

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO
AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**Comportamento de um Aterro Sanitário
Experimental: Avaliação da Influência do
Projeto, Construção e Operação**

Cícero Antonio Antunes Catapreta

Belo Horizonte
2008

**Comportamento de um Aterro Sanitário
Experimental: Avaliação da Influência do Projeto,
Construção e Operação**

Cícero Antonio Antunes Catapreta

Cícero Antonio Antunes Catapreta

**Comportamento de um Aterro Sanitário
Experimental: Avaliação da Influência do Projeto,
Construção e Operação**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Ferreira Simões

**Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2008**

Catapreta, Cícero Antonio Antunes
C357c Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação [manuscrito] / Cícero Antonio Antunes Catapreta .— 2007.
xvi, 316 f. , enc. : il.

Orientador: Gustavo Ferreira Simões

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

1. Saneamento – Teses. 2. Resíduos sólidos urbanos – Teses. 3. Aterro sanitário – Teses. 4. Balanço hidrológico – Teses. 5. Compressibilidade – Teses. I. Simões, Gustavo Ferreira. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628.4 (043)

Ficha elaborada pelo Processamento Técnico da Biblioteca da EE/UFMG



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Av. Contorno 842 – 7º andar 30110-060 Belo Horizonte – BRASIL

Tel: 55 (31) 3238-1882 Fax: 55 (31) 3238-1882 posgrad@desa.ufmg.br

www.smarh.eng.ufmg.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto, Construção e Operação

CÍCERO ANTONIO ANTUNES CATAPRETA

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. GUSTAVO FERREIRA SIMÕES

Profª LISÉTE CELINA LANGE

Prof. RAPHAEL TOBIAS DE VASCONCELOS BARROS

Prof. JOSÉ FERNANDO THOMÉ JUCÁ

Prof. ROBERTO FRANCISCO AZEVEDO

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Prof. Léo Heller
Coordenador

Versão Final aprovada por

Prof. Gustavo Ferreira Simões
Orientador

Belo Horizonte, 12 de fevereiro de 2008.

*Ao meu pai João Batista Catapreta
que infelizmente não pode estar
aqui para poder presenciar
mais esta conquista*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas, instituições e empresas que contribuíram para a elaboração desta pesquisa e em especial,

A Deus por permitir que mais um objetivo fosse atingido em minha vida;

À Superintendência de Limpeza Urbana pelo apoio e financiamento da pesquisa;

À minha esposa pela compreensão, apoio e incentivo;

Ao Professor Gustavo, pela orientação, paciência e compreensão ao longo do desenvolvimento da pesquisa;

Aos técnicos e estagiários da SLU pelo apoio;

À incansável Sofia Regina pelo apoio e ajuda;

Aos colegas Heuder Pascele Batista e Karla Garcia Tavares pelo apoio e ajuda;

Aos Professores Mauro da Cunha Naghettini, Carlos Augusto Lemos Chernicharo, Liséte Celina Lange e Raphael Tobias V. Barros pelo apoio durante a realização da pesquisa;

Aos professores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais pelo incentivo e apoio;

Às empresas VIAPOL Impermeabilizantes, IMPERMEAR Construção e Impermeabilização Ltda e VINA Equipamentos e Construções Ltda., que contribuíram para a realização da pesquisa.

RESUMO

A realização de pesquisas e estudos relacionados à caracterização dos resíduos sólidos urbanos e ao entendimento do comportamento de aterros sanitários é de grande relevância, dada a importância e a segurança que estas obras exigem. Neste contexto, o presente trabalho objetivou investigar a influência de variáveis operacionais, principalmente as relacionadas à compactação dos resíduos, no comportamento de aterros sanitários. O estudo foi realizado a partir da implantação e monitoramento de um Aterro Sanitário Experimental para disposição de resíduos sólidos urbanos, operando em escala real. O estudo teve ainda como objetivos, avaliar o comportamento mecânico do Aterro Sanitário Experimental e a evolução temporal dos parâmetros físico-químico dos líquidos lixiviados e gases gerados, assim como avaliar o balanço hídrico e o desempenho das camadas de cobertura final. De maneira geral, o estudo demonstrou que os procedimentos operacionais influenciaram o comportamento do Aterro Sanitário Experimental. O estudo da compactação indicou que a peso específico dos resíduos compactados é influenciada diretamente pela inclinação da rampa de compactação e pelo número de passadas do equipamento compactador. Os maiores pesos específicos foram obtidos com as menores inclinações e menores números de passadas. Da mesma forma pesos específicos maiores foram obtidos com um número maior de passadas. Verificou-se ainda que para um número mais elevado de passadas, o ganho em termos de peso específico é pequeno. O estudo da compressibilidade evidenciou a influência dos pesos específicos iniciais nos recalques. A diferença observada entre os resultados dos modelos de previsão de recalques sugere que os mesmos devam ser utilizados de forma conjunta, para a definição de faixas de recalques. As camadas de cobertura final do tipo evapotranspirativa e barreira capilar apresentaram desempenho adequado, indicando a possibilidade de utilização de materiais alternativos e de menor custo. Em relação ao balanço hídrico, os dados de campo indicaram as limitações do modelo conceitual utilizado e confirmaram uma relação entre a precipitação pluviométrica e o nível e volume de líquidos lixiviados no interior do aterro e as vazões. O estudo da evolução temporal dos líquidos lixiviados, associado ao monitoramento de gases, indicou que o aterro entrou na fase metanogênica cem dias após o final da aterragem. O estudo indicou a influência da precipitação pluviométrica na evolução dos parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados e mostrou a importância da realização da análise do comportamento desses parâmetros tanto em termos de concentração quanto da carga efluente.

PALAVRAS-CHAVE: aterros sanitários, resíduos sólidos urbanos, compactação, monitoramento, líquidos lixiviados, biogás, recalques.

ABSTRACT

The accomplishment of research concerning the urban solid waste characterization and sanitary landfills behavior is of great relevance, considering the importance and safety requirements of these structures. In this context, the present work aimed to investigate the influence of operational issues, mainly those concerning waste compaction, in the behavior of sanitary landfills. The study was carried out with the construction and monitoring of an Experimental Sanitary Landfill for urban solid wastes disposal, operating in real scale. The study also aimed at evaluating the mechanical behavior of the Experimental Sanitary Landfill and the evolution of the physical and chemical parameters of the leachate and gases generated, as well as evaluating the water balance and the performance of the landfill final cover. In general, the study demonstrated that the operational procedures influenced the behavior of Experimental Sanitary Landfill. The compaction study indicated that the compacted waste density is influenced directly by the inclination of the compaction slope and the number of passes of the compactor equipment. The lower densities were obtained with the small inclinations and numbers of the passes. In the same way larger densities were obtained with higher number of passes. It was also verified that the increase in waste densities were not significant when more passes of the equipments were used. The compressibility study evidenced the influence of the initial densities in the waste settlements. The observed difference between the results of the long term settlement models suggests that the models must be used together, for the definition of settlement ranges. The evapotranspirative and capillary barriers final covers presented good performances, indicating the possibility of using alternative materials with lower costs. Concerning the water balance, the field data indicated the limitations of the conceptual model used and had confirmed a relationship between the precipitation and the level and content of leachate inside the landfill, as well as the discharges. The study of the leachate evolution, associated with the results of the gases monitoring, indicated that the landfill entered the methanogenic phase one hundred days after the end of the waste disposal. The study indicated the influence of the precipitation in the evolution of the physical and chemical leachate parameters, suggesting the importance of the accomplishment of the analysis of the behavior of these parameters in terms of both concentration and effluent load.

KEYWORDS: sanitary landfills, urban solid waste, compaction, monitoring, leachate, biogas, settlements.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	xii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	xiv
LISTA DE SIMBOLOS	xv
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Considerações iniciais	1
1.2 Contextualização do problema	1
1.3 Justificativa e relevância	3
1.4 Apresentação da Tese	5
2 OBJETIVOS	6
2.1 Objetivo geral	6
2.2 Objetivos específicos	6
3 REVISÃO DA LITERATURA	7
3.1 Operação de aterros sanitários	7
3.1.1 Compactação de resíduos sólidos urbanos	7
3.1.2 Espessura da camada de resíduos	11
3.1.3 Tipo e peso do equipamento compactador	11
3.1.4 Número de passadas	12
3.1.5 Inclinações da rampa de compactação	13
3.1.6 Sentido de compactação	13
3.1.7 Umidade dos RSU	14
3.2 Sistemas de cobertura final de aterros sanitários	14
3.2.1 Cobertura convencional – barreiras resistivas	15
3.2.2 Coberturas evapotranspirativas	16
3.3 Líquidos lixiviados em aterros sanitários	21
3.3.1 Degradação dos resíduos sólidos urbanos	21
3.3.2 Fases da degradação	23
3.3.3 Definição de líquidos lixiviados	31
3.3.4 Geração de líquidos lixiviados	32
3.3.5 Composição dos líquidos lixiviados	34
3.4 Balanço hídrico em aterros sanitários	38
3.4.1 Balanço Hídrico Clássico	40
3.4.2 Método Suíço	41
3.4.3 HELP	42
3.4.4 MODUELO	42
3.4.5 SWB	44
3.4.6 MOBYDEC	45
3.4.7 UNSAT-H	46
3.4.8 Balanço Hídrico de Thornthwaite e Mather	47
3.5 Compressibilidade de resíduos sólidos urbanos	49
3.5.1 Considerações iniciais	49
3.5.2 Fatores que afetam a compressibilidade	49
3.5.3 Estágios da compressibilidade	52
3.5.4 Modelos de previsão de recalques	53
3.6 Considerações finais	63
4 MATERIAL E MÉTODOS	65
4.1 Planejamento do Aterro Sanitário Experimental	65
4.1.1 Geometria do Aterro Sanitário Experimental	65
4.1.2 Quantidade de resíduos a ser disposta	66
4.1.3 Drenagem de líquidos lixiviados	66
4.1.4 Drenagem de gases	68
4.1.5 Plano de monitoramento	69
4.2 Execução do Aterro Sanitário Experimental	70
4.2.1 Localização do Aterro Sanitário Experimental	70
4.2.2 Descrição Geral do Aterro Sanitário Experimental	73
4.2.3 Faixas de trabalho	74
4.2.4 Caracterização dos materiais utilizados	76
4.2.5 Implantação do Aterro Sanitário Experimental	78

