

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**ESTUDO COMPARATIVO DA MOBILIDADE DE
CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM SOLOS
LATERÍTICO E NÃO LATERÍTICO**

RENATA CONCIANI

ORIENTADOR: ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, DSc
COORIENTADOR: NEWTON MOREIRA DE SOUZA, DSc

TESE DE DOUTORADO EM GEOTECNIA

PUBLICAÇÃO: G.DM- 124/16

BRASÍLIA/DF: 23 DE SETEMBRO DE 2016

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**ESTUDO COMPARATIVO DA MOBILIDADE DE CONTAMINANTES
INORGÂNICOS EM SOLOS LATERÍTICO E NÃO LATERÍTICO**

RENATA CONCIANI

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL DA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A
OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR.**

APROVADA POR:

**ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, DSc (UnB)
(ORIENTADOR)**

**NEWTON MOREIRA DE SOUZA, DSc (UnB)
(COORIENTADOR)**

**CLÁUDIA MARCIA COUTINHO GURJÃO, DSc (UnB)
(EXAMINADORA INTERNA)**

**LUIS FERNANDO MARTINS RIBEIRO, DSc (UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**MARIA EUGENIA GIMENEZ BOSCOV, DSc (POLI-USP)
(EXAMINADORA EXTERNA)**

**REJANE NASCENTES, DSc (UFV)
(EXAMINADORA EXTERNA)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 23 DE SETEMBRO de 2016.

FICHA CATALOGRÁFICA

CONCIANI, RENATA.

Estudo Comparativo da Mobilidade de Contaminantes Inorgânicos em Solos Laterítico e Não Laterítico [Distrito Federal] 2016.

xviii, 86 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Doutor, Geotecnia, 2016)

Tese de Doutorado - Universidade de Brasília.

Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental

1. Transporte de Contaminantes

2. Solo Não Laterítico

3. Solo Laterítico.

4. Ensaio em Coluna.

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CONCIANI, R. (2016). Estudo Comparativo da Mobilidade de Contaminantes Inorgânicos em Solos Laterítico e Não Laterítico. Tese de Doutorado, Publicação G.DM-124/16, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 86 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Renata Conciani

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: Estudo Comparativo da Mobilidade de Contaminantes Inorgânicos em Solos Laterítico e Não Laterítico

GRAU: Doutor

ANO: 2016

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora.

Renata Conciani

Área Especial 04, lotes E/F apto 708/D Guará 2

CEP: 71070-640 - Brasília/DF - Brasil

reconciani@gmail.com

DEDICATÓRIA

*Dedico esta Tese de Doutorado aos meus filhos, Eric Max e Romeo
(que ainda vai nascer), meu futuro, meu tudo.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, sempre em primeiro lugar. Pois sem a presença Dele, nada é possível em
minha vida.

Aos meus pais, de maneira especial ao MEU PAI, Wilson Conciani, que não só me deu à vida, mas me auxiliou desde a coleta de amostras até a revisão do texto e com tantas outras contribuições dentro do seu conhecimento geotécnico;

À MINHA MÃE, por tantas vezes cuidar do meu filho, me dar apoio emocional e incentivo para que eu não desistisse nos momentos de fraqueza;

Ao meu ESPOSO ALAN, que não me permitiu desistir e me amparou em tudo o que eu precisasse, abrindo mão da minha presença, muitas vezes;

Ao meu ORIENTADOR, ANDRÉ, que não simplesmente me orientou, mas foi um verdadeiro mestre na vida e na ciência;

Ao meu COORIENTADOR, NEWTON, por suas importantes contribuições.

Aos colegas que contribuíram de maneira direta e indireta: em primeiro lugar ao RICARDO, colega de doutorado que me ajudou nos experimentos; LUCAS, colega do mestrado que me auxiliou com as análises matemáticas, RAQUEL, aluna ainda de graduação, que contribuiu nas leituras dos ensaios; TANIA, que me ensinou à moldar as amostras de solo; THIAGO, técnico de laboratório que esteve me auxiliando dia a dia;

Aos professores do programa, em especial ao professor LUIS FERNANDO, por ceder seu tempo, opiniões e ajudar com as questões do laboratório;

À prof^a REJANE, que gentilmente cedeu equipamentos para a realização dos ensaios, além de contribuições teóricas;

Aos meus amigos, amigas e familiares, em especial minha IRMÃ FERNANDA.

Muito obrigada!
Renata Conciani

ESTUDO COMPARATIVO DA MOBILIDADE DE CONTAMINANTES INORGÂNICOS EM SOLOS LATERÍTICO E NÃO LATERÍTICO

RESUMO

A contaminação dos solos e das águas subterrâneas é um assunto que tem sido abordado na atualidade, pois a conscientização ecológica está tomando grande espaço na mídia. Muitas pesquisas no exterior determinaram parâmetros de transporte de contaminantes em solos típicos de clima temperado, ou seja, com comportamento não laterítico. No Brasil, têm-se várias publicações sobre este tema, porém com enfoque nos solos lateríticos. Logo, este estudo tem o objetivo de se comparar os parâmetros de transporte obtidos por meio do ensaio em coluna, para um mesmo contaminante, em condições similares, para um solo com comportamento laterítico e outro solo com comportamento não laterítico. Ambos os solos foram caracterizados e classificados conforme as metodologias tradicionais e pela metodologia MCT, a qual determina se o solo possui comportamento laterítico ou não laterítico. Ambos os solos estudados (laterítico e não laterítico) foram submetidos ao ensaio em coluna de parede flexível. Nesses ensaios, os corpos de prova foram moldados a partir de amostras indeformadas e por eles foi percolada uma solução contaminante multiespécie preparada com nitratos de quatro metais: cromo, chumbo, cádmio e cobre. Todos os corpos de prova foram confinados sob a mesma pressão. Comparando-se os dados experimentais das curvas de chegada de ambos os solos, pode-se dizer que as principais diferenças observadas foram: a clara dessorção do cádmio que ocorreu no solo laterítico, e não ocorreu no solo não laterítico. O cobre chegou ao $c_w/c_0 = 1$ aos 40 volumes de poros em ambos os solos, mesmo após sofrer dessorção no solo laterítico; o cromo teve baixíssima mobilidade não chegando ao $c_w/c_0 = 1$ em nenhum dos dois tipos de solo, porém no solo laterítico foi maior. Com a análise das concentrações dos metais no solo após a percolação observou-se que esse foi o metal mais sorvido pelo solo; o chumbo se comportou de maneira distinta nos dois tipos de solo: o retardo foi bem maior no solo laterítico. Isto pode ser concluído observando que nos ensaios com solo laterítico, em nenhum deles o chumbo atingiu o $c_w/c_0 = 1$. Com base na concentração dos metais no solo das amostras ensaiadas, constatou-se que todos os metais ensaiados tiveram maior mobilidade no solo laterítico. Os metais com maior mobilidade foram cádmio e cobre no solo laterítico. O cromo foi o metal com menor mobilidade, em ambos os solos, fenômeno já explicado pela alta sorção no solo. Tudo isto foi atribuído ao fato do solo laterítico apresentar maior capacidade de transporte dos metais ensaiados em relação ao solo não laterítico, onde para um mesmo intervalo de tempo à concentração dos metais retidos durante os ensaios é maior no solo laterítico que no solo não laterítico. Tal comportamento, observado para os dois tipos de solo, está relacionado com a própria velocidade de percolação do líquido nos mesmos, já que o solo laterítico é mais permeável que o não laterítico, conseqüentemente gerando maior advecção e dispersão mecânica de partículas dos metais no solo laterítico.

COMPARATIVE STUDY ON THE MOBILITY OF INORGANIC CONTAMINANT IN LATERITIC AND NON-LATERITIC SOILS

ABSTRACT

Contamination of soil and groundwater is an issue that has been on evidence since environmental awareness is taking large space in the media. Many international types of research have determined contaminant transport parameters in temperate climate soils, i.e., non-lateritic soils. In Brazil, several publications have approached this subject, but with a focus on lateritic soils. Therefore, this study aims to compare the transport parameters obtained from column tests with the same contaminants and in similar conditions between a soil with lateritic behavior and another with non-lateritic behavior. Both soils were characterized and classified with traditional methodologies and the MCT methodology, which determines whether the soil has lateritic or non-lateritic behavior. Both soils (laterite and non-lateritic) were subjected to flexible wall column tests. In these test, samples were molded on in-situ conditions and percolated with multispecies contaminant solution prepared with four nitrate metals: chromium, lead, cadmium and copper. All samples were confined under the same pressure. Comparing the experimental data of the breakthrough curves for each soil, it can be said that the following major differences were observed: The desorption of cadmium in the lateritic soil and did not occur in non-lateritic soil. Copper reached $c_w/c_0 = 1$ at 40 pore volumes in both soils, even after suffering desorption in a lateritic soil. Chromium had very low mobility not reaching $c_w/c_0 = 1$ in any of the two types of soil, but was higher for the lateritic soil. Later, it was noted that this was the most sorbed metal in the soil by analysis of the soil concentration. Lead behaved differently in both soils: the retardation was greater in the non-lateritic soil. This can be concluded by noting that in the column tests with lateritic soil, none of them reached $c_w/c_0 = 1$ for lead transport. Based on the concentration of metals in the soil test samples, it was found that: All metals have greater mobility in the lateritic material. The more mobile metals are cadmium and copper for the lateritic soil. Chromium is the metal with the lowest mobility in both soils, a phenomenon explained by the high soil sorption. All this was attributed to the fact that the lateritic soil has lower transport speed of the metals tested in comparison to a non-lateritic soil, where for the same time interval the concentration of tested metals was greater in the lateritic material than in the non-lateritic. Such behavior observed for the two types of soils is related to their own fluid flow velocity, in which the lateritic material is more permeable than the non-lateritic, thus generating greater advection and mechanical dispersion of particles in the porous medium.

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1.1 - Formas de contaminação do solo e água subterrânea (modificado de Fetter, 1992). | 2 |
| Figura 2.1 - Mecanismos associados à migração de contaminantes em solos (modificado Zuquette, 2015). | 11 |
| Figura 2.2 – Variação da massa do contaminante ao longo do tempo em um Volume de Controle (VC)..... | 12 |
| Figura 2.3 - Conceito de comprimento efetivo (Leite, 2001). | 15 |
| Figura 2.4 - Variação da massa do contaminante ao longo do tempo em um volume de controle (VC)..... | 16 |
| Figura 2.5 - Fluxo entre partículas de solo (Fetter, 1992)..... | 17 |
| Figura 2.6 - Desenho esquemático do ensaio em coluna. | 23 |
| Figura 2.7 – Modelos de curvas de chegada (Rowe, 1995). | 24 |
| Figura 2.8 – Equipamento para ensaio em coluna utilizado por Nascentes: (a) Vista frontal do equipamento; (b) Detalhe do conector e (c) Frasco de Mariotte..... | 25 |
| Figura 2.9 – (a) Esquema do ensaio em coluna realizado por Ferreira (2000); (b) Vista frontal do equipamento. | 26 |
| Figura 2.10 – Equipamento para ensaio em coluna utilizado por Tímbola <i>et. al.</i> (2010)..... | 26 |
| Figura 2.11 – Permeâmetro Tri-Flex 2 utilizado por Braga (2010): (a) painel e reservatório de água; (b) célula com corpo-de-prova; (c) célula acoplada ao equipamento..... | 27 |
| Figura 2.12 – Equipamentos para ensaio em coluna utilizado por: (a) Rojas (2013) (b) Sousa (2004). | 27 |
| Figura 2.13 - Variação da massa do contaminante ao longo do tempo em um volume de controle..... | 28 |
| Figura 2.14 - Microscopia Eletrônica (a) de solo maduro; (b) solo com agregação; (c) de solo jovem (Guimarães, 2002)..... | 32 |
| Figura 2.15 – Curvas granulométricas de um solo tropical. | 33 |
| Figura 2.16 - Distribuição de poros de solo laterítico (modificado de Mascarenha, 2008)... | 34 |
| Figura 2.17 - Processo de formação dos minerais (modificado de Buckman e Brady, 1960, Macedo e Lemos, 1961, citado por Camapum de Carvalho <i>et. al.</i> , 2006)..... | 35 |
| Figura 2.18 - Classificação MCT Expedita (Nogami & villibor, 1994) | 37 |
| Figura 3.1 - Vista aérea do local de coleta do solo não laterítico em estudo (Google Earth, 2016), e talude de onde foram coletadas amostras utilizadas na pesquisa. | 40 |

| | |
|--|----|
| Figura 3.2 - Imagem Orbital do local de coleta do solo laterítico em estudo (Google Earth, 2016) e coleta do bloco de solo laterítico..... | 41 |
| Figura 3.3 - Determinação de solo laterítico e não laterítico, respectivamente, pelo método MCT (expedito)..... | 42 |
| Figura 3.4 - (a) Preparação das amostras após secagem para a caracterização. (b) Ensaio de limite de liquidez no aparelho de Casagrande. (c) Moldagem do solo para obtenção do limite de plasticidade. (d) Lavagem da peneira #10 para separação do pedregulho, durante o ensaio de granulometria. (e) Picnômetros sob aplicação de sucção na bomba de vácuo, durante o ensaio para obtenção da massa específica dos sólidos. (f) Amostra de solo sendo parafinada para obtenção da massa específica natural..... | 44 |
| Figura 3.5 - (a) Esquema geral do equipamento de ensaio em coluna e (b) Fotografia do ensaio em andamento. (Equipamento cedido pela UFV, montado no laboratório de Geotecnia da UnB) | 46 |
| Figura 3.6 – Corpo de prova durante processo de moldagem..... | 47 |
| Figura 3.7 - Detalhes da câmara de ensaio: (a) vista em planta; (b) corte transversal e (c) vista frontal. | 47 |
| Figura 3.8 - Fase de enchimento da câmara de ensaio, após montagem dos corpos de prova. | 48 |
| Figura 3.9 - Desenho com o esquema da câmara de pressão: (a) vista frontal e (b) vista superior. | 48 |
| Figura 3.10 - À esquerda, câmara de ensaio e à direita, câmara de pressão com membrana (interface). | 49 |
| Figura 3.11 – Preparação da solução contaminante com pesagem dos nitratos dos metais utilizados. | 50 |
| Figura 3.12 – Detalhes dos materiais utilizados no ensaio em coluna: (a) Béquer coletor de efluente e (b) frasco de Mariotte. | 50 |
| Figura 4.1 – Curvas granulométricas do solo não laterítico..... | 55 |
| Figura 4.2 – Curvas granulométricas do solo laterítico. | 55 |
| Figura 4.3 – Vazão obtida durante a fase de saturação no solo não laterítico. | 59 |
| Figura 4.4 – Valores de permeabilidade medidos durante a realização do ensaio em coluna no solo não laterítico. | 59 |
| Figura 4.5 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo não laterítico, CP2. | 60 |

| | |
|--|----|
| Figura 4.6 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo não laterítico, CP3. | 61 |
| Figura 4.7 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo não laterítico, CP4. | 61 |
| Figura 4.8 – Calibração numérica do ensaio em coluna CP2 - Solo não laterítico para os metais: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre. | 63 |
| Figura 4.9 – Calibração numérica do ensaio em coluna CP3 - Solo não laterítico para os metais: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre. | 64 |
| Figura 4.10 – Calibração numérica do ensaio em coluna CP2 - Solo não laterítico para os metais: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre..... | 64 |
| Figura 4.11 - Análise estatística de mobilidade das curvas de chegada teóricas com solo não laterítico..... | 66 |
| Figura 4.12 – Função de densidade de <i>Student</i> para o coeficiente de dispersão hidrodinâmica em solo não laterítico. | 67 |
| Figura 4.13 – Função de densidade de <i>Student</i> para o fator de retardo em solo não laterítico. | 67 |
| Figura 4.14 – Distribuição da concentração de (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre nos corpos de prova do solo não laterítico. | 69 |
| Figura 4.15 – Vazão durante a fase de saturação, dos corpos de prova do solo laterítico: CP1, CP2 e CP3. | 70 |
| Figura 4.16 – Valores do coeficiente de permeabilidade medidos durante o ensaio em coluna dos corpos de prova: CP1, CP2 e CP3 do solo laterítico. | 70 |
| Figura 4.17 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo laterítico, CP1. | 71 |
| Figura 4.18 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo laterítico, CP2. | 72 |
| Figura 4.19 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo laterítico, CP3. | 72 |
| Figura 4.20 – Calibração Numérica do Ensaio em Coluna CP1 - Solo laterítico para o Metal: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre. | 74 |
| Figura 4.21 – Calibração Numérica do Ensaio em Coluna CP2 - Solo laterítico para o Metal: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre. | 75 |
| Figura 4.22 – Calibração Numérica do Ensaio em Coluna CP3 - Solo laterítico para o Metal: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre. | 75 |

| | |
|--|----|
| Figura 4.23 – Análise estatística de mobilidade das curvas de chegada teóricas com solo laterítico..... | 77 |
| Figura 4.24 – Função de densidade de <i>Student</i> para o coeficiente de dispersão hidrodinâmica em solo laterítico. | 77 |
| Figura 4.25 – Função de densidade de <i>Student</i> para o coeficiente de dispersão hidrodinâmica em solo laterítico. | 78 |
| Figura 4.26 – Curvas de chegada teóricas com a média amostral dos parâmetros de transporte ajustados para os solos laterítico e não laterítico: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre. | 79 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 2.1 - Registros de ocorrências de contaminação dos solos no Estado de São Paulo. | 6 |
| Tabela 2.2 - Correlação entre os principais compostos contaminantes das águas subterrâneas e as atividades com potencial de contaminação (Fetter, 1999, <i>apud</i> Zuquette, 2015)..... | 7 |
| Tabela 4.1 – Resultados da Caracterização das Amostras de Solo. | 54 |
| Tabela 4.2 - Classificação Geotécnica das Amostras..... | 56 |
| Tabela 4.3 – Análises Químicas das Amostras. | 57 |
| Tabela 4.4 – Parâmetros de transporte obtidos por meio de ajuste para o solo não laterítico. 65 | |
| Tabela 4.5 – Parâmetros de transporte obtidos por meio de ajuste para o solo laterítico. | 76 |

LISTA DE SÍMBOLOS

- A = seção transversal ao fluxo [L^2];
- c_0 = concentração inicial da amostra [ML^{-3}];
- c_a = concentração de contaminante no ar [ML^{-3}];
- Cd = Cádmio;
- Cr = Cromo;
- c_s = concentração do contaminante nos sólidos [MM^{-1}];
- c_t = concentração total de contaminante no solo [MM^{-1}];
- Cu = Cobre;
- c_w = concentração do contaminante dissolvido no fluido [ML^{-3}];
- D^* = coeficiente de difusão molecular em meio poroso [L^2T^{-1}];
- D_0 = coeficiente de difusão molecular em solução aquosa [L^2T^{-1}];
- D_h = coeficiente de dispersão hidrodinâmica [L^2T^{-1}];
- D_m = dispersão mecânica [$L^{-2}T$];
- g = aceleração da gravidade [LT^{-2}];
- i = gradiente hidráulico [adimensional];
- I_p = Índice de Plasticidade [adimensional];
- J = fluxo advectivo-dispersivo [$ML^{-2}T$];
- J_A = fluxo advectivo [$ML^{-2}T$];
- J_D = fluxo de difusão molecular [ML^2T^{-1}];
- J_H = fluxo por dispersão hidrodinâmica [ML^2T^{-1}];
- J_M = fluxo devido a dispersão mecânica [ML^2T^{-1}];
- k = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica [LT^{-1}];
- K = permeabilidade intrínseca [L^2];
- K_d = coeficiente de distribuição [L^3M^{-1}];
- n = porosidade [adimensional];

Ni = Níquel;

Pb = Chumbo;

Q = vazão [L^3T^{-1}];

R = fator de retardo para um meio saturado [adimensional];

S_r = grau de saturação [adimensional];

t = tempo [T];

v = velocidade de Darcy [LT^{-1}];

VC = Volume de controle;

v_p = velocidade real de fluxo [LT^{-1}];

W_L = limite de liquidez [adimensional];

W_P = limite de plasticidade [adimensional];

α_L = coeficiente de dispersividade longitudinal [L];

Δh = diferença de carga hidráulica na entrada e na saída [L];

ΔL = comprimento da amostra na direção do fluxo [L];

μ = viscosidade do fluido [$ML^{-1}T^{-1}$];

ρ_d = massa específica seca [ML^{-3}];

ρ_n = massa específica natural do solo [ML^{-3}];

ρ_s = massa específica dos sólidos [ML^{-3}];

ρ_w = massa específica do fluido [ML^{-3}];

τ = fator de tortuosidade do fluxo [adimensional];

θ_a = porosidade preenchida por ar [L^3L^{-3}];

θ_s = teor de umidade volumétrico na condição saturada [L^3L^{-3}]

θ_w = teor de umidade volumétrico [L^3L^{-3}];

SUMÁRIO

| | | |
|-------|---|----|
| 1 - | INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1 | - RELEVÂNCIA DA PESQUISA | 3 |
| 1.2 | - OBJETIVOS..... | 4 |
| 1.3 | - ESTRUTURA DA TESE | 5 |
| 2 - | CONTAMINAÇÃO DE SOLOS LATERÍTICOS E NÃO LATERÍTICOS | 6 |
| 2.1 | - CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM METAIS PESADOS..... | 6 |
| 2.2 | - MODELAGEM DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES..... | 9 |
| 2.2.1 | - Advecção..... | 10 |
| 2.2.2 | - Difusão Molecular..... | 14 |
| 2.2.3 | - Dispersão Mecânica | 17 |
| 2.2.4 | - Dispersão Hidrodinâmica..... | 18 |
| 2.2.5 | - Sorção | 19 |
| 2.3 | - ENSAIO EM COLUNA..... | 23 |
| 2.4 | - SOLOS TROPICAIS..... | 31 |
| 2.4.1 | - Comportamento dos Solos Tropicais | 31 |
| 2.4.2 | - Mineralogia | 35 |
| 2.4.3 | - Classificação de Solos Tropicais..... | 35 |
| 2.4.4 | - Classificação dos solos na metodologia MCT | 37 |
| 3 - | METODOLOGIA | 39 |
| 3.1 | - DEFINIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO | 39 |
| 3.1.1 | - Local de Coleta do Solo Não Laterítico..... | 39 |
| 3.1.2 | - Local de Coleta do Solo Laterítico | 41 |
| 3.2 | - CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS NA METODOLOGIA MCT | 42 |
| 3.3 | - ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO | 42 |
| 3.4 | - ANÁLISE QUÍMICA | 45 |
| 3.5 | - ENSAIOS EM COLUNA | 45 |

| | |
|--|----|
| 3.6 – AVALIAÇÃO DA MOBILIDADE DOS METAIS EM AMOSTRAS DE SOLO NÃO LATERÍTICO E LATERÍTICO | 51 |
| 3.7 – COMPARAÇÃO DA MOBILIDADE DE CADA METAL EM AMOSTRAS DE SOLO NÃO LATERÍTICO E LATERÍTICO | 51 |
| 3.8 – AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES SORVIDAS | 51 |
| 3.9 – CALIBRAÇÃO DO MODELO DE TRANSPORTE..... | 52 |
| 3.9.1 – Minimização por Mínimos Quadrados..... | 52 |
| 4 - RESULTADOS E DISCUSSÕES | 54 |
| 4.1 - CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS..... | 54 |
| 4.2 – CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS | 56 |
| 4.2 RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS | 57 |
| 4.4 RESULTADOS DOS ENSAIOS EM COLUNA | 58 |
| 4.4.1 Avaliação da Mobilidade dos Metais em Amostras do Solo Não Laterítico | 58 |
| 4.4.2 Determinação dos Parâmetros de Transporte para o Solo Não Laterítico | 62 |
| 4.4.3 Determinação da Concentração de Metais Sorvidos no Solo Não Laterítico | 68 |
| 4.4.4 Avaliação da Mobilidade dos Metais em Amostras de Solo Laterítico | 69 |
| 4.4.5 Determinação dos Parâmetros de Transporte para o Solo Laterítico | 73 |
| 4.4.6 - Comparação da Mobilidade dos Metais em Amostras de Solo Laterítico e Não Laterítico. | 78 |
| 5 - CONCLUSÕES..... | 80 |
| 5.1 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS:..... | 82 |

1 - INTRODUÇÃO

A preocupação da humanidade com o meio ambiente é recente se comparada à presença do homem no planeta. Somente após a Revolução Industrial (séculos XVII e XIX), o meio ambiente começou a ter importância nas discussões sobre modelos de produção. Logo se chegou à conclusão de que o atual modelo de desenvolvimento não é sustentável. Ou seja, a velocidade de utilização dos recursos naturais supera a capacidade de regeneração da natureza. No Brasil, essa preocupação está registrada no artigo 170 da Constituição Federal de 1988, onde descreve que a ordem econômica deve observar, entre outros, o princípio da defesa do meio ambiente, inclusive mediante tratamento diferenciado conforme o impacto ambiental dos produtos e serviços. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) integra a Política Nacional do Meio Ambiente e articula-se com a Política Federal de Saneamento Básico. Dentre os objetivos dessas políticas, estão as metas de eliminação e recuperação de lixões e as normas e diretrizes para a disposição final de rejeitos, ou seja, objetivam, entre outros, o combate à contaminação dos solos e águas subterrâneas pela má disposição de rejeitos.

Segundo Gusmão (2002), as principais formas de contaminação dos solos e das águas subterrâneas são: locais projetados para a descarga de substâncias; locais projetados para armazenar, tratar e/ou dispor substâncias; locais projetados para o transporte de substâncias; locais que descarregam substâncias como consequência de outras atividades; locais que induzem uma alteração no padrão de fluxo da água subterrânea como poços de produção e escavações subterrâneas; locais que ocorrem naturalmente e que podem ser influenciadas pela ação do homem. Dentre cada uma dessas formas, ainda pode-se exemplificar diversos tipos de contaminação, conforme mostrado na Figura 1.1.

Diversos pesquisadores têm desenvolvido estudos, no que tange à contaminação dos solos e águas subterrâneas. Grande parte destes estudos diz respeito à locomoção da solução contaminante pela massa de solo. Uma pluma de contaminação é estabelecida com a emissão de uma substância poluente lançada no subsolo a partir de uma fonte pontual. O espalhamento

da mesma é comandado por uma série de parâmetros do solo e pelo elemento contaminante que está sendo lançado.

Como a contaminação do solo pode se dar de diversas formas, conforme visto na Figura 1.1, vários tipos de plumas de contaminação têm sido estudadas. Podem-se citar exemplos como as pesquisas desenvolvidas na UnB: Gurjão (2005) que estimou propriedades geoambientais de camadas impermeabilizantes de solos tropicais lateríticos e não lateríticos. Díaz Sánchez (2011) que estudou a modelagem multidimensional de transporte de contaminantes inorgânicos em solos tropicais lateríticos, Moraes (2013) que seguiu a mesma linha de Díaz Sánchez, mas com abordagem com cálculo fracionário, Rojas (2013) que analisou o transporte multiespécie do lixiviado de Moravia/Colômbia por meio de ensaios em coluna em escala de campo e laboratório. Assim como pesquisadores de outras instituições como: Ferreira (2000) que realizou estudos laboratoriais para avaliação do potencial de contaminação de água e de solo por gasolina; Germano (2001) que fez um estudo numérico do transporte de metais pesados em um lixão municipal; Carvalho (2001) que estudou a contaminação de águas subsuperficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos e Leite (2001) que pesquisou sobre a migração de íons inorgânicos em solos tropicais; Duarte (2003) realizou a avaliação do risco relacionado à contaminação de solos lateríticos e não lateríticos por gasolina e diesel.

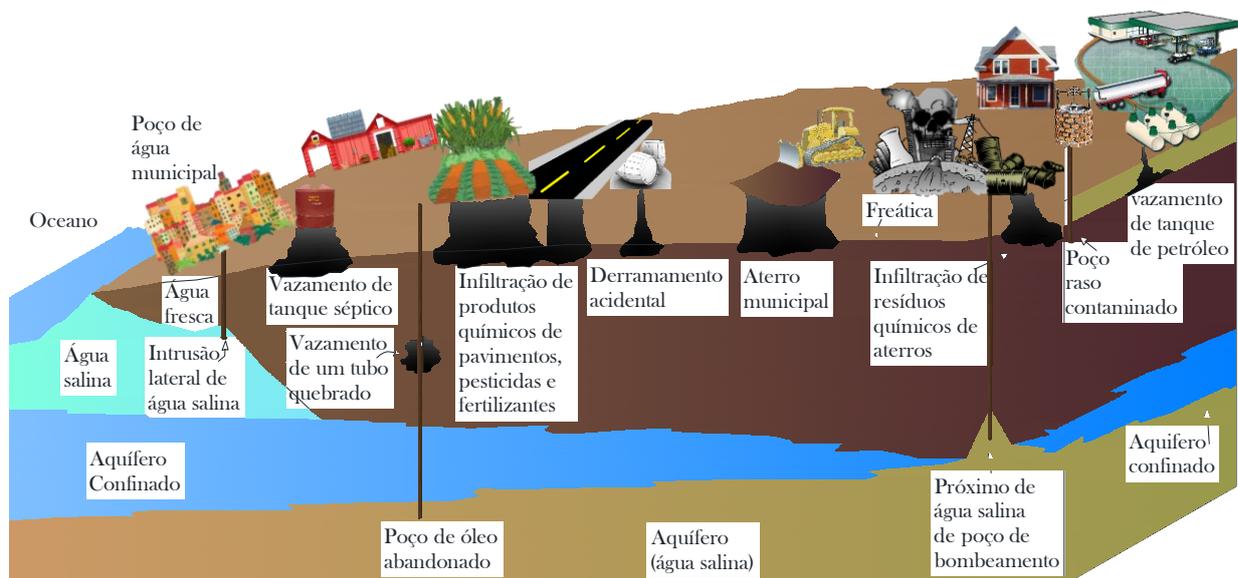


Figura 1.1 - Formas de contaminação do solo e água subterrânea (modificado de Fetter, 1992).

Muitos estudos e metodologias se tem publicados acerca dos solos com comportamento diferente dos solos tropicais (solos de clima temperado). Poucos trabalhos no mundo foram publicados com o enfoque no comportamento dos solos lateríticos. Dentre os mais recentes estudos, pode-se citar trabalhos africanos como o de Ijimdiya (2013), que estudou os efeitos da contaminação com óleo nas propriedades consolidadas dos solos lateríticos, Onyelowe (2015) pesquisou as características geotécnicas de um solo laterítico de Amaoba contaminado por óleo cru, devido à vazamentos de oleodutos. Diversos indianos têm publicado pesquisas com base em solos lateríticos. Nayak *et. al.* (2009) pesquisaram sobre as características químicas e da tensão de cisalhamento de um solo laterítico lixiviado contaminado. Nayak *et. al.* (2007) avaliaram as características hidráulicas de compactação de um solo laterítico lixiviado contaminado. Choudhury, *et. al.* (2013) também estudaram as características químicas de um solo laterítico lixiviado contaminado.

1.1 - RELEVÂNCIA DA PESQUISA

A contaminação dos solos e das águas subterrâneas é um assunto que tem sido abordado na atualidade, pois a conscientização ecológica está tomando grande espaço na mídia. Com o prazo dado pela PNRS extrapolado em 2012, a qual todos os lixões deveriam ser encerrados e todo o resíduo ser disposto na forma de aterros sanitários, torna-se este trabalho de grande importância devido ao cunho social e ambiental.

No Brasil, têm-se diversas pesquisas publicadas com solos tropicais relacionadas à contaminação dos solos e águas subterrâneas, e nesta pesquisa o foco foram os estudos comparativos do transporte de contaminantes entre solos lateríticos e não lateríticos. Os ensaios de contaminação de solos, ainda não se encontram normatizados por órgãos brasileiros, até o presente. Têm-se muitas pesquisas publicadas com ensaios em coluna com solos de regiões temperadas e até mesmo de solos tropicais, muitos destes no Brasil. No entanto, não se encontrou ensaios em coluna comparativos entre solos lateríticos e não lateríticos.

