

CONTAMINAÇÃO DO SOLO E DE ÁGUAS SUB-SUPERFICIAIS POR METAIS PESADOS NO ANTIGO LIXÃO DE VIÇOSA, MG, BRASIL

Soil and underground water contamination study by heavy metals in the old dump of Viçosa, MG, Brazil

Izabel Duarte Azevedo*

Roberto Francisco de Azevedo**

André Luciano de Carvalho***

Antônio Teixeira de Matos****

Cleidimar Rejane Nascentes*****

Resumo – No Brasil ainda é pouco comum a existência de sistemas eficientes de coleta seletiva de lixo. Por este motivo, os resíduos sólidos urbanos (RSU) contêm, frequentemente, materiais tóxicos tais como pilhas, baterias, tintas, lâmpadas fluorescentes e produtos químicos. Estes resíduos liberam metais pesados que podem vir a contaminar o solo e águas subterrâneas com os percolados de aterros sanitários. Sendo assim, neste trabalho avalia-se o transporte de quatro metais pesados, zinco, cobre, cádmio e chumbo, na área em que foram depositados os RSU do Município de Viçosa, MG, Brasil, durante cerca de quinze anos. Inicialmente, foi executado um levantamento planialtimétrico da área do antigo *lixão*. Em seguida, foram realizados ensaios SPT para determinar a estratigrafia e a espessura da camada de resíduos. O padrão de fluxo na área foi determinado a partir de piezômetros instalados nos furos de sondagem. Coletaram-se amostras deformadas e indeformadas dos solos para a determinação de propriedades geotécnicas, de coeficiente de permeabilidade e de parâmetros de transporte dos metais pesados nestes solos. A evolução da pluma de contaminação com cada metal foi avaliada por meio de análise numérica, e os resultados numéricos de concentrações de cada metal pesado foram comparados com os observados no campo. De modo geral, as comparações foram satisfatórias e as concentrações obtidas permitiram concluir que a contaminação com Cu, Pb, Cd e Zn de águas sub-superficiais na região do antigo *lixão* de Viçosa é insignificante.

Synopsis – In Brazil it still is unusual the existence of efficient selective waste collection systems. Thus, frequently, municipal solid wastes (MSW) have toxic materials such as, batteries, paints, fluorescent bubbles and chemical products. These residues release heavy metals which may contaminate the soil and groundwater in sanitary landfills. Therefore, this paper evaluates the transport of four heavy metals, zinc, copper, cadmium and plumb in the area that was used during fifteen years to dispose the MSW of the District of Viçosa, MG, Brazil. Initially, the topography of the area was obtained. Following, SPT tests were performed to determine the stratigraphy and the thickness of the residues. The flow pattern in the area was determined with piezometers installed in the boreholes. Disturbed and undisturbed soil samples were collected to determine geotechnical parameters, the soil permeability coefficient and the four metals transport parameters. A numerical study was performed to evaluate the contaminant plume movement of each metal and the numerical concentrations were compared to the ones verified in the field. In general, the comparisons were satisfactory and allowed to conclude that the contamination of the water table by Cu, Pb, Cd e Zn in the region of Viçosa old dump is insignificant.

* DSc. Professora Adjunto IV – Universidade Federal de Viçosa – iazevedo@ufv.br

** PhD. Professor Titular – Universidade Federal de Viçosa – razevedo@ufv.br

*** MSc. Universidade Federal de Viçosa – andreluciano2001@yahoo.bom.br

**** DSc. Professor Adjunto IV – Universidade Federal de Viçosa – atmatos@ufv.br

***** MSc. Universidade Federal de Viçosa – rejananascentes@zipmail.com.br

1 INTRODUÇÃO

O hábito de enterrar o lixo constitui uma das formas mais antigas de disposição de resíduos sólidos. Povos da Mesopotâmia (2500 a.C.), os Nabatus, enterravam seus resíduos domésticos e agrícolas em trincheiras escavadas no solo que, depois de algum tempo eram abertas e o produto resultante da decomposição da matéria orgânica era removido e utilizado como fertilizante orgânico na produção de cereais (Corrêa Sobrinho, 2000). Este hábito também permitia ao homem primitivo apagar vestígios de sua presença em um local para assim se proteger de ataques. Ao longo dos tempos os resíduos de aglomerações urbanas foram sendo amontoados em áreas afastadas. Porém, somente a partir do final do século passado começou a existir uma maior preocupação com o aspecto sanitário e a com possibilidade de transmissão de doenças.

A disposição sobre o terreno natural tem sido o destino mais usual dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em todo o mundo. Nos países menos desenvolvidos a disposição no solo representa entre 95% a 100% dos RSU gerados. Verificou-se ainda que cerca de 60% a 70% dos RSU gerados no mundo são dispostos sobre o terreno em condições não adequadas (Boscov *et al.*, 2000).

De acordo com pesquisa realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2002), o Brasil produzia em 2000 cerca de 240.000 toneladas/dia de lixo (estima-se que, atualmente, este valor seja de 280.000 toneladas/dia) das quais 125280 toneladas/dia eram de origem domiciliar, grande parte das quais não era coletada, sendo lançada, desordenadamente, em encostas, cursos d'água e outros. Do total coletado, 63,6% eram dispostos a céu aberto, 18,4% em aterros controlados, 13,8% em aterros sanitários e ao restante era dado algum tipo de tratamento tais como, reciclagem, compostagem ou incineração.

A incidência da água de chuva sobre os resíduos origina um líquido, comumente chamado de percolato, formado pela água que infiltra nos resíduos e pelo chorume - líquido altamente poluidor, originado da decomposição da matéria orgânica dos resíduos domiciliares, formado a partir de enzimas expelidas por bactérias de decomposição e de água de constituição (Orth, 1981). Normalmente, o percolato transporta uma série de compostos químicos e biológicos e sua infiltração no solo, da zona não saturada até o lençol freático, pode poluir os mananciais de águas sub-superficiais ou subterrâneas. Sendo assim, os depósitos de lixo podem comprometer as águas profundas imediatamente ou após alguns decênios.

No passado, o enfoque tradicional no projeto de aterros de resíduos era de que a vazão de água do lençol freático teria a capacidade de diluir, dispersar ou atenuar a infiltração do percolato, reduzindo a concentração de qualquer poluente em níveis ecologicamente aceitáveis, se os resíduos fossem dispostos em regiões com subsolo altamente permeável.

Desde a década de 70, principalmente nos países mais desenvolvidos, vêm sendo tomadas medidas para proteger e descontaminar águas subterrâneas. A propagação de contaminantes no subsolo se dá, em geral, de forma lenta, mas uma vez ocorrendo uma contaminação significativa, seus efeitos podem ser sentidos por longo tempo e as medidas corretivas, quando possíveis, são, em geral, extremamente onerosas e lentas.

No caso particular do Município de Viçosa, a disposição de lixo vinha sendo realizada sem qualquer controle ou avaliação do processo de contaminação dos materiais presentes em sub-superfície, aí incluído o lençol d'água. Desta forma, este trabalho consistiu em avaliar a eventual contaminação por metais pesados, chumbo, cobre, cádmio e zinco, da área onde foi depositado o lixo do município por um período de, aproximadamente, 10 anos, e que foi desativada pela Prefeitura Municipal há cerca de 5 anos.

A análise foi feita numericamente e com medições *in situ*. Para isto, foram determinados os parâmetros de transporte de quatro metais pesados (zinco, cádmio, cobre e chumbo) nos

solos do local em ensaios em coluna de lixiviação. Foi realizada uma análise numérica das características do fluxo subterrâneo na região, bem como a movimentação de plumas de contaminantes e, por fim, as concentrações obtidas numericamente foram comparadas com as medidas no campo em relação aos quatro metais pesados estudados (Carvalho, 2002).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Resíduos sólidos

Resíduo sólido é todo e qualquer material sólido, semi-sólido ou semi-líquido, considerado inútil, descartável ou indesejável, gerado em atividades humanas, tais como subprodutos e descartes de indústrias, rejeitos de mineração, além de lixo e lodo provenientes de tratamento de esgoto.

O resíduo sólido pode ser classificado por sua origem, natureza física, composição química e pelos riscos potenciais ao meio ambiente. Quanto à periculosidade, este resíduo é classificado conforme mostrado no Quadro 1.

Nos poluentes industriais, os constituintes que trazem maior preocupação são os compostos orgânicos e os metais pesados.

Quadro 1 – Classificação de resíduos quanto à periculosidade

Categoria	Característica
Classe I (Perigosos)	Apresentam risco à saúde pública ou ao meio ambiente, caracterizando-se por possuir uma ou mais das seguintes propriedades: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
Classe II (Não-Inertes)	Podem ter propriedades como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, porém não se enquadram como resíduo I ou III.
Classe III (Inertes)	Não tem constituinte algum solubilizado em concentração superior ao padrão de potabilidade de águas.

Fonte: ABNT (1987)

É importante ressaltar que, no Brasil, apesar dos RSU serem classificados como resíduos Classe II, frequentemente, incluem materiais altamente tóxicos. Resíduos industriais perigosos, tais como pilhas, baterias, tintas, lâmpadas fluorescentes e produtos químicos de modo geral, que contêm metais pesados e solventes orgânicos são, muitas vezes, dispostos em áreas destinadas aos resíduos domésticos, ampliando as formas de poluição e contaminação que esses resíduos podem causar ao meio ambiente. Mello e Boscov (1998), consideram prudente classificar os resíduos domiciliares brasileiros como resíduos perigosos (Classe I), dada a inexistência de um processo eficiente de coleta seletiva do lixo.

Os resíduos sólidos depositados a céu aberto ou em células de aterros sanitários estão sujeitos à decomposição por atividades físicas, químicas e biológicas, que resulta em geração de subprodutos sólidos, líquidos e gasosos. A taxa de decomposição é função dos materiais constituintes destes resíduos, da quantidade de oxigênio disponível, da umidade, da temperatura e dos microrganismos presentes (Mota, 1974).

No início da decomposição da massa do lixo, ocasião em que as temperaturas são elevadas, é verificada intensa atividade aeróbia, com consequente redução de oxigênio no meio e produção de gás carbônico e vapor de água. Nesta fase, a matéria orgânica é rapidamente decomposta. A diminuição da concentração de oxigênio proporciona o desenvolvimento de

condições propícias à anaerobiose. Nesta fase, ocorre intensa atividade digestiva de liquefação, com a formação de ácidos orgânicos que podem ser utilizados como alimento pelas bactérias metanogênicas (Mota, 1974).

Vários exemplos de composição de percolado podem ser encontrados na literatura. No Quadro 2 apresenta-se a faixa de variação de alguns parâmetros para chorumes de aterros brasileiros (Monteiro *et al.*, 2001).

Dentre os diversos fatores que contribuem para a formação do percolado, a pluviometria é um fator fundamental na quantidade de percolado produzido em depósitos de lixo a céu aberto ou em células de aterros sanitários. De maneira geral, a quantificação do percolado que alcança a base dos resíduos é fundamentada no balanço hídrico (Koerner e Daniel, 1998).

Os compostos químicos presentes no percolado podem sofrer uma série de reações de conversão e destruição quando percolam através do solo. A capacidade de cada tipo de solo em atenuar o poder poluente desse líquido é diferente.

Quadro 2 – Faixa de variação da composição de percolados de aterros brasileiros

Parâmetros	Faixa de variação		Parâmetros	Faixa de variação	
	Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo
pH	5,9	8,7	Cobre	0,0	1,2
DBO	480,0	19800,0	Manganês	0,1	26,0
DQO	966,0	28000,0	Ferro	0,2	6000,0
Cloretos	50,0	11000,0	Zinco	0,1	35,6
Sulfatos	0,0	1800,0	Cádmio	0,0	0,2
Nitrogênio total (Kjeldahl)	15,0	3140,0	Cromo total	0,0	3,9
Nitrogênio nitrato	0,0	5,5	Chumbo	0,0	2,3
Nitrogênio nitrito	0,0	0,1	Coliformes Fecais	49,0	4,9E7
Nitrogênio amoniacal	6,0	2900,0	Coliformes Totais	230,0	1,7E8
Fósforo Total	3,7	14,3			

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO - Demanda Química de Oxigênio.