4.3	Preenchimento do Aterro Sanitário Experimental.....	88
4.3.1	Caracterização gravimétrica dos RSU.....	88
4.3.2	Caracterização volumétrica dos RSU.....	91
4.3.3	Avaliação dos índices físicos da mistura.....	95
4.3.4	Equipamentos.....	96
4.3.5	Etapas.....	96
4.4	Monitoramento do Aterro Sanitário Experimental.....	103
4.4.1	Monitoramento geotécnico e da operação.....	103
4.4.2	Resíduos sólidos.....	107
4.4.3	Líquidos lixiviados.....	109
4.4.4	Biogás.....	112
4.4.5	Avaliação do Balanço hídrico.....	114
4.4.6	Avaliação do sistema de cobertura do aterro.....	122
4.5	Tratamento estatístico e análise dos dados.....	128
4.5.1	Estatística descritiva.....	128
4.5.2	Matrizes de correlação.....	129
4.5.3	Teste de ANOVA e Tukey.....	130
4.5.4	Processamento dos dados.....	131
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	132
5.1	Avaliação dos materiais empregados na construção e execução.....	132
5.1.1	Características geotécnicas dos materiais empregados na construção.....	132
5.1.2	Resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental.....	139
5.1.3	Caracterização volumétrica dos RSU.....	150
5.1.4	Considerações finais.....	158
5.2	Avaliação da Compactação dos RSU.....	159
5.2.1	Inclinação da rampa de aterragem e peso específico dos RSU.....	159
5.2.2	Espessura final das camadas de RSU.....	166
5.2.3	Considerações finais.....	169
5.3	Avaliação da compressibilidade.....	169
5.3.1	Análise preliminar.....	170
5.3.2	Monitoramento de recalques.....	171
5.3.3	Calibração dos modelos.....	177
5.3.4	Previsão de recalques.....	182
5.3.5	Considerações finais.....	187
5.4	Avaliação da camada de cobertura final.....	188
5.4.1	Avaliação do desempenho dos lisímetros no laboratório.....	188
5.4.2	Avaliação do desempenho da cobertura final do Aterro Sanitário Experimental.....	193
5.4.3	Simulações numéricas.....	194
5.4.4	Considerações finais.....	198
5.5	Avaliação do balanço hídrico.....	199
5.5.1	Precipitação.....	199
5.5.2	Vazão de líquidos lixiviados.....	201
5.5.3	Nível de líquidos lixiviados.....	206
5.5.4	Balanço hídrico.....	211
5.5.5	Considerações finais.....	218
5.6	Caracterização dos líquidos lixiviados.....	218
5.6.1	Considerações iniciais.....	218
5.6.2	Discussão dos resultados.....	218
5.6.3	Considerações finais.....	258
5.7	Caracterização do biogás gerado.....	260
5.7.1	Considerações iniciais.....	260
5.7.2	Resultados.....	261
5.7.3	Discussão dos resultados.....	264
5.7.4	Considerações finais.....	268
5.8	Matrizes de Correlação.....	270
5.8.1	Considerações iniciais.....	270
5.8.2	Resultados.....	270
5.8.3	Discussão dos resultados.....	272
5.8.4	Comentários Finais.....	274
6	CONCLUSÕES.....	275
6.1	Avaliação dos materiais empregados na construção e execução.....	275
6.2	Avaliação da Compactação dos RSU.....	275

6.3	Avaliação da compressibilidade	276
6.4	Avaliação da camada de cobertura final	278
6.5	Avaliação do balanço hídrico	279
6.6	Caracterização dos líquidos lixiviados	280
6.7	Caracterização do biogás gerado	281
6.8	Matrizes de Correlação	281
6.9	Considerações finais	282
6.10	Recomendações para futuros trabalhos	282
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	284
8	ANEXOS	299
8.1	Anexo I - Grau de compactação do solo empregado na cobertura final	299
8.2	Anexo II – Resultados dos ensaios de peso específico “in situ”	300
8.3	Anexo III - Resultados da análise de umidade do solo	301
8.4	Anexo IV - Resultados analíticos de umidade e sólidos voláteis	302
8.5	Anexo V - Resultados análises físico-químicas de líquidos lixiviados	303
8.6	Anexo VI - Resultados do teste de Tukey aplicado aos dados de recalques	305

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Peso específico dos resíduos vs espessura da camada (Caterpillar, 2001).....	11
Figura 3.2 Peso dos equipamentos compactadores vs peso específico in situ (Savage et al., 1998).....	11
Figura 3.3 - Peso específico vs número de passadas cobertura (Caterpillar, 2001).....	12
Figura 3.4 - Impacto do número de passadas no peso específico dos RSU (Caterpillar, 2001).....	12
Figura 3.5 - Peso específico versus número de passadas (Fakher, 2006).....	13
Figura 3.6 - Balanço Hídrico em uma Cobertura Convencional (McCartney & Zornberg, 2004).....	15
Figura 3.7 - Balanço Hídrico em uma camada de cobertura evapotranspirativa (McCartney & Zornberg, 2004).....	18
Figura 3.8 - Camadas evapotranspirativas – Barreiras Monolíticas.....	19
Figura 3.9 - Camadas evapotranspirativas – Barreiras Capilares.....	21
Figura 3.10 - Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos RSU (Castilhos Júnior et al., 2003).....	23
Figura 3.11 - Fases de estabilização de resíduos sólidos dispostos em aterros, segundo Pohland & Harper (1985) e adaptado por Coelho (2005).....	26
Figura 3.12 - Geração de líquidos lixiviados em aterros sanitários – esquema geral.....	34
Figura 3.13 - Esquema para definição do balanço de água no aterro (adaptado de Fenn et al, 1975).....	40
Figura 3.14 - Processo geral de cálculo do MODUELO (Cortazar et al., 2002).....	43
Figura 3.15 - Macro-células mostrando o funcionamento do Modelo SWB.....	44
Figura 3.16 - Seção transversal utilizada no Modelo UNSAT-H (Sobrinho, 2000).....	47
Figura 3.17 - Estágios de tempo-recalque típicos para um aterro de lixo debaixo de uma certa carga (Liu et al., 2006).....	53
Figura 4.1 – Seção transversal dos drenos do sistema de drenagem de líquidos lixiviados.....	67
Figura 4.2 – Estimativa de geração de biogás no Aterro Sanitário Experimental.....	69
Figura 4.3 - Localização CRTS BR 040.....	71
Figura 4.4 - Localização Aterro Sanitário Experimental na CRTS BR 040.....	72
Figura 4.5 – Vista geral da CRTS BR 040 e Aterro Sanitário Experimental, 2005.....	73
Figura 4.6 – Vista aérea do Aterro Sanitário Experimental, 2006.....	73
Figura 4.7 – Vista geral do Aterro Sanitário Experimental, 2006.....	73
Figura 4.8 – Faixas de trabalho assumidas para o Aterro Sanitário Experimental.....	75
Figura 4.9 – Base do Aterro Sanitário Experimental e -área ocupada pela manta asfáltica.....	80
Figura 4.10 – Terraplanagem visando a regularização da base para instalação da impermeabilização, 2004.....	81
Figura 4.11 – Construção dos diques de contenção, 2004.....	81
Figura 4.12 – Execução de ensaios de permeabilidade, 2004.....	81
Figura 4.13 – Retirada de amostras para determinação do teor de umidade e peso específico, 2004.....	81
Figura 4.14 – Execução do sistema de revestimento de fundo – Instalação da manta, 2005.....	81
Figura 4.15 – Execução do sistema de revestimento de fundo – Instalação da camada de proteção mecânica, 2005.....	81
Figura 4.16 – Sistema de drenagem de líquidos do Aterro Sanitário Experimental.....	83
Figura 4.17 – Abertura de valas para implantação do sistema de drenagem de líquidos.....	84
Figura 4.18 – Abertura de valas para implantação do sistema de drenagem de líquidos.....	84
Figura 4.19 – Lançamento de material drenante.....	84
Figura 4.20 – Vista geral do material drenante na vala.....	84
Figura 4.21 – Conformação manual do material drenante.....	84
Figura 4.22 – Conformação manual do material drenante.....	84
Figura 4.23 – Esquema dos drenos de biogás.....	85
Figura 4.24 – Fôrma metálica instalada.....	86
Figura 4.25 – Fôrmas metálicas instaladas.....	86
Figura 4.26 – Preparação para içamento da fôrma metálica.....	86
Figura 4.27 – Fôrma metálica içada.....	86
Figura 4.28 – Colocação de manilhas.....	87
Figura 4.29 – Escavação para instalação da tubulação de PVC.....	87
Figura 4.30 – Vala com tubulação de PVC.....	87
Figura 4.31 – Caixa para medição de vazão de líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.....	87
Figura 4.32 – Divisão político-administrativa de Belo Horizonte.....	89
Figura 4.33 – Cilindro e soquete utilizados nos ensaios para determinação da composição volumétrica dos RSU.....	95
Figura 4.34 – Sistema de balanças da CRTS da BR 040.....	97
Figura 4.35 – Descarga e Compactação de RSU.....	97
Figura 4.36 – Vista em planta do Aterro Sanitário Experimental.....	100
Figura 4.37 – Configurações da camada de cobertura.....	100

