

ALEX MAGNO GERMANO

**ESTUDO NUMÉRICO DO TRANSPORTE DE METAIS PESADOS NA ÁREA
DO LIXÃO DO MUNICÍPIO DE VIÇOSA – MG**

Tese apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para obtenção do
título de “Magister Scientiae”.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2001**

ALEX MAGNO GERMANO

**ESTUDO NUMÉRICO DO TRANSPORTE DE METAIS PESADOS NA ÁREA
DO LIXÃO DO MUNICÍPIO DE VIÇOSA – MG**

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil,
para obtenção do título de “Magister
Scientiae”.

APROVADA – 19 de fevereiro de 2001.

	Prof. Roberto F. Azevedo	
Conselheiro	Prof. Carlos A. B. Carvalho	Conselheiro

	Prof. ^a . Maria	
Lúcia Calijuri	Prof. Gustavo Ferreira Simões	

Prof.^a. Izabel Christina Duarte Azevedo
Orientadora

Dedico essa tese aos meus avós maternos, a minha mãe, irmã, irmão e a minha namorada Luciana.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos meus avós maternos, Dario e Sebastiana, que, com muita luta e sacrifícios, fizeram o seu neto chegar aonde ele está hoje.

A minha mãe Marlene que não deixou de estar ao meu lado em um só instante, dando-me atenção e carinho.

Aos meus irmãos, Ellen e Dário, pelo companheirismo e amizade que há entre nós.

A minha namorada Luciana que sofreu e vibrou comigo em todos os momentos, tristes e felizes, dando-me, acima de tudo, incentivo e muito carinho.

Aos meus orientadores, professores e amigos Izabel Cristina Duarte Azevedo pelo incentivo, pela confiança e pela dedicação constante e Roberto Francisco de Azevedo pelos ensinamentos e, sobretudo, o respeito e amizade.

Aos professores Carlos Alexandre Braz de Carvalho e Maria Lúcia Calijuri pela amizade, respeito e ensinamentos.

Ao professor Eduardo Gomes Marques pelo convívio alegre e saudável e pela amizade que se construiu.

Ao professor Antônio Teixeira de Matos, do Departamento de Engenharia Agrícola, pela ajuda e atenção dispensada.

Aos demais professores do Laboratório de Engenharia Civil pelo auxílio na compreensão dos conteúdos que compõem o fascinante estudo da Geotecnia.

Aos técnicos laboratoristas Júlio César dos Santos (Julinho), Vicente de Paulo (Capelão) e Paulo Afonso da Silva (P3) pela importante ajuda na execução dos ensaios de laboratório e campo e pela excelente amizade que construímos.

A técnica laboratorista Lucimar, do Departamento de Engenharia Agrícola, pela ajuda na execução nos ensaios de coluna de lixiviação.

A todos os funcionários do Departamento de Engenharia Civil, em especial Maria Cristina Alves, Cristina Beatriz, Jorge e Geraldo pelo apoio e pela convivência agradável.

A Universidade Federal de Viçosa por me proporcionar a oportunidade de participar do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil.

A aluna de Iniciação Científica Clêidimar Rejane Nascentes pela grande ajuda na execução dos ensaios de laboratório.

Aos colegas da pós-graduação, em especial Rogério, Emerson, Israel Éder, Iracema, Erisvaldo, José Roberto, Cristina, Gláucio, Anete, Mário, André Luciano e Rodrigo pela amizade.

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado que financiou meus dois anos de trabalho.

Enfim, a todos que direta e indiretamente estiveram presentes e ajudaram-me de alguma forma para que esse trabalho fosse concluído.

BIOGRAFIA

ALEX MAGNO GERMANO, filho de Geraldo José Germano e Marlene de Fátima Magno, nasceu em 17 de junho de 1975, na cidade de Curvelo - MG. Em janeiro de 1998, graduou-se em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Juiz de Fora, em Juiz de Fora – MG.

Em março de 1998, iniciou o Curso de Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração em Geotecnia, na Universidade Federal de Viçosa, em Viçosa – MG.

ÍNDICE

LISTA DE SÍMBOLOS.....	ix
RESUMO.....	xi
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Objetivos.....	2
1.2. Organização.....	3
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
2.1. Introdução.....	4
2.2. Conceitos.....	4
2.3. Processos de transporte de contaminantes em meios porosos.....	6
2.3.1. Introdução.....	6
2.3.2. Processos físicos.....	7
2.3.2.1. Advecção.....	7
2.3.2.2. Difusão molecular.....	8
2.3.2.3. Dispersão mecânica.....	11
2.3.2.4. Dispersão hidrodinâmica.....	14
2.3.3. Processos químicos.....	15
2.3.3.1. Sorção.....	15
2.3.3.2. Decaimento radioativo.....	19
2.4. Transporte transiente.....	20
2.4.1. Conservação de massa.....	20
2.4.2. Equação de advecção e dispersão.....	21
2.4.3. Determinação dos Parâmetros de Transporte de Solutos em Meios Porosos.....	23
2.5. Alguns Casos Históricos.....	24
2.5.1. Casos Internacionais.....	24
2.5.1.1. Samia, Ontario - Canadá.....	24
2.5.1.2. Edmonton, Alberta - Canadá.....	25
2.5.1.3. Burlington, Ontario - Canadá.....	26
2.5.2. Casos Nacionais.....	27

2.5.2.1. Belo Horizonte, Minas Gerais.....	27
2.5.2.2. Brasília, Distrito Federal.....	28
2.5.2.3. Goiânia, Goiás.....	29
3. MATERIAIS E MÉTODOS.....	30
3.1. Localização e acesso.....	30
3.2. Estudo da topografia local.....	30
3.2.1. Introdução.....	30
3.2.2. Levantamento topográfico.....	32
3.2.3. Prospeção do subsolo do terreno.....	33
3.2.4. Retirada de amostras.....	42
3.2.5. Ensaio em solos.....	42
3.2.5.1. Ensaio de caracterização.....	42
3.2.5.2. Ensaio de compactação.....	44
3.2.5.3. Ensaio de permeabilidade.....	44
3.2.5.4. Ensaio de coluna de lixiviação.....	45
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	52
4.1. Curvas de eluição.....	52
4.2. Parâmetros de transporte.....	56
4.3. Retro-análises.....	58
4.4. Simulação numérica.....	63
4.4.1. Programa SEEP/W.....	63
4.4.2. Programa CTRAN/W.....	64
4.4.3. Discretização do caso estudado em elementos finitos.....	64
4.4.4. Dados Pluviométricos.....	65
4.4.5. Parâmetros de entrada no programa SEEP/W.....	66
4.4.6. Estudo da linha freática.....	69
4.4.7. Parâmetros de entrada no programa CTRAN/W.....	72
4.4.8. Resultados da percolação dos contaminantes.....	81
4.4.8.1. Cádmio.....	81
4.4.8.2. Chumbo.....	82
4.4.8.3. Cobre.....	84
4.4.8.4. Comparação entre as plumas dos contaminantes.....	86
4.4.8.5. Análise dos resultados.....	90
5. CONCLUSÕES E SUGESTÕES.....	92
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	95

LISTA DE SÍMBOLOS

V_x – Velocidade de percolação
 V – Velocidade de Darcy
 n – Porosidade do solo
 k – Permeabilidade do solo
 i – Gradiente hidráulico
 q_a – Fluxo por advecção
 C – Concentração
 D_e – Coeficiente de difusão efetivo
 D_0 – Coeficiente de difusão em solução livre
 w – Constante empírica
 τ – Fator de tortuosidade
 q_d – Fluxo por difusão molecular
 q_0 – Fluxo por difusão molecular em solução livre
 $\partial C / \partial x$ - Gradiente de concentração
 q_m – Fluxo por dispersão mecânica
 D_m – Coeficiente de dispersão mecânica
 α_L – Dispersividade longitudinal
 α_v – Dispersividade transversal
 β – Constante empírica
 L – Distância de transporte
 q_h – Fluxo por dispersão hidrodinâmica
 D_h – Coeficiente de dispersão hidrodinâmica
 S – Massa de soluto removida da solução
 K_d – Coeficiente de partição ou de distribuição (isoterma linear)
 K_f – Constante empírica
 ε – Constante empírica
 S_m – Capacidade de sorção máxima da superfície sólida
 b – Constante de Langmuir
 R_d – Fator de retardamento

V_s – Velocidade de um fluido
 V_R – Velocidade de transporte de um soluto reativo
 ρ – densidade do solo seco
 K_p – Coeficiente de partição (isoterma não linear)
 λ – Constante de decaimento radioativo
 t – Tempo
 C_0 – Concentração inicial
 m – Massa total de soluto
 q – Fluxo total de massa de um soluto
 erfc – Função erro complementar
 γ_s – Peso específico do solo seco
 LL – Limite de liquidez
 LP – Limite de Plasticidade
 $W_{\text{ótimo}}$ – Teor de umidade ótimo
 $\gamma_{\text{dmáximo}}$ – Peso específico seco máximo
 C/C_0 – Concentração relativa
 T – Volume de poros
 P – Número de Peclet
 V_{ol} – Volume da amostra
 V_v – Volume de vazios
 Q – Vazão
 A – Área da seção transversal
 ΔL – Comprimento na direção X ou Y do elemento finito

RESUMO

GERMANO, Alex Magno, M.S., Universidade Federal de Viçosa, Fevereiro de 2001. **Estudo numérico do transporte de metais pesados na área do lixão do município de Viçosa – MG.** Orientadora: Izabel Cristina Duarte Azevedo. Conselheiros: Roberto Francisco de Azevedo e Carlos Alexandre Braz de Carvalho.

Nos últimos anos, a disposição de resíduos sólidos urbanos em locais impróprios e sem qualquer controle ambiental tem despertado a atenção de diversos órgãos governamentais ambientais. O simples ato de se jogar lixo ao solo é capaz de gerar sérios danos ao meio ambiente, porque além de poluir o solo, estes resíduos podem vir a contaminar as águas superficiais e, até mesmo, as subterrâneas. A decomposição dos resíduos, associada à infiltração de águas pluviais, dá origem a um líquido de coloração escura, altamente poluidor, denominado chorume ou percolato, que infiltra no solo causando a sua contaminação. Segundo SANTOS (1996), acreditava-se que, no passado, os percolados do lixo eram completamente purificados pelo solo e, desta forma, não havia a preocupação com relação à contaminação das águas subterrâneas. Atualmente, porém, um modo melhor de quantificar a contaminação do percolato é através do estudo de transporte de massa em meios porosos, que leva em conta processos que envolvem mecanismos de advecção, dispersão, adsorção, reações químicas, decaimento radioativo, entre outros. No presente trabalho, foi realizada uma análise numérica, utilizando o

método dos elementos finitos, para avaliar o transporte de contaminantes e o nível de contaminação por metais pesados na área do Lixão do Município de Viçosa – MG. Foi executado, primeiramente, um levantamento plani-altimétrico da área do lixão e, em seguida, uma prospecção do terreno através de furos de sondagem à percussão. Amostras deformadas e indeformadas dos solos foram coletadas para ensaios de caracterização, permeabilidade e lixiviação. Pelos resultados alcançados no ensaio de lixiviação, foi possível traçar as curvas de eluição de metais pesados nos solos estudados e, através dessas, foram obtidos os parâmetros de transporte R_d e D_n . A partir destes dados, foi possível estimar, em um estudo de 100 anos, as plumas de contaminação de cada metal pesado. De uma maneira geral, entretanto, pode-se avaliar que a contaminação do lençol freático por metais pesados na região do lixão da cidade de Viçosa – MG, em função da disposição dos resíduos, é insignificante, uma vez que os contaminantes analisados só penetraram por um ou dois metros na camada superficial do solo.

ABSTRACT

GERMANO, Alex Magno, M.S., Federal University of Viçosa, February, 2001.
Numerical study of heavy metals transport in the dump area of the
Viçosa city, Minas Gerais. Advisor: Izabel Cristina Duarte Azevedo.
Committee Members: Roberto Francisco de Azevedo and Carlos Alexandre
Braz de Carvalho.

In the last years, the disposal of municipal solid waste in inappropriate places and without any environmental control, has been a main concern of several environmental organisms. The simple act of discarding waste on the soil is capable of bringing serious damage to the environment. Besides polluting the soil, these wastes may also contaminate the groundwater. The wastes decomposition associated with precipitation infiltration generates a dark and highly pollutant liquid called leachate, that infiltrates into the soil causing its contamination. According to SANTOS (1996), it was believed, in the past, that the leachate was completely purified by the soil and, due to that, there was not a preoccupation concerning the contamination of the groundwater. However, nowadays, it is possible to quantify the extent of leachate contamination through the study of mass transport in porous media which accounts for processes that involve advective, dispersion, sorption, chemical reactions, radioactive decline mechanisms, among others. In the present work, a numerical analysis was accomplished, using the finite element method, to evaluate the transport of pollutants and the level of contamination for heavy metals in the dump area of

Viçosa city – MG. Initially, it was necessary to determine the topography of the region. Following, a few borings (SPT tests) and a test pit were made to establish, in a general matter, the stratification types of soil and the possible location of the groundwater table. Deformed and undeformed samples of the soils were collected for characterization, permeability and column testing. From the results obtained with the column testing, it was possible to trace the effluent breakthrough curves for heavy metals in the soils studied and, based on them, the transport parameters R_d and D_h were obtained. From these data, it was possible to estimate, in a 100 year simulation, the plumes of contamination of each heavy metal. In a general way, however, it was evaluated that the contamination of the water table, for heavy metals in the area of the dump of the Viçosa city – MG, as a consequence of the disposal of the wastes, is insignificant, once the pollutants analyzed only penetrated one or two meters the superficial layer of the soil.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a disposição de resíduos sólidos urbanos em locais impróprios, muitas vezes denominados aterros, tem despertado a atenção de diversos órgãos ambientais. O simples ato de se jogar lixo ao solo é capaz de gerar sérios danos ao meio ambiente, porque além de poluir o solo, estes resíduos podem vir a contaminar as águas superficiais e, até mesmo, as subterrâneas.

Dados do IBGE (1991) mostram que o Brasil produz cerca de 241.614 toneladas de lixo por dia sendo 76% dispostos a céu aberto (lixões), 13%, em aterros controlados, 10%, em aterros sanitários, 0,9% processados em usinas de compostagem e 0,1%, em usinas de incineração.

Segundo SANTOS (1996), acreditava-se que, no passado, os percolados do lixo eram completamente purificados pelo solo e, desta forma, não havia a preocupação com relação à contaminação das águas subterrâneas. Porém, atualmente, sabe-se que parte dos resíduos aterrados dão origem ao chorume, um líquido de coloração escura, altamente poluidor, produzido a partir da decomposição da matéria orgânica presente no lixo associada à infiltração de águas pluviais.

A utilização dos recursos hídricos subterrâneos tende a aumentar devido, principalmente, ao aumento populacional e às vantagens sobre as águas superficiais, uma vez que estas são mais susceptíveis à poluição. Nos aterros de resíduos sólidos, a infiltração e a percolação das águas pluviais através do lixo são os principais responsáveis pelos elementos poluidores no ciclo hidrológico. A ocorrência de precipitação de chuvas acelera o processo de lixiviação do contaminante (chorume) no solo, comprometendo rapidamente os recursos hídricos e inviabilizando a utilização da água para uso humano.

Atualmente, o recurso hídrico subterrâneo é a principal fonte de água potável em alguns países, como por exemplo: na Dinamarca e na Áustria, este recurso corresponde a 98%; na Itália, a 93%; na Alemanha e na Bélgica, a 70%; e na Holanda e na Tchecoslováquia, está próximo a 65% (LUCKNER e SCHESTACOW, 1991). No Brasil, estima-se que 51% do suprimento de água potável seja originário de recursos hídricos subterrâneos (FOSTER e outros, 1993).

Um modo de quantificar a contaminação do chorume produzido pela disposição de resíduos sólidos é através do estudo de transporte de massa em meios porosos, que leva em conta processos que envolvem mecanismos de advecção, dispersão, adsorção, reações químicas, decaimento radioativo, entre outros. O fenômeno de transporte de massa é regido por equações complexas, uma vez que problemas reais envolvem condições iniciais e de contorno

também complexas, cuja solução é obtida numericamente, em geral, através do método dos elementos finitos.

1.1 – Objetivos

De acordo com o exposto, o presente trabalho tem como objetivos:

- analisar numericamente o transporte de poluentes no lixão da cidade de Viçosa, através dos dados obtidos em campo e laboratório. Esta análise é feita com o auxílio dos módulos computacionais SEEP/W e CTRAN/W, que fazem parte de um conjunto de programas de análises geotécnicas comercializado pela GEO-SLOPE International Ltd., e tem por finalidade avaliar a intensidade e a extensão da contaminação do solo ao longo do tempo;
- definir se existe viabilidade técnica em se continuar a utilizar a área do lixão ou se é necessário selecionar outro local para a instalação de um aterro sanitário projetado para receber o lixo domiciliar, industrial e hospitalar do município de Viçosa.

1.2 – Organização

A tese foi organizada da seguinte forma:

O Capítulo 2 apresenta uma revisão de literatura que inclui os processos que condicionam o transporte de um poluente em águas subterrâneas e a obtenção dos parâmetros utilizados nestes processos. São abordados alguns casos semelhantes ao deste trabalho, já estudados no Brasil e no exterior.

No Capítulo 3, descreve-se o caso estudado, bem como os procedimentos de ensaios.

No Capítulo 4, apresentam-se os resultados obtidos através de ensaios e a análise executada através dos módulos SEEP/W e CTRAN/W.

No Capítulo 5 são apresentadas as conclusões gerais deste trabalho e algumas sugestões para futuros trabalhos nesta linha de pesquisa.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 – Introdução

A sociedade moderna é uma grande geradora de resíduos provenientes da atividade humana, produzindo desde o simples, mas problemático, lixo doméstico aos rejeitos de mineração e resíduos industriais (RAMOS, 1998). Sabe-se que a disposição inadequada desses resíduos constitui foco de contaminação da água, do ar e do solo, numa sobrecarga poluidora de caráter contínuo e muitas vezes irreversível (MATOS, 1995).

Para a disposição de lixo em um determinado local, é necessário um completo entendimento dos vários processos que influenciam a retenção e lixiviação dos poluentes no solo, bem como o aperfeiçoamento de métodos laboratoriais e numéricos para a modelagem de situações que se aproximem ao máximo das condições de campo (CAMPOS e ELBACHÁ, 1991).

2.2 – Conceitos

Para uniformizar os principais termos utilizados nesta tese, optou-se pela conceituação dos mesmos:

- Lixo – Segundo PRANDINI e outros (1995), lixo são os restos das atividades humanas, considerados pelos geradores como inúteis, indesejáveis ou descartáveis. Normalmente, apresentam-se sob estado sólido, semi-sólido ou semilíquido (com conteúdo líquido insuficiente para que este possa fluir livremente). É o mesmo que resíduo sólido.
- Disposição final de resíduos sólidos – Colocação definitiva dos resíduos no solo, de tal modo a não ocorrer mais sua remoção, podendo ou não sofrer transformações em sua composição (RISSO, 1994).
- Lixão – É uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos, que se caracteriza pela simples descarga sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. O mesmo que descarga de resíduos a céu aberto (PRANDINI e outros, 1995).
- Aterro controlado – Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte na conclusão de cada jornada de trabalho (ABNT/NBR-8849).

- Aterro sanitário – Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos a menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT/NBR-8419). Assim, os resíduos dispostos em aterros sanitários obrigatoriamente estarão isolados do meio ambiente externo, através de impermeabilização de fundo e cobertura das células de lixo. Já o controle dos líquidos percolados e dos gases é também de suma importância, uma vez que evita a poluição de águas subterrâneas e riscos de explosões de porções do aterro.
- Lixiviação – Deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos (ABNT/NBR-8419).
- Percolado – A literatura internacional, muitas vezes, refere-se aos termos “percolado” e “chorume” como *leachate*, sem fazer uma distinção clara entre eles (SANTOS, 1996). Logo, para esta tese, percolado é definido como o líquido (chorume) que se infiltra por um meio poroso e interage física, química e biologicamente com todos os componentes deste meio.
- Chorume – Líquido, produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO - demanda bioquímica de oxigênio (ABNT/NBR-8419).

2.3 – Processos de Transporte de Contaminantes em Meios Porosos

2.3.1 – Introdução

O termo contaminante é utilizado quando solutos (substâncias dissolvidas em água) são introduzidos em um meio hidrogeológico como resultado da ação do homem, enquanto o termo poluente é reservado para situações em que as concentrações de solutos atinjam níveis que são considerados acima de limites toleráveis (FREEZE e CHERRY, 1979).

No transporte de contaminantes através do solo ocorrem interações entre os solutos e os constituintes do solo.

GILLHAM (1987) apresentou uma lista dos processos que regem o transporte de poluentes em regimes hidrogeológicos, agrupando-os em três amplas categorias: física, química e bioquímica, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 – Processos de transporte de contaminantes.

Física	Química	Bioquímica
Advecção	Dcaimento radioativo	Biodegradação
Dispersão	Adsorção	Biotransformação
Difusão molecular	Precipitação	
Retenção fluida	Co-precipitação	
Transporte coloidal	Oxi-redução	
	Complexação	

Entretanto, a maioria dos modelos de aplicação prática do transporte de solutos em meios porosos inclui somente os processos físicos de advecção, difusão molecular e dispersão, e os processos químicos de adsorção e decaimento radioativo.

2.3.2 – Processos Físicos

2.3.2.1 – Advecção

A advecção é o processo pelo qual os solutos são transportados pelo fluido ou solvente (água), como consequência de um gradiente na carga hidráulica total (SHACKELFORD, 1993).

Devido à advecção, solutos não reativos (solutos que não estão sujeitos a reações químicas ou biológicas) são transportados com a velocidade de percolação do fluido ou velocidade intersticial, V_x . Esta velocidade representa o movimento do fluido dentro dos poros do meio, dada por:

$$V_x = \frac{V}{n} \quad (2.1)$$

em que n é a porosidade do meio e V é a velocidade de Darcy obtida através do produto do gradiente hidráulico, i , pela condutividade hidráulica do meio, k , de modo que:

$$V = -ki \quad (2.2)$$

O processo advectivo pode ser melhor entendido por analogia a pessoas sendo transportadas por uma escada rolante em movimento. Mesmo que as pessoas, após pisarem na escada, permaneçam paradas, elas serão transportadas com a velocidade da escada (ROWE e outros, 1995).

O fluxo de massa por advecção de um soluto, q_a ($ML^{-2}T^{-1}$), com concentração C (ML^{-3}) na fase líquida e velocidade de percolação V_x através dos poros do solo, pode ser expresso da seguinte forma:

$$q_a = CV = nV_x C \quad (2.3)$$

2.3.2.2 – Difusão Molecular

A difusão molecular dos solutos caracteriza-se pela difusão de íons, átomos ou moléculas por forças de natureza molecular. Este tipo de transporte ocorre em função do gradiente de concentração das espécies químicas, independentemente da existência ou não de um movimento do fluido (FETTER, 1993). Segundo ROWE e outros (1995), a difusão envolve o movimento de contaminante de pontos de alto potencial de substância química (concentração) para pontos de baixo potencial de substância química (concentração). Por analogia, isto corresponde, por exemplo, ao desejo de várias pessoas confinadas a uma sala fechada e quente de sair daquele local e se espalhar por outras áreas mais vazias (ROWE e outros, 1995).

A difusão que ocorre em solos é representada pelo coeficiente de difusão efetivo D_e .

O coeficiente de difusão para solutos em meios porosos é menor do que àquele em solução livre. Um coeficiente de difusão efetivo, D_e , em solos pode ser expresso como:

$$D_e = w D_0 \quad (2.4)$$

em que D_0 (L^2T^{-1}) é coeficiente de difusão em solução livre, e w é uma constante empírica, que varia tipicamente entre 0,5 a 0,01. Esta constante leva em conta a presença de partículas sólidas do meio, englobando os fatores responsáveis pela diferença entre a difusão em solução livre e no solo (REDDI e INYANG, 2000).

SMITH (1984) explica que o valor da difusão em solos heterogêneos (a nível microscópico) é influenciado pelas trajetórias tortuosas que as moléculas difusas têm que seguir devido aos arranjos irregulares das partículas sólidas.

De acordo com SHACKELFORD e DANIEL (1991), alguns dos fatores que influenciam a difusão no solo são:

- reduções na seção transversal de fluxo;
- tortuosidade da trajetória;
- fluidez ou mobilidade, fator que está relacionado com a água da superfície das partículas;
- fator de interação eletrostática.