Valores expressos em mg/L, exceto pH (adimensional) e Col. Totais e Fecais (Número Mais Provável por 100 mL);

Fonte: Monteiro *et al.*, 2001

Os principais mecanismos de alteração das características do percolado são a filtração mecânica, precipitação, co-precipitação, adsorção, diluição e dispersão, atividade microbiana, e volatilização (O’Leary e Walsh, 1997).

A filtração mecânica diminui a concentração de sólidos suspensos no percolado. A capacidade do solo em filtrar ou remover partículas suspensas depende da textura e da espessura da sua camada. A filtração é efetiva na limitação do deslocamento dos microrganismos, sendo a remoção de patógenos completa se a camada do solo for suficientemente espessa.

Mudanças que ocorrem nas condições microambientais, como temperatura, pH e composição da solução, quando o percolado se movimenta no aterro, podem resultar na imobilização de alguns de seus constituintes, os quais são convertidos em compostos insolúveis. A vantagem da precipitação como mecanismo de remoção de poluentes está em sua alta capacidade e baixa reversibilidade. Estes mecanismos são especialmente importantes na remoção de metais pesados.

Os processos de adsorção resultam na redução dos poluentes, que se ligam quimicamente a minerais argilosos, óxidos hidratados e matéria orgânica do solo. A capacidade de adsorção não específica dependerá da disponibilidade de cargas superficiais na matriz do solo, sendo esta característica denominada capacidade de troca catiônica (CTC) e capacidade de troca aniônica (CTA).

A diluição e a dispersão podem reduzir a concentração de poluentes no percolado pela sua mistura com maiores quantidades de águas subterrâneas. Porém, a atenuação atingida por este mecanismo não diminui a quantidade total de poluentes no sistema de águas subterrâneas. Se algum tempo depois for detectado que um poluente é prejudicial para a qualidade da água subterrânea, a sua dispersão sobre uma grande área pode tornar impraticável a recuperação desta água por ação remediadora.

2.2 Metais pesados

De acordo com a definição baseada na densidade, é considerado metal pesado o grupo de elementos químicos e suas formas iônicas que possuem densidade relativa alta ($\geq 6,0\text{g/cm}^3$) e que são pertencentes aos grupos de Transição e Não-Transição da Tabela Periódica de Elementos Químicos (Matos *et al.*, 1999).

Os metais pesados derivam de inúmeras fontes, que podem ser classificadas em aerossóis urbano-industriais, rejeitos líquidos e sólidos humanos e animais, minerações e indústrias e pesticidas agrícolas.

Apresentam-se, a seguir, algumas considerações sobre a solubilidade dos metais que serão estudados neste trabalho (Gadotti, 1997) e suas possíveis fontes em área de disposição de resíduos urbanos:

- **Cobre:** forma complexos com a matéria orgânica, que podem ser móveis e pouco solúveis. A formação de hidróxidos de Fe e Mn pode também controlar a imobilização do Cu. O cobre é um nutriente indispensável às plantas e aos seres humanos quando em baixas concentrações, mas adquire propriedades tóxicas quando em concentrações elevadas. A ingestão de doses excessivamente altas pode acarretar irritação e corrosão da mucosa, danos capilares, problemas hepáticos e renais e irritação do sistema nervoso central, seguida de depressão. A intoxicação por cobre é muito rara, apesar do metal ser bioacumulativo, podendo acarretar problemas em invertebrados e algumas espécies de peixes. Pode estar presente em materiais eletrônicos, latas e tampas de garrafas.

- **Chumbo:** apresenta alta toxicidade, tem efeito cumulativo, podendo levar à intoxicação crônica, ou à morte. Encontrado em baterias recarregáveis, conexões e tubos hidráulicos e diferentes ligas metálicas.

- **Cádmio:** elemento de elevado potencial tóxico, sendo um irritante gastrointestinal e, na forma de sais solúveis, pode causar intoxicação aguda e crônica em seres humanos. Possíveis fontes deste metal são as baterias recarregáveis.

- **Zinco:** forma precipitados solúveis com os íons CO_3^{2-} , SO_3^{2-} e PO_4^{3-} . É fortemente adsorvido nas trocas que acontecem no solo. Quando presente em altas concentrações no organismo pode causar sérios problemas no esôfago e estômago, além de eventuais problemas nos pulmões e ser corrosivo à pele. Presente em pilhas e baterias.

As concentrações dos principais metais pesados encontrados nos resíduos sólidos urbanos, obtidas a partir de estudos sobre a distribuição destes elementos em diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil (Rousseaux *et al.*, 1989), estão apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Concentração de metais pesados nos resíduos sólidos

Concentração (mg/kg)					
Elemento	Matéria bruta	Matéria seca	Elemento	Matéria bruta	Matéria seca
Cu	156	346			
Pb	167 - 282	372 - 627	Cr	68	150
Cd	3	7,20	Ni	12	27
Zn	263 - 369	585 - 820	Hg	0,20	0,50

Fonte: (Rousseaux *et al.*, 1989)

Os metais pesados podem ser ainda retidos no solo por adsorção, complexação e quelação pela matéria orgânica e por adsorção ou por oclusão em carbonatos e óxidos de Fe, Al, e Mn. Entretanto, face às mudanças nos equilíbrios e formas químicas dos metais no composto (Chang *et al.*, 1984) e no solo e à possibilidade de superação da capacidade de retenção dos poluentes pelo mesmo, os metais poderão ficar disponíveis para lixiviação, especialmente, em condições ácidas ($\text{pH} < 5$), podendo vir a atingir as águas subterrâneas. Dentre as propriedades do solo que influenciam as reações dos metais e sua mobilidade no solo incluem-se a superfície específica, a textura, a densidade, a temperatura, o pH, o potencial redox, a capacidade de troca catiônica (CTC), a quantidade de matéria orgânica, a quantidade e o tipo de minerais de argila, o tipo e a quantidade de metais e a competição iônica (Matos *et al.*, 1999).

A mobilidade dos metais está inversamente relacionada à sua adsorção no solo. O pH tem grande influência na adsorção de metais pesados, já que, em conjunto com o potencial redox, determina o equilíbrio entre as formas iônicas e hidrolisadas dos metais (Matos *et al.*, 1999).

A existência de competição entre íons adsorventes por sítios de adsorção tem sido reconhecida por vários pesquisadores (Martinez *et al.*, 2001), tendo sido observado que a taxa de adsorção de qualquer espécie iônica diminui individualmente com o aumento do número de espécies competidoras. Fatores tais como: o pH, a concentração da solução e a natureza das espécies competidoras influenciam a adsorção competitiva.

Estudos de mobilidade têm demonstrado que, em geral, os metais pesados Pb, Cr e Cu, quando dispostos sobre a superfície do solo, apresentam baixa mobilidade, acumulando-se nas camadas superficiais dos solos contaminados, enquanto que Zn, Mn, Ni e Cd são relativamente mais móveis, proporcionando, deste modo, maior risco de contaminação da água subterrânea.

2.3 Caracterização da qualidade da água

A qualidade da água pode ser representada por meio de diversos parâmetros que traduzem suas principais características físicas, químicas e biológicas. Esses parâmetros podem ser de utilização geral, tanto para caracterizar águas de abastecimento, águas residuárias, mananciais e corpos receptores. Alguns dos principais parâmetros para interpretação dos resultados de análise de água são (CONAMA, 1986): alcalinidade, dureza, pH, fosfato, nitrogênio, sólidos totais dissolvidos (STD), oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), cloretos, sulfatos, metais pesados e coliformes, dentre outros. No caso específico dos metais pesados, sua importância está relacionada com a função potencialmente inibidora que podem transmitir para o processo de digestão anaeróbia (Gadotti, 1997).

O monitoramento pode ser feito com a perfuração de poços que alcançam o aquífero, permitindo a retirada de amostras para a realização de análises em laboratório. Deve-se instalar

poços a montante e a jusante em relação ao possível ponto de contaminação, seguindo-se a direção de fluxo do aquífero. A obtenção de amostras representativas de águas subterrâneas constitui uma tarefa complexa, pois cada situação necessita de uma abordagem específica. No caso de amostras coletadas diretamente de um corpo de água, deve-se procurar selecionar pontos de amostragem representativos do todo, evitando-se a coleta de amostras em áreas estagnadas ou em locais muito próximos às margens.

2.4 Processos de transporte de contaminantes em meios porosos

Os processos que regem o transporte de poluentes em regimes hidrogeológicos foram agrupados em três grandes categorias: física, química e bioquímica, como mostrado no Quadro 4 (Germano, 2001).

Quadro 4 – Processos de retenção/transporte de contaminantes no solo

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

A advecção é o processo pelo qual os solutos são transportados pelo fluido ou solvente (água), como consequência de um gradiente hidráulico (Shackelford, 1993). É o principal mecanismo de transporte dos contaminantes, podendo variar muito, em função da condutividade hidráulica do solo. Devido à advecção, solutos não reativos são transportados com a mesma velocidade e direção do fluxo de água subterrânea ou velocidade de percolação, V_x . 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 é:

$$q_a = C V_x = n V C \tag{1}$$

em que n é a porosidade do meio, V é a velocidade de Darcy e V_x é a velocidade de percolação.

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). A difusão envolve o movimento de contaminante de pontos de alto potencial de substância química (concentração) para pontos de baixo potencial de substância química. A difusão que ocorre em solos é representada pelo coeficiente de difusão efetivo, D_e (L^2T^{-1}), dado por:

$$D_e = w D_0 \tag{2}$$

em que D_0 (L^2T^{-1}) é o coeficiente de difusão em solução livre e w é uma constante empírica, que varia tipicamente entre 0,5 e 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). Alguns destes fatores 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 (Shackelford e Daniel, 1991). Levando em conta somente a tortuosidade da trajetória (a maior distância de transporte e os caminhos mais tortuosos experimentados pelos solutos no processo de difusão através de meios porosos), determinada pelo fator de tortuosidade adimensional, τ , o coeficiente de difusão efetivo fica definido por:

$$D_e = \tau D_0 \quad (3)$$

τ varia numericamente em um intervalo de zero a um (Shackelford e Rowe, 1998) sendo que para solos de granulometria fina este valor situa-se entre 0,1 e 0,4 e, no caso de solos mais grosseiros, entre 0,5 e 0,7. O fluxo por difusão molecular unidimensional em materiais porosos saturados, q_d ($ML^{-2}T^{-1}$), pode ser descrito pela primeira lei de Fick como

$$q_d = -D_e n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4)$$

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

A dispersão mecânica de solutos é causada por variações da velocidade de percolação média no meio poroso (Folkes, 1982). Estas variações, em nível microscópico, podem estar relacionadas ao tamanho dos poros, ao comprimento da trajetória e ao atrito no poro (Shackelford, 1993). 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. O fluxo de dispersão mecânica unidimensional, q_m ($MT^{-1}L^{-2}$), é dado pela equação (5) em que D_m (L^2T^{-1}) é o coeficiente de dispersão mecânica:

$$q_m = -D_m n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (5)$$

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

$$D_m = \alpha_L V_x^\beta \quad (6)$$

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 e Cherry, 1979), isto é, $\beta=1$, de modo que:

$$D_m = \alpha_L V_x \quad (7)$$

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

$$\alpha_L = 0,1 L \quad (8)$$

A dispersão hidrodinâmica caracteriza-se pelo espalhamento do material em direções diferentes daquelas atribuídas ao movimento da água subterrânea.

Como a dispersão mecânica, que é função dos gradientes de velocidade, traz como resultado variações de concentração muito semelhantes àquelas 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:

$$D_h = D_m + D_e \quad (9)$$

A difusão usualmente controlará o parâmetro de dispersão hidrodinâmica, se o transporte de contaminante estiver ocorrendo em um solo argiloso intacto, a dispersão mecânica será negligenciada. Porém, em solos muito permeáveis ou em aquíferos, o oposto acontecerá, isto é, o mecanismo de dispersão mecânica tenderá a dominar o processo. O fluxo por dispersão hidrodinâmica, q_h ($ML^{-2}T^{-1}$), pode ser representado, no caso unidimensional, por:

$$q_h = -D_h \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \quad (10)$$

A dispersão hidrodinâmica é um mecanismo em que um soluto, durante seu movimento em sub-superfície, se mistura com águas não-contaminadas, causando a redução na concentração original. A dispersão pode ser decomposta em longitudinal, quando acompanhando as linhas de fluxo, e lateral, quando perpendicular. A dispersão hidrodinâmica é uma função da heterogeneidade do meio, que induz a uma variação e uma estratificação da velocidade das águas subterrâneas, e em menor proporção, da difusão molecular.