Figura 4.38 – Execução da camada de cobertura final – entulho + solo.....	100
Figura 4.39 – Execução da camada de cobertura final - solo	100
Figura 4.40 – Cobertura diária dos RSU	100
Figura 4.41 – Configuração final do Aterro Sanitário Experimental.....	101
Figura 4.42 – Perfis do Aterro Sanitário Experimental	102
Figura 4.43 – Gabarito utilizado no controle da inclinação da rampa de compactação.....	103
Figura 4.44 – Marco topográfico.....	103
Figura 4.45 – Leitura da inclinação da rampa de aterragem.....	103
Figura 4.46 – Medidor de recalques	105
Figura 4.47 – Medidor de recalques sendo nivelado durante sua instalação	105
Figura 4.48 – Medidor de recalques sendo instalado.....	105
Figura 4.49 – medidor de recalques instalado	105
Figura 4.50 – Localização dos medidores de recalques no Aterro Sanitário Experimental.....	106
Figura 4.51 - Vazões médias consideradas para obtenção das concentrações em g/d.....	110
Figura 4.52 – Equipamento utilizado para realização das leituras de concentração de biogás.....	113
Figura 4.53 – Realização de leitura direta nos drenos de biogás.....	113
Figura 4.54 – Piezômetros auxiliares	119
Figura 4.55 – Modelo de medidor de nível eletrônico utilizado no monitoramento do nível de líquidos	120
Figura 4.56 – Realização de leitura nos poços de monitoramento	120
Figura 4.57 – Superfície da base do Aterro Sanitário Experimental gerada pelo Programa Surfer 8.0.....	120
Figura 4.58 – Superfície do topo do Aterro Sanitário Experimental gerada pelo Programa Surfer 8.0.....	120
Figura 4.59 – Pluviógrafo e pluviômetro instalados na CTRS BR 040.....	122
Figura 4.60 – Cuidados preliminares na instalação dos sensores.....	123
Figura 4.61 – Unidade de Leitura de Sucção e Temperatura WaterMark Monitor	123
Figura 4.62 – Seqüência de instalação dos equipamentos de monitoramento no Aterro Sanitário Experimental.....	124
Figura 4.63 – Seqüência da montagem e instrumentação dos lisímetros.....	126
Figura 4.64 – Esquema básico do balanço hídrico nos lisímetros em laboratório.....	127
Figura 5.1 – Curvas granulométricas dos resíduos de construção civil utilizados na cobertura do Aterro Sanitário Experimental.....	136
Figura 5.2 – Distribuição do número de viagens de veículos compactadores direcionados para o Aterro Sanitário Experimental, por Regional Administrativa	141
Figura 5.3 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares / comerciais coletados no Município de Belo Horizonte.....	143
Figura 5.4 – Retirada de amostra e triagem de RSU do Aterro Sanitário Experimental.	148
Figura 5.5 – Amostras preparadas em bandejas para envio à estufa.....	152
Figura 5.6 – Distribuição dos resultados de peso específico dos RSU por Faixa de Trabalho.....	161
Figura 5.7 - Distribuição dos resultados das inclinações observadas para as rampas de compactação dos RSU por Faixa de Trabalho	163
Figura 5.8 - Inclinação da rampa versus peso específico médio dos RSU	164
Figura 5.9 – Número de Passadas versus peso específico dos RSU	165
Figura 5.10 – Espessura final das camadas de resíduos versus pesos específicos observados	167
Figura 5.11 – Espessuras finais das camadas de resíduos por Faixa de Trabalho.	168
Figura 5.12 – Vista das espessuras final das camadas de RSU durante a aterragem.....	168
Figura 5.13 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 01, 02 e 03 (Faixa 1).....	172
Figura 5.14 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 04, 05 e 06 (Faixa 2).....	172
Figura 5.15 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 07, 08 e 09 (Faixa 3).....	173
Figura 5.16 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 10, 11 e 12 (Faixa 4).....	173
Figura 5.17 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 13, 14 e 15 (Faixa 5).....	173
Figura 5.18 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 16,17 e 18 (Faixa 6).....	174
Figura 5.19 - Espaço vazio entre a camada de cobertura e os RSU.....	177
Figura 5.20 - Início do processo de escavação	177
Figura 5.21 – Contato lixo camada de cobertura.....	177
Figura 5.22 - Calibração de modelos de previsão de recalques com os dados médios observados (Período de 360 dias).....	179
Figura 5.23 - Calibração de modelos de previsão de recalques com os dados médios observados (Período de 714 dias).....	180
Figura 5.24 - Comparação entre dados de campo e previsão de recalques para 714 dias.....	183
Figura 5.25 - Previsão de recalques para 30 anos.....	184
Figura 5.26 – Deformação medida vs deformação calculada	187
Figura 5.27 - Curvas características obtidas pela otimização dos resultados dos lisímetros	189
Figura 5.28 - Comparação entre os volumes armazenados nos lisímetros em laboratório	190

Figura 5.29 - Comparação entre os volumes armazenados nos lisímetros em laboratório, desprezando período e volumes excedentes	191
Figura 5.30 - Variação do volume armazenado nas colunas com as precipitações simuladas nos lisímetros.	191
Figura 5.31 - Exemplo de precipitações simuladas e lixiviações ocorridas nos lisímetros montados no laboratório (período de dois meses)	193
Figura 5.32 - Variação do volume acumulado nas camadas de cobertura do Aterro Sanitário Experimental e vazão diária.....	194
Figura 5.33 – Comparação entre os resultados obtidos no Aterro Sanitário Experimental e nas simulações numéricas.....	195
Figura 5.34 - Variação das percolações acumuladas das camadas e precipitações diárias.....	196
Figura 5.35 - Fluxo de água de acordo com a profundidade para a camada evaporativa (a) e camada de barreira capilar (b).....	197
Figura 5.36 – Percolações para simulações de diferentes configurações de camadas de barreira capilar.	198
Figura 5.37 - Precipitação média mensal no período 2000 - 2007	200
Figura 5.38 - Precipitação anual no período 2000 - 2007.....	200
Figura 5.39 - Precipitação observada na área do aterro sanitário de Belo Horizonte (junho/2005 a junho/2007)	201
Figura 5.40 - Precipitação observada acumulada na área do aterro sanitário de Belo Horizonte (junho/2005 a junho/2007).....	201
Figura 5.41 – Vazão média diária de líquidos lixiviados mensurada no período da manhã e da tarde (junho/2005 a junho/2007).....	202
Figura 5.42 - Comparação entre vazão média mensal de líquidos lixiviados versus precipitação média mensal (junho/2005 a junho/2007).....	202
Figura 5.43 - Relação entre vazão e precipitação diárias (coeficiente K do Método Suíço).....	204
Figura 5.44 - Distribuição dos resultados do Fator K diário do método Suíço, por períodos.....	204
Figura 5.45 - Relação entre vazão e precipitação mensal (coeficiente K do Método Suíço).....	205
Figura 5.46 - Nível de líquidos lixiviados no Aterro Sanitário Experimental	207
Figura 5.47 - Trincas observadas no topo do Aterro Sanitário Experimental.....	207
Figura 5.48 – Investigação realizada no Aterro Sanitário Experimental para verificação do sistema de drenagem.	209
Figura 5.49 - Nível de líquidos lixiviados no interior do Aterro Sanitário Experimental.....	210
Figura 5.50 - Provável comportamento do nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental	211
Figura 5.51 - Superfície típica dos níveis de líquidos lixiviados obtida por meio das leituras realizadas nos poços de monitoramento instalados no Aterro Sanitário Experimental	211
Figura 5.52 - Comparação entre a vazão real acumulada e a vazão teórica acumulada.	212
Figura 5.53 - Comparação entre vazão diária real e teórica	213
Figura 5.54 - Comparação entre vazão diária real acumulada e teórica acumulada, de acordo o modelo MODUELO (Padilla, 2007).....	214
Figura 5.55 - Comparação entre os volumes teóricos, medido e máximo admissível do aterro.....	215
Figura 5.56 - Comparação dos volumes acumulados de precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração real	216
Figura 5.57 - Volume de água acumulado nas camadas de cobertura	217
Figura 5.58 - Infiltração de águas de chuva, lixiviação dos RSU e percolação de líquidos lixiviados.....	221
Figura 5.59 - Fases da estabilização dos resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental.....	222
Figura 5.60 - Evolução do comportamento do pH	223
Figura 5.61 - Distribuição dos resultados do pH.....	223
Figura 5.62 - Evolução do comportamento dos AGVT.....	225
Figura 5.63 - Distribuição dos resultados dos AGVT	225
Figura 5.64 - Evolução da Alcalinidade Bicarbonato.....	227
Figura 5.65 - Evolução do comportamento da Demanda Química de Oxigênio	231
Figura 5.66 - Distribuição dos resultados da DQO.....	231
Figura 5.67 - Evolução do comportamento da DBO	232
Figura 5.68 - Distribuição dos resultados da DBO.....	232
Figura 5.69 – Evolução da relação DBO/DQO	233
Figura 5.70 - Distribuição dos resultados da relação DBO/DQO.....	233
Figura 5.71 - Evolução do comportamento dos Cloretos	235
Figura 5.72 - Distribuição dos resultados dos cloretos.....	235
Figura 5.73 - Evolução do comportamento do Sulfeto Total.....	236
Figura 5.74 - Distribuição dos resultados do Sulfeto Total	236
Figura 5.75 - Evolução do comportamento dos Sulfatos.....	236
Figura 5.76 - Distribuição dos resultados dos Sulfatos	236
Figura 5.77 - Evolução do comportamento do Nitrogênio Amoniacal.....	238

