4,65	0,785	0,767
0,84	0,018	0,007	2,777	0,409	0,432	4,715	0,785	0,775
0,904	0,02	0,01	2,842	0,438	0,448	4,779	0,821	0,782
0,969	0,022	0,015	2,906	0,452	0,464	4,844	0,785	0,789
1,033	0,023	0,021	2,971	0,474	0,479	4,909	0,785	0,795
1,098	0,026	0,028	3,036	0,502	0,494	4,973	0,785	0,802
1,163	0,028	0,036	3,1	0,531	0,509	5,038	0,785	0,808
1,227	0,031	0,046	3,165	0,545	0,523	5,102	0,785	0,814
1,292	0,034	0,056	3,229	0,567	0,537	5,167	0,821	0,82
1,356	0,033	0,068	3,294	0,588	0,551	5,232	0,821	0,826
1,421	0,044	0,081	3,358	0,595	0,564	5,296	0,785	0,831
1,486	0,059	0,094	3,423	0,61	0,577	5,361	0,821	0,836
1,55	0,08	0,109	3,488	0,631	0,59	5,425	0,714	0,842
1,615	0,105	0,124	3,552	0,635	0,602	5,49	0,821	0,847
1,679	0,127	0,14	3,617	0,646	0,615	5,555	0,821	0,852
1,744	0,148	0,156	3,682	0,653	0,626	5,619	0,821	0,856
1,808	0,169	0,173	3,746	0,656	0,638	5,684	0,785	0,861
1,873	0,191	0,19	3,811	0,664	0,649	5,748	0,785	0,865
1,938	0,212	0,207	3,875	0,671	0,66	5,813	0,785	0,869

APÊNDICE F2 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 2

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,054	0,002	0	1,891	0,288	0,276	3,728	0,767	0,746
0,108	0,002	0	1,945	0,304	0,294	3,782	0,767	0,754
0,162	0,002	0	1,999	0,325	0,312	3,836	0,767	0,762
0,216	0,002	0	2,053	0,335	0,329	3,89	0,767	0,77
0,27	0,002	0	2,107	0,351	0,347	3,944	0,767	0,778
0,324	0,002	0	2,161	0,36	0,365	3,998	0,767	0,785
0,378	0,002	0	2,215	0,374	0,382	4,052	0,791	0,792
0,432	0,003	0	2,269	0,395	0,4	4,106	0,814	0,799
0,486	0,003	0	2,323	0,397	0,417	4,16	0,814	0,806
0,54	0,005	0,001	2,377	0,409	0,433	4,214	0,791	0,813
0,594	0,007	0,001	2,431	0,421	0,45	4,268	0,791	0,819
0,648	0,009	0,002	2,485	0,425	0,466	4,322	0,814	0,825
0,702	0,011	0,004	2,539	0,432	0,482	4,376	0,814	0,831
0,756	0,012	0,007	2,593	0,439	0,497	4,43	0,837	0,837
0,81	0,012	0,01	2,647	0,446	0,512	4,484	0,837	0,842
0,864	0,013	0,015	2,701	0,456	0,527	4,538	0,86	0,847
0,918	0,014	0,02	2,755	0,604	0,542	4,592	0,837	0,853
0,972	0,014	0,027	2,809	0,628	0,556	4,646	0,837	0,857
1,026	0,014	0,035	2,863	0,651	0,57	4,7	0,814	0,862
1,08	0,016	0,044	2,917	0,628	0,583	4,754	0,837	0,867
1,135	0,018	0,055	2,971	0,674	0,596	4,808	0,837	0,871
1,189	0,022	0,066	3,025	0,651	0,609	4,862	0,767	0,876
1,243	0,028	0,079	3,079	0,674	0,621	4,916	0,837	0,88
1,297	0,037	0,092	3,133	0,698	0,633	4,97	0,86	0,884
1,351	0,062	0,106	3,187	0,698	0,645	5,024	0,837	0,888
1,405	0,086	0,121	3,241	0,698	0,657	5,078	0,837	0,892
1,459	0,111	0,137	3,296	0,721	0,668	5,132	0,86	0,895
1,513	0,137	0,153	3,35	0,721	0,679	5,186	0,884	0,899
1,567	0,162	0,169	3,404	0,721	0,689	5,24	0,93	0,902
1,621	0,19	0,187	3,458	0,721	0,699	5,294	0,86	0,906
1,675	0,211	0,204	3,512	0,744	0,709	5,348	0,86	0,909
1,729	0,235	0,222	3,566	0,744	0,719	5,402	0,837	0,912
1,783	0,256	0,239	3,62	0,744	0,728			
1,837	0,274	0,257	3,674	0,744	0,737			