Portanto, tendo em vista a grande importância que o meio ambiente representa para a sociedade, sobretudo às populações futuras e as dificuldades técnicas que ainda se tem em relação ao comportamento das plumas de contaminação, a presente pesquisa pretende contribuir com o aprofundamento no entendimento do comportamento das plumas de contaminantes em solos tropicais lateríticos e não lateríticos.

Grande parte do território brasileiro situa-se em regiões de clima tropical, e consequentes solos profundamente intemperizados. Esta pesquisa está relacionada aos solos tropicais, com a finalidade de mensurar o comportamento ao longo do tempo de uma pluma de contaminação nos solos lateríticos e não lateríticos, comparando-os. Ou seja, avaliar a mobilidade dos metais pesados, levando em conta o comportamento laterítico do solo.

Estudos anteriores provaram que os solos lateríticos têm suas características geotécnicas influenciadas pelo grau de alteração, sua gênese, propriedades químicas e mineralógicas, características estruturais e pela umidade ou grau de saturação. Como ao longo do ensaio em coluna algumas dessas características são alteradas, buscou-se o entendimento desses fenômenos.

1.2 - OBJETIVOS

O objetivo geral desta pesquisa é estudar a mobilidade dos metais cádmio, cobre, chumbo e cromo, medida a partir de ensaio em coluna de parede flexível, na forma de solução multiespécie preparada com nitratos desses metais, em amostras de solos laterítico e não laterítico.

Quimicamente, os metais pesados são os elementos situados entre o cobre e o chumbo na tabela periódica tendo pesos atômicos entre 63,546 e 200,590 e densidade superior a 4,0 g/cm³. Muitos desses metais são essenciais aos seres vivos, porém níveis excessivos desses elementos podem ser extremamente tóxicos. Logo, a escolha dos quatro metais pesados utilizados nesta pesquisa se deu com base nos metais que se tinha disponíveis para a pesquisa e em referências bibliográficas, sobretudo em próprias pesquisas anteriores.

São objetivos específicos desta pesquisa:

- Avaliar a mobilidade dos contaminantes cádmio, cobre, chumbo e cromo em solo laterítico, por meio de ensaio em coluna de parede flexível.
- Avaliar a mobilidade dos contaminantes cádmio, cobre, chumbo e cromo em solo não laterítico, por meio de ensaio em coluna de parede flexível.
- Comparar a mobilidade do contaminante cádmio em solo laterítico com a mobilidade do mesmo contaminante em solo não laterítico, por meio de ensaio em coluna de parede flexível.

- Comparar a mobilidade do contaminante cobre em solo laterítico com a mobilidade do mesmo contaminante em solo não laterítico, por meio de ensaio em coluna de parede flexível.
- Comparar a mobilidade do contaminante chumbo em solo laterítico com a mobilidade do mesmo contaminante em solo não laterítico, por meio de ensaio em coluna de parede flexível.
- Comparar a mobilidade do contaminante cromo em solo laterítico com a mobilidade do mesmo contaminante em solo não laterítico, por meio de ensaio em coluna de parede flexível.
- Investigar as concentrações sorvidas no solo não laterítico durante a realização do ensaio em coluna de parede flexível, em três diferentes alturas do corpo de prova, ao final do ensaio.

1.3 – ESTRUTURA DA TESE

A tese é dividida em cinco Capítulos. No primeiro capítulo introduz-se a relevância do tema, os objetivos e a estrutura da tese.

No Capítulo 2 é apresentada uma pesquisa, em referências bibliográficas, sobre os temas estudados na tese, tais como: contaminação de solos com metais pesados, transporte de contaminantes, ensaios em coluna e solos tropicais. Dentre as referências estudadas constam artigos e pesquisas nacionais e internacionais. Deu-se preferência aos trabalhos mais atuais.

No Capítulo 3 é apresentada a metodologia adotada nesta pesquisa, a descrição do local de estudo, bem como os materiais utilizados na mesma. Procurou-se detalhar ao máximo todos os ensaios realizados por ser uma tese de caráter experimental.

Os resultados estão apresentados no Capítulo 4 assim como a caracterização dos solos estudados. Nesse mesmo Capítulo, aproveitou-se para discutir e analisar os resultados obtidos na pesquisa.

No Capítulo 5 sintetizam-se as conclusões provenientes dos resultados apresentados e analisados no Capítulo 4. Ao final apresenta-se uma lista de todas as referências bibliográficas pesquisadas nesta tese.

2 - CONTAMINAÇÃO DE SOLOS LATERÍTICOS E NÃO LATERÍTICOS

2.1 – CONTAMINAÇÃO DE SOLOS COM METAIS PESADOS

Como já comentado na introdução desta tese, diversas atividades antrópicas, intencionais ou não, têm potencial para alterar as características dos solos e águas subterrâneas, como vazamentos em tanques e dutos, aterros sanitários, insumos agrícolas, entre outros. Segundo o Registro de Áreas Contaminadas da Cetesb (Zuquette, 2015), no estado de São Paulo, algumas dessas atividades e ocorrências se dá conforme a Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Registros de ocorrências de contaminação dos solos no Estado de São Paulo.

| Atividade | Número de ocorrências | Porcentagem |
|------------------------------------|-----------------------|-------------|
| Postos de combustível | 3127 | 78% |
| Industrial | 577 | 14% |
| Comercial | 179 | 4% |
| Resíduos | 121 | 3% |
| Acidentes/Desconhecido/Agricultura | 37 | 1% |

Dentre as atividades citadas na Tabela 2.1, ainda constam como as urbanas: vazamento de tubulações de esgoto, lagoas de oxidação, lixiviação de aterros sanitários e lixões, tanques de combustíveis enterrados, drenos nas rodovias, inexistência de rede coletora de esgotos, efluentes industriais não tratados, derramamentos acidentais, uso indiscriminado de defensivos agrícolas, atividades de mineração como desmonte hidráulico e beneficiamento mineral, entre outros.

Cada uma dessas formas de contaminação possui uma forma de dispersão, podendo ser dispersa ou pontual, e ainda, possuem compostos específicos em cada caso. Na Tabela 2.2 pode-se observar a relação dos contaminantes por atividades.

Tabela 2.2 - Correlação entre os principais compostos contaminantes das águas subterrâneas e as atividades com potencial de contaminação (Fetter, 1999, *apud* Zuquette, 2015).

| CONTAMINANTES | ONDE SÃO ENCONTRADOS |
|--|--|
| COMPOSTOS ORGÂNICOS AROMÁTICOS | |
| Benzeno, Etilbenzeno, Tolueno e Xilenos | Solventes, gasolina, detergente |
| Álcali Benzeno Sulfonado | Detergentes |
| Estireno (vinil benzeno) | Plástico |
| Naftaleno | Solventes, lubrificantes, explosivos, fungicidas |
| HIDROCARBONETOS OXIGENADOS | |
| Acetona, éter, varsol | Solventes, matéria-prima industrial |
| Ácido fórmico | Pesticida, plástico, refrigerantes |
| Metanol | Combustível, solventes, matéria-prima industrial |
| HIDROCARBONETOS COM ELEMENTOS ESPECÍFICOS | |
| Aldrin, Dieldrin, Endrin, Malathion | Inseticida |
| Bromacil | Herbicida |
| Tetracloroeto de Carbono | Desengraxante, matéria-prima industrial |
| Clordano | Inseticida, emulsão de óleo |
| Clorofórmio | Plástico, refrigerantes |
| Clorometano | Refrigerantes, herbicidas, síntese orgânica |
| 1,2 Diclorometano | Desengraxante, solvente, aditivo na gasolina |
| Bifenilpoliclorado (PCB) | Fluido de transformadores elétricos |
| Tetracloretano | Removedor de tintas, solvente |
| Tricloretano | Pesticida, desengraxante, solvente |
| HIDROCARBONETOS COM ELEMENTOS ESPECÍFICOS | |
| METAIS E CÁTIONS | |
| As | Inseticida, herbicida e medicamentos |
| Cd | Fungicida, materiais fotográficos |
| Cu | Tintas, galvanoplastia, inseticida |
| Cr | Tintas, galvanoplastia |
| Pb | Baterias, aditivos de gasolina, tintas |
| Zn | Tintas, galvanoplastia, fungicidas |
| Hg | Aparatos eletrônicos, inseticidas, fungicidas |
| NÃO METÁLICOS | |
| Amônia | Fertilizantes, matéria-prima industrial, fibras sintéticas |
| Cianeto | Produção de polímeros, metalurgia, pesticidas |
| Nitratos/Nitritos/Fosfatos | Fertilizantes, conservantes |
| Sulfatos/Sulfitos | Pesticidas, fertilizantes |

De acordo com a Resolução 420 (CONAMA, 2009), contaminação é a presença de substância(s) química(s) no ar, água ou solo, decorrentes de atividades antrópicas, em concentrações tais que restrinjam a utilização desse recurso ambiental para os usos atual ou pretendido, definidas com base em avaliação de risco à saúde humana, assim como aos bens a proteger, em cenário de exposição padronizado ou específico.

Os metais pesados são um grupo de elementos situados entre o cobre e o chumbo na tabela periódica tendo pesos atômicos entre 63,5 e 200,6 e densidade superior a 4,0 g/cm³. Destacam-se por estarem presentes em grande parte das fontes de contaminação. Os metais são componentes naturais dos sistemas ambientais, tais como: rochas, solos, sedimentos, água e organismos. Alguns são essenciais às plantas como ferro, zinco, cobre, níquel, manganês mas podem ser contaminantes, dependendo da concentração. Outros são tóxicos, ou seja, não têm função no organismo em qualquer concentração: arsênio, chumbo, cádmio, mercúrio, alumínio e prata. Os principais metais indicadores de contaminação são: mercúrio, cádmio, cromo, níquel, zinco, chumbo, cobre, ferro e manganês.

De acordo com as diretrizes das normas ambientais, do CONAMA e Ministério de Saúde tais concentrações de metais devem estar abaixo do limite estabelecido para que seja lançado no meio natural ou ainda, para o consumo humano. Tão impactantes são as atividades industriais e agrícolas no que se refere às substâncias lançadas no solo, que há itens referentes a cada uma dessas atividades nas legislações vigentes que delimitam tais limites na Resolução 420 (CONAMA, 2009).

Uma grande preocupação sobre a contaminação dos solos com metais é que esses atinjam o lençol freático. Conforme visto em Conciani (2011), a mobilidade do cromo e do níquel, mesmo na presença de barreiras impermeabilizantes, pode ocorrer que cátions atinjam camadas de solo natural, contaminando o solo e a água subterrânea. Outros pesquisadores como Cornu *et. al.* (2001), ao avaliar o impacto ambiental da disposição de lodo de esgoto em um solo no estado de São Paulo, demonstraram que a concentração de cromo, níquel, chumbo encontravam-se parcialmente nos horizontes A e B do perfil do solo estudado, no entanto, tinha a capacidade de liberar os compostos para o horizonte C.

O grande problema de atingir as águas subterrâneas, em curto prazo, é o risco oferecido à saúde humana. As altas concentrações de metais pesados em águas de consumo humano podem causar consequências drásticas. O Cromo em excesso no organismo humano pode causar desde uma dermatite até um câncer de pulmão. O Níquel também é cancerígeno, além de ser o agente causador de doenças estomacais e osteoporose (Sperling, 2005).

2.2 – MODELAGEM DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

A percolação de líquidos no solo foi estudada por Henry Darcy, por volta de 1856. Segundo Darcy, o volume de água percolado em um dado intervalo de tempo, $[L^3T^{-1}]$, é dado por:

$$Q = k \frac{\Delta h}{\Delta L} A \quad (2.1)$$

onde,

k = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica $[LT^{-1}]$;

Δh = diferença de carga hidráulica na entrada e na saída $[L]$;

ΔL = comprimento da amostra na direção do fluxo $[L]$;

A = seção transversal ao fluxo $[L^2]$.

A relação, $\Delta h/\Delta L$, observada na Eq. (2.1), é denominada gradiente hidráulico e denotada por:

$$i = \frac{\Delta h}{\Delta L} \quad (2.2)$$

A velocidade de Darcy pode ser descrita pela razão entre a vazão e a seção transversal ao fluxo, de onde a partir das Eq. (2.1) e Eq. (2.2), conclui-se que:

$$v = ki \quad (2.3)$$

A permeabilidade dos solos é de extrema importância para o estudo dos transportes de contaminantes nos solos, pois representa o movimento do fluido pela massa porosa. Outra importante característica é a permeabilidade intrínseca (K), que influencia na condutividade hidráulica do solo, e é relacionada com a massa específica e a viscosidade do fluido (μ) e a aceleração da gravidade. Desta maneira, o coeficiente de permeabilidade do solo é dada por:

$$k = K \frac{\rho_w g}{\mu} \quad (2.4)$$

onde,

K = permeabilidade intrínseca [L^2];

ρ_w = massa específica do fluido [ML^{-3}];

μ = viscosidade do fluido [$ML^{-1}T^{-1}$];

g = aceleração da gravidade [LT^{-2}].

Como o líquido percola por entre os vazios do meio poroso, considera-se que a velocidade real do fluxo, ou velocidade de percolação, deverá ser a velocidade de Darcy (Eq. 2.3) dividida pela porosidade do meio, conforme:

$$v_p = \frac{v}{n} \quad (2.5)$$

onde n é a porosidade do solo [adimensional].

Quando se analisa uma solução contaminante, deve-se levar em consideração os processos físicos, que garantem o transporte do fluido nos solos, o espalhamento do contaminante no solo e a influência dos processos bio-físicos-químicos (Figura 2.1).

As próximas sessões descrevem os conceitos dos mecanismos mais relevantes para esta pesquisa.

2.2.1 – Advecção

A advecção é o mecanismo primário responsável pelo transporte do contaminante no solo. Caracteriza-se pelo movimento do fluido nos seus macroporos. A componente de fluxo advectivo de condução do contaminante dissolvido no fluido é dada por:

$$J_A = v.c_w \quad (2.6)$$

onde,

J_A = fluxo advectivo [$ML^{-2}T$];

c_w = concentração do contaminante dissolvido no fluido [ML^{-3}];

v = velocidade de Darcy [LT^{-1}].

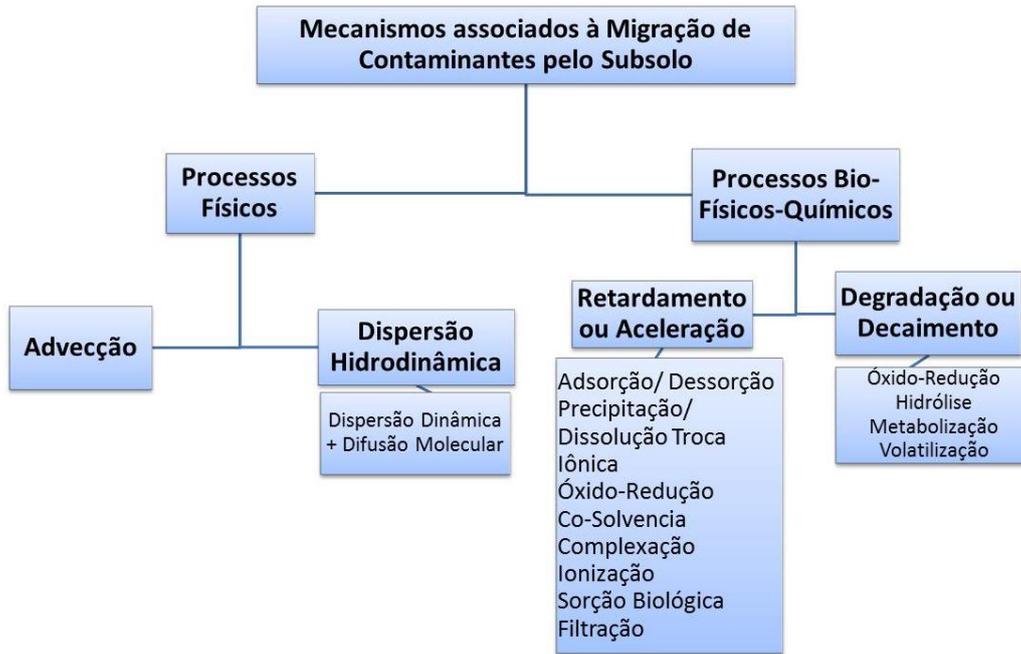


Figura 2.1 - Mecanismos associados à migração de contaminantes em solos (modificado Zuquette, 2015).

A Eq. (2.6) pode ser reescrita em termos da velocidade de percolação do fluido, v_p , que leva em consideração que a área da seção transversal pela qual o fluido atravessa o solo é menor do que a seção total e, é proporcional ao seu índice de vazios. Assim, tem-se que:

$$J_A = v_p \cdot n \cdot c_w \quad (2.7)$$

Sabe-se que a concentração total de contaminante no solo, c_t , é expressa da seguinte forma:

$$c_t = \rho_d c_s + \theta_w c_w + \theta_a c_a \quad (2.8)$$

onde,

ρ_d = massa específica aparente seca [ML^{-3}];

c_s = concentração do contaminante nos sólidos [MM^{-1}] (geralmente mg/kg);

c_a = concentração de contaminante no ar [ML^{-3}].

θ_w = teor de umidade volumétrico [L^3L^{-3}];

θ_a = porosidade preenchida por ar [L^3L^{-3}];

Admitindo-se que todos os vazios do solo estejam preenchidos por água e por ar, pode-se definir a relação:

$$\theta_s = \theta_w + \theta_a \quad (2.9)$$

onde θ_s é o teor de umidade volumétrico na condição saturada [L^3L^{-3}]. Desta forma, θ_s corresponde a porosidade, n , do solo. Na condição saturada, $\theta_a = 0$ e, portanto, a Eq. (2.8), simplifica-se para:

$$c_t = \rho_d \cdot c_s + n \cdot c_w \quad (2.10)$$

Considerando um elemento infinitesimal de controle (Figura 2.2), observa-se o balanço de massa da solução contaminante ao atravessar essa região.

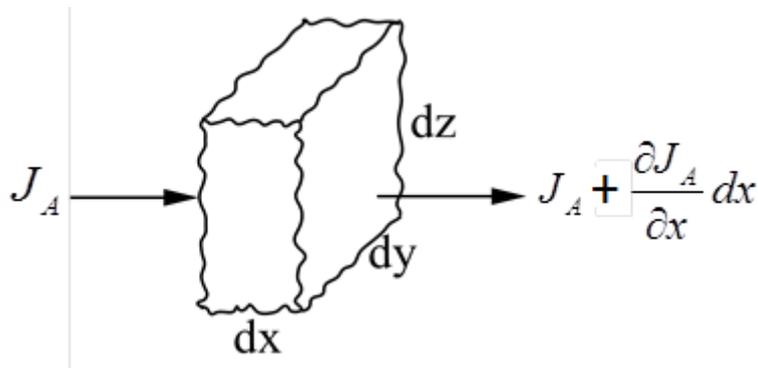


Figura 2.2 – Variação da massa do contaminante ao longo do tempo em um Volume de Controle (VC).

Dessa maneira, tem-se que a variação de massa do contaminante ao longo do tempo em certo VC deve ser igual ao fluxo que entra menos o que sai do VC. Para o caso de fluxo unidimensional, tem-se:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} dx dy dz = J_A dy dz - \left(J_A + \frac{\partial J_A}{\partial x} dx \right) dy dz \quad (2.11)$$

Considerando-se um VC não nulo, pode-se simplificar a Eq. (2.11) de modo a obter a seguinte expressão:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = -\frac{\partial J_A}{\partial x} \quad (2.12)$$

Substituindo a Eq. 2.7 e Eq. 2.10 na Eq. 2.12, segue:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_d \cdot c_s + n \cdot c_w) = -\frac{\partial}{\partial x}(v_p \cdot n \cdot c_w) \quad (2.13)$$

Considerando que em baixas concentrações de contaminante, a massa de soluto sorvida pela massa de solo, c_s , é linearmente proporcional à concentração de equilíbrio da solução, c_w , pode-se escrever:

$$c_s(x,t) = K_d \cdot c_w(x,t) \quad (2.14)$$

onde K_d é a constante de proporcionalidade, denominada coeficiente de distribuição [L^3M^{-1}].

Além disso, adotando-se que a massa específica aparente seca e a porosidade do solo são constantes e que a velocidade de percolação, por ser muito lenta, também pode ser considerada constante, pode-se reescrever a Eq. (2.13) como sendo:

$$\frac{\partial c_w(x,t)}{\partial t} = -\frac{v_p}{R} \frac{\partial c_w(x,t)}{\partial x} \quad (2.15)$$

com,

$$R = 1 + \frac{\rho_d \cdot K_d}{n} \quad (2.16)$$

onde, R é o fator de retardo para um meio saturado, com baixas concentrações de contaminante (isoterma de sorção linear).

O fator de retardo é responsável pela “desaceleração” da pluma de contaminação e influência na velocidade de espalhamento da mesma. Se a substância transportada for reativa, ocorrerá um retardo. Caso contrário, o transporte se dá à velocidade média do solvente e na direção das linhas de fluxo. Ou seja, caso o contaminante seja não reativo, $K_d = 0$, e $R = 1$.

2.2.2 – Difusão Molecular

A difusão molecular caracteriza-se por ser um processo microscópico, como o próprio nome sugere em uma escala molecular, resultante da movimentação aleatória das moléculas do soluto no qual o contaminante migra de um ponto de maior concentração para um de menor concentração. Ocorre independente da velocidade do fluido, por esta razão, tende a ser o fenômeno dominante com velocidades próximas a zero.

A componente de fluxo de difusão molecular de um determinado contaminante pode ser expressa pela Primeira Lei de Fick representada por:

$$J_D = -D_0 \frac{\partial c_w}{\partial x} \quad (2.17)$$

onde,

D_0 = coeficiente de difusão molecular em solução aquosa [L^2T^{-1}];

J_D = fluxo de difusão molecular [ML^2T^{-1}];

c_w = concentração do contaminante dissolvido no fluido [ML^{-3}].

No caso do meio poroso é imprescindível a consideração da tortuosidade (τ), comprimento da trajetória de fluxo, dessa forma tem-se o coeficiente de correção dado por (Fetter, 1992):

$$\tau = \frac{D^*}{D_0} \quad (2.18)$$

onde,

D^* = coeficiente de difusão molecular no meio poroso (efetivo) [L^2T^{-1}];

τ = fator de tortuosidade aparente.

A tortuosidade representa a razão entre o comprimento em linha reta na direção do fluxo (L) e o comprimento real do fluxo (L_e), conforme descrito na Figura 2.3. Esse fator varia entre 0,3 a 0,67, para a grande maioria dos solos. A tortuosidade do meio pode ser definida como as ramificações dos canais entre os grãos de solo. Como o comprimento efetivo (L_e) é sempre maior do que a distância (L), τ é sempre um valor menor do que 1.

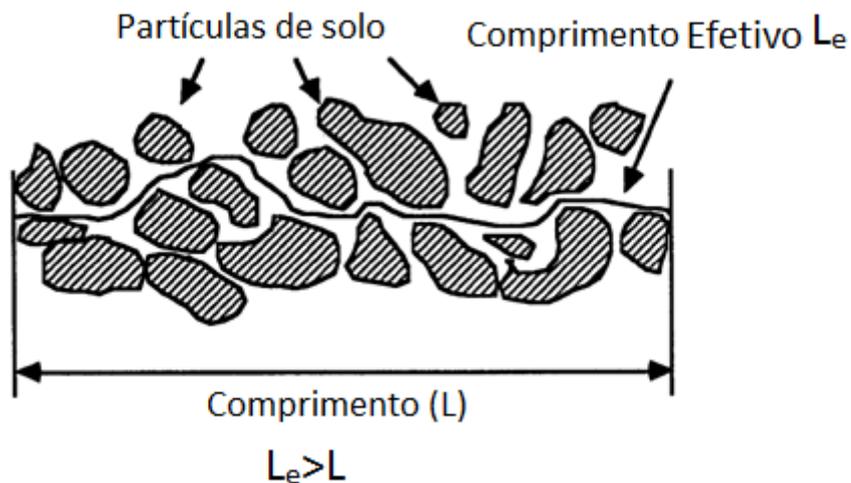


Figura 2.3 - Conceito de comprimento efetivo (Leite, 2001).

Dessa forma, a Lei de Fick generalizada para meios porosos é expressa por:

$$J_D = -\tau D_0 n \frac{\partial c_w}{\partial x} \quad (2.19)$$

A porosidade deve ser levada em consideração, já que a difusão molecular ocorre somente nos poros.

O coeficiente de difusão molecular (D^*) pode ser determinado em laboratório, no entanto, ainda não se encontra normatizado este procedimento no Brasil. Valores de D_0 dos principais íons presentes em águas subterrâneas encontram-se no intervalo de 7×10^{-10} a 2×10^{-9} m²/s a 25°C (Shackelford, 2014).

Considerando um elemento infinitesimal de controle (Figura 2.4) observa-se o balanço de massa do contaminante ao atravessar essa região.

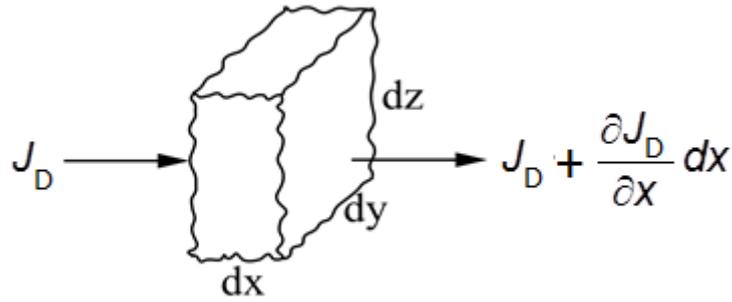


Figura 2.4 - Variação da massa do contaminante ao longo do tempo em um volume de controle (VC).

Dessa maneira, tem-se que a variação de massa do contaminante ao longo do tempo em certo VC deve ser igual ao fluxo que entra menos o que sai do VC. Para o caso de fluxo unidimensional, tem-se:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} dx dy dz = J_D dy dz - \left(J_D + \frac{\partial J_D}{\partial x} dx \right) dy dz \quad (2.20)$$

Considerando-se um VC não nulo, pode-se simplificar a Eq. (2.20) de modo a obter a seguinte expressão:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = - \frac{\partial J_D}{\partial x} \quad (2.21)$$

Na hipótese de ocorrer apenas difusão pura, substituindo a Eq. (2.10) e a Eq. (2.19) na Eq. (2.21) segue:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho_d \cdot c_s + n \cdot c_w) = - \frac{\partial}{\partial x} \left(-\tau D_0 \cdot n \cdot \frac{\partial c_w}{\partial x} \right) \quad (2.22)$$

Considera-se que em baixas concentrações de contaminante a massa de soluto sorvida pela massa de solo (c_s) é linearmente proporcional à concentração de equilíbrio da solução (c_w) conforme descrito pela Eq. (2.14). Além disso, adotando-se que a massa específica aparente seca e a porosidade do solo são constantes e que a velocidade de percolação, por ser muito lenta, também pode ser considerada constante, pode-se então reescrever a Eq. (2.22) na forma:

$$\frac{\partial c_w(x,t)}{\partial t} = \frac{\tau D_0}{R} \frac{\partial^2 c_w(x,t)}{\partial x^2} \quad (2.23)$$

2.2.3 – Dispersão Mecânica

A dispersão mecânica (D_m) é a mistura que ocorre durante a advecção e é causada inteiramente pelo movimento do fluido (Bosco, 2008). A heterogeneidade nas velocidades dos canais é causada pelo atrito imposto ao fluido nas proximidades da partícula, sendo que a velocidade é diminuída quanto mais próxima da superfície devido ao atrito, sendo nula na superfície do grão. Esse fenômeno foi ilustrado na Figura 2.5.

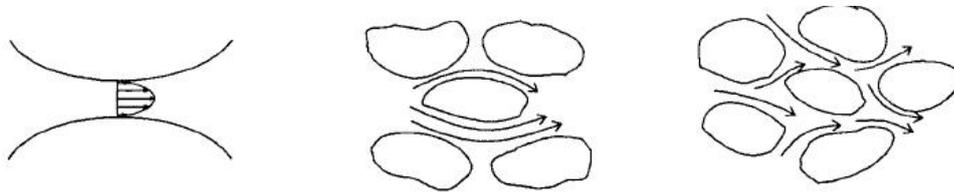


Figura 2.5 - Fluxo entre partículas de solo (Fetter, 1992).

A componente de fluxo por dispersão mecânica pode ser expressa de forma análoga a componente de fluxo por difusão molecular, no qual o fluxo é proporcional ao gradiente de concentração, dessa forma tem-se:

$$J_M = -D_m \cdot n \frac{\partial c_w}{\partial x} \quad (2.24)$$

onde,

D_m = coeficiente de dispersão mecânica [L^2T^{-1}];

J_M = fluxo devido a dispersão mecânica [ML^2T^{-1}];

O coeficiente de dispersão mecânica pode ser expresso em função da velocidade do fluido e do coeficiente de dispersividade, pois devido à mudança na área dos canais vazios do solo ocorre uma variação da velocidade do fluxo dentro dos poros, dessa maneira ocorre dispersão do contaminante. No sentido longitudinal é expresso por:

$$D_m = \alpha_L \cdot v_p \quad (2.25)$$

onde α_L é o coeficiente de dispersividade longitudinal [L].

2.2.4 – Dispersão Hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica é a ocorrência simultânea dos mecanismos de difusão molecular e dispersão mecânica. Com isto, há uma tendência ao espalhamento do contaminante nos caminhos pelo qual ele percola entre os grãos de solo. É um processo transiente e de mistura irreversível. Conforme o contaminante vai sendo transportado, as moléculas tendem a se afastar da trajetória principal com velocidades variáveis entre si, e conseqüentemente, causando a diluição da solução.

A componente de fluxo por dispersão hidrodinâmica pode ser aproximada pela soma das componentes de fluxo por difusão molecular e por dispersão mecânica:

$$J_H = J_D + J_M \quad (2.26)$$

Substituindo-se as Eq. (2.19), Eq. (2.24) e Eq. (2.25) na Eq. (2.26), segue que:

$$J_H = -\tau D_0 \cdot n \frac{\partial c_w}{\partial x} - \alpha_L v_p \cdot n \frac{\partial c_w}{\partial x} \quad (2.27)$$

A Eq. (2.27) pode ser reescrita na forma:

$$J_H = -D_h \cdot n \frac{\partial c_w}{\partial x} \quad (2.28)$$

onde D_h indica o coeficiente de dispersão hidrodinâmica [L^2T^{-1}], expresso por:

$$D_h = \tau \cdot D_0 + \alpha_L \cdot v_p \quad (2.29)$$

A primeira parcela da Eq. (2.29) representa a difusão molecular, D^* , regida pelo coeficiente de difusão molecular em meio aquoso, de acordo com a tortuosidade do meio. A

segunda parcela diz respeito ao fenômeno da dispersão mecânica, regido pela velocidade de percolação de acordo com a dispersividade longitudinal do meio.

É importante ressaltar que para altas velocidades de transporte, o fenômeno predominante é a dispersão mecânica enquanto que para baixas velocidades de fluxo, a difusão molecular.

2.2.5 - Sorção

A sorção é um fenômeno no qual parte da massa de uma espécie química presente em um líquido (sorvato) se acumula nos vazios ou sobre parte da matriz sólida do meio poroso. Existem duas formas de sorção: a química e a física. A sorção física é um fenômeno reversível onde se observa interações intermoleculares entre o sorvato e o sorvente, atingindo rapidamente o equilíbrio. Esta ocorre principalmente devido às forças eletrostáticas: atração e repulsão eletrostática segundo a Lei de Coulomb, interações dipolo-dipolo, forças de Van der Waals e pontes de hidrogênio. A sorção química é um processo raramente reversível, pois se trata de uma ligação química, geralmente covalente, entre uma molécula e átomos superficiais, formando novos compostos.

Os processos que tendem a retirar ou introduzir certa quantidade de massa do soluto na água são normalmente agrupados num processo mais geral conhecido como sorção (Gurjão, 2005). Os processos envolvidos na sorção química são a sorção e a dessorção química. Então, no caso da sorção, o soluto adere à superfície sólida da partícula de solo. Dessorção é o processo em que o soluto é liberado das partículas de solo para o fluido intersticial. Ocorre quando a concentração afluyente da substância diminui, ou pelo deslocamento provocado pela competição com outra substância com maior potencial de sorção.