Estes fatores podem ser representados globalmente pelo fator de tortuosidade adimensional, τ , de modo que o coeficiente de difusão efetivo fica definido por:

$$D_e = \tau D_0 \quad (2.5)$$

O valor de τ leva em conta a maior distância de transporte e os caminhos mais tortuosos experimentados pelos solutos no processo de difusão através de meios porosos (SHACKELFORD, 1993).

Valores típicos de τ , entre 0,01 a 0,67 foram reportados por PERKINS e JOHNSTON (1963); FREEZE e CHERRY (1979); DANIEL e SHACKELFORD (1988); SHACKELFORD e DANIEL (1991).

O fator de tortuosidade varia numericamente em um intervalo de zero a um, sendo que, para solos de granulometria mais fina adotam-se valores compreendidos entre 0,1 a 0,4, podendo-se expandir este intervalo para aproximadamente 0,5 a 0,7, caso os grãos aumentem de tamanho (SHACKELFORD e outros, 1998).

SHACKELFORD e DANIEL (1991) alertam para o uso na literatura do termo “coeficiente de difusão efetiva”, no sentido de se interpretar cuidadosamente quais fatores foram levados em conta no contexto em que o termo foi utilizado.

Valores do coeficiente de difusão em solução livre, D_0 , são apresentados no Quadro 2 para diversos íons em diluição infinita na água (REDDI e INYANG, 2000). Considera-se infinita uma solução, quando esta é suficientemente diluída de modo que os solutos não interajam uns com os outros (SHACKELFORD e DANIEL, 1991). Estes valores representam, de modo geral, os valores máximos medidos em qualquer situação de campo ou de laboratório (RITTER e outros, 1995).

Com base nos valores apresentados no Quadro 2, o coeficiente de difusão efetivo varia de aproximadamente $1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ a $1 \times 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ para solos saturados. Porém, este intervalo somente é utilizado nos casos em que não se requer uma grande precisão nos resultados (SHACKELFORD e outros, 1998).

O fluxo por difusão molecular unidimensional em uma solução livre ou aquosa, q_0 , é descrito pela primeira lei de Fick:

$$q_0 = -D_0 \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.6)$$

que, no caso de materiais porosos saturados, fica definido por q_d ($\text{ML}^{-2}\text{T}^{-1}$) dado por:

$$q_d = -\tau D_0 n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.7)$$

ou, conforme a equação (2.5),

$$q_d = -D_e n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.8)$$

em que $\partial C/\partial x$ é o gradiente de concentração.

Quadro 2 – Coeficiente de difusão em solução livre.

Íon	D_0 ($\times 10^{-6}$ cm ² /s)
OH ⁻	52,80
F ⁻	14,70
Cl ⁻	20,30
Br ⁻	20,80
I ⁻	20,40
HCO ₃ ⁻	11,87
NO ₃ ⁻	19,00
SO ₄ ²⁻	10,60
CO ₃ ²⁻	9,22
H ⁺	93,10
Li ⁺	10,30
Na ⁺	13,30
K ⁺	19,60
Rb ⁺	20,70
Cs ⁺	20,50
Be ²⁺	5,98
Mg ²⁺	7,05
Ca ²⁺	7,92
Sr ²⁺	7,90
Ba ²⁺	8,46
Pb ²⁺	9,25
Cu ²⁺	7,13
Fe ²⁺	7,19
Cd ²⁺	7,17
Zn ²⁺	7,02
Ni ²⁺	6,79
Fe ³⁺	6,07
Cr ³⁺	5,94
Al ³⁺	5,95

Valores correspondentes à diluição infinita em água a 25°C
(REDDI E INYANG, 2000)

2.3.2.3 – Dispersão Mecânica

Segundo FOLKES (1982), a dispersão mecânica de solutos é causada pela variação da velocidade de percolação média no meio poroso. A caracterização desta dispersão se dá pelas turbulências ou flutuações microscópicas da

velocidade dentro do meio, sendo estas ocasionadas pela dissipação da energia cinética (LERMAN, 1979).

De acordo com SHACKELFORD (1993), estas variações, em nível microscópico, podem estar relacionadas a 3 efeitos:

- i) tamanho dos poros: alguns poros são mais largos do que os outros. A equação da continuidade diz que a velocidade de fluxo através de poros mais estreitos é maior do que em poros mais largos;
- ii) comprimento da trajetória: as variações na velocidade acontecem devido à natureza tortuosa dos caminhos de fluxo, existente em quase todos os materiais porosos;
- iii) atrito no poro: a velocidade de fluxo através dos poros do material será maior no centro do que próximo às paredes do poro.

Em uma escala macroscópica, admite-se que a dispersão pode ser causada por taxas de fluxo diferentes, resultantes de heterogeneidades que são tipicamente encontradas quando o transporte de massa ocorre em áreas relativamente extensas. Por exemplo, um fluxo que ocorre através de um meio arenoso interrompido pela existência de lentes de argila de baixa condutividade hidráulica, dispersas na camada de areia. Devido à existência das lentes de argila, o transporte se dá em torno ao invés de através da argila, resultando em uma situação análoga ao caso ii) para dispersão microscópica (SHACKELFORD, 1993).

Para uma melhor compreensão do mecanismo da dispersão mecânica, pode-se fazer a seguinte analogia. Imagine-se um ônibus escolar repleto de crianças usando os mesmos uniformes de cor vermelha chegando a uma feira abarrotada de pessoas. No ônibus, elas têm uma alta concentração (há um número alto de crianças por unidade de área), porém ao sair do ônibus, os estudantes acabam se dispersando na multidão, não necessariamente porque eles querem se separar, mas basicamente porque, ao tentar se mover passando por entre as pessoas, elas acabam por se misturar à multidão. Uma visão aérea desta situação mostraria que os uniformes vermelhos estariam distribuídos amplamente pela multidão (ROWE e outros, 1995).

O fluxo de dispersão mecânica unidimensional, q_m ($MT^{-1} L^{-2}$) é dado pela relação:

$$q_m = -D_m n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.9)$$

em que D_m é o coeficiente de dispersão mecânica.

Como a dispersão resulta de variações na magnitude da velocidade de percolação, V_x , o coeficiente de dispersão mecânica é admitido freqüentemente como uma função desta velocidade:

$$D_m = \alpha_L V_x^\beta \quad (2.10)$$

em que α_L é a dispersividade longitudinal do meio poroso na direção do transporte, e β é uma constante com valores entre 1,0 e 2,0, determinada empiricamente (FREEZE e CHERRY, 1979).

Na maioria das aplicações, convencionou-se modelar o mecanismo de dispersão mecânica como uma função linear da velocidade intersticial do fluido (FREEZE AND CHERRY, 1979), isto é, $\beta=1$, de modo que:

$$D_m = \alpha_L V_x \quad (2.11)$$

A dispersividade longitudinal, α_L , tende a ser um valor dependente da escala. Maiores valores de α_L estão associados a distâncias de transporte maiores (SHACKELFORD, 1993).

Para cada caso estudado e analisado, pode-se estimar um valor diferente de dispersividade longitudinal α_L (considerando este na direção do fluxo da água subterrânea) e uma razão entre a dispersividade transversal α_T (esta perpendicular à direção do fluxo) e a dispersividade longitudinal. Por exemplo, na maioria dos casos, as areias e depósitos granulares têm, normalmente, dispersividade transversal menor ou igual a 30% do valor da dispersividade na longitudinal ($\alpha_T/\alpha_L \leq 0,3$). Este valor, entretanto, pode chegar a até 10% da dispersividade longitudinal ($\alpha_T/\alpha_L \approx 0,1$) (DOMENICO e SCHWARTZ, 1990).

Uma regra geral usada para estimar a dispersão mecânica baseia-se na expressão da dispersividade longitudinal em função da distância de transporte L , sendo assim:

$$\alpha_L = 0,1 L \quad (2.12)$$

2.3.2.4 – Dispersão Hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica caracteriza-se pelo espalhamento do material através do meio.

Como a dispersão mecânica, função dos gradientes de velocidade, traz como resultado variações de concentração muito semelhantes àsquelas criadas pela

difusão molecular, função dos gradientes de concentração, estes processos são normalmente considerados em conjunto.

Portanto, a dispersão hidrodinâmica é governada por dois mecanismos: a difusão molecular e a dispersão mecânica.

A representação quantitativa da dispersão hidrodinâmica em solos é dada pelo coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D_h (L^2T^{-1}), determinado pelo somatório de duas parcelas:

$$D_h = D_m + D_e \quad (2.13)$$

em que D_m (L^2T^{-1}) é o coeficiente de dispersão mecânica e D_e (L^2T^{-1}) é o coeficiente de difusão efetivo.

Segundo ROWE e outros (1995), a difusão usualmente controlará o parâmetro de dispersão hidrodinâmica, se o transporte de contaminante estiver ocorrendo em um solo argiloso intacto, podendo a dispersão mecânica ser negligenciada. Porém, em solos muito permeáveis ou em aquíferos, o oposto acontecerá, isto é, o mecanismo de dispersão mecânica tenderá a dominar o processo. Pode-se concluir, portanto, que a dispersão mecânica predomina nas situações em que a velocidade de percolação é alta e, a difusão, nos casos em que a velocidade de percolação é baixa.

O fluxo por dispersão hidrodinâmica, q_h ($ML^{-2}T^{-1}$), pode ser representado, no caso unidimensional, pela equação (2.14):

$$q_h = -D_h \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.14)$$

em que $\partial C / \partial x$ é o gradiente de concentração.

O valor negativo na equação (2.14) indica que o sentido do fluxo de massa é da maior concentração para a menor concentração.

2.3.3 – Processos Químicos

Tão importante quanto os vários mecanismos físicos que regem o transporte de contaminantes em solução em águas subterrâneas, são os processos de transferência de solutos do fluido intersticial para as partículas sólidas do solo. Os processos de transferência dependem da constituição química do soluto: se são reativos ou não; orgânicos ou inorgânicos; dos constituintes e das características do solo, e do pH do sistema. Estes processos podem incluir reações de trocas iônicas – sorção, que inclui a adsorção e a desadsorção ou desorção; a precipitação que é a acumulação de material (solutos) na interface das partículas sólidas insolúveis; e a complexação que envolve a remoção de contaminantes orgânicos da solução através da interação com a matéria orgânica presente no solo.

Outros mecanismos são a biodegradação e o decaimento radioativo (RITTER e outros, 1995).

2.3.3.1 – Sorção

A extensão da sorção de um dado soluto é freqüentemente estimada através de isotermas de sorção. Estas isotermas permitem a partição do constituinte entre as fases líquida e sólida.

As isotermas de sorção são obtidas em laboratório através de ensaio de equilíbrio em lote (*batch test*), que consiste em se misturar, em um frasco de reação, um determinado volume de contaminante com concentração conhecida a um dado volume de solo seco, por um período que pode variar de horas a dias, até que a mistura atinja um valor de equilíbrio. Determinam-se a massa do soluto adsorvida pela porção sólida e a concentração do soluto na solução em equilíbrio. Repetindo este procedimento para diversos valores de concentração do soluto, à mesma a temperatura (daí o nome de isoterma), obtém-se uma relação entre massa de soluto adsorvida, e a concentração de equilíbrio. As isotermas podem assumir formas diversas – linear, côncava ou convexa, ou qualquer combinação destas. Equações teóricas são usualmente empregadas para ajustar as isotermas obtidas experimentalmente (REDDI e INYANG, 2000).

Na situação mais simples, segundo ROWE e outros (1995), o processo de sorção pode ser modelado como linear e reversível e, portanto, a massa de contaminante removida da solução é proporcional à concentração na solução:

$$S = K_d C \quad (2.15)$$

em que S é a massa de soluto removida da solução (adsorvida) por unidade de massa de sólido; K_d é o coeficiente de partição ou de distribuição (inclinação da isoterma de sorção linear); e C é a concentração de equilíbrio do soluto.

A equação (2.15), que representa uma isoterma linear, é considerada uma aproximação razoável para baixas concentrações de contaminante.

Para altas concentrações, a sorção é não-linear e exige relações mais complexas entre a concentração S e a concentração C da solução. Dentre as relações mais comumente utilizadas para representar este tipo de situação, destacam-se as isotermas de Freundlich e de Langmuir.

A isoterma de Freundlich é uma relação alternativa de base empírica que, algumas vezes, apresenta uma descrição quantitativa melhor da sorção. Este relação pode ser escrita da seguinte forma:

$$S = K_f \cdot C^\varepsilon \quad (2.16)$$

em que K_f e ε são constantes determinadas empiricamente. Reescrevendo a equação (2.16) na forma:

$$\ln(S) = \ln(K_f) + \varepsilon \ln(C) \quad (2.17)$$

os parâmetros de Freundlich podem ser prontamente obtidos a partir do gráfico $\ln(S)$ vs. $\ln(C)$, em que $\ln(K_f)$ é o intercepto da reta assim definida com o eixo $\ln(S)$ e ε é a inclinação desta reta.

A isoterma de Langmuir é dada pela relação (ROWE e outros, 1995):

$$S = \frac{S_m b C}{1 + b C} \quad (2.18)$$

em que S_m é a capacidade de sorção máxima da superfície sólida (em mg/g ou $\mu\text{g/g}$); e b é um coeficiente conhecido como constante de Langmuir.

Os valores dos parâmetros S_m e b podem ser estimados a partir da reta obtida plotando-se valores de $1/S$ vs. $1/C$. A inclinação da reta corresponde ao inverso do produto ($S_m b$), e o intercepto da reta com o eixo $1/S$ corresponde ao inverso do parâmetro S_m .

A isoterma de Langmuir tem boa base teórica, mas, entretanto, nem sempre é adequada para descrever processos de sorção. Para baixas concentrações, a isoterma de Langmuir é essencialmente linear. Fazendo $\varepsilon=1$ na equação (2.16), a isoterma de Freundlich reduz-se a uma reta.

No processo de adsorção, alguns solutos capturados pelo solo, passam como se movendo mais lentamente do que a água freática que os transporta. Este efeito é denominado retardamento (FETTER, 1993).

Uma forma, portanto, de incluir os processos de sorção na equação advecção-dispersão do transporte de solutos é a de considerar o transporte em termos de retardamento do movimento dos contaminantes, através de um fator de retardamento, R_d . Este fator, adimensional, representa a velocidade do fluido, V_s , em relação à velocidade de transporte de um soluto reativo, V_R (FREEZE e CHERRY, 1979):

$$R_d = \frac{V_s}{V_R} \quad (2.19)$$

Para solutos não reativos, o valor de R_d é igual à unidade e, portanto, o soluto é transportado com a velocidade de percolação. Para solutos reativos, $R_d > 1,0$, e estes solutos são transportados a uma velocidade reduzida, V_R .

O valor de R_d é determinado no laboratório, a partir de ensaios de coluna ou ensaios de equilíbrio em lote, através da relação:

$$R_d = 1 + \frac{\rho}{n} K_p \quad (2.20)$$

em que ρ é a densidade do solo seco; n a porosidade do solo ou o teor de umidade volumétrico quando $S=100\%$. K_p é o coeficiente de partição, dado pela relação entre a variação na concentração adsorvida pela partícula sólida, S , e a variação na concentração de equilíbrio da espécie química, C :

$$K_p = \frac{\partial S}{\partial C} \quad (2.21)$$

De acordo com SHACKELFORD (1993), o termo coeficiente de partição se aplica quando a isoterma de sorção é não linear, ou seja, quando K_p depende da concentração de equilíbrio, $K_p=K_p(C)$. Neste caso, K_p é igual tangente à isoterma para um dado valor de concentração de equilíbrio, C . A tangente pode ser obtida através das relações de Freundlich (equação 2.16) e de Langmuir (equação 2.18).

Porém, se a isoterma de sorção é linear, o coeficiente de partição, K_p , é constante e denominado coeficiente de distribuição K_d .

De acordo com ROWE e outros (1995), uma boa representação para a sorção de contaminantes encontrados no chorume gerado nas áreas de disposição de lixo municipal, onde as concentrações são freqüentemente baixas, é através da isoterma linear.

2.3.3.2 – Decaimento Radioativo

Na disposição de resíduos nucleares, a migração de espécies químicas radioativas, os radioisótopos, é uma preocupação ambiental primária (SHACKELFORD, 1993).

Os depósitos de rejeitos radioativos gerados por usinas nucleares são planejados para serem locados em formações geológicas favoráveis. Geralmente, um incidente em que possa ocorrer lixiviação deste material é considerado um evento crítico em uma análise de risco destes depósitos (HADERMANN, 1980).

Quando um átomo instável emite partículas α , β , ou radiação γ , ele perde energia (TAUHATA e ALMEIDA, 1981). Este processo é denominado decaimento radioativo. Para uma amostra de átomos, uma dada fração decairá ao longo de um determinado tempo. O intervalo de tempo necessário para que a metade dos átomos instáveis de uma substância radioativa sofra decaimento é conhecido como meia-vida. Cada elemento radioativo tem um valor único para a meia-vida, uma vez que uma dada espécie radioativa sempre decai com a mesma razão.

De acordo com TAUHATA e ALMEIDA (1981), a meia-vida pode variar de frações de segundo, para alguns átomos instáveis produzidos artificialmente, a bilhões de anos, para alguns elementos radioativos naturais.

A taxa de redução da concentração, para as substâncias que sofrem decaimento de primeira ordem, é proporcional à concentração atual, de modo que:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\lambda C \quad (2.22)$$

A solução da equação (2.22) corresponde à redução da concentração inicial provocada pelo decaimento radioativo e é expressa como:

$$C = C_0 e^{-\lambda \cdot t} \quad (2.23)$$

em que C_0 é a concentração inicial, λ é a constante de decaimento radioativo (T^{-1}) e t é o tempo decorrido.

A constante de decaimento λ é obtida em função da meia-vida do material radioativo. Por definição, a meia-vida é o tempo, t , decorrido para que a relação C/C_0 seja igual a $1/2$, logo:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} = e^{-\lambda \cdot t} \quad (2.24)$$

e, portanto, o valor de λ de um dado material radioativo é dado por:

$$\lambda = \frac{\ln(2)}{t} = \frac{0,693}{t} \quad (2.25)$$

2.4 – Transporte transiente

2.4.1 – Conservação de massa

O transporte transiente de espécies químicas através de um material saturado é baseado na conservação de massa de um volume elementar representativo (REV) ou volume de controle de solo (FREEZE e CHERRY, 1979):

Taxa líquida de aumento de massa no REV	=	fluxo de massa para dentro do REV	-	fluxo de massa para fora do REV	±	acrécimo (ou decréscimo) na massa devido a reações químicas que ocorrem no REV
---	---	-----------------------------------	---	---------------------------------	---	--

Um REV é o volume mínimo que permite tratar como contínuo o fluxo ou transporte em meios porosos. Na forma matemática, a conservação de massa é representada pela equação da continuidade (SHACKELFORD, 1993):

$$\frac{\partial m}{\partial t} = -\nabla q \pm R \pm \lambda m \quad (2.26)$$

em que,

m – massa total de soluto (adsorvida mais fase líquida) por unidade de volume de solo;

λ - constante que descreve reações tais como decaimento radioativo e/ou biológico;

R – termo geral para representar outras reações químicas ou biológicas;

Na ausência de processos acoplados, q é o fluxo total de massa de um soluto, determinado como a soma dos fluxos advectivo, difusivo e dispersivo:

$$q = q_a + q_d + q_m \quad (2.27)$$

Substituindo os valores de q_a , q_d , q_n , dados pelas equações (2.3), (2.8) e (2.9) na equação (2.27), o fluxo total de massa no transporte unidimensional em materiais porosos saturados é dado por:

$$q = n V_x C - D_e n \frac{\partial C}{\partial x} - D_m n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.28a)$$

ou, conforme a equação (2.13),

$$q = n V_x C - D_h n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.28b)$$

O sinal positivo na equação (2.26) é usado para os termos que representam fontes de concentração (dissolução mineral) enquanto que o sinal negativo é usado para os termos que representam sorvedouros de concentração (precipitação).

2.4.2 – Equação de advecção e dispersão

Hipóteses simplificadoras são freqüentemente necessárias na prática para reduzir a equação (2.26) a uma forma mais aplicável (SHACKELFORD, 1993):

- i) meio poroso homogêneo, isotrópico e indeformável;
- ii) admite-se que o transporte é governado por fluxo estacionário e o fluido é suposto incompressível;
- iii) somente traços de concentração nos solutos são consideradas de modo que variações na densidade do fluido devidas às variações nas concentrações do soluto podem ser desprezadas;
- iv) processos acoplados de fluxo são usualmente desprezados e somente as reações de troca equilibradas (reações de sorção reversíveis) são incluídas na modelagem de transporte de solutos reativos através de meios porosos.

Quando as hipóteses acima são aceitáveis e admite-se que o transporte ocorra em uma só direção, a equação (2.28) é usada para calcular q , e, portanto, a equação (2.26) pode ser reduzida a (FREEZE e CHERRY, 1979):

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C \quad (2.29)$$

No desenvolvimento deste trabalho, a parcela de decaimento radioativo no processo de transporte de contaminantes no solo do lixão de Viçosa foi desprezada. Deste modo, a equação que governa o transporte de contaminantes em meios porosos, admitindo sorção linear é dada por:

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2.30)$$

A solução da equação diferencial (2.30) foi apresentada por OGATA e BANKS (1961) como:

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[\frac{1}{2} \left(x - \frac{V_x t}{R_d} \right) \left(\frac{D_h t}{R_d} \right)^{-\frac{1}{2}} \right] + \exp \left(\frac{V_x x}{D_h} \right) \operatorname{erfc} \left[\frac{1}{2} \left(x + \frac{V_x t}{R_d} \right) \left(\frac{D_h t}{R_d} \right)^{-\frac{1}{2}} \right] \right\} \quad (2.31)$$

em que C_0 é a concentração inicial do contaminante e erfc é a função erro complementar (ABRAMOWITZ e SEGUN, 1968).

2.4.3 – Determinação dos Parâmetros de Transporte de Solutos em Meios Porosos

O sucesso dos modelos teóricos, desenvolvidos nos últimos anos para descrever o transporte de solutos em solo, depende do grau de confiabilidade nos parâmetros de transporte quantificados para a relação meio poroso-soluto.

Os parâmetros de interesse para o transporte de contaminantes devido a um aterro sanitário incluem a porosidade (n); a condutividade hidráulica (k) das camadas de solos envolvidas; o coeficiente de dispersão hidrodinâmica do meio (D_h); e o coeficiente de adsorção, representado pelo fator de retardamento (R_d).

A determinação dos parâmetros D_h e R_d é feita a partir de estudos sobre os deslocamentos de solutos. Estes estudos podem ser realizados através de ensaios de mobilidade, executados em colunas experimentais de lixiviação. Amostras de efluentes, drenados das colunas de lixiviação, são coletadas e as concentrações de solutos são determinadas através de procedimentos químicos padronizados. Plotando os dados experimentais de concentração relativa (C/C_0), em que C é a concentração do efluente coletado e C_0 a concentração inicial do contaminante, em relação ao volume de efluente coletado, em unidade de volume de poros, obtêm-se as curvas de eluição (“breakthrough curves”) que são utilizadas para estimar os parâmetros (MATOS, 1995).

Já a condutividade hidráulica expressa a facilidade com que um fluido escoar em um meio poroso, sendo, portanto, dependente da geometria do espaço poroso e das propriedades do fluido. As principais características do solo que interferem na condutividade hidráulica são: a distribuição de diâmetro dos grãos, a tortuosidade, a superfície específica e a porosidade. Para os fluidos, estas características são a massa específica e a viscosidade dinâmica.

A determinação da condutividade hidráulica do solo, comumente chamada de coeficiente de permeabilidade, é feita através de ensaios oedométricos ou de ensaios em que são utilizados permeâmetros. Estes ensaios, dependendo do material, podem fornecer resultados com uma grande variação de magnitude.

2.5 – Alguns Casos Históricos

2.5.1 – Casos Internacionais

2.5.1.1 – Sarnia, Ontario - Canadá

GOODALL e QUIGLEY (1977) realizaram um estudo para determinar a migração real de poluentes que ocorria sob dois aterros sanitários jovens localizados perto da cidade de Sarnia em Ontario. Os resultados obtidos foram comparados com àqueles extraídos comumente nos cálculos de percolação.

O aterro sanitário mais velho tinha, nesta época, aproximadamente sete anos de idade, tendo sido construído a 5,6 metros de profundidade abaixo de uma crosta desgastada de argila-siltosa. Já o aterro sanitário mais jovem, que tinha dois anos e meio de idade, foi construído a 2,3 metros de profundidade em um solo fissurado.