APÊNDICE F3 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 3

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,06	0,008	0	1,494	0,07	0,027	2,927	0,524	0,569
0,119	0,008	0	1,553	0,078	0,036	2,987	0,538	0,593
0,179	0,008	0	1,613	0,078	0,046	3,047	0,622	0,616
0,239	0,008	0	1,673	0,084	0,059	3,106	0,649	0,639
0,299	0,008	0	1,732	0,092	0,073	3,166	0,649	0,66
0,358	0,008	0	1,792	0,102	0,089	3,226	0,676	0,681
0,418	0,008	0	1,852	0,116	0,107	3,286	0,676	0,701
0,478	0,008	0	1,912	0,127	0,127	3,345	0,784	0,72
0,538	0,007	0	1,971	0,148	0,148	3,405	0,784	0,738
0,597	0,008	0	2,031	0,167	0,17	3,465	0,784	0,755
0,657	0,01	0	2,091	0,192	0,194	3,525	0,811	0,771
0,717	0,015	0	2,151	0,211	0,219	3,584	0,757	0,786
0,777	0,02	0	2,21	0,235	0,245	3,644	0,811	0,801
0,836	0,026	0	2,27	0,265	0,272	3,704	0,784	0,815
0,896	0,032	0	2,33	0,292	0,299	3,764	0,919	0,828
0,956	0,038	0	2,39	0,324	0,326	3,823	0,892	0,84
1,016	0,044	0,001	2,449	0,354	0,354	3,883	0,973	0,851
1,075	0,05	0,001	2,509	0,37	0,382	3,943	0,811	0,862
1,135	0,054	0,002	2,569	0,397	0,41	4,003	0,946	0,872
1,195	0,07	0,004	2,629	0,432	0,438	4,062	0,784	0,881
1,255	0,067	0,006	2,688	0,457	0,465	4,122	0,838	0,89
1,314	0,07	0,009	2,748	0,484	0,492	4,182	0,865	0,898
1,374	0,07	0,014	2,808	0,489	0,518			
1,434	0,07	0,02	2,868	0,508	0,544			

APÊNDICE F4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob concentração de 1000 mg dm^{-3} , para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,057	0,004	0	1,996	0,042	0,105	3,935	0,651	0,611
0,114	0,004	0	2,053	0,062	0,118	3,992	0,674	0,623
0,171	0,004	0	2,11	0,076	0,131	4,049	0,674	0,635
0,228	0,004	0	2,167	0,095	0,144	4,106	0,674	0,647
0,285	0,004	0	2,224	0,116	0,158	4,163	0,698	0,658
0,342	0,004	0	2,281	0,137	0,173	4,221	0,721	0,669
0,399	0,004	0	2,338	0,16	0,188	4,278	0,698	0,68
0,456	0,004	0	2,395	0,188	0,203	4,335	0,698	0,69
0,513	0,004	0	2,452	0,211	0,218	4,392	0,698	0,7
0,57	0,004	0	2,509	0,232	0,234	4,449	0,698	0,71
0,627	0,004	0	2,567	0,255	0,25	4,506	0,674	0,72
0,684	0,006	0	2,624	0,276	0,266	4,563	0,744	0,729
0,741	0,008	0	2,681	0,29	0,282	4,62	0,744	0,738
0,798	0,01	0	2,738	0,309	0,299	4,677	0,791	0,747
0,856	0,013	0	2,795	0,328	0,315	4,734	0,721	0,756
0,913	0,016	0,001	2,852	0,344	0,331	4,791	0,744	0,764
0,97	0,019	0,001	2,909	0,362	0,348	4,848	0,744	0,772
1,027	0,02	0,002	2,966	0,372	0,364	4,905	0,744	0,78
1,084	0,022	0,003	3,023	0,383	0,38	4,962	0,744	0,787
1,141	0,023	0,004	3,08	0,395	0,396	5,019	0,744	0,795
1,198	0,023	0,006	3,137	0,416	0,412	5,076	0,767	0,802
1,255	0,024	0,008	3,194	0,425	0,428	5,133	0,791	0,809
1,312	0,024	0,011	3,251	0,437	0,443	5,19	0,814	0,815
1,369	0,024	0,015	3,308	0,442	0,458	5,247	0,791	0,822
1,426	0,024	0,019	3,365	0,451	0,474	5,304	0,791	0,828
1,483	0,024	0,025	3,422	0,535	0,489	5,361	0,791	0,834
1,54	0,024	0,03	3,479	0,558	0,503	5,418	0,791	0,84
1,597	0,024	0,037	3,536	0,581	0,518	5,475	0,791	0,846
1,654	0,024	0,044	3,593	0,604	0,532	5,532	0,814	0,851
1,711	0,025	0,053	3,65	0,604	0,546	5,589	0,814	0,857
1,768	0,026	0,062	3,707	0,604	0,559	5,646	0,814	0,862
1,825	0,029	0,072	3,764	0,604	0,573	5,703	0,767	0,867
1,882	0,032	0,082	3,821	0,628	0,586			
1,939	0,036	0,093	3,878	0,651	0,599			

