

Trabalho Final de Mestrado em Engenharia Ambiental
Modalidade: Dissertação

**ESTUDO DE BARREIRA DE PROTEÇÃO COM SOLO COMPACTADO
EM CÉLULA EXPERIMENTAL NO ATERRO SANITÁRIO DE RIO
DAS OSTRAS (RJ)**

Autor: *João Antonio da Costa Pires*
Orientadora: *Elisabeth Ritter*
Co-orientador: *João Alberto Ferreira*

Centro de Tecnologia e Ciências
Faculdade de Engenharia
Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente

Março de 2007

**ESTUDO DE BARREIRA DE PROTEÇÃO COM SOLO COMPACTADO
EM CÉLULA EXPERIMENTAL NO ATERRO SANITÁRIO DE RIO
DAS OSTRAS (RJ)**

João Antonio da Costa Pires

Trabalho Final submetido ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada por:

Prof^a. Elisabeth Ritter, D.Sc. - Presidente
PEAMB/UERJ

Prof. João Alberto Ferreira, D.Sc.
PEAMB/UERJ

Prof. Mauricio Ehrlich, D.Sc.
COPPE/UFRJ

Prof. Celina Aída Bittencurt Schmidt, D.Sc.
PEAMB/UERJ

Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Março de 2007

PIRES, JOÃO ANTONIO DA COSTA

Estudo de barreira de proteção com solo compactado em célula experimental no Aterro Sanitário de Rio das Ostras (RJ). [Rio de Janeiro] 2007.

xvi, 90 p. 29,7 cm (FEN/UERJ, Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental - Área de Concentração: Tratamento e Destino Final de Resíduos Sólidos)

Dissertação - Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

1. Aterro Sanitário
 2. Transporte de contaminantes
 3. Barreira de proteção
 4. Rio das Ostras
- I. FEN/UERJ II. Título (série)

Resumo do Trabalho Final apresentado ao PEAMB/UERJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental

Estudo de barreira de proteção com solo compactado em célula experimental no Aterro Sanitário de Rio das Ostras (RJ)

João Antonio da Costa Pires

Março de 2007

Orientadora: Elisabeth Ritter

Co-orientador: João Alberto Ferreira

Área de Concentração: Tratamento e Destino final de Resíduos Sólidos

Este trabalho é um estudo sobre o transporte de contaminantes na barreira de proteção com solo compactado de uma célula experimental no Aterro Sanitário de Rio das Ostras. É apresentada a descrição da implantação de duas células experimentais com impermeabilizações distintas na base. O primeiro sistema consistiu de uma camada de solo argiloso local compactado; o segundo sistema de impermeabilização construído foi formado por uma geomembrana sobreposta a uma camada de solo argiloso compactado local. Paralelamente à implantação das células no campo, efetuou-se a determinação no laboratório de parâmetros de interação sólido – chorume (sorção) por ensaios de equilíbrio em lote (“*batch test*”), e de parâmetros de transporte de contaminantes por difusão molecular através de ensaios de difusão com solo compactado e chorume, em um molde de acrílico construído especificamente para este fim. Com o uso do programa computacional POLLUTE e o uso dos resultados obtidos nos experimentos foram determinados valores do coeficiente de difusão para os íons investigados (Cl^- ; Na^+ ; K^+ ; NH_4^+). Estes parâmetros foram utilizados para a previsão da concentração de íons na camada de solo compactado, para o período de tempo de dois, dez e vinte anos a contar do fechamento da célula.

Palavras-Chave: Aterro Sanitário, Barreira de Proteção, Sorção, Difusão.

Abstract of Final Work presented to PEAMB/UERJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Environmental Engineering.

Protection Barrier Study With Compacted Soil in Experimental Cell in the Landfill of Rio das Ostras (RJ)

João Antonio da Costa Pires

March of 2007

Advisors: Elisabeth Ritter

João Alberto Ferreira

Concentration Area: Solid Waste Treatment and Final Destination

This work is a study of pollutants transport through landfill protection barriers in laboratory scale. It also presents the description of two experimental cells built on Rio das Ostras sanitary landfill that will provide latter on field results to be compared with the laboratory results. The two field cells were built up with different barriers, one of them utilizing a compacted soil layer as a liner and the other one a double liner with soil and geomembrane of PEAD. The laboratory experiments were focused in soil barrier and studied sorption parameters of soil-leachate interaction through batch tests. It also studied leachate pollutants transport parameters by molecular diffusion of Cl^- , Na^+ , K^+ , and NH_4^+ ions through compacted soil layer utilizing an acrylic apparatus built up for this experiment. The results were utilized to simulate diffusion in compacted soil layer using POLLUTE software to forecast ions concentration after two years of cells closed – period when the fields cells will be opened and ions diffusion evaluated.

Key word: landfill, soil protection barriers, sorption, diffusion.

Dedico este trabalho a Deus e aos meus pais
Nelson Antonio de Sousa Pires e Maria do Carmo da Costa Ferreira Pires,
sem eles, eu nada seria.

AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) 4

Ao CNPq – Recursos do projeto “Barreira de proteção de Aterros Sanitários – Modelagem x Estudo de Caso” do Edital Universal 2004.

A Prefeitura de Rio das Ostras

A José Carlos Pires da LIMPATECH, empresa que opera o Aterro Sanitário de Rio das Ostras pela cessão da área e pela colaboração na implantação das células.

Ao professor Rogério Feijó do Laboratório Mecânica dos Solos (LMS/UERJ)

Ao Laboratório de Engenharia Sanitária pelo apoio técnico nas análises

Ao Laboratório de Geotécnica da COPPE/UFRJ, ao técnico Sergio Io pelo pronto atendimento na execução do ensaio de permeabilidade.

A EMBRAPA – Divisão de solos

Aos professores do Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da Faculdade de Engenharia da UERJ, em particular aos que atuaram ministrando aulas no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, PEAMB, pelo empenho, apoio e pela dedicação ao longo do curso que tornaram possível a ascensão de mais este degrau

Aos meus amigos em especial a Simone Lamarca (*in memoriam*), pelos sorrisos e incentivo na realização deste trabalho, Marcelo Figueiredo, André, Guilherme, ao Cláudio Pinheiro pelas orientações e almoços em companhia com Bira, Ubiratan, Bruno.

Em especial ao professor João Alberto Ferreira pelo incentivo e a oportunidade oferecida para a realização deste trabalho

A minha orientadora professora Elisabeth Ritter pela orientação, confiança e oportunidades oferecidas, fundamentais para a realização deste trabalho, além de estímulos. O meu muito obrigado.

A Catia Luisa da Costa Pires e a Max Geremias pelos incentivos e apoio.

A Rosangela Lopes Martins, por todo companheirismo, compreensão e amor que tem me proporcionado.

Aos meus familiares e em especial aos meus pais Nelson Pires e Maria do Carmo Pires que ao longo desta investida incentivaram-me e sempre contribuíram torcendo muito para o sucesso deste trabalho.

E finalmente a Deus, pelo dom da vida.

SUMÁRIO

RESUMO	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE TABELAS	xiv
LISTA DE ABREVIATURAS	xv
1. INTRODUÇÃO	01
2. REFERENCIAL TEÓRICO	03
3. IMPLANTAÇÃO DAS CÉLULAS NO CAMPO	08
3.1. Rio das Ostras	08
3.2. Lixão Municipal de Rio das Ostras	11
3.3. Central de Tratamento de Resíduos Sólidos	13
3.4. Implantação das Células Experimentais	16
3.4.1. Impermeabilização da Célula CIG	19
3.4.2. Impermeabilização da Célula CISG	20
3.4.3. Construção dos Drenos	20
3.4.4. A Geomembrana	22
3.4.5. Compactação do Solo	24
3.4.6. Construção dos Poços	26
3.4.7. O Enchimento e Fechamento da Célula	26
3.4.8. Dimensões das Células	27
3.4.9. Estimativa do Volume de Resíduo Depositado	28
4. MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1. Sorção	31
4.1.1. Ensaio de Equilíbrio em Lote (<i>Batch Test</i>)	31
4.1.2. Razão Solo:Solução (RSS)	34
4.1.3. Determinação do Tempo de Equilíbrio	35
4.1.4. Determinação da Quantidade de Solute Sorvido por Massa de Adsorvente	36
4.1.5. Procedimento do Ensaio	37
4.1.6. Condições do Ensaio de Equilíbrio em Lote (<i>batch test</i>)	41
4.2. Ensaio de Difusão	42
4.2.1. Célula de Difusão (Molde de Acrílico)	42
4.2.2. Montagem do Ensaio	44

4.2.3. Processo de Extração por Lixiviação	48
4.3. Cloreto	48
4.4. Nitrogênio Amoniacal	49
4.5. Sódio	50
4.6. Potássio	51
4.7. Cálcio	51
4.8. Condutividade Elétrica	52
4.9. pH	52
4.10. Determinações de Campo	53
4.10.1. Teor de Umidade	53
4.10.2. Massa Específica Aparente de Campo e o Grau de Compactação	54
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1. Monitoramento no Campo	56
5.1.1. O Percolado do Aterro	56
5.1.2. O Percolado das Células	56
5.1.3. Discussão	57
5.2.3. Ensaio de Difusão	65
5.2 Ensaio Realizados no Laboratório	61
5.2.1. O Solo do Aterro	61
5.2.2 Ensaio de Equilíbrio em Lote – Sorção	62
5.2.3. Ensaio de Difusão	65
5.3. Simulação para a Célula Experimental	74
6. CONCLUSÕES E SUGESTÕES	78
6.1. Conclusões	78
6.2. Sugestões	79
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
ANEXOS	
I – Ensaio de Sorção	83
II – Resultados do Ensaio de Sorção	85
III – Gráficos – Determinação dos Coeficientes de Distribuição – K_d	87
IV – Resultados do Ensaio de Difusão	88

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Mapa dos limites de Rio das Ostras.	9
Figura 3.2 – Gráfico de Precipitação E.E. Pesagro RJ – Macaé (ref.: Estudos Ambientais, www.riodasostras.rj.gov.br).	11
Figura 3.3 – Lixão de Rio das Ostras.	11
Figura 3.4 – Recuperação do Lixão.	12
Figura 3.5 – Detalhe das construções efetuadas na recuperação do lixão (dreno de gás, canal de escoamento pluvial, canaleta de águas superficiais).	12
Figura 3.6 – Central de Tratamento de Resíduos Sólidos.	13
Figura 3.7 – Célula de resíduos de serviços de saúde.	14
Figura 3.8 – Limpa-fossa descarregando.	15
Figura 3.9 – Bag da ETC-DAL.	15
Figura 3.10 – Efluente que sai do bag.	15
Figura 3.11 – Lagoas de estabilização.	15
Figura 3.12 – Frente de trabalho do Aterro Sanitário.	16
Figura 3.13 – Escavação e limpeza das células.	17
Figura 3.14 – Dreno de monitoramento.	18
Figura 3.15 – Furos laterais.	18
Figura 3.16 – Impermeabilização das células experimentais.	19
Figura 3.17 – Seqüência de impermeabilização da CISC.	21
Figura 3.18 – Cobertura do dreno.	22
Figura 3.19 – Soldagem da manta.	23
Figura 3.20 – Detalhes da impermeabilização.	24
Figura 3.21 – Compactação com o “sapo”.	25
Figura 3.22 – Acompanhamento técnico da compactação.	25
Figura 3.23 – Construção dos poços de monitoramento e de acúmulo de percolado.	26
Figura 3.24 – Dreno de gás e sua fixação.	27
Figura 3.25 – Processo de enchimento e fechamento da célula.	28
Figura 4.1 – Determinação da umidade (sorção).	38
Figura 4.2 – Soluções de percolado, “branco” das soluções e soluções para mistura.	38
Figura 4.3 – Pesagem do solo no frasco.	39
Figura 4.4 – Agitação no “shaker” início e fim.	39
Figura 4.5 – Seqüência de filtração.	40
Figura 4.6 – Comparação visual entre o branco (esquerda) e as amostras filtradas (direita).	41

Figura 4.7 – Célula de difusão (molde de acrílico).	43
Figura 4.8 – Seqüência de compactação.	44
Figura 4.9 – Saturação da amostra.	45
Figura 4.10 – Processo de difusão em andamento.	46
Figura 4.11 – Recolhimento do sobrenadante.	46
Figura 4.12 – Desmonte da célula.	46
Figura 4.13 – Seqüência de retirada do solo do molde.	47
Figura 4.14 – Titulação.	49
Figura 4.15 – Determinação de nitrogênio amoniacal (curva padrão e amostras).	50
Figura 4.16 – Fotômetro de chama.	51
Figura 4.17 – Determinação da condutividade.	52
Figura 4.18 – Determinação do pH.	53
Figura 4.19 – Speedy.	54
Figura 4.20 – Frasco de areia.	54
Figura 5.1 – Curva da determinação da umidade ótima.	62
Figura 5.2 – Gráfico de sorção do íon cloreto (determinação de K_d).	63
Figura 5.3 – Gráfico de sorção do íon sódio (determinação de K_d).	64
Figura 5.4 – Gráfico de sorção do íon amônio (determinação de K_d).	64
Figura 5.5 – Gráfico de sorção do íon potássio (determinação de K_d).	64
Figura 5.6 – Gráfico de sorção do íon cálcio (determinação de K_d).	65
Figura 5.7 – Gráfico de difusão do cloreto de 3 dias.	67
Figura 5.8 – Gráfico de difusão do cloreto de 5 dias.	68
Figura 5.9 – Gráfico de difusão do cloreto de 7 dias.	68
Figura 5.10 – Gráfico de difusão do íon amônio de 3 dias.	68
Figura 5.11 – Gráfico de difusão do íon amônio de 5 dias.	69
Figura 5.12 – Gráfico de difusão do íon amônio de 7 dias.	69
Figura 5.13 – Gráfico de difusão do íon sódio de 5 dias.	69
Figura 5.14 – Gráfico de difusão do íon sódio 7 dias.	70
Figura 5.15 – Gráfico de difusão do íon potássio de 5 dias.	70
Figura 5.16 – Gráfico de difusão do íon potássio de 7 dias.	70
Figura 5.17 – Gráfico de difusão De ajustado pelo POLLUTE – cloreto.	71
Figura 5.18 – Gráfico de difusão De ajustado pelo POLLUTE – sódio.	72
Figura 5.19 – Gráfico de difusão De ajustado pelo POLLUTE – Amônio.	72
Figura 5.20 – Gráfico de difusão De ajustado pelo POLLUTE – Potássio.	72

Figura 5.21 – Simulação para 2 anos de difusão de íons na célula CISC.	75
Figura 5.22 – Simulação para vários intervalos de tempo – Cloreto.	75
Figura 5.23 – Simulação para vários intervalos de tempo – Sódio.	76
Figura 5.24 – Simulação para vários intervalos de tempo – Amônio.	76
Figura 5.25 – Simulação para vários intervalos de tempo – Potássio.	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Planilha de Precipitação E.E. Pesagro RJ - Macaé (adaptada fonte: Estudos Ambientais - www.riodasostras.rj.gov.br)	10
Tabela 3.2 – Dimensões das células.	29
Tabela 3.3 – Estimativa de resíduos coletados utilizando-se referências diferentes	30
Tabela 5.1 – Análises do percolado do Aterro Sanitário de Rio das Ostras	58
Tabela 5.2 – Resultados das análises das células CISC e CIG.	58
Tabela 5.3 – Variação de alguns parâmetros de percolado de aterros brasileiros.	59
Tabela 5.4 – Variação da composição de percolados (aterros internacionais).	59
Tabela 5.5 – Faixas de variação da composição de percolados ao longo do tempo.	60
Tabela 5.6 – Análise do solo do Aterro Sanitário de Rio das Ostras.	61
Tabela 5.7 – Intervalos de tempo de equilíbrio.	62
Tabela 5.8 – Coeficientes de distribuição – K_d .	63
Tabela 5.9 – Solo condições iniciais - ensaio de difusão.	65
Tabela 5.10 – Composição química do percolado do ensaio de difusão.	66
Tabela 5.11 – Composição química da solução intersticial extraída do solo.	66
Tabela 5.12 – Coeficientes de distribuição utilizados nas simulações do POLLUTE.	67
Tabela 5.13 – Coeficientes de difusão obtidos nas simulações com o POLLUTE.	71
Tabela 5.14 – Coeficientes de difusão adotados (POLLUTE).	71
Tabela 5.15 – Coeficientes de difusão encontrados na literatura.	73
Tabela 5.16 – Estudo de difusão no Aterro Metropolitano de Gramacho.	74
Tabela 5.17 – Concentração dos íons ao longo do tempo para 0,8 e 1,0m de profundidade.	77

LISTA DE ABREVIATURAS

C	= concentração
C_1	= concentração de soluto no tempo t_1
Ca	= cálcio
C_b	= concentração da solução do ensaio em branco
C_e	= concentração de equilíbrio
CIG	= Célula impermeabilizada com uma camada geomembrana sobreposta a uma camada de solo compactado
CISC	= Célula impermeabilizada com uma camada de solo compactado.
Cl	= cloreto
C_o	= concentração inicial ou concentração da solução original
CSI	= Constant soil:solution Ratio Isotherm
CTRS	= Central de Tratamento de Resíduos Sólidos
CTRS-RO	= Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Rio das Ostras
D_e	= coeficiente de difusão molecular
D_h	= coeficiente de dispersão hidrodinâmica [L^2T^{-1}]
D_m	= coeficiente de dispersão mecânica [L^2T^{-1}]
D_o	= coeficiente de difusão em solução livre
ECI	= Environmentally Conservative Isotherm
ETC-DAL	= Estação de Tratamento de Chorume com Sistema de Desidratação e Acondicionamento de Lodos dos Caminhões Limpa-Fossa
F_A	= fluxo por advecção
F_D	= fluxo de difusão molecular
Fig	= Figura
K	= potássio
K_d	= Coeficiente de distribuição
LES	= Laboratório de Engenharia Sanitária
LMS	= Laboratório de Mecânica dos Solos
M	= massa de solo seco
n	= porosidade
Na	= sódio
N-NH ₃	= nitrogênio amoniacal
PEAD	= Polietileno de alta densidade
PVC	= Policloreto de vinila
RSS	= Razão Solo:Solução

S	= quantidade de soluto adsorvida por quantidade de massa de adsorvente;
V	= volume de solução
v_a	= velocidade de advecção
α_L	= coeficiente de dispersividade longitudinal [L]
α_T	= coeficiente de dispersividade transversal [L]
ρ	= massa específica
ω	= coeficiente de tortuosidade (adimensional)

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

A questão de geração dos resíduos sólidos domiciliares e industriais e sua disposição final são um dos grandes desafios na engenharia. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2000), o destino final dos resíduos sólidos domiciliares coletados é de: 47,1% em aterros sanitários, 22,3% em aterros controlados e 30,5% em lixões. No entanto, estes percentuais são referentes à quantidade total de resíduos sólidos coletada em toneladas, ao analisarmos o destino final dos resíduos sólidos domiciliares coletados nos municípios temos: 63,6% utilizam lixões; 18,4% aterros controlados e 13,8% aterros sanitários. Ou seja, mais de 60% dos municípios ainda, disponibilizam os resíduos domiciliares de forma inadequada. No Rio de Janeiro, essa situação também não é das melhores, com 92 municípios, possui apenas três aterros sanitários licenciados: Pirai, Nova Iguaçu e Rio das Ostras. Para mudar esse quadro, isto é, proporcionar um destino adequado para resíduos sólidos domiciliares coletados terá que se implantar nos próximos anos uma quantidade expressiva de aterros sanitários.

Entre as técnicas de disposição final dos resíduos sólidos domiciliares aterro sanitário, aterro controlado e lixão o aterro sanitário é a que permite o confinamento seguro dos resíduos em termos de controle de poluição ambiental e proteção à saúde pública através do uso de critérios de engenharia e normas operacionais específicas. Necessariamente um aterro sanitário deve ter uma impermeabilização na base e possuir um sistema de drenagem e tratamento de líquidos e gases. Atenção especial deve ser dada ao lançamento de percolato ou lixiviado (também chamado de chorume), no meio ambiente, este deve ser drenado e tratado e se possível minimizada a sua quantidade antes de descartado.

Com a intenção de proporcionar uma maior segurança na impermeabilização os novos projetos de aterros tendem a usar um sistema de dupla proteção, constituídos de uma barreira de proteção natural (também denominada de camada de solo compactado) e geomembrana. A maioria dos municípios brasileiros é de pequeno porte, possuindo escassez de recursos econômicos e muitas vezes de capacitação técnica, sendo inviáveis projetos mais sofisticados. Tecnologias simples e adequadas às condições climáticas locais, poderão contribuir para a diminuição dos custos de implantação e operação de aterros sanitários, de modo que o custo

seja ajustado a capacidade econômica dos municípios. A utilização de geomembranas nas barreiras de proteção dos aterros, por exemplo, pode implicar em custos adicionais, de tal modo que inviabilize a construção dos aterros sanitários por municípios de pequeno e médio porte. Entretanto, a utilização de uma tecnologia adequada de construção de barreiras naturais, com acompanhamento do grau de compactação e da permeabilidade, pode assegurar um nível de proteção que seja considerado suficiente, possibilitando a construção de aterros a um custo menor e por isso, mais próximo da realidade econômica dos municípios brasileiros.

Da preocupação de baixar o custo sem a perda da eficiência das barreiras de proteção decorre a necessidade da avaliação de como ocorre o transporte de contaminantes presentes no percolado, através de uma barreira natural (ou barreira de proteção ou camada de solo compactado), e da camada de solo compactado com geomembrana e a definição dos parâmetros de coeficientes de dispersão, difusão molecular, e da interação solo contaminante (sorção). Com esses parâmetros, a avaliação do transporte, através dessas barreiras ao longo do tempo de vida útil do aterro poderá ser efetuada definindo a eficácia da camada de solo compactado em comparação com o sistema de solo compactado mais geomembrana.

Esta pesquisa faz parte de um estudo que se iniciou no PROSAB 4 (Castilhos et al, 2006) com o objetivo de estudar o comportamento de barreiras de proteção em Aterros Sanitários em escala de laboratório e experimental utilizando somente solo compactado e solo compactado e geomembrana. Neste trabalho serão apresentados os resultados da barreira de proteção ou camada de solo compactado e a previsão do comportamento ao longo do tempo.

No capítulo dois será apresentado o referencial teórico e no capítulo três a descrição da implantação das células experimentais e da central de tratamento de resíduos de Rio das Ostras onde as células estão localizadas. No capítulo quatro, os materiais e os métodos utilizados no decorrer dos ensaios são abordados. O capítulo cinco é dedicado aos resultados e a discussão e por fim o capítulo seis apresenta as conclusões.

CAPÍTULO 2

REFERENCIAL TEÓRICO

A revisão a seguir visa a dar um suporte no entendimento do transporte de contaminantes, não se fixando nas deduções matemáticas das equações que regem tais fenômenos que podem ser facilmente encontradas na literatura.

Inúmeros são os fenômenos que controlam o transporte de contaminantes em meios porosos. O termo contaminante refere-se à transmissão de substâncias ou microorganismos nocivos à saúde por via hídrica. O fato de ocorrer a contaminação não implica necessariamente em um desequilíbrio ecológico. Por exemplo, a presença na água de organismos patogênicos ao homem não significa que o meio ambiente aquático esteja ecologicamente desequilibrado. De modo semelhante, a ocorrência de poluição não implica necessariamente riscos à saúde de todos os organismos que fazem uso do recurso afetado. O efeito da poluição, aqui entendida como a alteração das características de um recurso através de ações ou interferências, naturais ou provocadas pelo homem dependem da natureza do poluente introduzido, do caminho que esse poluente percorre no meio e do uso que se faz do recurso afetado (Braga et al, 2002).

Entre as formas de contaminação de solo podemos destacar a causada pela infiltração de substâncias líquidas resultantes da lixiviação de massas de resíduos sólidos parcialmente biodegradadas. Daí decorrendo a necessidade da disposição de resíduos sólidos ser fundamentada em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, permitindo o confinamento seguro em termos de controle da poluição ambiental e proteção à saúde pública (ABNT, NBR8419,1984).

Para evitar a contaminação do subsolo e de aquíferos subjacentes, pela migração de contaminantes nos solos de aterros torna-se necessária a impermeabilização do solo. A norma NBR 13896 (ABNT,1997b) declara que o local ideal deve apresentar um manto de solo homogêneo de 3,0 m de espessura com um coeficiente de permeabilidade $K = 5 \times 10^{-6} \text{cm/s}$, não sendo recomendada a construção de aterros em solos com coeficiente de permeabilidade igual ou superior a $K = 5 \times 10^{-4} \text{cm/s}$ mesmo utilizando impermeabilizações complementares.

Os solos argilosos, as argilas compactadas e as geomembranas sintéticas estão entre os materiais comumente empregados na impermeabilização de aterros devendo as camadas

impermeabilizantes atender as especificações de permeabilidade e as espessuras mínimas de modo a representar uma barreira à migração dos poluentes contidos no percolado. O tipo de geomembrana que tem se mostrado mais adequado para a impermeabilização de aterros no Brasil é a de polietileno de alta densidade (HDPE), devido às suas características de resistência mecânica, durabilidade e compatibilidade com uma variedade de resíduos, tendo sido empregada também as geomembranas de policloreto de vinila (PVC) (D'Almeida, 2000).

O movimento dos contaminantes não depende somente do fluxo do líquido no qual está dissolvido, mas dos mecanismos que dependem dos processos físicos, químicos e biológicos aos quais as substâncias estão submetidas.