Figura 5.78 - Distribuição dos resultados do Nitrogênio Amoniacal	238
Figura 5.79 - Evolução do comportamento do Nitrato Total.....	238
Figura 5.80 - Distribuição dos resultados do Nitrato Total	238
Figura 5.81 - Evolução do comportamento dos Sólidos Voláteis.....	240
Figura 5.82 - Distribuição dos Sólidos Voláteis.....	240
Figura 5.83 - Evolução do comportamento dos Sólidos em Suspensão	242
Figura 5.84 - Distribuição dos resultados dos Sólidos em Suspensão.....	242
Figura 5.85 - Evolução do comportamento dos Sólidos Dissolvidos Totais	243
Figura 5.86 - Distribuição dos resultados dos Sólidos Dissolvidos Totais.....	243
Figura 5.87 - Evolução do comportamento dos Sólidos Sedimentáveis.....	244
Figura 5.88 - Distribuição dos resultados dos Sólidos Sedimentáveis	244
Figura 5.89 - Evolução do comportamento do Alumínio Total.....	247
Figura 5.90 - Distribuição dos resultados do Alumínio Total	247
Figura 5.91 - Evolução do comportamento do Cobre Total	248
Figura 5.92 - Distribuição dos resultados do Cobre Total.....	248
Figura 5.93 - Evolução do comportamento do Chumbo Total	249
Figura 5.94 - Distribuição dos resultados do Chumbo	249
Figura 5.95 - Evolução do comportamento do Cádmio Total	250
Figura 5.96 - Distribuição dos resultados do Cádmio Total.....	250
Figura 5.97 - Evolução do comportamento do Mercúrio Total	251
Figura 5.98 - Distribuição dos resultados do Mercúrio Total.....	251
Figura 5.99 - Evolução do comportamento do Cromo Total	252
Figura 5.100 - Distribuição dos resultados do Cromo Total.....	252
Figura 5.101 - Evolução do comportamento do Zinco Total.....	253
Figura 5.102 - Distribuição dos resultados do Zinco Total	253
Figura 5.103 - Evolução do comportamento do Ferro Solúvel.....	254
Figura 5.104 - Distribuição dos resultados do Ferro Solúvel.....	254
Figura 5.105 - Evolução do comportamento do Níquel Total	255
Figura 5.106 - Distribuição dos resultados do Níquel Total.....	255
Figura 5.107 - Evolução do comportamento do Potencial Redox	257
Figura 5.108 - Distribuição dos resultados do Potencial Redox.....	257
Figura 5.109 - Evolução da concentração de CH ₄ , CO ₂ e O ₂	264

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Peso específicos em função do grau de compactação (KN/m ³).....	9
Tabela 3.2 - Peso específico encontrado na literatura (Carvalho, 2002)	10
Tabela 3.3 - Peso específico dos resíduos sólidos urbanos (Oweis, 1993).....	10
Tabela 3.4 - Alguns íons encontrados nos líquidos lixiviados e possíveis origens.....	35
Tabela 3.5 - Dados típicos da composição de líquidos lixiviados de aterros novos e antigos	36
Tabela 3.6 – Faixas de valores típicos de aterros sanitários.	36
Tabela 3.7 – Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros, segundo Souto e Povinelli (2007)	37
Tabela 3.8 - Composição dos Líquidos lixiviados do aterro sanitário de Belo Horizonte.....	38
Tabela 3.9 - Valores de K para aplicação no Método Suíço.....	41
Tabela 3.10 - Critérios de definição de parâmetros para análise do balanço hídrico pelo Método de Thornthwaite-Mather (Koerner & Daniel,1997).....	48
Tabela 3.11 - Modelos de previsão de recalques em aterro utilizados para disposição de resíduos.....	55
Tabela 4.1 - Características das faixas de trabalho do Aterro Sanitário Experimental.....	75
Tabela 4.2 – Ensaios geotécnicos de caracterização realizados nas amostras de solo empregadas na construção do Aterro Sanitário Experimental	76
Tabela 4.3 - Ensaios geotécnicos de caracterização realizados nas amostras de resíduos de construção civil processados empregados na construção do Aterro Sanitário Experimental	77
Tabela 4.4 – Distribuição das amostras por Gerência de Limpeza Urbana	89
Tabela 4.5 – Etapas de realização da caracterização dos RSU de Belo Horizonte	90
Tabela 4.6 - Componentes dos RSU submetidos ao ensaio para determinação do peso específico	93
Tabela 4.7 - Dimensões dos cilindros utilizados nos ensaios de peso específico dos RSU.....	93
Tabela 4.8 – Parâmetros avaliados e respectivas metodologias de análise (continua)	111
Tabela 4.9 – Precisão do equipamento utilizado para mensurar a concentração do biogás.....	113
Tabela 4.10 – Coeficientes de Runoff sugeridos por Fenn et al. (1975) apud Koerner & Daniel, 1997.	115
Tabela 5.1 – Resultados de caracterização dos solos utilizado na construção do Aterro Sanitário Experimental.....	132
Tabela 5.2 – Resultados dos ensaios para determinação da umidade ótima e massa específica dos solos utilizados na construção do Aterro Experimental.....	134
Tabela 5.3 – Resultados dos ensaios dos resíduos de construção civil beneficiados.....	135
Tabela 5.4 – Resultados dos ensaios de granulometria dos resíduos de construção civil utilizados na cobertura do Aterro Sanitário Experimental.	136
Tabela 5.5 – Resultados médios dos ensaios de massa específica do solo empregado na cobertura final do Aterro Sanitário Experimental (Amostra AM4C - M)	137
Tabela 5.6 – Resultados médios da análise de umidade dos solos utilizados na execução da camada de cobertura final (Amostra AM4C - M).....	138
Tabela 5.7 – Ensaios de permeabilidade da camada de suporte do Aterro Sanitário Experimental	138
Tabela 5.8 – Ensaios de permeabilidade do solo empregado na cobertura final do Aterro Sanitário Experimental	139
Tabela 5.9 – Ensaios de massa específica dos resíduos de construção civil beneficiados.....	139
Tabela 5.10 – Número de viagens de veículos compactadores direcionados para o Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho.	140
Tabela 5.11 – Quantidade de resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho (kg).	141
Tabela 5.12 – Composição gravimétrica média dos resíduos sólidos domiciliares / comerciais coletados no Município de Belo Horizonte (SMLU, 2004).....	142
Tabela 5.13 – Comparação entre estudos de composição gravimétrica dos resíduos domiciliares realizadas em diversas épocas.	143
Tabela 5.14 – Composição gravimétrica simplificada dos resíduos sólidos domiciliares / comerciais coletados no Município de Belo Horizonte (%).....	146
Tabela 5.15 – Características dos RSU retirados do Aterro Sanitário Experimental.....	147
Tabela 5.16 – Resultados analíticos médios de umidade e sólidos voláteis para amostras de resíduos domiciliares.	149
Tabela 5.17 - Alguns resultados das características físico-químicas dos resíduos sólidos domiciliares de Belo Horizonte (SMLU, 2004).....	150
Tabela 5.18 - Resultado dos ensaios de umidade realizados nas amostras de componentes dos RSU	151
Tabela 5.19 – Determinação da massa específica das partículas dos RSU (ρ_s)	154
Tabela 5.20 – Composição volumétrica dos RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental	155
Tabela 5.21 – Resumo do estudo para determinação da composição volumétrica dos RSU dispostos no Aterros Sanitário Experimental.....	156

Tabela 5.22 – Relação entre volume das partículas e volume total dos RSU.....	158
Tabela 5.23 – Quantidade de resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho (kg).	160
Tabela 5.24 – Volume de resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho(m3).....	160
Tabela 5.25 – Pesos específicos obtidos por faixa de trabalho (em kN/m3)	161
Tabela 5.26 – Inclinações observadas para as rampas de compactação (em H x L).....	162
Tabela 5.27 – Valores médios observados para as inclinações das rampas de compactação, espessuras finais das camadas e pesos específicos dos RSU	167
Tabela 5.28 - Recalques observados nos medidores instalados no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho	174
Tabela 5.29 - Parâmetros obtidos do ajuste de dados de campo para o período de 360 dias.....	179
Tabela 5.30 - Parâmetros obtidos do ajuste de dados de campo, para o período de 714 dias.....	180
Tabela 5.31 – Previsão de recalques para 30 anos.....	185
Tabela 5.32 - Pluviometria total mensal acumulada observada no aterro sanitário de Belo Horizonte (mm).....	200
Tabela 5.33 - Estatística descritiva da relação entre vazão e precipitação diárias (coeficiente K do Método Suíço)	204
Tabela 5.34 - Dados de entrada para a determinação do balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental.....	212
Tabela 5.35 - Resultados de análises físico-químicas realizadas pelo Laboratório de Resíduos da UFMG.....	220
Tabela 5.36 - Resultados de análises físico-químicas realizadas no mesmo período que o Laboratório de Resíduos da UFMG	220
Tabela 5.37 - Estatística descritiva dos resultados de pH e Ácidos Graxos Voláteis (AGVT) dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.....	223
Tabela 5.38 - Resultados da Alcalinidade Bicarbonato.....	227
Tabela 5.39 - Estatística descritiva dos resultados de DBO, DQO e Relação DBO/DQO dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.	229
Tabela 5.40 - Estatística descritiva dos resultados de pH e Ácidos Graxos Voláteis (AGV) dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental	234
Tabela 5.41 - Estatística descritiva dos resultados do Nitrato e Nitrogênio Amoniacal dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.	237
Tabela 5.42 - Estatística descritiva dos resultados da série sólidos dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.....	240
Tabela 5.43 - Estatística básica dos resultados dos metais presentes nos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.....	246
Tabela 5.44 – Resultados das análises do potencial redox (Eh)	257
Tabela 5.45 - Concentração do biogás gerado no Aterro Sanitário Experimental (%) (continua).....	262
Tabela 5.46 – Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos, por Faixa de Trabalho	271
Tabela 5.47 – Matriz de correlação de recalques, por Faixa de Trabalho	271
Tabela 5.48 – Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados e recalques, por faixa de Trabalho	271
Tabela 5.49 – Matriz de correlação de Biogás (CH ₄), por dreno de biogás.....	271
Tabela 5.50 – Matriz de correlação de Biogás (CO ₂), por dreno de biogás.....	271
Tabela 5.51 – Matriz de correlação de CO ₂ e CH ₄ , por dreno de biogás	272
Tabela 5.52 – Matriz de correlação de potencial redox e metais.....	272
Tabela 8.1 - Grau de compactação do solo empregado na cobertura final do Aterro Experimental resíduos	299
Tabela 8.2 - Resultados dos ensaios de peso específico in situ do solo empregado na cobertura final do Aterro Experimental resíduos.....	300
Tabela 8.3 – Resultados da análise de umidade do solo quando da execução da camada de cobertura final.....	301
Tabela 8.4 - Resultados analíticos de umidade e sólidos voláteis para amostras de resíduos domiciliares.....	302
Tabela 8.5 - Resultados análises físico-químicas de líquidos lixiviados gerados no Aterro Experimental (continua).....	303
Tabela 8.6 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 7° e 56° dia.....	305
Tabela 8.7 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 66° e 112° dia.....	306
Tabela 8.8 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 122° e 168° dia.....	307
Tabela 8.9 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 178° e 231° dia.....	308
Tabela 8.10 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 238° e 301° dia.....	309
Tabela 8.11 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 336° e 385° dia.....	310
Tabela 8.12 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 391° e 462° dia.....	311
Tabela 8.13 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 469° e 518° dia.....	312
Tabela 8.14 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 525° e 574° dia.....	313
Tabela 8.15 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 583° e 630° dia.....	314
Tabela 8.16 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 658° e 707° dia.....	315
Tabela 8.17 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 714° e 763° dia.....	316