APÊNDICE G1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob a aplicação de água residuária doméstica, para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,058	0,007	0	1,052	0,032	0,023	2,045	0,803	0,833
0,117	0,005	0	1,11	0,047	0,041	2,103	0,839	0,863
0,175	0,007	0	1,168	0,082	0,065	2,162	0,928	0,888
0,234	0,007	0	1,227	0,091	0,098	2,22	0,964	0,909
0,292	0,007	0	1,285	0,1	0,138	2,278	0,964	0,926
0,351	0,007	0	1,344	0,213	0,187	2,337	0,911	0,941
0,409	0,011	0	1,402	0,267	0,242	2,395	0,946	0,953
0,467	0,009	0	1,46	0,338	0,302	2,454	0,982	0,963
0,526	0,011	0	1,519	0,374	0,365	2,512	1	0,97
0,584	0,009	0	1,577	0,41	0,429	2,57	0,982	0,977
0,643	0,009	0	1,636	0,428	0,493	2,629	0,982	0,982
0,701	0,011	0	1,694	0,553	0,554	2,687	0,982	0,986
0,759	0,011	0	1,753	0,624	0,613	2,746	1,018	0,989
0,818	0,018	0,001	1,811	0,678	0,667	2,804	1,036	0,991
0,876	0,022	0,002	1,869	0,732	0,716	2,863	1,018	0,993
0,935	0,041	0,006	1,928	0,732	0,76	2,921	1,018	0,995
0,993	0,023	0,012	1,986	0,767	0,799			

APÊNDICE G2 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob a aplicação de água residuária doméstica, para o bloco 2

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,054	0	0	1,5	0,112	0,127	2,947	0,689	0,679
0,107	0	0	1,554	0,129	0,146	3,001	0,7	0,704
0,161	0	0	1,608	0,148	0,166	3,054	0,7	0,718
0,214	0	0	1,661	0,167	0,187	3,108	0,722	0,732
0,268	0	0	1,715	0,187	0,209	3,162	0,722	0,745
0,322	0	0	1,768	0,208	0,231	3,215	0,722	0,758
0,375	0	0	1,822	0,229	0,254	3,269	0,743	0,77
0,429	0	0	1,875	0,294	0,277	3,322	0,765	0,782
0,482	0	0	1,929	0,315	0,3	3,376	0,786	0,793
0,536	0	0	1,983	0,336	0,324	3,429	0,786	0,804
0,589	0	0	2,036	0,379	0,347	3,483	0,807	0,814
0,643	0	0	2,09	0,401	0,37	3,537	0,829	0,824
0,697	0	0,001	2,143	0,422	0,394	3,59	0,85	0,833
0,75	0	0,001	2,197	0,443	0,417	3,644	0,829	0,842
0,804	0	0,003	2,251	0,465	0,439	3,697	0,85	0,85
0,857	0	0,005	2,304	0,486	0,462	3,751	0,872	0,858
0,911	0	0,007	2,358	0,508	0,484	3,805	0,872	0,866
0,965	0	0,011	2,411	0,529	0,505	3,858	0,893	0,873
1,018	0,003	0,016	2,465	0,551	0,526	3,912	0,893	0,88
1,072	0,009	0,023	2,572	0,572	0,566	3,965	0,872	0,886
1,125	0,015	0,031	2,519	0,551	0,546	4,019	0,893	0,892
1,179	0,024	0,04	2,626	0,593	0,586	4,072	0,914	0,898
1,232	0,035	0,051	2,679	0,593	0,604	4,126	0,914	0,904
1,286	0,048	0,063	2,733	0,615	0,622	4,18	0,893	0,909
1,34	0,06	0,077	2,786	0,636	0,64	4,233	0,914	0,914
1,393	0,075	0,093	2,84	0,658	0,657	4,287	0,893	0,919
1,447	0,092	0,109	2,894	0,673	0,658			