A extensão da adsorção de um dado soluto é frequentemente estimada após a obtenção das isotermas de adsorção. Estas isotermas permitem a partição do constituinte entre as fases líquida e sólida.

As isotermas de adsorção são obtidas em laboratório por meio de ensaios de equilíbrio em lote (*batch equilibrium tests*), que consistem 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. Determina-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 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, o processo de adsorção pode ser modelado como linear e reversível e, portanto, a massa de contaminante removida da solução é proporcional à concentração de equilíbrio do soluto na solução (Rowe *et al.*, 1995):

$$S = K_d C \quad (11)$$

em que S é a massa de soluto removida da solução (adsorvida) por unidade de massa de sólido e K_d ($M^{-1}L^3$) é o coeficiente de distribuição, que é uma constante determinada pela inclinação da linha isoterma de adsorção linear. Esta relação é considerada uma aproximação razoável para baixas concentrações de contaminantes. Para altas concentrações, a adsorção é não-linear e a relação entre a variação na concentração adsorvida pela partícula sólida e a variação na concentração de equilíbrio da espécie química é representada pelo coeficiente de partição, K_p

$$K_p = \frac{\partial S}{\partial C} \quad (12)$$

Neste caso, K_p depende da concentração de equilíbrio e seu valor corresponde à tangente à isoterma para um dado valor de concentração de equilíbrio, C (Shackelford, 1993). Dentre as relações mais comumente utilizadas para representar a adsorção não-linear destacam-se as isotermas de Freundlich e de Langmuir (Reddi e Inyang, 2000).

No processo de adsorção, alguns solutos retidos 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 adsorção na equação advecção-dispersão do transporte de solutos é a de considerar o transporte em termos de retardamento do movimento dos contaminantes, com o uso de um fator de retardamento, R_d . Este fator, adimensional, representa a razão entre a velocidade do fluido e a velocidade de transporte para o centro de massa de um soluto reativo (Freeze e Cherry, 1979):

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

O valor de R_d é determinado no laboratório, a partir de ensaios de coluna de lixiviação ou ensaios de equilíbrio em lote, com uso da equação (7), em que γ_d é a massa específica do solo seco e θ é o teor de umidade volumétrico ($\theta = V_w/V$).

$$R_d = 1 + \frac{\gamma_d}{\theta} K_p \quad (13)$$

De acordo com Rowe *et al.* (1995), a isoterma linear é uma boa representação para a adsorção de contaminantes encontrados no chorume gerado nas áreas de deposição de lixo municipal, onde as concentrações são, frequentemente, baixas.

2.4.1 Equação de transporte difusivo-dispersivo

O transporte transiente de espécies químicas através de um material saturado é baseado na conservação de massa de um volume elementar representativo ou volume de controle de solo (Freeze e Cherry, 1979). Na forma matemática, a conservação de massa é representada pela equação da continuidade (Shackelford, 1993):

$$\frac{\partial m}{\partial t} = -\nabla q \pm R \pm \lambda m \quad (14)$$

em que m é a massa total de soluto (adsorvida à fração sólida mais a que está em solução na fase líquida) por unidade de volume de solo, λ é a constante que descreve reações tais como decaimento radioativo e/ou biológico e R é o termo geral para representar outras reações químicas ou biológicas. O sinal positivo na equação (14) 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).

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

$$q = q_a + q_d + q_m \quad (15)$$

O fluxo total de massa no transporte unidimensional em materiais porosos saturados é obtido a partir dos valores de q_a , q_d , q_m , dados pelas equações (1), (4) e (5), de modo que:

$$q = n V_x C - D_e n \frac{\partial C}{\partial x} - D_m n \frac{\partial C}{\partial x} = n V_x C - D_h n \frac{\partial C}{\partial x} \quad (16)$$

A maioria dos modelos de aplicação prática do transporte de contaminantes em meios porosos inclui somente os processos físicos de advecção, difusão molecular e dispersão, e o processo químico de adsorção.

Hipóteses simplificadoras são frequentemente necessárias de modo a reduzir a equação (14) a uma forma mais simples (Shackelford, 1993):

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

Quando as hipóteses acima são aceitáveis e se admite que o transporte ocorra em uma só direção, a equação (16) é usada para calcular q . Desprezando a parcela de decaimento radioativo, a equação que governa o transporte de contaminantes em meios porosos, admitindo adsorção linear, é dada por (Freeze e Cherry, 1979):

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (17)$$

Para as condições inicial e de contorno do ensaio em coluna:

$$\begin{aligned}
C(x, 0) &= 0 & \text{para } x \geq 0 \\
C(0, t) &= C_0 & \text{para } t \geq 0 \\
\frac{\partial C(\infty, t)}{\partial x} &= 0 & \text{para } t \geq 0
\end{aligned}$$

a solução da equação (17) apresentada por Ogata e Banks (1961) é:

$$C(x, t) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{R_d x - V_x t}{2 \sqrt{D_h R_d t}} \right) \right] + \exp \left(\frac{V_x x}{D_h} \right) \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{R_d x + V_x t}{2 \sqrt{D_h R_d t}} \right) \right] \right\} \quad (18)$$

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

3 CASO ESTUDADO

3.1 Localização

A região do Município de Viçosa, localizada na Zona da Mata do Estado de Minas Gerais, integra o Domínio dos Planaltos Cristalinos Rebaixados, situando-se entre as escarpas da Serra da Mantiqueira (Planalto do Alto Rio Grande), a leste, e o prolongamento da Serra do Caparaó, a oeste. O Município situa-se nas coordenadas geográficas 20°45'14" de latitude S e 42°52'54" longitude W Gr. e tem altitude média de 650 m (Figura 1). A cidade de Viçosa apresenta verões amenos e chuvosos tendo tido, nos últimos vinte anos, temperatura média anual de 19,8 °C, variando de 15,9 °C no mês de julho a 22,7 °C no mês de fevereiro, e média de precipitação pluviométrica de 1.227,10 mm/ano, bastante variável ao longo do ano (Figura 2). A umidade relativa do ar varia de 31 a 60% durante o ano.



Figura 1 – Localização do Município de Viçosa - MG

A área em estudo, localizada a seis quilômetros do centro urbano, pertence à bacia do Rio Doce, sub-bacia do rio Piranga e micro-bacia do rio Turvo Sujo. Na Figura 3 está apresentada uma vista geral da área, podendo-se observar a região na qual os RSU foram dispostos, a localização dos furos de sondagem e dos piezômetros, e a seção transversal A-A' analisada numericamente.

No Quadro 5 está apresentada a composição gravimétrica dos resíduos sólidos do Município de Viçosa coletados no perímetro urbano, tendo sido feita uma composição das zonas residenciais de classe média, baixa e alta.

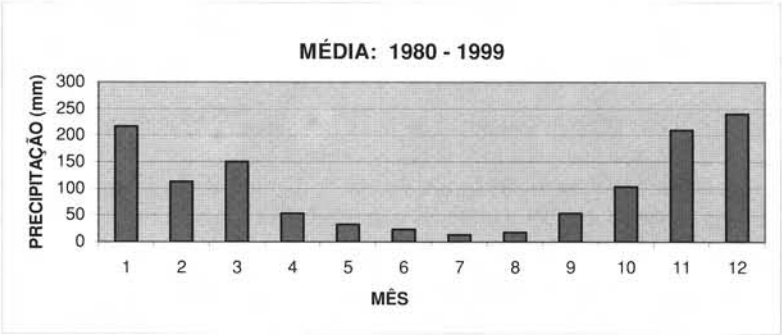


Figura 2 - Média das precipitações (mm) totais mensais entre 1980 e 1999

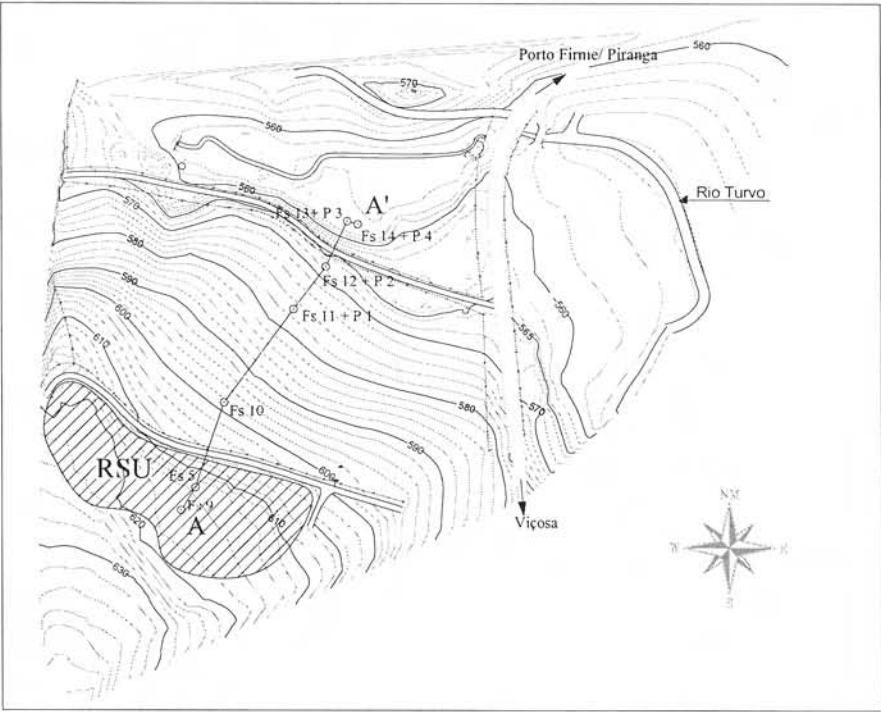


Figura 3 – Vista geral da área estudada

Quadro 5 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do Município de Viçosa

Material	Peso %	Material	Peso %	Material	Peso %
Papel e papelão	9,36	Latas	2,45	Madeiras	0,56
Plástico duro	3,15	Metais diversos	0,45	Trapos	0,55
Plástico filme	1,65	Borracha	0,16	Outros	3,75
Vidro	2,50	Louças	0,12	Matéria orgânica	75,30

FONTE: Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Viçosa.

3.2 Ensaios realizados - material e métodos

a) Sondagens de simples reconhecimento e instalação de piezômetros

Foram executados nove furos de sondagem com diâmetros de 1” e 2” na área estudada, todos revestidos com tubos de PVC. O perfil geotécnico ao longo da secção A-A’ foi definido como sendo composto de duas camadas de solo, uma de argila siltosa com cor variável e outra de areia fina siltosa vermelha, sobrejacentes à camada de alteração da rocha. Em sete furos de sondagem foram instalados piezômetros para determinação do padrão de fluxo na região e coleta de amostras de água subsuperficial.

Os resultados analíticos das composições química e bacteriológica das águas coletadas nos quatro piezômetros correspondentes à seção A-A’ estudada estão apresentados no Quadro 6. Tomando por base a Resolução CONAMA nº 20 (1986) conclui-se que as águas coletadas nos piezômetros não apresentaram contaminação por zinco e cobre, porém, exceto no piezômetro P3, apresentaram contaminação por cádmio (limite=0,001 mg/L) e, no piezômetro P4, por chumbo (limite=0,03 mg/L). Como estes dois elementos geralmente não são observados nos substratos dos solos brasileiros, presume-se que eles sejam provenientes do *lixão*. Os valores encontrados para os sólidos totais foram alterados, em parte, porque na coleta das amostras de água de poços havia, inevitavelmente, carregamento de partículas para o amostrador.