A sorção dos íons, na fase sólida mineral e orgânica, ocorre devido à existência de cargas elétricas de superfície, positivas e negativas, que atraem ânions e cátions, respectivamente (Meurer, 2010). As cargas negativas permanentes são originadas na formação dos argilominerais, quando cátions de maior valência substituem cátions de menor valência na estrutura do mineral causando um desbalanceamento de cargas que resulta no aparecimento de cargas negativas.

A sorção em solos ocorre principalmente nos argilominerais, que apresentam um desbalanceamento elétrico devido a substituições de cátions no retículo cristalino por outros de

menor valência. Como as argilas apresentam maior capacidade de troca iônica que os siltes e areias, quanto maior o teor de argila da zona não saturada, maior será a capacidade de retenção, principalmente de cátions. Os ânions, ao contrário, podem atravessar essas camadas argilosas com maior facilidade (Mestrinho, 1997). Com exceção da caulinita, a capacidade de troca de ânions é significativamente menor do que a de cátions em outros tipos de argila. A capacidade de troca catiônica das argilas depende do tipo de argilomineral presente no solo sendo menores para as caulinita e argilominerais de estrutura 1:1 e maiores para os de estrutura 2:1 como os expansivos da família das esmectitas.

Segundo Sparks (1996), a matéria orgânica presente no solo, mesmo quando em pequena quantidade, é capaz de contribuir com uma grande parcela da retenção de cátions.

Quando um íon ou uma molécula presente na solução do solo reage com um grupo funcional de superfície, forma-se um complexo de superfície, e essa reação de formação é chamada de complexação de superfície. Estes são classificados em esfera-externa e esfera-interna.

Os complexos de esfera-externa são formados quando há interposição de pelo menos uma molécula de água entre o grupo funcional de superfície e o íon ou molécula da solução do solo. Os cátions (Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Al^{3+}) e ânions (NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Br^-) que mantêm sua água de hidratação ao serem sorvidos pelas cargas negativas e positivas das partículas minerais e orgânicas do solo são exemplos típicos de íons que formam complexos de esfera-externa. Os cátions e ânions sorvidos na forma de complexos de esfera-externa são comumente denominados de íons trocáveis, porque podem ser deslocados dos sítios de sorção por outros cátions e ânions presentes na solução do solo (Luchese *et. al.*, 2002).

Um complexo de esfera-interna forma-se quando nenhuma molécula de água se interpõe entre o grupo funcional de superfície e o íon ou molécula que se liga a ele, isto é, o íon liga-se diretamente ao grupo funcional de superfície. Este fenômeno também é chamado de quimiossorção ou sorção específica.

Uma importante propriedade dos solos é a capacidade de troca de cátions (CTC). A CTC expressa a quantidade de cátions que o solo pode reter na forma de complexos de esfera-externa, representando indiretamente a quantidade de cargas negativas do solo. Os íons sorvidos nas superfícies da fase sólida do solo, na forma de complexos de esfera-externa, por estarem ligados à superfícies por ligações eletrostáticas, podem ser trocados (substituídos) por outros íons da solução do solo. Na troca de íons, ocorrem interações eletrostáticas entre os íons na vizinhança

da partícula carregada e os da camada difusa. Essas reações são geralmente rápidas, reversíveis, estequiométricas e, em muitos casos, existe uma seletividade (preferência) de um íon sobre outro na superfície carregada. Essa preferência pode ser explicada pela Lei de Coulomb: para elementos do mesmo grupo da tabela periódica com a mesma valência, os íons hidratados com menor raio de hidratação serão preferidos (Costa, 2002). Assim, para os elementos do Grupo I e a ordem de seletividade seria:



No caso de íons com valência diferente, geralmente aqueles de mais alta carga serão preferidos, como por exemplo:



O aumento da concentração de um íon na solução do solo pode provocar o deslocamento de íons sorvidos, pelo princípio da ação das massas. Isso quer dizer que é possível que cátions de menor valência desloquem outros de maior valência, desde que sua concentração na solução do solo seja alta.

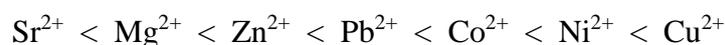
Outros fatores estão relacionados com a CTC, como por exemplo, o tipo de quantidade de argilominerais, teor de matéria orgânica, pH da solução do solo e sorção específica de íons. A quantidade e a proporção dos constituintes do solo determinam o valor da CTC. A matéria orgânica interage com os argilominerais e os óxidos do solo, alterando as cargas superficiais. A matéria orgânica é sorvida à caulinita e aos óxidos de ferro e essa interação resulta na diminuição das cargas positivas, aumentando a CTC. A quantidade e a proporção de cargas elétricas negativas e positivas em solos com carga variável estão condicionada ao pH da solução do solo. A sorção específica de íons pode resultar em aumento da CTC, também, aumentando a carga líquida negativa (Meurer, 2010).

A sorção específica de cátions e ânions ocorre quando os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, manganês, e mesmo em menor extensão, as superfícies são capazes de sorver quimicamente cátions metálicos, como complexos de superfícies de esfera-interna.

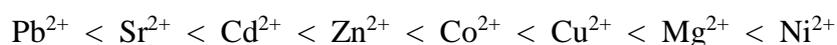
Os óxidos de ferro, alumínio, manganês, e em menor extensão, as superfícies laterais dos minerais silicatados, apresentam grupos funcionais de superfícies capazes de sorver quimicamente cátions metálicos, como complexos de superfície de esfera-interna. Grupos funcionais da matéria orgânica também formam complexos de esfera-interna com metais, como por exemplo, com o cobre e o alumínio.

Os cátions metálicos que podem ser sorvidos dessa forma, alguns deles micronutrientes das plantas (Zn, Cu, Fe, Mn) e outros tóxicos (Al, Cd, Pb) ligam-se aos grupos funcionais de superfície sem a interposição das moléculas de água, formam, portanto, um complexo de esfera-interna, não sendo, assim cátions trocáveis.

A eletronegatividade é um fator importante para determinar qual cátion será preferencialmente quimiosorvido. Quanto mais eletronegativo o metal, mais forte será a coordenação (caráter covalente) com os átomos de oxigênio do grupo funcional de superfície. Para os cátions divalentes, a ordem de preferência, baseada na eletronegatividade, pode ser (Luchese, *et. al.*, 2002):



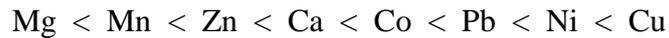
Por outro lado, com base na eletrostática, a ligação mais forte pode ser formada pelo metal com a maior razão de carga/raio. Isso pode resultar numa diferente ordem de preferência para esses mesmos metais (Luchese, *et. al.*, 2002):



E pode também prever que metais trivalentes, como Cr^{3+} e Fe^{3+} , devem ser quimiosorvidos preferencialmente sobre todos os metais divalentes.

Em solos que predominam argilominerais do tipo 1:1, há alta afinidade com cátions metálicos, que contribuem para a formação de complexos de esfera-interna. Este fenômeno é conhecido por complexação de metais pela matéria orgânica. Isto pode ocorrer mesmo em solos ricos em matéria orgânica, onde predominam as cargas elétricas negativas.

Meurer (2010) apresenta uma ordem de afinidades:



De acordo com esse autor, os metais citados no final dessa sequência tendem a formar complexos de esfera-interna enquanto que os demais tendem a formar complexos de esfera-externa (cátions trocáveis).

2.3 – ENSAIO EM COLUNA

O ensaio em coluna consiste em percolar um contaminante fluido através de uma amostra, geralmente indeformada de solo. Em intervalos de tempo pré-determinados, são coletadas amostras do líquido efluentes que são analisadas para a determinação das concentrações. A Figura 2.6 mostra um esquema básico do ensaio. Os resultados são plotados em um gráfico “Volume percolado versus c_w/c_0 ” onde c_0 é a concentração inicial da amostra (afluente) e c_w é a concentração final do líquido efluente. Tais gráficos são denominados curvas de eluição, curvas de transporte ou ainda curvas de chegada, conforme podem ser observados na Figura 2.6.

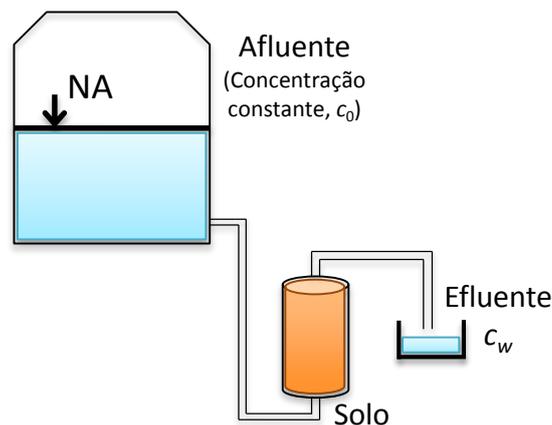


Figura 2.6 - Desenho esquemático do ensaio em coluna.

Tradicionalmente, antes de se dar início à percolação do contaminante, utiliza-se saturar a amostra com água destilada, para que se estabelece o regime permanente, antes de iniciar o fluxo com o contaminante. Pode-se realizar o ensaio com fluxo ascendente ou descendente.

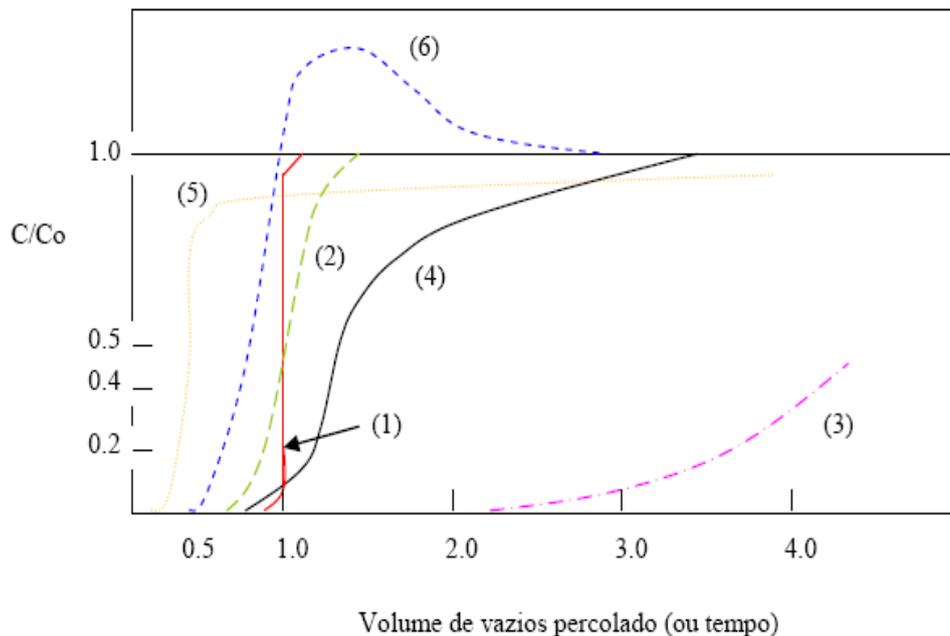


Figura 2.7 – Modelos de curvas de chegada (Rowe, 1995).

O transporte advectivo representado pela curva (1) é uniforme e não disperso. Observa-se nesta curva que a concentração efluente é igual a inicial para exatamente o primeiro volume de poros (vazios) percolado (V_p). Nesse ponto toda a água do solo é deslocada pelo fluido permeante.

A curva (2) leva em conta a dispersão, nesse caso tem-se que, como esta tende a espalhar a frente de contaminação, algumas espécies químicas podem chegar antes e ser detectados no efluente antecipando-se ao 1º V_p e, nesse ponto a concentração relativa C/C_0 não atinge a unidade, ou seja, o equilíbrio, mesmo depois de 1º V_p .

A curva (3) representa espécies químicas fortemente retardadas, onde o equilíbrio se estabelece lentamente sendo totalmente sorvidas até o 2º V_p .

A curva (4) apresenta um certo retardamento, embora ainda mostre alguma chegada antes de 1º V_p . Esse caso é normalmente indicativo de fluxo através de canais, com espécies químicas de elevada reatividade com o solo, atingindo o equilíbrio através da difusão.

A situação representada pela a curva (5), mostra a rápida chegada de solutos não reativos. A explicação é novamente o rápido fluxo através dos canais principais ou macroporos, com o equilíbrio sendo atingido mais lentamente através da difusão nos microporos.

Já a curva (6) é uma típica representação da dessorção.

Não há uma padronização de altura para a amostra a ser ensaiada, pois essa altura também influenciará no tempo de ensaio. Ensaios realizados com amostras compactadas, como as de Conciani (2011) tinham 2,5 cm de altura e 8,0 cm de diâmetro e as de Nascentes (2006) com 10,0 cm de altura e 5,0 cm de diâmetro. Duarte (2003) utilizou amostras com massas específicas naturais (cravando-se os cilindros de aço inoxidável de 8,0 por 11,0 cm) reaproveitados na pesquisa de Sousa (2004) que também trabalhou com massas específicas naturais com amostras nas mesmas dimensões. Ferreira (2000) utilizou amostra com 15,0 cm de altura e 6,0 cm de diâmetro, e suas amostras eram apenas lançadas nas colunas. Tímbola, *et. al.* (2010) trabalharam com amostras de 5,0 cm de diâmetro e alturas variáveis e trabalhou com amostras deformadas e indeformadas. Rojas (2013) utilizou altura de 11,0 cm e diâmetro de 8,0 cm para amostras indeformada.

O ensaio tem sido realizado por diversos pesquisadores, de diferentes maneiras. Alguns deles como Nascentes (2006) e Ferreira (2000) utilizaram sistemas de pressão distintos para produção de gradientes hidráulicos: bomba peristáltica, interfaces ar-água e ar-solução (expansão de membrana), coluna de mercúrio e frasco de Mariotte (Figuras 2.8 e 2.9). Outros ainda, como Tímbola *et. al.* (2010) utilizaram sistemas de câmaras triaxiais para acondicionamento da amostra de solo: colunas de parede flexível (membrana de látex) como mostra a Figura 2.9. Outro equipamento utilizado para esse ensaio é o o equipamento de permeabilidade Tri-Flex com adaptações (mariotte). Braga (2010) montou seus ensaios com corpo-de-prova revestido por uma membrana de borracha impermeável e flexível tendo sob a base e sobre o topo um papel filtro e uma pedra porosa, conforme pode ser visto na Figura 2.11.

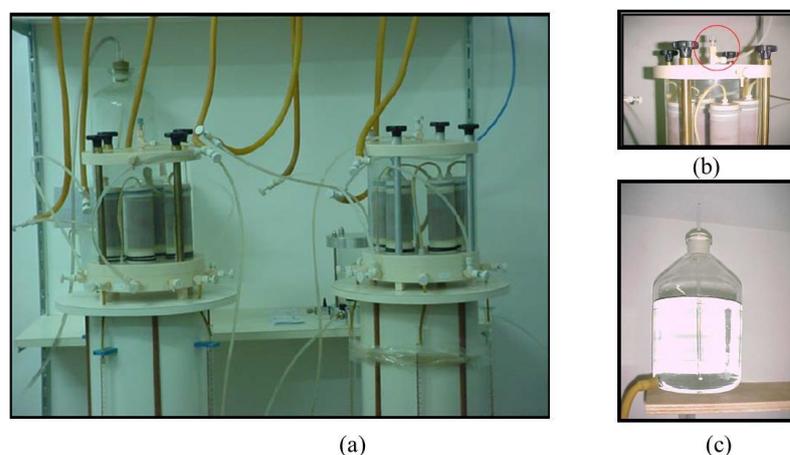
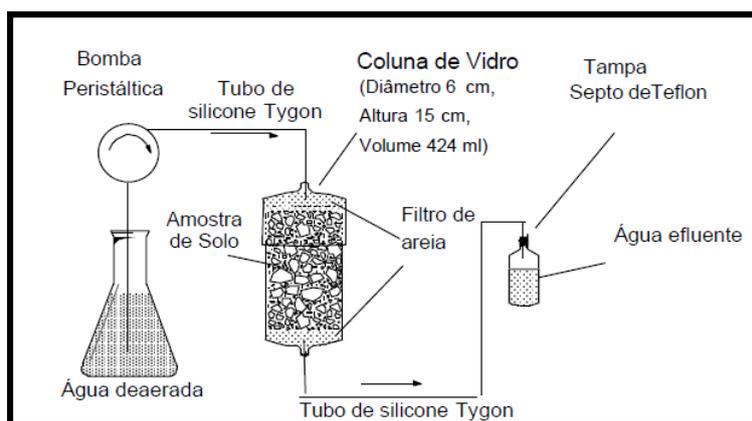


Figura 2.8 – Equipamento para ensaio em coluna utilizado por Nascentes: (a) Vista frontal do equipamento; (b) Detalhe do conector e (c) Frasco de Mariotte.



(a)



(b)

Figura 2.9 – (a) Esquema do ensaio em coluna realizado por Ferreira (2000); (b) Vista frontal do equipamento.



Figura 2.10 – Equipamento para ensaio em coluna utilizado por Tímbola *et. al.* (2010).

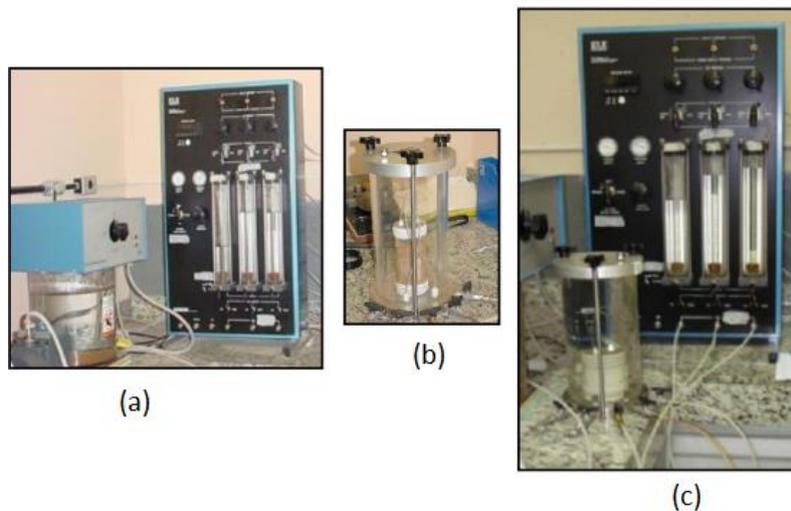


Figura 2.11 – Permeâmetro Tri-Flex 2 utilizado por Braga (2010): (a) painel e reservatório de água; (b) célula com corpo-de-prova; (c) célula acoplada ao equipamento.

Outros tipos de ensaios têm sido realizados como o que mostra a Figura 2.9. Tais equipamentos são compostos por diferentes materiais, em geral, inertes às soluções: polipropileno, teflon, PVC, aço inox, plexiglass, acrílico, etc. Rojas (2013) utilizou acrílico para acondicionar as amostras indeformadas de solo (Figura 2.12(a)). Sousa (2004) utilizou os cilindros feitos de aço inox como mostra a Figura 2.12(b).

Após a finalização do ensaio em coluna, pode-se seccionar a amostra em fatias e realizar análises químicas no solo, obtendo-se assim perfis de concentração para cada amostra. Este procedimento permite a obtenção da quantidade de soluto sorvida pelo solo, assim como é realizado no ensaio de difusão.

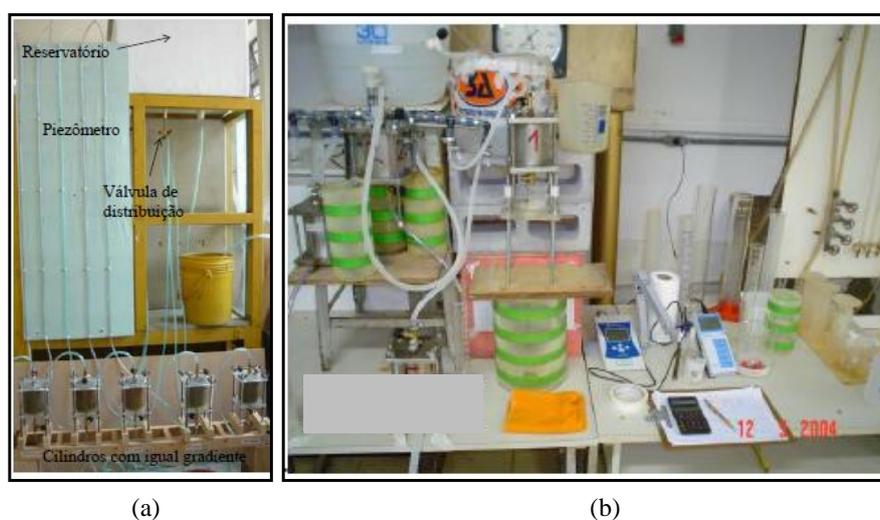


Figura 2.12 – Equipamentos para ensaio em coluna utilizado por: (a) Rojas (2013) (b) Sousa (2004).

Segundo Boscov (1997) recomenda-se uma saturação maior do que 90% em ensaios em coluna. Esse procedimento de saturação deve ser realizado para que ocorra a condição de fluxo em regime permanente. Considera-se, desta forma, o solo saturado.

Em seguida, a solução contaminante de interesse, com concentração inicial conhecida, C_0 , é permanentemente aplicada sobre a coluna durante o tempo de duração do ensaio. Esta solução migra através da amostra impulsionada pelo gradiente hidráulico imposto. Amostras de efluentes drenados das colunas são coletadas e as concentrações de solutos são determinadas por procedimentos químicos padronizados.

O modelo adotado para simular o ensaio em coluna leva em consideração os fenômenos referidos nos tópicos do item 2.2 deste Capítulo. Dito de outra forma, ocorrem concomitância o fluxo por advecção e por dispersão hidrodinâmica, além dos mecanismos de interação físico-química. Assim, o componente de fluxo atuante no corpo de prova é dado por:

$$J = J_A + J_H \quad (2.30)$$

onde,

J = fluxo advectivo-dispersivo [$ML^{-2}T$];

J_A = fluxo advectivo [$ML^{-2}T$];

J_H = fluxo por dispersão hidrodinâmica [$ML^{-2}T$].

Dessa maneira, o modelo de fluxo que simula o transporte no corpo de prova em um ensaio em coluna pode ser simulado a partir do elemento infinitesimal de controle (Figura 2.13), no qual se observa o balanço de massa do contaminante ao atravessar o elemento na direção x .



Figura 2.13 - Variação da massa do contaminante ao longo do tempo em um volume de controle.

Nesse sentido, tem-se que a variação de massa do contaminante ao longo do tempo no VC deve ser igual ao fluxo que entra menos o que sai do VC. Para o caso de fluxo unidimensional, hipótese válida no ensaio em coluna, tem-se:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} dx dy dz = J \cdot dy dz - \left(J + \frac{\partial J}{\partial x} dx \right) dy dz \quad (2.31)$$

Considerando-se um VC não nulo, pode-se simplificar a Eq. (2.31) de modo a obter a seguinte expressão:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = - \frac{\partial J}{\partial x} \quad (2.32)$$

A Equação (2.32) pode ser expandida, a partir da Eq. (2.30), do seguinte modo:

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} = - \frac{\partial J_A}{\partial x} - \frac{\partial J_H}{\partial x} \quad (2.33)$$

Substituindo a Eq. (2.7), a Eq. (2.10) e a Eq. (2.24) na Eq. (2.33), tem-se que:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho_d \cdot c_s + n \cdot c_w) = - \frac{\partial}{\partial x} (v_p \cdot n \cdot c_w) - \frac{\partial}{\partial x} \left(-D_h \cdot n \cdot \frac{\partial c_w}{\partial x} \right) \quad (2.34)$$

Considerando que o ensaio possa ser conduzido em baixas concentrações de contaminante, a massa de soluto sorvida pela massa de solo, c_s , é linearmente proporcional à concentração de equilíbrio da solução, c_w , pode-se escrever:

$$c_s(x,t) = K_d \cdot c_w(x,t) \quad (2.35)$$

onde K_d é denominado coeficiente de distribuição [L^3M^{-1}].

Além disso, adotando-se que a massa específica seca e a porosidade do solo analisado são constantes e que a velocidade de percolação, por ser muito lenta, também pode ser considerada constante, pode-se reescrever a Eq. (2.35) como sendo:

$$\frac{\partial c_w(x,t)}{\partial t} = -\frac{v_p}{R} \frac{\partial c_w(x,t)}{\partial x} + \frac{D_h}{R} \frac{\partial^2 c_w(x,t)}{\partial x^2} \quad (2.36)$$

Determinadas as concentrações dos contaminantes nos efluentes e conhecendo-se o número de volumes de poros escoados, são traçadas curvas de transporte (concentração relativa versus número de volume de poros percolados, $c_w/c_0 \times v_p$, ou concentração relativa versus o tempo, $c_w/c_0 \times t$), para observação da sorção dos contaminantes. Medindo experimentalmente a velocidade de percolação (v_p), pode-se estimar o coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h) e o fator de retardo (R), ajustando-se a solução analítica da Eq. (2.36) aos dados experimentais. Esse modelo foi resolvido por Ogata & Banks (1961) para as seguintes condição inicial e condições de contorno, respectivamente:

$$\begin{cases} c_w(x, 0) = 0 \\ c_w(0, t) = c_0 \\ c_w(\infty, t) = 0 \end{cases} \quad (2.37)$$

Uma limitação da solução de acordo com as condições de contorno, é que as mesmas se aplicam para meios infinitos. Apesar desta condição, outros autores como Van Genuchten (1980) demonstraram que a solução para o caso de se considerar um meio finito leva a um resultado similar.

A solução analítica da Eq. (2.36), proposta por Ogata & Banks (1961), é dada por:

$$c_w(x,t) = \frac{c_0}{2} \left[e^{\frac{v_{pluma}}{D_{pluma}} x} \operatorname{erfc} \left(\frac{x + v_{pluma} t}{2\sqrt{D_{pluma} t}} \right) + \operatorname{erfc} \left(\frac{x - v_{pluma} t}{2\sqrt{D_{pluma} t}} \right) \right] \quad (2.38)$$

onde,

$$v_{pluma} = \frac{v_p}{R} \quad (2.39)$$

$$D_{pluma} = \frac{D_h}{R} \quad (2.40)$$

2.4 – SOLOS TROPICAIS

Os solos tropicais são aqueles que ocorrem entre os trópicos, isto é, entre os paralelos 30° N e 30° S de latitude, e apresentam propriedades de engenharia particularmente diferentes daquelas características dos solos de regiões temperadas (Camapum de Carvalho *et. al.*, 2006). Segundo os autores, as características geotécnicas dos solos tropicais são influenciadas pelo grau de alteração, pela sua gênese, pelas propriedades químicas e mineralógicas, pelas características estruturais e pela umidade ou grau de saturação. Complementarmente, o solo tropical é aquele que apresenta peculiaridades de propriedades e de comportamento, relativamente aos demais solos, em decorrência da atuação no mesmo de processos geológicos ou pedológicos, típicos das regiões tropicais úmidas (Committee on Tropical Soils of ISSMFE, 1985 – *apud* Nogami e Villibor, 1995). Dentre os solos tropicais se encaixam os solos lateríticos e os solos saprolíticos.

A discrepância do comportamento entre os solos tropicais em relação aos demais impulsionou a criação de uma classificação de solos específica para este grupo denominada MCT. A classificação MCT é brasileira, no entanto, não se encontra até o momento normatizada pela ABNT, porém, é normatizada pelo DNIT (DNER-CLA 259/96). Nogami e Villibor (1995) afirmaram que no fim da década de 30 havia diferenças entre as previsões efetuadas com os princípios da mecânica dos solos clássica e as obtidas com os solos lateríticos e com os solos saprolíticos.

O solo saprolítico é aquele material que, após sofrer a ação do intemperismo, ainda possui características do material de origem (rocha mãe). Também pode ser classificado como solo residual jovem. Alguns perfis de solo residual podem apresentar solo residual maduro em sua superfície. Um termo muito semelhante (saprólito) pode ser confundido com o solo saprolítico. O conceito de saprólito tem origem na língua inglesa “saprolite” que significa rocha alterada ou ainda do latim, “rocha podre”.

2.4.1 – Comportamento dos Solos Tropicais

Para melhor entender o comportamento desses solos, utiliza-se a Figura 2.14 onde se observa três fotografias aumentadas por microscopia eletrônica de dois solos diferentes. O

processo de alteração faz aparecer no solo diferentes formas de agregações como mostram as Fotos 2.14(a) e 2.14(b) obtidas para as profundidades 2m e 5m respectivamente. A forma correspondente a 5m é observada em todas as profundidades de 1m a 8m. Ao atingir o residual jovem estas formações de agregados por atuação dos óxidos de ferro e alumínio cedem espaço a aglomerações ou pacotes de argilominerais como os mostrados na Foto 2.14(c) para 10m de profundidade.

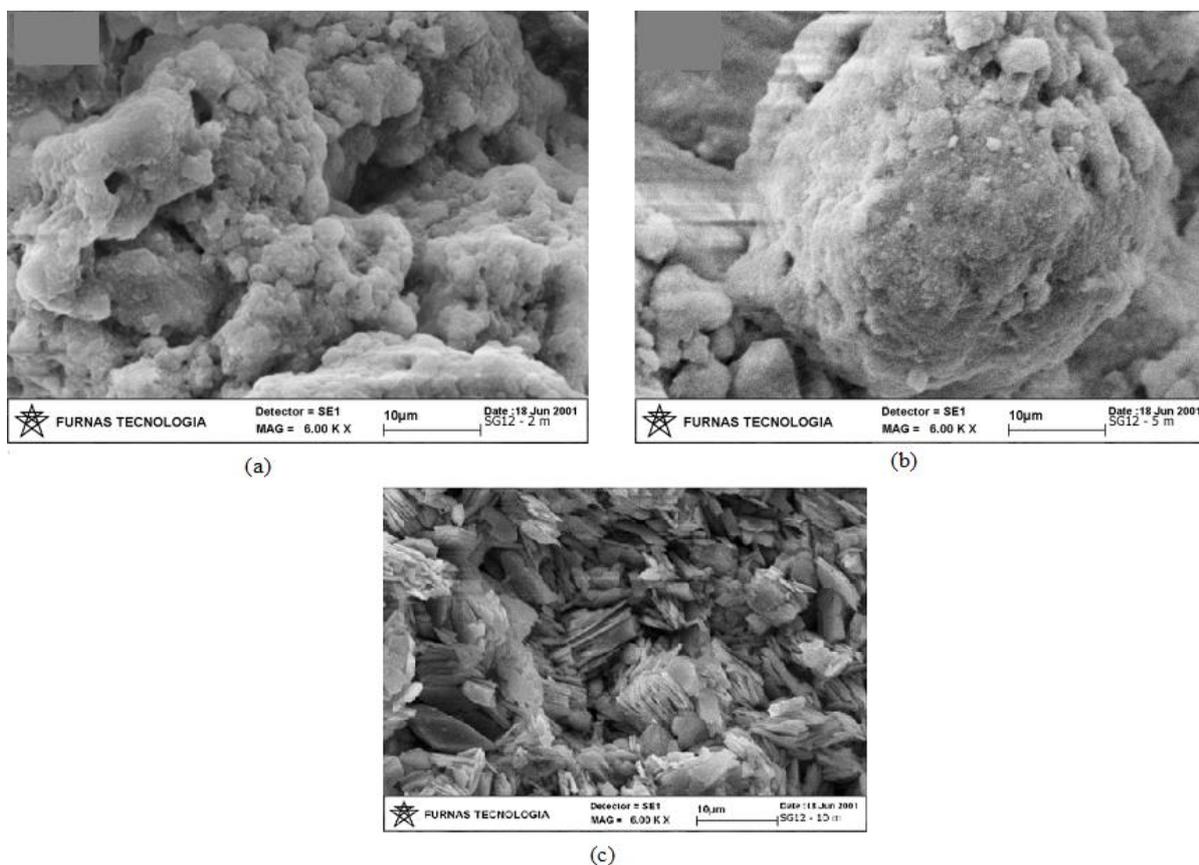


Figura 2.14 - Microscopia Eletrônica (a) de solo maduro; (b) solo com agregação; (c) de solo jovem (Guimarães, 2002)

O solo muito intemperizado apresenta uma estrutura porosa, devido ao alto grau de intemperismo sofrido pelo material (Figura 2.14 (a)). Na Figura 2.14 (b), observa-se uma agregação proveniente desse solo altamente intemperizado. Tais agregações são constituídas de partículas menores que se encontram na forma agregada devido às cimentações (oxidações provenientes das reações de oxidação). Na Figura 2.14(c), se observa um solo residual jovem, ou seja, que ainda sofreu baixo grau de intemperismo. Nessa imagem, observam-se partículas bastante íntegras (minerais secundários) que ainda estão sofrendo alteração. No solo residual jovem, os vazios são apenas aqueles espaços entre as partículas sólidas. Ressalta-se que, as cimentações que interligam os grãos de solo podem ser de diferentes composições, como por

exemplo, pontes de argila e mesma mineralogia e porosidade dos grãos interligados, ou ainda, outros cimentos de diferente composição dos grãos.