APÊNDICE G3 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob a aplicação de água residuária doméstica, para o bloco 3

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,052	0	0	1,803	0,291	0,246	3,555	0,863	0,905
0,103	0	0	1,855	0,314	0,273	3,606	0,863	0,912
0,155	0	0	1,906	0,336	0,301	3,658	0,863	0,918
0,206	0	0	1,958	0,405	0,329	3,709	0,908	0,925
0,258	0	0	2,009	0,405	0,357	3,761	0,886	0,93
0,309	0	0	2,061	0,405	0,385	3,812	0,908	0,936
0,361	0	0	2,112	0,497	0,413	3,864	0,908	0,94
0,412	0	0	2,164	0,542	0,441	3,916	0,931	0,945
0,464	0	0	2,215	0,565	0,468	3,967	0,931	0,949
0,515	0	0	2,267	0,588	0,495	4,019	0,931	0,953
0,567	0	0	2,318	0,611	0,521	4,07	0,954	0,957
0,618	0	0	2,37	0,634	0,547	4,122	0,931	0,96
0,67	0	0	2,421	0,634	0,571	4,173	0,931	0,963
0,721	0	0	2,473	0,634	0,595	4,225	0,977	0,966
0,773	0	0	2,524	0,657	0,619	4,276	0,931	0,969
0,824	0	0,001	2,576	0,657	0,641	4,328	0,954	0,971
0,876	0	0,002	2,628	0,68	0,662	4,379	0,954	0,974
0,927	0	0,003	2,679	0,725	0,683	4,431	0,977	0,976
0,979	0	0,005	2,731	0,725	0,703	4,482	0,977	0,978
1,03	0	0,008	2,782	0,703	0,721	4,534	0,977	0,979
1,082	0	0,012	2,834	0,703	0,739	4,585	0,977	0,981
1,133	0	0,018	2,885	0,725	0,756	4,637	0,977	0,983
1,185	0	0,025	2,937	0,748	0,772	4,688	0,977	0,984
1,236	0	0,034	2,988	0,748	0,787	4,74	0,977	0,985
1,288	0	0,045	3,04	0,771	0,801	4,791	1	0,987
1,34	0	0,057	3,091	0,863	0,815	4,843	1	0,988
1,391	0	0,072	3,143	0,794	0,828	4,894	1,023	0,989
1,443	0	0,088	3,194	0,771	0,84	4,946	1	0,99
1,494	0	0,106	3,246	0,794	0,851	4,997	1,023	0,99
1,546	0	0,126	3,297	0,794	0,861	5,049	1,023	0,991
1,597	0	0,148	3,349	0,817	0,871	5,1	1,023	0,992
1,649	0	0,17	3,4	0,817	0,881	5,152	1	0,993
1,7	0	0,195	3,452	0,84	0,889			
1,752	0,245	0,22	3,503	0,863	0,897			