No caso do transporte de contaminantes em meios porosos, os principais mecanismos físicos de transporte envolvidos são a advecção e a dispersão hidrodinâmica que envolve a dispersão mecânica e a difusão molecular.

A advecção é o mecanismo de transporte pelo qual o soluto (contaminante) é carregado pelo fluido (solvente) em movimento, mantendo-se constante a concentração da solução, isto é, a concentração permanece a mesma em toda a solução.

O fluxo unidimensional por advecção de um soluto com concentração (ML^{-3}) na fase líquida e velocidade do fluido v_a (velocidade de advecção), através dos poros do solo pode ser expresso por:

$$F_A = nCv_a$$

Onde: F_A = fluxo por advecção

n = porosidade

C = concentração

v_a = velocidade de advecção

No caso de fluxos de contaminantes através do solo, a velocidade de advecção ou velocidade linear média é a velocidade de Darcy dividida pelo teor de umidade volumétrico (Θ), que nos solos saturados, apresenta-se igual a porosidade (n).

Dispersão hidrodinâmica

A dispersão hidrodinâmica se caracteriza pelo espalhamento do soluto através do meio (em velocidades e direções muitas vezes diferentes ao sentido geral do movimento do fluido). Os mecanismos que governam este processo são a dispersão mecânica e a difusão molecular, devendo o coeficiente de dispersão hidrodinâmica (D_h) levar em consideração a soma desses dois mecanismos.

$$D_h = D_m + D_e$$

Onde: D_h = coeficiente de dispersão hidrodinâmica [L^2T^{-1}]

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

D_e = coeficiente de difusão molecular efetiva [L^2T^{-1}]

Dispersão mecânica

A dispersão mecânica é caracterizada pelas turbulências ou flutuações microscópicas de velocidades decorrente da dispersão em canais individuais, do desenvolvimento de velocidades médias diferentes em canais diferentes, pela variação das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais. O espalhamento gerado pela dispersão mecânica, função dos gradientes de velocidade, acarreta a diminuição dos gradientes de concentração (Bear, 1972 apud Ritter, 1998)

O coeficiente de dispersão mecânica possui uma componente longitudinal quando o espalhamento ocorre na direção do fluxo global e uma componente transversal quando o espalhamento ocorre em direções perpendiculares ao fluxo.

$$D_m = \alpha_L \cdot v_a$$

$$D_m = \alpha_T \cdot v_a$$

Onde: α_L = coeficiente de dispersividade longitudinal [L]

α_T = coeficiente de dispersividade transversal [L]

Difusão molecular

Em conseqüência da existência de um gradiente de concentração ocorre o transporte de solutos de uma região de maior concentração para outra de menor concentração visando igualar a concentração em toda a massa de fluido. A difusão molecular é um processo irreversível, dependente de um gradiente de concentração e independente da existência de movimento de fluxo, mas, é acentuada pela turbulência resultante dos mecanismos de mistura mecânica. O fluxo de difusão molecular unidimensional é representado pela 1ª lei de Fick:

$$F_D = -D_o \partial C / \partial x$$

Onde: F_D = fluxo de difusão molecular

D_o = coeficiente de difusão em solução livre [L^2T^{-1}]

$\partial C / \partial x$ = gradiente de concentração [ML^{-4}]

O sinal negativo indica que o movimento ocorre das áreas de grande concentração para aquelas de menor concentração.

O coeficiente de difusão em solução livre corresponde ao valor máximo sendo determinado para cada espécie (solute) em diluição infinita na água, ou seja, em soluções que os solutos não interagem entre si (Ritter 1998).

Em solos de granulometria fina (argilosos, por exemplo), a difusão é menor do que em solução devido à tortuosidade das trajetórias de fluxo, a interação eletrostática, e as reduções na seção transversal do fluxo. A complexidade dos fatores envolvidos na difusão torna

necessária a determinação do coeficiente de difusão efetivo para cada espécie química e para cada tipo de solo.

$$D_e = \omega D_o$$

Onde: D_e = coeficiente de difusão efetiva [L^2T^{-1}]

ω = coeficiente de tortuosidade (adimensional)

Em sistemas que a concentração varia com o tempo aplicamos a 2ª lei de Fick.

$$\partial C / \partial x = D_e \cdot \partial^2 C / \partial x^2$$

Finalmente temos que ; o fluxo por dispersão hidrodinâmica unidimensional pode ser dado por:

$$F = - D_h \partial C / \partial x$$

e

$$D_h = D_m + D_e$$

Com base nas equações acima temos a equação que representa o modelo advectivo-dispersivo para a determinação do transporte de solutos não reativos em solos saturados.

$$\partial C / \partial t = D_h \partial^2 C / \partial x^2 - v_a \partial C / \partial x$$

Processos de interação

No transporte de poluentes através do solo algumas interações entre os solutos e partículas podem ocorrer. Essas interações podem ter origem em processos físicos, químicos e biológicos, dependendo das características físico-químicas do contaminante e do solo além das propriedades da solução para cada situação específica. Essas interações podem retardar o transporte de contaminantes causando um decréscimo permanente ou transitório na concentração de contaminantes (íons) presentes na solução percolante, durante um determinado tempo ou distância percorrida.

Entre os processos atenuantes no transporte de contaminantes temos processos de sorção, complexação, precipitação, dissolução, quelação, oxiredução, atividade biológica e outros. Esses processos não ocorrem individualmente, podendo ocorrer em conjunto ou simultaneamente ou com o predomínio de um deles, sendo fortemente influenciados pelo ambiente químico local como por exemplo o pH.

A capacidade de retenção de contaminantes pelo solo é avaliada através do fator de retardamento que é característico para cada solo em relação a determinado contaminante (substância, soluto) e depende da atividade do solo, da concentração inicial do soluto na solução, do pH, da temperatura e da velocidade entre outros fatores.

Uma forma de avaliar a retenção de contaminantes de um solo é atribuindo o retardamento total aos processos de sorção (adsorção e dessorção).

Comumente a sorção é quantificada através de ensaios de equilíbrio em lote (*batch test*) realizados em laboratório, obtendo-se valores de (S) massa de soluto adsorvida por grama de solo e de C ou C_e correspondente à concentração do soluto na solução de equilíbrio. Os resultados obtidos experimentalmente podem ser ajustados através de modelos matemáticos (Freundlich, Langmuir e o modelo Linear) de modo a fornecer o coeficiente de partição (afinidade de determinado soluto em relação a um solo específico) possibilitando assim o cálculo do fator de retardamento.

A equação unidimensional que descreve o transporte de substâncias dissolvidas no meio poroso considerando a advecção-dispersão hidrodinâmica e a sorção:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \underbrace{D_h \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}}_{\text{dispersão}} - \underbrace{v_a \cdot \frac{\partial C}{\partial x}}_{\text{advecção}} - \underbrace{\rho/n \cdot \frac{\partial S}{\partial t}}_{\text{sorção}} + \underbrace{\lambda C}_{\text{decaimento}}$$

Onde: C = concentração do contaminante no tempo t e na profundidade z

D_h = coeficiente de dispersão hidrodinâmica

v_a = velocidade de advecção ou de Darcy

ρ = densidade seca

n = porosidade

$\frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial S}{\partial C} \cdot \frac{\partial C}{\partial t}$

$\frac{\partial S}{\partial C}$ é a relação entre a quantidade da espécie química (soluto) adsorvida pela partícula sólida (S) e a concentração da mesma espécie química num líquido total em equilíbrio (C), sendo expressa em termos de isotermas de adsorção.

A equação unidimensional advecção-dispersão escrita em função do coeficiente de distribuição:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_a \cdot \frac{\partial C}{\partial x} - (\rho K_d/n) \cdot \frac{\partial C}{\partial t}$$

Onde: K_d = coeficiente de distribuição

No caso da velocidade de advecção ser nula, a difusão molecular predomina sobre a dispersão mecânica e o transporte de um soluto sem decaimento pode ser representado pela equação:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_e \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - (\rho K_d/n) \cdot \frac{\partial C}{\partial t}$$

ou

$$(1 + \rho K_d/n) \frac{\partial C}{\partial t} = D_e \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

Em função do fator de retardamento temos:

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} = D_e \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

Onde: R_d = fator de retardamento

$R_d = (1 + \rho K_d/n)$

CAPÍTULO 3

IMPLANTAÇÃO DAS CÉLULAS NO CAMPO

Visando simular as condições de um aterro sanitário em escala piloto foram construídas duas células de lixo no município de Rio das Ostras. As células diferenciam-se quanto à impermeabilização: em uma o lixo é disposto sobre uma camada de argila compactada enquanto que na outra célula o lixo é disposto sobre uma camada de argila compactada e geomembrana.

Neste capítulo é apresentado um panorama do Município de Rio das Ostras, prosseguindo com uma abordagem da Central de Tratamento de Resíduos do Município. Uma descrição detalhada da implantação das células no campo é realizada.

3.1. Rio das Ostras.

O Estado do Rio de Janeiro possui noventa e dois municípios. Dentre eles o Município de Rio das Ostras com uma área de 230,62 km², distribuídos entre a Sede do Município e as localidades de Jundiá, Cantagalo, Mar do Norte, Palmital, Rocha Leão e Sapucaia tem uma população atual estimada de 50.000 habitantes (www.riodasostras.rj.gov.br).

Rio das Ostras era um distrito do município de Casemiro de Abreu. A Petrobrás se instalou na região (a partir dos anos 70), provocando um grande desenvolvimento econômico, o que favoreceu o crescimento do então distrito de Rio das Ostras a conquistar a sua emancipação político-administrativa, em 10 de abril de 1992, tornando-se município.

Situado a 170 quilômetros ao norte da cidade do Rio de Janeiro, limita-se com os municípios de Casimiro de Abreu, Macaé e com o Oceano Atlântico (Fig. 3.1). Em seu processo de desenvolvimento, Rio das Ostras recebe forte influência dos pólos turístico-comercial (Região dos lagos) e petrolífero-canavieiro (Campos e Macaé). Atualmente tem uma economia voltada principalmente para o turismo (prestação de serviços - hotelaria e gastronomia, comércio), seguida da construção civil e a pesca artesanal.

Rio das Ostras também se destaca pela preservação do meio ambiente com a criação de: Área de Proteção Ambiental como a Lagoa de Iriry e Áreas de Relevante Interesse Ecológico: Itapebussus, Monumento Natural dos Costões Rochosos e o Parque Municipal dos Pássaros.

O fácil acesso, pela Rodovia Amaral Peixoto que corta o Município ou pela BR -101, e a bela paisagem composta de praias, ilhas, lagoas, restingas, manguezais, aliado ao clima tropical, quente e úmido faz com que o município receba um número cada vez maior de turistas no verão. Para o comércio em geral essa sazonalidade é bem vinda, gerando empregos principalmente de serviços ligados à hotelaria e ao comércio em geral.

A beleza de sua orla marítima faz do município uma região de elevada vocação turística, gerando simultaneamente um grande interesse imobiliário e em muitas vezes causando uma ocupação desordenada. A aceleração da urbanização obriga o Município a investir em infra-estrutura de serviços básicos de saneamento e controle de poluição das águas como forma de evitar danos ao meio ambiente. Com o amadurecimento de uma consciência ambiental de preservação do meio ambiente, a preocupação com a saúde da população e a necessidade de um local adequado para deposição de resíduos urbanos oriundos da coleta de lixo, o Município criou a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS), dentro da qual o Aterro Sanitário de Rio das Ostras está inserido.



Fig. 3.1- Mapa dos limites de Rio das Ostras

Rio das Ostras não possui uma estação meteorológica. A Estação Experimental da Pesagem em Macaé, é a mais próxima, distando menos de 30km do centro do Município. A Tabela 3.1 apresenta informações sobre temperaturas observadas em 30 anos, onde se destaca:

temperatura média: 22,6°C;

temperatura máxima: 27,2°C;

temperatura mínima: 18,6°C.

Extremos de temperatura máxima e mínima também foram registrados ao longo dos 30 anos; sendo a temperatura máxima absoluta de 38,2°C e temperatura mínima absoluta de 6,4°C.

Tabela 3.1 Planilha de Precipitação E.E. Pesagro RJ - Macaé (adaptada fonte: Estudos Ambientais - www.riodasostras.rj.gov.br)

Macaé	T média	T máxima	T mínima	Máxima absoluta	Mínima absoluta	P total (mm)	P máx. em 24 h (mm)	UR
média de 30 anos	22,6	27,2	18,6	38,2	6,4	1163,8	213,4	83,1
Jan	25,2	29,5	21,3	38,2	16,8	131,5	213,4	83,1
Fev	25,2	29,7	21,4	37,2	13,3	105,5	99,4	83,7
Mar	24,8	29,2	21,0	37,4	15,6	100,5	109,0	83,6
Abr	23,3	28,0	19,3	36,7	13,1	100,3	77,2	83,1
Mai	21,7	26,7	17,3	34,7	9,6	77,1	70,5	83,1
Jun	20,4	25,9	15,8	34,2	9,1	40,6	62,4	82,9
Jul	20,0	25,4	15,2	32,6	8,9	51,3	90,7	82,2
Ago	20,3	25,3	15,8	35,7	6,4	49,5	108,9	81,7
Set	20,9	25,3	17,3	35,6	9,8	70,6	55,6	82,6
Out	22,1	26,1	18,7	36,1	10,7	103,7	69,0	83,6
Nov	22,9	27,0	19,4	36,8	12,9	144,5	80,2	83,8
Dez	24,1	28,2	20,5	38,1	14,9	188,7	105,0	83,8

Os dados de precipitação coletados confirmam o fato de o verão ser a estação mais chuvosa, enquanto o inverno é a estação mais seca como podemos facilmente constatar na figura 3.2.

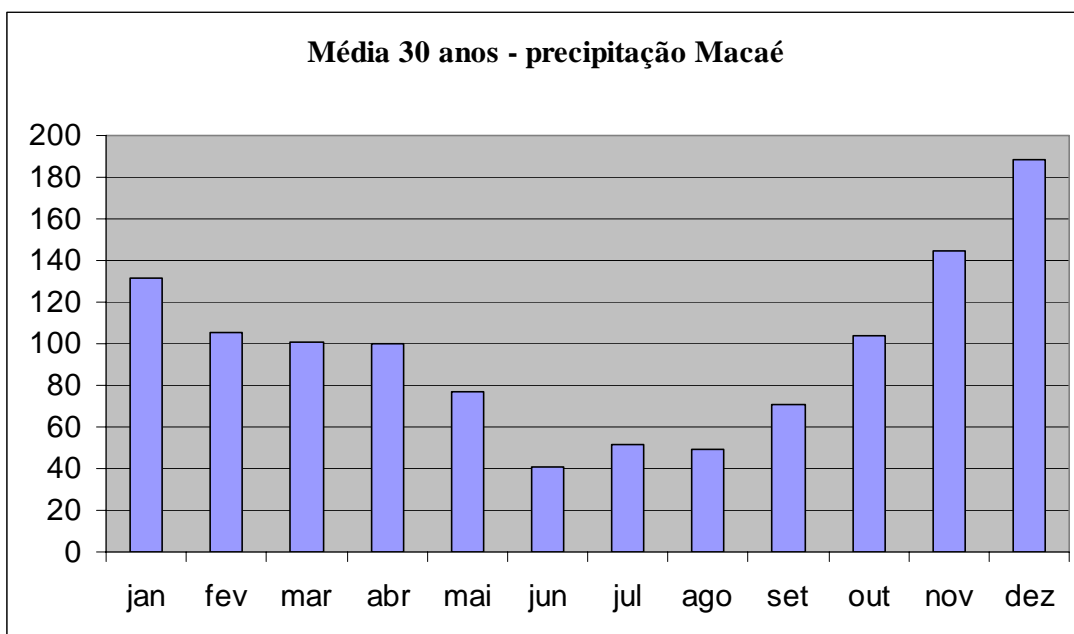


Fig. 3.2 – Gráfico de precipitação E.E. Pesagro RJ – Macaé (ref.: Estudos Ambientais-
www.riodasostras.rj.gov. br)

3.2. Lixão Municipal de Rio das Ostras

Antes da implantação do Aterro Sanitário de Rio das Ostras, os resíduos provenientes da coleta de lixo eram disponibilizados no Lixão Municipal de Rio das Ostras (Fig.3.3), popularmente conhecido como Lixão do Âncora.



Fig. 3.3 – Lixão de Rio das Ostras

Com o início da operação do Aterro Sanitário, o Lixão Municipal deixou de receber os resíduos. Para minimizar os danos causados ao meio ambiente pelo funcionamento do Lixão a Prefeitura iniciou um trabalho de recuperação ambiental do Lixão (Fig. 3.4).



Fig. 3.4 – Recuperação do Lixão

Depois de delimitada a área que recebeu lixo, esta foi totalmente isolada com a construção de uma cerca; o lixo foi então coberto por uma espessa camada de argila inclusive nas laterais; poços de acúmulo de percolado foram escavados, recebendo o percolado através de valetas que foram implantadas ao longo do perímetro da área de deposição do lixo; poços de drenagem de gases foram instalados, assim como canais de escoamento de águas pluviais (Fig 3.5) foram construídos ao longo da área a ser recuperada evitando a diluição do percolado pela chuva e a erosão do terreno, mantendo assim a estabilidade dos taludes. Uma camada de grama foi plantada, no terreno, proporcionando uma paisagem campestre. Visualmente a imagem do Lixão foi apagada, tanto que a ocupação urbana já se estende em sua direção.



Fig. 3.5 – Detalhe das construções efetuadas na recuperação do lixão (dreno de gás, canal de escoamento pluvial, canaleta de águas superficiais)

3.3. Central de Tratamento de Resíduos Sólidos

A necessidade de dar um destino adequado aos resíduos sólidos urbanos levou a criação da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Rio das Ostras (CTRS-RO), inaugurada em 22 de abril de 2004. A CTRS (Fig 3.6) era composta de uma usina de reciclagem de lixo e um aterro sanitário. As fundações do prédio e parte da estrutura da usina de lixo foram construídas, mas devido a problemas operacionais ainda não foi finalizada.



Fig. 3.6 – Central De Tratamento De Resíduos Sólidos

O Aterro Sanitário que entrou em operação no dia 19, ou seja, 3 dias antes da inauguração oficial CTRS (22 de abril de 2004) era composto de áreas específicas para: células de resíduos domiciliares, células de resíduos de serviços de saúde (Fig. 3.7), além de áreas reservadas para os resíduos de podas de árvores e para estocagem de pneus. Os resíduos provenientes da poda de árvores atualmente não são mais disponibilizados na área do Aterro. Os pneus colocados em uma área específica onde são cobertos para que não ocorra o acúmulo de água, (o que poderia servir de abrigo para mosquitos e outros vetores), ao atingirem uma determinada quantidade são recolhidos pelas indústrias fabricantes.



Fig.3.7 – Célula de resíduos de serviços de saúde

O percolado coletado através do sistema de drenagem era acumulado em um poço (atuando como um tanque de equalização homogeneizando a composição), em seguida era bombeado para uma lagoa de estabilização. Devido às condições climáticas do local, ventos e temperatura elevada o volume de percolado gerado era naturalmente reduzido, restando uma quantidade mínima da fração líquida a ser lançada no corpo receptor. Hoje em dia, o percolado gerado no Aterro é tratado em conjunto com o lodo de fossas sépticas.

A Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Rio das Ostras atualmente conta com uma outra unidade: a Estação de Tratamento de Chorume com Sistema de Desidratação e Acondicionamento de Lodos dos Caminhões Limpa-Fossa (ETC-DAL) inaugurada em 5 de abril de 2006. A maioria da população de Rio das Ostras utiliza fossas sépticas, estas são esgotadas por caminhões limpa-fossas que recolhem o “lodo” à ETC-DAL. O lodo é vazado numa lagoa (Fig. 3.8) onde o percolado gerado no Aterro também é vazado. A mistura contida na lagoa é homogeneizada através de bombas de circulação recebendo a adição de um polímero sintético em seguida é bombeado para um bag (6,0m de diâmetro por 60,0m de comprimento) (Fig. 3.9). O bag é construído por um “tecido” com pequenos poros que retém as partículas de lodo e areia. O líquido atravessa os poros do tecido resultando assim na desidratação do lodo. O líquido que atravessa o tecido é enviado para uma lagoa aeróbia (Fig. 3.10) que em seguida abastece mais duas lagoas em seqüência recebendo finalmente um polimento num wetland após a última lagoa de estabilização (Fig. 3.11). Do wetland o efluente segue para um pequeno tanque e posteriormente esse efluente é usado na

“recirculação”. A recirculação visa a proporcionar umidade a massa de resíduos, proporcionando assim uma intensa biodegradação além de atenuar o efluente. Deve-se observar que o efluente final, na saída do wetland, não é resultante somente do tratamento do percolado mas também do líquido das fossas sépticas.



Fig. 3.8 – Limpa-fossa descarregando



Fig. 3.9 – Bag da ETC-DAL



Fig. 3.10 – Efluente que sai do bag



Fig. 3.11 – Lagoas de estabilização

O Aterro Sanitário de Rio das Ostras (Fig 3.12) foi projetado para operar por 15 anos, recebendo atualmente de 70 a 80 t/dia, com uma variação sazonal de até 50%, ou seja, de 105 a 120 t/dia. A CTRS de Rio das Ostras possui uma área de 150.000m², desta 50.000m² são destinados para a deposição de resíduos sólidos urbanos. Os resíduos sólidos urbanos são depositados em células impermeabilizadas por geomembrana de polietileno de alta densidade

(PEAD) ou de policloreto de vinila (PCV), possuindo sistema de captação de percolado e drenagem de gás.



Fig. 3.12 – Frente de trabalho do Aterro Sanitário

3.4. Implantação das células experimentais

A construção das duas células experimentais de deposição de resíduos sólidos ocorreu dentro das extensões do Aterro Sanitário de Rio das Ostras. As células experimentais foram instaladas de modo a não causar qualquer dano ambiental, isto é, foram tomadas as medidas para evitar contaminação do solo e por conseguinte de corpos hídricos através do uso de geomembrana.

O Projeto das células foi elaborado de modo a simular uma miniatura de um aterro sanitário (um projeto piloto), possibilitando desenvolvimento das mais variadas pesquisas sobre aterros sanitários. No entanto, uma linha de pesquisa foi priorizada neste caso onde a diferença principal entre as células é a impermeabilização. As células possuem uma previsão inicial de dois anos de vida, após o seu fechamento, ao final desse intervalo de tempo as células serão abertas e o solo será analisado de modo a quantificar a migração ocorrida na base e nas laterais de ambas as células.

Assim sendo, duas situações de impermeabilização foram elaboradas para as bases das células experimentais: na primeira a base foi construída apenas com solo compactado e na

segunda com geomembrana sobre solo compactado. O local onde cada uma das células foi instalada, foi previamente impermeabilizado com uma camada de geomembrana de PEAD de 2mm, para depois se construírem as células.

As células estão localizadas numa área destinada a futura expansão do Aterro Sanitário, ou seja, fora da área de operação atual e ao lado da Estação de Tratamento de Chorume com Sistema de Desidratação e Acondicionamento de Lodos (ETC-DAL).

Em agosto de 2005 iniciou-se o trabalho de campo. Com a liberação da área para a implantação das células, o passo seguinte foi a limpeza do terreno onde as mesmas se localizariam.

Inicialmente uma Escavadeira 350 Fiat foi usada para a escavação do terreno para implantação das células, assim como das respectivas valas onde seriam construídos os poços de monitoramento e de acúmulo de percolado de cada uma das células.

Concluída a escavação procedeu-se à limpeza (Fig. 3.13) que consistiu em retirar o solo solto das paredes laterais e de nivelar a base da célula utilizando para esse fim uma placa vibratória.



Fig. 3.13 – Escavação e limpeza das células

Em cada uma das células, após o nivelamento iniciou-se a construção do dreno de monitoramento (Fig. 3.14) que consistiu na abertura de uma vala de 60 cm de largura e 30cm de profundidade no meio da célula no sentido do comprimento com uma inclinação de 1%.

Com a utilização do trado foram construídos furos laterais para ligação da célula aos poços de monitoramento e de acúmulo de percolado. Os dois furos levemente inclinados em relação à horizontal na parede lateral próxima aos poços (Fig. 3.15) serviram para a passagem de tubos de PVC que efetuariam a ligação da célula aos respectivos poços. O furo da base (dreno de monitoramento) foi interligado ao poço de monitoramento através de um tubo de PVC de 100mm de diâmetro, já o segundo, situado 80cm acima do dreno de monitoramento, na vertical, serviu para interligar o dreno de recolhimento de percolado ao poço de acúmulo de percolado por um tubo de 100mm de diâmetro. A construção dos drenos ocorreu em ambas as células.