Isto pode ser comprovado com base no ensaio de granulometria com defloculante e sem defloculante, conforme se pode observar na Figura 2.15. Observa-se certo afastamento entre as curvas com defloculante e sem defloculante. Isto é um comportamento característico de solos tropicais lateríticos, pois ao utilizar o defloculante, as cimentações que unem as agregações são desfeitas. Logo, pode-se inferir que, quanto maior a distância entre as curvas granulométricas com e sem defloculante, maior o nível de agregação do solo.

A existência dessas agregações é explicada devido à sua gênese. No processo de laterização, ocorre a combinação de argilominerais do grupo das caulinitas e de hidróxidos e óxidos de ferro e alumínio que são responsáveis pela formação de agregações estáveis em presença de água. Isto ocorre graças ao recobrimento dos argilominerais pelos óxidos e hidróxidos hidratados, que além de reduzirem a capacidade de sorção de água pelos argilominerais, atuam como agentes cimentantes entre as partículas.

Devido a essas agregações, o solo apresenta então uma macroporosidade e uma microporosidade. A macroporosidade é aquela já conceituada pela mecânica dos solos clássica, ou seja, a razão entre o volume ocupado pelos espaços vazios entre os grãos de solo e o volume total. A microporosidade é aquela encontrada dentro de cada sólido, ou seja, a concreção laterítica. Isto também já foi comprovado em estudos anteriores, conforme se observa na Figura 2.16. De acordo com esta figura, a curva de distribuição de poros do solo laterítico apresenta formato bimodal.

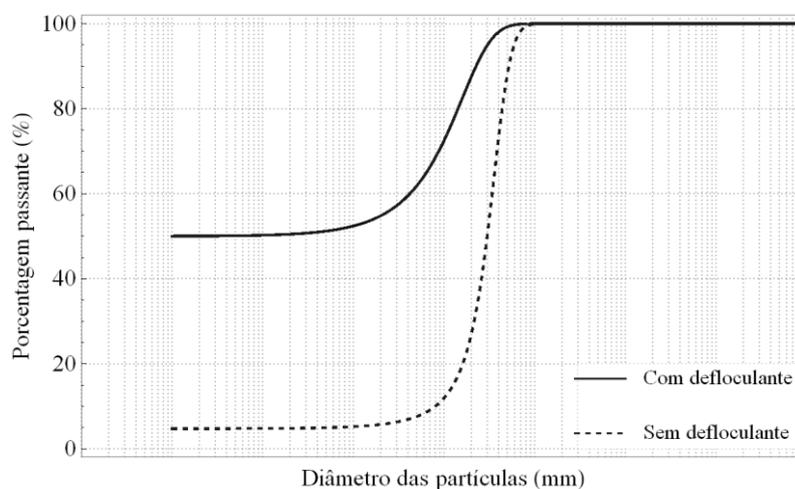


Figura 2.15 – Curvas granulométricas de um solo tropical.

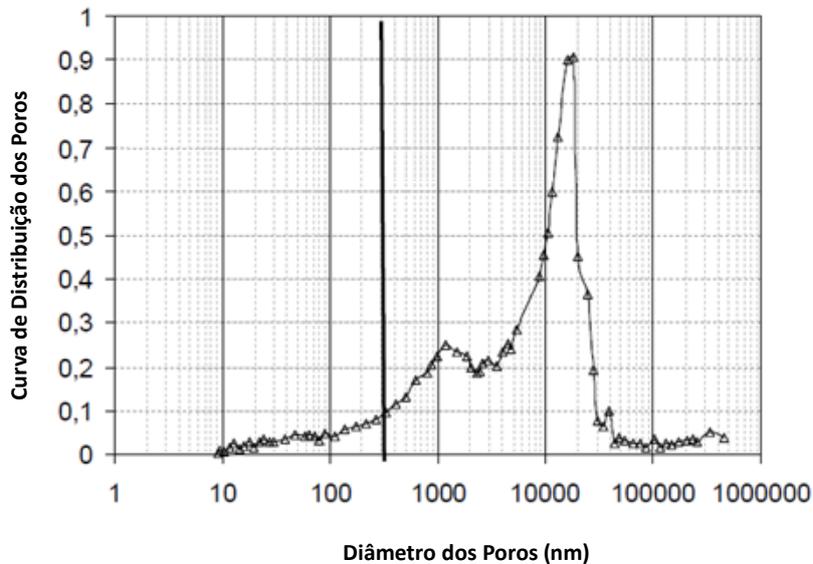


Figura 2.16 - Distribuição de poros de solo laterítico (modificado de Mascarenha, 2008).

Os solos lateríticos devem apresentar propriedades e comportamentos bastante variáveis de região para região uma vez que estes parâmetros além de depender de fatores tal como o tipo da rocha mãe dependem, também, das condições de intemperismo.

Camapum de Carvalho *et. al.* (2006) estudaram o comportamento de solos tropicais da região do Distrito Federal, e concluíram que entre as características dos solos lateríticos podem ser citadas:

- Índice de vazios maiores do que os associados à curva granulométrica.
- Índice de vazios varia muito de um solo para outro, ou são semelhantes independentemente da rocha mãe.
- A distribuição de poros é marcada pela presença de micro e macroporos.
- Há estabilidade dos agregados devido à cimentação que os une, mesmo quando submetido às variações de umidade e energia mecânica a eles impostas.
- Resistências mais baixas e compressibilidades mais altas em decorrência da estrutura do solo.
- Permeabilidades mais altas do que aparentam na distribuição granulométrica, devido à presença dos macroporos.

2.4.2 – Mineralogia

A laterização é o processo pedogenético consequente de desenvolvimento de um pH superficial compreendido na faixa intermediária aproximadamente de 4,5 a 7,0, permitindo intensa lixiviação do silício na forma de $\text{Si}(\text{OH})_4$ e das bases na forma de cátions dissolvidos, enquanto ocorre a precipitação do alumínio e ferro férrico na forma de $(\text{OH})_3$, isto é, o aumento dos óxidos de ferro e alumínio (Camapum de Carvalho *et. al.*, 2006).

A mineralogia dos solos tropicais pode ser entendida pelo processo de formação desses solos. Na Figura 2.17 é mostrado o processo de formação desses minerais. Os minerais mais comuns nos solos tropicais lateríticos são a caulinita e haloisita, oxi-hidróxidos de ferro e alumínio, e como mineral primário é encontrado o quartzo, pois este mineral dificilmente sofre intemperização.

2.4.3 – Classificação de Solos Tropicais

Diversos autores como Nogami e Villibor (1995), Fortes (2002) entre outros, tem investigado e discutido as limitações das classificações de solos tradicionalmente aplicadas na geotecnia. Algumas destas limitações ocorrem devido às diferenças de comportamento discutidas na seção anterior. Uma classificação específica para os solos tropicais deve-se ao fato das limitações dos procedimentos tradicionais de caracterizar e classificar os solos com base na granulometria e limites de Atterberg (limites de liquidez e de plasticidade).

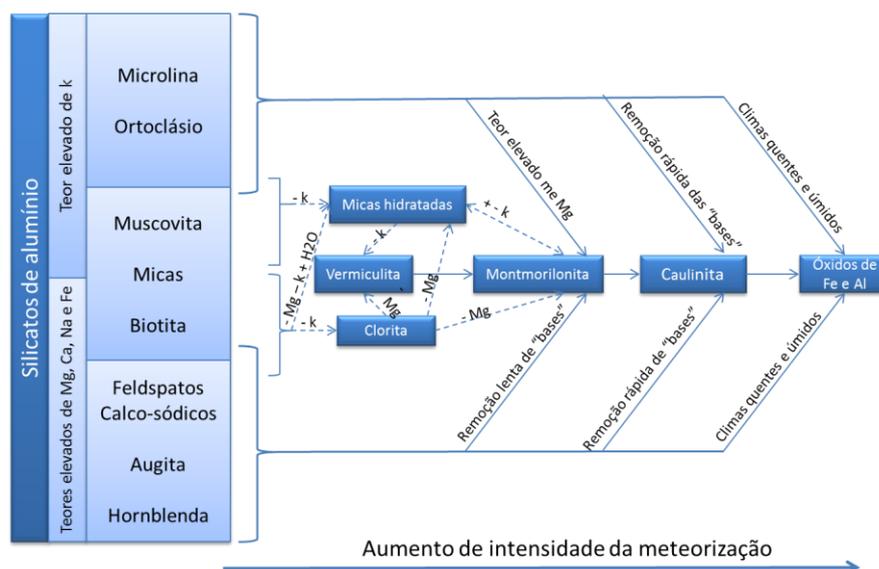


Figura 2.17 - Processo de formação dos minerais (modificado de Buckman e Brady, 1960, Macedo e Lemos, 1961, citado por Camapum de Carvalho *et. al.*, 2006)

Segundo Fortes (2002), estes índices são incapazes e insuficientes para se distinguir os principais tipos de solos tropicais, de propriedades opostas, conhecidos por lateríticos e saprolíticos, inadequadamente denominados como residuais.

Usualmente são realizadas as classificações tradicionais da mecânica dos solos. No entanto, já foi verificado que tais classificações nem sempre se adequam aos solos tropicais. Logo, a Metodologia MCT foi proposta por Nogami e Villibor (Nogami e Villibor, 1981) para classificar os solos de comportamento laterítico e não laterítico. Esta metodologia baseia-se numa série de ensaios e procedimentos, que reproduzem as condições reais das camadas de solos tropicais compactadas aferindo propriedades geotécnicas que espelham o comportamento “*in situ*” dos solos tropicais. A Classificação MCT é brasileira e foi baseada nos solos tropicais. MCT significa “Miniatura Compactada Tropical”. Dentre a metodologia proposta, está subdividida entre a tradicional e a expedita. A metodologia tradicional compreende a determinação de propriedades mecânicas e hidráulicas a partir de corpos de prova de 50 mm de diâmetro compactados, além da realização de um ensaio “mini-CBR”. Com esta metodologia, determina-se uma série de propriedades, tais como: capacidade de suporte (Mini-CBR), expansão, contração, infiltrabilidade, permeabilidade, etc. O principal objetivo desta classificação é o uso rodoviário, no entanto, obras de terra em geral utilizam esta metodologia.

A classificação expedita MCT se baseia no comportamento de contração, consistência e expansão de corpos de prova moldados em anéis de 20 mm de diâmetro. Com base nos valores de contração e penetração da amostra saturada, classifica-se o solo. Esta metodologia teve início com a pesquisa de Nogami e Cozzolino (1985) e posteriormente modificado por Fortes (1990) e Fortes e Nogami (1991) que apresentaram uma proposta para o procedimento de ensaio e identificação dos grupos MCT, que corresponde a uma série de determinações rápidas e simples, baseada em índices empíricos e determinações qualitativas, utilizando aparelhagem simples, podendo ser executada em campo, identificando-se com um baixo custo, os solos de comportamento laterítico e não laterítico. Nogami e Villibor (1994; 1996) simplificaram o método ajustando às classificações dos grupos MCT a partir de um gráfico do valor da contração diametral versus penetração. Logo, a pastilha moldada úmida em anel de inox ou PVC, após secar, é verificada a contração diametral e submetidas à reabsorção de água por ascensão capilar. Neste momento, se observa o surgimento de trincas, expansão, o tempo de umedecimento e a resistência à penetração de uma agulha padrão.

2.4.4 – Classificação dos solos na metodologia MCT

A metodologia Miniatura Compactada e Tropical (MCT) propõe a classificação do solo pelo Método Expedito das Pastilhas (Nogami & Villibor, 1994). Na Figura 2.18 apresenta-se a Carta de Classificação do Método das Pastilhas que, com os dados de c' (obtidos pela medida da contração) e penetração após reumidecimento, possibilita a identificação do grupo a que o solo pertence. Esse método é indicado à classificação de solos tropicais altamente intemperizados, uma vez que a classificação pelo método unificado da ASTM - SUCS (sistema unificado de classificação dos solos) foi desenvolvida com aplicações para solos de clima temperado.

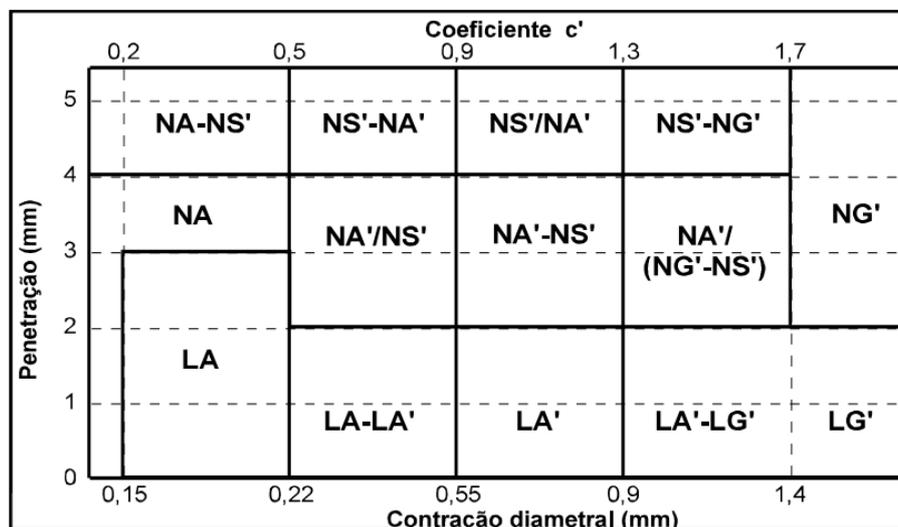


Figura 2.18 - Classificação MCT Expedita (Nogami & villibor, 1994)

Na Figura 2.18, classifica-se LG' como argilas e argilas arenosas de comportamento laterítico; LA' como solos tipicamente arenosos de comportamento laterítico; LA como areias com poucos finos e de comportamento laterítico; NG' como solos saprolíticos argilosos, de comportamento não laterítico, pobres em quartzo e ricos anfibólios, piroxênios e feldspatos cálcicos; NS' como solos saprolíticos silto-arenosos peculiares, de comportamento não lateríticos, de constituição predominantemente feldspática-micácea-quartzosa; NA' como misturas de areias quartzosas (ou de minerais de propriedades similares) com finos passando na peneira de 0,075 mm, de comportamento não laterítico; NA como areias, siltes e misturas de

areias e siltes, constituídos essencialmente de quartzo e/ou mica, de comportamento não laterítico. Praticamente, não possuem finos argilosos coesivos e siltes caoliníticos.

O ensaio envolve procedimentos de moldagem, contração diametral e reabsorção d'água. A classificação do solo é obtida a partir da relação dada pelas medidas de contração (c') e de penetração. O ensaio classifica os solos em dois grandes grupos, os de comportamento laterítico (L) e os de comportamento não laterítico (N), subdivididos em catorze grupos conforme pode ser observado na Figura 2.18.

3 - METODOLOGIA

3.1 – DEFINIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

Nesta pesquisa foram definidos dois locais para a coleta dos materiais em estudo: solo não laterítico e solo laterítico. O primeiro local escolhido foi a cidade de Brasília, Distrito Federal, onde se localiza a Universidade Brasília. O segundo local foi na cidade de Rio Paranaíba em Minas Gerais, onde se localiza a Universidade Federal de Viçosa.

3.1.1 - Local de Coleta do Solo Não Laterítico

Os residuais de aplainamento são o relevo mais comum nas paisagens tropicais da região do Distrito Federal. Este relevo é caracterizado pela predominância de grandes superfícies planas e suavemente onduladas, conhecidas como chapadas, situadas nas cotas acima de 1.000 m. Três importantes bacias são constituídas nessa região: Platina, Tocantins/Araguaia e São Francisco. A geologia do Distrito Federal é basicamente composta por rochas dos grupos Paranoá, Canastra, Araxá e Bambuí. A litologia é caracterizada pela presença de ardósias, metarritmitos, metassiltitos e quartzitos geralmente bastante intemperizados em sua porção superior (Camapum de Carvalho, *et. al* 2009).

Em resumo, no Distrito Federal predominam os latossolos vermelhos escuros e vermelhos e amarelos e secundariamente os cambissolos. Sondagens na região do plano piloto e proximidades revelam um manto intemperizado onde a rocha mãe, ardósia, se encontra, na Asa Sul está em torno de 10 a 20 m e na Asa Norte até 10 m. Ou seja, poderia se dizer que, em sua totalidade, no Distrito Federal os solos predominantes são os solos lateríticos.

Apesar de ser predominantemente constituído de solo laterítico, não é tão difícil encontrar no Distrito Federal afloramentos rochosos e alguns cortes em que se encontra um solo não laterítico. Este foi o caso de um corte encontrado no setor Noroeste de Brasília (Figura 3.1).

Nessa região, predominam rochas do Grupo Paranoá com um grau de metamorfismo menor. Também apresentam alternância de estratos de quartzitos com granulometria fina a média, metassiltitos argilosos, metarritmitos arenosos, metarritmitos argilosos e ardósias. Na mesma figura pode-se observar o talude de onde foram retiradas amostras de solo para esta pesquisa.



Figura 3.1 - Vista aérea do local de coleta do solo não laterítico em estudo (Google Earth, 2016), e talude de onde foram coletadas amostras utilizadas na pesquisa.

Observa-se que, neste talude, há uma divisão bastante clara dos horizontes que o compõem. Na camada superficial observa-se uma camada de aterro de solo arenoso, sotoposta por uma camada de latossolo vermelho. Na base do talude encontra-se o solo não laterítico utilizado na pesquisa.

3.1.2 - Local de Coleta do Solo Laterítico

O município de Rio Paranaíba está situado no estado de Minas Gerais a 350 km da Capital do Estado, Belo Horizonte, na região entre o Triângulo Mineiro e o Alto Paranaíba. De acordo com o Mapa de Solos de Minas Gerais, o município está situado em uma região de cambissolo háplico distrófico, no entanto, há uma região circundante à sede do município composta de latossolo vermelho distrófico. O solo foi coletado nas proximidades do laboratório de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa, Campus Rio Paranaíba. Na Figura 3.2 se observa a região do município bem como as adjacências do local de coleta do solo.



Figura 3.2 - Imagem Orbital do local de coleta do solo laterítico em estudo (Google Earth, 2016) e coleta do bloco de solo laterítico.

3.2 – CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS NA METODOLOGIA MCT

A escolha das amostras ensaiados em coluna foi feita com base na metodologia MCT expedita, ou seja, o método das pastilhas para classificação dos solos. Foram coletadas amostras de dois locais de estudo e com estas realizou-se a classificação MCT para a determinação das amostras com comportamento laterítico e não laterítico. Nas Figuras 3.3 pode-se observar a realização destes ensaios. Esses foram realizados no laboratório da Geotecnia da UnB.

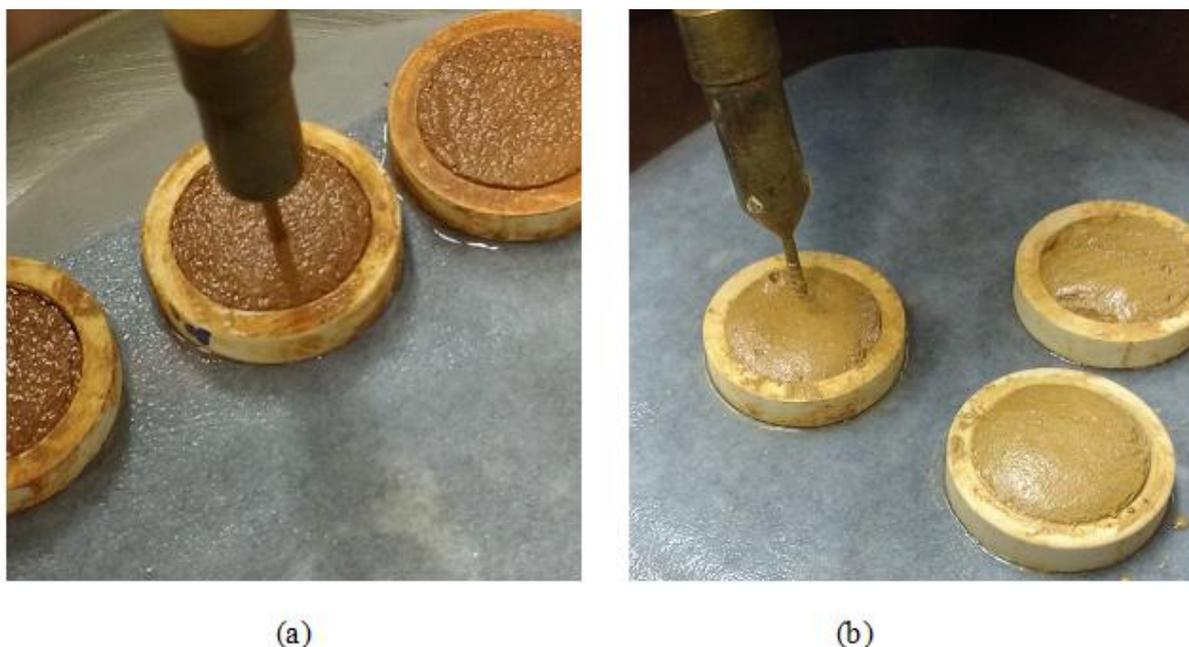


Figura 3.3 - Determinação de solo laterítico e não laterítico, respectivamente, pelo método MCT (expedito).

3.3 – ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO

Após a escolha das amostras a serem ensaiadas, e para se obter as classificações geotécnicas tradicionais (Unificada e Rodoviária) das amostras a serem trabalhadas realizou-se a caracterização das amostras (Figura 3.4). O solo foi preparado de acordo com a NBR 6457 (ABNT, 1986). Foram realizados os ensaios de limite de liquidez - NBR 6459 (ABNT, 1984a), limite de plasticidade - NBR 7180 (ABNT, 1984b), análise granulométrica - NBR 7181 (ABNT, 1984c), Grãos de solo que passam na peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica - NBR 6508 (ABNT, 1984d) e determinação da massa específica aparente de amostras indeformadas, com emprego da balança hidrostática - NBR 10838 (ABNT, 1988).

Os limites de consistência são fundamentados no conceito de que os solos podem apresentar quatro estados de consistência a partir da variação da umidade, quais sejam: estado sólido, semissólido, plástico e líquido. Os conteúdos de umidade e os pontos de transição entre esses estados são designados de limite de retração ou contração, limite plástico e limite líquido, respectivamente (Lambe & Whitman, 1969).

A partir desses limites, são obtidos os índices a eles relacionados, dentre os quais os índices de plasticidade (IP). O IP é obtido pela diferença entre os limites de liquidez e o de plasticidade e indica o intervalo de variação de umidade de um determinado solo para que mantenha a sua consistência plástica. O índice de plasticidade auxilia na classificação do Solo como sendo Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS). Ressalta-se que esta classificação não está relacionada aos solos tropicais.

Os solos podem ser classificados, de acordo com o tamanho das partículas, em pedregulho, areia, silte e argila. A determinação da curva granulométrica é feita a partir da análise granulométrica conforme procedimentos da NBR 7181 (ABNT, 1984c), a qual inclui procedimentos de peneiramento na determinação pedregulho e areia, e sedimentação para a determinação silte e argila. O ensaio de sedimentação pode ser realizado com e sem o uso de defloculante. Na condição sem defloculante, é obtida a granulometria do solo em estado natural. Mantendo-se a estabilidade dos agregados na presença de água e mediante o uso de defloculante, tem-se a desagregação dos agregados por ação do defloculador. Na Figura 3.4(d) observa-se parte do procedimento na qual é feita a lavagem do material retido na peneira #10 para separação do material granular do aderido ao material. O material passante nessa peneira será utilizado para a sedimentação.

A massa específica dos sólidos (ρ_s) é referente às características das partículas sólidas e à relação com o seu volume. Os procedimentos adotados na determinação da massa específica dos sólidos (ρ_s) seguiram a proposta normatizada pela Norma Brasileira NBR 6508 (ABNT, 1984d). Segundo os procedimentos descritos na norma, para execução desse ensaio, utiliza-se 50 g quando o solo se apresenta argiloso e 60 g para solos arenosos.

Nesta pesquisa, todas as amostras foram separadas em 50 g para a execução do ensaio. Essas amostras ficaram por 12 horas em completa imersão em água destilada. Após esse período, a amostra foi transferida para um copo de dispersor e procedeu-se à dispersão das partículas por 15 min. Após 15 min, toda a amostra foi transferida para um picnômetro e submetida a bomba de vácuo por mais 15 min (Figura 3.4(e)); em seguida, a amostra ficou em

repouso por 15min em banho-maria (água aquecida). Depois do repouso em água aquecida, a amostra foi novamente submetida a bomba de vácuo por mais 15min. Após esses procedimentos, a amostra foi deixada em repouso para equalização com a temperatura ambiente, na sequência, obteve-se o peso de todo o conteúdo, amostra e picnômetro, e tomou-se a temperatura da água.

A massa específica natural do solo (ρ_n) é obtida a partir da relação entre a massa total e o seu volume total. Os procedimentos adotados à obtenção da massa específica natural do solo (ρ_n) seguiram normatização proposta do método da balança hidrostática, padronizado pela NBR 10838 (ABNT, 1988). O ensaio foi realizado a partir de amostras indeformadas de solo, que foram parafinadas (Figura 3.4(f)) antes da pesagem em condição submersa na balança.

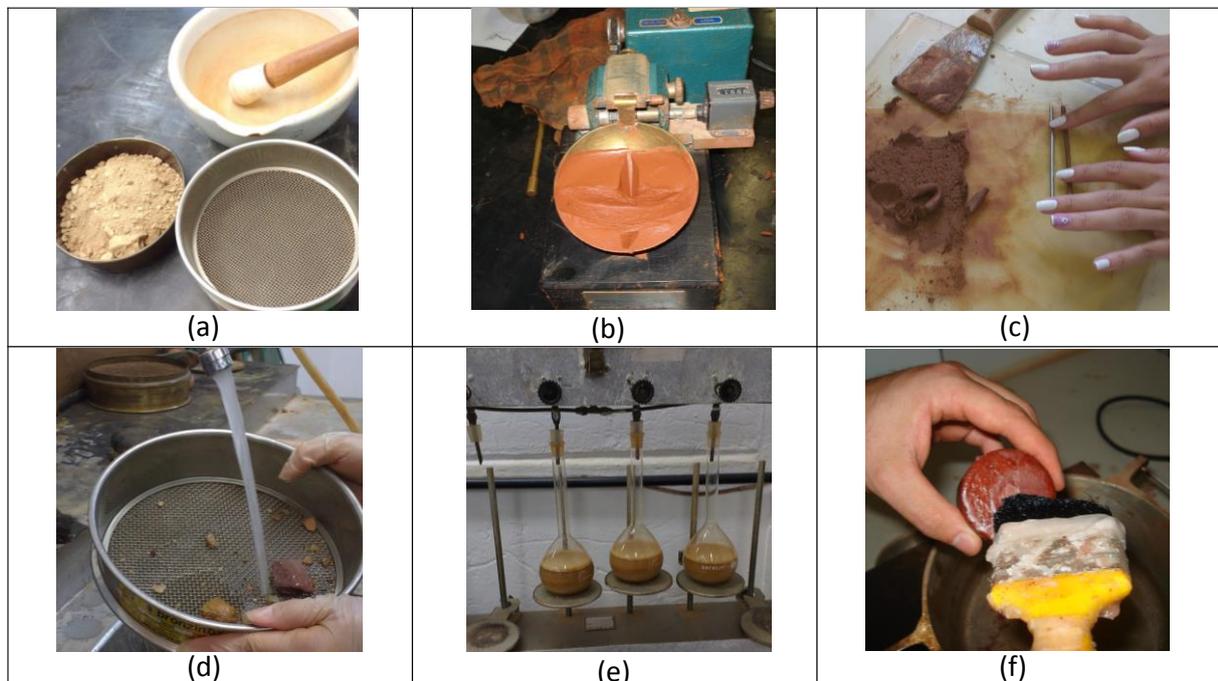


Figura 3.4 - (a) Preparação das amostras após secagem para a caracterização. (b) Ensaio de limite de liquidez no aparelho de Casagrande. (c) Moldagem do solo para obtenção do limite de plasticidade. (d) Lavagem da peneira #10 para separação do pedregulho, durante o ensaio de granulometria. (e) Picnômetros sob aplicação de sucção na bomba de vácuo, durante o ensaio para obtenção da massa específica dos sólidos. (f) Amostra de solo sendo parafinada para obtenção da massa específica natural.

3.4 – ANÁLISE QUÍMICA

Foram realizadas análises químicas em ambas as amostras (Solo laterítico e solo não laterítico) em amostras naturais, apenas. Ou seja, não foram realizadas análises químicas com as amostras submetidas aos ensaios em coluna.

As análises químicas foram realizadas pelo laboratório de Análise de Solo, Tecido Vegetal e Fertilizante da Universidade Federal de Viçosa (Departamento de Solos). Nestas análises foram determinados:

- pH em H₂O, KCL e CaCl na relação 1:2,5
- cálcio, magnésio, alumínio com extrator KCL 1 mol/l
- matéria orgânica, C. Org. x 1,724 Walkey-Black
- fósforo, potássio, cobre, manganês, ferro, zinco, cromo, níquel cádmio e chumbo com extrator Mehlich-1
- acidez (H+Al), com extrator acetato de cálcio 0,5mol/L – pH 7
- Os valores dos cátions Ca⁺², Mg⁺², Na⁺ e K⁺ quando somados são denominados de soma de bases extraíveis de um solo. A soma dessas bases com os cátions H⁺ e Al⁺³ que caracterizam a acidez do solo é denominada de capacidade de troca catiônica total. Para cada tipo de cátion tem-se um método específico para se determinar a sua capacidade de troca.
- CTC a pH7, índice de saturação por bases, índice de saturação por alumínio, fósforo remanescente.

3.5 – ENSAIOS EM COLUNA

O equipamento utilizado no ensaio em coluna foi o de membrana flexível com pressão de confinamento de 100 kPa, pois este valor de tensão de foi estimado de acordo com a profundidade em que a amostra se situava no perfil de solo. Esta tensão se manteve constante até o final do ensaio. A Figura 3.5(a) na qual é mostrado um esquema geral do equipamento utilizado e a Figura 3.5(b) uma fotografia do ensaio em andamento.