Resumidamente, o procedimento básico para se obter a migração real de poluentes neste estudo foi o seguinte:

- foram coletadas amostras de solo argiloso das fundações dos aterros sanitários em diversas profundidades;
- retirou-se a água de consolidação do solo através de um dispositivo especial de consolidação em alta pressão;
- analisou-se a distribuição de cátions inorgânicos na água retirada do solo através do espectrofotômetro de absorção atômica no Laboratório de Mecânica dos Solos da University of Western Ontario;
- obteve-se a leitura dos poluentes no solo ao longo da profundidade.

A modelagem numérica do fluxo foi feita através da Lei de Darcy, com base nos níveis piezométricos observados nos piezômetros instalados no local e nos ensaios de permeabilidade executados no campo e no laboratório.

Ao comparar os resultados dos dois tipos de análise, pode-se observar que a migração dos poluentes (cátions) no aterro sanitário mais velho avançou 30 cm a mais na vertical e somente 4 cm na horizontal, enquanto que no segundo aterro sanitário, o transporte de poluentes se propagou a uma distância de 50 a 80 cm na direção oposta ao fluxo de percolação, podendo este fato ser justificado pelas fissuras bem desenvolvidas no solo que criaram caminhos preferenciais à pluma de contaminante.

2.5.1.2 – Edmonton, Alberta – Canadá

MOELL (1977) fez um estudo no aterro sanitário de Clover Bar, localizado a leste de Edmonton, Alberta. Este aterro recebia aproximadamente 1.000.000 de toneladas de lixo ao ano, incluindo resíduos municipais e industriais. Apesar de terem sido tomadas algumas medidas para se minimizar

a migração do chorume através do solo (inclusive a compactação de barreiras de argila), estas não obtiveram grande sucesso.

Este aterro sanitário foi originalmente projetado como uma estrutura de retenção, devido a sua proximidade com o Rio North Saskatchewan. Os resíduos sólidos eram depositados diretamente sobre rocha, inicialmente considerada impermeável, tendo-se garantido na ocasião, não existir comunicação hidráulica com o rio. O solo, nas proximidades da rocha, foi classificado erroneamente como uma argila siltosa, entretanto, investigações posteriores indicaram que, pelo menos parte do aterro estava assente sobre um arenito bem graduado.

Para controlar a migração de contaminantes pelo solo, foram instalados vários poços de monitoramento, no centro e no lado norte do aterro sanitário. O chorume coletado nos poços centrais era ácido ($\text{pH} = 5$), com uma alta concentração de sólidos dissolvidos, uma carga orgânica elevada, concentrações tóxicas de alguns metais pesados e uma alta concentração de fenol. Estes dados foram comparados com os níveis de concentrações obtidos nas amostras da água subterrânea, retiradas dos poços instalados ao redor do aterro.

O autor concluiu que o chorume gerado pelos resíduos do aterro sanitário migraram através da barreira argilosa em direção ao Rio North Saskatchewan. Os níveis de concentração de contaminante geralmente decresciam com a distância em relação ao aterro, indicando que alguma forma de atenuação tinha acontecido, porém altas concentrações de alguns contaminantes estavam claramente chegando ao rio.

2.5.1.3 – Burlington, Ontario – Canadá

Como exemplo da migração de poluentes através de rocha fraturada, cita-se o aterro de Burlington, localizado na fratura de Queenston Shale em Ontário, Canadá.

Nos arredores do aterro sanitário, o Queenston Shale (um folhelho) apresenta uma fratura típica cujo espaçamento varia entre 0,05 e 0,35 metros.

O aterro de Burlington tem gerado chorume ao longo de aproximadamente quinze anos e, portanto, se o contaminante se movesse com

a velocidade média da água subterrânea e se, por exemplo, esta velocidade fosse de 50 metros por ano, então, em quinze anos, o chorume teria sido detectado a uma profundidade de 750 metros do aterro sanitário. Entretanto, os dados disponíveis de campo (GARTNER LEE e ASSOCIATES LTD., 1986) demonstram que este não é o caso.

A migração de contaminantes pode ocorrer a uma razão próxima da velocidade da água subterrânea em um meio poroso, quando este meio (por exemplo, areia) tem a porosidade efetiva negligenciada. No caso do aterro sanitário de Burlington, em que o Queenston Shale tem uma porosidade efetiva de aproximadamente 10%, a difusão dos contaminantes nas fraturas ou fissuras podem controlar a migração destes contaminantes e representar um importante mecanismo de atenuação.

O fenômeno da atenuação devido à difusão é bem reconhecido, e existem inúmeros casos em que a matriz difusão apresenta-se como um redutor de concentrações de contaminantes que se movem ao longo das fraturas ou fissuras.

2.5.2 – Casos Nacionais

2.5.2.1 – Belo Horizonte, Minas Gerais

SOUSA (1998) desenvolveu um estudo para avaliar o nível de contaminação por metais pesados na área do aterro sanitário da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte.

A área está situada às margens da BR-040, km 2, na divisa dos municípios de Belo Horizonte e Contagem e é constituída, na sua maior parte, por solos jovens, de textura argilosa a argilo-arenosa, tendo como mineralogia básica uma composição de minerais de rocha ácida (gnaisse) e rochas básicas (gabro e microgabro).

Segundo dados fornecidos pela Superintendência de Limpeza Urbana–SLU da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte, em 1994 a produção média de lixo era de 3204,41 toneladas por dia, apresentando aproximadamente 65% de seu volume de resíduos orgânicos degradáveis. A existência de metais não

chegava a atingir 3% do seu volume total, sendo 2,5% de metais ferrosos, 0,2% de alumínio e 0,3% de cobre e outros.

Foram coletadas amostras do solo em áreas sem lixo sobreposto e em áreas cobertas por lixo urbano de diferentes idades, além de terem sido analisadas, por meios físicos e químicos, amostras de água superficial e do nível freático e de chorume.

As análises físicas incluíram análises textural, mineralógica e micromorfológica, e as análises químicas permitiram determinar a capacidade de troca catiônica dos diversos solos da área. Estes dois tipos de análise permitiram o entendimento da mobilidade dos metais pesados e a sua dispersão nos perfis.

Através destes estudos, pode-se concluir que as camadas superficiais dos solos do aterro sanitário retinham parte dos metais pesados lixiviados das pilhas de resíduos sólidos. Além disso, detectou-se, nas análises das águas superficiais e freáticas do aterro, contaminação por compostos orgânicos e inorgânicos. Por fim, as amostras de chorume apresentaram concentrações significativas de muitos metais pesados como o cobre e o zinco, embora o cromo hexavalente, o cádmio e a prata não tenham sido detectados.

2.5.2.2 – Brasília, Distrito Federal

SANTOS (1996) estudou a contaminação da água subterrânea por percolados no aterro controlado do Jockey Club, em Brasília, DF. Este aterro situa-se na margem direita da rodovia BR-070, entre os Córregos Cabeceira do Valo (a oeste) e do Acampamento (a leste).

O aterro ocupa uma área aproximada de 135 hectares e está em funcionamento desde o início da década de 60, recebendo atualmente todo lixo de origem doméstica da cidade, a uma média de 1200 toneladas por dia.

O chorume, proveniente deste lixo, infiltra-se no solo natural alterando sensivelmente as condições do terreno.

Apesar dos ensaios realizados no aterro mostrarem que o solo é bastante argiloso (latossolo de coloração avermelhada), verificou-se que este é altamente permeável, com um coeficiente de permeabilidade próximo de 10^{-3} cm/s.

Após a execução dos ensaios de caracterização das diversas amostras de solo e das análises feitas no chorume, pode-se notar que o avanço dos compostos no solo era mais complexo do que o movimento da água e dependia da umidade, quantidade de chuva na superfície, somada ao processo de retardação devido à sorção e às diversas transformações químicas e biológicas dos compostos envolvidos.

No caso do aterro do Jockey Club, verificou-se que nos primeiros metros do solo, logo abaixo da camada de lixo, a concentração de contaminantes era máxima, existindo, nesta faixa de solo, uma grande variação das concentrações dos elementos, provavelmente devido aos processos de dispersão mecânica e hidrodinâmica associados aos elevados teores de umidade que controlam o fluxo. Com o aumento da profundidade houve um decréscimo da concentração do contaminante como consequência dos processos de interação existentes entre água-solo-contaminante.

Por fim, concluiu-se que a precipitação pluviométrica era o fator mais relevante para o aumento da produção de chorume e que os mecanismos de transporte atuantes no solo do aterro não eram suficientemente claros. Entretanto, os processos de atenuação de contaminantes mostraram-se muito eficazes.

2.5.2.3 – Goiânia, Goiás

RIBEIRO (1991) desenvolveu um estudo diferente dos apresentados até agora, mas, entretanto, este trabalho demonstrou a grande importância em se estudar o transporte de poluentes em meios porosos de certos elementos químicos.

Neste estudo, foi desenvolvido um programa computacional capaz de simular a migração de contaminantes no solo ao longo do tempo, a partir de dados obtidos em ensaios de campo e laboratório.

Neste caso, foi feita a simulação do acidente ocorrido no município de Goiânia, em setembro de 1987, com o radionuclídeo césio-137. A cápsula que continha o cloreto de césio foi aberta no quintal da casa de número 68 da rua 57, e derramado em um pequeno tapete colocado sobre o solo argiloso sem nenhuma proteção.

Centenas de amostras de solo superficial e de perfis de solo foram analisadas e mostraram a baixa mobilidade do cézio-137 neste tipo de solo, uma vez que esse radionuclídeo é fortemente adsorvido pelas partículas de argila. As amostras de perfis do solo revelaram também que o cézio-137 se depositou na superfície e se difundiu, posteriormente, concentrando-se nos primeiros 15 ou 20 cm.

Após analisar alguns dados do acidente de Goiânia, RIBEIRO (1991) conseguiu determinar os parâmetros de transporte de contaminante para simular o acidente de uma forma mais concreta.

Pode-se concluir, com base na simulação imposta, que o lençol freático não seria atingido, ainda que o cézio-137 não tivesse sido removido do solo superficial. De qualquer forma, os solos situados dentro dos focos de contaminação que apresentavam taxas significativas de radiação, foram retirados, embalados e levados para um depósito provisório.

Esta atitude, juntamente com o que foi observado na simulação, podem garantir aos cidadãos do município de Goiânia uma certa tranquilidade no que diz respeito a uma suposta contaminação do lençol freático.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 – Localização e Acesso

A área do lixão estudada (Figuras 1a e 1b), conhecida como Morro do Seriquite, é utilizada há cerca de três anos como depósito de lixo da cidade. Está localizada, latitude $20^{\circ}43'35''$ sul e longitude $42^{\circ}56'15''$ oeste, a aproximadamente, oito quilômetros do centro urbano, na rodovia que liga o Município de Viçosa ao de Porto Firme. A área tem aproximadamente 15 hectares e pertence à bacia do rio Doce, sub-bacia do rio Piranga e micro-bacia do rio Turvo Sujo (Figura 2). O acesso ao lixão é feito por uma “estrada de chão”, precária e sem nenhuma infra-estrutura, que tem seu início às margens da rodovia e o seu término dentro do depósito de lixo.

3.2 – Estudo da Topografia Local

3.2.1 – Introdução

Os dados de campo - topografia, relevo, tipo de solo (superficial e de fundação) - necessários ao desenvolvimento deste trabalho, foram obtidos através de cartas plani-altimétricas e sondagens à percussão.

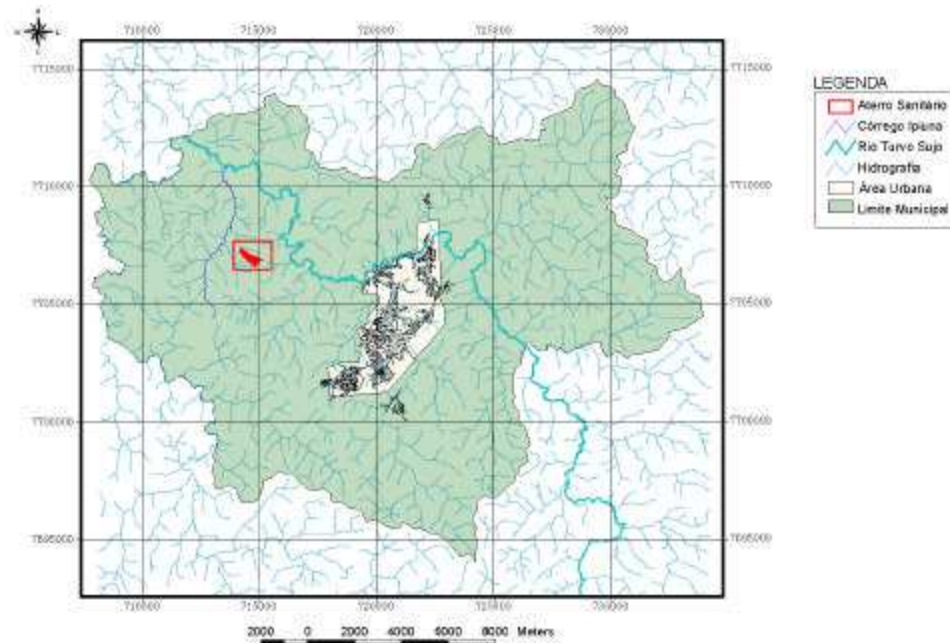


Figura 1a – Vista geral do lixão do Município de Viçosa

Figura 1b – Vista geral do lixão do Município de Viçosa

Figura 2 – Localização do lixão no Município de Viçosa

A Prefeitura Municipal de Viçosa forneceu um levantamento topográfico da área em que se encontra o lixão. Entretanto, este levantamento não correspondia à realidade atual, já que havia sido feito há mais de cinco anos, numa época anterior à existência do depósito de lixo. Deste modo, foi necessário, primeiramente, executar um levantamento topográfico abrangendo



a área de depósito, a estrada de acesso e uma pequena parte da rodovia. De posse dos dados topográficos, foi possível determinar os locais em que seriam executados os diversos furos de sondagem e a localização das seções transversais a serem utilizadas na simulação numérica do transporte de contaminante.

3.2.2 – Levantamento Topográfico

PINTO (1992) denomina “levantamento topográfico” como um conjunto de processos e operações realizadas para a obtenção de medidas no terreno, capazes de definirem um trecho da superfície terrestre, com o objetivo de representá-lo em planta.

O levantamento executado no lixão do município de Viçosa foi planialtimétrico, em que os pontos do terreno foram definidos por suas projeções no plano horizontal e na suas alturas em relação a este plano. Este tipo de levantamento foi necessário devido, unicamente, a necessidade de se traçar as curvas de nível do terreno. O método utilizado neste levantamento foi o de caminhamento ou poligonal.

A análise dos dados de leitura de campo foi feita com auxílio de um software topográfico, Data-Geosis (versão 1.12c), e um software gráfico, Autocad R14, que possibilitou uma melhor apresentação e definição à planta topográfica.

O levantamento da área do lixão, incluindo a rodovia, o acesso e o depósito propriamente dito, são mostrados na Figura 3 em coordenadas UTM.

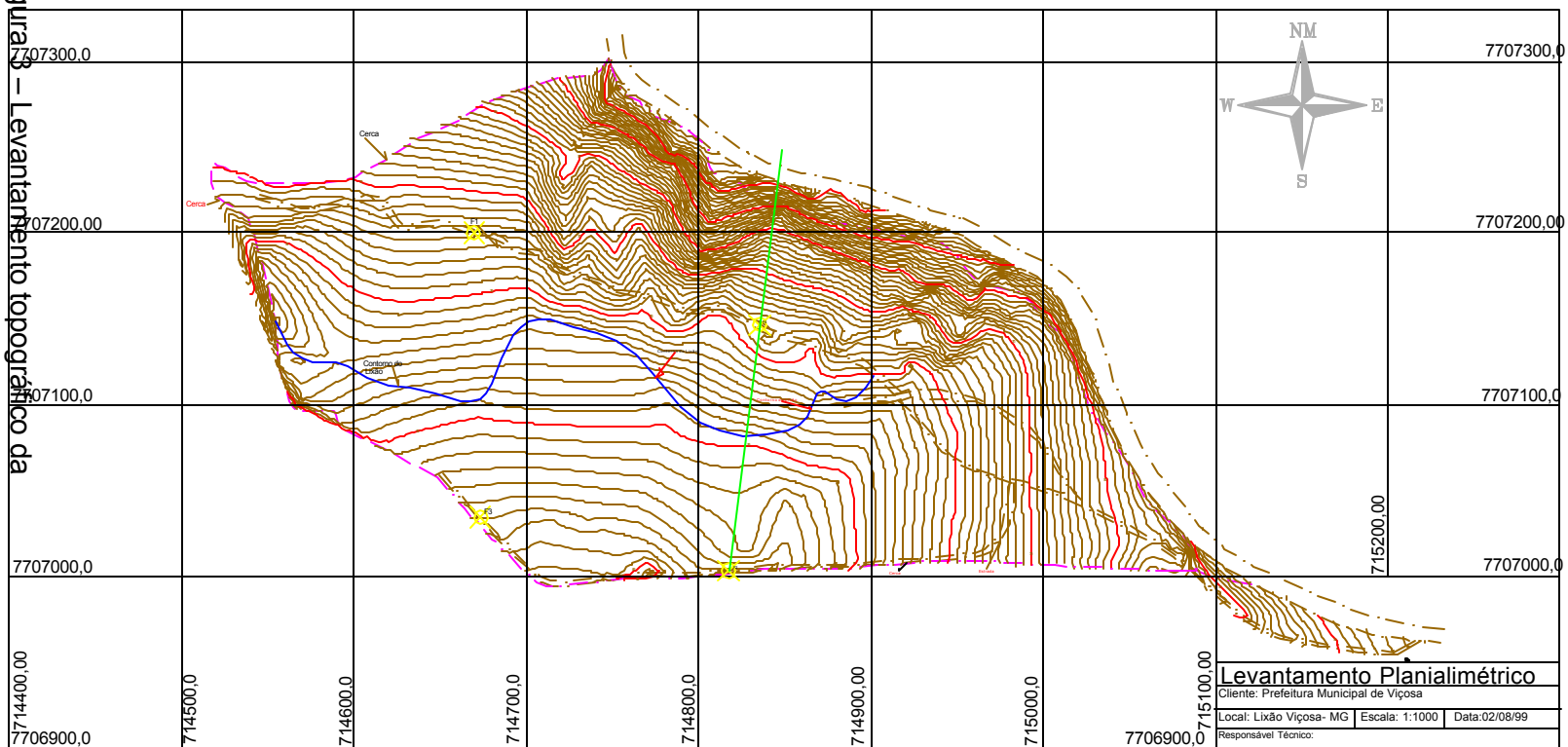
3.2.3 – Prospecção do Subsolo do Terreno

As propriedades geotécnicas das camadas de solo existentes sob o lixão foram obtidas através de sondagens à percussão. Este método de sondagem é o mais empregado no Brasil, devido, principalmente, a algumas vantagens que oferece, como: baixo custo, simplicidade de execução e possibilidade de coletas de amostras.

Neste trabalho foram locados, estrategicamente, quatro furos de sondagem em toda a área do lixão, seguindo os procedimentos descritos pelas normas da ABNT NBR 6484/80 e NBR 7250/82. O equipamento utilizado neste tipo de sondagem é constituído de um tripé equipado com roldana e sarrilho, que possibilita o manuseio de hastes metálicas ocas, em cujas extremidades se fixa um trépano biselado ou um amostrador-padrão.

Inicialmente, a perfuração dos furos de sondagem foi executada com um trado manual, do tipo cavadeira, até a profundidade em que as paredes do furo se mantinham estáveis. A partir do momento que as paredes mostravam sinais de instabilidade, parava-se com a escavação a trado, revestia-se o furo até àquele ponto e continuava-se a escavação com o equipamento de sondagem propriamente dito.

Figura 3 – Levantamento topográfico da
Área do lixão do Município de Viçosa

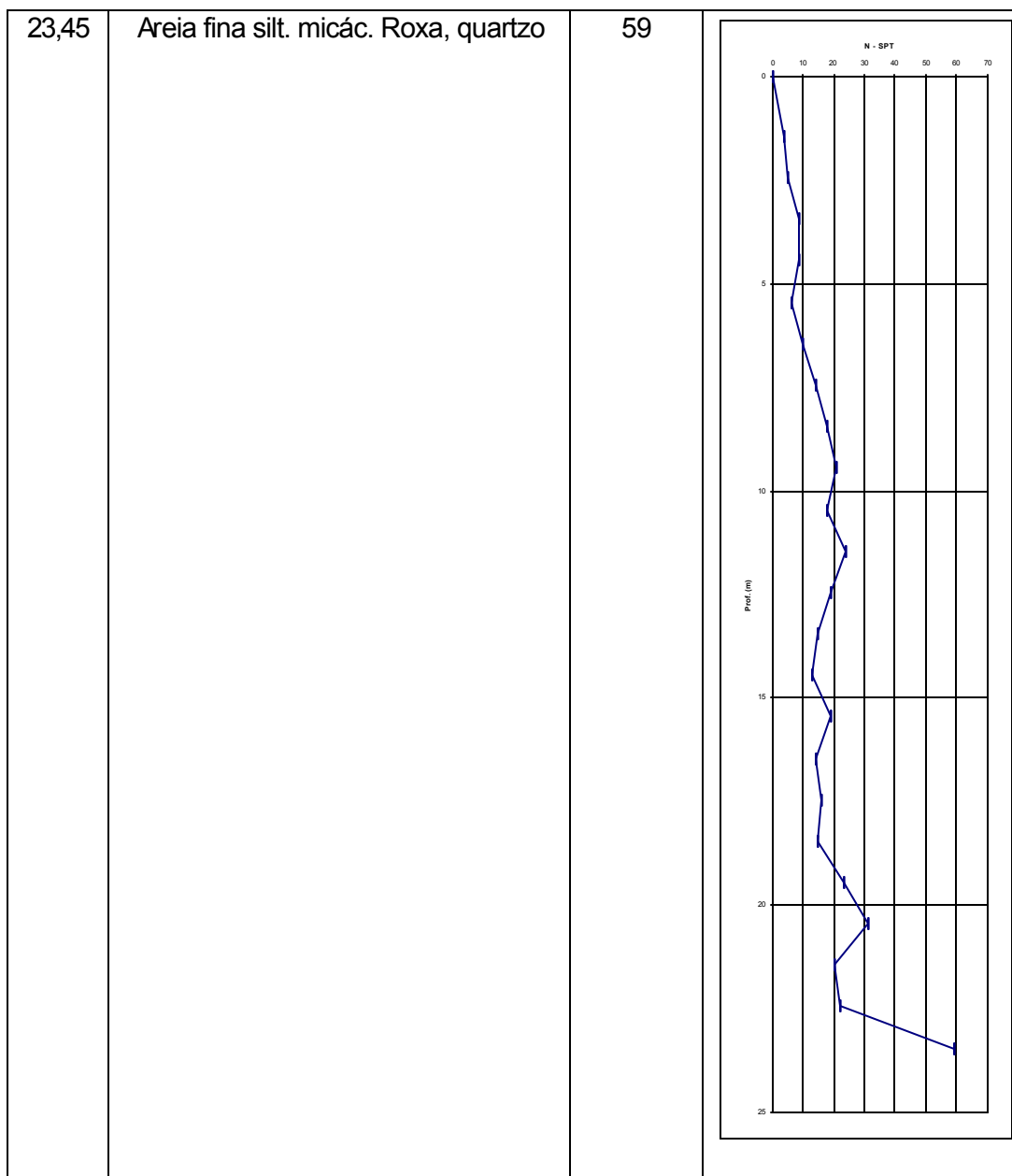


A cada metro de profundidade, eram colhidas amostras pela cravação do amostrador-padrão. Estas amostras “deformadas” tiveram apenas a finalidade de caracterizar o horizonte de solo em que se encontrava o amostrador naquele instante. Paralelamente à amostragem do subsolo, pode-se obter o índice de resistência à penetração, que, neste caso, refere-se ao número de golpes necessários para a cravação dos últimos 30 cm do amostrador. Este índice é conhecido como SPT (Standard Penetration Test).

Os resultados das sondagens à percussão podem ser vistos nos Quadros 3, 4, 5 e 6, que mostram o tipo de solo encontrado ao longo da profundidade e o SPT de cada horizonte. Analisando os boletins de sondagem, pode-se concluir que, basicamente, só há duas camadas de solo de características distintas abaixo da área do lixão. A primeira corresponde a uma camada pouco espessa, de aproximadamente 5 metros, de um solo argiloso, e a segunda corresponde a uma camada, detectada até o final da sondagem, de um solo arenoso.