Quadro 6 – Resultados da análise da água na região do antigo *lixão* (coleta em 10/04/2001)

Parâmetros (*)	Piezômetro			
	P1	P2	P3	P4
Sólidos Totais	1683,6	721,7	5,7	393,5
Alcalinidade	135	80	110	40
Zinco	0,033	0,007	0,032	0,011
Cádmio	0,003	0,005	0,000	0,006
Cobre	0,000	0,000	0,000	0,000
Chumbo	0,000	0,003	0,000	0,031
Col. Totais	25,9E3	8,2E3	< 1	4,1E3
Col. Fecais	< 1	< 1	< 1	< 1

(*) Valores expressos em mg/L, exceto Coliformes Totais e Fecais (Número Mais Provável por 100 mL); ND = Não detectado.

FONTE: Lab. de Qualidade da Água - DEA/UFV; Lab. de Espectrofotometria de Absorção Atômica do DPS/UFV

b) Determinação das propriedades geotécnicas do solo

A obtenção dos parâmetros dos solos na região do lixão foi feita a partir da retirada de dois blocos de amostras indeformadas de solo de 40x40x40 cm³. Um bloco foi retirado a 3,0 m e outro a 7,0 m de profundidade, medidos a partir da superfície do terreno até o centro de gravidade da amostra. No Quadro 7 estão apresentados algumas características e parâmetros destes solos, doravante denominados *solo 1* e *solo 2*. A determinação do coeficiente de permeabilidade dos solos do antigo lixão foi feita com uso de permeâmetros de carga variável.

Quadro 7 - Resultados dos ensaios de permeabilidade e caracterização do solo

Profundidade (m)	LL %	LP %	IP %	γ_{nat} kN/m ³	w %	γ_s kN/m ³	e_{nat}	S %	Arg. (%)	Silte (%)	Areia (%)	k x 10 ⁻⁶ m/s
3,0	65,8	31,5	34,3	14,3	26,0	27,1	1,40	50,1	54	10	33	9,32
7,0	64,0	29,9	34,0	18,9	20,4	27,0	0,72	75,5	44	15	32	2,68

As curvas granulométricas dos solos *1* e *2* estão apresentadas na Figura 4. Os solos foram classificados de acordo com a ASTM D 2487-85 e a Carta de Plasticidade de Casagrande como *argila arenosa de plasticidade elevada (CH)*.

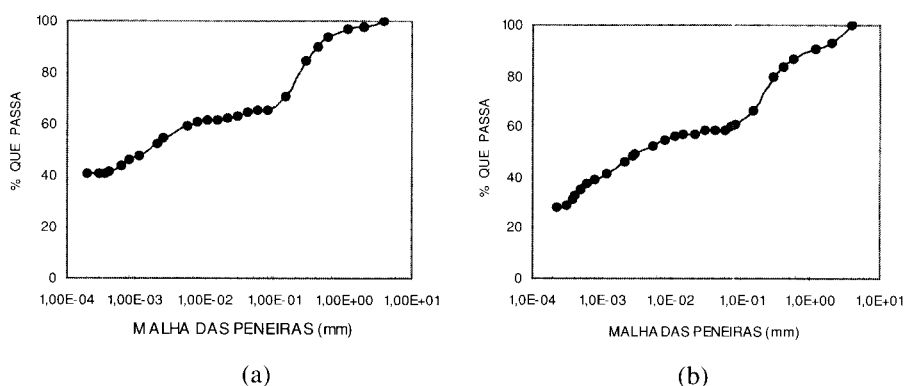


Figura 4 - Curvas granulométricas. (a) *solo 1*; (b) *solo 2*

c) Determinação dos parâmetros de transporte - Ensaios em coluna de lixiviação

A determinação em laboratório dos parâmetros de transporte de contaminantes miscíveis que migram através de solos finos pode ser feita em ensaios de coluna de lixiviação (Figura 5). A execução de um ensaio de coluna tem por objetivo principal a determinação dos parâmetros de transporte D_h e R_d . Estas duas incógnitas estão intimamente ligadas à espécie química que percola o solo e às suas propriedades físicas. Amostras de efluentes drenados das colunas são coletadas e as concentrações de solutos são determinadas por procedimentos químicos padronizados. A partir de curvas (C/C_0) vs. V_p , denominadas curvas de eluição ou curvas de chegada (*breakthrough curves*), em que C é a concentração do efluente coletado e V_p é o número de volumes de poros, é possível estimar estes parâmetros.

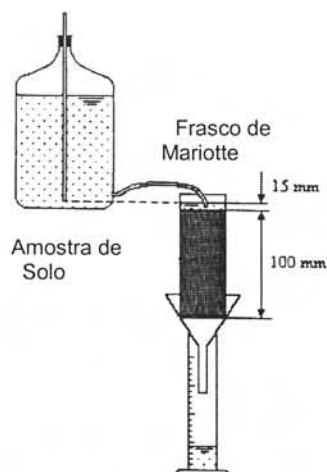


Figura 5 – Esquema do ensaio de coluna de lixiviação.

Os parâmetros de transporte, fator de retardamento e coeficiente de dispersão hidrodinâmica dos metais Cu, Pb, Cd e Zn nos solos *solo 1* e *solo 2* estudados foram determinados a partir de ensaios em coluna de lixiviação em corpos de prova indeformados. As colunas de solo foram montadas em permeâmetro de carga constante, conforme mostrado na Figura 5. A montagem do equipamento foi feita de forma a permitir a avaliação, ao mesmo tempo, de todos os materiais de solo, inclusive colunas testemunhas (materiais que não receberam solução contaminada, mas, apenas, água desionizada).

Foram moldados seis corpos de prova, com 5,2 cm de diâmetro e 10 cm de altura, três com o *solo 1* e três com o *solo 2*. De cada corpo de prova foram determinados o teor de umidade, o peso específico e a porosidade do material.

Na base de cada coluna de lixiviação foi colocado um anel de PVC, de diâmetro igual ao do cilindro e com 1,0 cm de altura, em que foram fixados um disco de lã de vidro e uma tela de nylon com o objetivo de impedir o carreamento de partículas (Figura 6). Este conjunto foi, em seguida, colocado no interior de um cilindro de PVC de 6,0 cm de diâmetro e 13,0 cm de altura. Para impedir o escoamento preferencial entre a amostra de solo e o cilindro amostrador, o espaço existente entre a amostra e o cilindro de PVC foi preenchido com uma mistura de 70% parafina e 30% de vaselina.

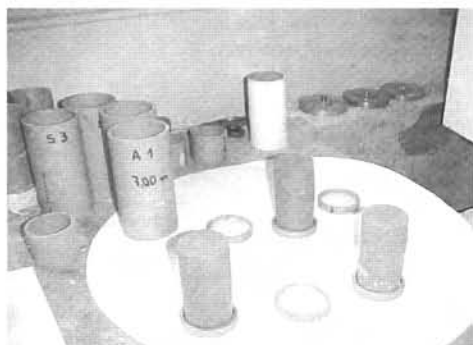


Figura 6 – Corpos de prova sobre o anel de PVC

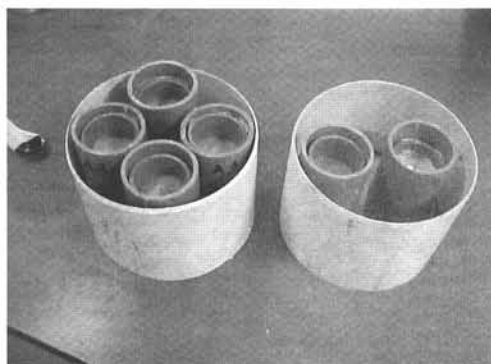


Figura 7 – Saturação por capilaridade

Após a solidificação da mistura, as colunas foram colocadas para saturar por capilaridade durante 24 horas, a partir de suas bases, dentro de um recipiente preenchido com água desionizada até um nível correspondente a 2/3 da altura do corpo de prova, conforme mostrado na Figura 7.



Figura 8 – Alimentação com contaminantes

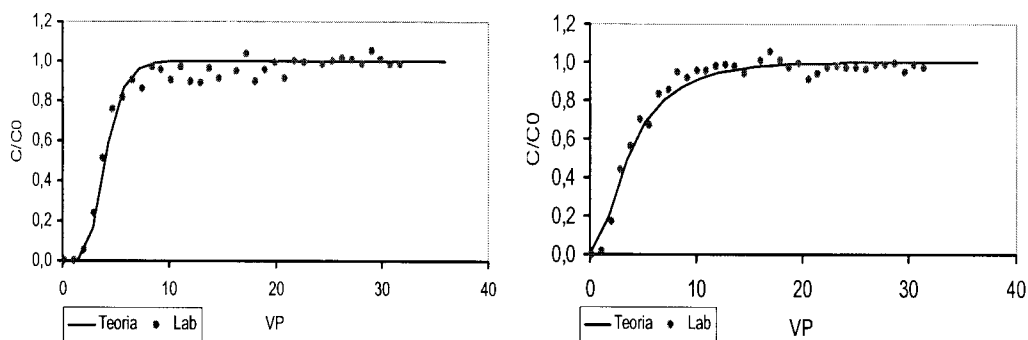


Figura 9 – Frascos de efluentes

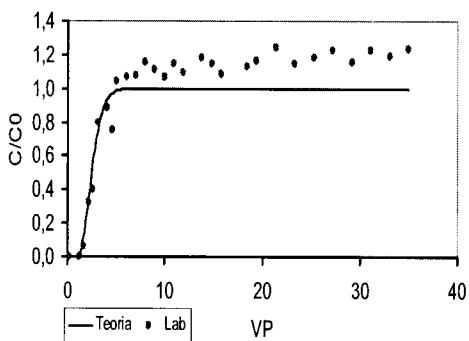
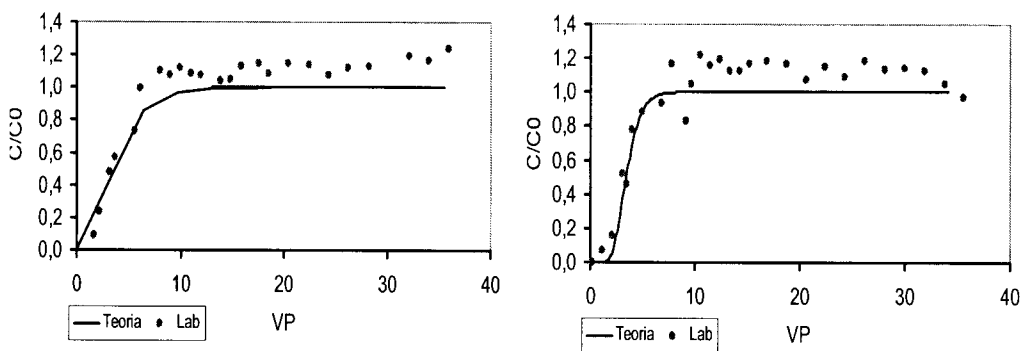
Após saturação, as seis colunas de solo foram interligadas ao mecanismo de alimentação, recebendo, inicialmente, água desionizada, situação que permaneceu até que o fluxo de água, em cada amostra de solo, atingisse o regime permanente (Figura 8). Atingido este regime de fluxo, bloqueou-se a alimentação das colunas e permitiu-se que a lâmina de água desionizada infiltrasse completamente no solo. Em seguida, as colunas de solo foram alimentadas com uma solução contaminante consistindo numa mistura com 20 mg/L de cádmio, 700 mg/L de zinco, 200 mg/L de cobre e 300 mg/L de chumbo. Esta solução foi preparada utilizando sais de nitrato destes elementos químicos dissolvidos em água desionizada. Os valores foram escolhidos com base em concentrações de metais pesados sugeridos por Matos *et al.* (1999).