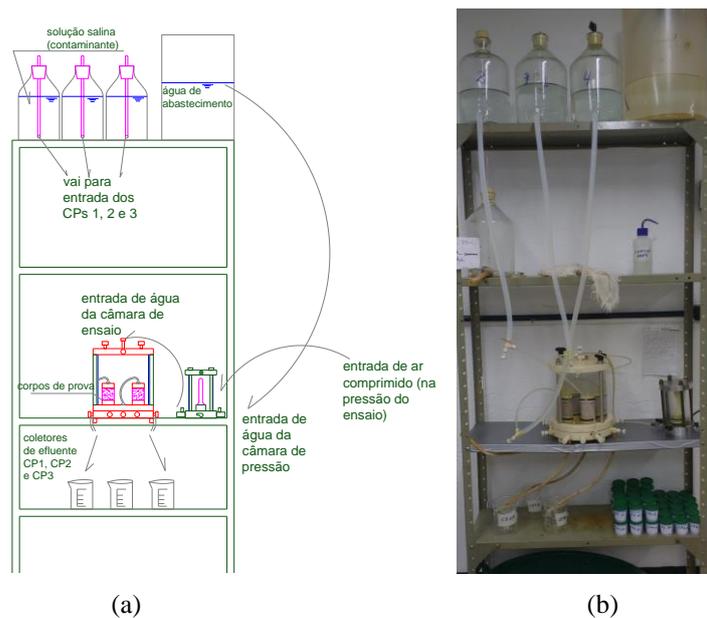


Figura 3.5 - (a) Esquema geral do equipamento de ensaio em coluna e (b) Fotografia do ensaio em andamento. (Equipamento cedido pela UFV, montado no laboratório de Geotecnia da UnB)

A solução contaminante foi preparada (conforme detalhado mais adiante) na concentração pré-estabelecida (10 mg/l) de todos os metais. Utilizou-se fluxo ascendente. O contaminante foi colocado nos frascos de Mariotte de onde percolaram para a entrada do corpo de prova (CP). Havia um frasco de Mariotte para cada corpo de prova. Em cada ensaio, todos os CP foram submetidos ao mesmo gradiente hidráulico que era de 10,3 para os CP de solo laterítico e 23,2 para os CP de solo não laterítico. Esse foi o único parâmetro diferente entre os dois solos, porém, necessário devido à baixa permeabilidade dos corpos de prova não lateríticos (a velocidade do ensaio justifica essa diferença entre os gradientes). Os corpos de prova foram moldados nas dimensões 5,0 cm de diâmetro e 5,0 cm de altura, a partir de uma amostra indeformada na umidade em que o material se encontrava quando coletado (Figura 3.6). O diâmetro era limitado pelo equipamento utilizado e a altura adotada para otimizar o tempo de ensaio.

A câmara do ensaio comportava 4 corpos de prova de uma vez. Cada corpo de prova foi moldado na altura de aproximadamente 5,0 cm de altura e envolto em membrana de borracha impermeável. A câmara do ensaio era preenchida com água de abastecimento, conforme o procedimento mostrado na Figura 3.8, e antes do início do ensaio, era aplicada a pressão de 100 kPa por meio da câmara de pressão com ar comprimido. Na Figura 3.7 pode-se observar os

detalhes da câmara de ensaio, em vista, planta e corte. Na Figura 3.8 observa-se a fase de enchimento da câmara de ensaio, após montagem dos corpos de prova.



Figura 3.6 – Corpo de prova durante processo de moldagem.

Na Figura 3.9 observa-se o esquema da câmara de pressão, que era interligada ao sistema de ar comprimido na pressão selecionada, denominada interface.

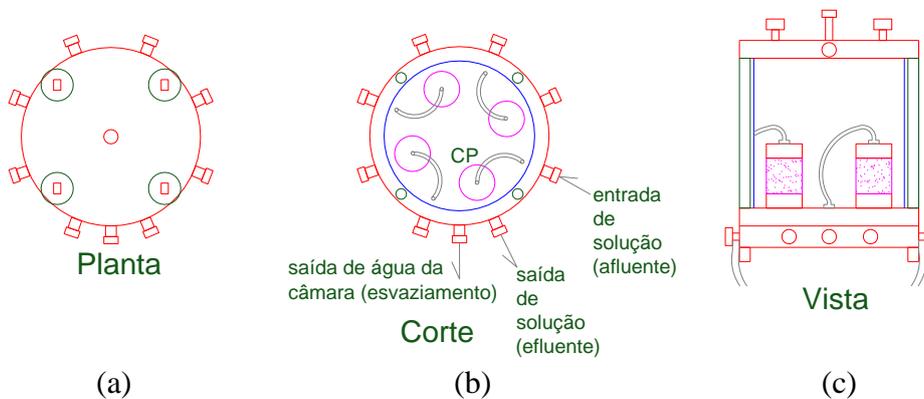


Figura 3.7 - Detalhes da câmara de ensaio: (a) vista em planta; (b) corte transversal e (c) vista frontal.



Figura 3.8 - Fase de enchimento da câmara de ensaio, após montagem dos corpos de prova.

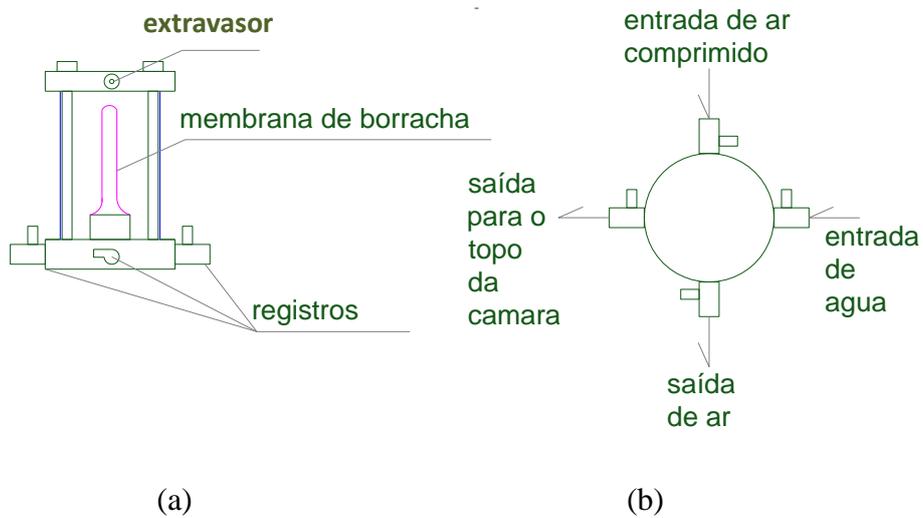


Figura 3.9 - Desenho com o esquema da câmara de pressão: (a) vista frontal e (b) vista superior.

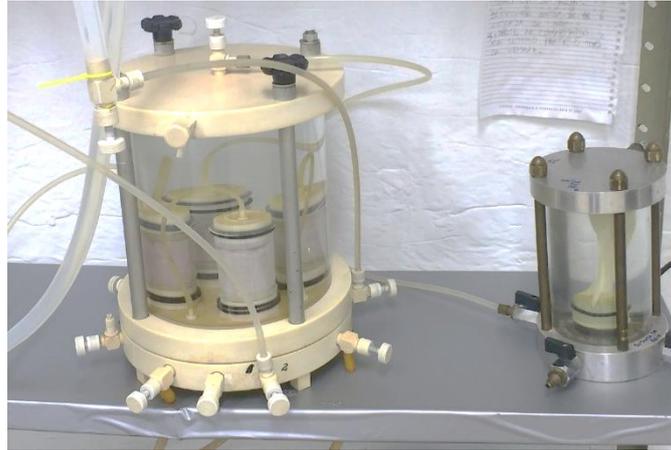


Figura 3.10 - À esquerda, câmara de ensaio e à direita, câmara de pressão com membrana (interface).

Os frascos de Mariotte foram utilizados para garantir que a carga hidráulica fosse constante ao longo do ensaio, mesmo quando o nível de solução contaminante variava. Isso se dá por conta do tubo interno que é interligado à atmosfera, que, mesmo com a vedação do frasco, garante que a carga hidráulica seja mantida. Na Figura 3.12(b) observa-se o desenho do frasco de Mariotte e do modelo de béquer Figura 3.12(a) utilizado para coletar a solução efluente.

A solução contaminante foi preparada com nitratos de cromo, cádmio, chumbo e cobre, todos com concentração do metal de 10 mg/l, diluídos em água destilada preparados pouco antes do início do ensaio. Na Figura 3.11 se observa a preparação para a pesagem dos nitratos.

Iniciou-se o ensaio com a saturação, na qual percolou-se 10 volumes de poros de água destilada antes de iniciar a percolação do contaminante. Na fase de percolação de água destilada observou-se a constância do valor da vazão, a fim de garantir o regime permanente de fluxo. Nessa fase não foi medida a concentração dos contaminantes. A determinação da concentração dos contaminantes no efluente foi realizado por meio de espectrofotômetro de absorção atômica.

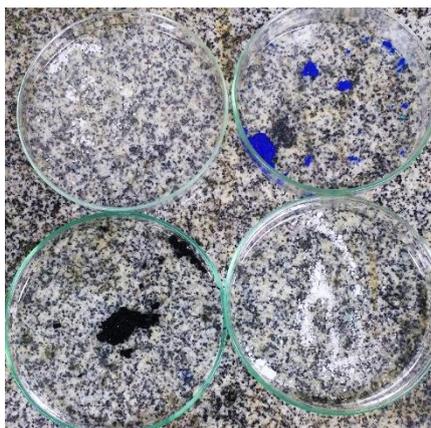


Figura 3.11 – Preparação da solução contaminante com pesagem dos nitratos dos metais utilizados.

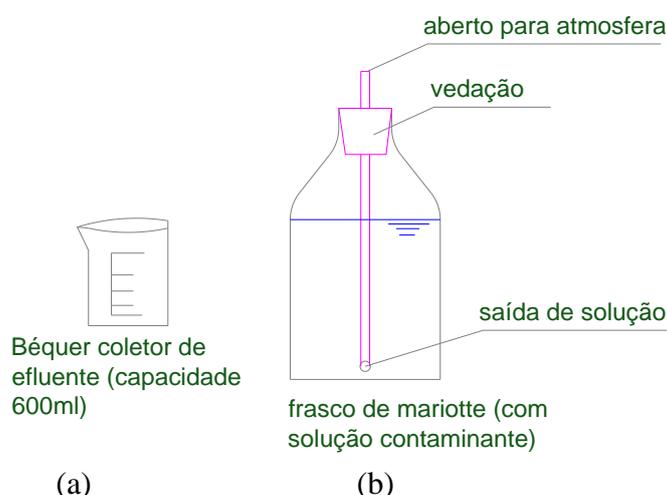


Figura 3.12 – Detalhes dos materiais utilizados no ensaio em coluna: (a) Béquer coletor de efluente e (b) frasco de Mariotte.

Como as análises químicas foram realizadas somente após o término do ensaio em coluna, estimou-se o fim do ensaio quando, em cada corpo de prova foi percolado 100 volumes de poros. O volume de poros foi calculado pela massa específica aparente natural do solo (ρ_n) determinada pelo método da balança hidrostática, pela massa específica dos sólidos (ρ_s) e as dimensões dos corpos de prova. A determinação das concentrações foi feita pelo método do espectrofotômetro de absorção atômica. Ao final do ensaio, fatiou-se as amostras em três partes, afim de determinar as concentrações dos metais no topo, no meio e na base da amostra de solo. Porém, esse procedimento só foi possível realizar com as amostras de solo não laterítico, logo não há como se comparar a mobilidade dos metais em ambos os ensaios.

3.6 – AVALIAÇÃO DA MOBILIDADE DOS METAIS EM AMOSTRAS DE SOLO NÃO LATERÍTICO E LATERÍTICO

Após realização dos ensaios, foi avaliada a mobilidade dos metais cádmio, cobre, chumbo e cromo nos solos ensaiados. A análise foi feita com base nos resultados obtidos experimentalmente nos quais a concentração relativa medida a partir de medições nos ensaios de coluna $(c_w/c_0)_m$ foi plotada versus o volume de poros percolado. A mobilidade foi avaliada a partir da análise das curvas de chegada.

3.7 – COMPARAÇÃO DA MOBILIDADE DE CADA METAL EM AMOSTRAS DE SOLO NÃO LATERÍTICO E LATERÍTICO

Foi comparada a mobilidade do contaminante cádmio em solo não laterítico com a mobilidade do mesmo contaminante em solo laterítico, por meio de ensaio em coluna de parede flexível. A mobilidade foi avaliada a partir da comparação das curvas de chegada. A análise foi feita com base nos resultados obtidos experimentalmente nos quais a concentração relativa medida a partir de medições nos ensaios de coluna $(c_w/c_0)_m$ foi plotada versus o volume de poros percolado, para os dois diferentes tipos de solo.

O procedimento foi repetido para comparar individualmente a mobilidade dos metais cobre, chumbo e cromo em solo não laterítico com a mobilidade dos mesmos contaminantes em solo laterítico, por meio das curvas de chegada.

3.8 – AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES SORVIDAS

Foram analisadas as concentrações sorvidas no solo não laterítico durante a realização do ensaio em coluna de parede flexível. Foram feitas três medições em diferentes alturas do corpo de prova, medidas ao longo de seções transversais, logo após a conclusão do ensaio.

3.9 – CALIBRAÇÃO DO MODELO DE TRANSPORTE

Este processo consiste na alteração dos valores dos parâmetros de entrada do modelo, tentando reproduzir as condições encontradas nos ensaios experimentais, dentro de limites de aceitabilidade. É necessária uma adequada caracterização do domínio, principalmente no que se refere à determinação dos índices físicos do material (porosidade (n), massa específica seca do solo (ρ_d), o grau de saturação (S_r)) e a caracterização hidráulica do mesmo (condutividade hidráulica do solo (k) e velocidades médias de percolação (v_p)). A falta de uma caracterização adequada do material pode resultar em um modelo que está calibrado para um conjunto de condições que não são representativas das condições reais do mesmo.

O processo de calibração foi necessário para reduzir o intervalo de variabilidade nos dados iniciais do modelo. A calibração permite que sejam determinados os parâmetros de transporte: fator de retardo (R) e o coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h).

3.9.1 – Minimização por Mínimos Quadrados

Bear & Cheng (2010) recomendam utilizar um procedimento de solução inversa com o qual se obtém a solução ótima, reduzindo ao mínimo a soma dos quadrados dos erros entre as concentrações relativas medidas e as calculadas teoricamente. Esta solução inversa é conhecida como Minimização por Mínimos Quadrados e a formulação é dada por:

$$E = \sum_{i=1}^n \left[(c_w/c_0)_m - (c_w/c_0)_c \right]^2 \quad (3.1)$$

onde E representa o erro acumulado, igual à soma dos quadrados das diferenças entre a concentração relativa calculada $(c_w/c_0)_c$ e a concentração relativa medida $(c_w/c_0)_m$ para n medições.

Para aplicar esta metodologia, é necessário um conjunto de pares ordenados, que neste caso serão compostos pela concentração relativa calculada $(c_w/c_0)_c$ e a concentração relativa medida a partir de medições nos ensaios de coluna $(c_w/c_0)_m$. Estes pontos podem ser plotados no plano x-y onde $(c_w/c_0)_c$ assume o valor das abscissas (x) e $(c_w/c_0)_m$ o valor das ordenadas (y).

É necessário supor que este conjunto de pontos possa ser representado de forma aproximada por uma linha reta, com certo grau de dispersão causado pelos diversos erros do experimento. Finalmente, o objetivo será encontrar a linha reta que apresente o melhor ajuste aos dados experimentais. Neste caso, o critério para conseguir esse melhor ajuste é, que a soma (ponderada) dos quadrados da diferença entre os dados experimentais e os calculados seja minimizada em função dos parâmetros R e D_h . O uso do quadrado das diferenças como medida do erro evita a situação que valores positivos e negativos sejam cancelados entre si.

O processo de calibração foi executado a partir da solução analítica unidimensional proposta por Ogata & Banks (1961). Esta última equação foi explicada detalhadamente no Capítulo 2 deste trabalho.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 - CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS

Na Tabela 4.1 se observa um resumo dos resultados da caracterização dos solos laterítico e não laterítico estudados. São apresentados os valores dos limites de liquidez e plasticidade, do índice de plasticidade, a classificação granulométrica, a massa específica dos sólidos e a massa específica natural.

Tabela 4.1 – Resultados da Caracterização das Amostras de Solo.

| | Solo laterítico | Solo não laterítico |
|--|------------------------|----------------------------|
| Teor de umidade natural (%) | 19,0 | 8,5 |
| W_L (%) | 44,0 | 35,0 |
| W_P (%) | 31,7 | 25,0 |
| I_P (%) | 12,3 | 10,0 |
| Índice de atividade | 0,7 | 0,2 |
| Classificação granulométrica | Argila arenosa | Silte argiloso |
| Massa específica dos sólidos (g/cm^3) | 2,6 | 2,5 |
| Massa específica aparente natural (g/cm^3) | 1,10 | 1,70 |

Durante a análise granulométrica, observou-se que, no caso do solo não laterítico, a utilização do defloculante pouco alterou o formato da curva, fato constatado pela proximidade das curvas (Figura 4.1) de onde se conclui que o solo continuou se apresentando como silte mesmo após ser desagregado. Percebe-se que, para o material retido na #200 é mais fino para a amostra sem defloculante. Isso pode ser justificado pela lavagem do material na #200 após a sedimentação. O fato é que dos 20% de areia que o solo contém ela se apresentou mais fina quando não se usou o defloculante. Também se observa uma concentração de tamanho de grão com diâmetros em torno de 0,2 mm.

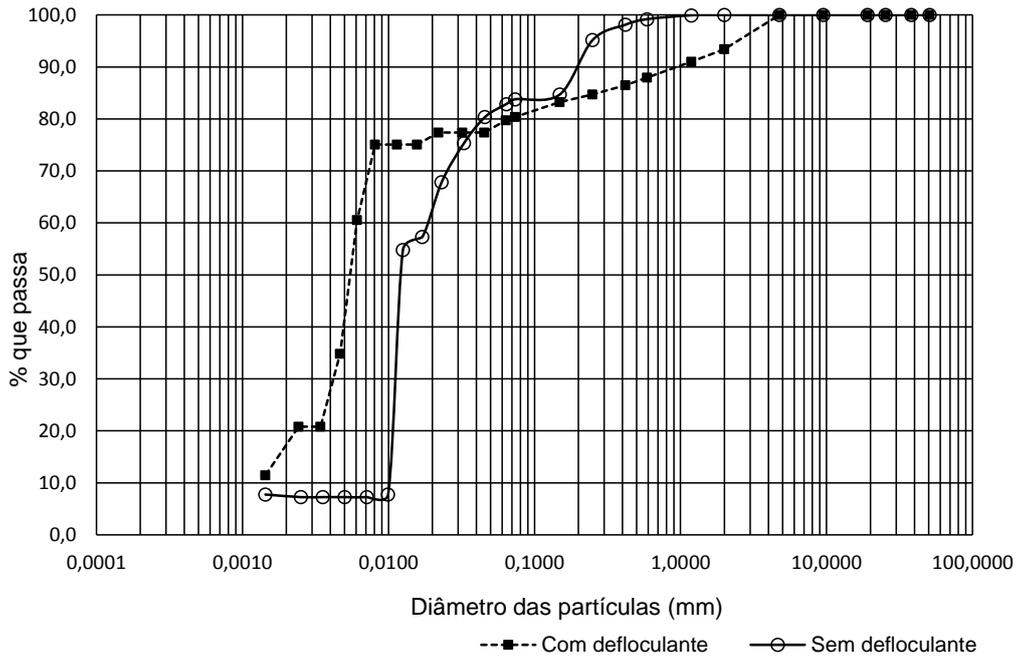


Figura 4.1 – Curvas granulométricas do solo não laterítico.

Já na Figura 4.2, observou-se que para o solo laterítico, a utilização do defloculante alterou de forma clara a textura do solo, fato constatado pelo afastamento das curvas (Figura 4.2). Neste caso, conclui-se que o material sofreu alto grau de intemperização, pois conforme visto na revisão bibliográfica, tais solos possuem muitas agregações, e fazem com que as curvas com e sem defloculante sejam distantes entre si.

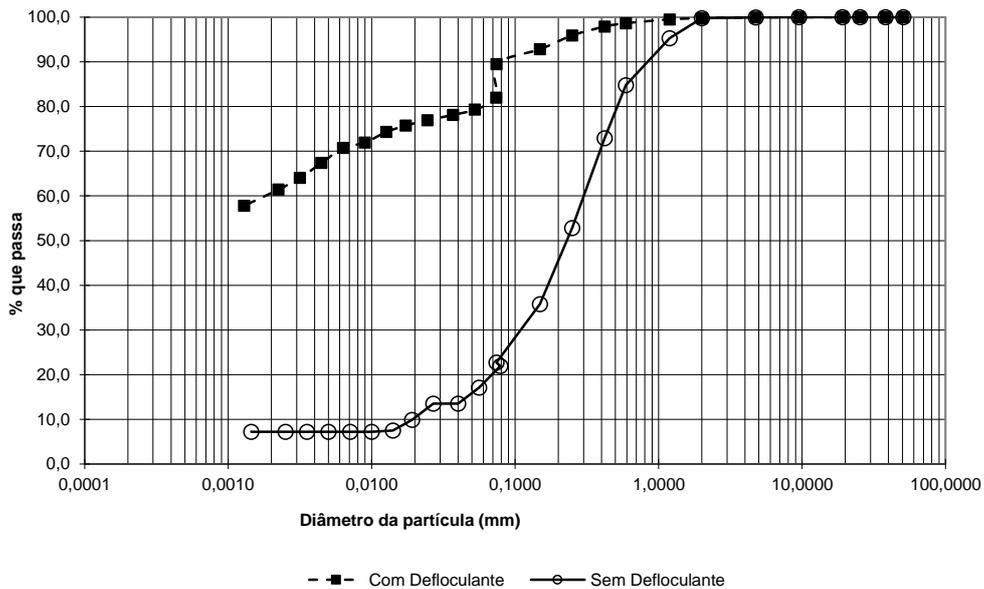


Figura 4.2 – Curvas granulométricas do solo laterítico.

4.2 – CLASSIFICAÇÃO DOS SOLOS

Quanto à classificação dos solos, de acordo com as metodologias tradicionalmente utilizadas na área geotécnica, os resultados encontram-se apresentados na Tabela 4.2. As classificações foram realizadas para as curvas sem defloculante.

Tabela 4.2 - Classificação Geotécnica das Amostras.

| Classificação | Solo laterítico | Solo não laterítico |
|--|------------------------|----------------------------|
| Classificação Rodoviária (TRB-HRB) | A-7 | A-4 |
| Sistema Único de Classificação dos solos (SUCS) | CL (argila inorgânica) | ML (silte inorgânico) |
| MCT | LA' | NS' |

De acordo com a Classificação Rodoviária (TRB-HRB), o solo que pertence à classe A-4 é um solo siltoso, não plástico ou moderadamente plástico. Já os solos da classe A-7, para esta metodologia de classificação, são misturas argilo-arenosas com alto limite de liquidez. Mas, na realidade, percebe-se que nenhum dos dois solos tem limite de liquidez alto (> 50%). Possivelmente nenhum dos dois solos terá grandes variações volumétricas. Ambos têm índice de atividades menor que 0,75.

De acordo com a classificação SUCS, os solos CL são argilas inorgânicas de baixa a média plasticidade, bem como argilas arenosas. Já os solos do tipo ML, são siltes inorgânicos de baixa plasticidade.

De acordo com o método MCT de classificação dos solos, a amostra retirada de Rio Paranaíba demonstrou ter comportamento laterítico, uma vez que foram obtidos os valores $c' = 1,22$ e penetração = 0,0 mm. Com base na Figura 3.4, pode-se classificar este solo como LA', ou seja, arenoso laterítico.

No caso da amostra retirada do setor Noroeste de Brasília, foi constatado um comportamento não laterítico, uma vez que foram obtidos os valores $c' = 1,4$ e penetração = 2,1 mm. Com base na Figura 3.4, pode-se classificar este solo como NA'/NG'-NS'. Além disso, com base em análise granulométrica apresentada na seção 4.1, conclui-se ser um solo siltoso, portanto, a classificação MCT é NS' ou seja, trata-se de um solo siltoso não laterítico.

Devido a este fato, de agora em diante se denominará as amostras de “solo laterítico” e “solo não laterítico”.

4.2 RESULTADOS DAS ANÁLISES QUÍMICAS

Os resultados das análises químicas realizadas em ambas as amostras de solo estão apresentadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Análises Químicas das Amostras.

| | UNID. | Solo Não laterítico | Solo Laterítico |
|---|------------------------------------|----------------------------|------------------------|
| pH (H₂O) | | 6,75 | 5,79 |
| P | mg/dm ³ | 0 | 2,5 |
| K⁺ | mg/dm ³ | 7 | 50 |
| Ca⁺² | mg/dm ³ | 1,32 | 2 |
| Mg⁺² | cmol _c /dm ³ | 0,03 | 0,31 |
| Al⁺³ | cmol _c /dm ³ | 0 | 0 |
| H+Al | cmol _c /dm ³ | 1,3 | 5,8 |
| Soma de Bases Trocáveis | cmol _c /dm ³ | 1,37 | 2,44 |
| CTC a pH7 | cmol _c /dm ³ | 2,67 | 8,24 |
| Índice de Saturação por Bases | % | 51,3 | 29,6 |
| Índice de Saturação por Alumínio | % | 0 | 0 |
| Matéria Orgânica | dag/kg | 0,13 | 2,97 |
| Fósforo Remanescente | mg/l | 26,9 | 10 |
| Cu | mg/dm ³ | 0,29 | 8,73 |
| Mn | cmol _c /dm ³ | 0,9 | 10,8 |
| Fe | cmol _c /dm ³ | 17,1 | 38,2 |
| Zn | cmol _c /dm ³ | 0,42 | 5,01 |
| Cr | cmol _c /dm ³ | 0,76 | 0,88 |
| Ni | cmol _c /dm ³ | 0,69 | 0,43 |
| Cd | cmol _c /dm ³ | 0,22 | 2,8 |
| Pb | cmol _c /dm ³ | 0,92 | 1,02 |

Os elementos Ca⁺², Mg⁺², K⁺ e Al⁺³ são propensos a formarem complexos de esfera externa, conforme visto na seção 2.2.5. São os chamados íons trocáveis, e quanto maior sua quantidade encontrada no solo, maior sua capacidade de troca com outros cátions ou ânions, ou seja, favorecem a sorção. Observando-se os resultados nota-se uma alta quantidade desses cátions, com exceção do magnésio no solo laterítico. O elemento que mais se destacou foi o potássio, que é encontrado em maior quantidade em ambos os solos, em relação aos demais elementos.

A capacidade de troca catiônica do solo não laterítico é baixa porém no solo laterítico é alta. Quanto maior a capacidade de troca catiônica mais facilmente os cátions podem ser

trocados ou mesmo substituídos por outros, ou seja, as ligações são reversíveis podendo ocorrer nos dois sentidos: tanto da superfície da partícula para a solução do solo, ou o inverso. Logo, com base neste quesito, o solo laterítico teria maior capacidade de sorção mas também de dessorção. Outro elemento que se relaciona com a capacidade de troca catiônica é o teor de matéria orgânica, que é diretamente proporcional à essa. Isso condiz com os resultados para ambos os solos: baixa CTC e baixo teor de matéria orgânica no solo não laterítico e altos CTC e teor de matéria orgânica no solo laterítico.

A soma das bases nada mais é do que a soma das bases trocáveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+}) que pertencem ao grupo dos metais alcalinos e alcalinos terrosos da tabela periódica. A saturação por bases é a razão entre o valor da soma das bases e a capacidade de troca catiônica potencial do solo, expressa em porcentagem. E finalmente, a acidez trocável são os cátions Al^{3+} e H^{+} pois são responsáveis pela acidez do solo. A saturação por alumínio é a quantidade de CTC que é ocupada por alumínio trocável.

Quanto aos valores de pH obtidos, estes indicam que o solo apresenta características fracamente ácidas. O valor do pH pode influenciar no tipo de reações que ocorrem entre o solo e o contaminante. O importante neste caso, é salientar que o pH afeta a solubilidade de vários elementos, como por exemplo, ferro e alumínio. No entanto, na faixa em que se encontra este solo, não afetará a solubilidade desses elementos.

A quantificação dos metais pesados (Cu, Mn, Fe, Zn, Cr, Ni, Cd, Pb) indica que ambos os solos não estão contaminados, ou seja, as concentrações não restringem o uso do solo e se encontram abaixo dos critérios de padrão de qualidade do CONAMA.

4.4 RESULTADOS DOS ENSAIOS EM COLUNA

Nesta seção apresentam-se os resultados dos ensaios em coluna, em subseções, com alguns comentários e análises para os solos lateríticos e não lateríticos.

4.4.1 Avaliação da Mobilidade dos Metais em Amostras do Solo Não Laterítico

Na câmara era possível ensaiar quatro corpos de prova simultâneos. Inicialmente, montou-se o ensaio com quatro corpos de prova: CP1, CP2, CP3 e CP4. Porém, como só era

necessário realizar o ensaio em triplicata, eliminou-se o CP1, nesta campanha de ensaio, por ter apresentado os valores de maior discrepância, caracterizando erros laboratoriais.

Na Figura 4.3 observa-se a evolução da vazão percolada ao longo do tempo durante a fase de saturação. Nesta figura pode ser observado que o regime estacionário foi atingido aproximadamente após um período de 250 horas de ensaio. Além desse critério, ainda considerou-se que após 10 volumes de poros percolados, o solo estaria saturado.

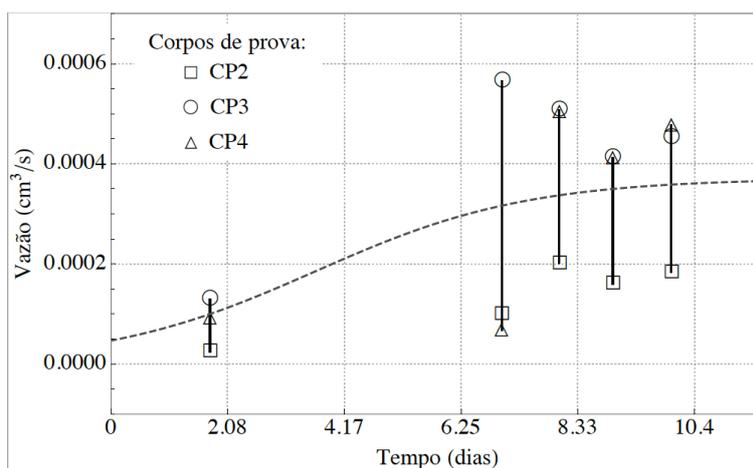


Figura 4.3 – Vazão obtida durante a fase de saturação no solo não laterítico.

Na Figura 4.4 obteve-se a permeabilidade dos corpos de prova do solo não laterítico medida, esta variou entre 2.10^{-6} cm/s a 5.10^{-6} cm/s, desta forma, adotou-se para efeitos de ajuste o valor médio de cada corpo de prova. A estimativa foi realizada com base nas medidas durante o ensaio em coluna na fase de percolação do contaminante.

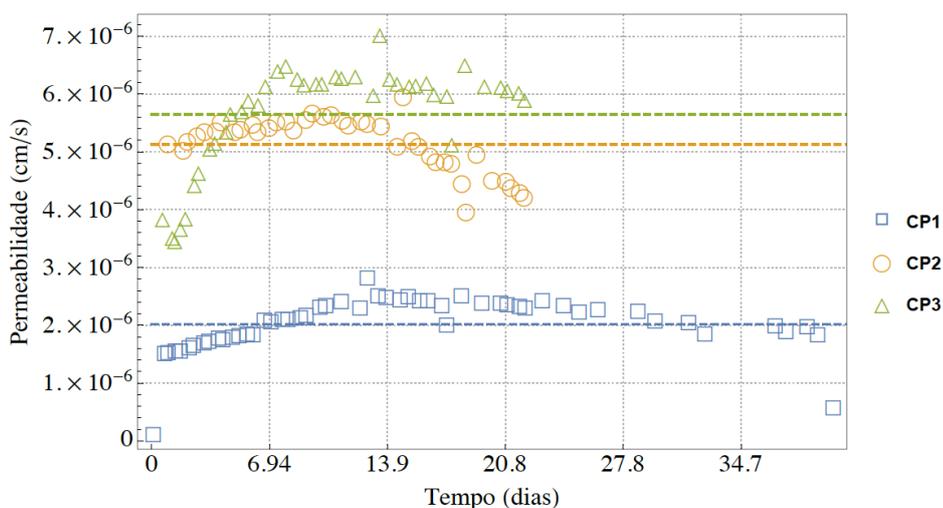


Figura 4.4 – Valores de permeabilidade medidos durante a realização do ensaio em coluna no solo não laterítico.