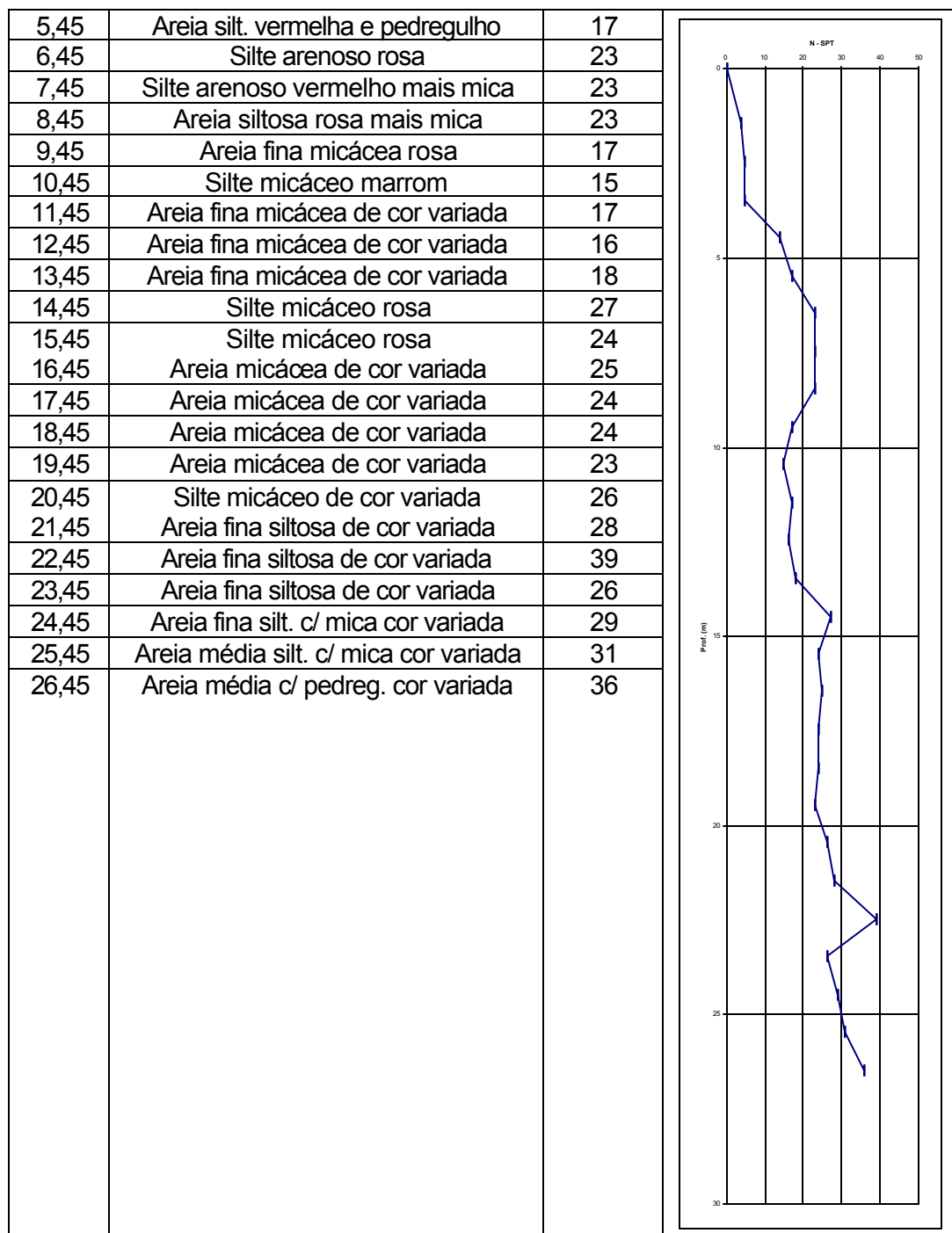
Quadro 3 – Resultado da Sondagem SPT 01

SONDAGEM SPT 01		
Prof. (m)	Classificação	N-SPT (Golpes)
1,45	Argila silt. amarela c/ mat. orgân.	4
2,45	Argila siltosa amarela	5
3,45	Argila siltosa amarela	9
4,45	Argila siltosa amarela	9
5,45	Argila siltosa amarela	6
6,45	Argila siltosa amarela	10
7,45	Argila siltosa amarela	14
8,45	Argila arenosa vermelha c/ pedreg.	18
9,45	Silte arenoso vermelho c/ pedreg.	21
10,45	Areia fina siltosa c/ mica vermelha	18
11,45	Areia fina silt. c/ mica rosa, pedreg.	24
12,45	Areia siltosa com mica rosa	19
13,45	Areia silt. micácea de cor variada	15
14,45	Areia fina silt. mica pedreg. variada	13
15,45	Areia fina silt. micácea cor variada	19
16,45	Areia fina silt. micácea cor variada	14
17,45	Areia fina silt. micácea cor variada	16
18,45	Areia fina siltosa micácea marrom	15
19,45	Silte arenoso micáceo cor variada	23
20,45	Silte arenoso micáceo cor variada	31
21,45	Silte arenoso micáceo cor variada	20
22,45	Silte arenoso micác. quartzo	22

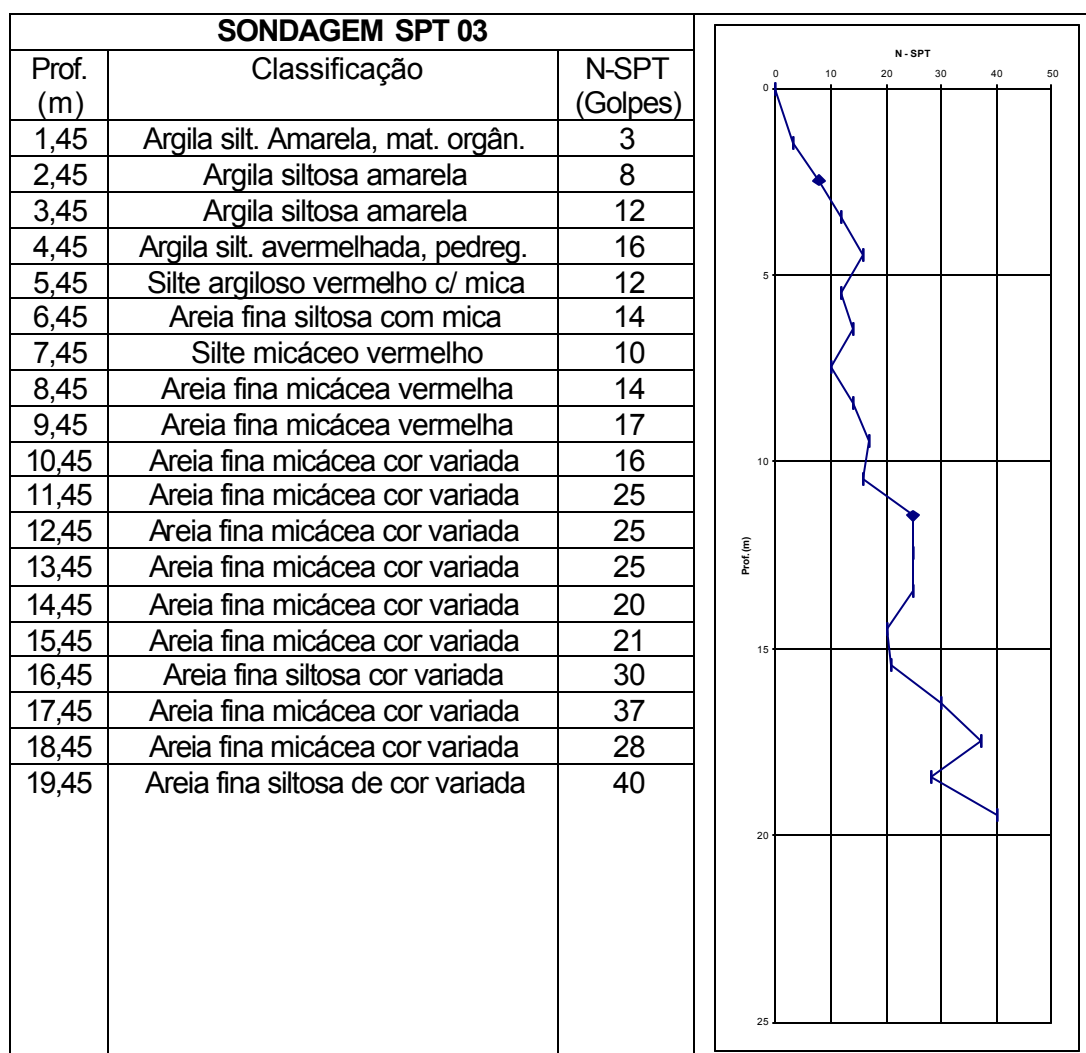


Quadro 4 – Resultado da Sondagem SPT 02

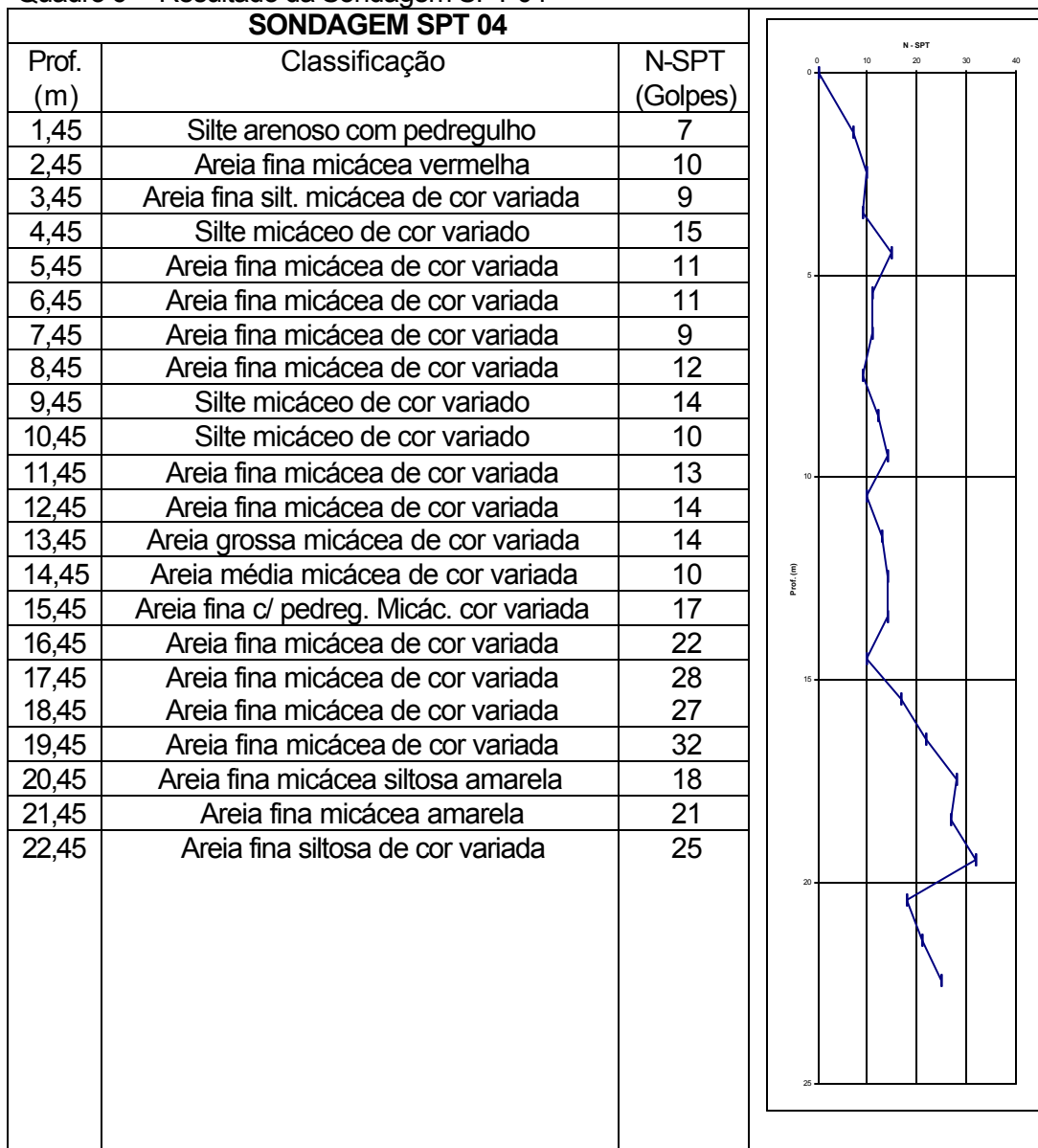
SONDAGEM SPT 02		
Prof. (m)	Classificação	N-SPT (Golpes)
1,45	Argila silt., mat. orgânica marrom	4
2,45	Argila siltosa amarela	5
3,45	Argila arenosa amarela e pedreg.	5
4,45	Argila arenosa amarela e pedreg.	14



Quadro 5 – Resultado da Sondagem SPT 03



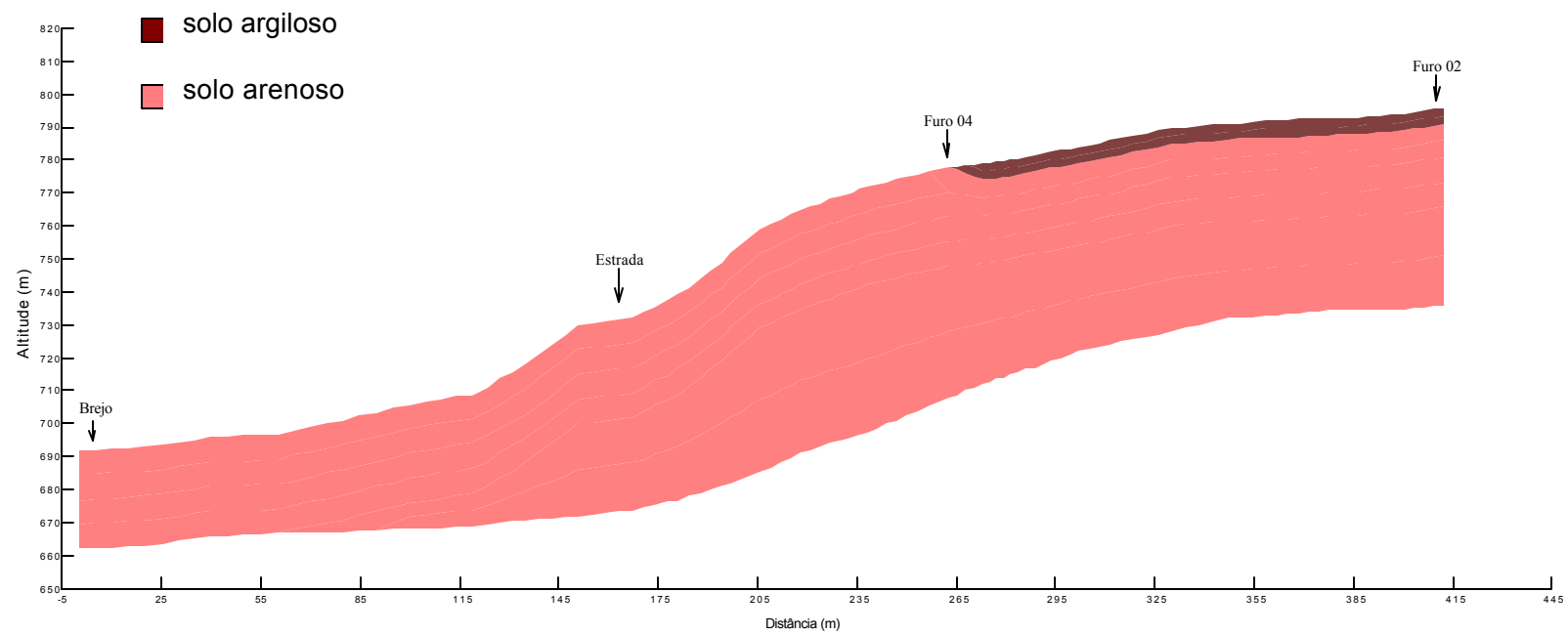
Quadro 6 – Resultado da Sondagem SPT 04



Na sondagem SPT 04, a partir da profundidade de 20,80 metros, começou a haver muita perda de água, levando ao término do ensaio à cota de 22,45 metros, uma vez que não havia material para revestir o furo.

A partir dos dados obtidos nestes ensaios, pode-se traçar uma seção transversal da área do lixão passando por dois furos de sondagem (SPT 02 e SPT 04). O posicionamento desta seção no levantamento topográfico e o traçado deste corte podem ser vistos, respectivamente, nas Figuras 3 e 4.

Figura 4 – Traçado do Perfil Transversal da Área do Lixão



3.2.4 – Retirada de Amostras

A confiabilidade nos resultados dos ensaios depende fundamentalmente da qualidade e da representatividade das amostras retiradas do solo. Foram utilizados neste trabalho, dois tipos de amostras: deformadas e indeformadas.

As amostras deformadas representam o solo quanto à textura e à constituição mineralógica, não conservando a estrutura do solo *“in situ”*. Este tipo de amostra foi utilizado para caracterizar o solo em relação à granulometria, aos limites de consistência e à massa específica dos sólidos, além dos ensaios de compactação e de permeabilidade.

As amostras indeformadas foram utilizadas para determinar as características do solo *“in situ”*, principalmente quanto à permeabilidade. Foram retirados dois blocos indeformados: um representando a camada de solo argiloso e a outra a de solo arenoso. Retirou-se a amostra da camada superior (argilosa) de uma vala próxima ao lixo depositado naquela área; a outra amostra foi obtida no talude da área do lixão, próximo à rodovia.

3.2.5 – Ensaios em Solos

3.2.5.1 – Ensaios de Caracterização

As amostras de solo para os ensaios geotécnicos de caracterização foram analisadas no Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia Civil – Setor Geotecnia da UFV. Os ensaios seguiram fundamentalmente as especificações descritas pelas normas da ABNT, como pode ser visto no Quadro 7.

Quadro 7 – Ensaios de Caracterização Normalizados.

ENSAIOS	NORMAS
Amostragem de Solo	ABNT NBR 6457/86
Análise Granulométrica	ABNT NBR 7181/84
Terminologia: Rocha e Solos	ABNT NBR 6502/95
Massa Específica dos Grãos (γ_s)	ABNT NBR 6508/84
Limite de Liquidez (LL)	ABNT NBR 6459/84
Limite de Plasticidade (LP)	ABNT NBR 7180/84

As granulometrias dos solos argiloso e arenoso podem ser analisadas através da Figura 5 e os resultados dos ensaios de caracterização dos dois solos podem ser vistos no Quadro 8.

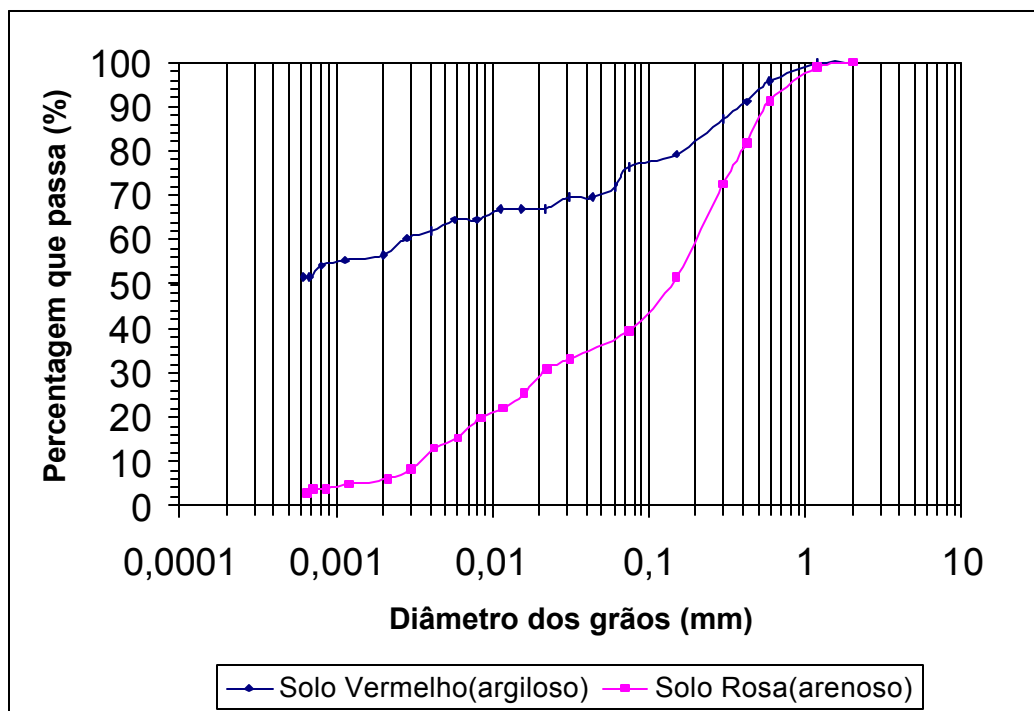


Figura 5 – Curvas Granulométricas dos Solos.

Quadro 8 – Resultados dos Ensaio de Caracterização.

Amostras	Caracterização		
	γ_s (KN/m ³)	LL (%)	LP (%)
Solo Argiloso	26,96	60	34
Solo Arenoso	26,60	48	31

3.2.5.2 – Ensaio de Compactação

Além dos ensaios de caracterização dos solos encontrados na área do lixão, optou-se também em se obter o teor de umidade ótimo e o $\gamma_{dm\acute{a}ximo}$ (peso específico seco máximo) destes solos, para que se pudesse fazer uma melhor análise do seu comportamento, servindo, de base para estudos futuros. Os resultados extraídos do ensaio estão apresentados no Quadro 9.

Este ensaio também seguiu os procedimentos descritos na norma da ABNT NBR 7182/86.

Quadro 9 – Resultado dos Ensaio de Compactação.

Amostras	Compactação	
	W _{ótimo} (%)	γ _d máximo (KN/m ³)
Solo Argiloso	31,55	13,71
Solo Arenoso	23,30	14,70

3.2.5.3 – Ensaio de Permeabilidade

Segundo BUENO E VILAR (1980), a maior ou menor facilidade que as partículas de água encontram para fluir por entre os vazios do solo, constitui a propriedade chamada permeabilidade do solo.

Neste trabalho, o ensaio de permeabilidade dos solos do lixão foi executado através de permeâmetros de carga variável. Foram obtidos os coeficientes de permeabilidade para os dois tipos de solo (argiloso e arenoso), em duas situações distintas: natural e compactado.

A situação natural representa a permeabilidade do solo “*in situ*” e é obtida através dos corpos de prova moldados de amostras indeformadas. Já a situação compactado mostra o valor da permeabilidade do solo quando este se encontra compactado na umidade ótima. Os resultados deste ensaio estão apresentados no Quadro 10.

Quadro 10 – Resultado dos Ensaio de Permeabilidade.

Amostras	Permeabilidade	
	Natural (cm/s)	Compactado (cm/s)
Solo Argiloso	2,10E-3	4,80E-8
Solo Arenoso	7,09E-5	1,15E-5

Percebe-se uma grande variação nos coeficientes de permeabilidade calculados na condição natural e compactado, provavelmente devido à existência de pequenos (visíveis a olho nu) canalículos nas amostras naturais. Imagina-se que estes canalículos tenham sido formados pela ação de micro-organismos.

Estes resultados são bastante interessantes, porque evidenciam a possibilidade destes materiais, sobretudo o solo argiloso, serem utilizados para construção de camadas de impermeabilização na construção de um aterro sanitário na área do lixão.

3.2.5.4 – Ensaio de Coluna de Lixiviação

O objetivo principal para a execução de um ensaio de coluna de lixiviação é a determinação dos parâmetros de transporte D_h e R_d que são apresentadas na Equação (2.30). Estas duas incógnitas estão intimamente ligadas à espécie química que percola o solo e às propriedades físicas que compõem este solo.

Neste trabalho, foram obtidos resultados apenas para os corpos de prova indeformados, isto é, aqueles que representam a estrutura do solo “*in situ*”.