Fig. 3.14 – Dreno de monitoramento



Fig. 3.15 – Furos laterais

As operações básicas na instalação das células podem ser resumidas a:

- limpeza do terreno, retirada de pequenos arbustos e capim;
- escavação do solo para instalação das células;
- nivelamento e retirada de solo solto de dentro da célula;
- escavação dos poços de monitoramento e de acúmulo de percolado;
- escavação do dreno de monitoramento;
- perfuração da lateral com o trado para interligar a célula aos respectivos poços de monitoramento e de acúmulo de percolado;

A figura 3.16 destaca a diferença na impermeabilização realizada na base de cada uma das células., sendo adotada a seguinte nomenclatura:

CIG = Célula impermeabilizada com uma película de geomembrana de PEAD (polietileno de alta densidade) sobreposta a uma camada de solo compactado;
CISC = Célula impermeabilizada com uma camada de solo compactado

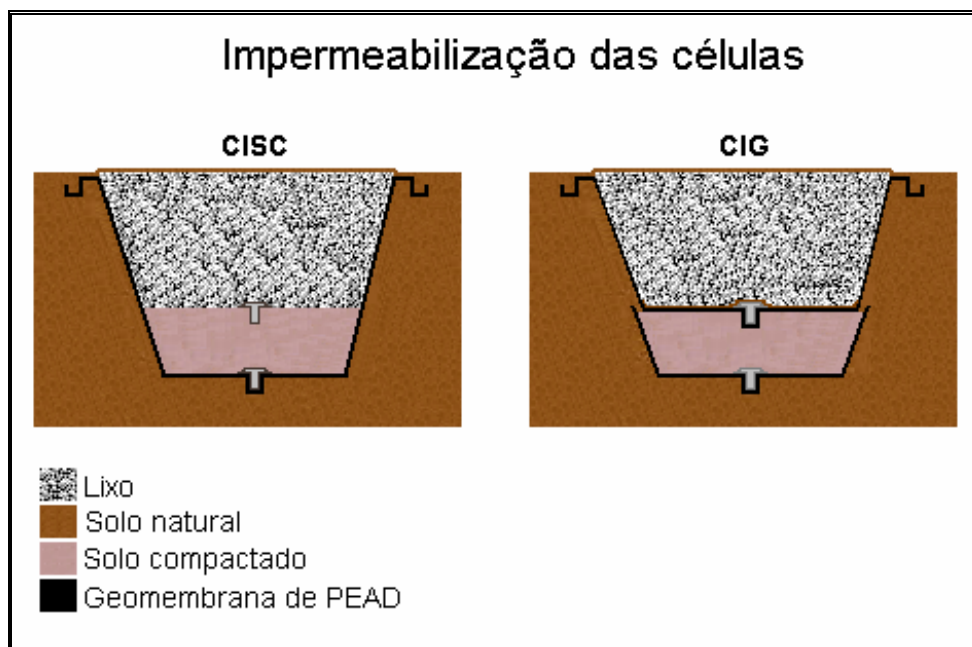


Fig. 3.16 – Impermeabilização das células experimentais

3.4.1. Impermeabilização da célula CIG

Primeiramente, antes da impermeabilização da célula protege-se o solo local de uma eventual contaminação, através da colocação de uma geomembrana de PEAD de 2,0mm de espessura até a altura de 1,20m da célula.

Depois de protegido o solo local, inicia-se a construção da célula. Inicialmente construiu-se o dreno de monitoramento. Logo após o dreno de monitoramento, teve início a impermeabilização da célula com a construção de uma camada de solo compactado de 80cm de espessura usando o solo local e equipamentos de compactação, sendo finalizada com a instalação, acima da camada de solo compactado de uma geomembrana de PEAD de 2mm de espessura cobrindo inteiramente a base e as paredes laterais da célula, impermeabilizando a célula por inteiro.

Simultaneamente à impermeabilização da célula, realiza-se a ancoragem que é o processo de fixação da geomembrana no terreno, de modo a não se soltar no momento de enchimento com o lixo ou devido ao seu próprio peso. Ela é executada a 1,0m da borda da

célula, isto é, um metro depois da beirada da célula onde é efetuada uma escavação de 0,60m de largura por 0,30m de profundidade. A extremidade da manta de PEAD é então soterrada nesta canaleta, que cerca a célula, fixando a geomembrana no solo, fazendo com que a geomembrana suporte o próprio peso e posteriormente o do lixo sem que escorregue para o interior da célula.

Na célula CIG a geomembrana é diretamente responsável pela impermeabilização. Logo após a impermeabilização com a geomembrana, constrói-se o dreno que vai recolher o percolato transferindo-o da célula para o poço de acúmulo de percolato.

A base da célula, depois da construção do dreno de recolhimento de percolato recebe uma camada de solo de aproximadamente 15 cm de espessura, com o objetivo de evitar cortes ou perfurações na geomembrana causados por materiais presentes na massa de resíduos.

3.4.2. Impermeabilização da célula CISC.

A construção de ambas células é similar, após a limpeza e nivelamento a canaleta do dreno de monitoramento é escavada na base da célula (vide seqüência de impermeabilização da CISC, na figura.3.17), em seguida a célula é totalmente impermeabilizada com uma manta de PEAD, protegendo o solo local de possíveis contaminações. Nesta célula o sistema de impermeabilização é em função da camada de solo compactado.

Enquanto, a impermeabilização da célula prossegue, simultaneamente se realiza a fixação da geomembrana (ancoragem). Terminada a impermeabilização da célula pela geomembrana prossegue-se a instalação do dreno de monitoramento, logo após a sua finalização inicia-se a segunda fase da impermeabilização da célula que consistiu na realização de uma camada de solo compactado de 80 cm de espessura construída através de compactações parciais de solo, e com acompanhamento técnico finalizando com isso o sistema de impermeabilização da Célula CISC.

3.4.3. Construção dos drenos

A construção dos drenos foi idêntica para ambas as células. Tanto o dreno de monitoramento como o de acúmulo de percolato possuem as mesmas dimensões e consistem de uma canaleta de 60cm de largura e de 30 cm de profundidade com 1% de inclinação na direção dos respectivos poços. Os drenos são ligados aos respectivos poços através de tubos de PVC de 100mm de diâmetro. As conexões dos tubos com a célula receberam atenção especial, com o intuito de evitar qualquer tipo de vazamento sendo reforçadas com uma dupla

camada de geomembrana e o uso de abraçadeira. A conexão do tubo com a manilha foi efetuada através de uma perfuração na manilha e o acabamento efetuado com argamassa de concreto.



Fig. 3.17 – Seqüência de impermeabilização da CISC

O dreno de monitoramento foi instalado na base da célula, logo após a camada de geomembrana que protege o solo local. A função deste dreno é de acusar qualquer problema oriundo de uma impermeabilização inadequada, uma vez que este dreno não deverá coletar líquido algum. A base do dreno foi protegida com a colocação de um geotêxtil tecido (Fig. 3.18) sendo o interior do dreno preenchido com brita seguida de pedra, e coberto novamente

com geotêxtil tecido com o objetivo de impedir o “entupimento” da brita pelo solo ou pelos sólidos suspensos gerados na decomposição do lixo.



Fig. 3.18 – Cobertura do dreno

Na conexão do tubo de ligação do poço de monitoramento à célula foi efetuado o acabamento com uma dupla camada de geomembrana (vide figura 3.20) e usadas braçadeiras de modo a evitar qualquer vazamento.

Depois de construído o dreno de monitoramento prosseguiu-se a construção da camada de solo compactado. Ao término da camada de solo compactado outro dreno foi construído, o dreno de recolhimento de percolado, de dimensões idênticas ao dreno de monitoramento e construído de modo semelhante. O dreno de recolhimento de percolado tem a função de recolher o percolado da célula e transferi-lo para o poço de acúmulo de percolado. Somente no caso da célula CISC é que o dreno foi efetuado diretamente sobre o solo compactado, mas mesmo nesse caso a base do dreno foi protegida com geotêxtil tecido e sua construção seguiu os mesmos procedimentos adotados na construção dos outros drenos.

3.4.4. A geomembrana

A geomembrana de PEAD é acondicionada em rolos de 5,0m de largura e de comprimento variado de acordo com a quantidade pedida. Inicia-se o trabalho, desenrolando a geomembrana e fazendo o corte com as medidas especificadas. A soldagem da geomembrana foi realizada por um técnico especializado, que para isso fez uso de uma “máquina robô” (Fig.

3.19), que aquece as extremidades que serão coladas a uma temperatura de 380°C. Nessa temperatura inicia-se na superfície da película um processo de fusão e sob pressão a colagem é efetuada em dois pontos, ou seja, as “lâminas” de geomembrana são unidas através de uma dupla linha de colagem oferecendo, uma garantia extra, evitando a possibilidade de um vazamento devido a uma colagem efetuada de modo inadequado. Nas soldagens efetuadas a temperatura de soldagem foi de 380°C e a velocidade de soldagem de 1,30m/min.



Fig. 3.19 – Soldagem da manta

As películas vão sendo soldadas em partes: primeiro a parte referente à base, depois de cortada e soldada é colocada sobre a base da célula, onde aguarda pelas laterais para ser soldada às mesmas, a tarefa da impermeabilização continua com o corte e soldagem das laterais, que em seguida são soldadas à base já dentro da célula.

O trabalho de soldagem das laterais à base continua até que a célula esteja totalmente impermeabilizada. Simultaneamente à medida que a célula é impermeabilizada a ancoragem também é iniciada de modo a prender algumas extremidades da película, evitando que escorregue para o interior da célula devido ao seu próprio peso. Terminada a etapa da impermeabilização e da ancoragem procede-se ao acabamento (Fig.3.20) com o soprador de ar quente que possibilita ao ar atingir temperaturas superiores a 700°C.

Nas ligações das células aos poços de acúmulo de percolado e de monitoramento através dos tubos de PVC, as conexões da célula ao tubo foram reforçadas, recebendo uma segunda camada de geomembrana além de braçadeira, visando eliminar qualquer possibilidade de vazamentos de líquidos.



Figura 3.20 – Detalhes da impermeabilização

O cuidado com a conexão do tubo à camada de impermeabilização foi tomado para evitar qualquer vazamento de líquido, esse reforço nas conexões também foi efetuado no tubo que faz a ligação do dreno de recolhimento de percolado com o poço de acúmulo de percolado.

3.4.5. Compactação do solo

A camada de solo compactado foi realizada com o solo local, isto é, o solo originário do próprio aterro, sendo portanto o mesmo das células e também igual ao usado nos ensaios de laboratório.

A compactação foi realizada em camadas intermediárias de aproximadamente 20cm de tal forma que ao final da compactação produziu-se uma camada de solo compactado de 80cm.

A compactação do solo em ambas as células teve início depois de concluído o dreno de monitoramento e a respectiva ligação ao poço de monitoramento. O processo de compactação do solo foi iniciado utilizando-se uma placa vibratória que logo se mostrou inadequada para a realização da compactação exigida. Um compactador de percussão, “sapo” (Fig 3.21) foi então providenciado dando prosseguimento à compactação.



Fig. 3.21 – Compactação com o “sapo”

O processo de compactação do solo foi permanentemente monitorado por um técnico (Fig. 3.22) que efetuava ensaios “in situ” utilizando o método do frasco de areia (determinação do volume e peso específico) e do aparelho Speedy (determinação da umidade). O processo de compactação continuava até que o grau de compactação exigido fosse alcançado. O grau de compactação obtido na construção da camada de solo compactado da célula CIG variou de 97,5 a 103,3% entre as camadas intermediárias, obtendo-se o valor médio de 100,6% e uma camada de solo compactado de 70cm de espessura total. Para a célula CISC o grau de compactação variou de 101,0 a 103,3% com valor médio de 102,3% para uma camada de 120cm de espessura de espessura total.

A compactação média das camadas de solo compactado das células foi de 100,6% para a célula CIG e de 102,3% para a célula CISC.



Fig. 3.22 – Acompanhamento técnico da compactação

3.4.6. Construção dos poços

A construção do poço de monitoramento (Fig. 3.23) e do poço de acúmulo de percolado ocorreu no lado da célula no sentido da largura. Uma vala de aproximadamente 6m de profundidade foi escavada. Cada poço foi construído com manilhas de concreto sobrepostas de 60cm de diâmetro por 1m de comprimento colocadas sobre uma base de concreto, sendo efetuada a impermeabilização na base também com argamassa e cimento. A conexão do tubo de PVC, proveniente da célula com a manilha, foi executada através de uma perfuração e o acabamento da conexão foi realizado com argamassa de concreto. O mesmo procedimento foi usado para ambos os poços: o poço de monitoramento e o poço de acúmulo de percolado. Cabe ressaltar que a profundidade dos poços é superior a 5m, sendo maior que a profundidade dos respectivos drenos provenientes da célula, isto para que todo o líquido gerado na célula escoe para os poços.



Fig. 3.23 – Construção dos poços de monitoramento e de acúmulo de percolado

3.4.7. Enchimento e fechamento da célula

Construído o dreno de recolhimento de percolado inicia-se a disposição dos resíduos, e segue-se com a instalação do dreno de gás. O dreno de gás foi instalado simultaneamente com a disposição de resíduos na célula, para que estes dessem sustentação ao tubo (Fig. 3.24).

O dreno de recolhimento de gás foi instalado a aproximadamente 2/3 do comprimento da célula e no meio da largura em cima do dreno de recolhimento de percolado. Essa localização foi escolhida, por motivos operacionais de facilitar a compactação do lixo pelo trator, uma vez que a previsão inicial era da implantação do dreno no centro da célula.

Para o dreno de gás usou-se um tubo de PVC de 200mm de diâmetro perfurado em toda a sua extensão; concêntrico a este tubo, um outro tubo de PVC de 2,54cm de diâmetro também perfurado em parte do seu comprimento na extremidade inferior de modo que os líquidos o inundassem, possibilitando a medição do nível de percolado na célula, o espaço entre os 2 tubos, dreno de gás e piezômetro, foi preenchido com brita.



Fig. 3.24 – Dreno de gás e sua fixação

Iniciou-se o enchimento da célula com os resíduos oriundos da coleta de lixo urbano do município de Rio das Ostras. Os caminhões provenientes da coleta despejavam os resíduos na célula, em seguida os resíduos eram compactados por um trator D6. Esse processo se repetiu durante vários dias para cada uma das células (precisamente 4 dias para CIG e 5 dias para CISC), até que a capacidade da célula foi atingida. O fechamento (Fig. 3.25) ocorreu com uma camada de solo argiloso de 30cm sobre a camada de lixo. Os poços de monitoramento e de acúmulo de percolado foram fechados com tampas de concreto de modo a não coletarem águas pluviais.

Foi prevista a colocação de uma placa de recalque (placa de concreto de 60x90x10cm com uma haste de ferro de 50cm no centro), mas devido a problemas operacionais (tráfego de veículos em cima das células e aterramento), não foi possível fazer medidas do recalque da camada de lixo na célula.

3.4.8. Dimensões das células

As células foram projetadas de modo que as dimensões fossem idênticas, diferenciando apenas no sistema de impermeabilização, no entanto, em campo o projeto foi sendo alterado

de modo a facilitar a operação. As dimensões são descritas a seguir na Tabela 3.2.



Fig.3.25 – Processo de enchimento e fechamento da célula

3.4.9 Estimativa do volume de resíduo depositado

Em janeiro de 2006, a célula CIG recebeu o lixo proveniente da coleta urbana do município de Rio das Ostras. O lixo transportado por 32 caminhões compactadores de 12m³ de capacidade e 34 caminhões basculantes de 7m³ de capacidade, foi disponibilizado durante

quatro dias na célula, totalizando um volume máximo de 622m³ de lixo. Logo após, o enchimento da célula CIG, prosseguiu-se com o enchimento da célula CISC, que ocorreu durante 5 dias recebendo o lixo transportado por 44 caminhões compactadores de 12m³ de capacidade de 45 caminhões basculantes de 7m³ de capacidade, totalizando-se um volume máximo de 843 m³ de lixo. Os resultados foram obtidos considerando o volume nominal dos veículos, (o Aterro Sanitário de Rio das Ostras não possui balança para a pesagem), o que produz valores superdimensionados, visto que os caminhões nem sempre tinham a sua capacidade de transporte de lixo esgotada, isto é, nem sempre estavam cheios.

Tabela 3.2 – Dimensões das células.

Dimensões	Projeto	Célula CIG	Célula CISC
Profundidade total (m)	4,0	4,0	5,0
Espessura da camada de solo compactado (m)	1,0	0,7	1,2
Espessura da camada de lixo (m)	3,0	3,3	3,8
Largura da base (m)	5,0	5,0	5,0
Comprimento da base (m)	8,0	10,0	10,0
Largura no topo (m)	11,0	12,6	12,6
Comprimento no topo (m)	14,0	15,5	16,0
Ancoragem Largura (m)	11,6	16,0	16,5
Ancoragem Comprimento (m)	14,6	19,0	19,4
Volume útil da célula (m ³)	273,0	370,2	496,4

Obs.: o volume útil da célula é o volume disponível para a disposição do lixo

A quantidade de resíduos disponibilizados em cada uma das células foi estimada utilizando-se dois métodos diferentes, no primeiro a massa específica do lixo compactado foi utilizada como referência no segundo a referência foi a quantidade de lixo per capita.

Considerando o valor típico de massa específica de lixo compactado num aterro sanitário igual a 450kg/m³ (Tchobanoglous, 1993), e o respectivo volume das células pode-se estimar que a célula CIG recebeu 167 toneladas de lixo e a célula CISC recebeu 223 toneladas de lixo.

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2000, em cidades com até 200000 habitantes, pode-se estimar que a quantidade de lixo per capita varie entre 450g e 700g por habitante/dia. Em janeiro, mês de férias, estima-se que a população de Rio das Ostras aumente em até 50%. Considerando-se que a população seja de 50.000 habitantes

(Prefeitura, www.riodasostras.rj.gov.br), no verão a população aumenta para até 75.000 habitantes, com uma geração entre 450 e 700g por habitante/dia temos uma coleta de lixo domiciliar entre 34t e 52t/dia. O lixo coletado em 4 dias varia de 136 a 208 toneladas e em 5 dias o lixo coletado varia entre 170 a 260 toneladas.

Na tabela 3.3 é apresentada a estimativa dos resíduos domiciliares coletados no Município de Rio das Ostras (para uma população de 75000 habitantes, população estimada no verão de 2005/2006 época em que as células foram cheias com os resíduos da coleta domiciliar). Uma das estimativas utiliza a quantidade de lixo per capita como referência e a outra estimativa utiliza a massa específica do lixo compactado num aterro sanitário como referência.

Tabela 3.3 – Estimativa de resíduos coletados utilizando-se referências diferentes.

Referência utilizada na estimativa	Estimativa diária (t)	Estimativa mensal (t)
Quantidade de lixo per capita (450 a 700g/hab/dia)*	34 a 52	1.020 a 1.560
Massa específica de lixo compactado (450, kg/m ³)**	42 a 45	1.260 a 1.350

*PNSB de 2000 (IBGE,2000) – Quantidade de lixo per capita para cidades até 200.000 habitantes

** (Tchobanoglous, 1993)

CAPÍTULO 4

MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados os procedimentos utilizados nos experimentos de sorção, difusão e lixiviação no solo e percolado do aterro e das células experimentais, de modo que os ensaios efetuados possam ser facilmente reproduzidos ou sirvam de subsídios a outros estudos. Esses ensaios foram realizados no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES) da UERJ e alguns procedimentos em relação à compactação e saturação do solo no Laboratório de Mecânica dos Solos (LMS) da UERJ. Apresentam-se também os procedimentos das análises químicas efetuadas.

4.1. Sorção

4.1.1. Ensaios de Equilíbrio em Lote (*Batch Test*)

O ensaio de equilíbrio em lote ou *batch test* é usado para determinação de parâmetros de interação solo contaminante. Este ensaio fornece uma estimativa da adsorção por um solo (material adsorvente) de uma substância química “soluto” ou contaminante, presente em uma solução até atingir o equilíbrio. O uso desta técnica permite obter curvas isotérmicas de adsorção que indicam a variação de concentração de um soluto de uma solução em contato com um solo.

Este ensaio proporciona um intenso contato físico entre a massa de adsorvente e a solução contendo o soluto (s) investigado (s), com agitação constante, durante um período de tempo pré-definido no qual uma situação de equilíbrio entre adsorção e desorção é alcançada à temperatura constante, daí surgindo o termo isoterma, ou seja, o ensaio é conduzido a temperatura constante. Deve-se observar que no ensaio de equilíbrio em lote os valores de sorção são maximizados pela intensa exposição da superfície do solo a interações com a fase líquida proporcionada pela agitação o que não ocorre em um solo natural, em que parte das partículas está em contato com outras partículas diminuindo a superfície disponível para que ocorra a sorção.

Adsorção é um processo físico-químico onde os solutos são retidos pelos adsorventes e concentrados na interface sólido-líquido. A substância que adsorve os solutos da solução é

chamada de adsorvente (o solo). As espécies químicas adsorvidas pelo adsorvente são chamadas de adsorbato (íons da solução).

Duas técnicas podem ser usadas para obtenção das isotermas de adsorção:

- Constant soil:solution Ratio Isotherm (CSI) – a partir de uma solução matriz ou efluente que contenha o(s) soluto(s) investigado (s) preparam-se várias diluições da mesma, obtendo-se assim, uma variedade de soluções com concentrações de solutos diferentes; volumes iguais dessas soluções são colocados em recipientes com a massa de adsorvente (solo) fixa sob agitação durante um período de tempo estabelecido; logo após essas misturas são filtradas e procede-se a análise dos solutos nas soluções filtradas.

- Environmentally Conservative Isotherm (ECI) - Principia-se com uma solução matriz ou efluente, onde volumes iguais dessa solução inicial, portanto de concentrações idênticas de solutos, são colocados em contato com diferentes quantidades de massa de adsorvente num recipiente sob agitação por um tempo definido; em seguida a mistura é filtrada e procede-se a determinação da concentração dos solutos nas diversas soluções filtradas.

Entre as duas técnicas, a obtenção de isotermas mantendo a massa de adsorvente fixa e variando a concentração do soluto na solução foi escolhida para os ensaios realizados. Pode-se destacar como vantagem a necessidade de um volume de percolado menor para o ensaio, uma vez que a partir deste volume serão efetuadas diluições; obtém-se um volume de filtrado praticamente constante para as análises posteriores e proporciona um melhor equilíbrio no posicionamento dos frascos sobre a mesa agitadora;.

Ao determinar as espécies (solutos) a serem investigadas deve-se levar em consideração a sua estabilidade, isto é, algumas espécies sofrem processos de: precipitação, hidrólise, fotodegradação, degradação microbiológica, oxiredução, e outros processos físico-químicos, sendo necessárias precauções para evitar a ocorrência destes processos ou a redução da velocidade de ocorrência a taxas insignificantes durante os procedimentos do ensaio. A interferência desses processos pode ser determinada usando-se um branco, ou seja, a solução original submetida ao procedimento de ensaio sem que esta entre em contato com o adsorvente. O percentual da diferença da concentração entre a solução original e o branco pode ser calculado:

$$\%D = \frac{(C_o - C_b) * 100}{C_o} \quad (4.1)$$

Onde: %D = percentual de diferença

C_o = concentração inicial do soluto na solução (mg/L)

C_b = concentração do soluto no branco do teste (mg/L)

Essa diferença deve ser determinada para cada soluto investigado entre as soluções original e o respectivo branco.

Resultados com uma diferença superior a 3% devem ser cuidadosamente avaliados (EPA/530/SW-87/006-F, 1992), podendo-se optar pela correção dos resultados de sorção. A correção pode ser efetuada diretamente no cálculo da quantidade de soluto sorvida por unidade de massa de adsorvente, ao invés, de usar a concentração do soluto na solução inicial, usa-se a concentração do branco. Esta simplificação no cálculo é por vezes adotada pelo entendimento que a diferença de concentração entre o branco e a solução original deve-se à instabilidade do contaminante e não é produto da sorção do solo pelo contaminante.

Os recipientes usados no ensaio têm que ser inertes tanto com relação ao adsorvente como em relação à solução. Frascos de polipropileno em geral são compatíveis com a maioria dos adsorventes e soluções.

O ensaio em branco também pode ser utilizado para eliminar possíveis efeitos resultantes da temperatura, do pH e efeitos da força iônica entre outros (EPA/530/SW-87/006-F, 1992)

A temperatura pode influenciar na quantidade de massa de um soluto adsorvida por um solo, isto é, para uma mesma concentração de equilíbrio, a massa de soluto adsorvida por um solo pode variar em função da temperatura. A solubilidade é fortemente influenciada pela temperatura, em geral uma redução na temperatura causa diminuição do grau de solubilidade, podendo causar a precipitação de um soluto de uma solução. Ao realizarmos o ensaio, a diminuição na solubilidade de um soluto na solução em função da temperatura, ocorrerá tanto no branco como na mistura, podendo-se eliminar este efeito dos resultados do ensaio. A eliminação total do efeito da temperatura no ensaio é conseguida realizando o ensaio a temperatura constante (em salas com temperatura controlada). Nos casos em que as instalações adequadas não forem possíveis, os experimentos devem ser realizados em salas à temperatura ambiente, mas, que a flutuação de temperatura não seja superior a 6 graus (a variação de 6°C é baseada na suposição que o calor de adsorção “típico” de muitos solutos ambientalmente significativos é de aproximadamente 20kJ/mol). Em todos os casos a temperatura em que se realiza o ensaio deve ser registrada e quando não for possível conduzir o ensaio em temperatura controlada deve-se considerá-la na interpretação dos resultados como uma variável potencial de influenciar os resultados obtidos.

O pH da solução misturada com o solo formando o sistema solo-líquido também pode influenciar o processo de sorção. Em geral a adsorção de cátions inorgânicos aumenta com pH

crecentes, assim como os metais tendem a precipitar como hidróxidos em pH elevado. O pH do sistema solo-água também influencia a adsorção de solutos aniônicos, em contraste com os solutos catiônicos a adsorção de anions é mais elevada em ambientes ácidos, embora alguns solutos aniônicos sejam adsorvidos em uma extensão de sistemas alcalinos. A influência potencial do pH nos resultados produzidos pelos ensaios de *batch-test* depende do sistema em estudo, devendo-se determinar o pH de equilíbrio das misturas antes da filtração, assim como na solução original.