Também é importante frisar que não se observou a presença de solo na solução percolada. Isto é, a solução oriunda do corpo de prova se mostrou límpida, sem turbidez.

Os dados obtidos nos ensaios em coluna para o solo não laterítico estão plotados nas Figuras 4.5 a 4.7. Nestas figuras se observa as curvas de chegada para cada metal estudado. Nestes gráficos, o eixo das abcissas indica o volume de poros percolado enquanto que no eixo das ordenadas se observa a concentração normalizada (c_w/c_0), ou seja, a razão entre a concentração final, aquela coletada após percolar pelo corpo de prova (c_w) e a concentração inicial, antes de passar pelo solo (c_0).

Pela Figura 4.4, pode-se concluir que o ensaio CP2 foi conduzido na menor velocidade ($2 \cdot 10^{-6}$ cm/s) e, portanto apesar de ter tido a maior duração, só foram percolados por volta de 80 volumes de poros. Com base na Figura 4.5 é possível analisar a interação química entre os metais. Observa-se que o cromo (Cr) é o metal de menor mobilidade e, portanto, de maior interação química com o solo. A curva de chegada observada para o cromo representa espécies químicas fortemente retardadas, onde o equilíbrio se estabelece lentamente sendo totalmente sorvidas até o 2º volume de poros. Os demais metais cádmio, chumbo e cobre possuem maior mobilidade.

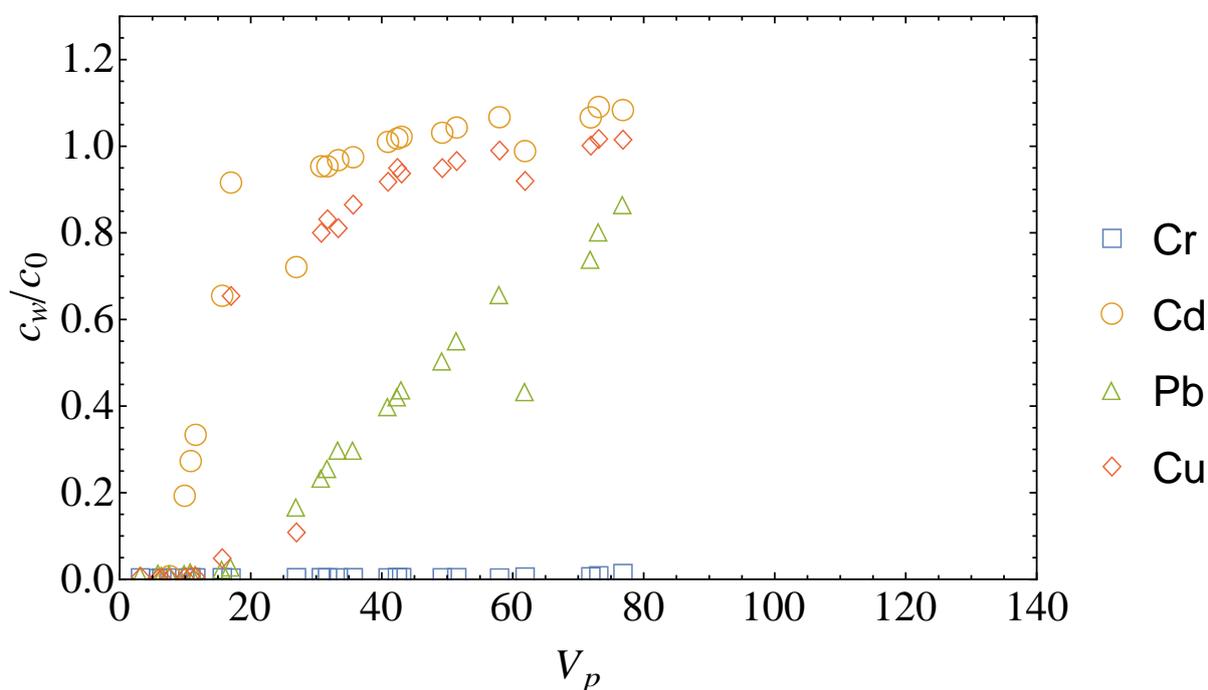


Figura 4.5 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo não laterítico, CP2.

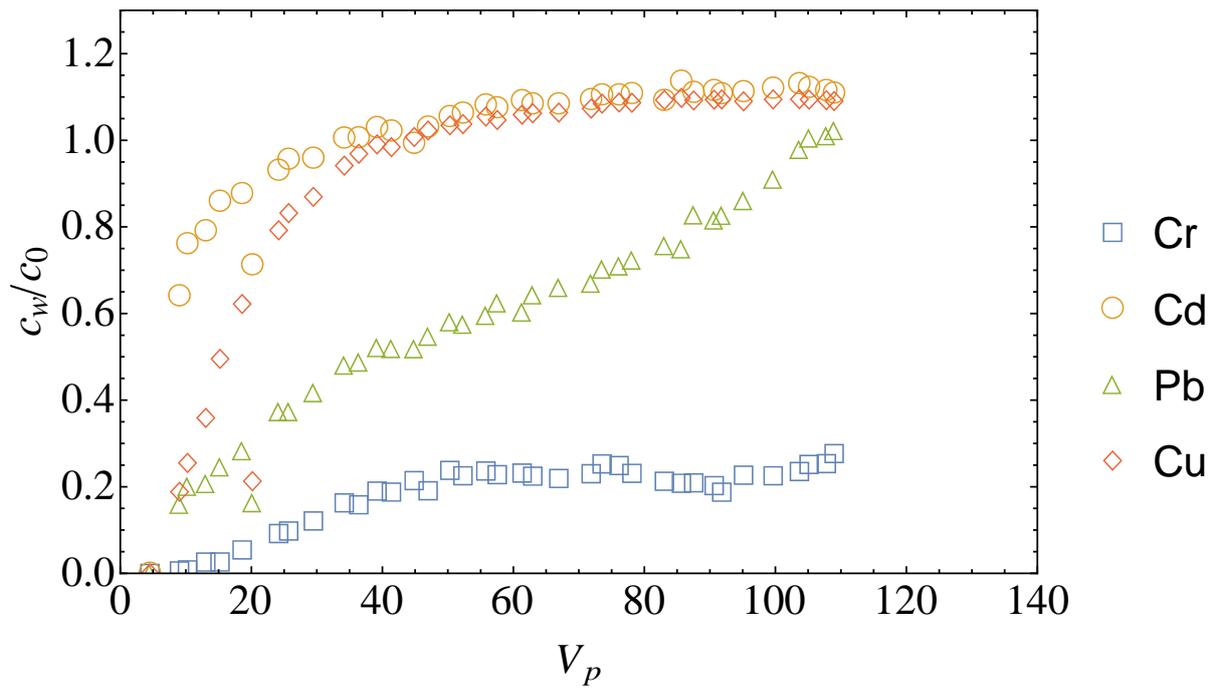


Figura 4.6 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo não laterítico, CP3.

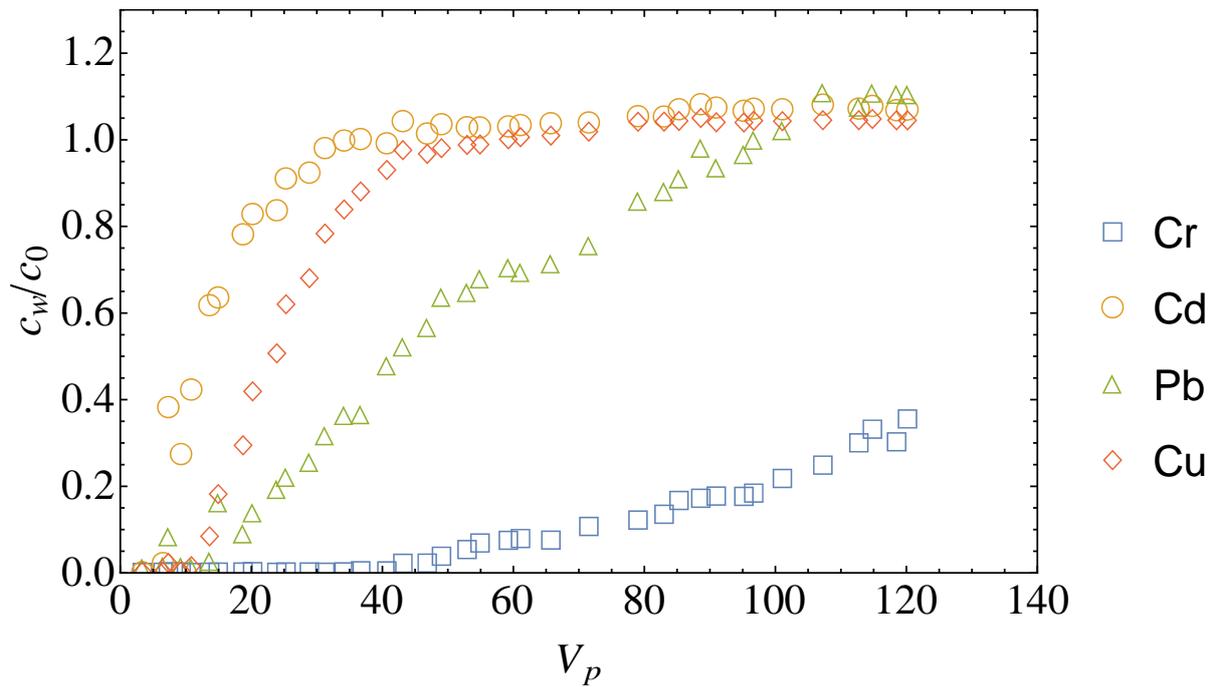


Figura 4.7 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo não laterítico, CP4.

Nos três corpos de prova (CP2, CP3 e CP4), os metais tiveram comportamentos semelhantes. As curvas do cádmio (Cd) e do cobre (Cu) apresentaram formas semelhantes,

indicando comportamentos análogos. Para estes metais, a concentração final igualou-se a concentração inicial aproximadamente após 40 volumes de poros serem percolados. De acordo com Rowe (1995), esta situação representa certo grau de retardo, normalmente indicativo de fluxo através de canais, com espécies químicas de elevada reatividade com o solo, atingindo o equilíbrio através da difusão, conforme visto na Figura 2.7 da revisão bibliográfica.

Nos três corpos de prova (CP2, CP3 e CP4), a curva de chegada do chumbo (Pb) apresentou um comportamento de menor mobilidade em relação ao cádmio (Cd) e ao cobre (Cu) e maior mobilidade do que o cromo (Cr). Neste caso, c_w/c_0 atingiu o valor unitário somente após 100 volumes de poros terem sido percolados. Isto denota que também houve um retardo, porém bem mais elevado do que os observados para os metais cádmio (Cd) e cobre (Cu).

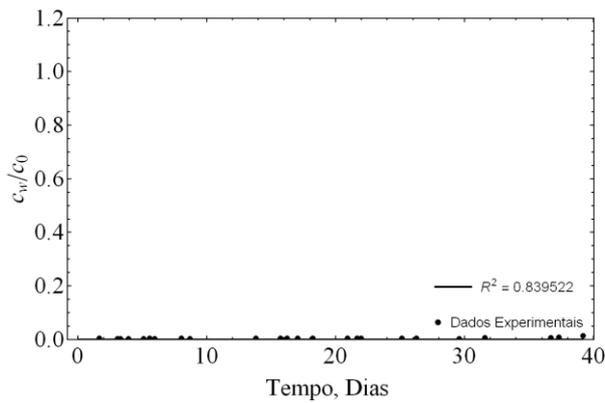
Considerou-se que os resultados obtidos nos três ensaios foram satisfatórios, uma vez que nos três foram observados comportamentos físico-químicos semelhantes entre os metais.

4.4.2 Determinação dos Parâmetros de Transporte para o Solo Não Laterítico

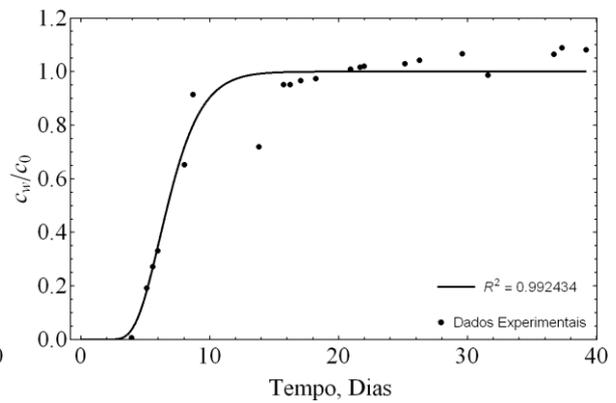
Para a determinação dos parâmetros de transporte, isto é, do coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D_h , e do fator de retardo, R , foi utilizado o procedimento descrito na metodologia, onde as curvas de chegadas obtidas experimentalmente foram ajustadas a partir do modelo proposto por Ogata & Banks (1961) levando-se em conta o método dos Mínimos Quadrados, para minimização dos erros.

Com o conhecimento da velocidade média de percolação e da espessura percolada em cada ensaio, aplicando-se o modelo clássico de transporte de contaminante (Ogata & Banks, 1961), é possível calcular a concentração relativa que mais se aproxima da concentração relativa experimental. Representado o erro pelo quadrado da diferença entre as concentrações relativas, inicia-se um processo iterativo de tentativas para alcançar o menor erro.

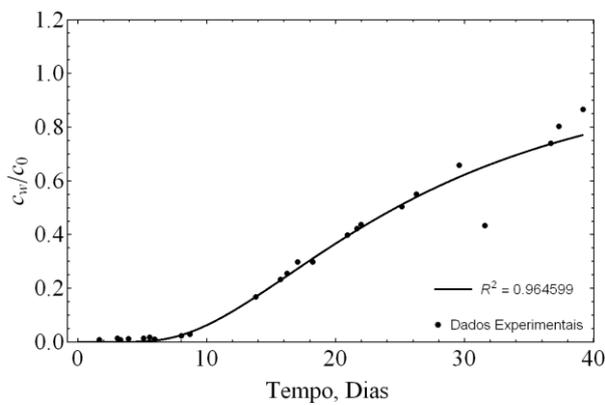
Utilizando-se o software matemático Wolfram Mathematica® (Wolfram Research, 2015), programou-se o algoritmo que otimiza os parâmetros (coeficiente de dispersão hidrodinâmica e fator de retardo) e minimiza o erro. Obtiveram-se as soluções representadas nas Figuras 4.8 a 4.10, para cada corpo de prova (CP2, CP3, CP4) e metal (Cromo, Cádmio; Chumbo e Cobre), respectivamente.



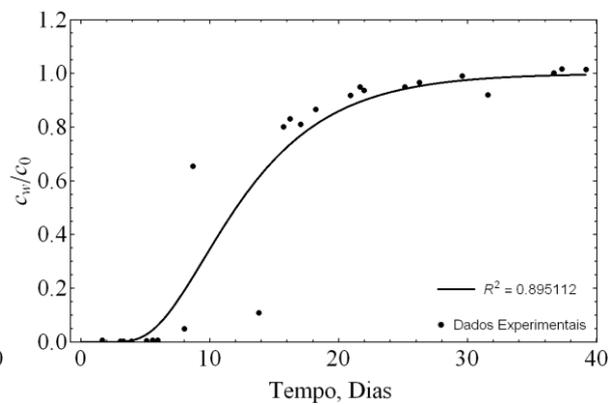
(a)



(b)

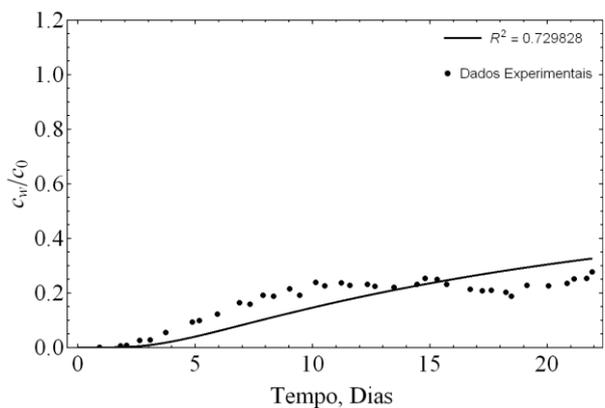


(c)

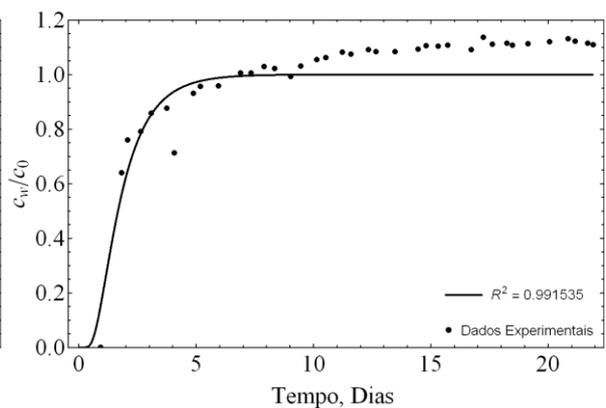


(d)

Figura 4.8 – Calibração numérica do ensaio em coluna CP2 - Solo não laterítico para os metais: (a) Cromo; (b) Cádmiu; (c) Chumbo e (d) Cobre.



(a)



(b)

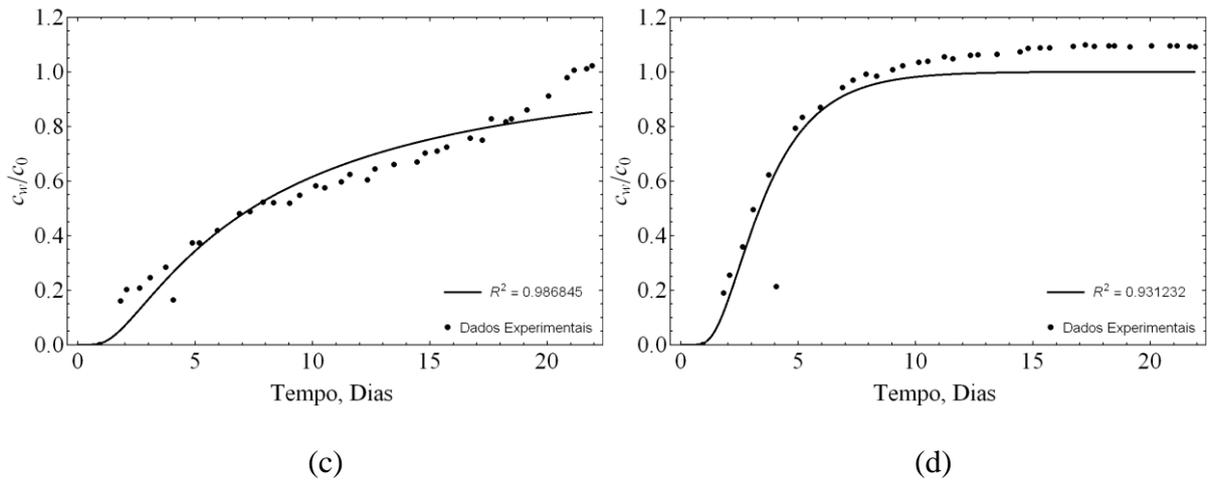


Figura 4.9 – Calibração numérica do ensaio em coluna CP3 - Solo não laterítico para os metais: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre.

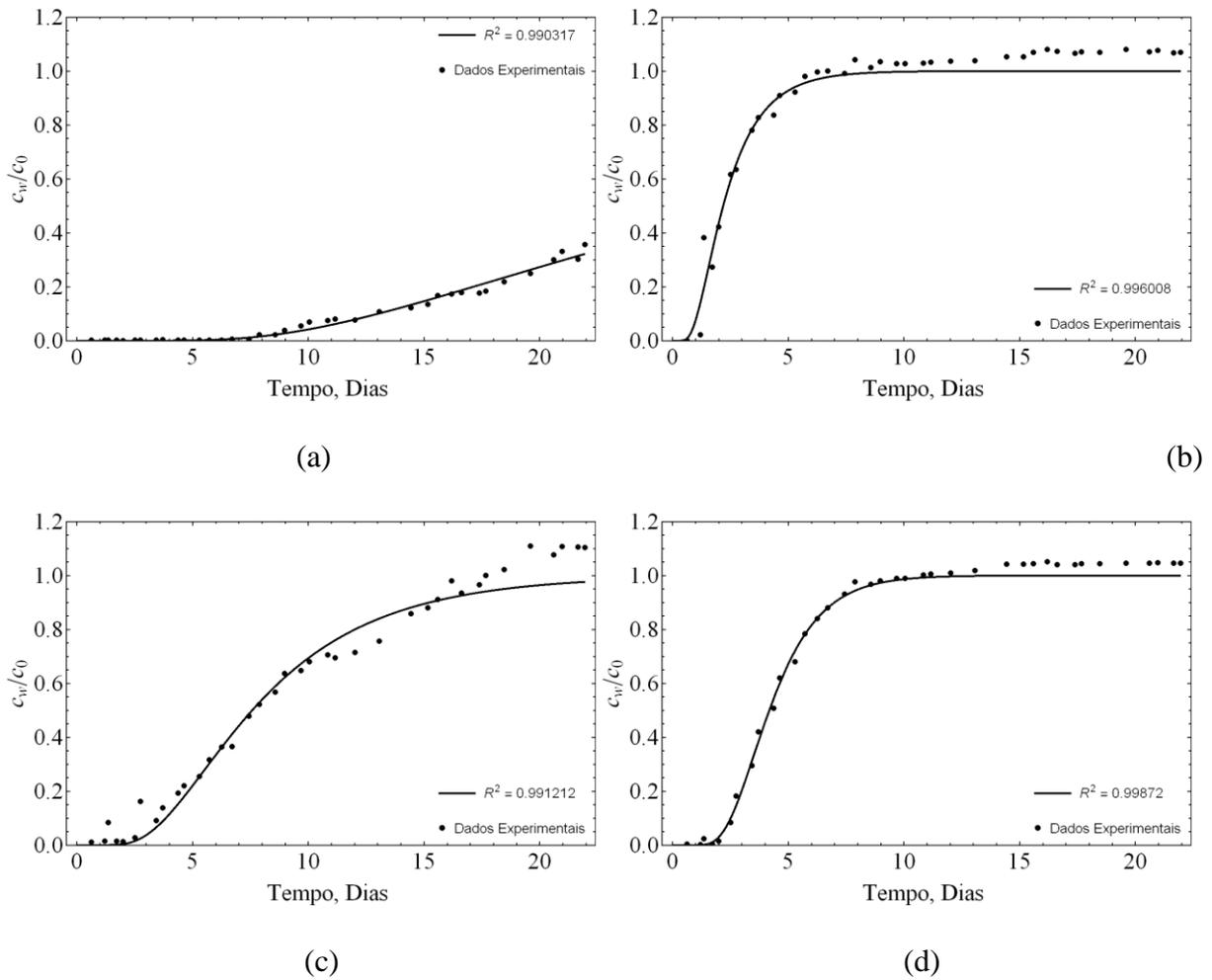


Figura 4.10 – Calibração numérica do ensaio em coluna CP2 - Solo não laterítico para os metais: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre.

Na Tabela 4.4 são apresentados os parâmetros de transporte (coeficiente de dispersão hidrodinâmica e fator de retardo), obtidos a partir da calibração numérica (Figuras 4.8 a 4.10), para os ensaios realizados no solo não laterítico.

A seguir, uma análise estatística dos parâmetros ajustados para o solo não laterítico foi feita a fim de comparar a mobilidade dos metais ensaiados com curvas de chegada teóricas e parâmetros médios ajustados. Com os dados de velocidade de percolação e espessura de solo ensaiada, foi calculada uma média amostral entre os valores dos corpos de prova. Para os valores de coeficiente de dispersão e fator de retardo, a média amostral foi obtida para cada metal ensaiado entre os 3 corpos de prova de cada tipo de solo. Apenas para o caso específico do cromo, devido ao alto desvio em relação aos demais, o coeficiente de dispersão ajustado para o CP3 e o fator de retardo ajustado dos CP2 e CP3, foi descartado do cálculo da média amostral. A Figura 4.11 apresenta tal comparação para o solo não laterítico.

Tabela 4.4 – Parâmetros de transporte obtidos por meio de ajuste para o solo não laterítico.

| Amostra | Metal | R | D_h (m ² /dia) |
|---------|-------|------------|-----------------------------|
| CP2 | Cr | Não obtido | $5,4 \cdot 10^{-2}$ |
| | Cd | 5,9 | $9,6 \cdot 10^{-5}$ |
| | Pb | 25,2 | $4,3 \cdot 10^{-4}$ |
| | Cu | 11,3 | $2,4 \cdot 10^{-4}$ |
| CP3 | Cr | Não obtido | $3,6 \cdot 10^7$ |
| | Cd | 4,2 | $9,7 \cdot 10^{-4}$ |
| | Pb | 26,4 | $3,6 \cdot 10^{-3}$ |
| | Cu | 8,3 | $8,0 \cdot 10^{-4}$ |
| CP4 | Cr | Não obtido | $1,5 \cdot 10^{-3}$ |
| | Cd | 6,1 | $1,0 \cdot 10^{-3}$ |
| | Pb | 20,7 | $9,1 \cdot 10^{-4}$ |
| | Cu | 10,7 | $4,8 \cdot 10^{-4}$ |

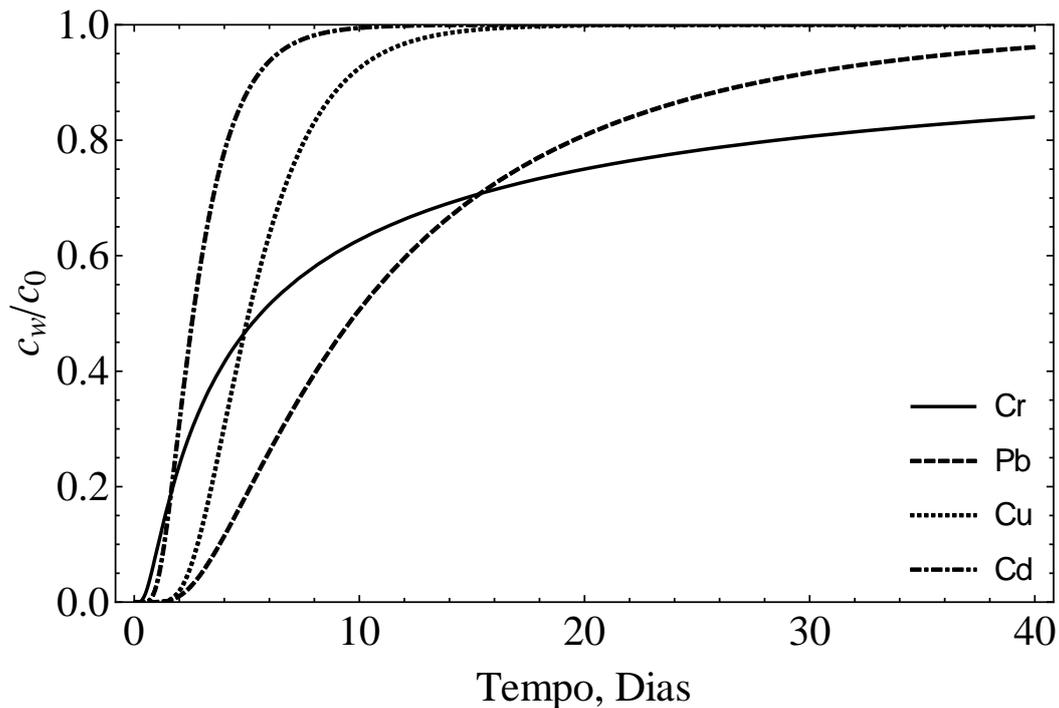


Figura 4.11 - Análise estatística de mobilidade das curvas de chegada teóricas com solo não laterítico.

Na Figura 4.11, observa-se o comportamento dos metais no transporte em solo não laterítico. As curvas de chegada dos metais cádmio, cobre e chumbo apresentaram comportamento semelhante. O cádmio foi o metal que apresentou a maior mobilidade, o que o possibilitou atingir a concentração inicial em menor tempo. Em relação à velocidade de transporte, a velocidade atingida pelo metal cádmio foi seguida pelas velocidades dos metais cobre e do chumbo, nesta ordem. Para o transporte do cromo, observa-se um comportamento distinto dos demais metais. A curva de chegada do metal cromo apresentou um aumento de concentração no trecho inicial da curva que diminuiu ao passar do tempo, indicando alta sorção do metal no solo, conforme constatado na Seção 4.3.3.

Com a finalidade de compreender a influência da variabilidade dos parâmetros de transporte ajustados, coeficiente de dispersão hidrodinâmico e fator de retardo, as Figuras 4.12 e 4.13 apresentam a distribuição probabilística da média amostral dos mesmos, utilizada para as análises estatísticas. Devido ao baixo número de amostras, uma distribuição de *Student* com 3 graus de liberdade foi adotada para representar a média populacional, com estimativa de média igual a amostral e desvio padrão igual ao amostral dividido por raiz de n . Observa-se a disparidade do comportamento do metal cromo em relação ao demais, onde a alta sorção do metal ajustou valores altos de coeficiente de dispersão que gerou alta média e desvio padrão. Já para a distribuição do fator de retardo, nota-se a presença apenas dos metais de cádmio, cobre

e chumbo, os quais apresentaram distribuições semelhantes, onde o metal de cobre possui média e desvio padrão acima dos demais, confirmando a baixa mobilidade do mesmo demonstrada pela análise estatística. O metal cromo não apresenta distribuição de probabilidade do fator de retardo devido ao fato de seus valores de ajustes serem extremamente distintos, o que geraria uma distribuição de *Student* anômala em relação às demais, com isso, foi admitido que a média amostral do mesmo é composta apenas pelo CP4. Desta forma, por fim, em uma análise comparativa, pode-se dizer que, em termos relativos, Cd e Cu podem ser considerados de alta mobilidade o Pb média e o Cr baixa ou até muito baixa.

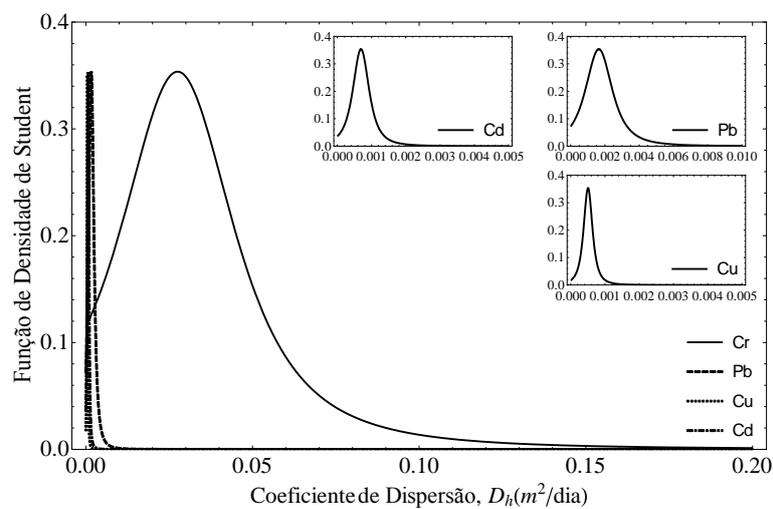


Figura 4.12 – Função de densidade de *Student* para o coeficiente de dispersão hidrodinâmica em solo não laterítico.