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AASHTO	American Association of State Highway and Transportation Officials
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTRS	Central de Tratamento de Resíduos Sólidos BR 040
HELP	Hydrologic Evaluation Landfill Performance (software computacional)
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
NBR	Norma Brasileira
PVC	Policloreto de vinila
RSU	Resíduo sólido urbano
SLU	Superintendência de Limpeza Urbana
SMLU	Secretaria Municipal de Limpeza Urbana
UCS	Sistema Unificado de Classificação de Solos
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WEF	Water Environment Federation

LISTA DE SIMBOLOS

$\Delta\sigma$	acréscimo de pressão
a	parâmetros de compressibilidade primária
A	função cúbica do índice de calor (Ha)
AET	evapotranspiração real
b	coeficiente de compressão mecânica secundária
b	parâmetro de compressibilidade secundária
C	coeficiente de escoamento superficial ou de “runoff”
c	taxa de compressão mecânica secundária
$C\alpha$	índice de compressão secundária
Cc'	coeficiente de compressão mecânica primária
<i>COD</i>	quantidade de matéria orgânica biodegradável presente nos resíduos
CP	capacidade de campo
C_R	coeficiente de compressão
CWS	reserva de água no solo
$C\alpha$	coeficiente de compressão viscoso
D	nível de tensão
d	taxa de compressão biológica secundária
Edg	compressão total devido à degradação dos resíduos
EP	evapotranspiração potencial
ER	evapotranspiração real
ES	escoamento superficial
GC	grau de compactação (do solo)
H	altura
H	recalque
H(t)	altura de resíduos após o recalque primário
Ha	índice mensal de calor
Hm	índice de calor mensal
I	infiltração
IN	infiltração
IP	índice de plasticidade
<i>Kh</i>	coeficiente de hidrolisação
<i>kij</i>	taxa de biodegradação da fração constituinte <i>i</i> na camada <i>j</i>
LIX	líquidos lixiviados
LL	limite de liquidez
LP	limite de plasticidade
M	massa
M	compressibilidade de referência
<i>Mijo</i>	massa inicial potencialmente biodegradável
N	duração média mensal das horas de sol (insolação mensal)
n	taxa de compressão
p	peso
P	precipitação
pd	peso seco
PER	percolação
PET	evapotranspiração potencial
P_o	tensão total vertical inicial
pw	peso úmido
R	escoamento superficial

ρ	massa específica
ρ_s	massa específica dos grãos de solo, RSU ou das partículas dos RSU
ρ_{sat}	massa específica do RSU saturado
ρ_w	massa específica da água
S	armazenamento de água no solo
s	desvio padrão
S	recalque
S(t)	recalque no tempo
Sult	recalque final
T	temperatura
t'	tempo a partir da aplicação do carregamento
t''	tempo a partir da disposição dos resíduos
t	tempo
t ₀	tempo inicial
t ₁	tempo para o recalque secundário iniciar
T _c	tempo de construção do aterro
t _i	instante inicial.
T _m	temperatura média diária do ar (°C)
T _{média mensal}	temperatura média mensal
t _o	tempo inicial.
t _r	tempo de referência utilizado para normalizar o tempo
UPET	evapotranspiração potencial diária
v	volume
v	taxa ou velocidade de recalque
V _{AG nsat}	volume de água na região não saturada do aterro
V _{AG sat}	volume de água na região saturada do aterro
V _{aterro}	volume de RSU dispostos no aterro
V _{sat}	volume saturado
w	teor de umidade
w _o	teor de umidade inicial dos RSU
X	média
α	coeficiente de perda de massa
ϵ	deformação
ϵ_1	deformação de referência
ϵ_{bio}	deformação correspondente à decomposição biológica
λ/b	taxa de compressão secundária.
ρ_o	taxa ou velocidade inicial de recalques
σ	incremento de tensão vertical
σ_o	tensão vertical inicial
$\Delta H1$	recalque da camada de espessura inicial H_o devido à compressão primária
$\Delta H2$	recalque da camada de espessura inicial H_o devido à compressão secundária
ΔP	acréscimo de tensão total vertical
ΔRSU	variação do armazenamento de água nos RSU
ΔS	variação do armazenamento de água no solo
$\Delta \sigma$	tensão de compressão

1 INTRODUÇÃO

1.1 *Considerações iniciais*

Os diversos tipos de resíduos gerados diariamente pelas populações exigem uma sistemática de gerenciamento desses resíduos de maneira a propiciar desde a redução de sua geração até seu manejo adequado.

A adoção de um sistema de gerenciamento integrado de resíduos torna-se uma ferramenta indispensável, já que este abrange um conjunto de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que devem se processar, segundo a visão de que todas as ações e operações envolvidas encontram-se interligadas e comprometidas entre si.

Para além das atividades operacionais, o gerenciamento integrado de resíduos sólidos destaca a importância de se considerar as questões econômicas e sociais envolvidas no cenário da limpeza urbana e, para tanto, as políticas públicas - locais ou não - que possam estar associadas ao gerenciamento do lixo, sejam elas na área de saúde, trabalho e renda, planejamento urbano etc. (IBAM, 2001).

Neste contexto, a disposição de resíduos passa a desempenhar papel importante, já que essa etapa necessariamente deverá existir para receber aqueles resíduos que não foram reaproveitados e/ou reciclados.

Os locais de disposição final de resíduos devem ser executados e operados dentro de padrões ambientais e critérios técnicos que visem minimizar os impactos ao ambiente e os efeitos à saúde.

No entanto, os elevados custos das etapas de tratamento e disposição final, principalmente nos municípios de grande porte, torna imprescindível a busca de novas alternativas e soluções, e/ou aprimoramento das técnicas existentes para que essa disposição ocorra de forma adequada.

1.2 *Contextualização do problema*

A revolução industrial iniciada no Século XVII acelerou o processo de migração do homem do campo para as cidades, o que intensificou o crescimento da população urbana. Este aumento populacional contribuiu para um aumento significativo na geração de resíduos, o que

não veio acompanhado da preocupação com a necessidade de se ter locais específicos para a sua disposição.

Com isto, os resíduos passaram a ser dispostos de forma inadequada, em locais afastados dos núcleos populacionais, causando problemas ambientais, por meio da contaminação dos solos, do ar e das águas, superficiais e subterrâneas, alterando suas características físicas, químicas e biológicas, e colocando em risco a saúde humana.

Nesse sentido, alguns estudos têm demonstrado que a disposição de resíduos de forma inadequada tem afetado a saúde humana, causando problemas respiratórios, deficiências em recém nascidos, danos ao sistema reprodutivo, diversos tipos de câncer etc. (Ozonoff *et al*, 1987; Wilhelm, 1989; Gouzie *et al*, 1998; Goldberg *et al*, 1999; Heller & Catapreta, 2003).

No Brasil, como em grande maioria dos países, a forma de disposição mais difundida e que se preserva até os dias de hoje é sobre o solo, em lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Este último representa a solução técnica e economicamente mais viável para a disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU).

Para que os aterros sanitários se configurem como unidades de tratamento de resíduos que não causem danos ao meio ambiente e à saúde, devem possuir o acompanhamento e monitoramento adequado da disposição de RSU, à luz das tecnologias existentes e normas previstas para tal.

A disposição de resíduos em aterros sanitários requer uma série de critérios operacionais e geotécnicos, bastante complexos, devido aos mecanismos físicos, químicos e biológicos envolvidos e que influenciam diretamente sobre o comportamento geral dos aterros. Dentre esses critérios podem ser citados as formas de disposição (número de passadas do equipamento compactador, altura das camadas de resíduos, inclinação das rampas de aterragem), composição dos resíduos, tipo de material empregado e configuração das camadas de cobertura intermediárias e final, tipo de material e configuração dos sistemas de drenagem interna de líquidos e gases, configuração do sistema de drenagem superficial etc.

Conhecer os mecanismos que atuam sobre os aterros sanitários, bem como os parâmetros que os descrevem, é importante, principalmente porque a eficiência da disposição de RSU contribuirá com a garantia de sua segurança, principalmente da sua estabilidade estrutural.