A força iônica pode influenciar direta e indiretamente nos dados de adsorção. A extensão dos efeitos depende da grandeza da força iônica, da concentração, da composição e das trocas iônicas dos constituintes. Pode afetar os dados de adsorção; alterando a atividade do soluto; ou variando a espessura da dupla camada difusa. Em soluções diluídas, a atividade da maioria dos solutos tende a diminuir com o aumento da força iônica da solução. Porém em soluções concentradas como salmouras por exemplo, esse comportamento pode não ser observado.

Ao se realizar o teste em branco, as interferências ocorridas nos constituintes presentes na solução são eliminadas usando-se nos cálculos a concentração determinada no teste em branco ao invés da determinada na solução original.

Para que os resultados apresentados sejam consistentes a razão solo:solução e o tempo de equilíbrio devem ser determinados.

4.1.2. Razão Solo:Solução (RSS)

A razão solo:solução (RSS) é definida como a massa equivalente a solo seco em gramas (adsorvente) por volume em mililitros da solução contendo o soluto investigado (adsorbato) usados nos ensaios. A razão solo:solução recomendada é a que proporcione um percentual de adsorção entre 10% e 30% da concentração de soluto mais alta. Calcula-se o percentual adsorvido (A%) usando a concentração de soluto na solução inicial e a concentração do soluto na solução filtrada da mistura solo:solução submetida à agitação durante um intervalo de tempo específico.

$$\% A = \frac{(C_0 - C) * 100}{C_0} \quad (4.2)$$

onde: % A = percentual adsorvido

C_0 = concentração inicial do soluto (mg/L)

C = concentração do soluto após agitação com o adsorvente e filtração (mg/L)

A determinação da RSS é conduzida usando o procedimento para construção de isotermas ambientalmente conservativas (ECI), isto é, mantendo-se a concentração da solução constante (adsorbato) e variando a massa de adsorvente (solo) para um tempo de equilíbrio de 24h, devendo-se observar que a massa de adsorvente refere-se à massa de solo seco.

4.1.3. Determinação do Tempo de Equilíbrio

O tempo de equilíbrio é definido como o intervalo de tempo mínimo a que as amostras são agitadas durante o ensaio para estabelecer uma variação na concentração de soluto na solução inferior a 5% .

Antes da determinação do tempo de equilíbrio, determina-se a razão solo:solução a ser usada. O tempo de equilíbrio é determinado usando-se no mínimo quatro intervalos de tempo de agitação a que a mistura solo:solução é submetida: 1, 24, 48 e 72 horas. Estes intervalos de tempo representam o tempo de agitação em que a interação entre a superfície sólida do adsorvente e a fase líquida é intensificada possibilitando uma maior interação entre as fases sólida e líquida. O procedimento de ensaio é similar ao ensaio de adsorção, diferenciando-se apenas o intervalo de tempo de agitação a que o adsorvente e a solução são submetidos.

A variação na concentração dos solutos na solução pode ser determinada por:

$$\% \Delta C = \frac{(C_1 - C_2) * 100}{C_1} \quad (4.3)$$

Onde: % ΔC = variação da concentração em porcentagem

C_1 = concentração de soluto no tempo t_1 ;

C_2 = concentração de soluto no tempo t_2 (1, 24, 48 e 72horas).

O cálculo deve ser efetuado utilizando-se os intervalos de tempo de agitação de 1, 24, 48 e 72horas. Adota-se o intervalo de tempo de equilíbrio que corresponda à variação na concentração do soluto inferior a 5%.

A determinação do tempo de equilíbrio deve ser efetuada para cada espécie de soluto investigada. Ao se realizar um ensaio em que vários solutos sejam investigados, o tempo de equilíbrio é o correspondente ao maior intervalo encontrado entre os solutos investigados, isto porque o tempo de equilíbrio corresponde ao tempo mínimo necessário para que ocorra o equilíbrio, ou seja, a taxa de transferência de soluto da solução para o adsorvente é igual à taxa de transferência de soluto do adsorvente para a solução, logo um intervalo de tempo de ensaio mais longo só proporciona um resultado mais confiável no caso de um tempo de equilíbrio inferior ao intervalo de tempo do ensaio.

4.1.4. Determinação da Quantidade de Solute Sorvido por Massa de Adsorvente.

A massa de soluto adsorvida da solução por unidade de massa de adsorvente pode ser determinada pela expressão:

$$S = \frac{(C_o - C_e) * (V)}{M} \quad (4.4)$$

Onde:

S = quantidade de soluto adsorvida por quantidade de massa de adsorvente;

M = massa de adsorvente em gramas na mistura (massa equivalente de solo seco);

C_o = concentração inicial do soluto na solução (antes do contato com o adsorvente);

C_e = concentração de equilíbrio do soluto na solução (após contato com o adsorvente);

V = volume de solução em contato com o adsorvente.

A fórmula acima é apresentada com notações diferente por alguns autores, em geral a notação “S” é substituída por “q” (YONG,1996); ou “x/m” (EPA/5303sw-87/006-F).

$$q = \frac{(C_o - C) * (V)}{M} \quad (4.5)$$

Onde:

S= x/m = q = quantidade de soluto adsorvida por quantidade de massa de adsorvente;

m = M = massa de adsorvente em gramas na mistura (massa equivalente de solo seco)

C_e = C = concentração de equilíbrio do soluto (após contato com o adsorvente)

Com os resultados obtidos traçam-se as isotermas. Podemos obter três modelos de isotermas: Linear, Freundlich e Langmuir. A isoterma que melhor se ajusta é determinada ao se linearizar as equações de Langmuir e Freundlich e compararmos com o modelo linear. Através da comparação entre os coeficientes de correlação (maior R²) dos gráficos verifica-se a que melhor se ajusta ao comportamento apresentado pelo soluto “contaminante”.

No modelo Linear, que é obtido plotando-se S x C_e, o coeficiente angular da reta corresponde ao coeficiente de distribuição (K_d). A capacidade de adsorção do solo é finita, devendo-se utilizar o coeficiente de distribuição (que representa a sorção exercida pelo adsorvente de quantidades uniformemente crescentes) com bom senso. Para os casos em que o modelo linear mostre-se inadequado os dados obtidos podem ser ajustados pelas equações linearizadas do tipo Freundlich ou Langmuir.

A expressão linear da equação de Freundlich é:

$$\log S = K_f + 1/n \log C_e \quad (4.6)$$

Onde: S = quantidade de soluto adsorvida por unidade de massa de adsorvente;
 K_f = constante
 $1/n$ = constante e
 C_e = concentração de equilíbrio do soluto (após contato com o adsorvente)

A expressão linear da equação de Langmuir:

$$\frac{C_e}{S} = \frac{1}{(K_L M)} + \frac{C_e}{M} \quad (4.7)$$

Onde: S = quantidade de soluto adsorvida por unidade de massa de adsorvente
 K_L = constante
 M = constante
 C_e = concentração de equilíbrio do soluto (após contato com o adsorvente)

Algumas informações devem ser registradas de modo a garantir a repetibilidade do ensaio caso seja necessário, são elas:

- temperatura na qual os testes foram efetuados;
- condutividade elétrica e pH de todas as soluções de soluto, inclusive antes da filtração;
- concentração das soluções estoque (soluções diluídas) e do branco e qualquer fator de correção usado;
- razão de solo:solução correspondente;
- a quantidade de soluto na solução inicial, quantidade de soluto na solução final;
- o percentual de soluto adsorvido e a quantidade de massa de adsorvente ;
- variação da quantidade de soluto no tempo de equilíbrio;
- equação da melhor reta de ajuste e o valor do coeficiente de correlação (R^2);
- descrição completa do adsorvente.

4.1.5. Procedimento do Ensaio

A amostra de solo (adsorvente) é destorroada e espalhada em uma superfície de modo a formar uma camada de aproximadamente 2cm secando ao ar (à temperatura ambiente). Após secagem ao ar (48h), a umidade é determinada (Fig. 4.1).

Com o resultado da umidade é efetuado o cálculo da correção da massa de solo a ser usada no ensaio, isto é, determinação da massa de solo úmido equivalente à massa de solo seco a ser utilizada no ensaio, uma vez que, a razão solo:solução é expressa em massa seca de adsorvente.

A partir do percolado e de água destilada e deionizada (ADD) são preparadas soluções diluídas de 15, 35, 50 e 75% de percolado (Fig. 4.2), além de usar a solução original de percolado (100%) e água destilada e deionizada como solução isenta de contaminantes (0%, de percolado).



Fig. 4.1 – Determinação da umidade (sorção)

Determinada a massa de solo úmido; pesa-se o solo dentro do frasco de polietileno (Fig. 4.3), onde permanecerá em contato com a solução, depois de pesar, as soluções de percolado nas concentrações de 0%, 15%, 35%, 50%, 75% e 100% são adicionadas nos frascos na razão solo:solução determinada e simultaneamente preparam-se os brancos referentes a cada solução (frascos contendo somente a solução de percolado em volume igual ao da amostra).

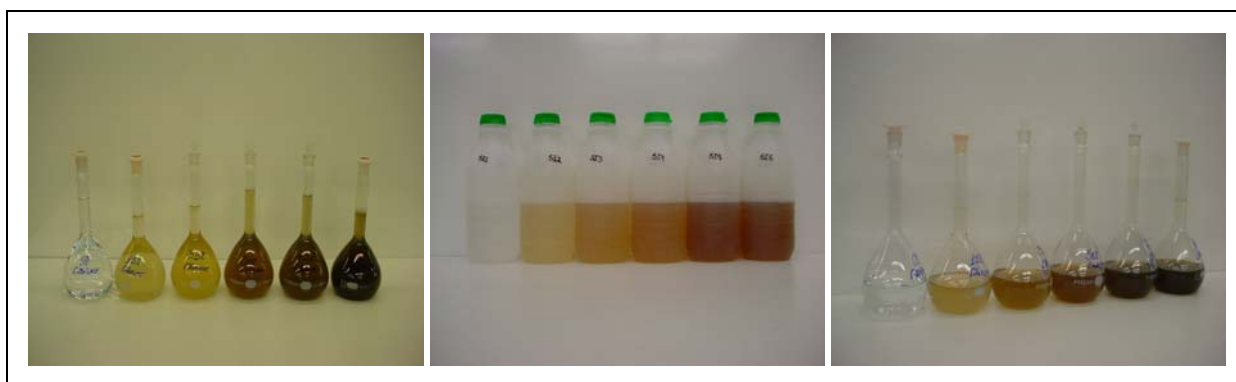


Fig. 4.2 – Soluções de percolado, “branco” das soluções e soluções para mistura

A seguir os frascos são fixados na mesa agitadora “shaker”, o aparelho é ligado e as amostras permanecem em agitação (Fig. 4.4) pelo intervalo de tempo necessário para que se

estabeleça o equilíbrio entre sorção e desorção, ou seja, a velocidade de sorção dos solutos da solução pelo adsorvente seja igual à velocidade de desorção dos solutos do adsorvente para a solução.



Fig. 4.3 – Pesagem do solo no frasco

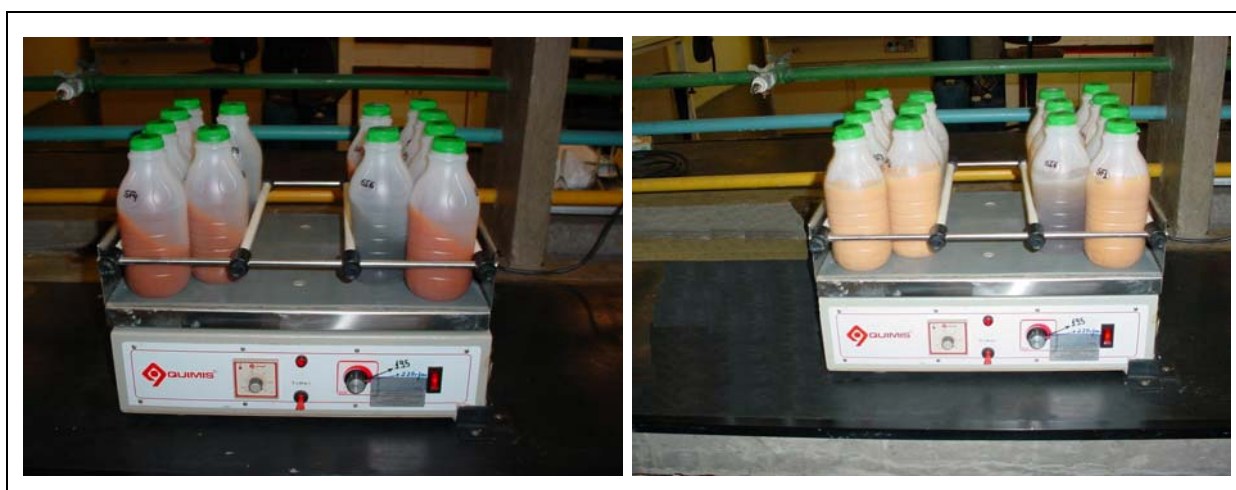


Fig. 4.4 – Agitação no “shaker” início e fim

Finalizado o intervalo de tempo de equilíbrio, cessa-se a agitação e registra-se a temperatura ambiente, a isoterma na qual foi realizado o ensaio.

O ensaio deve ser realizado em uma sala com a temperatura ambiente controlada, de modo a se construir uma isoterma com menor faixa de variação de temperatura caso contrário perderá a característica de ser uma isoterma. Caso não se tenha tal instalação deve-se registrar a temperatura do ambiente durante o intervalo de tempo em que o ensaio se realizou, obtendo-se assim o intervalo de temperatura em que se realizou o teste, registrando-se neste caso a faixa de temperatura em que o ensaio foi realizado .

Finalizada a agitação é determinado o pH e a condutividade elétrica (das soluções antes de serem filtradas), as misturas são então filtradas (Fig. 4.5), o resíduo (solo) que permanece no papel de filtro é descartado enquanto o filtrado é encaminhado para a análise dos elementos em estudo (Fig. 4.6).



Fig. 4.5 – Seqüência de filtração

Resumidamente o procedimento adotado no ensaio foi composto das seguintes etapas: secar a amostra de solo por 48 horas à temperatura ambiente; determinar a umidade do solo; pesar uma porção de solo úmido equivalente à quantidade de solo seco (estabelecida pela RSS 1:10), dentro de um frasco de polietileno; a seguir adicionam-se as soluções de percolado preparadas anteriormente misturando-se com o solo dentro do recipiente sendo em seguida submetido à agitação por 48h. O intervalo do tempo de equilíbrio determinado correspondia a 24 horas para todos os solutos com exceção do nitrogênio amoniacal que apresentou um tempo de equilíbrio de 48 horas, sendo por esse motivo adotado o intervalo correspondente a 48 horas. Ao término do período de agitação analisaram-se as soluções no estado inicial e final, para cada concentração. O mesmo procedimento é adotado para a cada uma das diferentes soluções, obtendo-se assim seis amostras com os seus respectivos brancos.

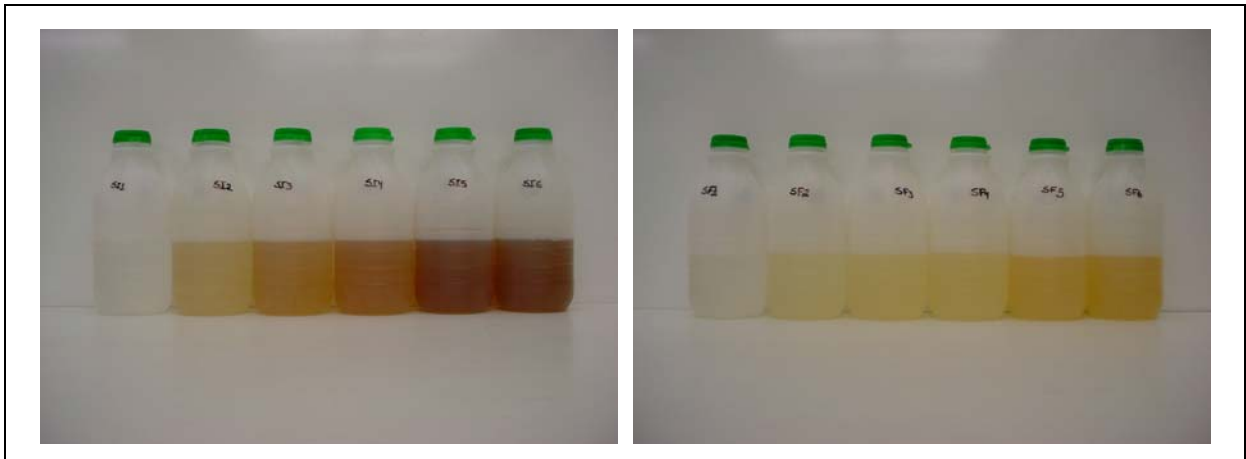


Fig. 4.6 – Comparação visual entre o branco (esquerda) e as amostras filtradas (direita)

O ensaio em branco corresponde ao frasco contendo apenas igual volume de solução, isto é, isento de solo, mas, submetido ao mesmo procedimento. Os frascos são então fixados no agitador, e submetidos à agitação por 48h. Cessada a agitação as amostras são filtradas a vácuo, o resíduo sólido retido no filtro é descartado, enquanto que, no filtrado serão determinadas as concentrações de cada um dos solutos investigados.

A situação inicial é a referência para determinar o quanto um determinado contaminante foi sorvido pelo solo até atingir a condição de equilíbrio (situação final do ensaio).

O estudo foi efetuado com amostras do solo do Aterro de Rio das Ostras e do percolado gerado na célula experimental CIG.

4.1.6. Condições do Ensaio de Equilíbrio em Lote (*batch test*):

- líquido utilizado: percolado gerado na célula experimental CIG;
- solo utilizado: solo proveniente do Aterro de Rio das Ostras;
- soluções: soluções diluídas de percolado de 0, 15, 35, 50, 75 e 100% de percolado;
- razão solo:solução 1:10 - (25g de solo seco : 250ml de solução);
- tempo de equilíbrio de 48 horas (maior intervalo, correspondente ao nitrogênio amoniacal)
- frasco de ensaio: frasco de polietileno de 500ml de capacidade;
- temperatura ambiente a que o ensaio foi realizado: variou de 22 a 26,5°C
- as misturas (solo:solução), foram submetidas à agitação de 220rpm em um “shaker”.

As determinações quantitativas efetuadas nos filtrados foram: cloreto (Cl⁻), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), sódio (Na⁺), potássio (K⁺), cálcio (Ca⁺²), pH e condutividade.

4.2. Ensaio de Difusão

O ensaio de difusão simula a percolação de soluções por meios porosos, avaliando o comportamento das espécies químicas durante o processo e determinando os parâmetros físico-químicos.

A difusão ocorre devido à diferença de concentração de espécies químicas entre regiões distintas, isto é, ocorre uma migração de espécies químicas através de movimentos aleatórios de uma região de maior concentração da espécie para outra de menor concentração. Esse movimento continua até a concentração em ambas regiões se igualem.

O experimento consistiu em compactar dentro de uma célula “molde” uma porção de solo caracterizado previamente que em seguida foi saturado com água, após a saturação do solo, verteu-se uma solução de percolado permanecendo em contato com o solo durante um intervalo de tempo pré-estabelecido. Finalizado o intervalo de tempo, desmontou-se o aparato recolhendo-se a solução e fatiando-se o solo. O solo proveniente de cada fatia é então lixiviado sendo em seguida determinada a concentração das soluções para cada um dos solutos.

4.2.1. Célula de Difusão (Molde de Acrílico)

A célula de difusão consiste de um molde de acrílico de corpo cilíndrico sobre uma base quadrada composto de cinco partes: base; reservatório de água; reservatório de solo; reservatório de percolado; e tampa (Fig. 4.7).

A base é um quadrado contendo ao centro um rebaixamento cilíndrico, onde se encaixa uma placa de pedra porosa, a base, ainda possui um canal que possibilita a entrada de água durante o processo de saturação. A base se encaixa diretamente ao reservatório de água durante a saturação, mas logo em seguida à saturação o reservatório de água é retirado, encaixando-se diretamente o reservatório de solo a base.

O reservatório de água consiste de um corpo cilíndrico de acrílico e um pequeno disco de PVC perfurado que serve para dar sustentação ao reservatório de solo durante a saturação. O reservatório de água só é utilizado durante a saturação do solo, logo após ele é retirado e o ensaio prossegue sem o mesmo. Durante a saturação a água entra pela base passando em seguida pela placa porosa, que tem a função assim como a placa de PVC de homogeneizar o fluxo durante a saturação, evitando criação de caminhos preferenciais dificultando ou inviabilizando a saturação da amostra.



Fig. 4.7 – Célula de difusão (molde de acrílico)

O reservatório de solo consiste também de um corpo cilíndrico, no interior do qual o solo é compactado permanecendo neste bloco durante o ensaio, mas ao final da saturação, é conectado diretamente à base e não ao reservatório de água que é retirado do conjunto.

O reservatório de percolado é preenchido com o percolado até uma altura de 3cm, após a saturação, permanecendo o percolado em contato com o solo saturado até o término do ensaio. Possui também uma saída lateral que pode ser usada para entrada ou saída de líquidos. Durante a saturação, o reservatório permanece vazio servindo de suporte para a colocação de pesos que evitam o rompimento da compactação do solo durante o processo de saturação. Durante a saturação um disco de PVC com um cilindro de latão conectado permanece sobre o solo (uma das faces em contato com o solo e a outra em contato com os pesos), distribuindo por igual o peso sobre o solo e servindo de referência para a medição de qualquer expansão da amostra do solo que possa ocorrer durante o ensaio.

A tampa é para fechar o sistema, evitando possíveis contaminações externas durante o ensaio, possui um orifício com uma tampa de rosca, servindo para o alívio de pressão no momento de desmonte da célula, guia do disco de expansão é até para medidas de temperatura da solução líquida.

Todos os blocos da célula possuem reentrâncias e são fixados com parafusos tipo borboletas propiciando excelente impermeabilização.

4.2.2. Montagem do Ensaio

Com a amostra de solo na qual previamente foi determinada a umidade ótima, determina-se a umidade do solo, a correção é efetuada com a adição de água ao solo, para que este seja compactado na umidade ótima, no ensaio a correção foi realizada com 2% acima da umidade ótima, adicionando-se água homogeneamente ao solo, em seguida o solo foi colocado no molde, prosseguindo-se a compactação Proctor Normal (NBR 7182/1986 da ABNT). Entre as camadas intermediárias de compactação a superfície do solo foi escareada de modo a propiciar aderência entre as camadas e uma maior uniformidade na compactação. A seqüência de compactação é ilustrada na figura 4.8.



Fig. 4.8 – Seqüência de compactação

A compactação é finalizada com o nivelamento do solo ao topo da superfície do reservatório de solo (6,0cm). A seguir o reservatório de solo é acoplado às outras partes da célula. Quando da montagem da célula, o reservatório de água deve ser conectado ao reservatório de solo de modo que não se formem bolhas de ar na interface líquido solo comprometendo a saturação do solo. A saturação da amostra foi realizada no equipamento

triaxial (Fig. 4.9) num intervalo de tempo de 1h e 30min com a pressão de 30 KPa aplicada à água de saturação. Uma massa equivalente a 22,00Kg foi colocada acima do corpo de prova de solo com o objetivo de evitar a expansão da amostra, o que inutilizaria o ensaio tendo que recomeçar desde o início. A função do equipamento triaxial é diminuir o intervalo de tempo de saturação da amostra de solo, e garantir uma saturação acima de 90 a 95%.

Depois de saturar o solo, a célula é desmontada; retira-se o reservatório de água, acopla-se diretamente o reservatório de solo na base da célula; o reservatório de percolado é preenchido com o percolado, a célula é fechada e deixa-se em repouso para que ocorra a difusão (Fig. 4.10) dos solutos no solo por um intervalo de tempo determinado. Uma amostra de percolado usado no ensaio é guardada para análise também ao fim do período de difusão.

Após, o intervalo de tempo determinado para que ocorra a difusão, inicia-se o desmonte do ensaio; recolhe-se o percolado sobrenadante para análise (Fig. 4.11).

Com o sobrenadante recolhido inicia-se o desmonte da célula (Fig. 4.12).

O solo é empurrado para fora do reservatório, sendo em seguida “cortado em fatias” de aproximadamente 1,0cm de espessura, uma porção do solo referente à cada fatia é retirada para determinação da umidade e o restante do solo é embalado com filme plástico de PVC de modo a preservar as características e guardado para ser lixiviado após a determinação da umidade de cada “fatia cortada” do solo (Fig. 4.13).



Fig. 4.9 – Saturação da amostra



Fig. 4.10 – Processo de difusão em andamento



Fig. 4.11 – Recolhimento do sobrenadante



Fig. 4.12 – Desmonte da célula

Em cada uma das “fatias” que formam o corpo de prova do solo submetido à difusão a umidade é determinada, para que se calcule a massa de solo úmido equivalente a quantidade de massa de solo seco a ser utilizada no ensaio de lixiviação.