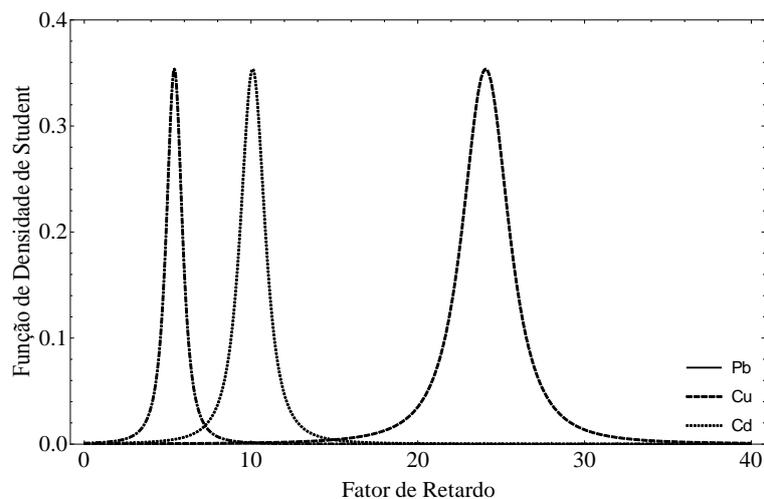


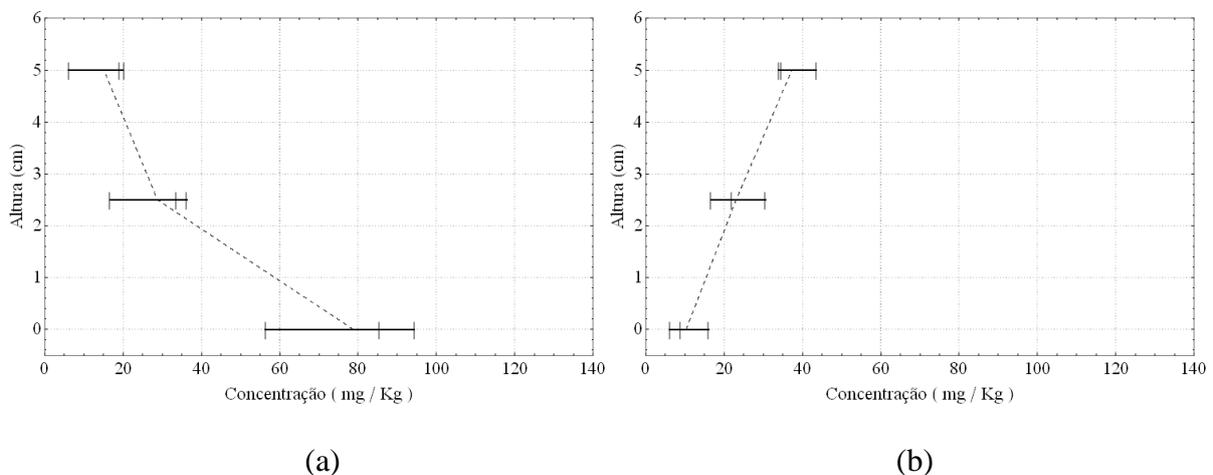
Figura 4.13 – Função de densidade de *Student* para o fator de retardo em solo não laterítico.

4.4.3 Determinação da Concentração de Metais Sorvidos no Solo Não Laterítico

Para validação da mobilidade dos metais nos ensaios em coluna foi realizada a determinação da concentração de metais sorvidos nos corpos de prova. Os corpos de prova foram fatiados em três partes, uma bem próxima à base, uma ao centro e outra bem próxima ao topo. Os resultados são apresentados para os metais cromo, cádmio, chumbo e cobre na Figura 4.14. Nesta figura, a altura 0, correspondente à base, define a posição inicial do processo de transporte de contaminante, uma vez que os ensaios em coluna foram realizados com fluxo ascendente.

Pela Figura 4.14(a) constata-se que o cromo sofreu um maior processo de sorção, logo após o início do transporte, tendo a maior porcentagem de material sorvido próximo a base dos corpos de prova. No entanto, para os metais cádmio, chumbo e cobre, o fenômeno observado foi o contrário (Figura 4.14(b), (c) e (d)). Para estes metais, a maior porcentagem de material sorvido encontra-se próximo ao topo dos corpos de prova.

Este fato está em acordo com os maiores valores medidos de fator de retardo para o metal cromo (Tabela 4.4) e explica o fato da baixa magnitude da concentração de cromo medida no topo da solução contaminante, indicando ser esse metal o de menor mobilidade em relação aos demais metais. Esse comportamento infere que o cromo foi concorrente dos demais metais, como já esperado com base nos ensaios em coluna. Além disso, os demais metais em especial o Cd e o Cu, nesta ordem, só começam a ser sorvidos quando diminui a concentração do Cr e do Pb daí aparecerem mais no topo.



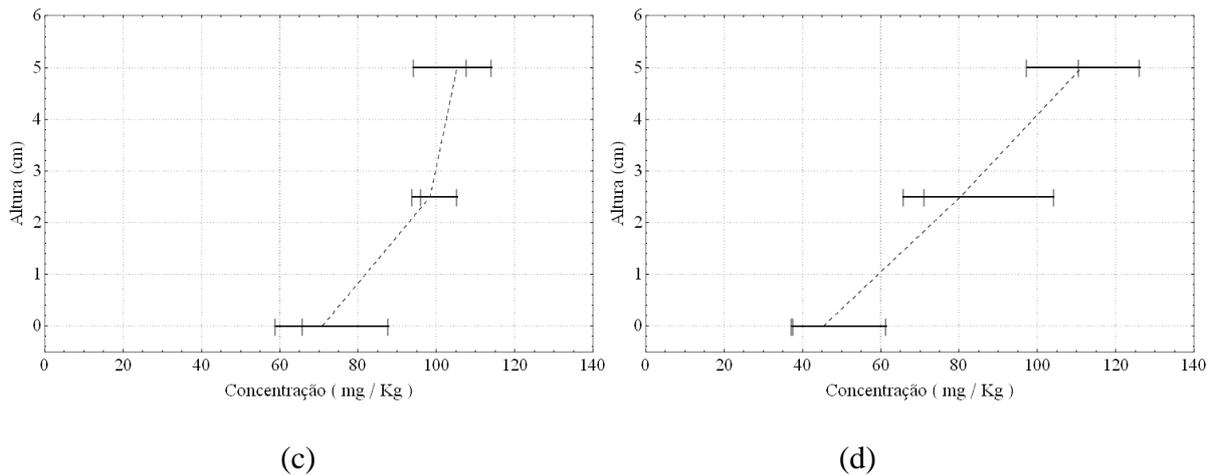


Figura 4.14 – Distribuição da concentração de (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre nos corpos de prova do solo não laterítico.

No geral, as menores concentrações encontradas sorvidas no solo foram do cádmio. Seguida do cromo, do cobre e por fim do chumbo (Figura 4.14). Nas curvas de chegada correspondente a esses ensaios (Figura 4.8 a 4.10), percebe-se que as maiores concentrações no fluido efluente foram no cádmio, seguido do cobre, chumbo e por último no cromo. Logo, faz sentido dizer que o cádmio tenha sido encontrado em menor quantidade no solo (o cádmio foi menos sorvido ao solo), pois as maiores concentrações encontravam-se diluídas no fluido. Outra conclusão que se pode tirar à partir da interpretação de tais gráficos, é que o cromo tem a menor mobilidade dentre os demais metais. Isto pode ser justificado pela sua maior valência em relação aos demais metais (Cr^{+3} e demais $^{+2}$).

4.4.4 Avaliação da Mobilidade dos Metais em Amostras de Solo Laterítico

Foram realizados três ensaios em coluna para amostras em solo laterítico. Dois ensaios foram realizados simultaneamente (CP1 e CP2) e um deles foi realizado separadamente (CP3). Os ensaios CP1 e CP2 saturaram-se ao decorrer de aproximadamente 3 horas. Observa-se, pela Figura 4.15, que as vazões se mantiveram consideravelmente constantes ao longo da fase de saturação.

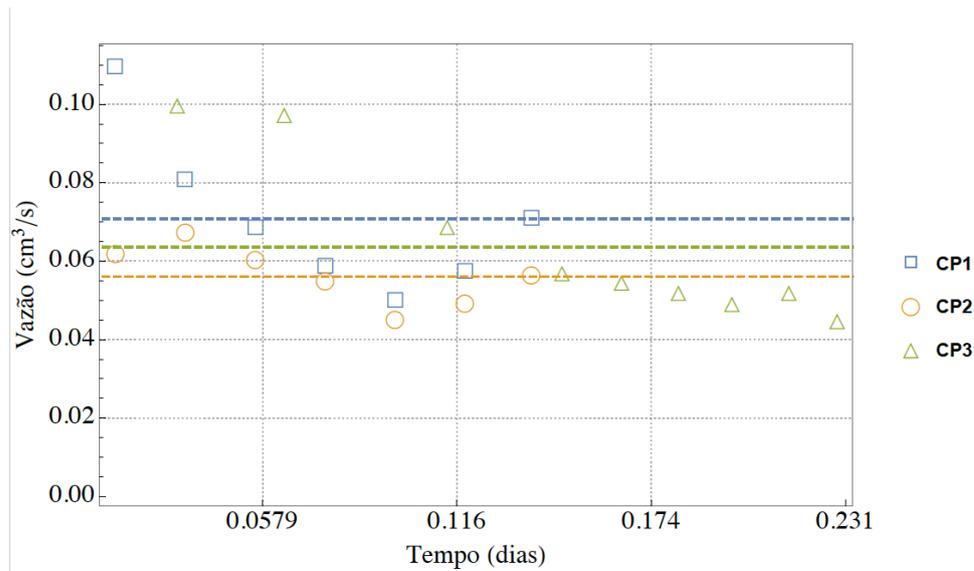


Figura 4.15 – Vazão durante a fase de saturação, dos corpos de prova do solo laterítico: CP1, CP2 e CP3.

Na Figura 4.16, são apresentados os valores do coeficiente de permeabilidade, e a sua variação ao longo da fase de percolação do contaminante, para os corpos de prova CP1, CP2 e CP3.

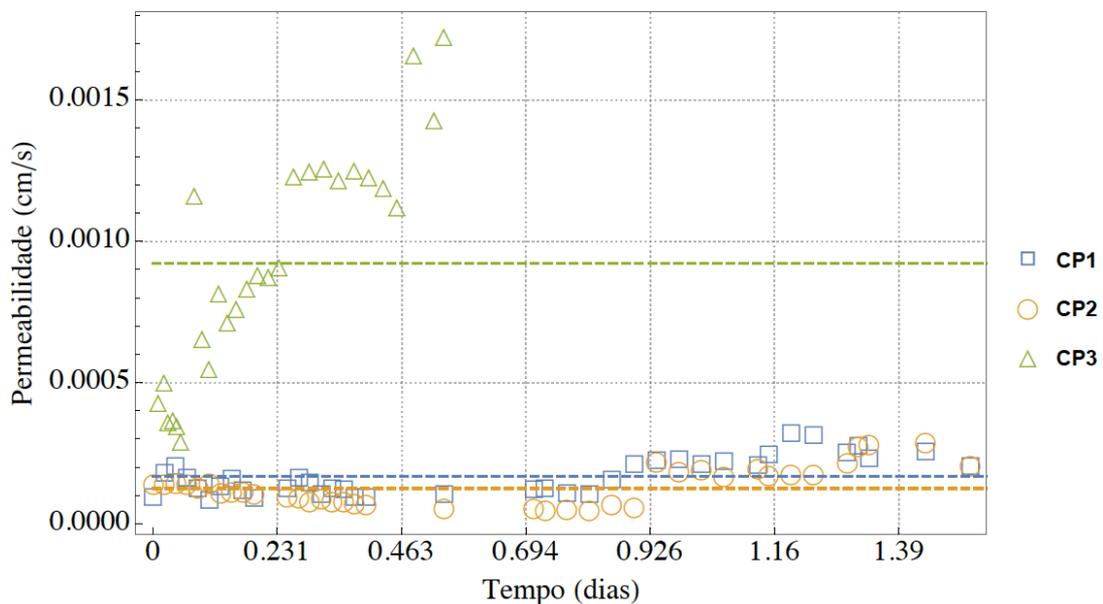


Figura 4.16 – Valores do coeficiente de permeabilidade medidos durante o ensaio em coluna dos corpos de prova: CP1, CP2 e CP3 do solo laterítico.

As curvas de chegada, para cada metal estudado, obtidas nos ensaios em coluna para o solo laterítico estão plotados nas Figuras 4.17 a 4.19.

Nas Figuras 4.17 a 4.19, o eixo das abcissas indica o volume de poros percolado enquanto que no eixo das ordenadas se observa a concentração normalizada (c_w/c_0), ou seja, a razão entre a concentração final, aquela coletada após percolar pelo corpo de prova (c_w) e a concentração inicial, antes de passar pelo solo (c_0).

Nota-se que, de forma geral, o comportamento obtido para as curvas de chegada dos metais no ensaio em coluna CP3 foi distinto dos resultados obtidos para os ensaios CP1 e CP2. A diferença pode ser atribuída ao fato dos ensaios dos corpos de prova CP1 e CP2 não terem sido realizados simultaneamente ao ensaio do corpo de prova CP3, portanto, a amostra utilizada no CP3 não pertencia ao mesmo bloco indeformado que as demais (variabilidade natural do solo).

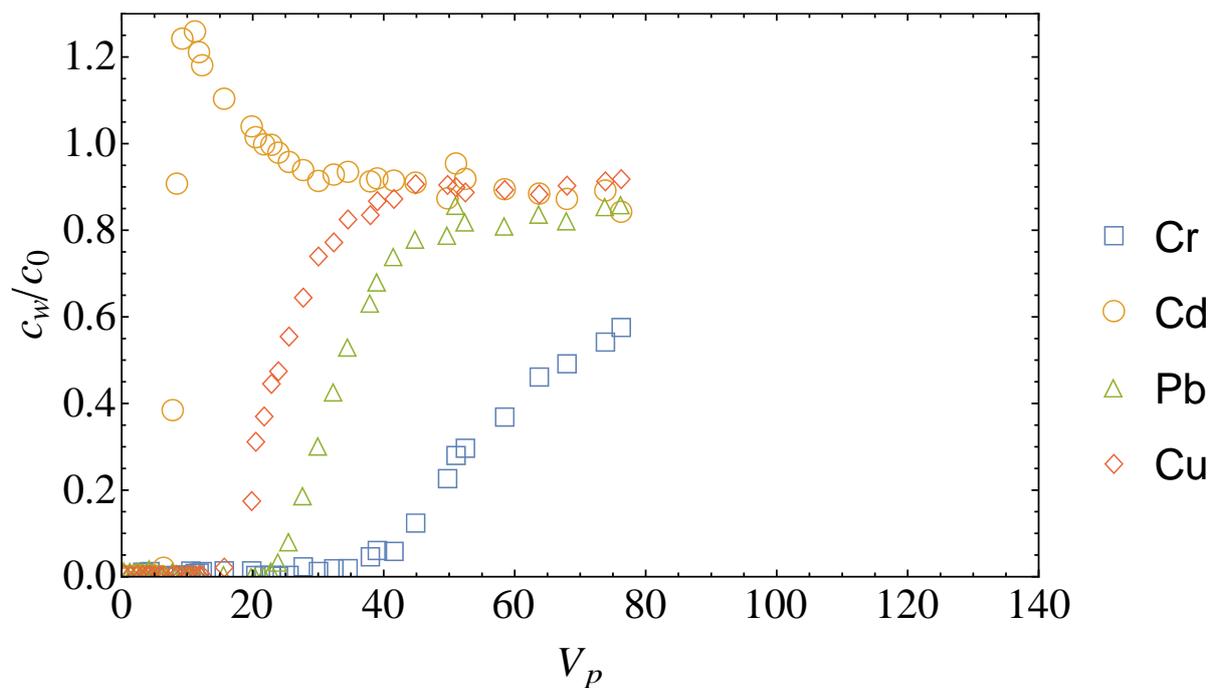


Figura 4.17 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo laterítico, CP1.

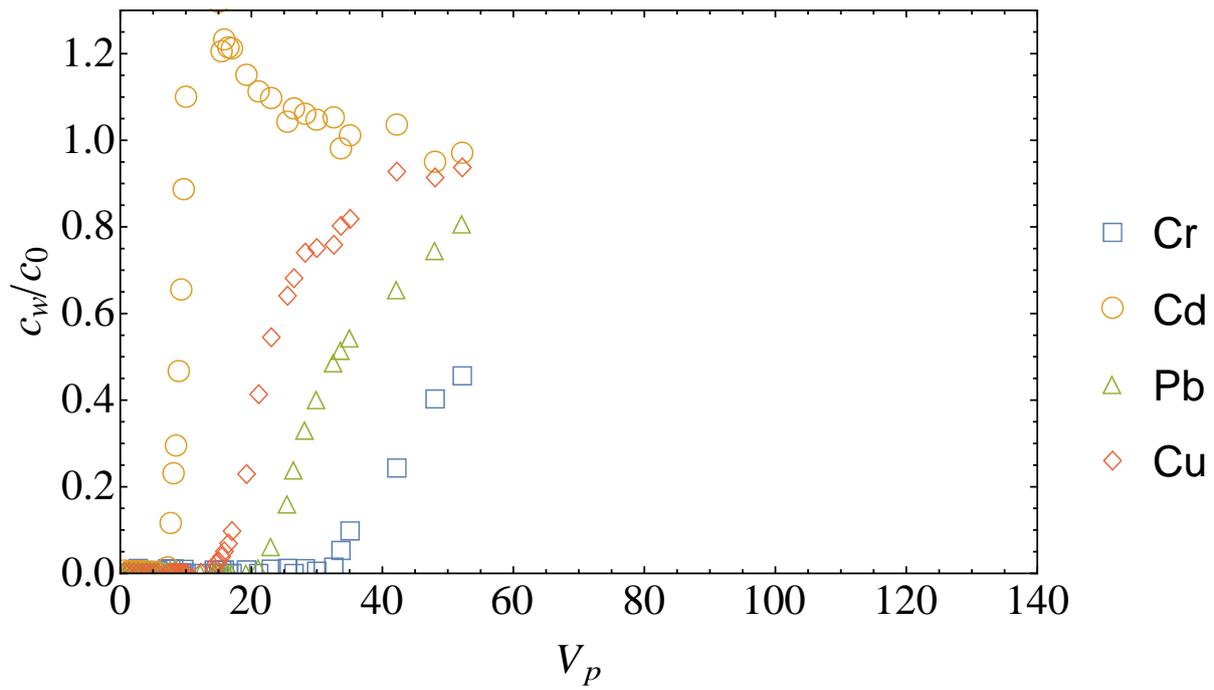


Figura 4.18 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo laterítico, CP2.

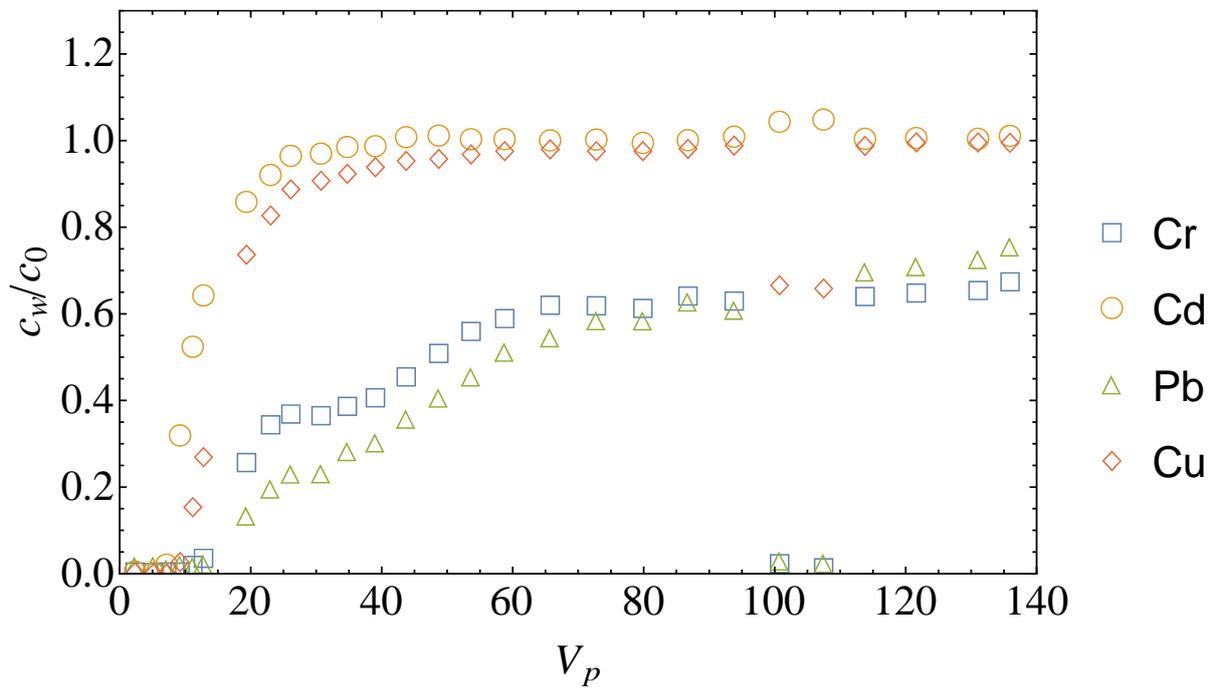


Figura 4.19 – Resultado das curvas de chegada do ensaio em coluna do solo laterítico, CP3.

Nos primeiros corpos de prova, CP1 e CP2 (Figuras 4.17 e 4.18), pode-se afirmar que houve dessorção do metal cádmio, observado pela curva de chegada, no qual c_w/c_0 alcançou

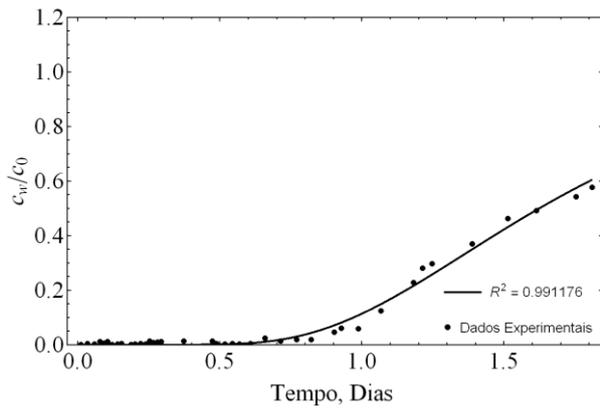
valores maiores do que 1. Esse processo pode ser explicado de diversas formas. Para elementos do mesmo grupo da Tabela Periódica com a mesma valência, os íons hidratados com menor raio de hidratação serão preferidos. O cromo (Cr), o cobre (Cu) e o cádmio (Cd) são metais de transição, enquanto, o chumbo é um metal representativo. Para os íons com valência diferente, geralmente aqueles de mais alta carga serão preferidos, nesse caso, provavelmente um átomo de cromo deslocou um átomo de cádmio causando a dessorção. Também, pode-se prever que metais trivalentes, como o cromo, devem ser quimiossorvidos preferencialmente sobre todos os metais divalentes. Por se tratar de uma solução multiespécie na qual todos os metais têm a mesma concentração, descarta-se a possibilidade de aumento da concentração de um íon na solução ter provocado o deslocamento de íons sorvidos, pelo princípio da ação das massas. Além disso, o aumento pode ser relativo pelo fato de um dos metais estar sendo mais sorvido sua concentração no líquido diminui, assim o outro fica com concentração maior.

Observando-se a eletronegatividade entre os cátions divalentes da solução utilizada, conforme já era previsto na literatura, o chumbo teve preferência na sorção em relação ao cobre.

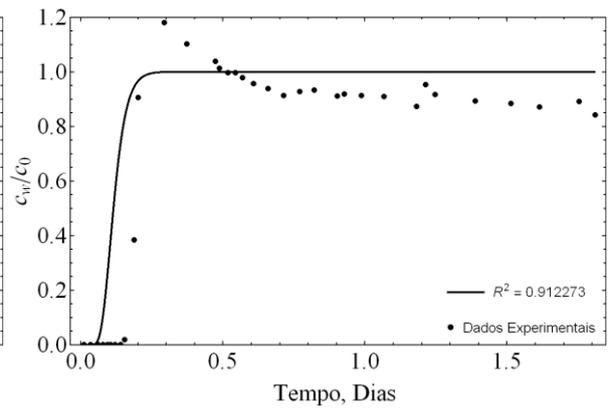
4.4.5 Determinação dos Parâmetros de Transporte para o Solo Laterítico

Conforme explicado na Seção 4.3.2, a determinação dos parâmetros de transporte (coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D_h , e fator de retardo, R), foi utilizado o procedimento descrito na metodologia, onde as curvas de chegadas obtidas experimentalmente foram ajustadas a partir do modelo proposto por Ogata & Banks (1961) levando-se em conta o método dos Mínimos Quadrados, para minimização dos erros.

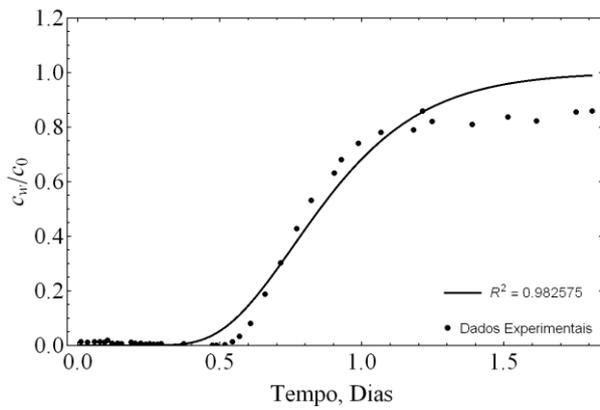
Nas Figuras 4.20 a 4.22, podem-se observar os gráficos obtidos nos ensaios com o solo laterítico e seus respectivos ajustes.



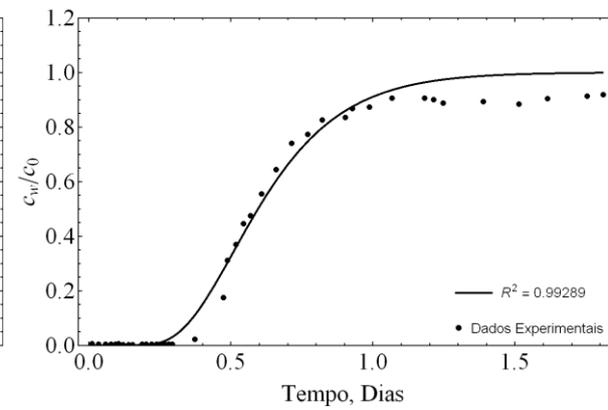
(a)



(b)

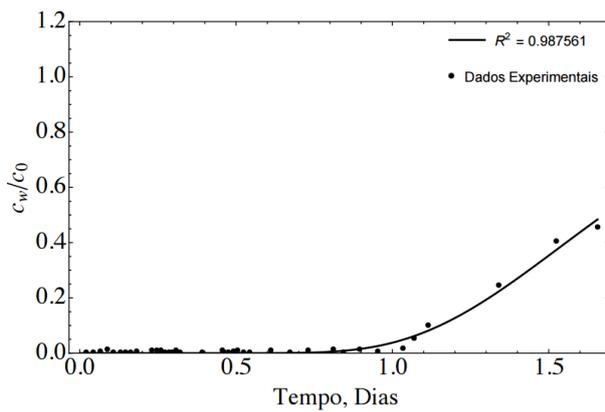


(c)

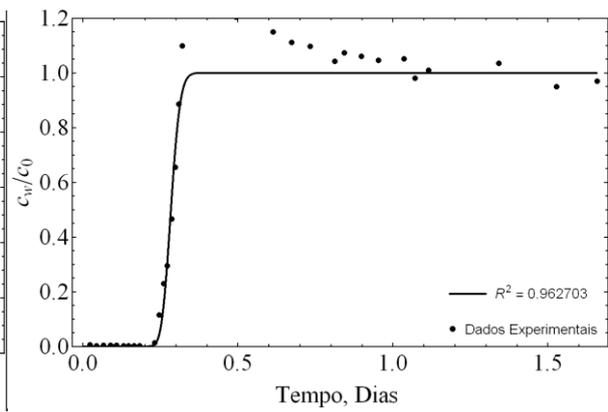


(d)

Figura 4.20 – Calibração Numérica do Ensaio em Coluna CP1 - Solo laterítico para o Metal: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre.



(a)



(b)

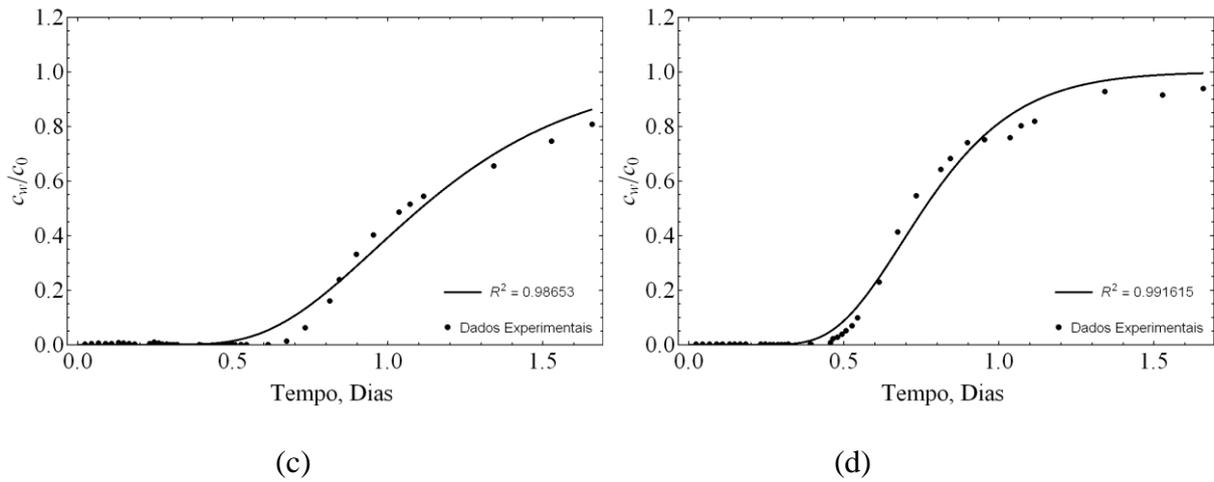


Figura 4.21 – Calibração Numérica do Ensaio em Coluna CP2 - Solo laterítico para o Metal: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre.

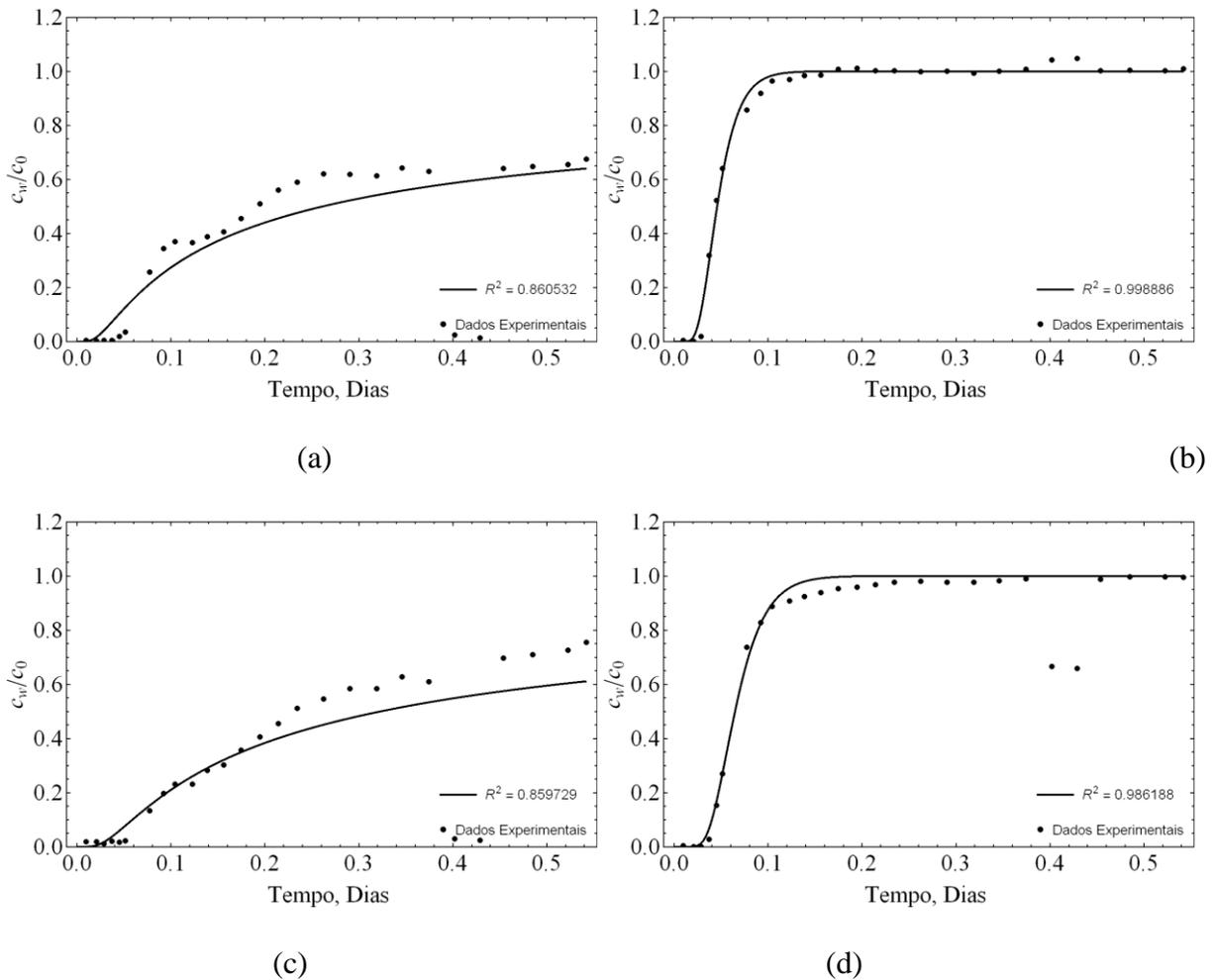


Figura 4.22 – Calibração Numérica do Ensaio em Coluna CP3 - Solo laterítico para o Metal: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre.