Quadro 8 – Parâmetros de transporte dos elementos Cu, Pb, Cd, Zn

Metal	Solo	V (m/s)	D _h (m ² /s)	R _d	Metal	Solo	V (m/s)	D _h (m ² /s)	R _d
Cu	solo 1	4,70E-05	2,63E-07	4,00	Cd	solo 1	4,70E-05	1,37E-07	2,00
		5,66E-05	2,02E-06	3,50			5,66E-05	8,12E-07	2,00
	solo 2	5,44E-06	9,85E-08	3,50		solo 2	5,44E-06	1,56E-07	1,90
		4,36E-06	2,27E-08	3,40			4,36E-06	1,75E-08	1,90
		4,85E-06	2,71E-08	2,50			4,85E-06	1,14E-08	1,95
Pb	solo 1	4,70E-05	4,42E-07	5,50	Zn	solo 1	4,70E-05	3,13E-07	1,90
		5,66E-05	8,55E-07	4,50			5,66E-05	5,62E-07	1,80
	solo 2	5,44E-06	2,97E-08	5,00		solo 2	5,44E-06	2,64E-07	2,20
		4,36E-06	6,12E-08	4,10			4,36E-06	9,18E-08	1,70
		4,85E-06	4,72E-08	4,50			4,85E-06	1,27E-08	1,85

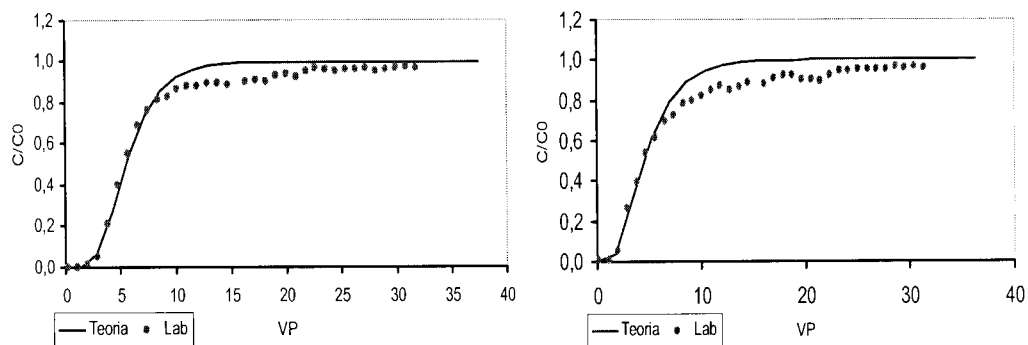


(a)

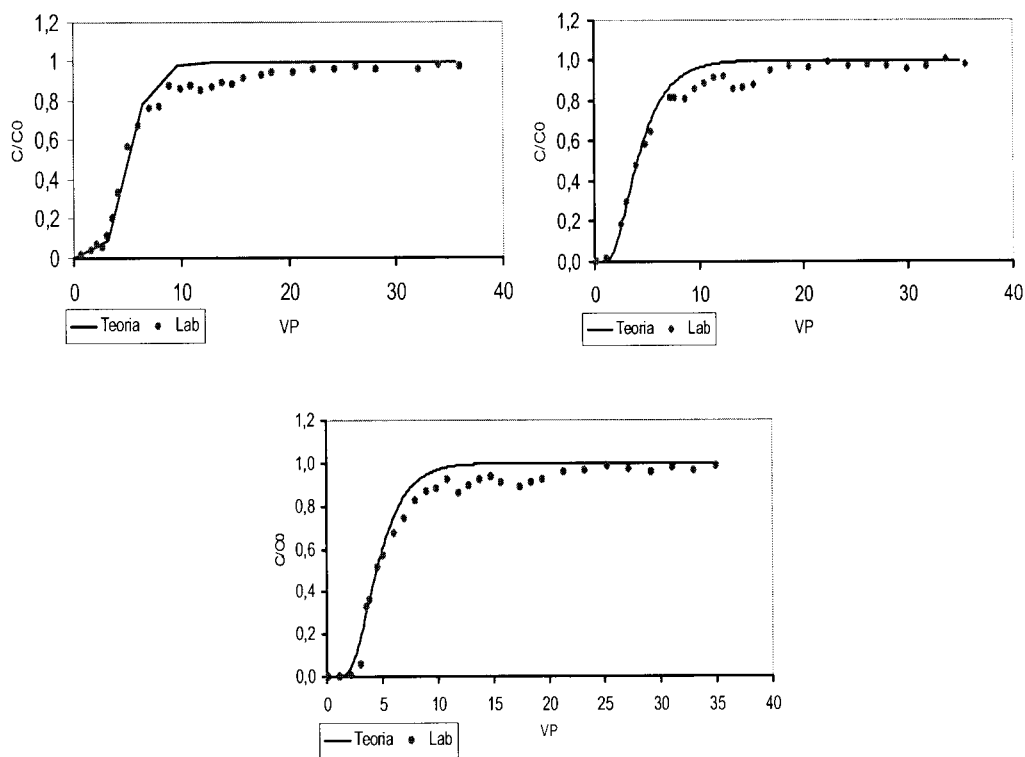


(b)

Figura 10 – Curva de eluição do Cu para cada amostra ensaiada
(a) solo 1; (b) solo 2

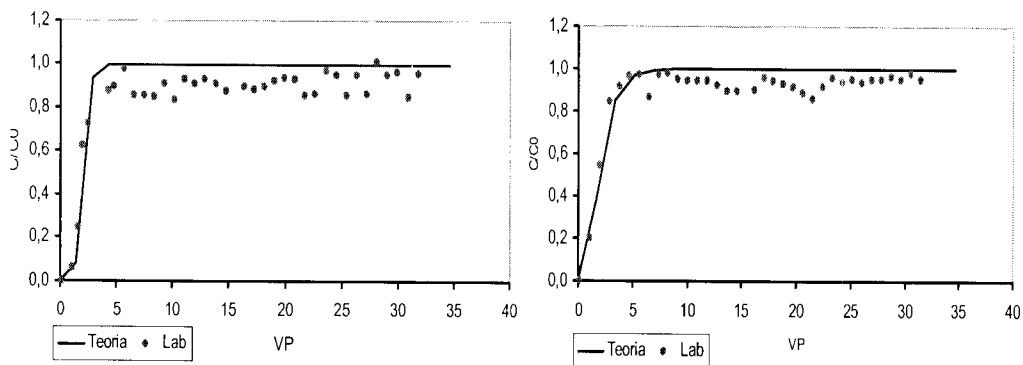


(a)

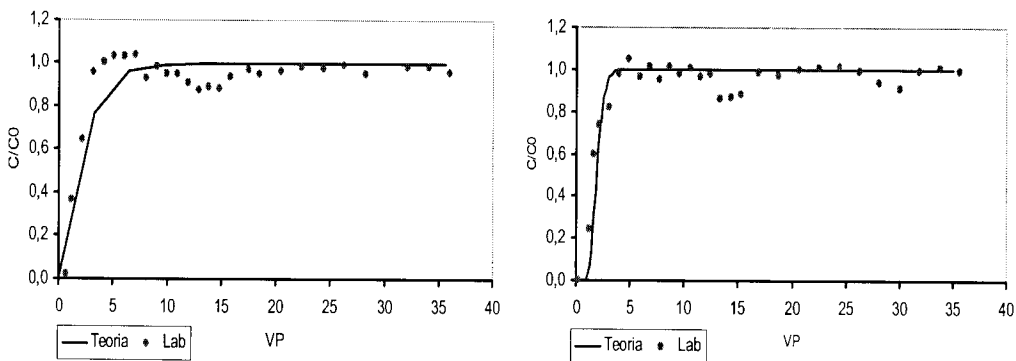


(b)

Figura 11 – Curva de eluição do Pb para cada amostra ensaiada
(a) solo 1; (b) solo 2

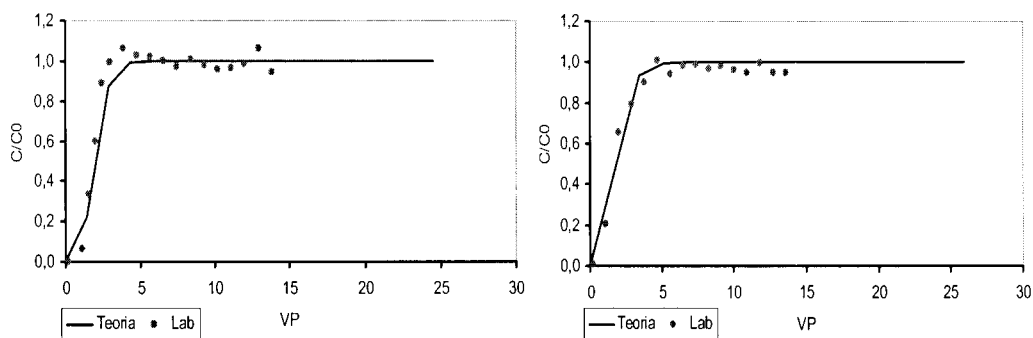


(a)

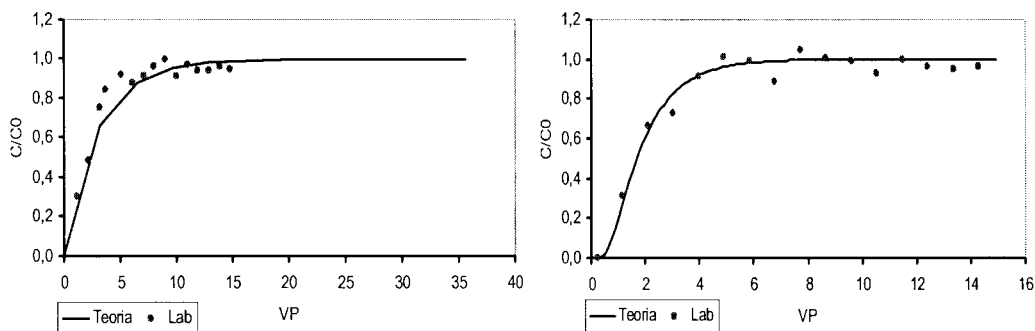


(b)

Figura 12 – Curva de eluição do Cd para cada amostra ensaiada
(a) solo 1; (b) solo 2



(a)



(b)

Figura 13 – Curva de eluição do Zn para cada amostra ensaiada
(a) solo 1; (b) solo 2

Os efluentes foram coletados em frascos de um volume conhecido e numerados sequencialmente (Figura 9), possibilitando o acompanhamento da variação da concentração de metais para um volume efluente igual a, no mínimo, quinze volumes de vazios da amostra de solo ou volume de poros. Foi coletado um total de aproximadamente 480 frascos de 25 mL de efluente e, em cada um, foi adicionada uma gota de ácido nítrico (HNO_3) para evitar que os metais fossem adsorvidos às paredes dos frascos.

As concentrações de Cu, Pb, Cd e Zn foram determinadas em aparelho de espectrofotometria de absorção atômica e os valores das concentrações médias nos frascos foram relacionados ao volume total de efluente drenado até então.

A partir das curvas de eluição, C/C_0 vs. V_p , traçadas para cada amostra ensaiada, foram determinados os valores dos coeficientes de dispersão hidrodinâmica, D_h e dos fatores de retardamento, R_d para o *solo 1* e para o *solo 2*, para cada metal analisado, Cu, Pb, Cd e Zn.

As curvas de eluição obtidas no laboratório e calculadas pela teoria de transporte de contaminantes (considerando somente o primeiro termo do lado direito da equação (10)) para os parâmetros definidos no Quadro 8, estão apresentadas nas Figura 10 a 13. Observa-se na Figura 10(b) que a relação C/C_0 é maior do que a unidade para a *solo 2*, indicando, possivelmente, desadsorção de cobre. Além disto, de um modo geral, a solução teórica obtida com a equação (11) ajustou bem os resultados experimentais.

4 ANÁLISE NUMÉRICA

No intuito de estimar a evolução da pluma de contaminação para cada metal pesado estudado, Cu, Pb, Cd e Zn, foram realizadas análises numéricas em que foram utilizados os programas computacionais SEEP/W e CTRAN/W (Geo-Slope International Ltda.).

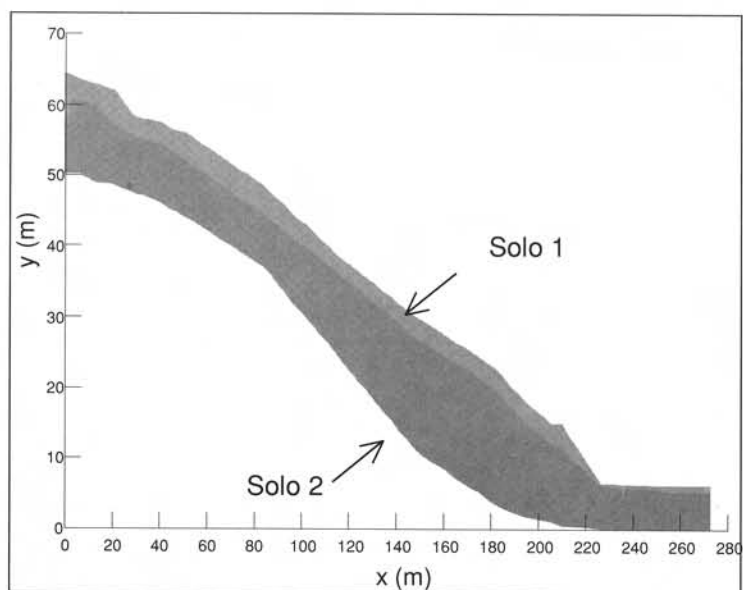
Na Figura 14 estão mostrados a seção transversal e o perfil do solo da área estudada bem como a discretização da seção em elementos finitos isoparamétricos, quadriláteros de oito nós, e das condições de contorno.