APÊNDICE G4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon sódio sob a aplicação de água residuária doméstica, para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,056	0	0	1,402	0	0,03	2,748	0,817	0,906
0,112	0	0	1,458	0	0,045	2,804	0,84	0,921
0,168	0	0	1,514	0	0,065	2,86	0,863	0,934
0,224	0	0	1,57	0	0,091	2,916	0,863	0,945
0,28	0	0	1,626	0	0,121	2,972	0,931	0,955
0,336	0	0	1,682	0	0,157	3,028	0,886	0,963
0,393	0	0	1,738	0	0,197	3,084	0,886	0,969
0,449	0	0	1,794	0	0,242	3,14	0,84	0,975
0,505	0	0	1,85	0	0,289	3,196	0,909	0,979
0,561	0	0	1,906	0,611	0,339	3,252	0,886	0,983
0,617	0	0	1,963	0,634	0,391	3,308	0,909	0,986
0,673	0	0	2,019	0,657	0,443	3,364	0,931	0,989
0,729	0	0	2,075	0,657	0,494	3,42	0,931	0,991
0,785	0	0	2,131	0,68	0,545	3,476	0,931	0,993
0,841	0	0	2,187	0,68	0,593	3,533	0,909	0,994
0,897	0	0	2,243	0,703	0,639	3,589	0,931	0,995
0,953	0	0	2,299	0,748	0,681	3,645	0,931	0,996
1,009	0	0	2,355	0,726	0,721	3,701	0,977	0,997
1,065	0	0,001	2,411	0,771	0,757	3,757	0,931	0,998
1,121	0	0,001	2,467	0,748	0,79	3,813	0,931	0,998
1,178	0	0,003	2,523	0,771	0,819	3,869	0,931	0,999
1,234	0	0,006	2,579	0,771	0,845	3,925	0,931	0,999
1,29	0	0,011	2,635	0,794	0,868	3,308	0,909	0,986
1,346	0	0,019	2,691	0,817	0,889	3,364	0,931	0,989

APÊNDICE H1 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob a aplicação de água residuária doméstica, para o bloco 1

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,058	0	0	1,052	0,574	0,548	2,045	0,819	0,763
0,117	0	0,007	1,11	0,574	0,568	2,103	0,728	0,771
0,175	0,1	0,031	1,168	0,611	0,586	2,162	0,909	0,778
0,234	0,15	0,07	1,227	0,611	0,603	2,22	0,909	0,785
0,292	0,17	0,116	1,285	0,656	0,619	2,278	0,909	0,792
0,351	0,19	0,163	1,344	0,647	0,634	2,337	0,819	0,798
0,409	0,212	0,208	1,402	0,683	0,649	2,395	0,819	0,804
0,467	0,203	0,252	1,46	0,683	0,662	2,454	0,728	0,81
0,526	0,203	0,292	1,519	0,592	0,675	2,512	0,819	0,816
0,584	0,23	0,33	1,577	0,611	0,687	2,57	0,728	0,821
0,643	0,266	0,365	1,636	0,692	0,698	2,629	0,819	0,826
0,701	0,312	0,398	1,694	0,728	0,709	2,687	0,728	0,831
0,759	0,375	0,428	1,753	0,819	0,719	2,746	0,909	0,836
0,818	0,439	0,455	1,811	0,728	0,729	2,804	0,909	0,841
0,876	0,466	0,481	1,869	0,728	0,738	2,863	0,728	0,845
0,935	0,656	0,505	1,928	0,728	0,747	2,921	0,728	0,85
0,993	0,547	0,528	1,986	0,728	0,755			

APÊNDICE H4 – Dados experimentais e dados ajustados para a construção das curvas de distribuição de efluentes do íon potássio sob a aplicação de água residuária doméstica, para o bloco 4

VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado	VP	C/C0 Observado	C/C0 Ajustado
0,056	0	0,056	0,841	0,477	0,841	1,626	0,808	1,626
0,112	0	0,112	0,897	0,512	0,897	1,682	0,825	1,682
0,168	0,05	0,168	0,953	0,547	0,953	1,738	0,843	1,738
0,224	0,10	0,224	1,009	0,564	1,009	1,794	0,86	1,794
0,28	0,129	0,28	1,065	0,599	1,065	1,85	0,86	1,85
0,336	0,146	0,336	1,121	0,616	1,121	1,906	0,895	1,906
0,393	0,164	0,393	1,178	0,634	1,178	1,963	0,912	1,963
0,449	0,199	0,449	1,234	0,669	1,234	2,019	0,912	2,019
0,505	0,251	0,505	1,29	0,686	1,29	2,075	0,93	2,075
0,561	0,303	0,561	1,346	0,686	1,346	2,131	0,93	2,131
0,617	0,338	0,617	1,402	0,721	1,402	2,187	0,965	2,187
0,673	0,373	0,673	1,458	0,738	1,458	2,243	0,965	2,243
0,729	0,407	0,729	1,514	0,756	1,514			
0,785	0,442	0,785	1,57	0,773	1,57			