Na Tabela 4.5, são apresentados os parâmetros de transporte (coeficiente de dispersão hidrodinâmica e fator de retardo), obtidos a partir da calibração numérica (Figuras 4.20 a 4.22), para os ensaios realizados no solo laterítico.

Tabela 4.5 – Parâmetros de transporte obtidos por meio de ajuste para o solo laterítico.

| Amostra | Metal | R | D_h (m ² /dia) |
|---------|-------|--------|-----------------------------|
| CP1 | Cr | 74,4 | $1,4 \cdot 10^{-2}$ |
| | Cd | 5,1 | $7,9 \cdot 10^{-3}$ |
| | Pb | 38,0 | $9,1 \cdot 10^{-3}$ |
| | Cu | 27,0 | $1,2 \cdot 10^{-2}$ |
| CP2 | Cr | 55,2 | $5,3 \cdot 10^{-3}$ |
| | Cd | 9,0 | $4,1 \cdot 10^{-4}$ |
| | Pb | 37,3 | $8,5 \cdot 10^{-3}$ |
| | Cu | 25,1 | $5,9 \cdot 10^{-3}$ |
| CP3 | Cr | 4364,8 | 62,7 |
| | Cd | 7,0 | $3,9 \cdot 10^{-2}$ |
| | Pb | 475,4 | 5,0 |
| | Cu | 9,9 | $3,7 \cdot 10^{-2}$ |

Uma análise estatística dos parâmetros ajustados para o solo laterítico foi feita a fim de comparar a mobilidade dos metais ensaiados com curvas de chegada teóricas e parâmetros ajustados médios. Com os dados de velocidade de percolação e espessura de solo ensaiada, foi calculada uma média amostral entre os valores dos corpos de prova. Para os valores de coeficiente de dispersão e fator de retardo, a média amostral foi obtida para cada metal ensaiado entre os 3 corpos de prova de cada tipo de solo. A Figura 4.23 apresenta essa comparação para o solo laterítico.

Na Figura 4.23, observa-se o comportamento dos metais no transporte em solo laterítico. Os metais de cádmio e cobre apresentaram comportamento similar, com maior mobilidade geral em relação aos demais, sendo a velocidade de transporte do cádmio maior que a do cobre. Já para os metais de chumbo e cromo, foi observado comportamento também semelhante, porém com mobilidade menor em relação ao cádmio e cobre, conseqüentemente gerando valores de

ajuste de coeficiente de dispersão e fator de retardo acima dos demais metais, especialmente para o CP3.

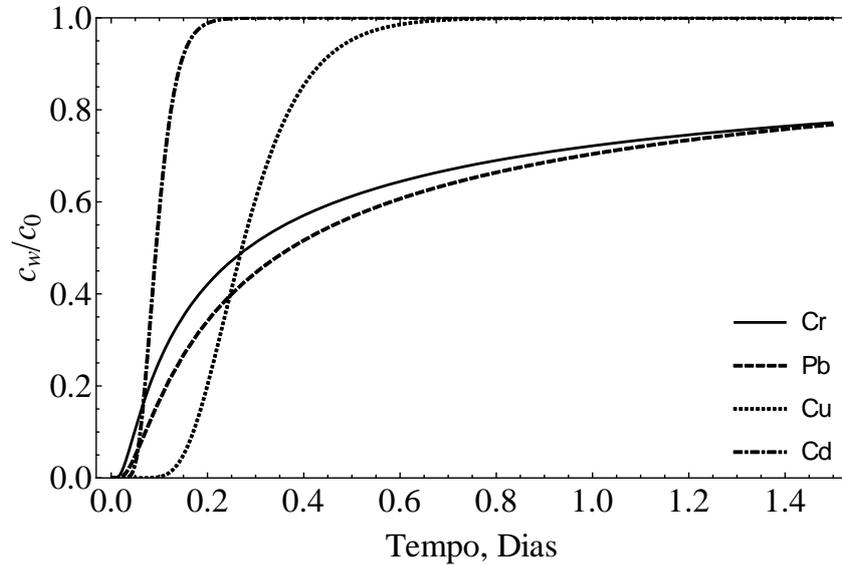


Figura 4.23 – Análise estatística de mobilidade das curvas de chegada teóricas com solo laterítico.

De maneira análoga ao apresentado para o solo não laterítico, a distribuição de probabilidade da média amostral dos parâmetros de transporte, coeficiente de dispersão hidrodinâmico e fator de retardo, utilizada para análise estatística no solo laterítico, é mostrada pelas Figuras 4.24 e 4.25.

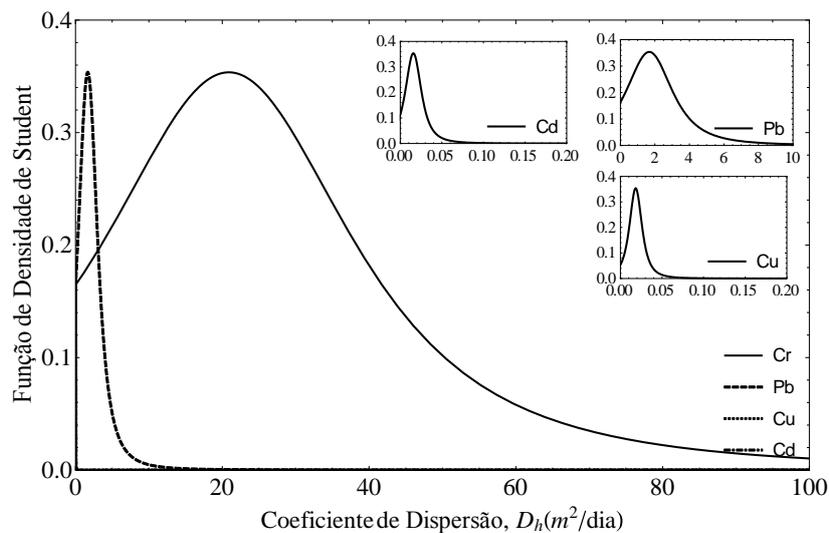


Figura 4.24 – Função de densidade de *Student* para o coeficiente de dispersão hidrodinâmica em solo laterítico.

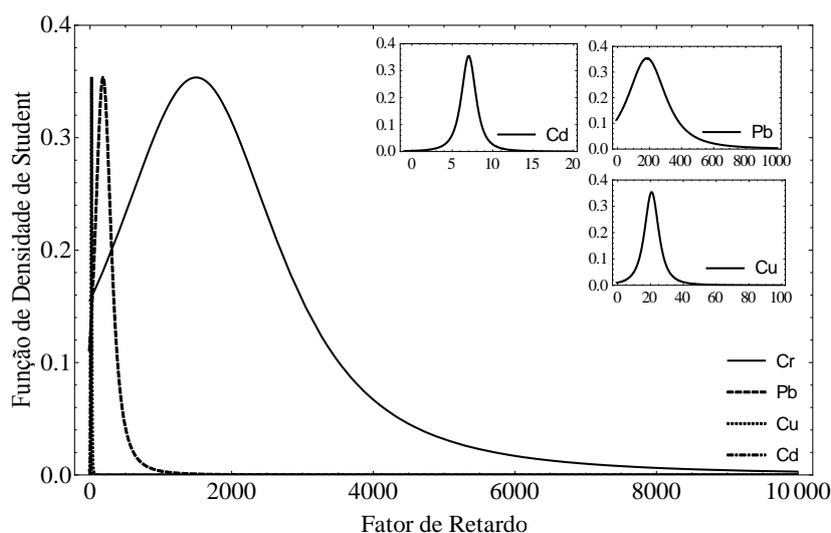


Figura 4.25 – Função de densidade de *Student* para o coeficiente de dispersão hidrodinâmica em solo laterítico.

Novamente, devido ao baixo número de amostras, a distribuição de *Student* com 3 graus de liberdade foi adotada para representação da média populacional. Pode-se observar o comportamento descrito pela análise estatística, onde os metais de cromo e chumbo apresentam distribuições com maior média e desvio padrão que os metais de cádmio e cobre, devido às suas baixas mobilidades. Já os metais de cádmio e cobre, mostraram médias correspondentes a maior mobilidade apresentada pelos mesmos e com menor desvio entre os valores encontrados pelo ajuste de cada corpo de prova.

4.4.6 - Comparação da Mobilidade dos Metais em Amostras de Solo Laterítico e Não Laterítico.

De maneira similar a análise estatística de comparação entre metais para um mesmo tipo de solo, apresenta-se agora uma comparação entre tipos de solo, para cada metal ensaiado. Com a média amostral dos parâmetros de transporte ajustados, curvas de chegada teóricas foram plotadas para cada tipo de contaminante, comparando a mobilidade de cada metal entre solo laterítico e não laterítico. A Figura 4.26 mostra o resultado da análise, onde se observa o comportamento do transporte de cada metal para os dois tipos de solo estudados.

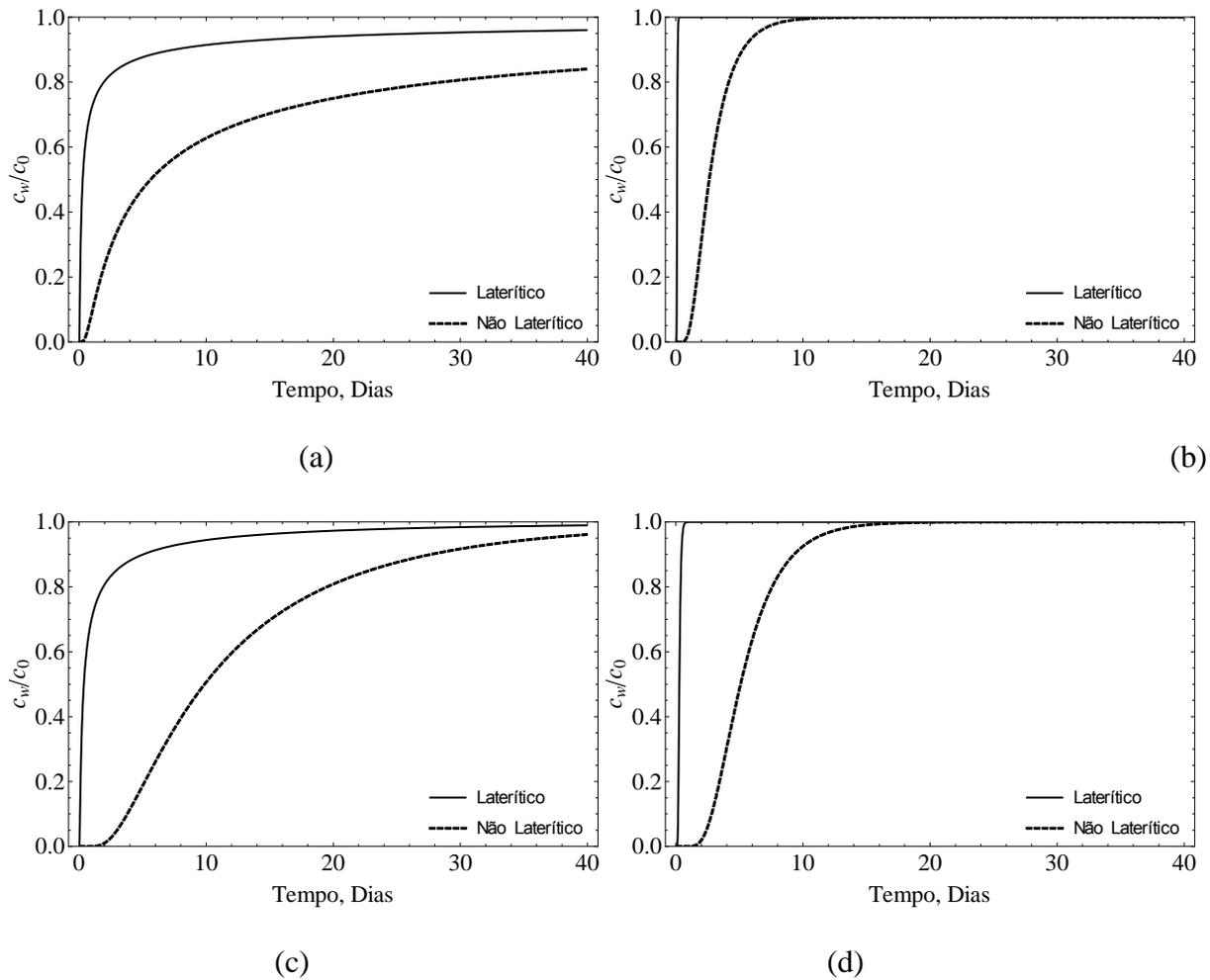


Figura 4.26 – Curvas de chegada teóricas com a média amostral dos parâmetros de transporte ajustados para os solos laterítico e não laterítico: (a) Cromo; (b) Cádmio; (c) Chumbo e (d) Cobre.

De maneira geral, pode-se constatar que o solo laterítico apresenta maior velocidade de transporte dos metais ensaiados em relação ao solo não laterítico, onde para um mesmo intervalo de tempo a concentração final ou de efluente dos ensaios feitos em solo não laterítico é claramente menor que a concentração apresentada nos ensaios com solo laterítico, especialmente para os metais de cádmio e cobre, onde na mesma escala de tempo, se comportam quase como um pico de concentração final igual à inicial. Tal comportamento encontrado para os dois tipos de solo está relacionada com a própria velocidade de percolação do líquido no solo, onde o solo laterítico é mais permeável que o não laterítico, consequentemente gerando maior advecção e dispersão mecânica de partículas no solo laterítico.

5 - CONCLUSÕES

Este estudo colaborou para uma melhor compreensão sobre a mobilidade de metais em solos laterítico e não laterítico. Comparando-se os dados experimentais das curvas de chegada dos solos laterítico e não laterítico, pode-se dizer que as principais diferenças observadas foram:

- A maior dessorção do cádmio que ocorreu no solo laterítico, e não ocorreu no solo não laterítico.
- O cromo teve baixíssima mobilidade não chegando ao $c_w/c_0 = 1$ em nenhum dos dois tipos de solo, porém no solo laterítico foi maior. Mais tarde, observou-se que este foi o metal mais sorvido pelo solo não laterítico, com base na análise da concentração do contaminante neste.
- O chumbo se comportou de maneira distinta em ambos os solos: o retardo foi bem maior no solo não laterítico. Isto pode ser concluído observando que nos ensaios com solo laterítico, em nenhum deles o chumbo atingiu o $c_w/c_0 = 1$.

A distribuição de poros para cada tipo de solo é diferente, devido ao seu processo de formação (grau de laterização). Logo, na formação dos solos lateríticos ocorre um intenso processo de eluviação gerando canais preferenciais bem desenvolvidos aumentando a porosidade e por consequência a velocidade de fluxo o que causa a dispersão hidrodinâmica. A maior intemperização dos solos lateríticos gera maior complexidade na estrutura dos vazios do solo, causando um aumento na dispersividade do transporte de contaminantes no meio, favorecendo o espalhamento de soluto. A dispersão hidrodinâmica é ainda regida por uma parcela difusiva, a qual também é influenciada pela tortuosidade do meio, acelerando o fenômeno dispersivo no solo laterítico.

Com base na análise estatística, as curvas de chegada teóricas, obtidas com o uso da média amostral dos parâmetros ajustados obtido para o solo laterítico e não laterítico, conclui-se que:

- O metal de cádmio (Cd) é o primeiro a alcançar na saída a concentração de entrada c_0 , sendo que no solo laterítico isto se deu em poucas horas enquanto que no solo não laterítico, em cerca de 10 dias.
- O segundo metal a alcançar a concentração de entrada no efluente, tanto para o solo laterítico como para o não laterítico, foi o cobre (Cu). Isto se deu com poucas horas no solo laterítico e cerca de 15 dias no solo não laterítico.
- O cromo (Cr) e o chumbo (Pb) apresentaram menor mobilidade em ambos os tipos de solos. A diferença foi pequena para o solo laterítico, enquanto que para o solo não laterítico, essa diferença foi maior, tendo o chumbo maior mobilidade. Em nenhum dos dois solos os metais alcançaram a concentração de entrada.

Comparando-se as curvas teóricas obtidas por meio do tratamento estatístico dos parâmetros ajustados para cada metal entre os solos laterítico e não laterítico. Nesta Figura, fica evidente que:

- Todos os metais apresentam maior mobilidade no solo laterítico.
- Os metais com maior mobilidade são cádmio e cobre para ambos os solos.
- O cromo é o metal com menor mobilidade para os dois tipos de solo, fenômeno explicado pela alta sorção no solo.

Tudo isto pode ser atribuído ao fato de que o solo não laterítico apresenta menor velocidade de transporte dos metais ensaiados em relação ao solo laterítico, onde para um mesmo intervalo de tempo a concentração de efluente dos ensaios feitos em solo não laterítico é menor que a concentração apresentada nos ensaios com solo laterítico. Tal comportamento encontrado para os dois tipos de solo está relacionado com a própria velocidade de percolação de líquido no meio, onde o solo laterítico é mais permeável que o não laterítico, conseqüentemente gerando maior advecção e dispersão mecânica de partículas no solo laterítico.

Com base na teoria sobre sorção apresentada na revisão bibliográfica, a ordem de preferência na sorção, entre os metais estudados foi:



O Cr foi o metal mais sorvido no solo, e isso pôde ser justificado pela sua maior valência (+3) em relação aos demais (+2). A preferência na sorção do Pb em relação ao Cu pode ser explicada pela eletronegatividade, que é maior no Pb. O Pb também tem preferência na sorção

em relação ao Cu pela questão de afinidade, e ambos os metais tendem a formar complexos de esfera-interna. De acordo com a revisão bibliográfica, o Cd teria preferência na sorção em relação ao Cu, com base na ligação eletrostática, porém não foi o que ocorreu nesta pesquisa.

Em suma, a grande dificuldade em se comparar os parâmetros de transporte de contaminantes em solos distintos está nas propriedades destes solos. Nesta pesquisa, procurou-se utilizar as mesmas condições, ou seja, mesma solução contaminante, concentração inicial, dimensões da amostra e tensão de confinamento. No entanto, as porosidades das amostras de solo para cada tipo de material eram distintas. Outro fator que dificulta a comparação é a mineralogia do solo, gerando grande influência na interação química e conseqüentemente na interação com o contaminante. Espera-se que esta pesquisa tenha contribuído com a prática para o entendimento de problemas ambientais com metais pesados como contaminantes.

5.1 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS:

Com base na experiência desta pesquisa, sugere-se que as próximas pesquisas seguindo esta mesma linha, poderiam ter sido feitos os ensaios de sorção para melhor compreensão deste fenômeno em ambos os solos estudados.

Seria interessante, se fosse possível, realizar a microscopia das amostras antes e após o ensaio em coluna, afim de avaliar a estrutura do solo.

As dificuldades encontradas ao longo do trabalho foram relacionados à montagem do equipamento. Foram realizadas tentativas com ensaio em coluna em parede rígida (PVC) porém houve fluxo preferencial pelas paredes e o mesmo foi descartado. Também foi descartada a possibilidade de utilização do acrílico pela mesma dificuldade. Foi então que se optou por trabalhar com o equipamento cedido pela UFV de parede flexível.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 6457 (1986) - Amostra de solos - Preparação para ensaio de caracterização e compactação. 9 p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas -NBR 10838 (1988) - Solo-Determinação de massa específica aparente de amostra indeformada c/emprego da balança hidrostática. 4 p.
- ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 6459 (1984) – Determinação do limite de liquidez. 6 p.
- ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 6508 (1984) - Grãos de solo que passam na # de 4,8mm determinação da massa específica. 8 p.
- ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 7180 (1984) - Solo - Determinação do limite de Plasticidade. 3 p.
- ABNT– Associação Brasileira de Normas Técnicas - NBR 7181 (1984) - Solos - Analise granulométrica. 13 p.
- Bear, J. & Cheng., A. (2010). Modeling Ground Water Flow and Contaminant Transport. Ed, Springer, New York, NY. USA.
- Boscov, M. E. G., (1997). Contribuição ao Projeto de Sistemas de Contenção de Resíduos Perigosos Utilizando Solos Lateríticos. São Paulo: Universidade de São Paulo, Tese de Doutorado – Escola Politécnica. 259p
- Boscov, M.E.G. (2008): Geotecnia Ambiental. Editora Oficina de Textos, São Paulo – SP, 248p.
- Braga, R. M. Q. L. (2010). A utilização de uma camada de solo compactado como revestimento impermeabilizante de fundo de bacias de disposição de lama vermelha produzida em Barcarena-PA. Tese de Doutorado em Geoquímica e Petrologia. Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, Universidade Federal do Pará, Belém, 2010. – 2010 xviii, 153 f. : il.
- BRASIL, Lei N° 12.305 de 02 de agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS).
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. 292 p.
- Camapum de Carvalho, *et. al.* (2009) Livro Comemorativo dos Vinte anos do Programa de Pós Graduação em Geotecnia da Universidade de Brasília. Geotecnia UnB. Vol 1. Brasília: Ed FT, 2009.
- Camapum de Carvalho, J., Sales, M .M., Souza, N. M., Melo, M. T. S., (2006). Processos Erosivos no Centro-Oeste Brasileiro. FINATEC, Brasília, 464 p.
- Carvalho, A. L. (2001) Contaminação de Águas subsuperficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos - o caso do antigo lixão de Viçosa (MG). Tese de doutorado. UFV, Viçosa.

- Choudhury, B. N. Goswami¹, D. (2013) Chemical Characteristics of Leachate Contaminated Lateritic Soil. *International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology*. V. 2, Issue 4.
- CONAMA (2009). Resolução no 420 de 28 de dezembro de 2009.
- Conciani, R. (2009) Sorção de Metais Pesados e a Contaminação de Solos. Trabalho de Graduação – Universidade Federal de Mato Grosso, FAET/ENC 68 p. Cuiabá, 2009
- Conciani, R. (2011) Estudos de Barreiras de Solo Compactado para Retenção de Contaminantes. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-194/11, Departamento de Engenharia e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2011, 138p.
- Cornu, S. *et. al.*(2001). The environmental impact of heavy metals from sewage sludge in ferrasols (São Paulo, Brasil). *The Science of the Total Environment*, v 271: 27-48.
- Costa, P. (2002). Avaliação em laboratório de parâmetros de transporte do chorume no Aterro Sanitário de Sauípe/Ba. Rio de Janeiro: Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado - Departamento de Engenharia Civil. 190 p.
- Díaz Sánchez, J.F. (2011). Modelagem multidimensional de transporte de contaminantes inorgânicos em solos tropicais Lateríticos. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-201/11, Departamento de Engenharia e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2011, 184p.
- Duarte, K. S. (2003) Avaliação do risco relacionado à contaminação dos solos por hidrocarbonetos no Distrito Federal. Geotecnia, UnB. Tese de doutorado. 259 p.
- Dyminski, A. S., (2006). Contaminação de solos e águas subterrâneas. UFPR - TC-019, Curitiba, PR. 19 p.
- Ferreira, S. B. (2000). Estudos laboratoriais para avaliação do potencial de contaminação de água e de solo por gasolina oxigenada. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos- Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2000, 257 p.
- Fetter, C. W., (1992). Contaminant Hydrogeology. Macmillan Publishing Company, U.S. 458p.
- Fortes, R.M. (1990) Método Expedito de Identificação MCT de Solos Tropicais, para Finalidades Rodoviárias, Utilizando-se Anéis de PVC Rígido. Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – PTR, Brasil, 1990, 210p.
- Fortes, R.M.; Merighi, J. V.; Zuppolini Neto, A. (2002). Método das Pastilhas para Identificação Expedita de Solos Tropicais – 2º Congresso Rodoviário Português, Lisboa, Portugal, 18 a 20 de novembro de 2002.
- Fortes, R.M.; Nogami, J.S. (1991) Método Expedito de identificação do grupo MCT de Solos Tropicais, utilizando-se anéis de PVC Rígido. *Anais da 25ª Reunião Anual de Pavimentação - São Paulo*, 1991, v.1, p.591-604.
- Freeze, R. A.; Cherry, J. A., (1979). Groundwater. Prentice Hall, Inc. U.S. 604p.
- Galante, G. C. S. (2008) Plumas de contaminação por Hidrocarbonetos em diferentes cenários hidrogeológicos paulistas. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia. São Paulo.
- Germano, A. M. (2001) Estudo Numérico do Transporte de Metais Pesados na Área do Lixão do Município de Viçosa – MG. UFV, Viçosa.

- Guimarães, R. C. (2002) Análise das Propriedades e Comportamento de um Perfil de Solo Laterítico Aplicada ao Estudo do Desempenho de Estacas Escavadas. Dissertação de mestrado, ENC/FT/UnB, Engenharia Civil.xxiii, 183P., 297 mm.
- Gurjão, C. M. C., (2005). Estimativa de propriedades geoambientais de camadas impermeabilizantes de solos tropicais. Tese de Doutorado, UnB, Brasília, DF, 257 p.
- Gusmão, A., (2002). Águas Subterrâneas. Aspectos de Contaminação e Remediação. EDUPE, Recife, PE, 193 p.
- Ijimdiya, T.S. (2013) The Effects of Oil Contamination on the Consolidation Properties of Lateritic Soil. Development and Applications of Oceanic Engineering (DAOE) Volume 2 Issue 2, May 2013.
- Lambe, T. W., Whitman, R. V. Soil Mechanics. New York: J. Wile, 1969.
- Leite, A. L. (2001). Migração de Íons inorgânicos em alguns solos tropicais, com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular. Tese de doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos- Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2001, 254 p.
- Luchese, E. B.; Favero, L. O. B., Lenzi, E., (2002). Fundamentos da Química do Solo. Teoria e Prática. Editora Freitas Bastos, Rio de Janeiro, 2 ed.
- Mascarenha, M. M. A. (2008) Influência da Microestrutura no Comportamento Hidromecânico de uma Argila Siltosa não Saturada Incluindo Pequenas Deformações. Tese de doutorado, ENC/FT/UnB, Geotecnia, xxii, 158 p., 297 mm.
- Mestrinho, S.S.P. (1997). Investigações na zona não saturada, Impactos Ambientais e Águas Subterrâneas no Brasil - Rio de Janeiro, 1997.
- Meurer, E. J., (2010). Fundamentos de Química no Solo. 4 ed. Evangraf, Porto Alegre, RS. 266p.
- Moraes, R.M. (2013) Transporte de Contaminantes Inorgânicos em Solos Tropicais Lateríticos: Abordagem com Cálculo Fracionário. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-222/13, Departamento de Engenharia e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2013, 120p.
- MT- Departamento Nacional de Estradas e Rodagem. (1996). DNER-CLA 259/96. Classificação de solos tropicais para finalidades rodoviárias utilizando corpos-de-prova compactados em equipamento miniatura. 6p.
- Nascentes, R., (2006). Estudo da mobilidade de metais pesados em um solo residual compactado. Viçosa, MG, Brazil: Universidade Federal de Viçosa. Tese de doutorado 155p. 2006.
- Nayak, S. Sunil, B.M. Shrihari, S. (2009) Shear strength characteristics and chemical characteristics of leachate-contaminated lateritic soil. Engineering Geology V. 106, Issues 1–2, p. 20–25.
- Nayak, S., Sunil, B.M., Shrihari, S. (2007) Hydraulic and compaction characteristics of leachate-contaminated lateritic soil. Engineering Geology. Volume 94, Issues 3–4, p.137–144
- Nogami, J.S., Villibor, D.F. (1995) Pavimentação de baixo custo com solos lateríticos. Editora Villibor. São Paulo.

- Nogami, J.S.; Cozzolino, V.M.N. (1985). A Identificação de Solos Tropicais: dificuldades e proposta de um método preliminar, Fortaleza, Brasil, Anais da 20ª Reunião Anual de Pavimentação, volume 2.
- Nogami, J.S; Villibor, D.F. (1994) Identificação Expedita dos Grupos de Classificação MCT para Solos Tropicais. Foz do Iguaçu, Brasil, 1994, Anais do 10º COBRAMSEFABMS, Vol. 4, 1293-1300
- Nogami, J.S; Villibor, D.F. (1996) Importância e determinação do Grau de Laterização em Geologia de Engenharia. VIII Congresso da ABGE - Rio de Janeiro, Brasil, Anais vol.1, 345/358.
- Ogata, A. & Banks, R. B. (1961). Solution of the Differential Equation of Longitudinal Dispersion in Porous Media. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 411-A: 7 pp.
- Onyelowe, K. C. (2015). Pure Crude Oil Contamination on Amaoba Lateritic Soil. EJGE Vol. 20, 2015, Umuahia, Abia State.
- Rojas, O.T.C. (2013) Análise do Transporte Multiespécie do Lixiviado De Moravia/Colômbia por Meio de Ensaio em Coluna em Escala de Campo e Laboratório. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-229/13, Departamento de Engenharia e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2013, 102p.
- Rowe, R.K., Quigley, R.M. & Booker, J.R. (1995). Clayey Barrier Systems for Waste Disposal Facilities, E&FN Spon, London. 390 p.
- Shackelford, C. D. (2014). The ISSMGE Kerry Rowe Lecture: The role of diffusion in environmental geotechnics 1. Canadian Geotechnical Journal, 51(11): 1219-1242.
- Shackelford, C.D. 1995. Cumulative Mass Approach for Column Testing. Journal of Geotechnical Engineering. ASCE. p. 696-703.
- Shackelford, C.D. Critical Concepts for Column Testing. Journal of Geotechnical Engineering. ASCE. v. 20, n.10, 1994. p. 1804-1828.
- Sousa, T. C. (2004). Estudo da Atenuação Natural dos Solos Tropicais: Uma contribuição para a normatização dos ensaios com fluxo de contaminantes. Dissertação de Mestrado, Publicação G.DM-123A/04, Departamento de Engenharia e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2011, 173p.
- Sparks, D.L. (1996). Environmental Soil Chemistry. Academic Press, San Diego.
- Sperling, M. V., (2005). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol 1. Ed. UFMG, Belo Horizonte, MG. 452 p.
- Tímbola, R., Korf, E.P., Santos, V.C., Thomé, A. (2010) Influência nos Parâmetros de Transporte de Cádmio e Níquel Presentes em Soluções com Diferentes pH e Percolados em Diferentes Estruturas de um Solo Residual Argiloso. Anais do COBRAMSEG 2010.
- UFV (2010). Mapa de solos do Estado de Minas Gerais Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente. Universidade Federal de Viçosa; Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais; Universidade Federal de Lavras; Fundação Estadual do Meio Ambiente.
- van Genuchten, M.T. van. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.44, p.892-898, 1980.
- Zuquette, L. V. (2015) Geotecnia Ambiental. 1 ed. Rio de Janeiro. Ed Elsevier. Il. 399 p.