A operação dos aterros sanitários envolve inúmeras intervenções e atividades multidisciplinares, relacionadas à engenharia civil e sanitária e ao controle ambiental. Os critérios operacionais e de monitoramento, hoje adotados na maioria dos aterros sanitários, vieram acompanhados da tentativa da consolidação de instrumentos necessários ao controle ambiental das áreas de disposição final de RSU.

Entretanto, o conhecimento dos aspectos operacionais mencionados e sua influência sobre o comportamento dos aterros sanitários têm sido pouco estudados e representam uma lacuna dentro do contexto da disposição de RSU, sendo que existem poucos trabalhos relacionados a este tema.

Logo, tendo como base a necessidade do aprofundamento da pesquisa científica neste assunto, o presente trabalho busca obter e avaliar critérios e parâmetros operacionais e geotécnicos de aterros sanitários, e sua influência sobre seu comportamento, por meio da construção e monitoramento de um Aterro Sanitário Experimental, em escala real.

1.3 Justificativa e relevância

Nos últimos anos, no Brasil, tem-se observado uma crescente preocupação com a segurança e estabilidade geotécnica dos aterros sanitários de RSU, principalmente devido à verticalização desses aterros, à heterogeneidade dos RSU e à necessidade do conhecimento do comportamento e das propriedades físicas, químicas, biológicas e geotécnicas desses resíduos.

A interação entre os diversos tipos de materiais que compõe os RSU, quando dispostos em um aterro sanitário, também ainda é pouco conhecida, devido ao fato de cada resíduo possuir uma composição e ter comportamento diferente, geralmente dependente do tempo.

A forma como estes resíduos são dispostos também interfere diretamente sobre o comportamento dos aterros sanitários, podendo influenciar a sua estabilidade. Logo, o conhecimento dos aspectos operacionais da disposição dos RSU configura como um fator de importância na disposição de RSU, uma vez que, aliado às propriedades dos resíduos, permite obter maior segurança nestas obras.

Dessa forma, torna-se relevante a realização de estudos que contribuam para o entendimento dos fatores que influenciam o comportamento dos aterros sanitários, notadamente a forma de disposição dos resíduos e o comportamento destes a longo prazo.

O entendimento desses fatores somente é possível por meio do monitoramento contínuo das variáveis geotécnicas e ambientais que envolvem os aterros sanitários. Esse monitoramento possibilita a obtenção de parâmetros geotécnicos e operacionais e a avaliação de sua influência sobre o comportamento dos aterros, assim como pode fornecer subsídios ao desenvolvimento de projetos mais seguros e econômicos de sistemas de disposição de resíduos sólidos.

Para isto, geralmente as pesquisas envolvem estudos teóricos, por meio de modelagens matemáticas, e experimentais, em laboratório (construção de lisímetros e células experimentais de pequenas dimensões) e em campo (células e aterros experimentais, ensaios de campo). Sempre que possível, a construção de aterros experimentais operando em escala real torna-se mais interessante, pois permite reproduzir com maior fidelidade as condições de campo e dos equipamentos empregados.

Nesse sentido, por meio da implantação e monitoramento de um Aterro Sanitário Experimental, o presente trabalho propiciou condições para que a influência dos fatores e variáveis mencionadas anteriormente sobre o comportamento do aterro fosse investigada, considerando as condições operacionais (equipamentos empregados na compactação, metodologia de compactação dos resíduos, características dos resíduos etc.) e as características dos RSU brasileiros.

Dessa forma, no âmbito desta pesquisa, procurou-se abordar algumas questões relevantes, como:

- Qual a influência das camadas de cobertura no comportamento dos aterros sanitários?
- Como os procedimentos operacionais influenciam a disposição de resíduos sólidos urbanos e o comportamento de um aterro sanitário?
- Os modelos matemáticos existentes na literatura reproduzem com fidelidade a ocorrência de recalques e o balanço hídrico de um aterro sanitário?
- A evolução do comportamento dos parâmetros físico-químicos de um aterro sanitário monitorado desde o fim das atividades de aterragem de resíduos reflete o normalmente descrito na literatura?

- Os parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados são influenciados pelo regime pluviométrico de uma determinada região?

1.4 Apresentação da Tese

A Tese foi estruturada em 6 Capítulos, acrescidos da apresentação das referências bibliográficas e dos anexos. O primeiro Capítulo apresenta a introdução, onde são descritos alguns dos problemas associados à disposição de RSU no Brasil e apresentados os aspectos operacionais de aterros sanitários. Destaca-se a existência de poucos trabalhos relacionados a esse tema, justificando a necessidade do aprofundamento da pesquisa científica neste assunto.

No Capítulo 2 são apresentados os objetivos do trabalho, enquanto que no Capítulo 3 (Revisão da Literatura) são abordados temas que direta ou indiretamente auxiliam a compreensão dos fenômenos envolvidos no comportamento e nas técnicas construtivas de aterros sanitários. Neste sentido, são descritos alguns conceitos e aspectos relacionados à disposição de RSU e ao comportamento de aterros sanitários, como formas de disposição, biodegradação, compressibilidade e balanço hídrico.

O Capítulo 4 apresenta a metodologia de trabalho empregada na Tese, focando basicamente a execução e o monitoramento do Aterro Sanitário Experimental, incluindo a concepção e arranjo do aterro, os ensaios e controles executados, a seqüência construtiva, e o acompanhamento do comportamento do Aterro Sanitário Experimental.

No quinto Capítulo, são abordadas a apresentação e discussão dos resultados. Neste Capítulo são avaliados os métodos operacionais e construtivos empregados, a evolução dos recalques, da biodegradação dos RSU e o comportamento do balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental.

No sexto Capítulo, são apresentadas as considerações finais e principais conclusões deste trabalho, assim como algumas recomendações para futuros trabalhos, sendo estes últimos direcionados às potenciais linhas de pesquisa a serem desenvolvidas.

Por fim, são apresentadas as referências bibliográficas pesquisadas e citadas no trabalho e os anexos, onde são apresentadas as tabulações dos dados obtidos nos programas experimentais e de monitoramento.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar os procedimentos operacionais utilizados na implantação e execução de um Aterro Sanitário Experimental de RSU e a influência desses sobre o seu comportamento.

2.2 Objetivos específicos

Como objetivos específicos este trabalho buscou:

- Avaliar o comportamento mecânico de Aterro Sanitário Experimental por meio do monitoramento de recalques;
- Avaliar a aplicabilidade de modelos matemáticos de previsão de recalques existentes na literatura e obter parâmetros de compressibilidade que possam ser utilizados na previsão de recalques em aterros sanitários;
- Avaliar a evolução temporal dos parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados gerados em um Aterro Sanitário Experimental desde o fim das atividades de aterragem de resíduos, bem como a correlação desses com o nível de precipitações;
- Avaliar o atendimento à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes líquidos oriundos de aterros sanitários;
- Avaliar o comportamento hidráulico do Aterro Sanitário Experimental por meio da avaliação do balanço hídrico, comparando resultados teóricos e reais do volume de líquidos produzidos e armazenados no interior do aterro;
- Avaliar o desempenho hidráulico de camadas de cobertura final de aterros sanitários e sua influência no comportamento do Aterro Sanitário Experimental;
- Estudar, por meio de métodos estatísticos, a existência de correlações e semelhanças de comportamento entre os parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados, gases gerados e recalques monitorados.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Operação de aterros sanitários

3.1.1 Compactação de resíduos sólidos urbanos

Dentre os aspectos operacionais que envolvem a operação dos aterros sanitários, pode-se destacar a compactação dos RSU como o principal parâmetro a ser controlado, dada a sua importância, tanto no que se refere à otimização da disposição, quanto da melhoria de propriedades geomecânicas dos resíduos. A compactação depende de inúmeros fatores, dentre eles: a espessura da camada de resíduos; tipo, peso e número de passadas do equipamento compactador; inclinação da rampa de compactação; sentido de compactação; composição e umidade dos RSU (Boscov & Abreu, 2000; Savage *et al.*, 1998; e Caterpillar, 2001).

A compactação de RSU em aterros sanitários tem como objetivo promover a sua redução volumétrica, fornecendo a estes uma maior estabilidade. Essa redução de volume geralmente é proporcionada pela aplicação de pressões sobre os resíduos por meio do emprego de equipamentos mecânicos, como tratores de esteira. A construção dos aterros também promove uma redução volumétrica ao longo do tempo, causada pela constante deposição de novas camadas e ao processo de decomposição da matéria orgânica presente.

Caracterizam-se como vantagens de uma boa compactação: aumento da vida útil dos aterros sanitários, redução da migração descontrolada de gases e líquidos lixiviados, diminuição da vazão de líquidos lixiviados, aumento da estabilidade do maciço de resíduos, a possibilidade de tráfego imediato de veículos sobre o maciço e melhorias no aspecto estético da massa de resíduos aterrada.

Tchobanoglous *et al* (1993) citam que o peso específico inicial dos RSU dispostos em um aterro sanitário varia com o modo de operação e aterragem, a facilidade de se compactar cada componente da massa de resíduos e a porcentagem de cada um destes componentes.

Gomes *et al* (1997) relatam que o peso específico médio dos resíduos soltos varia entre 1,0 e 3,0 kN/m³ e que após serem compactados pode variar de 7,0 a 9,0 kN/m³. Em função dos processos físicos e biológicos que ocorrem em um aterro sanitário, pode-se chegar, com o tempo, a valores de 10,0 a 13,0 kN/m³.

Marques (2001), por meio do monitoramento de um aterro experimental de RSU, observou que os pesos específicos dos resíduos compactados apresentaram grande variação, com valores situados na faixa entre 3,4 e 14,0 kN/m³, e valor médio próximo a 8,2 kN/m³, assim como um ganho de cerca de 67%.

Caterpillar (2001) menciona que em um aterro sanitário, o peso específico dos resíduos varia entre 2,75 e 7,0 kN/m³, sendo que para uma compactação moderada os valores esperados são de 3,6 a 4,5 kN/m³. Mas, apenas descarregando e espalhando os resíduos no aterro, tem-se pesos específicos de 3,5 kN/m³.