A metodologia aplicada para o desenvolvimento deste ensaio foi a mesma apresentada por MATOS (1995), porém foi necessário executar algumas modificações, como descrito a seguir:

- Foram moldadas 6 (seis) colunas de solo (três argilosas e três arenosas) com 10cm de altura e 4,7cm de diâmetro, envolvidas em tubos de PVC de 6,0cm de diâmetro interno. Para garantir que a solução percolasse somente pelo solo e não por caminhos preferenciais, entre a coluna e o PVC, preparou-se uma mistura de 70% de parafina e 30% de vaselina, que foi derramada, cuidadosamente, através de um funil, no espaço vazio entre o solo e o tubo. Estes tubos também eram equipados com uma tela plástica e um disco de lã de vidro na base, com o intuito de impedir a perda de solo das colunas.
- As colunas foram saturadas, por capilaridade, a partir de suas bases, com a finalidade de se expulsar o ar presente nos vazios. Este processo de saturação teve a duração de 24 horas. Posteriormente, as colunas de solo foram levadas a se adaptar ao sistema de percolação de solutos.
- O sistema de percolação foi composto por um conjunto de alimentação automática (frascos de Mariotte), uma estrutura de acondicionamento das colunas e recipientes de coleta dos efluentes.
- Após interligar o mecanismo de alimentação às colunas de solo, como mostra o esquema apresentado na Figura 6, estas receberam, primeiramente, água deionizada até que o fluxo atingisse o regime permanente.

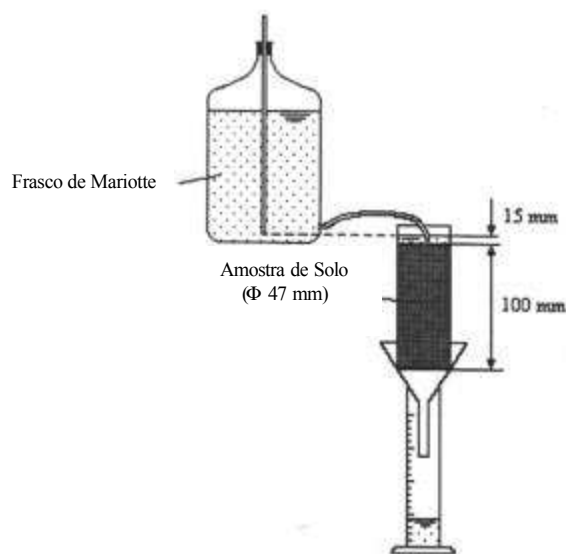


Figura 6 – Esquema do Ensaio de Coluna de Lixiviação.

- Em seguida, cessou-se a alimentação das colunas e esperou-se que a lâmina de água deionizada infiltrasse completamente no solo (neste momento considera-se que o volume de água contido no solo seja igual ao correspondente à saturação do corpo de prova), para que, instantaneamente, fosse iniciada a alimentação de solução contaminante sobre as colunas de solo.
- A solução contaminante aplicada nas colunas consistiu de um “coquetel” de metais pesados contendo 20 mg/l de cádmio (Cd), 200mg/l de cobre (Cu) e 300 mg/l de chumbo (Pb). O “coquetel” foi preparado utilizando sais nitrato destes elementos químicos dissolvidos em água deionizada e as dosagens foram feitas extrapolando os valores das concentrações de metais pesados, comumente encontrados em resíduos sólidos urbanos, a fim que se pudesse obter resultados mais desfavoráveis ao transporte de contaminantes.
- Os efluentes foram coletados em frascos totalmente esterilizados, numerados e de volumes conhecidos, de forma a se obter um acompanhamento na variação da concentração de metais com o volume efluente, até alcançar-se um volume efluente igual a, no mínimo, quinze volumes de poros que corresponde a quinze vezes a relação entre o volume de efluente e o volume de vazios da amostra.
- Após a coleta de cerca de 60 frascos de 25 ml efluentes, cada frasco foi analisado por um espectrofotômetro de absorção atômica no Departamento de Solos da UFV para a medição das concentrações de Cd, Cu e Pb.

Deste modo, obteve-se a concentração relativa C/C_0 (relação entre a concentração do metal em cada frasco pela concentração da solução contaminante) correspondente ao volume de poros de cada amostra,

conseguindo, assim, traçar as curvas de eluição de cada metal em cada solo. As curvas atingem o ponto máximo quando $C/C_0 = 1$, passando a ter um comportamento aproximadamente constante e sempre próximo de 1,00.

A partir das curvas já traçadas, os fatores de retardamento (R_d) e os coeficientes de dispersão hidrodinâmica (D_h) de cada contaminante nos dois solos estudados foram determinados da seguinte maneira:

A equação (2.31), desprezando o segundo termo do lado direito, pode ser escrita em função de $T=(V_x.t)/L$ e $P=(V_x.L)/D_h$ (número de Peclet) para $x=L$, logo a relação $V_x.t = T.L$ é substituída nesta equação, resultando na seguinte expressão:

$$C(L, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \frac{1}{2} \left[\left(L - \frac{TL}{R_d} \right) \left(\frac{1}{\sqrt{\frac{D_h t}{R_d}}} \right) \right] \right\} \quad (3.1)$$

Através das expressões de T e P, podem ser retiradas, respectivamente, as seguintes relações:

$$t = \frac{TL}{V_x} \quad (3.2)$$

e

$$V_x = \frac{PD_h}{L} \quad (3.3)$$

Logo, substituindo a equação (3.3) em (3.2) tem-se que:

$$t = \frac{TL^2}{PD_h} \quad (3.4)$$

Substituindo a equação (3.4) em (3.1) e manipulando matematicamente a expressão, tem-se:

$$C(L, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \frac{1}{2} \left[(R_d - T) \frac{L}{R_d} \left(\frac{1}{\sqrt{\frac{TL^2}{R_d P}}} \right) \right] \right\} \quad (3.5)$$

Levando a razão L/R_d para dentro da raiz quadrada da equação (3.5) e manipulando matematicamente esta expressão, obtém-se que:

$$C(L, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \frac{1}{2} \left[(R_d - T) \left(\frac{TR_d}{P} \right)^{-\frac{1}{2}} \right] \right\} \quad (3.6)$$

Ajustando melhor a equação (3.6), chega-se a uma expressão simplificada da equação (2.31) em função de T e P, logo:

$$C(L, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[(R_d - T) \left(\frac{P}{4TR_d} \right)^{\frac{1}{2}} \right] \right\} \quad (3.7)$$

ou

$$C(L, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[(R_d - T) \left(\frac{P}{4R_d} T^{-1} \right)^{\frac{1}{2}} \right] \right\} \quad (3.8)$$

A variável T tem o seguinte sentido físico. Notando-se que,

$$T = \frac{V_x t}{L} = \frac{V t}{nL} = \frac{A V t}{nAL} = \frac{Q t}{nV_{ol}} = \frac{V_{ol} t}{n t V_{ol}} = \frac{1}{n} \quad (3.9)$$

T é, portanto, um parâmetro adimensional, igual ao inverso da porosidade n, logo:

$$T = \frac{V_{ol}}{V_v} \quad (3.10)$$

em que L é o comprimento da amostra; Q é a vazão; A é a área da seção transversal da amostra; V_{ol} é o volume da amostra; V_v é o volume de vazios da amostra; e n é a porosidade do material. Ou seja, T representa a relação entre o volume de efluente coletado e o volume de vazios da amostra, e é frequentemente chamado de volume de poros.

Como $\operatorname{erfc}(0)=1$, percebe-se da equação (3.8) que, quando $T=R_d$, C/C_0 é igual a 0,5. Portanto, o fator de retardamento pode ser obtido através do gráfico C/C_0 vs. T: no ponto correspondente a $C/C_0=0,5$, obtém-se, no eixo das abscissas, o valor $T=R_d$.

Além disto, como a derivada da função erro complementar, segundo ABRAMOWITZ e SEGUN (1968), é:

$$\frac{d\operatorname{erfc}(z)}{dz} = -\frac{2}{\sqrt{\pi}} e^{-z^2} \quad (3.11)$$

Da equação (3.8) obtém-se:

$$\frac{dz}{dT} = \left[\left(\frac{P}{4R_d} T^{-1} \right)^{\frac{1}{2}} (-1) \right] + \left[(R_d - T) \frac{d}{dT} \left(\frac{P}{4R_d} T^{-1} \right)^{\frac{1}{2}} \right] \quad (3.12)$$

Logo:

$$\frac{d(C/C_0)}{dT} = \frac{1}{2} \left\{ \left[-\frac{2}{\sqrt{\delta}} e^{-\left[\left(\frac{P}{4R_d} T^{-1} \right)^{1/2} (R_d - T) \right]^2} \right] \left[(-1) \left(\frac{P}{4R_d} T^{-1} \right)^{1/2} + (R_d - T) \frac{d}{dT} \left(\frac{P}{4R_d} T^{-1} \right)^{1/2} \right] \right\} \quad (3.13)$$

No ponto $T=R_d$, tem-se:

$$\left(\frac{d(C/C_0)}{dT} \right)_{T=R_d} = -\frac{1}{\sqrt{\delta}} \left(-\sqrt{\frac{P}{4R_d^2}} \right) \quad (3.14)$$

ou

$$\left(\frac{d(C/C_0)}{dT} \right)_{T=R_d} = \sqrt{\frac{P}{4\delta R_d^2}} \quad (3.15)$$

Chamando de b^2 a derivada expressa na equação (3.15), obtém-se:

$$b = \sqrt{\frac{P}{4\delta R_d^2}} \quad (3.16)$$

Substituindo o valor de $P = \frac{V_x L}{D_h}$ na equação (3.16), conclui-se que:

$$D_h = \frac{V_x L}{4\delta R_d^2 b^2} \quad (3.17)$$

Portanto, o valor de D_h pode ser obtido a partir da inclinação, no ponto correspondente a $C/C_0=0,5$, da curva definida pelos pontos experimentais.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os ensaios de coluna de lixiviação foram realizados para a determinação das curvas de eluição do cádmio, chumbo e cobre nas amostras naturais dos dois solos encontrados na área do lixão da cidade de Viçosa – MG. A partir destas curvas, foi possível determinar, através da metodologia apresentada no capítulo 3, os parâmetros R_d e D_h , utilizados na análise numérica da evolução da pluma de contaminante em relação ao tempo, na seção crítica da área do lixão, utilizando-se os programas computacionais SEEP/W e CTRAN/W.

Desta maneira, neste capítulo, são apresentadas as curvas de eluição relativas a cada elemento químico, de cada solo estudado, e os resultados das retro-análises feitas a partir dos valores de R_d e D_h obtidos em laboratório, verificando, assim, a confiabilidade dos resultados experimentais. Em seguida, é apresentada, através de uma análise computacional, a percolação de contaminante nas camadas de solo do lixão, após 5, 25, 50 e 100 anos de exposição, levando em conta a ação pluviométrica local.

4.1 – Curvas de Eluição

Segundo NIELSEN E BIGGAR (1962), a observação do formato e desenvolvimento das curvas de eluição é de muita valia para um melhor entendimento do comportamento de solutos, quando percolados em meios porosos.

Os resultados da análise feita com o espectrofotômetro de absorção atômica do Departamento de Solos da UFV são apresentados graficamente através de curvas de eluição. As Figuras 7, 8 e 9 representam, respectivamente, as curvas dos elementos cádmio, chumbo e cobre no solo argiloso e as Figuras 10, 11 e 12 são, respectivamente, as curvas destes mesmos elementos no solo arenoso.

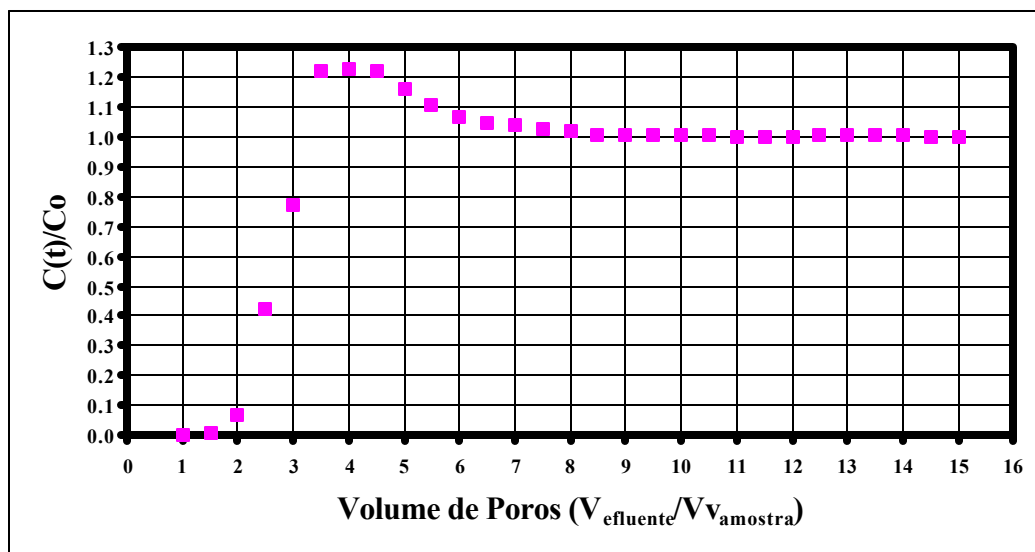


Figura 7 – Curva de Eluição do Cádmio no Solo Argiloso.

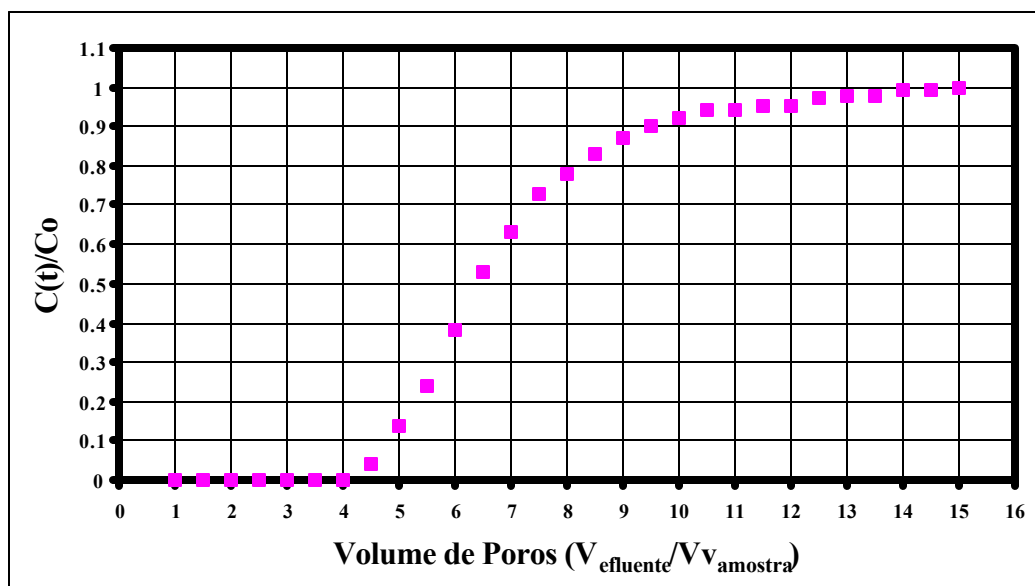


Figura 8 – Curva de Eluição do Chumbo no Solo Argiloso.

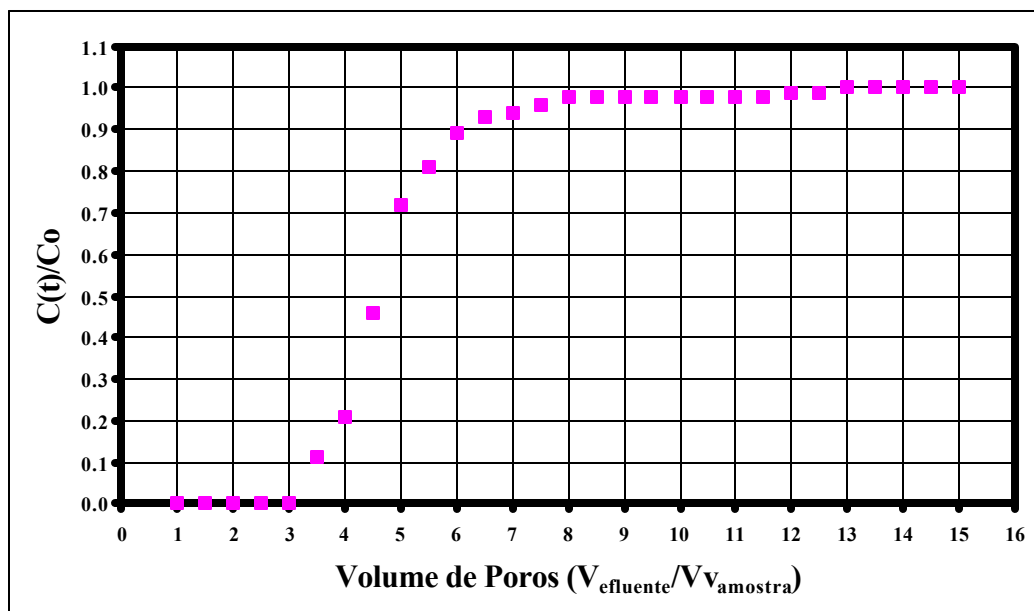


Figura 9 – Curva de Eluição do Cobre no Solo Argiloso.

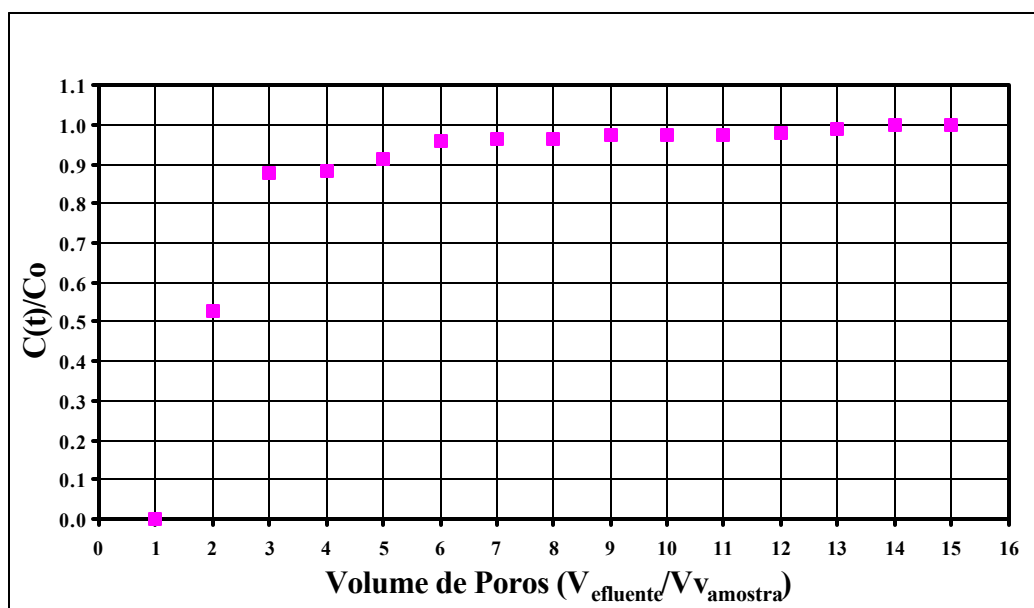


Figura 10 – Curva de Eluição do Cádmiu no Solo Arenoso.

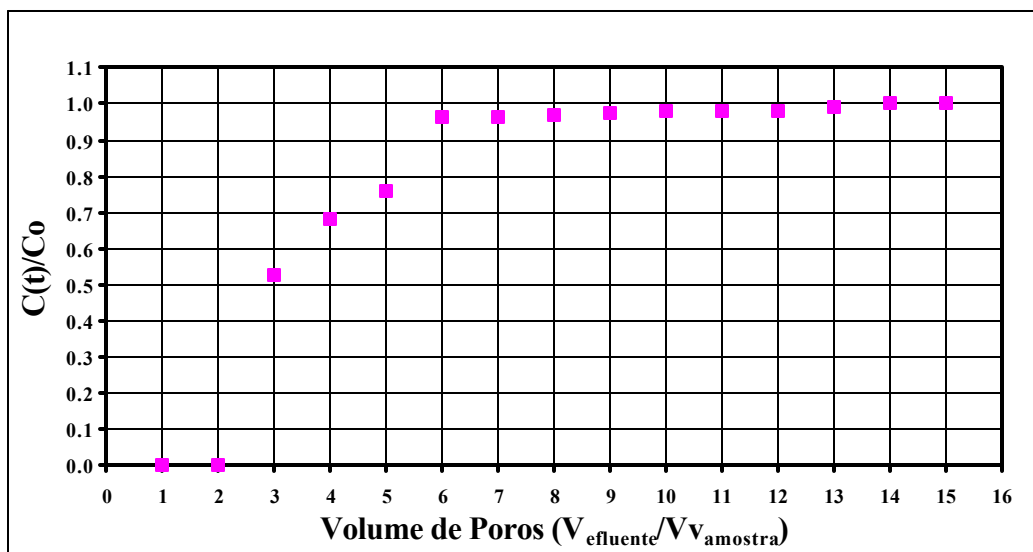


Figura 11 – Curva de Eluição do Chumbo no Solo Arenoso.

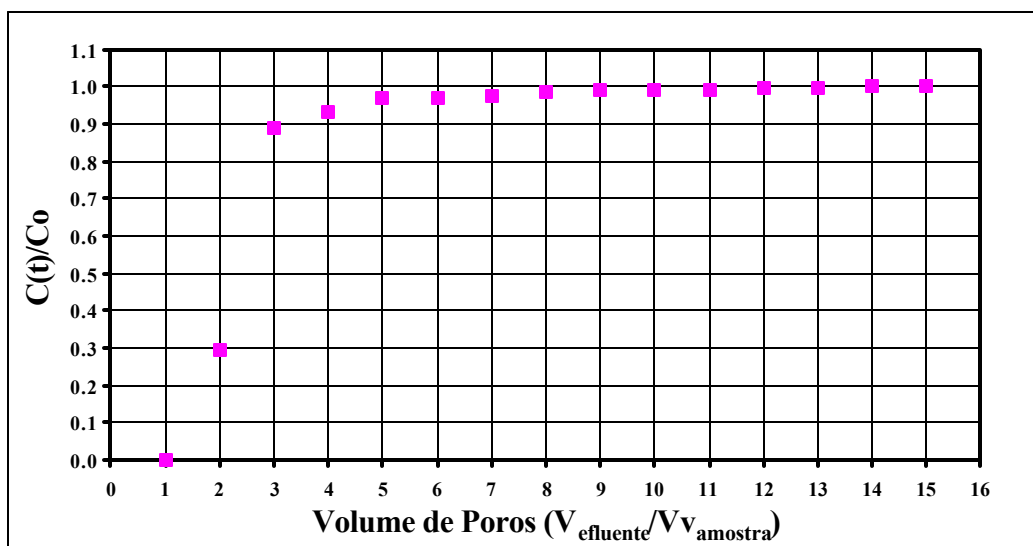


Figura 12 – Curva de Eluição do Cobre no Solo Arenoso.

As diversas curvas de eluição apresentaram, aproximadamente, a mesma forma, variando basicamente o retardamento do transporte. Além disso, a Figura 7 mostra a curva de eluição do cádmio no solo argiloso com um valor de concentração de efluente maior do que a de concentração inicial.

Este fato pode ser explicado por um processo inverso ao da adsorção que é a desorção: em um certo momento do ensaio, ao invés do solo reter o elemento químico que está passando por ele, este acaba por liberar o que já estava sendo adsorvido, ocasionando em um valor de concentração relativa maior que 1 (um). Ou seja, a concentração de cádmio obtida na leitura do líquido que percolou o solo argiloso, em relação a um certo volume de poros, foi maior do que a concentração inicial de cádmio preparada para o ensaio.

4.2 – Parâmetros de Transporte

A partir das curvas de eluição dos três elementos químicos, nos dois solos estudados, e dos procedimentos expostos anteriormente, foram obtidos seis valores de fator de retardamento (R_d) e seis de coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h), cada um deles referente a um elemento químico, em um dado solo. O Quadro 11 apresenta estes resultados.

Quadro 11 – Resumo dos Resultados Obtidos.

Solo	Cádmio		Chumbo		Cobre	
	R_d	D_h (cm ² /min)	R_d	D_h (cm ² /min)	R_d	D_h (cm ² /min)
Argiloso	2,80	0,215	6,50	0,312	4,60	0,150
Arenoso	2,20	0,175	3,20	0,104	2,50	0,055

Os valores encontrados para os fatores de retardamento e coeficientes de dispersão hidrodinâmica têm a mesma ordem de grandeza dos valores encontrados em trabalhos anteriores como o de MATOS et al. (1999).