4.1 Análise de percolação – Programa SEEP/W

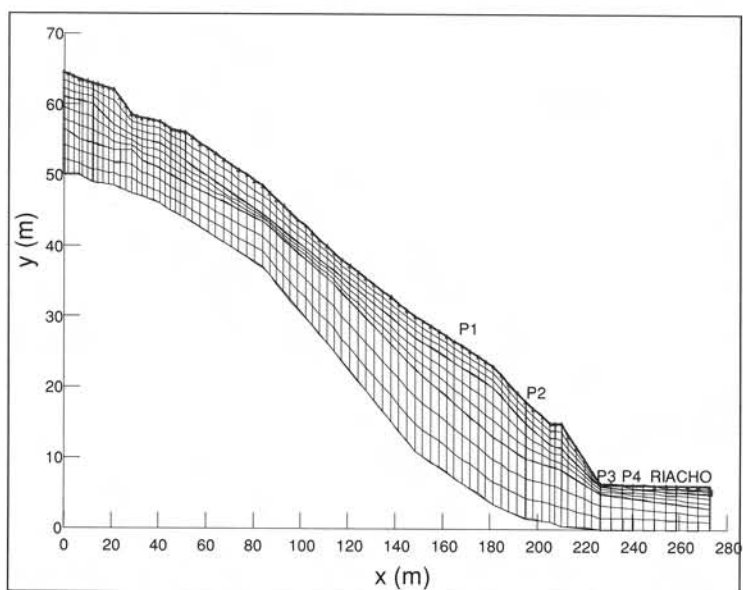
As curvas de retenção de água dos dois solos empregadas na análise foram obtidas experimentalmente (Luiz, 2000) e estão apresentadas na Figura 15. Admitindo que a condutividade hidráulica é isotrópica e conhecendo as curvas de retenção, as curvas que definem a variação da condutividade hidráulica com a poro-pressão, mostradas na Figura 16, foram obtidas usando-se o procedimento proposto por Green e Corey (1971).

O balanço hídrico na região determinou uma taxa de infiltração igual a 197,1 mm/ano ($6,25 \times 10^{-9}$ m/s). Esta taxa foi introduzida na análise de percolação como condição de contorno.

A posição da linha freática e o padrão de fluxo estão mostrados na Figura 17. Nas Figuras 18 e 19 são apresentadas, respectivamente, as isocurvas de carga total e de pressão na água dos poros.



(a)



(b)

Figura 14 – (a) Perfil geotécnico ao longo da seção A-A'; (b) Discretização em elementos finitos da seção transversal A-A'

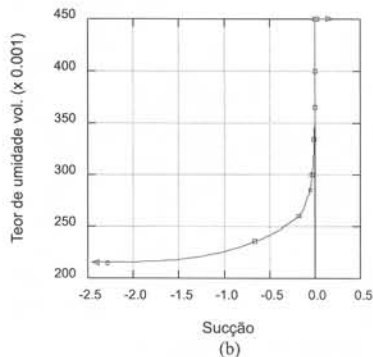
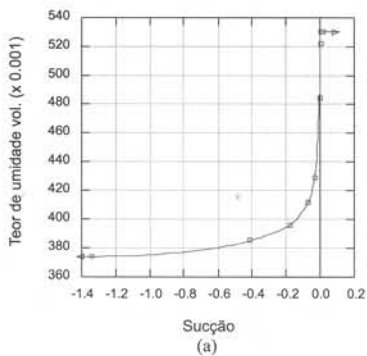


Figura 15 – Curvas Sucção vs. Teor de umidade volumétrico: (a) *solo 1*; (b) *solo 2*

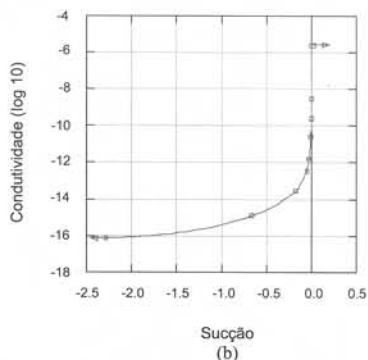
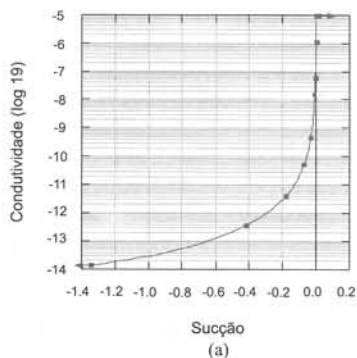


Figura 16 – Curvas Sucção vs. Condutividade hidráulica – (a) *solo 1*; (b) *solo 2*

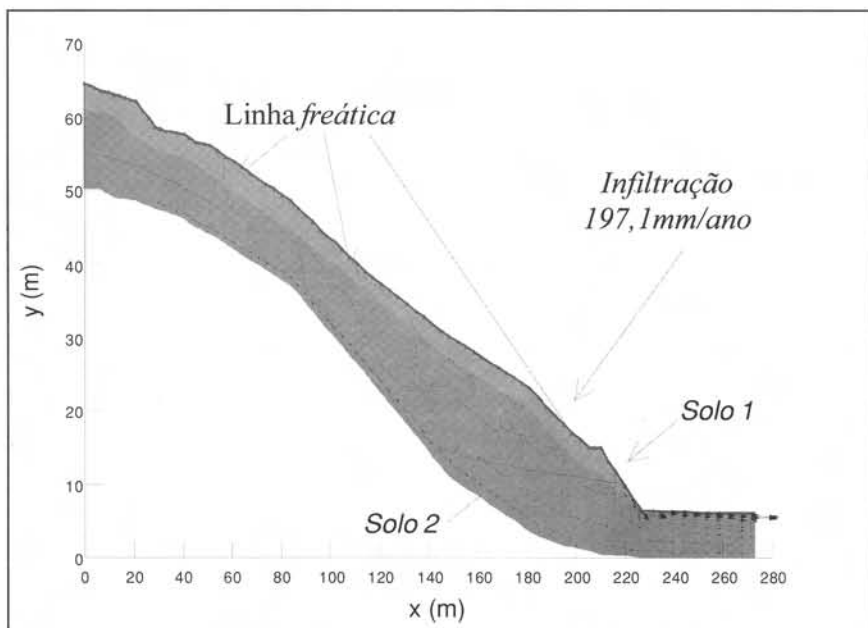


Figura 17 - Posição da linha freática e padrão de fluxo

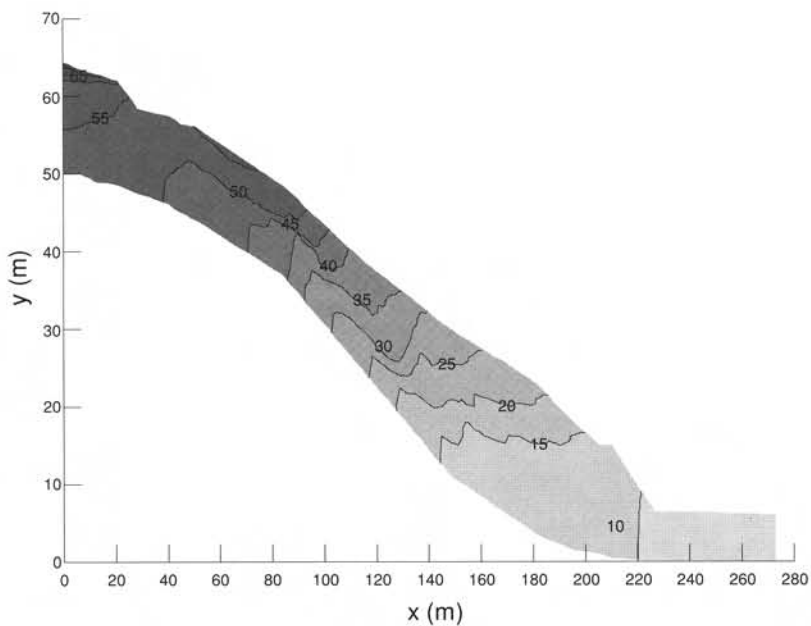


Figura 18 – Isocurvas de carga total (m)

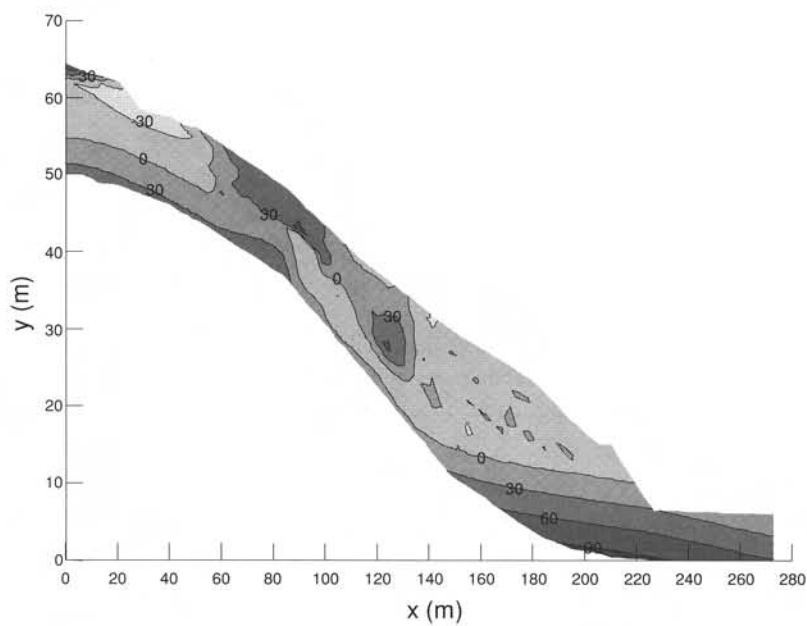


Figura 19 – Isocurvas de pressão na água dos poros (kPa)

4.2 Análise de transporte – Programa CTRAN/W

A partir dos ensaios em coluna foi possível obter os valores de D_h e R_d para os quatro metais pesados e para cada um dos dois solos da seguinte maneira. Considerando o número de Peclet como $P=(V_x L)/D_h$, definindo $T=(V_x t)/L$ e desprezando o segundo termo do lado direito, a equação (18) pode ser escrita, para x igual a L , comprimento da amostra, como:

$$C(L, T) = \frac{C_0}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left[(R_d - T) \left(\frac{P}{4R_d} T^{-1} \right)^{\frac{1}{2}} \right] \right\} \quad (19)$$

O significado físico de T pode ser entendido da seguinte equação:

$$T = \frac{V_x t}{L} = \frac{V t}{n L} = \frac{A V t}{n A L} = \frac{Q t}{n V_{ol}} = \frac{V_{ol}}{n V_{ol}} = \frac{1}{n} = \frac{V_{ol}}{V_p} \quad (20)$$

em que A é a área da seção transversal da amostra, Q é o volume unitário na seção, V_{ol} é o volume de efluente e V_p é o volume de poros da amostra.

De acordo com a equação (20), T é um parâmetro adimensional que corresponde à relação entre o volume de efluente coletado e o volume de poros da amostra e é, frequentemente, chamado de volume de poros.

Na equação (19), como $\operatorname{erfc}(0)=1$, obtêm-se, para $T=R_d$, uma concentração relativa C/C_0 igual a 0,5. Deste modo, o fator de retardamento, R_d , corresponde ao valor de T para $C/C_0=0,5$ na curva experimental C/C_0 vs. T .