Fig. 4.13 – Seqüência de retirada do solo do molde

4.2.3. Processo de Extração por Lixiviação

A extração por lixiviação consiste de um processo de “lavagem” do solo com água destilada e deionizada ((Roehl & Czurda,1997) apud Leite). Esse procedimento visa a determinar a concentração das espécies investigadas na solução de lavagem, permitindo a determinação do coeficiente de difusão. Após a difusão, a célula é desmontada e o corpo de prova de solo de 6,0cm de altura é cortado em “fatias” formando pequenos corpos de prova cilíndricos de 1 cm de altura. De cada um dos corpos de prova é retirada uma porção de solo para a determinação da umidade. Com o resultado da umidade, calcula-se a massa de solo úmido equivalente à massa de solo seco a ser utilizada no ensaio.

$$\text{Onde: Umidade do solo (\%)} = (\text{massa de água} / \text{massa de solo seco}) * 100 \quad (4.8)$$

$$\text{E massa de solo úmido} = \text{massa da água} + \text{massa do solo seco} \quad (4.9)$$

Logo para uma determinada massa de solo seco a massa de solo úmido a ser pesada é:

$$\text{massa de solo úmido} = [\text{U(\%)} * \text{massa do solo seco}] / 100 + \text{massa do solo seco} \quad (4.10)$$

$$\text{ou seja: massa de solo úmido} = \text{massa do solo seco} * \{[\text{U(\%)}] / 100 + 1\} \quad (4.11)$$

Pesa-se o solo dentro do recipiente em que será efetuada a lixiviação; adiciona-se a água destilada e deionizada proporcionalmente; fixam-se os frascos em uma mesa agitadora “shaker”, submetendo as amostras à agitação durante 24 horas, logo depois, de suspensa a agitação as amostras são filtradas sob vácuo, sendo em seguida o filtrado (solução resultante da lavagem do solo), encaminhado para as análises respectivas onde a concentração dos contaminantes investigados será determinada, enquanto que a fase retida no papel de filtro é descartada.

No processo de extração por lixiviação a razão solo:água utilizada foi de 1:5 e consistiu na pesagem de solo úmido equivalente a 20g de solo seco, seguida da adição de 100ml de água destilada e deionizada. O mesmo procedimento é efetuado em um solo que não tenha entrado em contato com o contaminante, servindo de background do ensaio (branco).

As análises efetuadas no filtrado são: cloreto (Cl^-), nitrogênio amoniacal (N-NH_3), sódio (Na^+), potássio (K^+) cálcio (Ca^{+2}), pH e condutividade.

4.3. Cloreto

A determinação de cloreto foi efetuada através do método argentométrico (SM 4500-Cl⁻ B). O método baseia-se no fato de que, em soluções aquosas neutras ou levemente alcalinas, o cromato de potássio indica o ponto final da titulação do cloreto pelo nitrato de prata. O

cloreto de prata é precipitado quantitativamente antes da formação do precipitado vermelho de cromato de prata.

O procedimento consiste na titulação (Fig. 4.14) de 100ml de amostra ou uma alíquota diluída a 100ml numa faixa de pH de 7 a 10 (o pH da amostra pode ser ajustado para valores situados nesta faixa com H_2SO_4 ou $NaOH$, se necessário), na presença de 1ml de indicador (solução de cromato de potássio, K_2CrO_4), por uma solução padrão de nitrato de prata. Um ensaio em branco também deve ser efetuado usando-se neste caso água destilada e deionizada no lugar de amostra.

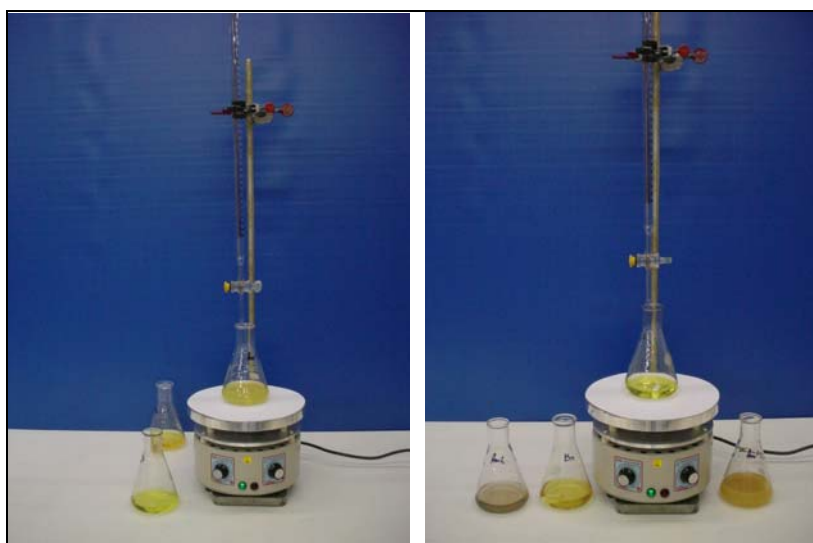


Fig. 4.14 – Titulação

4.4. Nitrogênio Amoniacal – Nitrogênio Determinado na Forma de Amônia

A determinação da amônia foi efetuada segundo o método do eletrodo seletivo de amônia SM 4500 – NH_3 D. O eletrodo seletivo de amônia é conectado a um aparelho (Fig. 4.15) que mede a voltagem, o que possibilita a construção de uma curva padrão de voltagem (mV) por concentração $N-NH_3$ em mg/L. Com a curva padrão preparada plota-se no gráfico a leitura em mV e determina-se a concentração da amostra em mg/L do nitrogênio amoniacal. O procedimento consiste em: testar o eletrodo segundo as instruções do fabricante, em seguida uma curva padrão é preparada a partir de uma solução estoque de amônia com no mínimo quatro pontos, só então, as amostras são analisadas. O método consiste em pipetar para um becker 100ml da amostra (ou solução padrão no caso da curva de calibração); adicionar 2ml de solução de ajuste; em seguida colocar um bastão magnético dentro do recipiente e colocar

sobre uma placa agitadora; com a agitação ligada o eletrodo é introduzido na solução e a leitura é efetuada no display do aparelho.

O aparelho utilizado foi o: Orion 290 A+, com o eletrodo seletivo de amônia; o eletrodo: Orion Ammonia Electrode Orion 95-12, a solução padrão de amônia: Orion 951007 e a solução de ajuste ISA 951211.

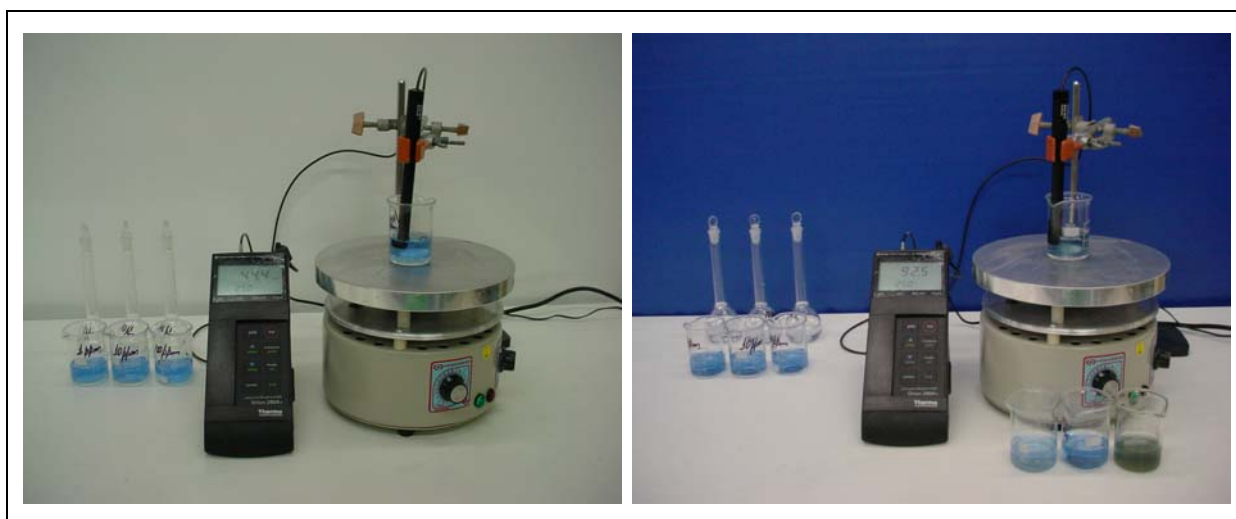


Fig. 4.15 – Determinação de nitrogênio amoniacal (curva padrão e amostras)

4.5. Sódio

A determinação do sódio teve como referência o método SM 3500 – Na B. O método consiste na determinação da concentração de sódio em uma solução utilizando um fotômetro de chama (Fig. 4.16). A partir de uma solução padrão de sódio, são preparadas as diluições que serão utilizadas na calibração do aparelho.

A solução (padrão ou amostra) sorvida através de um capilar é queimada na chama aparelho, imediatamente a concentração é indicada no visor do filtro de sódio do equipamento efetuando-se a leitura direta. No caso de leituras que excedam a faixa de calibração, as respectivas amostra devem ser diluídas de modo que as concentrações desconhecidas fiquem dentro da faixa de calibração ou se possível calibrar o aparelho para um intervalo que contenha a concentração investigada. No caso de amostras diluídas o valor lido no display do aparelho deverá ser multiplicado pela própria diluição.

O aparelho utilizado foi: Fotômetro de Chama Micronal modelo: B462 com filtro de Na, K e Ca.

4.6. Potássio

A concentração de potássio nas soluções foi determinada segundo o método fotométrico de chama SM 3500 – K B. O procedimento é similar ao do sódio, sendo neste caso utilizado o filtro de potássio e a calibração efetuada com soluções de concentração conhecidas de potássio. O aparelho utilizado foi: Fotômetro de Chama Micronal modelo: B462 com filtro de Na, K e Ca.



Figura 4.16 – Fotômetro de chama

4.7. Cálcio

A determinação do cálcio foi efetuada utilizando o fotômetro de chama. O procedimento utilizado é similar ao da determinação do sódio e consistiu basicamente na aferição do aparelho com soluções de concentração conhecidas preparadas a partir de uma solução estoque. Depois de aferido, passa-se a determinação da concentração do metal nas amostras. A leitura efetuada no display do aparelho utilizando o filtro de cálcio corresponde à quantidade do metal em mg/L de acordo com a calibração do aparelho, caso as amostras tenham sido diluídas para que possam ser lidas dentro da faixa de aferida o resultado deve ser multiplicado pelo fator de diluição correspondente.

O aparelho utilizado foi: Fotômetro de Chama Micronal modelo: B462 com filtro de Na, K e Ca.

4.8. Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica foi determinada conforme o método SM 2510 B (Standard Methods). Definida como a capacidade de uma solução aquosa conduzir corrente elétrica foi determinada usando-se um condutivímetro da marca DIGIMED modelo DM31. O método consiste na calibração do aparelho através de um eletrodo que é mergulhado em uma solução padrão de condutividade ($1412\mu\text{S}/\text{cm}$ a 25°C), após a calibração, procede-se a análise das amostras (Fig. 4.17), obtendo o resultado de condutividade diretamente no display do aparelho.



Fig. 4.17 – Determinação da condutividade

4.9. pH

A determinação do pH foi efetuada segundo o método do SM 4500 – H^+ B método eletrométrico. O método consiste na utilização de um aparelho de medição de pH. O equipamento possui um eletrodo que é mergulhado nas soluções, enquanto o valor é apresentado no visor. Inicialmente realiza-se a aferição do aparelho: mergulhando o eletrodo em uma solução de pH 7,00 e em seguida mergulhando o mesmo numa solução de pH 4,00 somente após a calibração do equipamento se procede a determinação do pH das amostras (Fig. 4.18).

Para a realização do ensaio utilizou-se o pHmetro da marca DIGIMED modelo DM21.



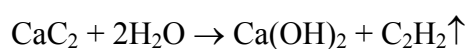
Fig. 4.18 – Determinação do pH

4.10. Determinações de Campo

Com o objetivo de controlar a compactação da camada de solo compactado de cada uma das células foram realizadas análises no local utilizando-se o Speedy e o processo do frasco de areia.

4.10.1. Teor de umidade

Em campo, a umidade de um solo é determinada usando-se o aparelho denominado Speedy (Fig. 4.19). O Speedy consiste em um frasco metálico com uma tampa de rosca acoplada a um manômetro que mede a pressão interna do frasco. Dentro do frasco são colocados: uma massa determinada de solo natural, uma ampola de vidro contendo uma quantidade carbureto de cálcio, e uma esfera de aço, fecha-se o frasco e agita-se de modo que a esfera quebre a ampola de vidro tornando possível o contato direto do carbureto de cálcio com o solo, ocorrendo então uma reação química com a água presente no solo:



A geração de acetileno provoca uma variação na pressão interna, que é medida no manômetro. Com o valor da pressão lida no manômetro e o peso do solo natural entra-se na tabela de cálculo da umidade do próprio aparelho e determina-se o teor de umidade.



Fig. 4.19 – Speedy

4.10.2. Massa específica aparente de campo e o grau de compactação

No campo o grau de compactação do solo e respectivo peso específico aparente foram determinados utilizando-se o processo do frasco de areia (Fig. 4.20). Este processo consiste basicamente de um frasco de plástico de 5,0L de capacidade adaptado de um funil com registro contendo areia de peso específico aparente conhecido em conjunto com um equipamento que determine a umidade rapidamente são utilizados para controlar a compactação do solo.



Fig. 4.20 – Frasco de areia

Depois de limpa e nivelada a superfície investigada; coloca-se a bandeja padrão do ensaio e faz-se um furo cilíndrico de diâmetro igual à circunferência da bandeja, com uma profundidade de 15cm; recolhe-se o solo natural de dentro furo e pesa-se; enche-se o furo

com a areia do frasco de areia (peso específico conhecido), pela diferença de peso antes e após o enchimento do furo e o peso da areia correspondente ao funil determina-se o volume do solo retirado (dividindo-se a massa de areia que encheu a cavidade pelo peso específico aparente da areia). Com o resultado da umidade do solo natural (Speedy) e da massa natural do solo Obtém-se a massa de solo natural seca. Com a massa de solo natural seco e o volume do furo obtém-se a massa específica aparente seca natural.

Logo o grau de compactação pode ser calculado pela razão entre a massa específica aparente seca natural pela massa específica aparente seca máxima vezes 100 para um resultado em porcentagem.

CAPÍTULO 5

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O monitoramento das células implantadas no Aterro Sanitário de Rio das Ostras ocorreu durante o ano de 2006, através de visitas ao local e por intermédio de análises efetuadas no percolado gerado nas células coletado nos respectivos poços de acúmulo de percolado. O percolado gerado no Aterro foi caracterizado, assim como o solo. Ensaio de sorção e de difusão foram realizadas em laboratório com o solo e percolado de Rio das Ostras. Neste capítulo, os resultados obtidos nas análises são apresentados.

5.1. Monitoramento no campo.

Iniciou-se o monitoramento com a análise do solo. O solo analisado é próprio do Aterro Sanitário, sendo o mesmo solo do local onde se encontram as células, tendo sido usado também na execução da camada de solo compactado em ambas as células. O monitoramento prosseguiu com a análise do percolado do Aterro Sanitário e de Rio das Ostras, assim como, do percolado gerado nas células experimentais. Os resultados estão apresentados e após uma discussão, análise é efetuada.

5.1.1. O Percolado do Aterro

O percolado do Aterro Sanitário de Rio das Ostras foi coletado durante 2005 e 2006 (vide Tabela 5.1). A amostra foi coletada no tanque de acumulação de percolado e posteriormente analisada no LES. A tabela 5.1 apresenta as análises efetuadas.

5.1.2. O Percolado das Células

Em maio de 2006, iniciaram-se as análises do percolado originado nas células experimentais obtendo-se os resultados apresentados na tabela 5.2 para as células CIG e CISC.

O respectivo poço de monitoramento, de cada uma das células experimental é implantado com a função de indicar possíveis falhas na impermeabilização. O poço da célula CISC, acusou esta falha ao se apresentar com percolado em todas as amostragens.

5.1.3. Discussão

O poço de monitoramento da célula CIG não apresentou qualquer líquido nas duas primeiras amostragens a não ser a umidade natural nas paredes devido a permanecer fechado; já na terceira amostragem (13/12/06), encontrava-se inundado de percolado.

Observando os resultados das análises do percolado de ambas as células (Tabela 5.2) percebe-se a ocorrência de uma diminuição quantitativa de alguns parâmetros, principalmente com relação à terceira amostra (13/12/06); no entanto este resultado deve ser cuidadosamente analisado, e verificar se esta tendência é confirmada com análises futuras. Dezembro é mês de maior precipitação de chuvas cerca de 2 vezes mais do que em maio e aproximadamente 3 vezes mais do que em agosto (vide Fig. 3.2), o que pode gerar um percolado muito diluído, já que as células não são impermeabilizadas no topo, e sendo a célula CISC maior, esta sofre o maior impacto, isto é, maior diluição.

Faixas de variação de alguns parâmetros de percolados de aterros brasileiros podem ser observadas na tabela 5.3. Observando os dados de variação de percolados de aterros (Tabela 5.3) e comparando com os resultados obtidos para as análises do percolado das células (Tabela 5.2) verifica-se que mesmo com algumas variações, as mesmas encontram-se de acordo com o comportamento esperado para os aterros sanitários brasileiros.

As análises efetuadas no percolado do Aterro Sanitário de Rio das Ostras também são características dos aterros brasileiros com exceção dos valores de DQO que são inferiores aos observados em outros aterros, mesmo com apenas duas análises a DBO também se apresenta inferior aos limites extremos observados em outros aterros.

A tabela 5.4 apresenta faixas de variação da concentração de alguns parâmetros que compõem o percolado em função da idade do aterro (QASIM & CHIANG, 1994).

Na tabela 5.5 podemos observar intervalos de concentração de alguns parâmetros na composição do percolado de aterros com menos de 2 anos e de aterros com mais de 10 anos em TCHOBANOGLOUS, 1993.

Tabela 5.1 – Análises do percolado do Aterro Sanitário de Rio das Ostras

Parâmetros	18/02/05	25/11/05	09/05/06	16/08/06	13/12/06	Método de ensaio
pH	7,3	7,2	7,5	7,3	6,8	SM 4500 H ⁺
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	447,5	4325,0	4.325,5	5.479,7	1.171,2	SM 2320 (B)
Condutividade (mS/cm)	1,2	11,0	11,9	11,5	3,5	SM 2510 (B)
Cloreto (mg Cl ⁻ /L)	126,0	1.596,0	1.812,4	1.837,0	533,3	SM 4500 (B)
DQO (mg O ₂ /L)	918,0	869,0	839,3	857,4	1.064,4	SM 5220 (B)
DBO (mg O ₂ /L)	28	193	*	*	*	SM 5210 (B)
Sólidos Totais (mg/L)	1.030,0	*	*	*	*	SM 2540 (B)
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	*	340,0	828,0	140,0	*	SM 2540 (D)
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	1.000,0	*	*	*	*	SM 2540 (C)
Sólidos Voláteis Totais (mg/L)	486,0	*	*	*	*	SM 2540 (E)
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	*	144,0	476,0	48,0	*	SM 2540 (E)
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	26,0	642,0	644,0	899,1	165,3	SM4500 NH ₃ (F)

Obs.: 1) SM : Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater, 18th, 1992

2) A coleta do dia 13/12/06 foi realizada após um período de chuvas intensas na região.

* Não realizado

Tabela 5.2 – Resultados das análises das células CISC e CIG

Parâmetros	Amostra de percolado para análise coletada em					
	09/05/06		16/08/06		13/12/06	
	CIG	CISC	CIG	CISC	CIG	CISC
pH	7,4	6,3	7,4	7,7	7,4	7,4
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	4.472,1	4.142,2	4.739,4	6.569,3	4.233,2	1.593,6
Condutividade (mS/cm)	9,3	11,7	9,5	13,8	7,8	4,04
Cloreto (mg Cl ⁻ /L)	1.484,3	1.894,4	1.432,1	2.266,6	1.130,8	508,6
DQO (mg O ₂ /L)	11.627,9	27.160,8	1.040,4	1.676,5	5.132,2	950,4
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	1.224,0	1036,0	282,0	307,0	*	*
Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)	616,0	960,0	196,0	224,0	*	*
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	596,7	944,8	606,4	821,5	458,8	230,0

*Não realizado

Tabela 5.3 – Variação de alguns parâmetros de percolado de aterros brasileiros.

Parâmetros	Faixa de variação	
	Mínimo	Máximo
pH	5,9	8,7
Cloretos (mg/L)	50,0	11000,0
DQO (mg/L)	966,0	28000,0
DBO ₅ (mg/L)	480,0	19800,0
Nitrogênio total – Kjeldahl (mg/L)	15,0	3140,0
Nitrogênio – nitrato (mg/L)	0,0	5,5
Nitrogênio –nitrito (mg/L)	0,0	0,1
Nitrogênio –amoniaco (mg/L)	6,0	2900,0
Fósforo total (mg/L)	3,7	14,3

(Fonte: Adaptação de Gestão Integrada De Resíduos Sólidos, 2001)

Tabela 5.4 – Variação da composição de percolados (aterros internacionais)

Parâmetros	Idade do aterro		
	1 ano	5 anos	16 anos
pH	5,2 – 6,4	6,3	
Condutividade ($\mu\Omega/cm$)	600 – 9.000	-	-
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	800 – 4.000	5.810	2.250
Cloreto (mg Cl ⁻ /L)	600 – 800	1.330	70
DBO (mg O ₂ /L)	7.500 – 28.000	4.000	80
DQO (mg O ₂ /L)	10.000 – 40.000	8.000	400
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	100 – 700	-	-
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	56 – 482	-	-

(Fonte: Adaptação de QASIM & CHIANG,1994)

Comparando os resultados obtidos com a análise do percolado oriundo das células percebemos que o valor de pH está sempre próximo do limite superior da variação normalmente observada em outros aterros. Este valor de pH aproxima-se do valor típico de

aterros estabilizados. Este fato indica uma ação eficiente dos microorganismos na degradação dos resíduos propiciando valores de DQO e DBO relativamente baixos quando comparados com aterros de idade semelhante. Até os resultados de análises extremos são muito inferiores aos encontrados em aterros semelhantes. Felizmente fatores climáticos, de operação e características próprias do solo local que é usado no recobrimento favorecem a biodegradação dos resíduos de tal forma a obter um percolato com baixa carga orgânica.

Tabela 5.5 – Faixas de variação da composição de percolados ao longo do tempo

Parâmetro	Aterros novos (menos de 2 anos)		Aterros maturados (mais de 10 anos)
	Intervalo de variação	Valores típicos	
PH	4,5 – 7,5	6	6,6 – 7,5
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	1.000 – 10.000	3.000	200 – 1.000
Cloreto (mg Cl ⁻ /L)	200 – 3.000	500	100 – 400
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	2.000 – 30.000	10.000	100 – 200
DQO (mg O ₂ /L)	3.000 – 60.000	18.000	100 – 500
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	200 – 2.000	500	100 – 400
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ /L)	10 - 800	200	20 – 40
Cálcio (mg Cl ⁻ /L)	200 – 3.000	1.000	100 – 400
Potássio (mg Cl ⁻ /L)	200 – 1.000	300	50 – 400
Sódio (mg Cl ⁻ /L)	200 – 2.500	500	100 – 200

(Fonte: Adaptação de TCHOBANOGLIOUS, 1993)

Depois do fechamento das células, o acompanhamento das mesmas deu-se através de visitas periódicas. No entanto, a medição do recalque do lixo foi prejudicada pela operação inadequada sobre a área das células, pois ocorreu trânsito de caminhões e aterramento da área, inviabilizando a medição do recalque.

5.2. Ensaio Realizados no Laboratório

A caracterização do solo de Rio das Ostras e os ensaios de compactação foram realizados no laboratório de Mecânica dos Solos (LMS) da UERJ.

Os ensaios de sorção e difusão utilizando-se o solo e o percolado do Aterro foram realizados no laboratório de Engenharia Sanitária (LES) da UERJ.

5.2.1. O solo do Aterro

O solo do Aterro de Rio das Ostras foi descrito como uma argila arenosa com pedregulhos de coloração amarela clara. A caracterização do solo está apresentada na tabela 5.6. O solo contém 59% de fração argila (fração < 5µm). O mineral argílico predominante é a caulinita com capacidade de troca catiônica de 2,9cmol/Kg. Esta determinação ocorreu na EMBRAPA. O pH determinado em uma mistura de solo e água destilada e deionizada na proporção de 1:5 obtendo-se o valor de pH igual a 6,2.

Tabela 5.6 – Análise do solo do Aterro Sanitário de Rio das Ostras

Densidade real dos grãos	2,618g/cm ³
Umidade natural média	23,32%
Limites de consistência	
Limite de Liquidez (NBR-6459)	65,07%
Limite de Plasticidade (NBR-7180)	33,71%
Índice de Plasticidade	31,36%

Também foi realizado o ensaio de compactação Proctor Normal. Os valores da massa específica aparente seca máxima e da umidade ótima determinados foram respectivamente de 1,548g/cm³ e 24,0% conforme podemos observar na figura 5.1.

O ensaio de permeabilidade de carga variável foi realizado na amostra compactada e na umidade ótima obtendo-se o valor de 1,87x10⁻⁷cm/s. Este ensaio foi efetuado no laboratório de Geotecnia da COPPE/UFRJ.

Estes resultados subsidiaram os ensaios de campo no monitoramento da compactação e no ensaio de difusão no laboratório.