Como já foi visto anteriormente, o coeficiente de dispersão hidrodinâmica é composto por dois outros coeficientes: o coeficiente de dispersão mecânica (D_m) e o coeficiente de difusão efetivo (D_e), logo:

$$D_h = D_m + D_e \quad (2.13)$$

O coeficiente de difusão efetivo dos elementos é obtido diretamente pelo produto do fator de tortuosidade do solo (τ) pelo coeficiente de difusão em solução livre (D_0) apresentado no Quadro 2.

Com isso, é possível se obter os valores da dispersão mecânica dos elementos nos solos unicamente pela subtração do coeficiente de dispersão hidrodinâmica pelo coeficiente de difusão efetivo. Já a dispersão mecânica foi modelada, neste caso, como uma função linear da velocidade de percolação do fluido no campo, ou seja:

$$D_m = \alpha_L V_x \quad (2.11)$$

em que α_L é a dispersividade longitudinal.

Os valores da dispersividade longitudinal de cada elemento em cada solo foram determinados a partir da média da velocidade de percolação observada no programa SEEP/W. O Quadro 12 apresenta estes valores juntamente com os valores dos coeficientes de difusão efetivo.

Quadro 12 – Parâmetros de dispersividade longitudinal e difusão efetiva

Solo	Cádmio		Chumbo		Cobre	
	α_L (m)	D_e (m ² /s)	α_L (m)	D_e (m ² /s)	α_L (m)	D_e (m ² /s)
Argiloso	4.144E-3	2.868E-10	6.015E-3	3.700E-10	2.890E-3	2.852E-10
Arenoso	2.267E-2	5.019E-10	1.345E-2	6.475E-10	7.098E-3	4.991E-10

Entretanto, os valores de dispersividade obtidos por este método levaram a valores de Peclet (P) muito elevados, não atendendo a restrição imposta pela expressão (4.1). O número de Courant (C), definido pela expressão (4.2) variou entre os valores de 0 e 0,38, tendo atendido a restrição de menor ou igual a 1.

$$P = V \cdot (\Delta L / D_h) \leq 2 \quad (4.1)$$

$$C = V \cdot (\Delta t / \Delta L) \leq 1 \quad (4.2)$$

em que ΔL é o comprimento na direção X ou Y do elemento finito.

Deste modo, como os valores encontrados para α_L não puderam ser utilizados na análise numérica, optou-se por adotar um valor encontrado na literatura que, de acordo com ROWE e outros (1995), pode ser escrito:

$$\alpha_L \approx x^2 / 100 \text{ m} \quad x \leq 100 \text{ m} \quad (4.3)$$

$$\alpha_L = 100 \text{ m} \quad x > 100 \text{ m} \quad (4.4)$$

Portanto, nas análises numéricas adotou-se, para os três elementos químicos, nos dois solos estudados, o valor da dispersividade longitudinal igual

a 100 metros e, para a dispersividade transversal, um terço da dispersividade longitudinal (item 2.3.2.3).

4.3 – Retro-análises

A retro-análise é um procedimento analítico que é capaz de avaliar a confiabilidade de resultados laboratoriais, através de comparações, com resultados obtidos de expressões matemáticas. Nesta tese, este processo foi feito utilizando a expressão da solução da equação diferencial do transporte de contaminantes em meios porosos, que é apresentada na literatura da seguinte forma:

$$C(x,t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[\frac{1}{2} \left(x - \frac{V_x t}{R_d} \right) \left(\frac{D_h t}{R_d} \right)^{-\frac{1}{2}} \right] + \exp \left(\frac{V_x x}{D_h} \right) \operatorname{erfc} \left[\frac{1}{2} \left(x + \frac{V_x t}{R_d} \right) \left(\frac{D_h t}{R_d} \right)^{-\frac{1}{2}} \right] \right\} \quad (2.31)$$

e a expressão da equação que quantifica o volume de poros, T , em um determinado instante:

$$T = \frac{V_x t}{L} \quad (4.5)$$

em que L é o comprimento da amostra ensaiada em laboratório.

Com os valores de R_d e D_h pode-se construir, a partir das equações (2.31) e (4.5), curvas de eluição que satisfazem matematicamente à solução da equação do transporte de contaminante em meios porosos. As Figuras 13, 14, 15, 16, 17 e 18 apresentam os resultados de duas retro-análises juntamente com os resultados laboratoriais.

A primeira retro-análise, denominada TeorC, foi feita considerando os dois termos da Equação (2.31), enquanto que, na segunda retro-análise, denominada TeorA, somente o primeiro termo da expressão foi utilizado nos cálculos.

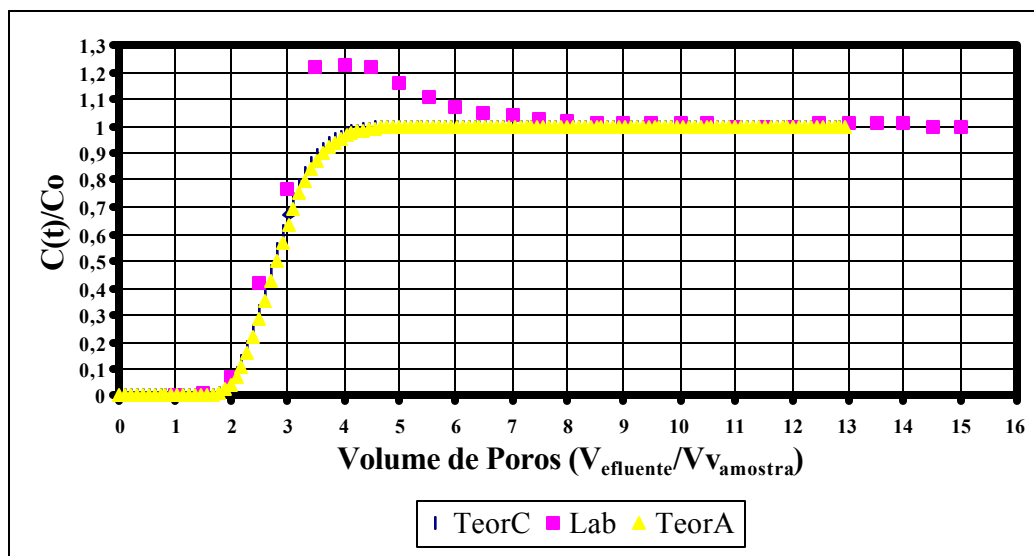


Figura 13 – Comparação Entre Curvas de Eluição do Cádmio no Solo Argiloso.

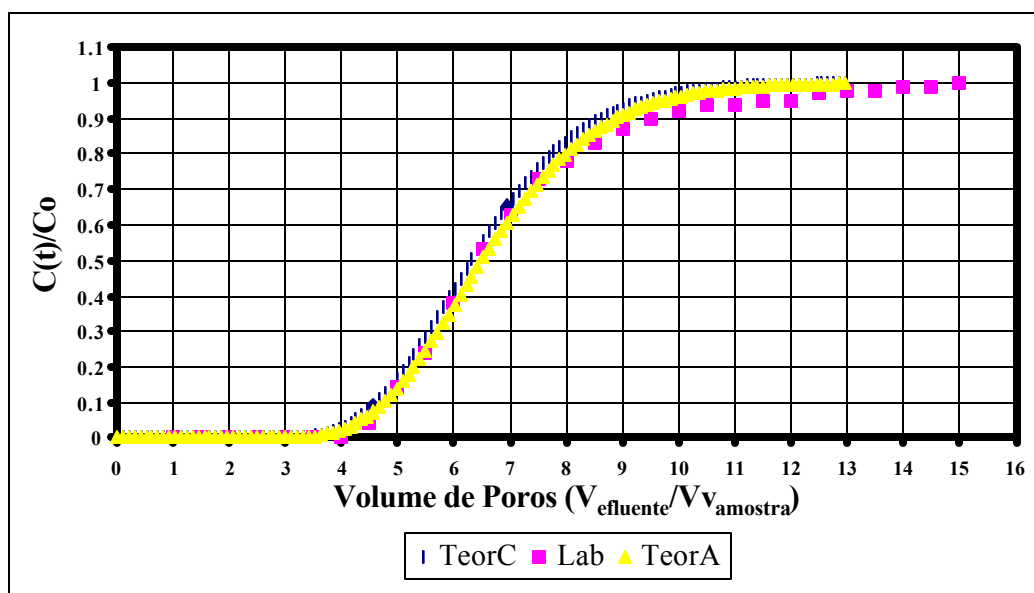


Figura 14 – Comparação Entre Curvas de Eluição do Chumbo no Solo Argiloso.

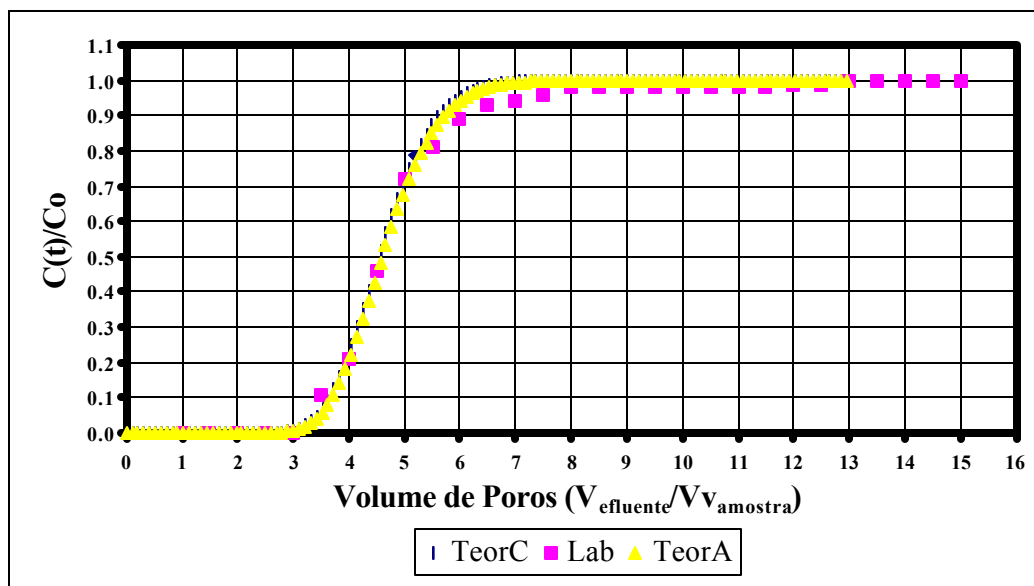


Figura 15 – Comparação Entre Curvas de Eluição do Cobre no Solo Argiloso.

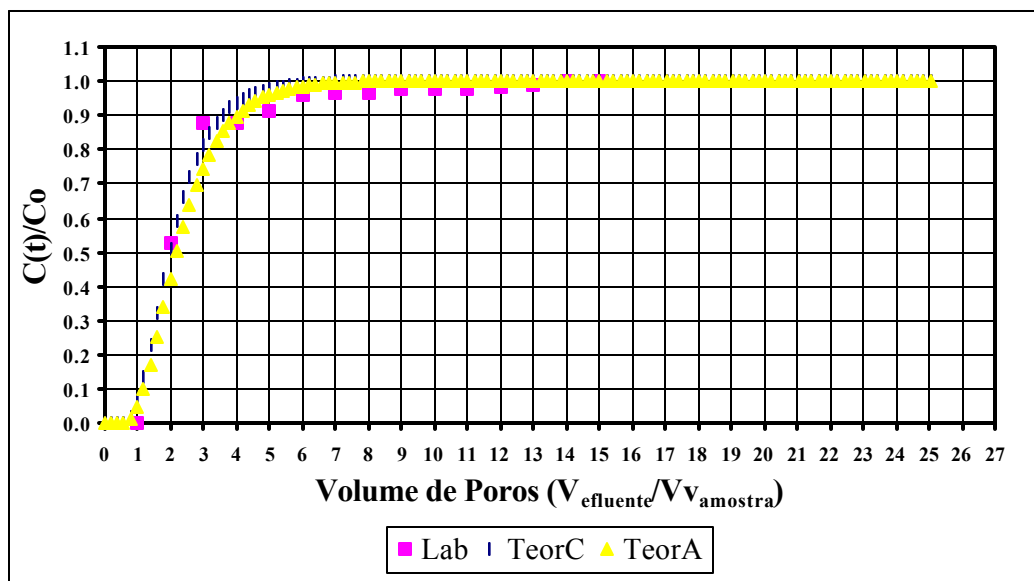


Figura 16 – Comparação Entre Curvas de Eluição do Cádmio no Solo Arenoso.

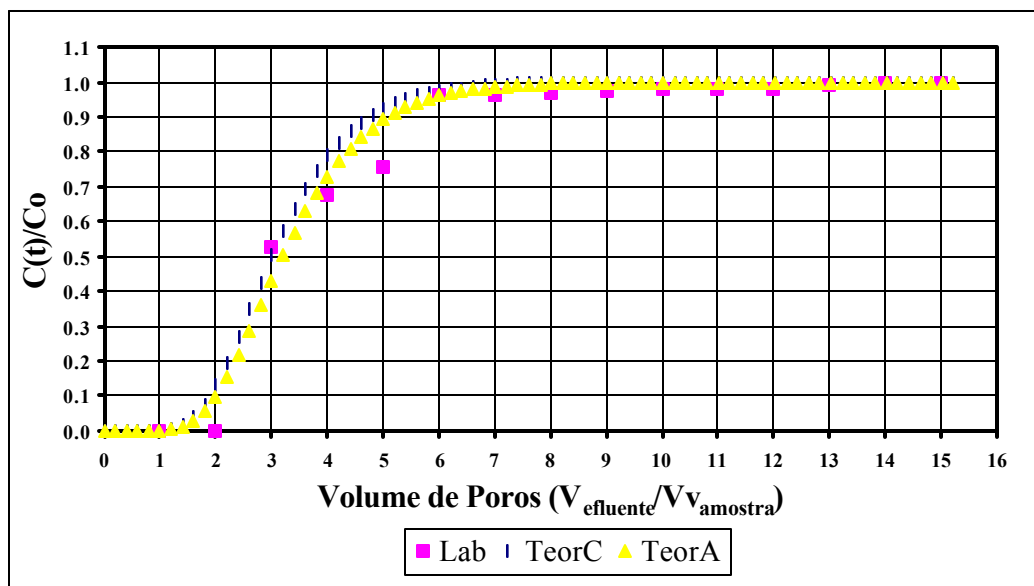


Figura 17– Comparação Entre Curvas de Eluição do Chumbo no Solo Arenoso.

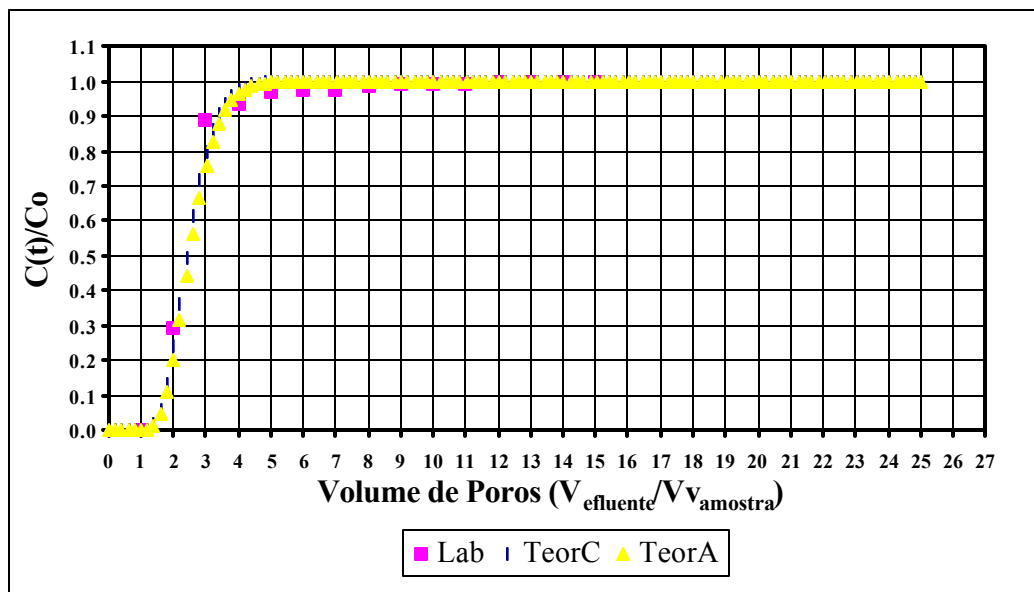


Figura 18 – Comparação Entre Curvas de Eluição do Cobre no Solo Arenoso.

Em todas as figuras, nota-se uma concordância muito boa entre os resultados das duas soluções teóricas. Portanto, é razoável se considerar somente o primeiro termo do lado direito da equação (2.31). Além disso, apesar das expressões matemáticas não modelarem a desorção apresentada na Figura 7, uma concordância razoavelmente boa foi observada entre os resultados experimentais e teóricos, o que confirma, por um lado, a validade do procedimento de obtenção dos parâmetros e, por outro, a validade do modelo de transporte de contaminantes adotado.

4.4 – Simulação Numérica

4.4.1 – Programa SEEP/W

O programa SEEP/W é um “software” desenvolvido pela GEO-SLOPE International Ltd., que opera dentro do ambiente “Windows”, possibilitando ao usuário, simular, dentre os seus diversos recursos, o fluxo e a distribuição de poro-pressões em materiais porosos. Este módulo é dividido em três partes: o pré-processador (DEFINE), o processador (SOLVE) e o pós-processador (CONTOUR).

O SEEP/W DEFINE permite definir a geometria do problema, sendo possível trabalhar com diferentes camadas de solo; gerar a malha de elementos finitos quadrilateral e/ou triangular, uma vez que as equações de fluxo em meios saturados e não saturados são resolvidas pelo método de elementos finitos; definir os parâmetros de cálculo, como a permeabilidade do solo em duas direções, o teor de umidade e o peso específico do solo seco; introduzir as condições de contorno do problema; definir o tipo de análise, estática ou transiente, em que se define um intervalo de tempo apropriado para a análise.

O SEEP/W SOLVE resolve cálculos de carga total em cada nó de cada elemento da malha, as velocidades, os gradientes hidráulicos e a quantidade de fluxo em cada elemento.

Os resultados, tais como linhas de fluxo, velocidades, carga total, pressão, condutividade entre outros, são visualizados através do SEEP/W CONTOUR.

4.4.2 – Programa CTRAN/W

O CTRAN/W opera de maneira integrada ao SEEP/W e é utilizado para simular o fluxo dos contaminantes em meios porosos, permitindo analisar desde o transporte de uma simples partícula por advecção, até processos mais complexos envolvendo difusão, dispersão, adsorção e decaimento radioativo. Como o SEEP/W, o módulo CTRAN/W também é dividido em três partes: o pré-processador (DEFINE), o processador (SOLVE) e o pós-processador (CONTOUR).

No CTRAN/W DEFINE, a geometria do problema é importada do arquivo gerado pelo módulo SEEP/W. Os parâmetros de transporte, a difusão e a sorção do contaminante para o solo estudado, são fornecidos ao programa por meio de funções. Como a análise do transporte de contaminante em meio poroso é transiente, definem-se, também, os diversos incrementos de tempo necessários à análise.

O CTRAN/W SOLVE utiliza no cálculo da pluma de contaminante que se propaga no meio poroso, um arquivo de dados que incluem coeficientes de permeabilidade, velocidades de fluxo e teor de umidade volumétrico do módulo SEEP/W.

Os resultados são visualizados através do CTRAN/W CONTOUR, que apresenta a propagação da pluma de contaminante na forma de contornos.

4.4.3 – Discretização do Caso Estudado em Elementos Finitos

A discretização da seção transversal (Figura 4), em uma malha de elementos quadrilaterais de oito nós e triangulares de seis nós, para análise de fluxo através do programa SEEP/W, é apresentada na Figura 19.

Pode-se perceber um refinamento da malha na área do solo argiloso. Este refinamento foi necessário devido à alta concentração de contaminante que existe naquele local, uma vez que o depósito de lixo é localizado entre os furos de sondagem 02 e 04, exatamente sobre o solo argiloso.

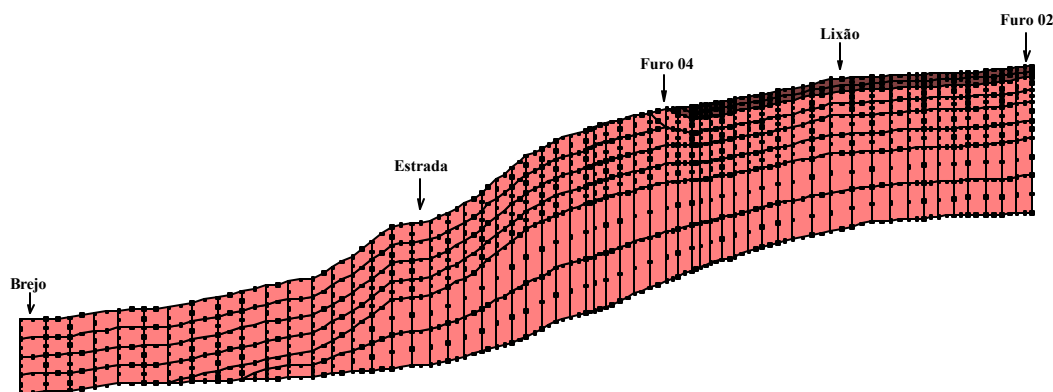


Figura 19 – Seção Crítica Discretizada em Elementos Finitos.

4.4.4 – Dados Pluviométricos

Para este estudo, foram coletados dados de precipitação de chuva na região de Viçosa – MG que foram fornecidos ao programa SEEP/W, que simulou a percolação da água pelo lixo e sua infiltração no solo acrescida dos elementos químicos. O Quadro 13 e a Figura 20 mostram a precipitação média mensal de chuva nos últimos 20 anos do município de Viçosa.

Quadro 13 – Precipitação Média Mensal do Município de Viçosa – MG.

Meses	Precipitação Média Mensal (mm)
Janeiro	216,80
Fevereiro	112,90
Março	150,00
Abril	53,50
Maio	32,80
Junho	23,60
Julho	12,90
Agosto	18,10
Setembro	53,40
Outubro	103,00
Novembro	209,60
Dezembro	240,50

FONTE: Centro de Meteorologia da UFV.

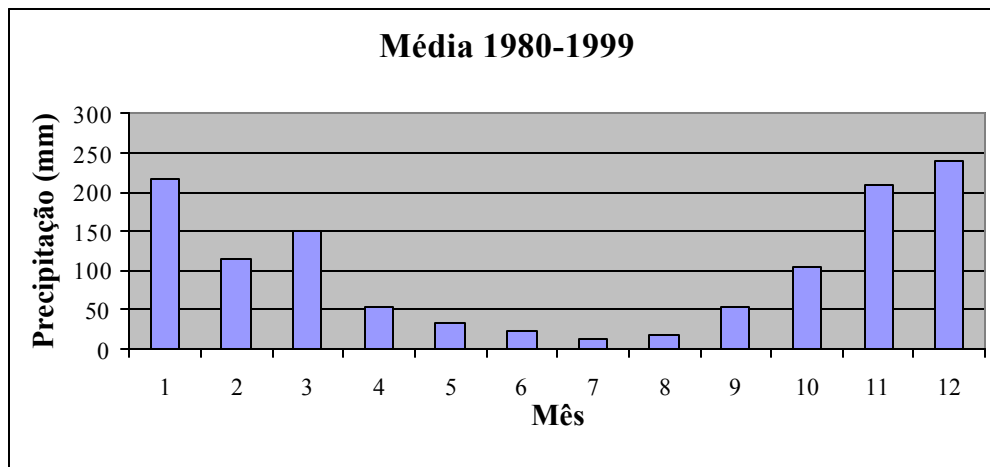


Figura 20 – Precipitação Média Mensal do Município de Viçosa – MG.

Pode-se verificar que a média anual da precipitação de chuva dos últimos vinte anos, na região de Viçosa, é de 1227,10 mm ao ano. Com base nos dados climatológicos, AZEVEDO (2001) calculou o balanço hídrico da região, considerando a percolação somente nos meses de novembro, dezembro, janeiro e março, e encontrou um total de 197,10 mm ao ano, ou seja, $6,25 \times 10^{-9}$ m/s.

4.4.5 – Parâmetros de Entrada no Programa SEEP/W

Para se analisar o problema proposto nesta tese, em termos da percolação de água no meio poroso, foram fornecidos ao módulo SEEP/W alguns parâmetros de caracterização dos solos da região do lixão. Considerou-se, primeiramente, que os solos têm comportamento isotrópico em relação à permeabilidade na condição saturada. Os coeficientes de permeabilidade utilizados no programa são aqueles obtidos no ensaio de permeabilidade para os solos naturais. Porém, para a região não saturada, o programa permite que sejam dados valores de permeabilidade em função da pressão. Como não foi possível executar ensaios deste tipo, foram utilizadas funções existentes no banco de dados do programa SEEP/W, que relacionam, a cada tipo de solo, uma função diferente de permeabilidade.