Ainda segundo Caterpillar (2001), maiores compactações são obtidas em aterros que recebem uma alta proporção de resíduos de construção civil, como tijolos, pedras e concreto, podendo-se obter pesos específicos de até 15,0 kN/m³.

Para Silveira (2004), o peso específico dos resíduos varia de aterro para aterro, sendo fator fundamental a composição dos resíduos, além do método de disposição, profundidade e teor de umidade.

Segundo Fakher (2006) a compactação de resíduos não tem sido bem estudada. Devido a sua heterogeneidade, os resíduos sólidos podem ser altamente compactados e seu peso específico ser aumentado em até 30%. Segundo o autor, o peso específico dos RSU não compactados varia entre 2,5 kN/m³ e 4,0 kN/m³, e compactado variando entre 4,5 kN/m³ e 8,5 kN/m³.

Estudos realizados no aterro sanitário de Belo Horizonte, descritos em Catapreta & Simões (2007a), apresentaram valores de peso específico inicial dos RSU situados, em sua maioria, na faixa de 7,0 a 11,0 kN/m³, indicando uma boa eficiência dos equipamentos empregados na compactação dos resíduos. Os RSU possuíam elevado teor de orgânicos ($\approx 60\%$) e umidade ($\approx 56\%$).

Estes valores são coerentes, considerando o descrito por Kaimoto e Cepollina (1996), que descrevem que para aterros com elevados teores de matéria orgânica, os pesos específicos normalmente são baixos, da ordem de 5,0 a 7,0 kN/m³, no caso de resíduos pouco compactados, e é da ordem de 9,0 a 13,0 kN/m³, quando se utiliza compactação controlada.

Em estudo realizado em diversos aterros no Canadá, por Landva & Clark (1990), foram verificados pesos específicos *in situ* variando entre 7,0 e 14,0 kN/m³. Neste estudo observou-

se um elevado teor de orgânicos nos resíduos dispostos, superior a 50%, similar ao observado pelos autores mencionados anteriormente.

König & Jessberger (1997) citam que os resíduos sólidos urbanos aterrados (*in situ*) apresentam uma faixa de variação ampla de pesos específicos, de 3,0 a 17,0 KN/m³, para aterros não compactados e/ou pobremente compactados e aterros com alto grau de compactação, respectivamente. Porém, com os valores médios situando entre 9,0 e 12,0 KN/m³.

Na literatura encontram-se valores de peso específico de resíduos tão baixos quanto 1,2 kN/m³, em aterros mal compactados e com muito plástico, até valores de 17,0 kN/m³ em aterros muito compactados (Carvalho, 1999; Santos, 1997).

Fassett *et al.* (1994) apresentam valores de pesos específicos que variam de acordo com a energia de compactação, separando em três grupos: má compactação, vinculada a pouca ou nenhuma compactação; compactação moderada, vinculada a aterros antigos e boa compactação, que representa práticas atuais (aterros sanitários). Na Tabela 3.1 são apresentados os pesos específicos totais e secos para cada uma das faixas de valores de compactação.

Tabela 3.1 - Peso específicos em função do grau de compactação (KN/m³)

Peso específico		Baixa compactação	Compactação moderada	Boa compactação
Total	Faixa de variação	3,0 – 9,4	5,2 – 7,8	8,9 – 10,7
	Valor médio	5,4	7,0	9,7
Seca	Faixa de variação	1,9 – 3,5	3,5 – 5,4	-
	Valor médio	2,7	4,6	-

Fonte: Fassett *et al* (1994).

Por fim, deve-se levar em consideração que os diferentes pesos específicos encontrados provavelmente se devem à utilização de distintas metodologias, já que não há procedimentos padronizados para determinação do mesmo. Nas Tabelas 3.2 e 3.3 são apresentados diversos valores de peso específicos dos RSU descritos por alguns autores.

Tabela 3.2 - Peso específico encontrado na literatura (Carvalho, 2002)

Autor (ano)	Peso específico (KN/m ³)	Observações
Sowers (1968)	8,0 – 12,0	Compactados
Sowers (1973)	1,2 – 3,0 6,0	Antes da compactação Após compactação
Rao (1974)	1,5 – 2,0 3,5 – 6,0	Sem compactação Fracamente compactado
Bratley <i>et al.</i> (1983)	1,16 7,0 – 13,1	Sem compactação Compactados
Cartier e Baldt (1983)	11,0 – 14,5 10,0	Compactados Após compactação
Oliden (1987)	7,5 – 8,5 5,5 – 7,1	Pré-carregado Antes da decomposição
Oweis & Khera (1990)	6,3 4,6 – 17,3	Origem industrial e doméstica Misturado
Oweis & Khera (1990)	2,8 – 3,1 4,7 – 6,3	Municipal sem compactação Municipal moderadamente compactado
Arroyo <i>et al.</i> (1990)	10,0	Compactado
Landva & Clark (1990)	7,0 – 14,0	
Van Impe (1993/1994)	10,0 9,3	Resíduos sólidos municipais densificados Máximo peso específico seco (w=31%)
Gabr & Valero	8,0 12,0	Saturação completa (w=70%) Com volume ar nulo (w=31%)

Tabela 3.3 - Peso específico dos resíduos sólidos urbanos (Oweis, 1993)

Forma do resíduo sólido urbano (RSU)	Peso específico (KN/m ³)
RSU – Compactação a boa a excelente	4,7 – 6,3
RSU – Compactação moderada a boa	8,6 – 9,4
RSU – fardo de lixo	8,6 -14,1
RSU – aterro ativo com líquido percolado	6,6
RSU – aterro antigo	9,7
RSU – ensaio em poço	8,9 – 16,2
RSU – após recalque e degradação	9,9 – 11,0
Resíduo de incinerador	7,2 – 12,7
Resíduos de incinerador (compactado na $\rho_{dm\acute{a}x}$, w_{ot})	13,5
Resíduos de incinerador recente e antigo (<i>in situ</i>)	14,9 – 16,6
Pedaço de madeira (seca)	2,3
Pedaço de madeira (com 64 % de umidade)	3,8
Composto de folha	2,6
Compostagem (40% de umidade)	5,2
Produto final	3,5

3.1.2 Espessura da camada de resíduos

A espessura da camada de resíduos é um fator de grande importância para obter um maior peso específico, os resíduos devem ser espalhados em camadas de não mais do que 0,60 m. Quanto mais espessa for a camada, menor será a eficiência da compactação (Figura 3.1).

3.1.3 Tipo e peso do equipamento compactador

O tipo e peso dos equipamentos empregados também influenciam diretamente a compactação dos resíduos. No Brasil, o equipamento mais empregado é o trator de esteiras com lâmina, que tem-se mostrado adequado, sendo que os aterros que fazem monitoramento da compactação dos RSU têm apresentado bons resultados, como o aterro de Belo Horizonte, onde têm-se obtido pesos específicos médios da ordem de $9,2 \text{ kN/m}^3$ (Catapreta *et al.*, 2005). Aterros em países avançados utilizam outros equipamentos compactadores que não têm esteiras, como os de rodas metálicas com gomos.

Em estudo realizado por Marques (2001), onde foi verificada a influência do tipo de equipamento compactador no peso específico dos resíduos, foram testados um trator de esteiras tipo *Bulldozer* D6D e um rolo compactador *Caterpillar* 816F para compactação dos RSU. Observou-se que o compactador, apesar do maior peso operacional, mostrou-se bastante sensível à compacidade inicial da camada a ser compactada, implicando pressões transmitidas aos resíduos equivalentes às do trator de esteiras, justificando assim a proximidade dos resultados. De certa forma, o estudo demonstrou que o trator de esteiras ainda constitui uma boa alternativa para compactação de resíduos em aterros sanitários brasileiros.

Na Figura 3.2 pode-se observar qualitativamente a relação entre o peso específico dos resíduos e o peso do veículo compactador (Savage *et al.*, 1998).

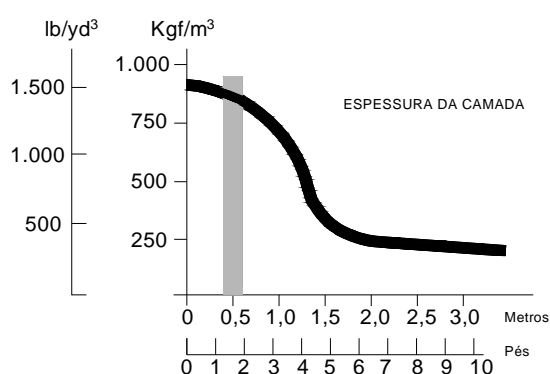


Figura 3.1 - Peso específico dos resíduos vs espessura da camada (Caterpillar, 2001)

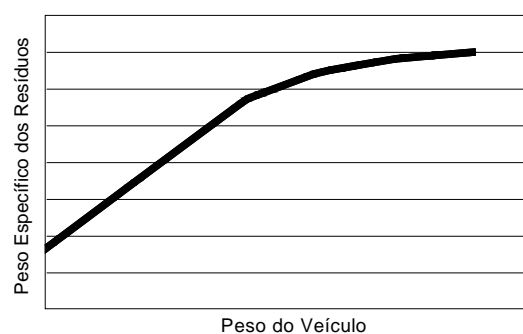


Figura 3.2 Peso dos equipamentos compactadores vs peso específico *in situ* (Savage *et al.*, 1998)

Obs.: A Figura 3.2 é mais ilustrativa que informativa, já que a mesma não apresenta unidades.

3.1.4 Número de passadas

O número de passadas é outro fator que afeta o peso específico. De acordo com Caterpillar (2001) o número de passadas é definido como uma máquina passando sobre os resíduos em um sentido. Qualquer que seja o equipamento utilizado na compactação, devem ser realizadas de 3 a 4 passadas para obter melhores resultados. Conforme pode ser observado na Figura 3.3, mais do que 4 passadas não aumentam os valores dos peso específicos dos resíduos de forma econômica.