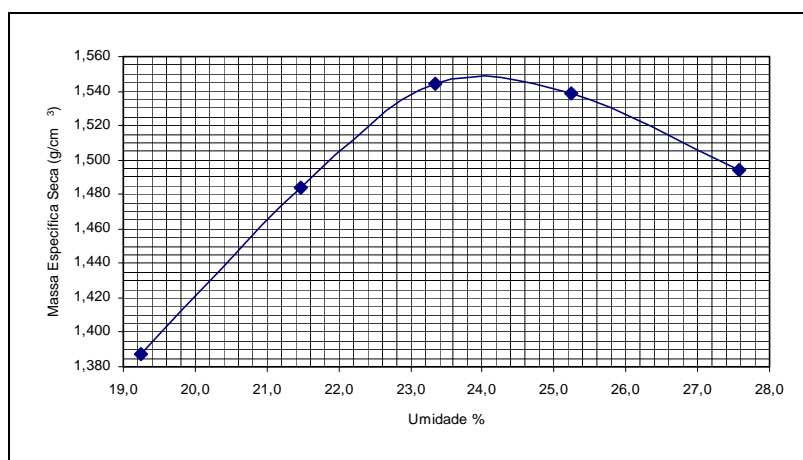


Figura 5.1 – Curva da determinação da umidade ótima

5.2.2. Ensaios de Equilíbrio em Lote – Sorção

A razão solo:solução foi de 1:10 (Leite, 2001). Com essa definição partiu-se para a determinação do tempo de equilíbrio. Os valores determinados experimentalmente para o intervalo do tempo de equilíbrio são apresentados a seguir na tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Intervalos de tempo de equilíbrio

Parâmetro	cloreto	amônio	sódio	cálcio	potássio
Intervalo do tempo de equilíbrio (h)	24	48	24	24	24

Como se pode observar o maior intervalo de tempo de equilíbrio, ocorreu para o nitrogênio amoniacal, diante deste fato o intervalo de tempo de equilíbrio adotado no ensaio foi de 48 horas. A adoção deste intervalo de tempo, não prejudica os outros parâmetros, visto que, se em 24 horas estes atingem a concentração de equilíbrio em 48 horas eles apenas vão estar ratificando essa condição.

As isotermas obtidas estão apresentadas nas figuras 5.2 a 5.6. Verificou-se dessorção para o cloreto (Fig. 5.2) e sorção praticamente nula para o sódio (Fig. 5.3). Desta forma os parâmetros de sorção para estes elementos não foram determinados.

Os coeficientes de distribuição para os demais elementos foram determinados utilizando os modelos de isotermas: Linear, Freundlich e Langmuir. O modelo que melhor se ajustou às isotermas de amônio, potássio e cálcio foi o modelo Linear. A isoterma para o amônio está apresentada na figura 5.4 mostrando um bom ajuste. Na figura 5.5 apresenta-se a isoterma do potássio que se ajustou adequadamente para valores de concentração baixa (menores que 300mg/L). A isoterma para o cálcio, apresentada na figura 5.6, não teve um bom ajuste, visto os resultados não apresentarem uma boa distribuição; o coeficiente de correlação foi de 0,7601.

Ao traçar os gráficos de sorção alguns pontos experimentais foram desconsiderados, principalmente no caso do potássio e do cálcio sendo apresentados os gráficos com todos os pontos no anexo III. Os coeficientes determinados são apresentados na tabela 5.8.

Tabela 5.8 – Coeficientes de distribuição – K_d

Parâmetro	amônio	potássio
Coeficiente de distribuição K_d (cm ³ /g)	1,3	1,8
Coeficiente de correlação da reta	0,9575	0,9053

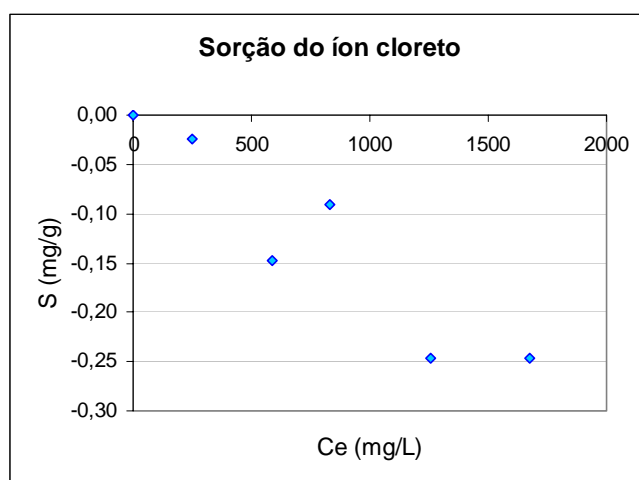


Fig. 5.2 – Gráfico de sorção do íon cloreto (determinação de K_d)

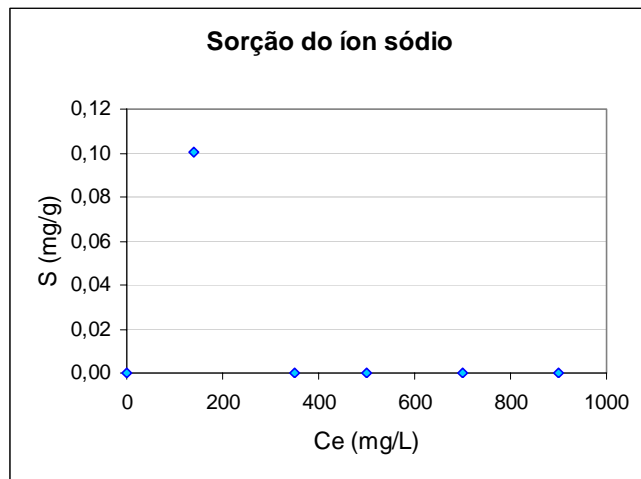


Fig. 5.3 – Gráfico de sorção do íon sódio (determinação de K_d)

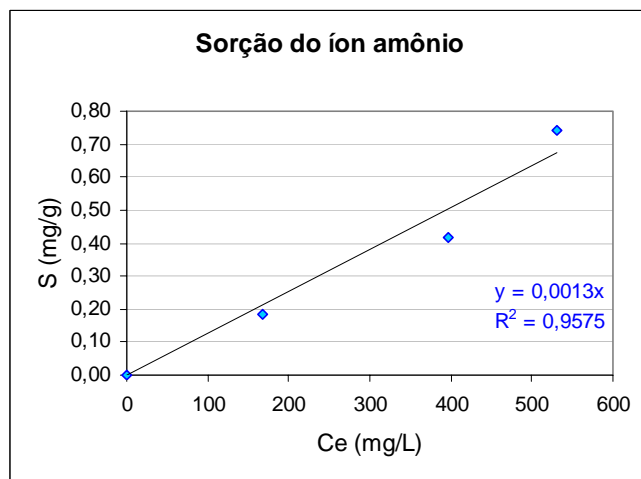


Fig. 5.4 – Gráfico de sorção do íon amônio (determinação de K_d)

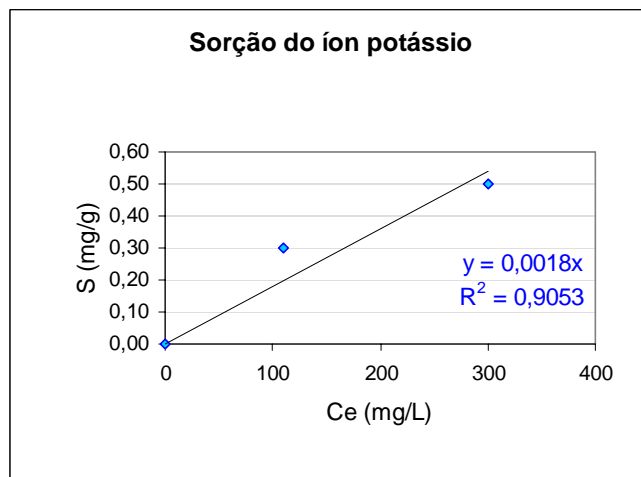


Fig. 5.5 – Gráfico de sorção do íon potássio (determinação de K_d)

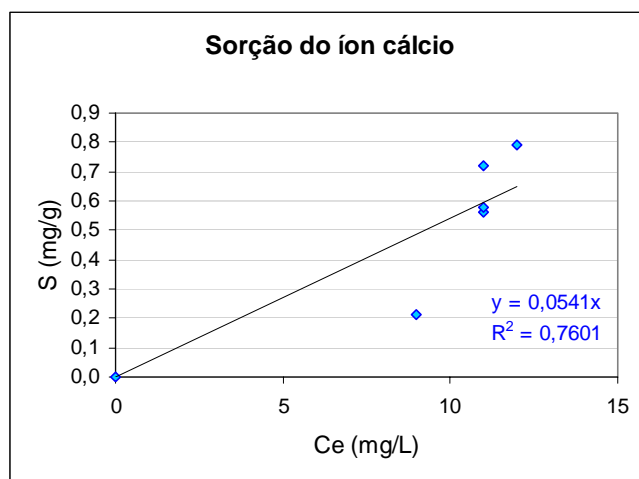


Fig. 5.6 – Gráfico de sorção do íon cálcio (determinação de K_d)

5.2.3. Ensaio de difusão

Com o objetivo de determinar o coeficiente de difusão que melhor se ajuste aos dados determinados experimentalmente foram efetuados três ensaios de difusão de 3, 5 e 7 dias de contato com percolado na célula.

As condições iniciais dos ensaios de difusão para os diferentes intervalos de tempo são apresentadas a seguir nas tabelas 5.9 a 5.11.

Tabela 5.9 – Condições iniciais do solo - ensaio de difusão

Variáveis	Intervalo de tempo		
	3 dias	5 dias	7 dias
Massa específica aparente do solo seco (g/cm^3)	1,5165	1,5355	1,5596
Índice de vazios	0,7276	0,6786	0,6786
Porosidade	0,4212	0,4047	0,4047
Densidade real dos grãos (g/cm^3)	2,618	2,618	2,618
Saturação	0,9807	1,0185	0,9060

Tabela 5.10 – Composição química do percolado do ensaio de difusão

Parâmetro	Concentração do percolado usado no ensaio de		
	3 dias*	5 dias	7 dias
Cloreto (mg/L)	1461,4	1762,9	1777,7
Amônio (mg/L)	705,5	645,6	695,0
Sódio (mg/L)	200	1000	1000
Potássio (mg/L)	600	1000	900
Cálcio (mg/L)	-	-	-
PH	8,1	8,5	8,6
Condutividade (mS/cm a 25°C)	8,8	6,63	6,26

* O percolado usado no ensaio de 3 dias, foi preparado no laboratório misturando-se o percolado de Rio das Ostras com outro percolado.

Tabela 5.11 – Composição química da solução intersticial extraída do solo

Parâmetro	Resultado
Cloreto (mg/L)	0
Amônio (mg/L)	0,3
Sódio (mg/L)	0
Potássio (mg/L)	0
Cálcio (mg/L)	0
pH	6,6
Condutividade (mS/cm a 25°C)	58,3

A análise dos resultados dos ensaios de difusão do íon cálcio foi prejudicada, possivelmente devido a um processo de precipitação desse íon. A concentração de cálcio no percolado apresentou-se sistematicamente inferior à solução resultante do ensaio de difusão, além das concentrações determinadas nas soluções não terem uma tendência de comportamento definido.

Os coeficientes de difusão foram determinados através de modelos computacionais do programa POLLUTE, versão 7. Para cada íon foram efetuadas simulações nos diferentes intervalos de tempo. Durante as simulações um valor do coeficiente de difusão era proposto, o programa gerava uma curva. Os dados experimentais eram então comparados com essa curva.

Adotou-se o valor de coeficiente de difusão do solo para o íon da curva que melhor se ajustou aos dados determinados experimentalmente. O programa é alimentado com os dados relativos ao experimento tais como: intervalo de tempo do ensaio, concentração inicial do percolado, espessura da camada de solo compactado, altura do percolado sobrenadante, massa específica aparente do solo seco, porosidade, o coeficiente de distribuição e um valor estimado do coeficiente de difusão. Os valores do coeficiente de distribuição utilizados nas simulações do POLLUTE são apresentados na tabela 5.12.

Tabela 5.12 – Coeficientes de distribuição utilizados nas simulações do POLLUTE

Parâmetro	cloreto	amônio	sódio	potássio
Coeficiente de distribuição K_d (cm ³ /g)	0,00	1,30	0,00	1,80

A seguir são apresentados os gráficos dos coeficientes de difusão resultantes das simulações com o POLLUTE (Fig. 5.7 a 5.16).

Para os íons cloreto e amônio (nitrogênio amoniacal) foram efetuadas simulações com três intervalos de tempo diferente (3, 5 e 7 dias), ao passo que para o potássio e o sódio somente foram efetuadas simulações para dois intervalos de tempo diferente (5 e 7 dias).

Observa-se que para os ensaios de 5 e 7 dias especialmente cloreto e sódio, e amônio para 7 dias houve um deslocamento na base indicando uma difusão acentuada. Assim optou-se em eleger os coeficientes com os ensaios de 3 dias.

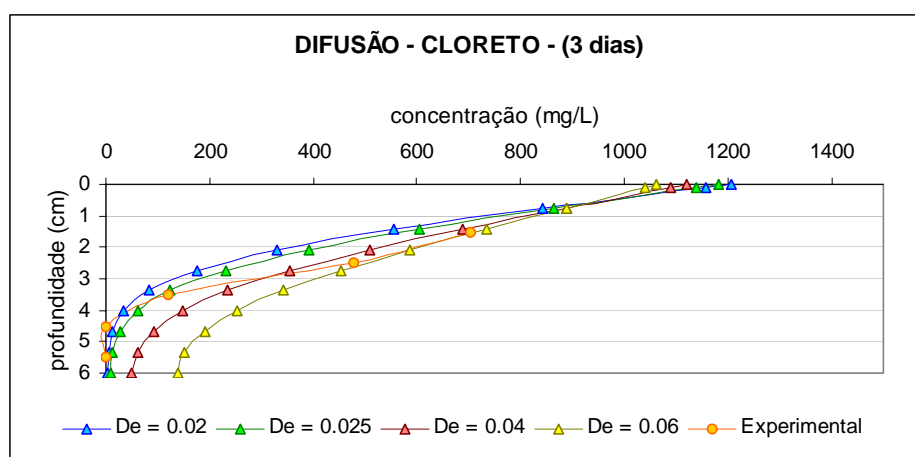


Fig. 5.7 – Gráfico de difusão do íon cloreto de 3 dias.

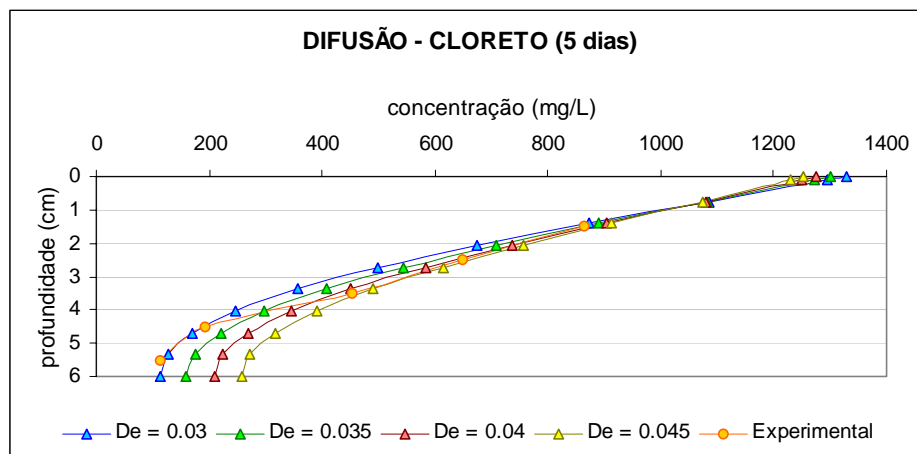


Fig. 5.8 – Gráfico de difusão do íon cloreto de 5 dias.

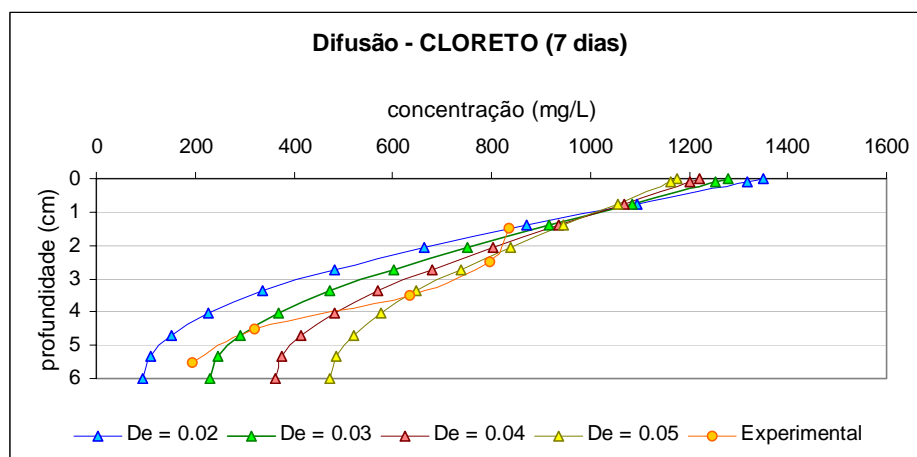


Fig. 5.9 – Gráfico de difusão do íon cloreto de 7 dias.

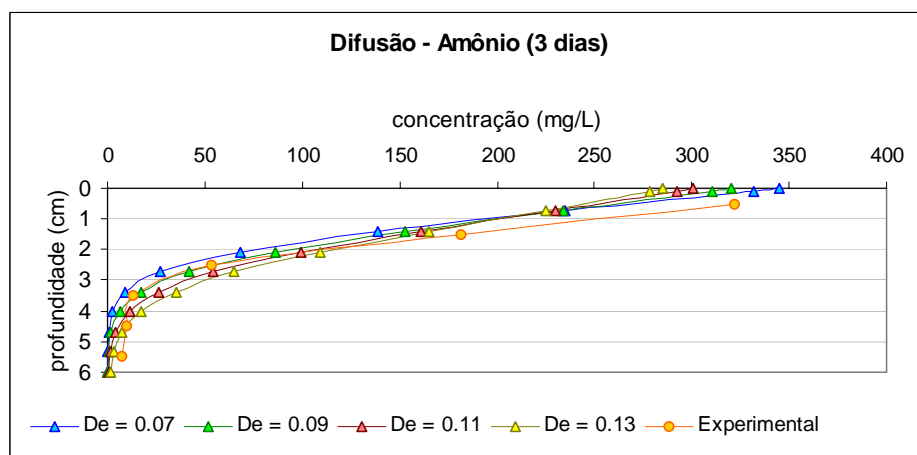


Fig. 5.10 – Gráfico de difusão do íon amônio de 3 dias.

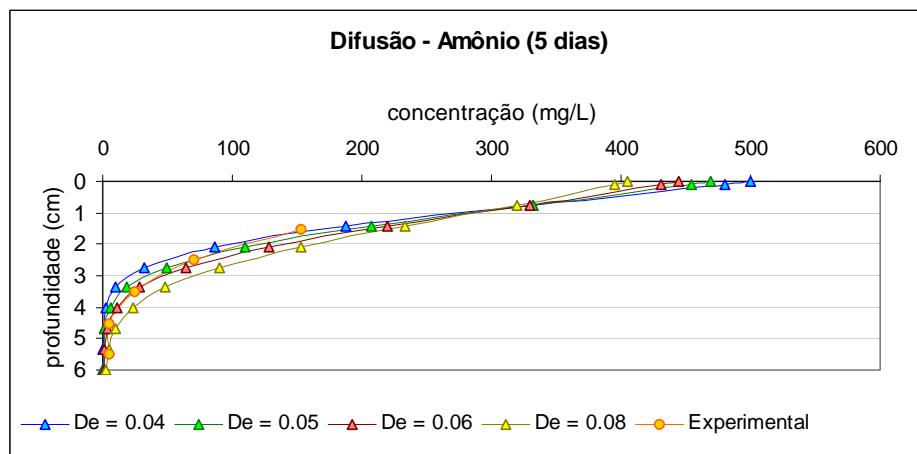


Fig. 5.11 – Gráfico de difusão do íon amônio de 5 dias.

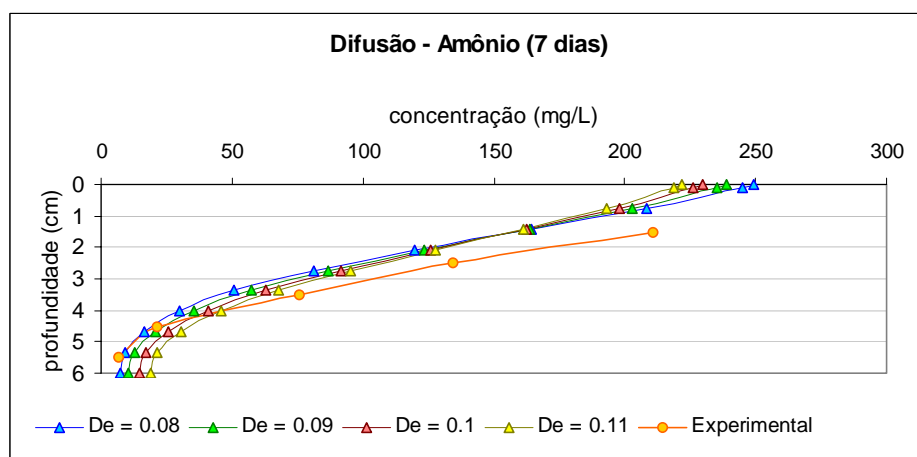


Fig. 5.12 – Gráfico de difusão do íon amônio de 7 dias.

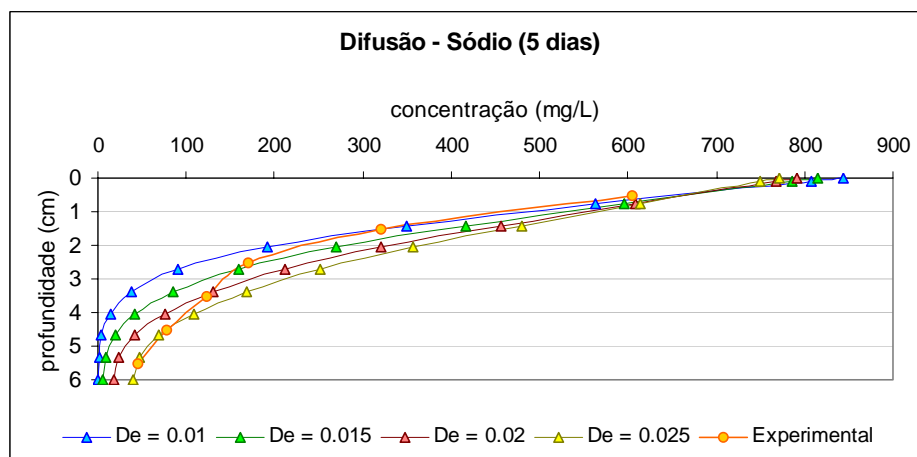


Figura 5.13 – Gráfico de difusão do íon sódio de 5 dias.

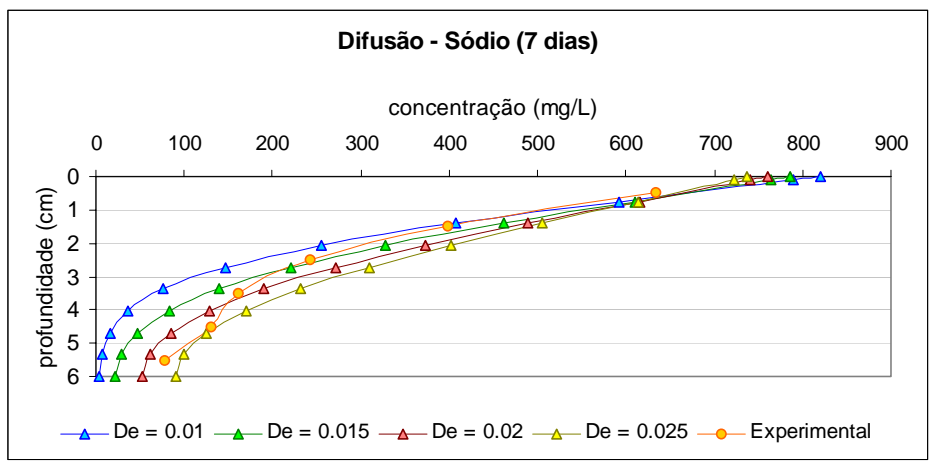


Figura 5.14 – Gráfico de difusão do íon sódio de 7 dias.