Outro parâmetro exigido pelo SEEP/W é o teor de água volumétrico ou porosidade do solo, que pode ser obtido através da relação com o índice de vazios do solo. Para a região não saturada, foram também utilizadas funções existentes no banco de dados do programa SEEP/W.

Os gráficos das funções de condutividade hidráulica e de teor de água volumétrico versus pressão utilizados estão apresentados nas Figuras 21 a 24.

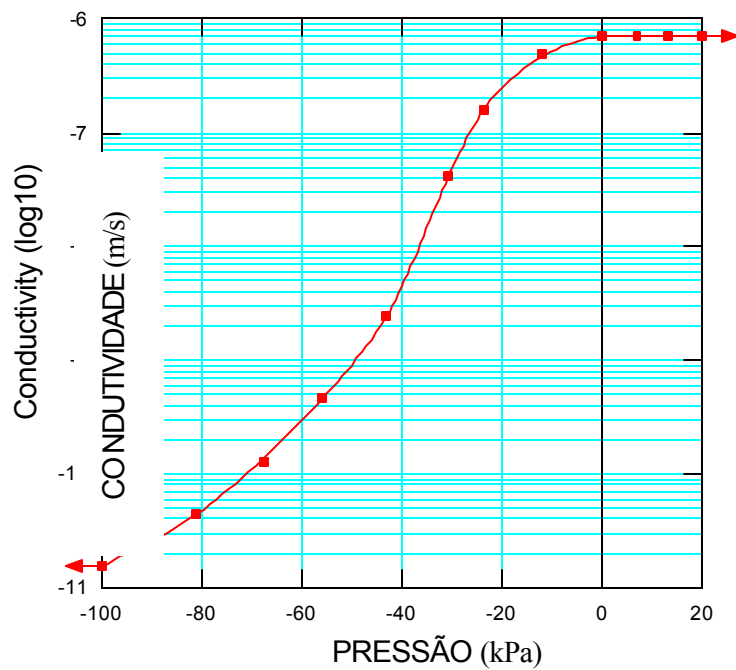


Figura 21 – Função de condutividade (m/s) versus pressão (kPa) para a areia

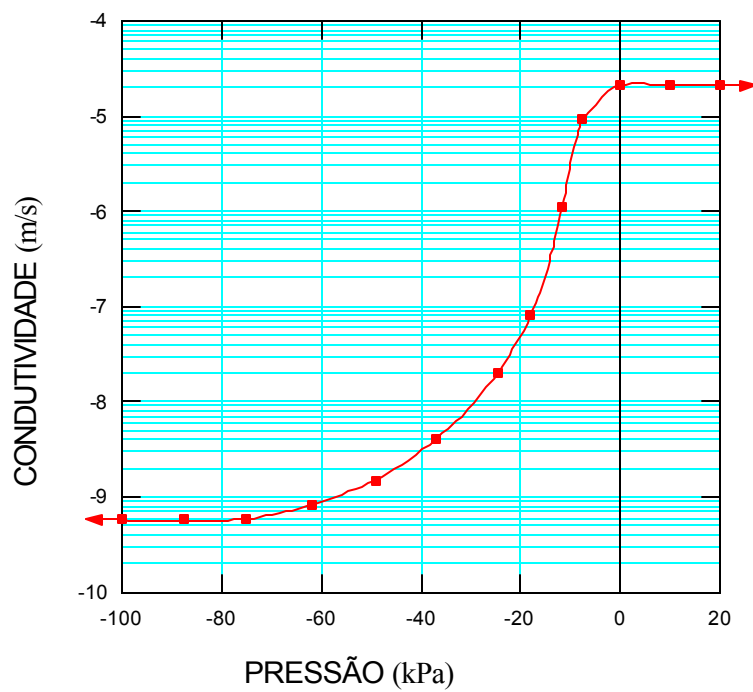


Figura 22 – Função de condutividade (m/s) versus pressão (kPa) para a argila.

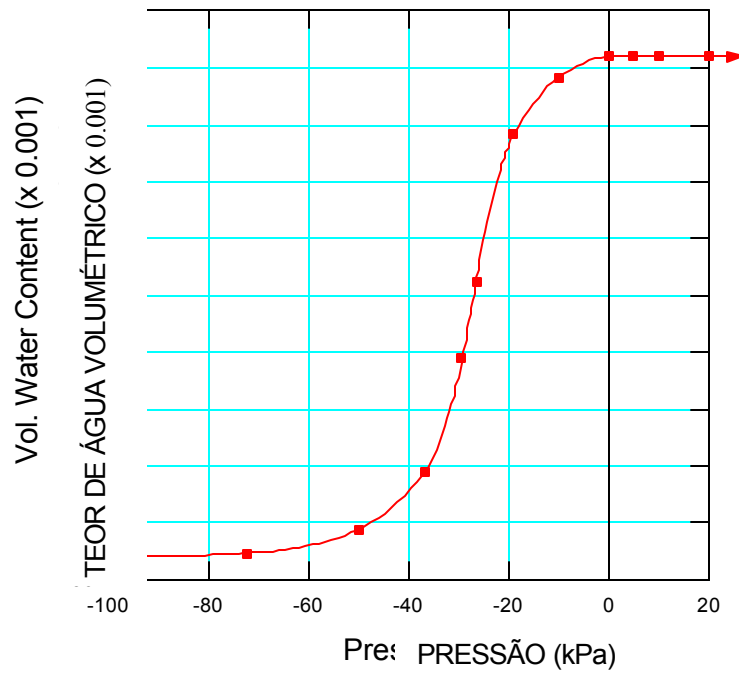


Figura 23 – Função de teor de água volumétrico versus pressão para areia.

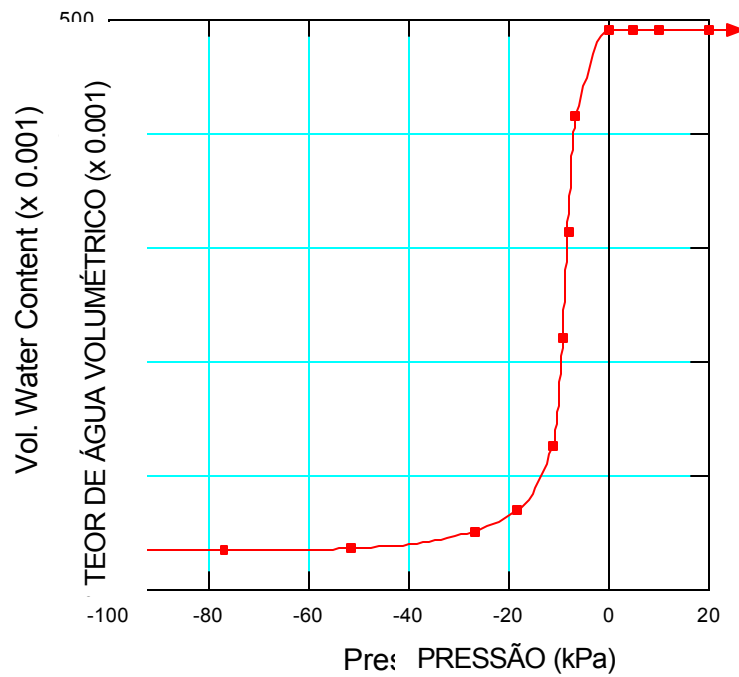


Figura 24 – Função de teor de água volumétrico versus pressão para argila.

4.4.6 – Estudo da Linha Freática

Com base nos parâmetros fornecidos ao módulo SEEP/W, como por exemplo, a carga total e a infiltração no solo da água da chuva, obtém-se, entre outros resultados, o posicionamento da linha freática. Porém, como só se conhecia a carga total no brejo, já que nas sondagens realizadas não foi encontrado o lençol freático, avaliou-se duas situações consideradas mais desfavoráveis em termos de contaminação do meio poroso: na primeira situação foram fornecidos ao programa SEEP/W dados que levavam o traçado da linha freática para uma posição de 30 metros abaixo da superfície do terreno, ou seja, na profundidade correspondente ao término da sondagem do Furo 02; na segunda situação, considerou-se apenas a carga total no brejo, porém com a infiltração da água da chuva. As Figuras 25 e 26 apresentam o traçado da linha freática na seção transversal analisada da área do lixão, considerando ou não, respectivamente, a precipitação da chuva sobre o lixo.

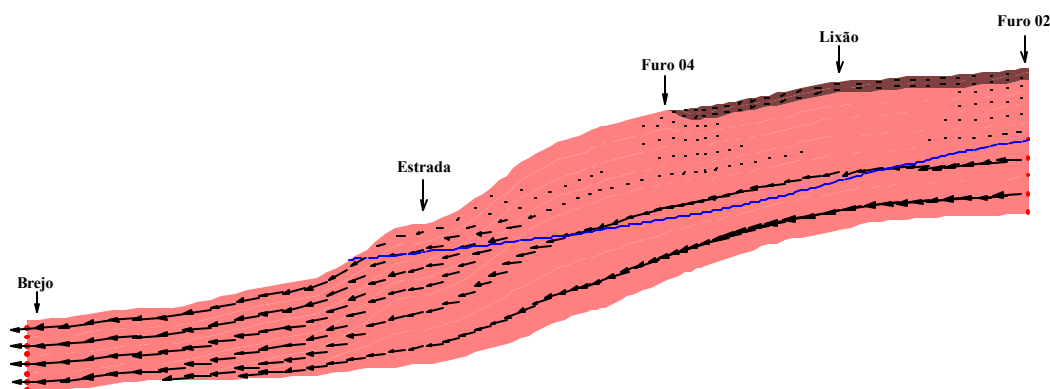


Figura 25 – Linha Freática Não Considerando a Precipitação de Chuva.

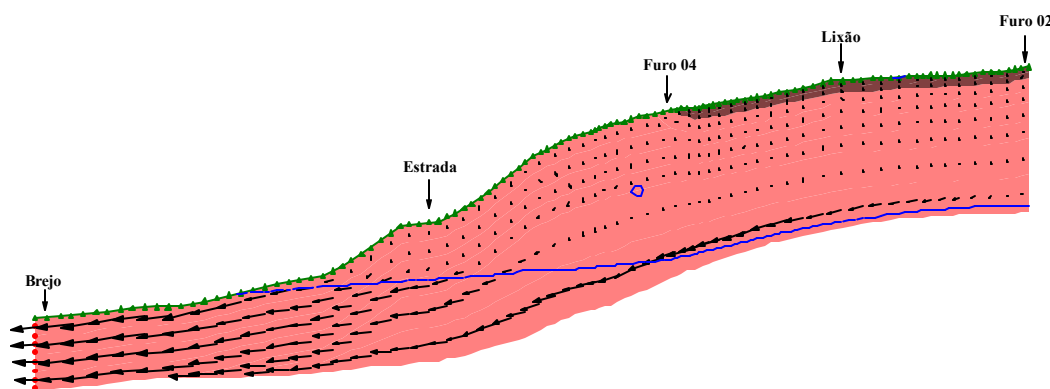


Figura 26 – Linha Freática Considerando a Precipitação de Chuva.

Admitiu-se, apesar da linha freática estar a uma cota menos elevada, que a Figura 26 representa melhor o problema, por apresentar gradientes de velocidade nos dois sentidos, vertical e horizontal, ocasionando, assim, uma maior percolação do contaminante no solo e, com isso, uma condição mais desfavorável para o estudo. Logo, o modelo utilizado para o estudo do transporte de contaminantes foi o que levou em conta a precipitação de chuva.

A Figura 27, 28 e 29 mostram, respectivamente, as isocurvas de carga total, as isocurvas de carga de pressão e a de velocidade de percolação na direção XY, todos estes gerados pelo programa em função dos dados apresentados.

790

Figura 27 – Isocurvas de Carga Total (m).

300

Figura 28 – Isocurvas de Carga de Pressão(m).

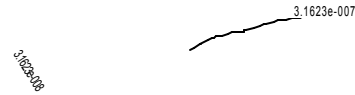


Figura 29 – Isocurvas de Velocidade XY (m/s).

4.4.7 – Parâmetros de Entrada no Programa CTRAN/W

Através dos resultados obtidos dos ensaios de coluna de lixiviação, foi possível calcular, de forma indireta, todos os parâmetros necessários neste módulo para gerar e analisar as plumas de contaminação no meio poroso de cada contaminante.

O parâmetro de difusão é fornecido ao programa através de uma função, em que esse é relacionado com o teor de água volumétrico do solo. O cálculo deste parâmetro se dá pelo produto do fator de tortuosidade τ (item 2.3.2.2), pelo coeficiente de difusão em solução livre D_0 , que tem seus valores tabelados (Quadro 2). Considerou-se a difusão constante em relação à porosidade do solo e, foi fornecida ao programa uma função constante para cada elemento químico em cada solo, como é mostrado nas Figuras 30 a 35.

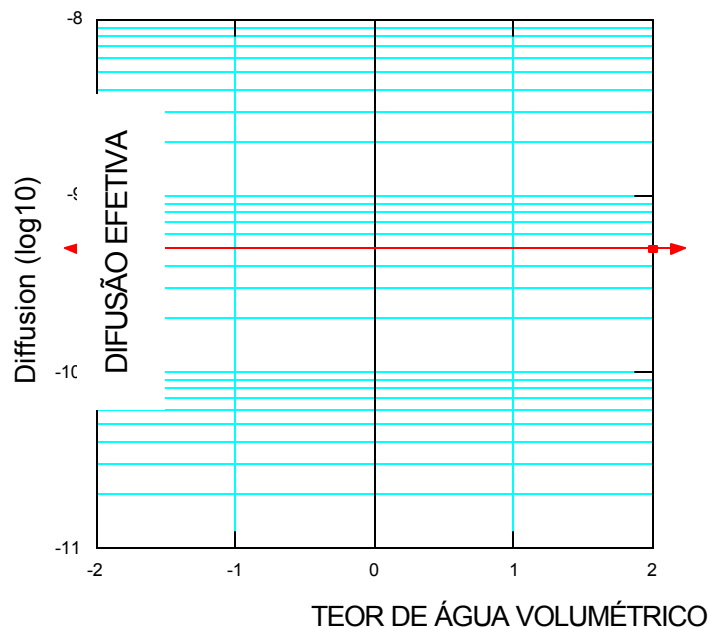


Figura 30 – Função de difusão efetiva (m^2/s) versus teor de água volumétrico do elemento cádmio na areia.

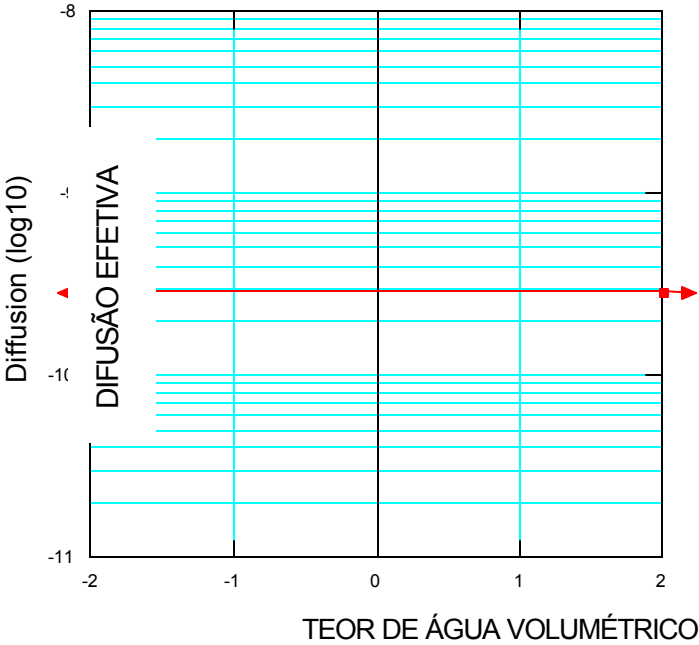


Figura 31 – Função de difusão efetiva (m^2/s) versus teor de água volumétrico do elemento cádmio na argila.

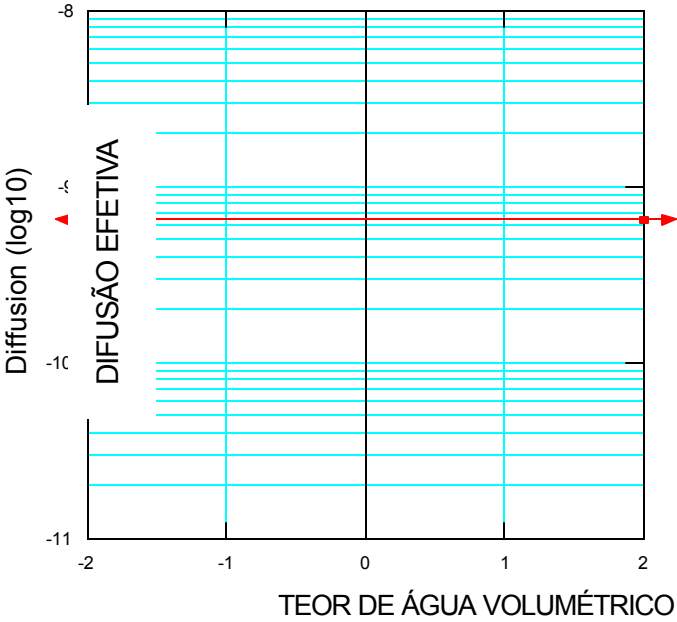


Figura 32 – Função de difusão efetiva (m^2/s) versus teor de água volumétrico do elemento chumbo na areia.

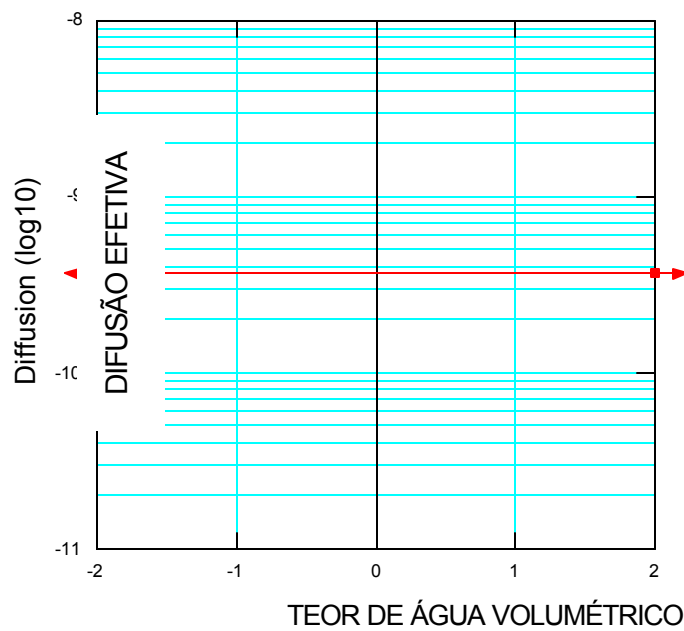


Figura 33 – Função de difusão efetiva (m²/s) versus teor de água volumétrico do elemento chumbo na argila.

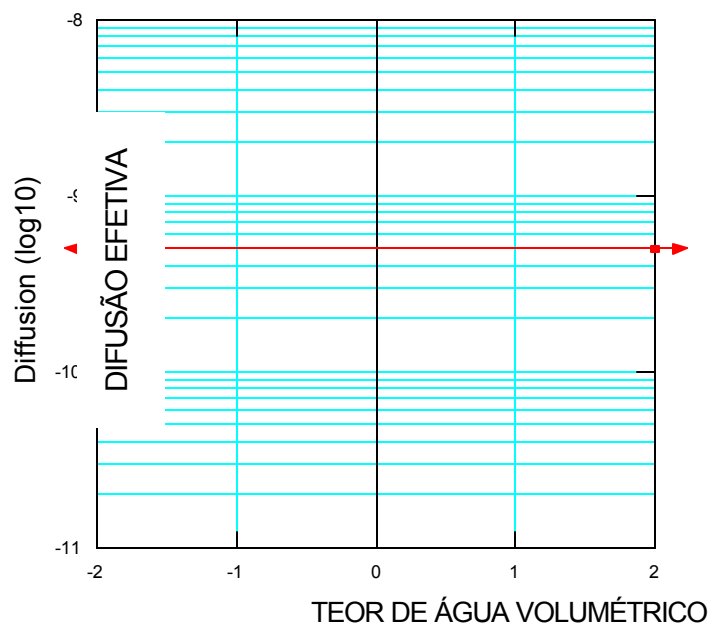


Figura 34 – Função de difusão efetiva (m²/s) versus teor de água volumétrico do elemento cobre na areia.

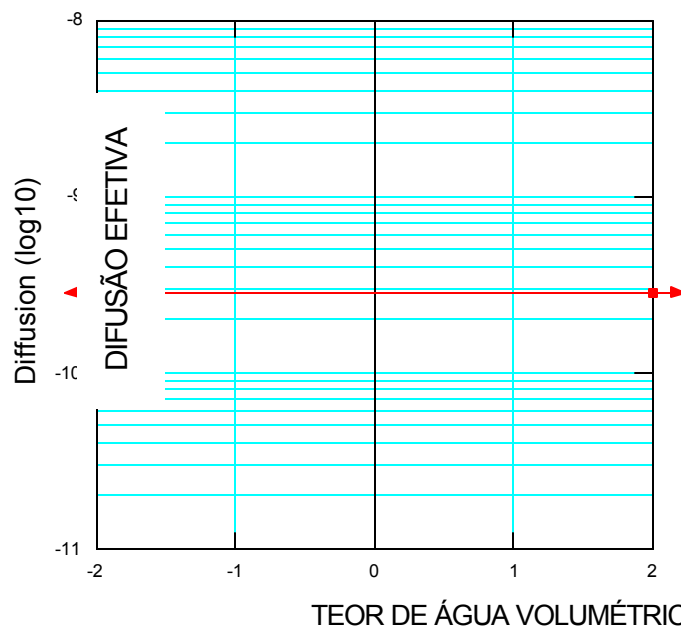


Figura 35 – Função de difusão efetiva (m^2/s) versus teor de água volumétrico do elemento cobre na argila.

Outros parâmetros a serem fornecidos ao programa CTRAN/W são os valores da dispersividade longitudinal e transversal do solo. Como já mencionado anteriormente neste capítulo, adotou-se, de acordo com ROWE e outros (1995), para a dispersividade longitudinal o valor de 100 metros. Os números de Peclet (P) e de Courant (C) encontrados nas análises são apresentados no Quadro 14.

Quadro 14 – Limites de Peclet e Courant na Análise Numérica.

ELEM.	PECLET		PECLET		COURANT		COURANT	
	X		Y		X		Y	
	MÍN	MÁX	MÍN	MÁX	MÍN	MÁX	MÍN	MÁX
Cádmio	0,002671	0,262173	0,022568	0,685409	0	0,262947	0	0,375051
Chumbo	0,002624	0,262160	0,022568	0,685238	0	0,262947	0	0,375051
Cobre	0,002672	0,262173	0,022568	0,685413	0	0,262947	0	0,375051

Os valores do peso específico dos solos secos e das porosidades dos solos são também fornecidos ao programa, sendo calculados a partir de ensaios de caracterização.

Já a sorção é fornecida ao programa também através de funções definidas através da equação (2.20) e apresentadas nas Figuras 36 a 41. O coeficiente de partição K_p é definido a partir do fator de retardamento obtido no ensaio de lixiviação e é exatamente o valor da inclinação das retas das funções. A sorção é, portanto, o resultado do produto da concentração, C , pelo coeficiente, K_p (equação 2.15).

Resume-se todos os parâmetros de transporte fornecidos para a análise numérica no Quadro 15.

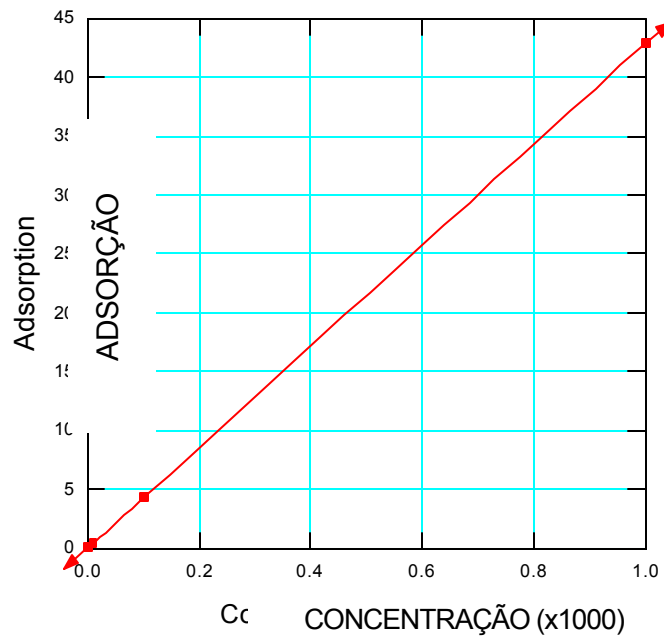


Figura 36 – Função da adsorção (m^3/g) versus concentração do elemento cádmio na areia.