Tomando a derivada da equação (18) em relação a T , obtêm-se, no ponto $T=R_d$, o valor $b = \sqrt{P/(4\pi R_d^2)}$. Substituindo P por $V_x L/D_h$, conclui-se que o coeficiente de dispersão hidrodinâmica pode ser determinado se a tangente à curva experimental, C/C_0 vs. T , no ponto $C/C_0=0,5$, for conhecida, de modo que

$$D_h = \frac{V_x L}{4\pi R_d^2 b^2} \quad (21)$$

Entretanto, os parâmetros de entrada para a análise numérica com o programa CTRAN/W são os coeficientes de difusão e de dispersividade longitudinal, que se relacionam com o coeficiente de dispersão hidrodinâmica pela expressão:

$$D_h = \alpha_L V_x + D_e \quad (22)$$

Como os ensaios realizados tinham velocidades de percolação diferentes, seria possível, por meio de ajuste linear dos valores da velocidade de percolação e do coeficiente de dispersão hidrodinâmica, mostrados no Quadro 8, obter os valores do coeficiente de dispersividade longitudinal e do coeficiente de difusão. Entretanto, este procedimento não resultou em valores de α_L e D_e coerentes. Em função desta dificuldade optou-se por fazer o seguinte: com base na equação (3), admitiu-se $\alpha_L=27$ m (aproximadamente 1/10 da distância de transporte no campo). Para α_T , foi admitido um valor igual a um terço de α_L . Os valores do coeficiente de

difusão, para os quatro metais pesados, foram obtidos adotando-se α_L igual a aproximadamente 1/10 da distância de transporte no laboratório (10 cm) e os valores de D_h e V_x obtidos nos ensaios de laboratório. Com estes três valores usou-se a equação (22) para se obter D_e .

Outros parâmetros de entrada necessários para análise de transporte são o coeficiente de partição, o peso específico seco dos solos, γ_d , e o teor de umidade volumétrico, θ . Em condições saturadas, θ iguala-se à porosidade do solo. Conhecidos os valores de R_d , γ_d , e n , e admitindo isotermas de adsorção lineares, o valor de K_p , para cada metal, foi obtido da equação (7).

No Quadro 9 estão resumidos os parâmetros utilizados nas análises numéricas.

Quadro 9 – Parâmetros de transporte para os metais pesados Cu, Pb, Cd e Zn

Metal	Solo	Parâmetros						
		γ_d kN/m ³	K_p x10 ⁻⁷ m ³ /g	n (%)	R_d	D_e 10 ⁻¹⁰ m ² /s	α_L m	α_T m
Cu	solo 1	11,35	16,24	58,10	3,75	1,85	27,00	9,00
	solo 2	15,70	7,28	42,20	3,13	2,57	27,00	9,00
Pb	solo 1	11,35	22,64	58,10	5,00	2,36	27,00	9,00
	solo 2	15,70	11,04	42,20	4,53	3,31	27,00	9,00
Cd	solo 1	11,35	7,27	58,10	2,00	1,79	27,00	9,00
	solo 2	15,70	4,03	42,20	1,92	2,51	27,00	9,00
Zn	solo 1	11,35	6,50	58,10	1,85	1,79	27,00	9,00
	solo 2	15,70	4,03	42,20	1,92	2,50	27,00	9,00

Os processos de dispersão e oscilação numérica são inerentes à solução em elementos finitos da equação de advecção-dispersão. A dispersão numérica tende a espalhar mais o contaminante do que o previsto nas soluções analíticas. A oscilação numérica produz concentrações maiores ou menores do que os valores máximos e mínimos especificados. Estes processos não podem ser eliminados, mas podem ser controlados ou minimizados. Os dois critérios mais empregados são as restrições impostas pelo Número de Peclet, P , e pelo Número de Courant, C . Estas restrições fornecem as condições necessárias para a discretização do problema em elementos finitos e a seleção do intervalo de tempo na modelagem do transporte.

Em análises bidimensionais, o programa CTRAN/W (Geo-Slope International Ltda, 1998) calcula estes números, em cada direção, x e y , e em cada ponto de Gauss do elemento, utilizando as equações

$$P=|V| \frac{\Delta L}{D_h} \leq 2 \tag{23}$$

$$C=V \frac{\Delta t}{\Delta} \leq 1 \tag{24}$$

em que $|V|$ é a magnitude da velocidade média linear, ΔL é a distância máxima entre os nós de canto do elemento, V é a velocidade média de percolação e Δt é o incremento de tempo.

O Número de Peclet variou de 0 a 0,43 para o Cu, Cd e Zn e de 0 a 0,418 para o Pb na direção x . Na direção y , este número variou de 0,004 a 0,44 para o Cd e Zn; de 0,002 a 0,44

para o Cu e de 0 a 0,48 para o Pb. O Número de Courant variou de 0 a 0,08 para o Cd, Zn e Cu e de 0 a 0,06 para o Pb, na direção x. Na direção y, este número ficou compreendido entre 0 e 0,11 para os quatro metais. Portanto, os valores encontrados para os Números de Peclet e Courant nas análises numéricas atendem às equações (23) e (24).

Considerando que no local de deposição dos resíduos (topo do talude) a concentração é permanente e igual a 100%, as Figuras 20 a 23 apresentam a evolução das plumas de contaminação, após 15 anos, para cada um dos quatro metais pesados estudados. Pode-se observar que dentre os metais pesados analisados, o Cd e o Zn apresentaram maior mobilidade (Figuras 22 e 23), enquanto que o Pb apresentou a menor (Figura 21).

No Quadro 10 estão apresentados os valores de concentração relativa (porcentagem do total aplicado em superfície), obtidos por análise numérica, nos nós correspondentes aos piezômetros 1, 2, 3 e 4.

Quadro 10 – Concentração (%) aos 15 anos

Nó	Piezôm.	Concentração (%)			
		Cu	Pb	Cd	Zn
581	1	0,381	8,582E-3	6,615	15,038
683	2	1,809E-2	1,333E-4	0,811	2,435
779	3	1,346E-3	3,652E-6	0,151	0,577
789	4	9,219E-4	2,172E-6	0,118	0,470

Como não foi possível coletar percolado no antigo lixão de Viçosa, optou-se por fazer um estudo no qual os resultados numéricos foram comparados aos valores de concentrações de metais pesados máximos e mínimos apresentados no Quadro 2 (Monteiro *et al.*, 2001) encontrados em chorumes brasileiros. Deste modo, os valores percentuais de cada um dos metais analisados, nos nós correspondentes à posição dos piezômetros no campo, obtidos com uso do programa CTRAN/W e mostrados no Quadro 10, foram multiplicados pelos valores máximos e mínimos das concentrações destes metais. Estes valores foram então comparados com os valores de concentração dos metais estudados determinados da análise da água coletada nos piezômetros (Quadro 6). Estas comparações estão apresentadas no Quadro 11.

Verifica-se que os valores de concentração obtidos numericamente encontram-se dentro da faixa de variação dos resultados de campo, com exceção dos resultados encontrados para o Cd e Pb nos piezômetros 2 e 4. Por outro lado, verifica-se que a contaminação com Cd nas águas coletadas nos piezômetros P1, P2 e P4 somente foram confirmadas nas análises numéricas nos piezômetros P1 e P2. Finalmente, nota-se que a contaminação com Pb encontrada no campo nas águas do piezômetro P4 não foram confirmadas na análise numérica.