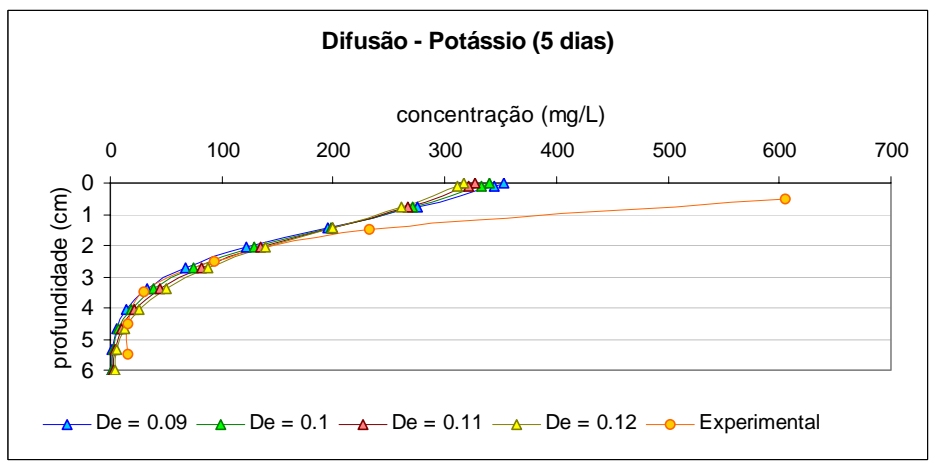


Figura 5.15 – Gráfico de difusão do íon potássio de 5 dias

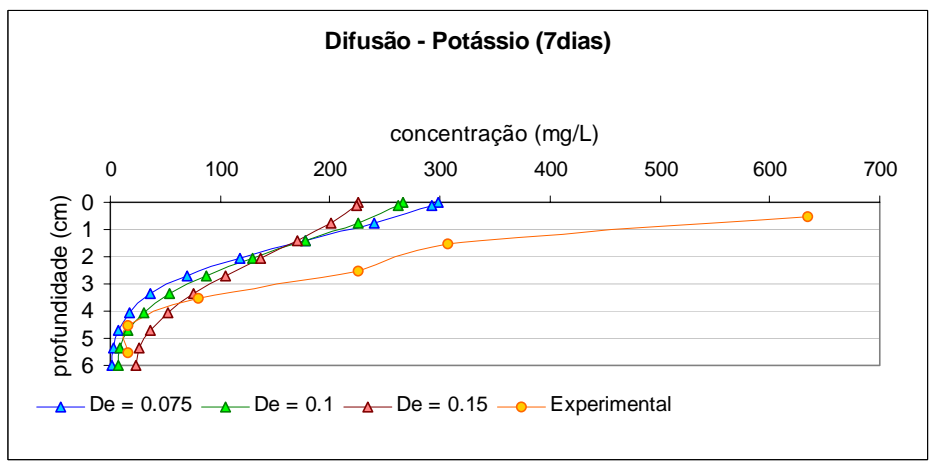


Fig 5.16– Gráfico de difusão do íon potássio 7 dias.

Os coeficientes definidos com as simulações do POLLUTE são apresentados na tabela 5.13. Dentre eles foram adotados os coeficientes de difusão apresentados na tabela 5.14 e os respectivos gráficos apresentados nas figuras 5.17 a 5.20. Observa-se que para o cloreto e o amônio adotou-se o coeficiente de difusão de 3 dias, enquanto que para o sódio e o potássio adotou-se o resultado de 5 dias.

Tabela 5.13 – Coeficientes de difusão obtidos nas simulações com o POLLUTE

Parâmetro	Coeficiente de difusão (m ² /a)		
	Intervalo de tempo		
	3 dias	5 dias	7 dias
Cloreto	0,03	0,035	0,03
Amônio	0,1	0,06	0,11
Potássio	---	0,1	0,1 *
Sódio	---	0,02	0,02

*Os pontos experimentais não se ajustaram adequadamente

Tabela 5.14 – Coeficientes de difusão adotados (POLLUTE)

Parâmetro	Cloreto	Sódio	Amônio	Potássio
Coeficiente de difusão (m ² /a)	0,03	0,02	0,1	0,1

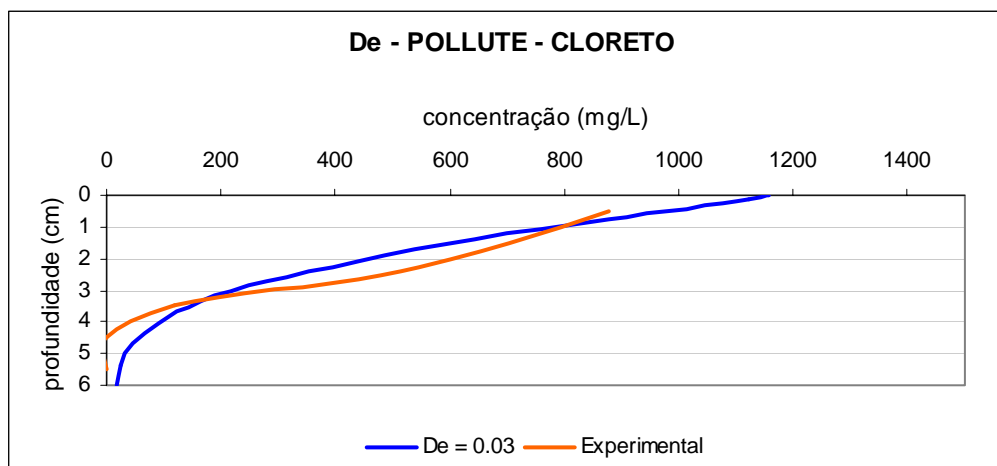


Fig 5.17 – Gráfico de difusão - D_e ajustado pelo POLLUTE – Cloreto

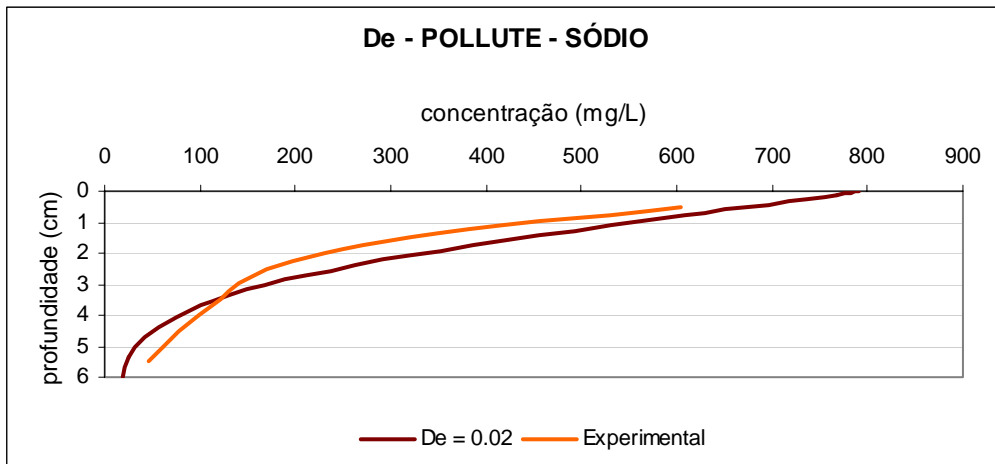


Fig 5.18 – Gráfico de difusão D_e ajustado pelo POLLUTE – Sódio

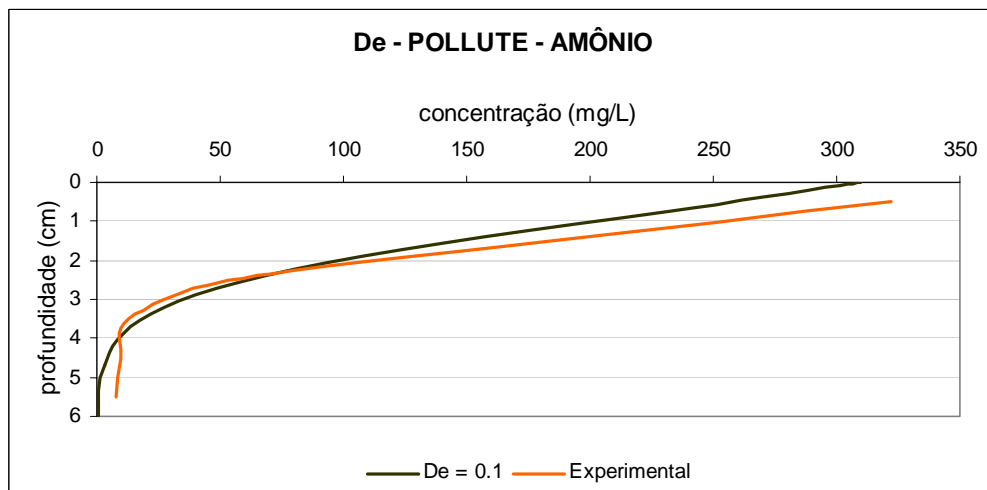


Fig 5.19 – Gráfico de difusão D_e ajustado pelo POLLUTE – Amônio

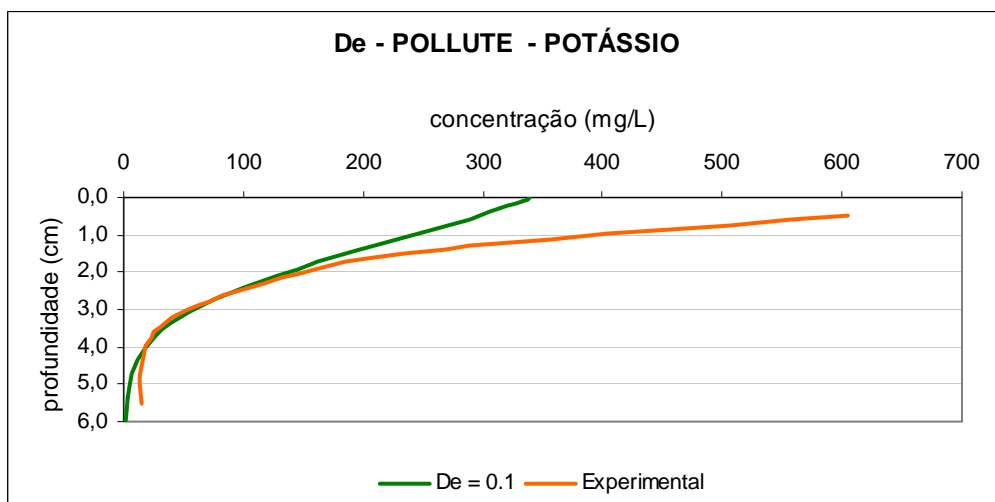


Fig 5.20 – Gráfico de difusão D_e ajustado pelo POLLUTE - Potássio

Valores de coeficiente de difusão podem ser encontrados na literatura. Na tabela 5.15 são apresentados os resultados de alguns estudos e na tabela 5.16 apresentam-se os resultados de um estudo realizado no Aterro Metropolitano de Gramacho (RITTER, 2006). As comparações entre os coeficientes de difusão devem ser efetuadas cuidadosamente e caso a caso devendo-se observar as características de cada um dos sistemas solo:solução, principalmente quando se usam soluções preparadas com um ou mais de um elemento, ressaltando que os ensaios realizados neste trabalho foram efetuados com soluções de percolado (chorume), que possuem uma composição complexa.

Tabela 5.15 – Coeficientes de difusão encontrados na literatura

Sistema solo;solução objeto de estudo	Íon	D _e (m ² /ano)	Referencia
Areia com diferentes percentuais de bentonita - soluções contendo cloreto, trítio e estrôncio	Cl ⁻	0,022 a 0,032	Gilham et al. (1984)*
Argila caulínica compactada e argilas esmectítica compactada - chorume sintético contendo: cloreto,sulfato, iodeto, brometo, cálcio, potássio, cádmio e zinco	Cl ⁻	0,005 a 0,02	Shackelford &
	Cd ⁺³	0,005 a 0,014	Daniel (1991) *
	Zn ⁺²	0,005 a 0,014	
Argila siltosa com predominância de calcita e dolomita (34%) proveniente do Aterro Sanitário de Sarnia (Canadá) - soluções de cloreto de cálcio, cloreto de sódio, e cloreto de potássio	Cl ⁻	0,018	Rowe et al. (1988) *
	Na ⁺	0,015	
	Ca ⁺²	0,012	
	K ⁺¹	0,022	
Argila siltosa do Aterro Sanitário de Sarnia (Canadá) - Chorume	Cl ⁻	0,024	Barone et al. (1989)*
	Na ⁺	0,015	
	K ⁺¹	0,019	
Solo laterítico saturado e compactado da formação de Botucatu	K ⁺¹	0,0025	Leite & Paraguassu
	Cd ⁺²	0,0015	(2002)
	F ⁻¹	0,011	
Solo laterítico saturado e compactado da formação de Serra geral	K ⁺¹	0,0005	Leite & Paraguassu
	Cd ⁺²	6,3x10 ⁻⁶	(2002)
	F ⁻¹	0,0005	

(*) apud Rittre. (2006)

Tabela 5.16 – Estudo de difusão no Aterro Metropolitano de Gramacho.

Sistema solo:solução objeto de estudo	Íon	De (m ² /ano)
Aterro Metropolitano de Gramacho.	Cl ⁻	0,02
Argila orgânica típica de mangue contendo 70% fração argila (fração <5µm) com 5% de matéria orgânica, e 53meq/100g de capacidade de troca catiônica, sendo a esmectita o mineral argílico predominante.	Na ⁺	0,04
	Ca ⁺²	-
	Mg ⁺²	-
	K ⁺	0,02
	NH ₄ ⁺	0,07

Obs.: A concentração inicial dos íons Cl⁻, Na⁺, Ca⁺² e Mg⁺² no líquido intersticial era superior à concentração apresentada no perolado.

O coeficiente de distribuição calculado para o potássio e o amônio foi de 1,6cm³/g e de 6,4cm³/g respectivamente.

5.3. Simulação para a Célula Experimental

Considerando os coeficientes de difusão adotados (POLLUTE) foi efetuada uma simulação para a célula experimental com impermeabilização de solo compactado.

Na figura 5.21 é apresentada uma simulação para um intervalo de tempo após o fechamento da célula de 2 anos, e as seguintes suposições: coluna de percolado de 2m; concentrações iniciais de: 1777mg/L de cloreto; 1000mg/L de sódio; 705mg/L de amônio e 1000mg/L de potássio no percolado; a massa específica aparente de solo seco de 1,583g/cm³ correspondente a camada de solo compactado da célula CISC e porosidade de 0,40 utilizando os valores de coeficiente de difusão adotados através do POLLUTE e os respectivos coeficientes de distribuição. Deve-se observar que as suposições são baseadas nas condições encontradas nas análises realizadas, mas no entanto a simulação visa a estimar o comportamento após um longo período de tempo, onde as características do percolado variam em função de inúmeras variáveis tais como: condições climáticas da região onde está instalado o aterro, condições operacionais, composição dos resíduos, fase de degradação dos resíduos que irá variando com a idade do aterro. Portanto este exercício de simulação provavelmente baseia-se em uma hipótese da condição mais desfavorável. Pode-se observar na figura 5.21 que o fenômeno de sorção tem uma grande contribuição na migração dos íons, isto é, quanto maior o coeficiente de distribuição para um mesmo valor do coeficiente de difusão maior o retardamento da migração do íon através do solo.

Nas figuras 5.22 a 5.25 são apresentadas simulações da concentração ao longo da camada de solo compactado para outros intervalos de tempo para cada um dos íons pesquisados. Novamente deve-se considerar que se trata de uma previsão baseada em uma determinada condição, que provavelmente variará com o decorrer do tempo podendo ou não corresponder à realidade futura.

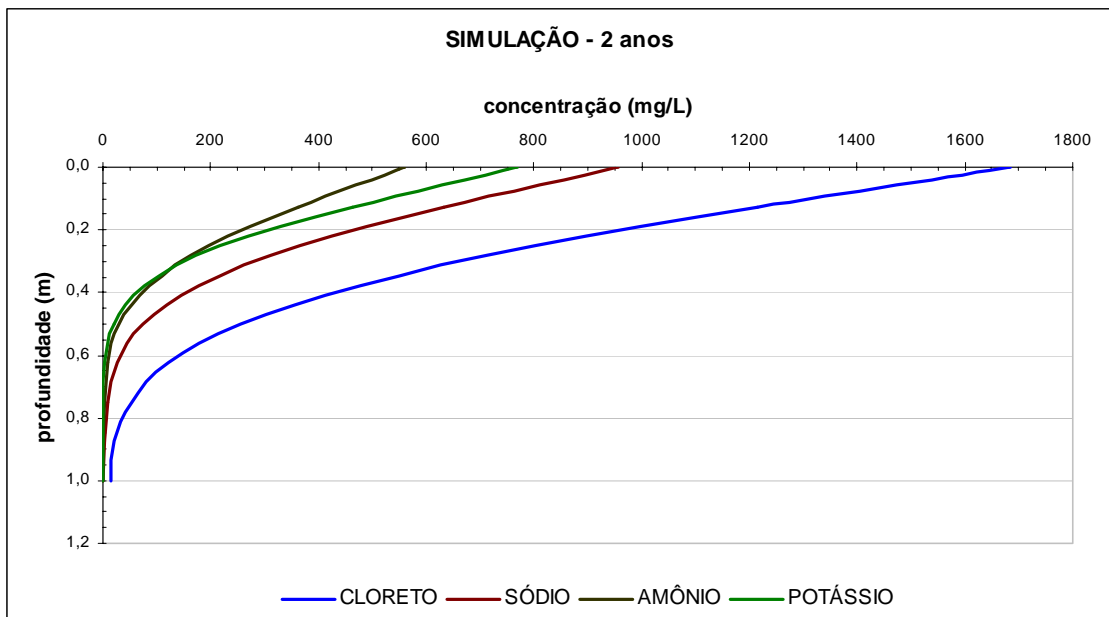


Fig. 5.21 – Simulação para 2 anos de difusão de íons na célula CISC.

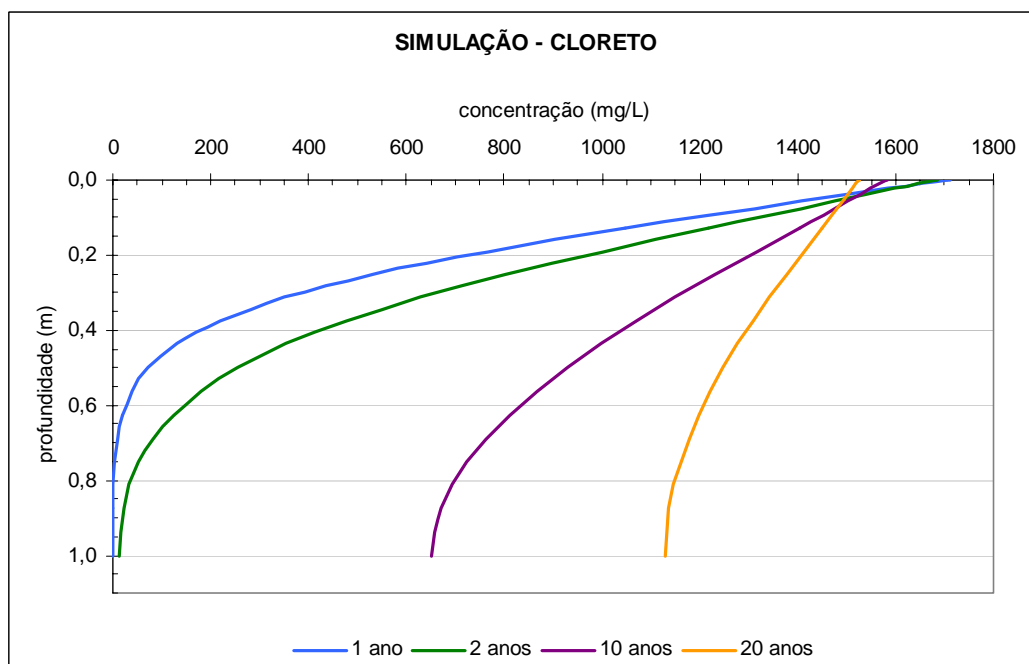


Fig. 5.22 – Simulação para vários intervalos de tempo – Cloreto

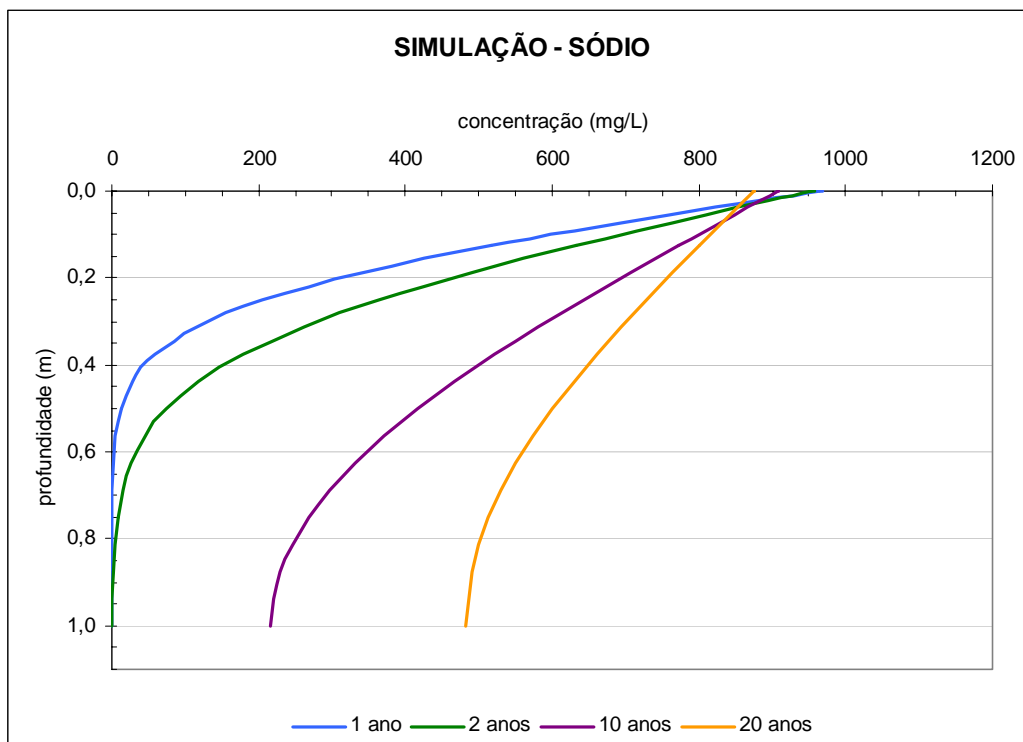


Fig. 5.23 – Simulação para vários intervalos de tempo – Sódio

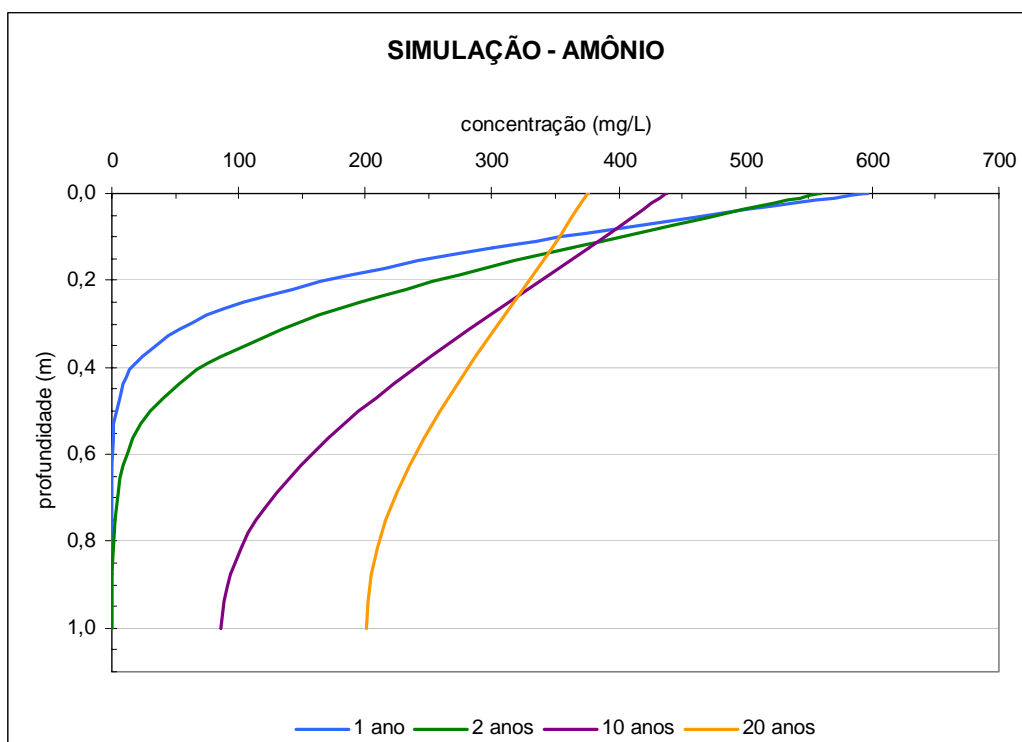


Fig. 5.24 – Simulação para vários intervalos de tempo – Amônio

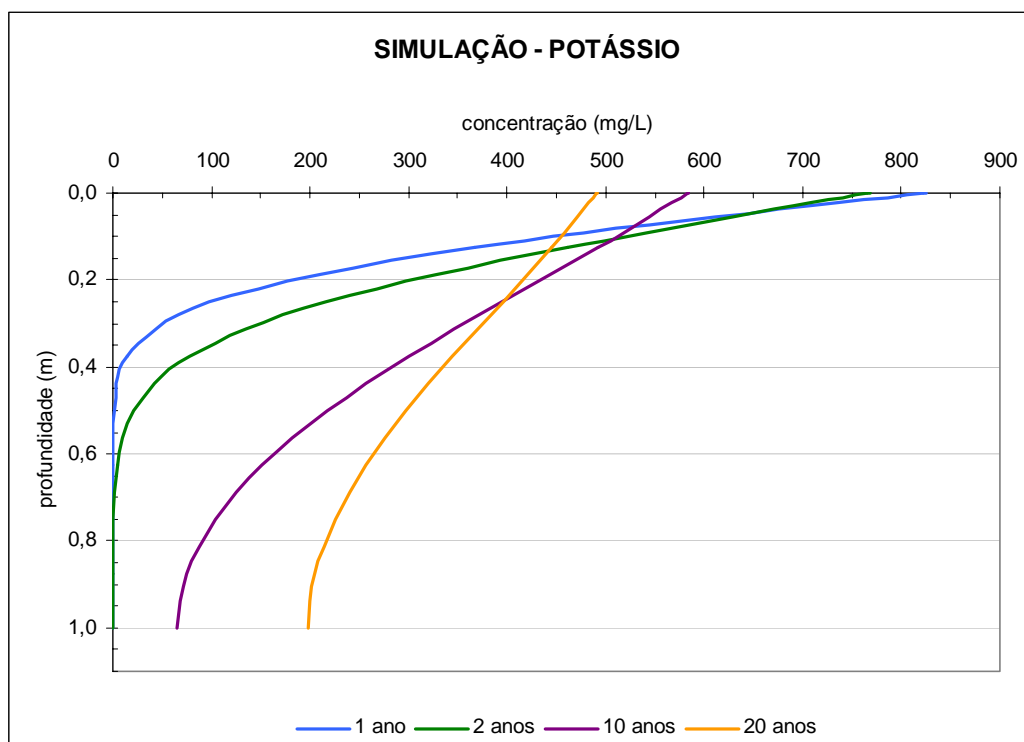


Fig. 5.25 – Simulação para vários intervalos de tempo – Potássio

A tabela 5.17 apresenta um resumo de dados retirados das figuras 5.22 a 5.25 para a concentração dos íons na profundidade de 0,8m e 1,0m para 2, 10 e 20 anos após o fechamento da célula.