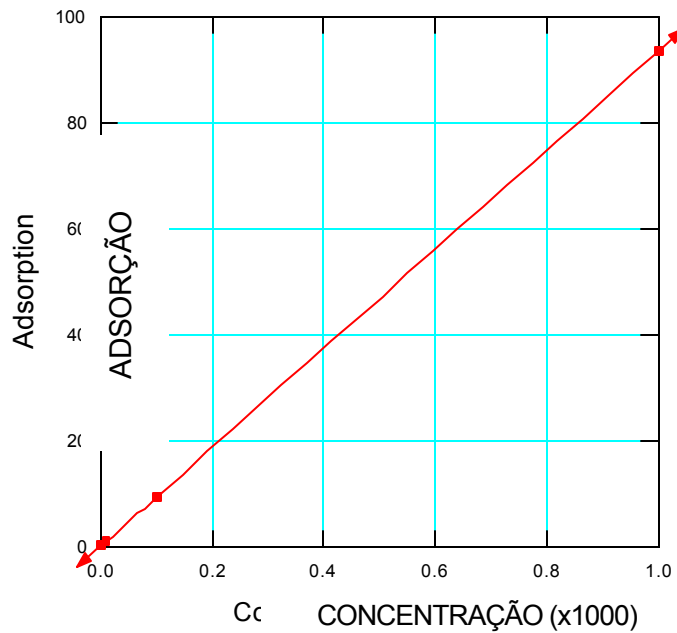


Figura 37 – Função da adsorção (m^3/g) versus concentração do elemento cádmio na argila.

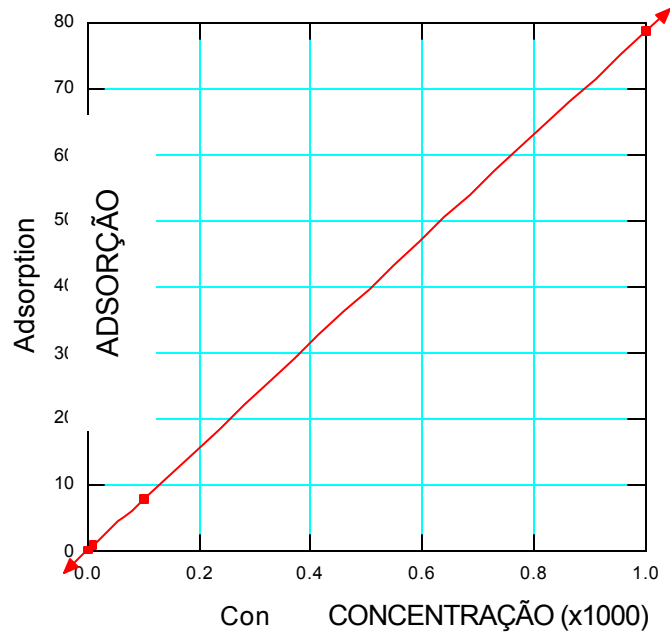


Figura 38 – Função da adsorção (m^3/g) versus concentração do elemento chumbo na areia.

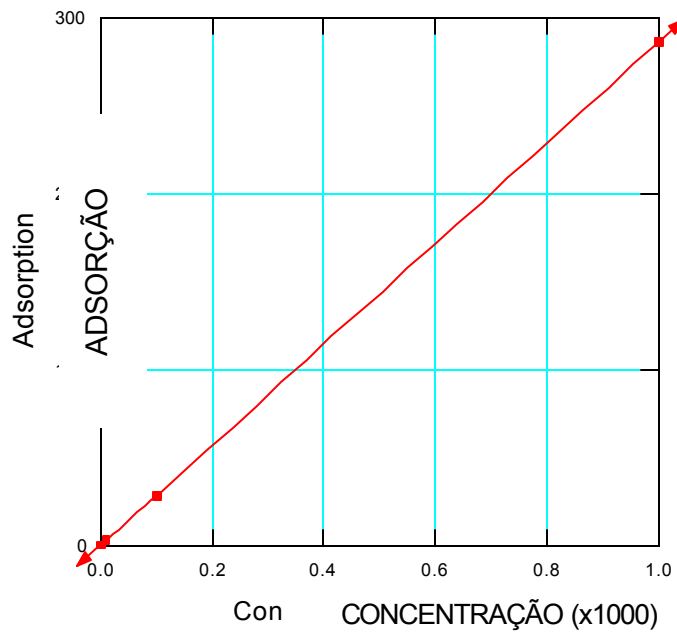


Figura 39 – Função da adsorção (m^3/g) versus concentração do elemento chumbo na argila.

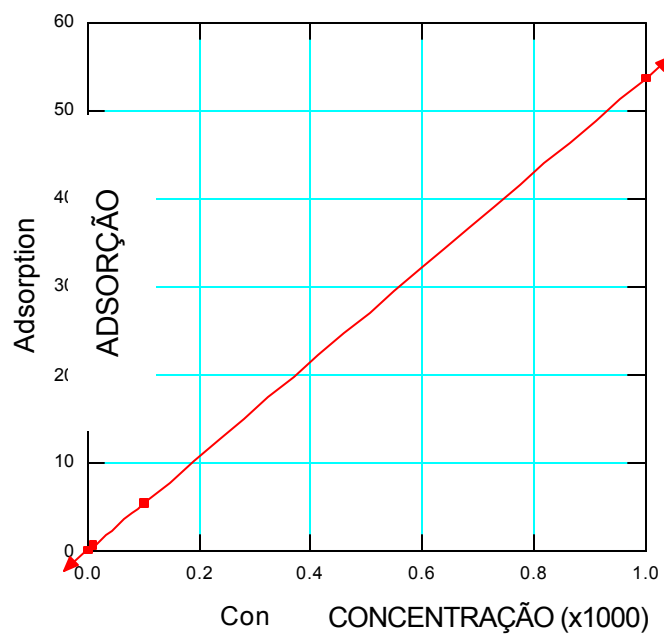


Figura 40 – Função da adsorção (m³/g) versus concentração do elemento cobre na areia.

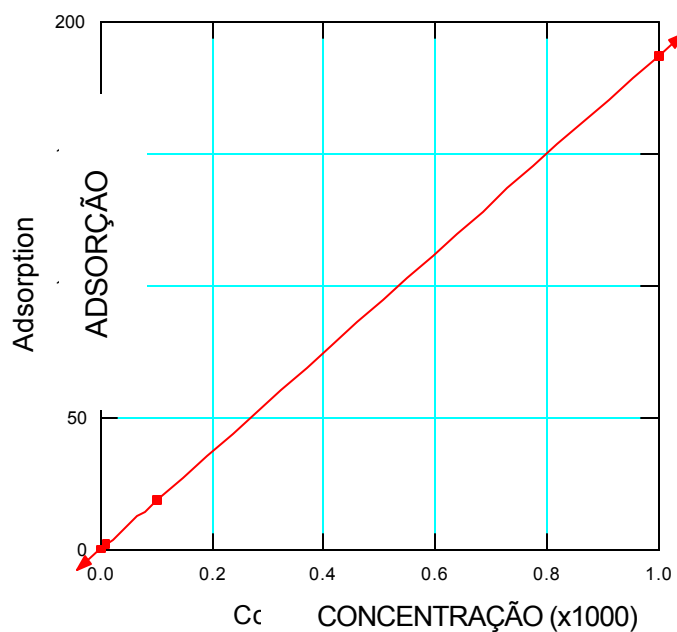


Figura 41 – Função da adsorção (m³/g) versus concentração do elemento cobre na argila.

Quadro 15 – Parâmetros de Transporte Fornecidos para Análise Numérica.

ELEM. QUÍMICO	SOLO	PARÂMETROS										
		Condutividade k (m/s)	Teor de água volumétr. θ	Porosidade n (%)	Fator de retardam R_d	Tortuosi- dade τ	Coef. de difusão em solução livre D_0 (m ² /s)	Coef. de difusão efetivo D_e (m ² /s)	Dispers longit. α_L (m)	Dispers transv. α_T (m)	Peso espec. seco γ (g/m ³)	Coef. de distrib. K_d (m ³ /g)
CÁDMIO	Areia	7,09E-07	5,10E-01	51,00	2,20	0,70	7,17E-10	5,02E-10	100	33,33	1,43E06	4,29E-07
	Argila	2,10E-05	4,90E-01	49,00	2,80	0,40	7,17E-10	2,87E-10	100	33,33	9,44E05	9,35E-07
CHUMBO	Areia	7,09E-07	5,10E-01	51,00	3,20	0,70	9,25E-10	6,48E-10	100	33,33	1,43E06	7,86E-07
	Argila	2,10E-05	4,90E-01	49,00	6,50	0,40	9,25E-10	3,70E-10	100	33,33	9,44E05	2,86E-06
COBRE	Areia	7,09E-07	5,10E-01	51,00	2,50	0,70	7,13E-10	4,99E-10	100	33,33	1,43E06	5,36E-07
	Argila	2,10E-05	4,90E-01	49,00	4,60	0,40	7,13E-10	2,85E-10	100	33,33	9,44E05	1,87E-06

4.4.8 – Resultados da Percolação dos Contaminantes

Nesta fase do trabalho, foi utilizado o módulo computacional CTRAN/W para avaliar e analisar o transporte dos contaminantes cádmio, chumbo e cobre nas camadas de solo da área do lixão. A pluma de contaminação de cada elemento químico foi avaliada para um período de 100 anos.

4.4.8.1 – Cádmio

As Figuras 42, 43, 44 e 45 apresentam as plumas de contaminação do elemento químico cádmio após, respectivamente, 5, 25, 50 e 100 anos de exposição do mesmo sobre o solo natural sem proteção.

99.999

Figura 42 – Pluma de Contaminação do Cádmio Após 5 Anos de Exposição.

100

Figura 43 – Pluma de Contaminação do Cádmio Após 25 Anos de Exposição.

Figura 44 – Pluma de Contaminação do Cádmio Após 50 Anos de Exposição.

Figura 45 – Pluma de Contaminação do Cádmio Após 100 Anos de Exposição.

4.4.8.2 – Chumbo

As Figuras 46, 47, 48 e 49 apresentam as plumas de contaminação do elemento químico chumbo após, respectivamente, 5, 25, 50 e 100 anos de exposição do mesmo sobre o solo natural sem proteção.

Figura 46 – Pluma de Contaminação do Chumbo Após 5 Anos de Exposição.

100

Figura 47 – Pluma de Contaminação do Chumbo Após 25 Anos de Exposição.

100

Figura 48 – Pluma de Contaminação do Chumbo Após 50 Anos de Exposição.

100

Figura 49 – Pluma de Contaminação do Chumbo Após 100 Anos de Exposição.

4.4.8.3 – Cobre

As Figuras 50, 51, 52 e 53 apresentam as plumas de contaminação do elemento químico cobre após, respectivamente, 5, 25, 50 e 100 anos de exposição do mesmo sobre o solo natural sem proteção.

99.96

Figura 50 – Pluma de Contaminação do Cobre Após 5 Anos de Exposição.

100

Figura 51 – Pluma de Contaminação do Cobre Após 25 Anos de Exposição.

100

Figura 52 – Pluma de Contaminação do Cobre Após 50 Anos de Exposição.

100

Figura 53 – Pluma de Contaminação do Cobre Após 100 Anos de Exposição.

4.4.8.4 – Comparação Entre as Plumas dos Contaminantes

Para comparar a percolação dos três contaminantes nas camadas de solo do lixão, optou-se em agrupar as diversas plumas de contaminantes em um mesmo intervalo de tempo, como é mostrado nas Figuras 54 a 65.

- Aos 5 anos:

99,96

Figura 54 – Pluma de Contaminação do Cádmio.

99,96

Figura 55 – Pluma de Contaminação do Chumbo.

99,96

Figura 56 – Pluma de Contaminação do Cobre.

- Aos 25 anos:

100

Figura 57 – Pluma de Contaminação do Cádmio.

100

Figura 58 – Pluma de Contaminação do Chumbo.

100

Figura 59 – Pluma de Contaminação do Cobre.

- Aos 50 anos:

100

Figura 60 – Pluma de Contaminação do Cádmio.

100

Figura 61 – Pluma de Contaminação do Chumbo.

100

Figura 62 – Pluma de Contaminação do Cobre.

- Aos 100 anos:

100

Figura 63 – Pluma de Contaminação do Cádmio.

100

Figura 64 – Pluma de Contaminação do Chumbo.

Figura 65 – Pluma de Contaminação do Cobre.

4.4.8.5 – Análise dos Resultados

Pode-se observar que o elemento químico cádmio apresentou uma maior facilidade de percolar pelo meio poroso do que os outros elementos, como mostram as Figuras 54, 57, 60 e 63. Já o elemento mais lento em se locomover no solo foi o chumbo. Este fato já havia sido notado anteriormente nos trabalhos apresentados por MATOS e outros (1999). Este fato deve-se ao valor do fator de retardamento do elemento chumbo ser maior do que o fator de retardamento do elemento cádmio.

A partir dos resultados obtidos das análises numéricas, pode-se concluir que a contaminação do lençol freático por metais pesados na região do lixão da cidade de Viçosa – MG, em função da disposição dos resíduos, é inexistente. A área está sendo usada há cerca de 4 anos e, neste período, os metais pesados penetraram só em um ou dois metros da camada superficial do solo como pode ser visto nas Figuras 66 e 67.



Figura 66 – Vista 1 da infiltração de chorume no solo sob o lixão de Viçosa.



Figura 67 – Vista 2 da infiltração de chorume no solo sob o lixão de Viçosa.

5. RESUMO, CONCLUSÕES E SUGESTÕES

No presente trabalho, realizou-se uma análise numérica, utilizando o método dos elementos finitos, para avaliar o transporte de contaminantes e o nível de contaminação por metais pesados na área do lixão do Município de Viçosa – MG, situada na rodovia que liga o Município de Viçosa ao de Porto Firme, a uma distância de aproximadamente 10Km do centro da cidade de Viçosa.

Foi executado, primeiramente, um levantamento plani-altimétrico da área do lixão e, em seguida, uma prospecção do terreno através de furos de sondagem à percussão. Amostras deformadas e indeformadas dos solos foram coletadas para ensaios de caracterização, permeabilidade e lixiviação. O ensaio de coluna de lixiviação foi somente executado com amostras indeformadas e seguiu uma metodologia padrão. Inicialmente, foram moldados e saturados, por capilaridade, 6 (seis) colunas de solo (três argilosos e três siltosos) com 10cm de altura e 4,7cm de diâmetro. Em seguida, as colunas foram interligadas a um sistema de alimentação composto por frascos de Mariotte que fez-se, primeiramente, percolar água deionizada pelas colunas de solo, para que, posteriormente, fosse iniciada a aplicação da solução contaminante. Por fim, os efluentes contaminados por cádmio, chumbo e cobre foram coletados em frascos totalmente esterilizados, numerados e de volumes conhecidos para serem analisados por um espectrofotômetro de absorção atômica, obtendo, assim, a concentração relativa de cada metal pesado em relação ao volume de poros de cada amostra.

Pelos resultados alcançados no ensaio de lixiviação, foi possível traçar as curvas de eluição de cada contaminante em cada solo estudado e, através destes, obteve-se os parâmetros de transporte R_d (fator de retardamento) e D_h (coeficiente de dispersão hidrodinâmica). A partir destes dados, conseguiu-se estimar, em um estudo de 100 anos, as plumas de contaminação de cada metal pesado.

As principais conclusões obtidas com a realização do presente trabalho são:

- i) Apesar do ensaio de coluna de lixiviação exigir algumas semanas para ser executado, esse mostrou ser um ensaio confiável e de fácil execução;
- ii) Os parâmetros de transporte de contaminante R_f e D_h , obtidos para os metais pesados estudados no ensaio de coluna de lixiviação apresentaram valores semelhantes aos encontrados na literatura (MATOS e outros (1999));
- iii) O cádmio foi o metal pesado transportado mais rapidamente;
- iv) O chumbo foi o metal pesado transportado mais lentamente;
- v) O fato do solo estar não-saturado tornou o processo de transporte muito mais lento. Quando as plumas alcançavam o lençol freático, passavam a se mover mais rapidamente;
- vi) Como o lixão de Viçosa está funcionando há cerca de 4 anos, no local analisado, o estudo feito nesta tese mostrou que a área do lixão pode ser considerada ainda com baixos níveis de contaminação, podendo ser utilizada para se instalar um aterro sanitário projetado para receber o lixo domiciliar, industrial e hospitalar do município de Viçosa.

Para finalizar, faz-se as seguintes sugestões para trabalhos futuros:

- i) Executar um número maior de sondagens na área do Lixão, procurando revestir as paredes dos furos, para que seja possível chegar a profundidades mais elevadas e, com isso, alcançar o lençol freático;
- ii) Instalar piezômetros nos furos de sondagem para um melhor monitoramento das camadas de solo e do lençol freático;
- iii) Coletar amostras de água dos furos de sondagem, periodicamente, para análises químicas e bacteriológicas, a fim de se verificar a confiabilidade dos resultados obtidos computacionalmente;
- iv) Coletar e analisar o chorume do lixão a fim de se comparar a sua constituição com a padronizadas pelo CONAMA;

- v) Realizar o ensaio de coluna de lixiviação com um número maior de elementos químicos na solução contaminante, para que este represente melhor o chorume produzido pelos resíduos do lixo;
- vi) Determinar parâmetros de fluxo e transporte para os solos não saturados;
- vii) Variar a concentração de chorume com o tempo na análise computacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMOWITZ, M.; SEGUN, I.A. **Handbook of mathematical functions**. Dover Publications, New York, 1968. 1046p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 6484**; Execução de sondagens de simples reconhecimento dos solos. Rio de Janeiro, 1980. 12p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 7250**; Identificação e descrição de amostras de solo obtidas em sondagens de simples reconhecimento dos solos. Rio de Janeiro, 1982. 9p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 8419**; Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992. 7p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 8849**; Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1985. 9p.

AZEVEDO, R.F. **Projeto executivo do Aterro Sanitário do Município de Viçosa (MG)**. Viçosa, 2001. 33p.

BUENO, B.S.; VILAR, O.M. **Mecânica dos solos**. Imprensa Universitária da Universidade Federal de Viçosa, 1980. 131p.

CAMPOS, T.M.; ELBACHÁ, A.T. Avaliação do fator de retardamento por adsorção no transporte de zinco em solos argilosos. In: SIMPÓSIO SOBRE BARRAGENS DE REJEITOS E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS, Regeo'91, 1991, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: [s.n.], 1991. p. 82-271.

DANIEL e SHACKELFORD, 1988 – Consultar SHACKELFORD, 1993.

DOMENICO e SCHWARTZ, 1990 – Consultar ROWE e outros, 1995.

FETTER, 1993 – Consultar RITTER, 1995.

FOLKES, D.J. Fifth Canadian Geotechnical Colloquium: Control of contaminant migration by the use of liners. **Canadian Geotechnical Journal**, v.19, 1982. p. 320-344.

FOSTER e outros, 1993 – Consultar SANTOS, 1996.

FREEZE, R.A. & CHERRY, J.A. **Groundwater**. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1979.

GARTNER LEE e ASSOCIATES LTD., 1986 – Consultar ROWE, 1988.

GILLHAM, 1987 – Consultar RIBEIRO, 1991.

GOODALL, D.C.; QUIGLEY, R.M. Pollutant migration from two sanitary landfill sites near Samia, Ontario. **Canadian Geotechnical Journal**, v.14, 1977. p. 223-236.

HADERMANN, 1980 – Consultar RIBEIRO, 1991.

IBGE, 1991 – Consultar PRANDINI e outros, 1995.

LERMAN, 1979 – Consultar RITTER e outros, 1995.

LUCKNER e SCHESTACOW, 1991 – Consultar SANTOS, 1996.

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

MATOS, A.T.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F.; MARTINEZ, M.A. **Retardation factors and the dispersion-diffusion coefficients of Zn, Cd, Cu and Pb in soils from Viçosa – MG, Brazil**. Transaction of the ASAE, American Society of Agricultural Engineers, v.42(4), 1999. p. 903-910.

MOELL, 1977 – Consultar FOLKES, 1982.

NIELSEN e BIGGAR, 1962 – Consultar MATOS, 1995.

OGATA, A.; BANKS, R. **A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media.** U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 411-A, 1961.

PASTORE, E.L.; COLMANETTI, J.P.; MONTEIRO, S.A.; PEREIRA, J.H.F. Avaliação da eficiência de alternativas de impermeabilização da base do aterro sanitário de Brasília – DF através de simulação numérica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, Regeo'99, 1999, São José dos Campos. **Anais...** São José dos Campos: [s.n.], 1999. p. 448-455.

PERKINS e JOHNSTON, 1963 – Consultar SHACKELFORD, 1993.

PINTO, L.E.K. **Curso de topografia.** Centro editorial e Didático da Universidade Federal da Bahia, 1992. 339p.

PRANDINI, F.L.; D'ALMEIDA, M.L.O.; JARDIM, N.S.; MANO, V.G.T. & WELLS, C. **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado.** 1^a Edição, São Paulo, IPT/ABGE/CEMPRE. Publicação IPT 2163, 1995. 278p.

RAMOS, V.B.N. **Fatores de retardamento e coeficientes de dispersão-difusão de zinco e cobre obtidos usando soluções mono e multiespécies.** Viçosa: UFV, 1998. 49p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, 1998.

REDDI, L.N.; INYANG, H.I. **Geoenvironmental Engineering – Principles and Applications.** Marcel Dekker, 2000. 494p.

RIBEIRO, S.G.S. **Um estudo numérico do transporte de poluentes em meios porosos saturados.** Rio de Janeiro: PUC/RJ, 1991. 129p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 1991.

RISSO, 1994 – Consultar SANTOS, 1996.

RITTER, E.; EHRLICH, M.; BARBOSA, M.C. A difusão molecular no transporte de contaminantes através dos solos. In: SIMPÓSIO SOBRE BARRAGENS DE REJEITO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUO, Regeo'95, 1995, Ouro Preto. **Anais...** Ouro Preto: [s.n.], 1995. v.2, p. 409-424.

ROWE, R.K. Eleventh Canadian Geotechnical Colloquium: Contaminant migration through groundwater – the role of modelling in the design of barriers. **Canadian Geotechnical Journal**, v.25, 1988. p. 778-798.

ROWE, R.K.; QUIGLEY, R.M. & BOOKER, J.R. **Clayey barrier systems for waste disposal facilities**. E & SPON, Londres, 1995. 390p.

SANTOS, P.C.V. **Estudo da contaminação de água subterrânea por percolado de aterro de resíduo sólidos – Caso Jockey Club – DF**. Brasília: UnB, 1996. 135p. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) – Universidade de Brasília, 1996.

SHACKELFORD, C.D. **Geotechnical practice for waste disposal**. Capítulo 3. Chapman & Hall, Londres, 1993. p. 33-65.

SHACKELFORD, C.D.; ROWE, R.K. Contaminant transport modeling. In: CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS. **Proceedings...** Lisboa, 1998. p. 939-956.

SHACKELFORD e DANIEL, 1991 – Consultar REDDI e INYANG, 2000.

SHACKELFORD e DANIEL, 1991 – Consultar RITTER e outros, 1995.

SHACKELFORD e DANIEL, 1991 – Consultar SHACKELFORD, 1993.

SMITH, 1984 – Consultar RIBEIRO, 1991.

SOUSA, H.A. **Estudo da contaminação ambiental na área do aterro sanitário da BR-040, da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte – MG**. Ouro Preto: UFOP, 1998. 143p. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade Federal de Ouro Preto, 1998.

TAUHATA e ALMEIDA, 1981 – Consultar RIBEIRO, 1991.

van GENUCHTEN, M.T.; WIERENGA, P.J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. In: KLUTE, A. (ed.). **Methods of soil analysis**: part 1 – Physical and mineralogical methods, Madison: Soil Science Society of America, 1986. p. 1025-1054.