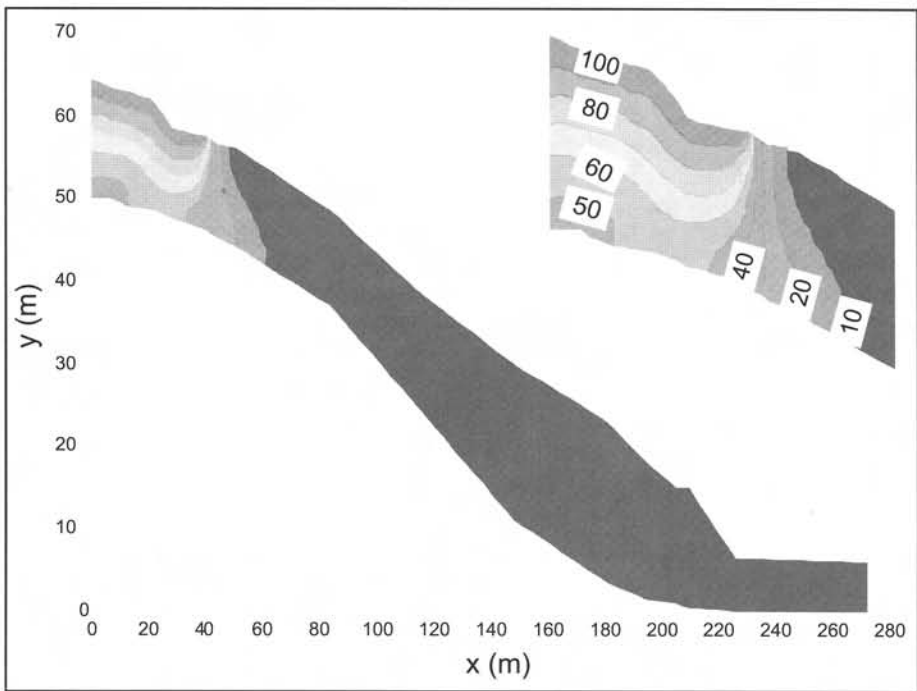


Figura 20 – Concentrações relativas após 15 anos – Cu

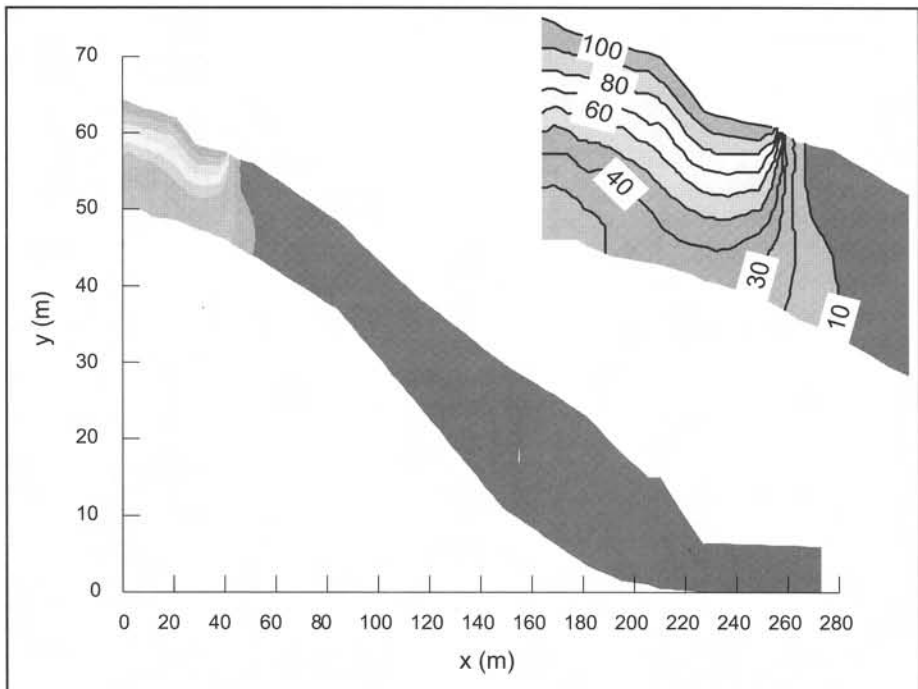


Figura 21 – Concentrações relativas após 15 anos – Pb

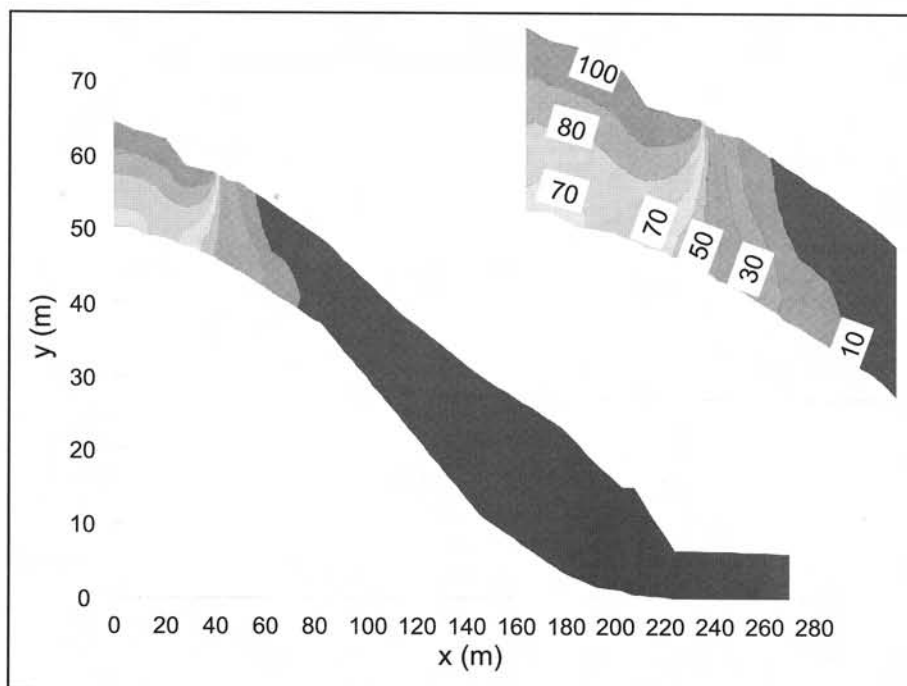


Figura 22 – Concentrações relativas após 15 anos – Cd

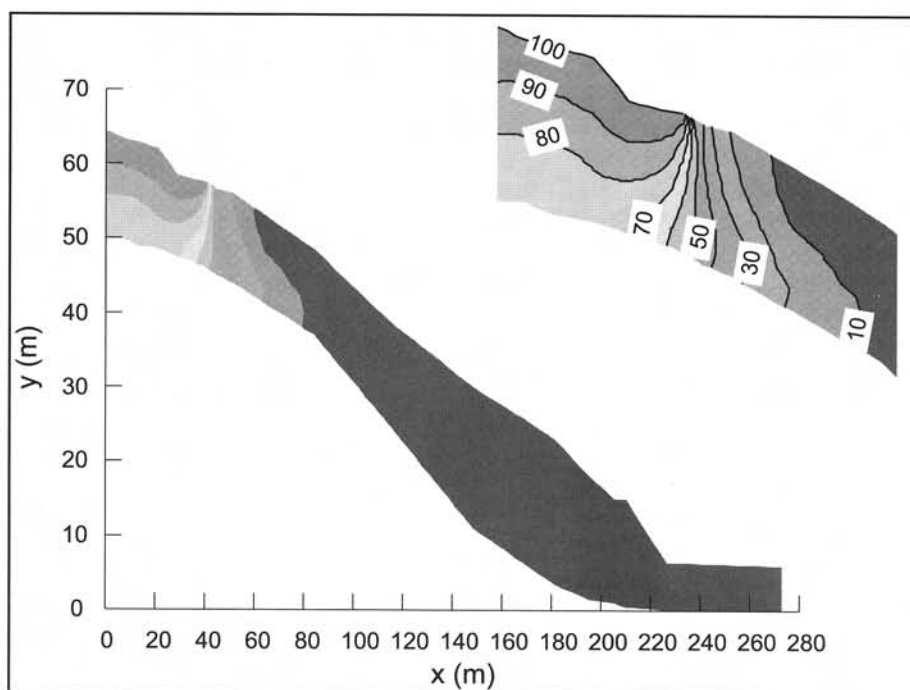


Figura 23 – Concentrações relativas após 15 anos - Zn

Quadro 11 – Comparação da concentração (mg/L) aos 15 anos

Elem.	Concentração (mg/L)				
	Nó	581	683	779	789
	Piezômetro	1	2	3	4
Cu	Mín.	0,00	0,00	0,00	0,00
	Máx.	4,58E-3	2,17E-04	1,62E-05	1,08
	Campo	0,00	0,00	0,00	0,00
Pb	Mín.	0,00	0,00	0,00	0,00
	Máx.	1,97E-04	3,07E-06	8,40E-08	5,00E-08
	Campo	0,00	3,00E-03	0,00	3,10E-03
Cd	Mín.	0,00	0,00	0,00	0,00
	Máx.	1,32E-02	1,62E-03	3,02E-04	2,36E-04
	Campo	3,00E-03	5,00E-03	0,00	6,00E-03
Zn	Mín.	1,50E-02	0,00	5,78E-04	4,70E-04
	Máx.	5,35	8,67E-01	2,06E-01	1,67E-01
	Campo	3,30E-02	7,00E-03	3,20E-02	1,10E-02

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho teve por objetivo estimar, com o emprego de análises numéricas e medições de campo, a evolução da pluma de contaminação de quatro metais pesados (cobre, chumbo, cádmio e zinco) na área em que foram depositados, durante cerca de quinze anos, os resíduos urbanos do Município de Viçosa, MG, Brasil. Determinaram-se a estratigrafia e o padrão de fluxo na área do lixão, as propriedades geotécnicas dos solos presentes e os parâmetros de transporte obtidos em ensaios em colunas de lixiviação. Por fim, os resultados de concentrações dos quatro metais pesados foram comparados com os observados no campo.

Em relação aos ensaios de laboratório realizados, pode-se concluir que os ensaios de coluna de lixiviação forneceram resultados consistentes, repetitivos e eficientes para a determinação dos parâmetros de transportes necessários à análise numérica. Nestes ensaios constatou-se que, entre os metais pesados analisados, o Cd e o Zn apresentaram maior mobilidade enquanto que o Pb apresentou a menor.

Em relação à análise numérica, pode-se concluir que, excetuando-se os resultados encontrados para o Cd e o Pb em dois dos quatro pontos estudados, os valores de concentração obtidos numericamente encontram-se dentro da faixa de variação dos resultados de campo.

A contaminação com Cd encontrada nas águas coletadas em três piezômetros foi confirmada na análise numérica somente em dois piezômetros.

Por outro lado, a contaminação com Pb encontrada no campo nas águas de um piezômetro não foi confirmada na análise numérica.

Em relação à contaminação das águas subsuperficiais no local estudado, não se constatou contaminação de Zn e Cu e a contaminação com Pb é insignificante, enquanto que a contaminação com Cd foi a mais significativa.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento do Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de uma bolsa de pós-graduação, ao Departamento de Engenharia Civil, ao Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental e ao Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa pela disponibilidade de equipamentos e de pessoal na execução de ensaios de laboratório e análises químicas.

REFERÊNCIAS

- Abramowitz, M.; Segun, I.A., 1968. *Handbook of mathematical functions*. Dover Publications, New York. 1046p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. 1987. Resíduos Sólidos – Classificação. NBR 10004. São Paulo. 63p.
- Bosco, M.E.; Oliveira, E.; Ghilardi, M; Silva, M.M. 2000. Metal diffusion through a lateritic clay liner. International Conference on Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. Melbourne. Austrália.
- Carvalho, A. L. 2002. Contaminação de águas subsuperficiais em área de disposição de resíduos sólidos urbanos – Caso do antigo lixão de Viçosa, MG. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa. MG. Brasil. 122p.
- Chang, A.C.; Page, A.L.; Warneke, J.E.; Grgurevic, E. Sequential extraction of soil heavy metals following a sludge application. *Journal Environ. Qual.* 13(1). 1984. p. 33-38.
- Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB. Guia de coleta e preservação de amostras de água. São Paulo, 1988, 151 p.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986.
- Corrêa Sobrinho, N.L. 2000. Análise do balanço hídrico em aterros sanitários. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Viçosa. MG. Brasil. 123 p.
- Fetter, C. W. 1993. *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company, EUA. 458pp.
- Folkes, D.J. 1982. Fifth Canadian Geotechnical Colloquium: Control of contaminant migration by the use of liners, *Canadian Geotechnical Journal*, V.19, p. 320-344.
- Freeze, R.A & Cherry, J.A. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Geo-Slope, User's Guide – SEEP/W for finite element seepage analysis – Version 4. 1998. Geo-Slope International Ltd., Calgary, Canadá.
- Geo-Slope, User's Guide – CTRAN/W for finite element contaminant transport analysis - Version 4. 1998. Geo-Slope International Ltd., Calgary, Canadá.
- Gadotti, R.F. 1997. Avaliação da contaminação das águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao “lixão” da cidade de São Carlos. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos. Brasil. 150p.
- Germano, A.M., 2001. Estudo Numérico do Transporte de Metais Pesados na Área do Lixão do Município de Viçosa – MG. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. Brasil.
- Green, R. E. & Corey, J.C. 1971. Calculation of hydraulic conductivity: A further evaluation of some predictive methods, *Soil Science Society of American Proceedings*, V.35, p.3-8.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2002. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. Página oficial do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (<http://www.ibge.gov.br>).

- Koerner, R.M.; Daniel, D.E. 1998. *Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps*. Thomas Telford. ASCE Press. 256 p.
- LESA, 2000 (março). Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa.
- Lopes, A.S. 1984. Solos sob “cerrado”. Características, propriedades e manejo. Piracicaba: Associação brasileira para pesquisa da potassa e do fosfato. São Paulo. Brasil. 162 p.
- Luiz, P.G. 2000. Caracterização Geotécnica e Considerações of Slope Stability of Residual Soils of Viçosa. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. Brasil.
- Martinez, M.A.; Ramos, V.B.N.; Matos, A.T.; Oliveira, R.A. e Costa, S.N. 2001. Influência da competição catiônica nos valores de fator de retardamento e coeficiente de dispersão-difusão de zinco e cobre no solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande-PB, v.5, n.2, p. 211-215.
- Matos, A.T.; Costa, L.M.; Fontes, M.P.F.; Martinez, M.A. 1999. Retardation factors and the dispersion-diffusion coefficients of zinc, cadmium, copper and lead in soils from Viçosa MG, Brazil. *Transactions of ASAE*, Madison-EUA, v. 42, n. 4, p. 903-910.
- Mello, L.G. e Boscov, M.E.G. 1998. Discussão da prática brasileira de disposição de resíduos à luz das tendências internacionais. *Anais do XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica*. XI COBRAMSEG. V. 4. Brasília. Brasil. p. 195-214.
- Monteiro, J.H.P.; Figueiredo, A.E.; Magalhães, A.F.; Melo, M.A.; Brito, J.C.; Almeida, T.P.; Mansur, G.L. 2001. *Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*. IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Rio de Janeiro. 197p.
- Mota, F.S.B. 1974. Aterro sanitário e poluição da água. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo. São Paulo. Brasil.
- Ogata, A. & Banks, R. 1961. A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media. *U.S. Geol. Surv. Prof. Paper 411-A*.
- O’Leary, P. & Walsh, P. 1997. Leachate control and treatment. In: *Solid waste landfill correspondence course*.
- Orth, M.H. A. 1981. Aterros sanitários. *Revista de Limpeza Pública*. São Paulo. V 8, nº 20. P. 26-34.
- Prandini, F.L.; D’Almeida, M.L.O.; Jardim, N.S.; Mano, V.G.T.; Wells, C. 1995. Lixo municipal: Manual de gerenciamento integrado. 1ª Ed. São Paulo, IPT/ABGE/CEMPRE. Publicação IPT 2163. 278p.
- Reddi, L.N.; Inyang, H.I. 2000. *Geoenvironmental Engineering – Principles and Applications*. Marcel Dekker. 494p.
- Rousseaux, P.; Castilhos, J.A.B. de; Vermande, P.; Navarro, A. 1989. Estimativa da distribuição e dos teores de metais pesados nas diversas frações dos resíduos urbanos no Brasil. 1989. *Bio*. V. 10. p. 57-60.
- Rowe, R.K.; Quigley, R.M. & Booer, J.R. 1995. *Clayey barrier systems for waste disposal facilities*. E & SPON, London. 390p.
- Shackelford, C.D., *Geotechnical Practice For Waste Disposal*, Chapter 3, Chapman & Hall, Londres, 1993, p. 33-65.
- Schackelford, C.D., Daniel, D.E. 1991. Diffusion in saturated soil:I, Background, *ASCE J. Geotech. Eng.* 117(3). p. 467-484.
- Shackelford, C.D.; Rowe, R.K. 1998. Contaminant transport modeling. *Proceedings of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics*, Lisboa, p. 939-956, A. A. Balkema.