Tabela 5.17 – Concentração dos íons ao longo do tempo para 0,8 e 1,0m de profundidade

	Concentração dos íons na base da camada						Concentração no percolado
	Intervalo de tempo de 2 anos		Intervalo de tempo de 10 anos		Intervalo de tempo de 20 anos		
	0,8m	1,0m	0,8m	1,0m	0,8m	1,0m	
Cloreto (mg/L)	22,09	13,57	669,79	651,50	1.137,26	1.129,42	1777,0
Sódio (mg/L)	2,01	0,80	229,10	216,09	490,04	482,24	1000,0
Amônio (mg/L)	0,38	0,11	92,88	85,75	204,85	200,90	705,0
Potássio (mg/L)	0,07	0,01	75,12	65,72	205,28	198,51	1000,0

CAPÍTULO 6

CONCLUSÕES E SUGESTÕES

6.1. Conclusões

A implantação e o monitoramento de duas células experimentais preenchidas com resíduos urbanos e com camadas de base impermeabilizadas diferenciadas foi efetuada no Aterro Sanitário de Rio das Ostras. O percolado da célula impermeabilizada com uma camada de 70cm de solo compactado e geomembrana de PEAD de 2,0mm de espessura apresentou valores de condutividade elétrica, cloreto e nitrogênio amoniacal relativamente constantes ao longo de 6 meses de monitoramento (maio a dezembro de 2006), já o valor de DQO variou significativamente. Comparando os valores com os da célula executada somente com a camada de solo compactado de 1,2m de espessura verificou-se que especialmente na amostragem de dezembro ocorreu uma diminuição significativa dos valores em função de ser um mês com alta pluviometria; esta tendência deverá ser verificada nas amostragens futuras.

Os ensaios de laboratório foram realizados para o sistema solo x percolado utilizando-se o solo do Aterro Sanitário de Rio das Ostras e o percolado gerado pela célula experimental impermeabilizada com geomembrana. Os ensaios de equilíbrio em lote (*Batch Test*) determinaram os coeficientes de distribuição K_d de $1,3\text{cm}^3/\text{g}$ e $1,8\text{cm}^3/\text{g}$ respectivamente para o amônio e o potássio. Os resultados para sódio e cloreto indicaram sorção nula. Os valores obtidos para o cálcio, não permitiram determinar um valor K_d , pois, não foi possível estabelecer um padrão de comportamento, mesmo que aparentemente tenha ocorrido a sorção deste cátion.

Os ensaios de difusão molecular realizados com o solo compactado em células especialmente projetadas forneceram perfis de contaminação na camada de solo compactado. Estes perfis experimentais foram retroanalisados através do programa POLLUTE utilizando-se os parâmetros de sorção definidos. Os valores de coeficiente de difusão molecular D_e que melhor se ajustaram foram: $0,03\text{m}^2/\text{ano}$, $0,02\text{m}^2/\text{ano}$, $0,1\text{m}^2/\text{ano}$ e $0,1\text{m}^2/\text{ano}$ respectivamente para o cloreto, sódio, amônio e potássio.

A simulação da migração dos íons pesquisados através da camada de solo compactado da célula somente com solo compactado, para o período de 2 anos após o fechamento da célula, foi realizada com os coeficientes de difusão definidos utilizando-se o POLLUTE. Na simulação foram utilizadas as condições que correspondem ao que seria uma das piores

hipóteses, uma vez que não considera a variação da concentração dos íons no percolado e nem em relação à coluna de percolado ao longo do tempo fatores estes que são fortemente influenciadas por condições climáticas e composição dos resíduos por exemplo. As concentrações definidas com base nas condições impostas para uma camada de solo compactado a 80cm de profundidade, após 2 anos, foram: 22mg/L de cloreto, 2mg/L de sódio, 0,4mg/L de amônio e 0,07mg/L de potássio.

Pelos resultados obtidos, a difusão do cloreto é mais acelerada quando comparados aos demais íons estudados. Esse fato pode servir de indicação do avanço de uma pluma de contaminantes no caso de ocorrer a contaminação do solo e possibilitar a tomada das devidas precauções para evitar danos maiores ao ambiente. No caso do amônio e do potássio a sorção age como um retardador da mobilidade destes íons.

O mesmo comportamento pode ser observado para 10 e 20 anos, destacando-se que ao final de 20 anos a simulação prevê uma concentração equivalente à concentração inicial do percolado de 64% para o cloreto; 48% para o sódio; 29% para o amônio e 20% para o potássio para a espessura da camada de solo compactado equivalente a 1,0m.

6.2. Sugestões

- Os ensaios de sorção poderiam ser refeitos para se avaliar:
 - a sorção do cálcio, possivelmente pode estar ocorrendo a precipitação do cálcio na forma de carbonato de cálcio devido a atividade microbológica no percolado ou do próprio ambiente.
 - Confirmar os valores dos coeficientes de distribuição obtidos.
 - Possibilitar o estudo de outros íons, como por exemplo o magnésio e nitrato.
- Após a “exumação” da célula, o solo deverá ser analisado determinando-se principalmente a concentração dos íons para a profundidade de 80cm e confrontar os resultados com os previstos neste trabalho.
- Os resultados obtidos nos ensaios de sorção e difusão também deverão ser utilizados em outro programa computacional MHMTP (Multi Phase Heat and Mass Transfer Program) para determinar os coeficientes de difusão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. (1998). 20th ed., New York.
2. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR 13896 (1997). Aterros de resíduos não perigosos- Critérios para projeto, implantação e operação, Rio de Janeiro.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, NBR 8419 (1992). Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, Rio de Janeiro.
4. BRAGA, B. et al. (2002). Introdução à Engenharia Ambiental. 1ºed. São Paulo Prentice Hall.
5. COSTA, P.O. da S. Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do Aterro Sanitário de Sauípe/BA. 2002. 188 f. Dissertação de Mestrado – Departamento de Engenharia Civil da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.
6. EPA – United States Environmental Protection Agency (1992) Batch-Type procedures for estimating soil adsorption of chemicals, in Technical Resource Document, 100p.
7. Estudos Ambientais - Anexo VIII do Plano Diretor de Rio das Ostras, Internet, <http://www.riodasostras.rj.gov.br/index.php>, 10/08/2006.
8. IBGE (2000) Pesquisa de Saneamento Básico, <http://www.ibge.gov.br>, 11/08/06.
9. INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL (2001). IBAM. Gestão integrada de Resíduos Sólidos. Manual de Gerenciamento integrado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro.
10. IPT/CEMPRE. Lixo Municipal. Manual de Gerenciamento Integrado. (2000). 2ºed. São Paulo. ISBN 85-09-00113-8,370P.

11. LEITE, A.L. & PARAGUASSU, A.B. Diffusion of inorganic chemicals in some compacted tropical. in: international congress on environmental geotechnics – ICEG, 4, 2002, Rio de Janeiro, Brasil. Anais do IV International Congress on Environmental Geotechnics – IV ICEG. Rio de Janeiro. p. 39-45.
12. LEITE, A.L. Migração de íons inorgânicos em alguns solos tropicais, com ênfase nos processos de sorção e difusão molecular. 2001. Tese de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.
13. MANUAL DE GERENCIAMENTO INTEGRADO: Lixo Municipal. (2000). 2º edição. IPT e CEMPRE, 2000.
14. MANUAL DE MÉTODOS DE ANÁLISE DE SOLO. / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. (1997). 2º Edição revista e atualizada – Rio de Janeiro, 212p.
15. RESÍDUOS SÓLIDOS 3: Programa de Pesquisa em Saneamento Básico- PROSAB. (2006). 1ª Edição - Florianópolis SC.
16. RIO DAS OSTRAS, Internet *site oficial da prefeitura*, <http://www.riodasostras.rj.gov.br>, 10/08/06.
17. RITTER, E. & CAMPOS, J.C. (2006). Avaliação de Sorção e Difusão Molecular de íons Inorgânicos de Chorume e da Argila Orgânica do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). Solos e Rochas, v.29,I.1,p. 77-88.
18. RITTER, E. (1998). Efeito da Salinidade na Difusão e Sorção de Alguns Íons Inorgânicos em um Solo Argiloso Saturado, Tese de Doutorado PEC/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 216p.
19. ROWE, R.K., & BOOKER, J.R. (1994). Program POLLUTE – ID Pollutant Migration Analysis Program. Geotechnical Research Centre, Faculty of Engineering Science, UWO, London, Canada.
20. ROWE, R.K., QUIGLEY, R.M. and BOOKER, J.R. (1995). Clayey Barrier System for Waste Disposal Facilities, 1a ed. London, E&FN Spon 390 p.

21. ROWE, R.K.; CAERS, C.J. & BARONE, F. (1988). Laboratory determination of diffusion and distribution coefficients of contaminants using undisturbed clayey soil. *Canadian Geotechnical Journal*, v.25, p. 108-118.
22. SHACKELFORD, C. & DANIEL, D. (1991). Diffusion in saturated soil II: Results for compacted clay. *Journal of Geotechnical Engineering*, v. 117:3, p. 485-506.
23. SHACKELFORD, C. & REDMOND, P. (1995). Solute break-through curves for processed Kaolin at low flow rates. *Journal of Geotechnical Engineering*, v. 121:1,p. 17-32., p. 485-506.
24. SHACKELFORD, C. (1994). Report of technical committee on environmental control (TC5). First International Congress on Environmentals Geotechnics, Canada, p. 981-1005.
25. TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL,S. (1993). Integrated solid waste mangement – Engineering principles and management ,USA, Irwin/McGraw-Hill.
26. YONG, R.N., MOHAMED, A.M., and WARKENTIN, B.P .(1992). Principles of contaminant transport in soils, Amsterdam, Elsevier Science B.V.

ANEXO I

ENSAIO DE SORÇÃO

Nomenclatura utilizada:

As soluções de concentrações de: 0%, 15%, 35%, 50%, 75% e 100% de percolado v/v receberam respectivamente os seguintes índices: 1, 2, 3, 4, 5, e 6

Na preparação das soluções utilizou-se água destilada e deionizada

C_o = concentração da solução original

C_b = concentração da solução do ensaio em branco

C_e = concentração da solução em equilíbrio

As soluções e as massas utilizadas no ensaio de sorção são apresentadas a seguir:

Soluções	% de percolado	massa de solo umido (g)	massa solo seco (g)
1	0%	28,7086	24,9966
2	15%	28,7088	24,9968
3	35%	28,7073	24,9955
4	50%	28,7139	25,0012
5	75%	28,7114	24,9990
6	100%	28,7107	24,9984

Relação solo / solução de 1:10 = 25g de solo seco / 250ml de solução.

Umidade do solo = 14,85%

Temperatura ambiente em que o ensaio foi realizado: de 22 a 26,5°C

Frasco de polietileno

Tempo de equilíbrio: 48 horas.

Agitação no Shaker: 220 rpm

Para diferenças entre a solução original e o branco superiores a 3%, efetuou-se a correção adotando o valor correspondente ao branco

$$\% \text{ de Diferença} = ((C_o - C_b) * 100 / C_o)$$

A sorção (S) - quantidade do elemento químico sorvido em (mg) por unidade de massa de solo em (g) é calculada com a seguinte expressão

$$S = ((C_o - C_e) * V) / M$$

onde: C_o = concentração inicial (mg/L)
 C_e = concentração de equilíbrio (mg/L)
 V = volume de solução usado (L)
 M = massa de solo (g)

ANEXO II

RESULTADOS DO ENSAIO DE SORÇÃO – ENSAIO DE EQUILÍBRIO EM LOTE

Soluções	peso do solo	% de percolado	agitação (rpm)	colreto (mg/L)	amônia (mg/L)	sódio (mg/L)	potássio (mg/L)	pH	condutividade (mil Siemens)	
Soluções do percolado (Co)	1	---	0%	---	0,00	0,30	0,00	0,00	6,76	1,46*
	2	---	15%	---	246,91	70,15	140,00	130,00	7,78	1,72
	3	---	35%	---	572,83	204,07	350,00	350,00	7,80	3,78
	4	---	50%	---	822,21	281,94	500,00	400,00	8,03	5,05
	5	---	75%	---	1234,55	464,43	700,00	600,00	7,93	6,92
	6	---	100%	---	1649,35	605,92	900,00	800,00	7,95	8,24
Soluções sem solo (Cb)	1	---	0%	220	0,00	0,30	0	0	6,64	2,11*
	2	---	15%	220	244,44	62,86	150	140	8,02	1,72
	3	---	35%	220	577,77	186,57	350	350	8,05	3,75
	4	---	50%	220	832,08	262,13	500	400	8,19	4,90
	5	---	75%	220	1234,55	437,61	700	600	8,09	7,01
	6	---	100%	220	1652,65	590,23	900	800	8,19	8,75
Soluções da mistura de solo (Ce)	1	28,7086	0%	220	0,00	0,16	0,00	0,00	6,220	35,07*
	2	28,7088	15%	220	249,38	63,33	140,00	110,00	8,293	1,67
	3	28,7073	35%	220	587,64	168,37	350,00	300,00	8,169	3,45
	4	28,7139	50%	220	831,26	264,07	500,00	400,00	8,178	4,65
	5	28,7114	75%	220	1259,24	395,94	700,00	600,00	8,250	6,74
	6	28,7107	100%	220	1674,04	531,57	900,00	800,00	8,371	8,52
DTE 24h	28,7071	50%	220	829,62	247,34	500,00	400,00	8,252	4,56	
DTE 48h	28,7139	50%	220	831,26	264,07	500,00	400,00	8,235	4,70	
DTE 72h	28,7097	50%	220	824,68	264,07	500,00	400,00	8,204	4,59	

Continuação do ensaio de sorção.

RESULTADOS DO ENSAIO DE SORÇÃO – ENSAIO DE EQUILÍBRIO EM LOTE

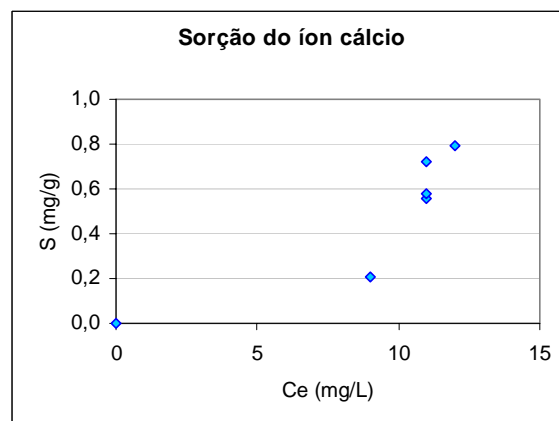
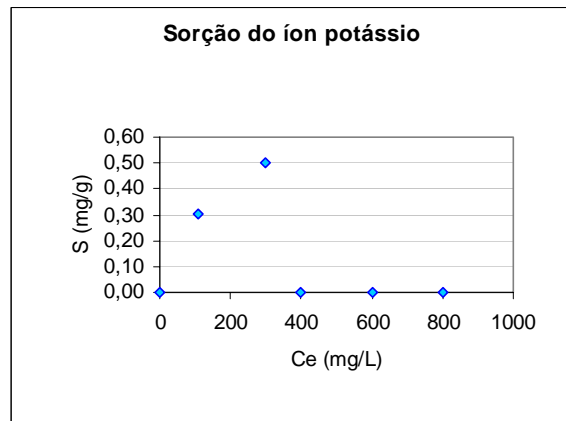
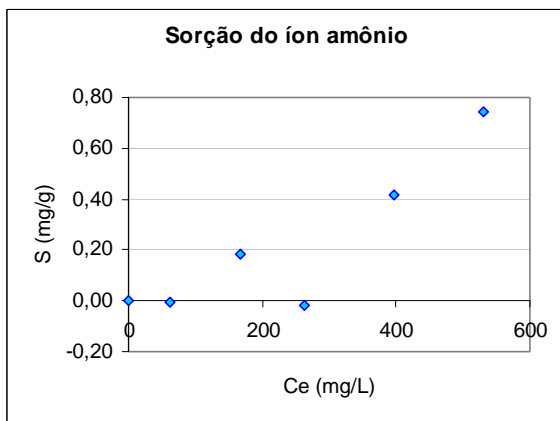
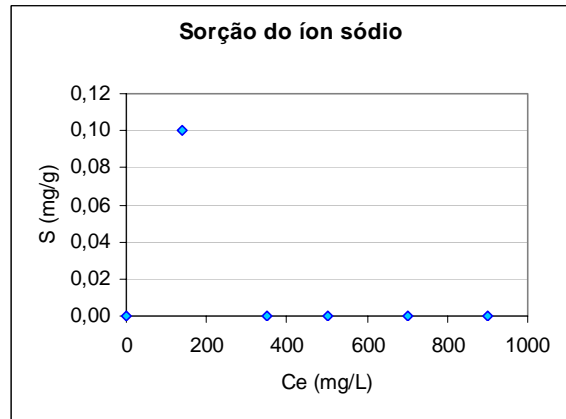
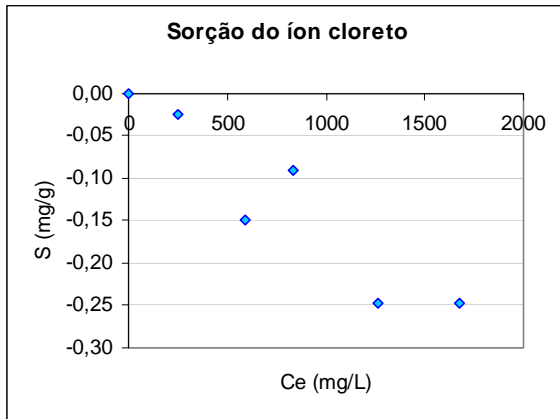
Soluções	peso do solo	% de percolado	agitação (rpm)	cloreto (mg/L)	amônia (mg/L)	sódio (mg/L)	potássio (mg/L)	pH	condutividade (mil Siemens)	
Soluções do percolado corrigidas (Co)	1	----	0%	220	0,00	0,30	0,0	0,0	6,636	2,11*
	2	----	15%	220	246,91	62,86	150,0	140,0	8,02	1,72
	3	----	35%	220	572,83	186,57	350,0	350,0	8,054	3,75
	4	----	50%	220	822,21	262,13	500,0	400,0	8,192	4,90
	5	----	75%	220	1234,55	437,61	700,0	600,0	8,091	7,01
	6	----	100%	220	1649,35	605,92	900,0	800,0	8,192	8,75
Soluções da mistura de solo (Ce)	1	28,7086	0%	220	0,00	0,16	0,0	0,0	6,220	35,07*
	2	28,7088	15%	220	249,38	63,33	140,0	110,0	8,293	1,67
	3	28,7073	35%	220	587,64	168,37	350,0	300,0	8,169	3,45
	4	28,7139	50%	220	831,26	264,07	500,0	400,0	8,178	4,65
	5	28,7114	75%	220	1259,24	395,94	700,0	600,0	8,250	6,74
	6	28,7107	100%	220	1674,04	531,57	900,0	800,0	8,371	8,52
Sorção S (mg/g)	1	----	0%	----	0,000	0,001	0,000	0,000	----	----
	2	----	15%	----	-0,025	-0,005	0,100	0,300	----	----
	3	----	35%	----	-0,148	0,182	0,000	0,500	----	----
	4	----	50%	----	-0,091	-0,019	0,000	0,000	----	----
	5	----	75%	----	-0,247	0,417	0,000	0,000	----	----
	6	----	100%	----	-0,247	0,744	0,000	0,000	----	----

* unidade em micro Siemens

A determinação do tempo de equilíbrio foi realizada com uma solução de 50% de percolado

ANEXO III

GRÁFICOS – DETERMINAÇÃO DOS COEFICIENTES DE DISTRIBUIÇÃO – K_d .



ANEXO IV

RESULTADOS DO ENSAIO DE DIFUSÃO

Difusão de 3 dias

Amostras	Peso do solo (g) *	Cloreto (mg/L)	Amônia (mg/L)	Sódio (mg/L)	Potássio (mg/L)	pH	Condutividade (microS/cm)	Umidade do solo (%)	Profundidade (m)
percolado testemunho	----	1461,4	705,49	---	---	8,07	8,77**	---	---
percolado sobrenadante	----	1154,7	459,72	---	---	7,02	7,07**	---	---
Topo = fatia 1	53,2472	879,31	322,08	---	---	7,89	655	35,80	0,055
fatia 2	51,3156	704,26	181,64	---	---	5,90	300	29,05	0,045
fatia 3	50,7344	478,85	53,21	---	---	5,79	140	27,92	0,035
fatia 4	50,8453	120,21	12,82	---	---	5,73	64,4	26,04	0,025
fatia 5	50,7039	0,00	9,60	---	---	5,54	54,9	26,45	0,015
base = fatia 6	50,9143	0,00	7,48	---	---	5,47	50,6	28,11	0,005
background	51,9143	0,00	14,78	---	---	6,57	58,3	21,30	

* massa do solo referente a fatia que foi lixiviada por 24 horas (adicionado 200ml de água destilada e deionizada)

** resposta em mil Siemens (mS/cm a 25°C)

massa específica aparente do solo seco = 1,5165g/cm³
índice de vazios = 0,7276

densidade real dos grãos 2,618g/cm³
porosidade = 0,4212

Difusão de 5 dias

Amostras	Peso do solo (g) *	Cloreto (mg/L)	Amônia (mg/L)	Sódio (mg/L)	Potássio (mg/L)	pH	Condutividade (microS/cm)	Umidade do solo (%)	Profundidade (m)
percolado testemunho	----	1762,932	645,556	1000	1000	8,457	9,02**	---	---
percolado sobrenadante	----	1269,114	419,937	800	600	8,442	6,63 **	---	---
Topo = fatia 1	53,2472	895,95	98,70	604,77	604,77	6,731	592	33,11	0,055
fatia 2	51,3156	863,16	152,94	320,45	233,06	6,072	316	28,27	0,045
fatia 3	50,7344	649,83	69,98	170,29	92,89	5,682	181,5	26,83	0,035
fatia 4	50,8453	453,37	24,79	122,41	30,60	6,603	106,3	27,10	0,025
fatia 5	50,7039	191,78	5,28	77,67	15,53	6,217	62,0	26,75	0,015
base = fatia 6	50,9143	112,52	4,53	45,57	15,19	6,136	47,3	27,27	0,005

* massa do solo referente a fatia que foi lixiviada por 24 horas (adicionado 200ml de água destilada e deionizada)

** resposta em mil Siemens (mS/cm a 25°C)

massa específica aparente do solo seco = 1,5355g/cm³
índice de vazios = 0,7049

densidade real dos grãos 2,618g/cm³
porosidade = 0,4134

Difusão de 7 dias

Amostras	Peso do solo * (g)	Cloreto (mg/L)	Amônia (mg/L)	Sódio (mg/L)	Potássio (mg/L)	pH	Condutividade (microS/cm)	Umidade do solo (%)	Profundidade (m)
percolado testemunho	----	1777,747	695,022	1000,000	900,000	8,643	8,67 **	---	---
percolado sobrenadante	----	1214,794	388,528	700,000	500,000	8,241	6,26 **	---	---
Topo = fatia 1	54,8198	966,24	115,84	634,60	634,60	7,211	666	37,05	0,055
fatia 2	50,8054	834,16	210,63	399,27	307,13	6,398	342,5	27,02	0,045
fatia 3	50,3658	796,05	134,12	241,80	225,68	6,523	243	25,91	0,035
fatia 4	50,3701	636,30	75,48	161,07	80,53	6,203	157,8	25,93	0,025
fatia 5	50,2993	320,96	21,20	129,99	16,25	6,576	98,6	25,73	0,015
base = fatia 6	50,5706	194,49	6,90	78,77	15,75	7,116	72,05	26,43	0,005

* massa do solo referente a fatia que foi lixiviada por 24 horas (adicionado 200ml de água destilada e deionizada)

** resposta em mil Siemens (mS/cm a 25°C)

massa específica aparente do solo seco = 1,5596g/cm³
 índice de vazios = 0,6786

densidade real dos grãos 2,618g/cm³
 porosidade = 0,4047