Por outro lado, Savage *et al.* (1998) cita que usualmente são realizadas de 4 a 6 passadas com equipamentos pesados de rodas que promovam um alto grau de compactação. Embora o número de passadas acima de 4 a 6 vezes proporcione uma maior compactação, o retorno obtido para este número adicional de passadas diminui substancialmente acima de 6 passadas (Figura 3.4).

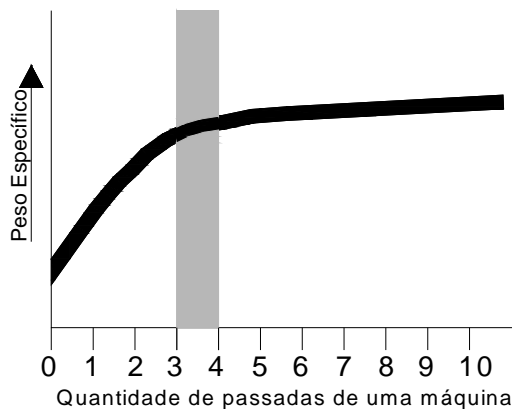


Figura 3.3 - Peso específico vs número de passadas cobertura (Caterpillar, 2001)

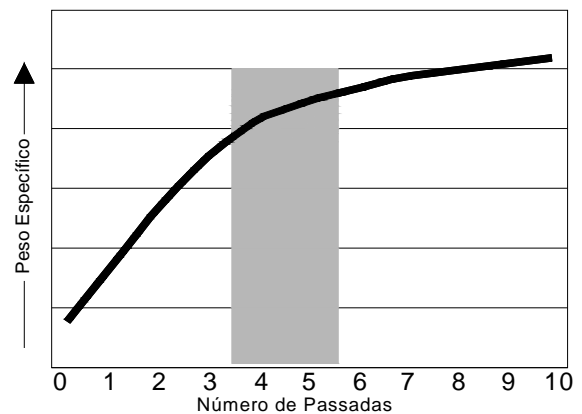


Figura 3.4 - Impacto do número de passadas no peso específico dos RSU (Caterpillar, 2001)

Obs.: As Figuras 3.3 e 3.4 são mais ilustrativas que informativas, já que as mesmas não apresentam unidades.

Estudo realizado por Fakher (2006) também demonstra que o aumento do número de passadas resulta em um incremento gradual do peso específico dos resíduos. Este aumento de peso específico também é observado pelo aumento no número de camadas compactadas e sobrepostas (Figura 3.5).

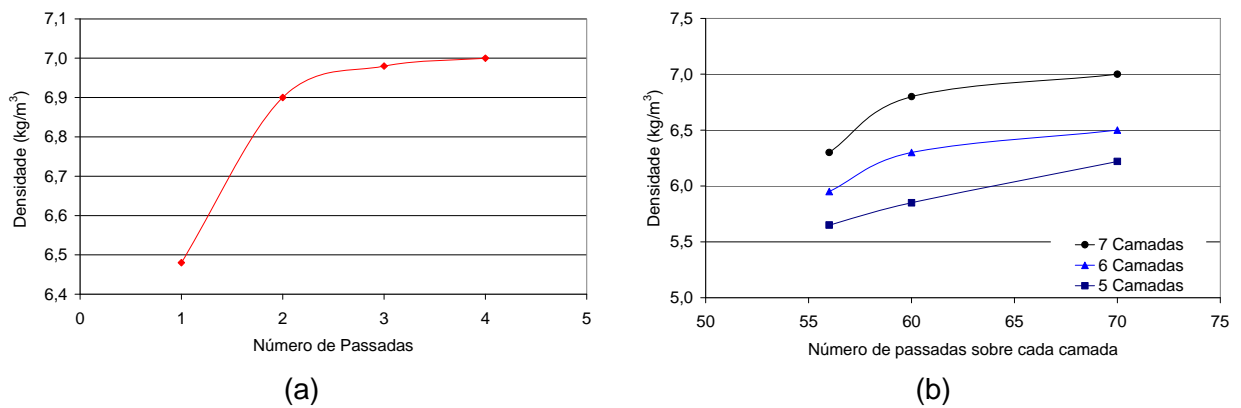


Figura 3.5 - Peso específico versus número de passadas (Fakher, 2006)

3.1.5 Inclinações da rampa de compactação

A adequada inclinação das rampas de compactação de RSU é também um aspecto operacional importante.

Assim como diversos parâmetros operacionais, o monitoramento da inclinação das rampas de compactação não é muito referenciado na literatura e não existe uma metodologia adequada para a sua realização. Sabe-se, contudo, que na prática as rampas devem propiciar uma boa compactação dos RSU, independente das inclinações da rampa de compactação.

A literatura tem indicado como adequada a inclinação da rampa seja na ordem de 1V:3H¹, embora outras inclinações também sejam aceitas: 1V:1H, 1V:2H, 1V:2,5H e 1V:4H (Luz, 1976; CETESB, 1992; Tchobanoglous *et al.*, 1993; Caterpillar, 2001).

O monitoramento da operação realizado no aterro sanitário de Belo Horizonte tem indicado que, mesmo com baixas inclinações (média de 1V:4,15H), vêm-se obtendo bons peso específicos (média de 9,2 kN/m³) (Catapreta *et al.*, 2005).

3.1.6 Sentido de compactação

O sentido de compactação dos resíduos também pode influenciar o peso específico final dos RSU. Para se conseguir uma boa compactação com os equipamentos normalmente utilizados (tratores de esteiras), devem trabalhar no sentido ascendente. Essa operação permite impor

¹ V = vertical e H = horizontal

uma distribuição de cargas na base das esteiras, propiciando uma concentração do peso do equipamento na parte traseira do sistema de esteiras, fazendo com que o volume de resíduos seja reduzido de forma mais eficiente e garantindo desempenho e produção adequados, compatível com a velocidade de descarga dos resíduos (Luz, 1976).

Esta forma de compactação também propicia uma espessura mais uniforme da camada a ser compactada, uma vez que os resíduos não vão escorregar, em frente da lâmina da máquina, e depositar-se junto ao pé da rampa de aterragem.

3.1.7 Umidade dos RSU

O teor de umidade dos resíduos afeta consideravelmente o peso específico. Testes de campo mostram que o teor de umidade dos RSU varia de 10 a 80%, dependendo da estação do ano, dos procedimentos de coleta e da composição dos resíduos. A umidade ideal para uma melhor compactação é de aproximadamente 10%, segundo a Caterpillar (2001). No entanto, estudos realizados no aterro sanitário de Belo Horizonte indicaram bons índices de compactação para umidades em torno de 56%, demonstrando que esta é adequada para a compactação de resíduos naquele aterro (Catapreta *et al*, 2005).

Observa-se, tanto sob o ponto de vista operacional quanto de estabilidade estrutural, a importância de se acompanhar e avaliar o peso específico dos RSU dispostos em um aterro sanitário.

3.2 Sistemas de cobertura final de aterros sanitários

A eficiência dos sistemas de cobertura final de aterros sanitários destaca-se na avaliação do comportamento dessas obras, uma vez que pode afetar inúmeros aspectos do seu desempenho. A cobertura final pode variar conforme as características geotécnicas do material utilizado e de acordo com as características climatológicas da região onde se encontra instalado o aterro.

Faz-se necessário por sua vez o entendimento e o estudo dessas características para que se tenha a segurança e a eficiência desejada no projeto de sistemas de cobertura. Tais características são ainda pouco estudadas devido à complexidade do fenômeno de interação entre o solo, atmosfera e resíduos.

As principais funções da camada de cobertura final de aterros sanitários são: i) controlar a entrada de água e ar para dentro do aterro; ii) minimizar a migração de gás para fora do aterro;

iii) servir como elemento de redução de odor, vetores de doenças e outros inconvenientes, iv) servir como sistema de controle de águas superficiais e; v) facilitar a recomposição da paisagem.

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (ABNT, 1992, 1997), o sistema de cobertura final de aterros deve minimizar a infiltração de água no aterro, exigir pouca manutenção, promover a drenagem, não estar sujeito a erosão, acomodar recalques sem ruptura e possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro. Deve-se também indicar o tipo de impermeabilização adotado e os materiais empregados, com suas especificações e características segundo as correspondentes normas brasileiras.

Os tipos de camada de cobertura mais referenciados na literatura são: cobertura convencional (ou resistiva) e coberturas evapotranspirativas (monolíticas ou barreiras capilares).

3.2.1 Cobertura convencional – barreiras resistivas

Como sistema de cobertura para aterros sanitários tem sido convencionalmente usado as barreiras resistivas, nas quais a geração de líquidos é reduzida por meio da construção de uma camada de solo (por exemplo, uma camada de argila compactada) com baixa condutividade hidráulica saturada, tipicamente 10^{-9} m/s ou menos (Zornberg *et al.*, 2003).

A Figura 3.6 ilustra os componentes desse sistema, no qual o controle percolação é realizado maximizando o escoamento pelo solo (McCartney & Zornberg, 2004).

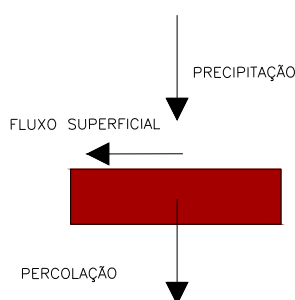


Figura 3.6 - Balanço Hídrico em uma Cobertura Convencional (McCartney & Zornberg, 2004)

Apesar de desempenhos satisfatórios terem sido relatados para sistemas executados em regiões de clima úmido, problemas causados por ressecamento de camadas de argila têm proporcionado desempenho inadequado em regiões de clima árido. Coberturas resistivas

empregadas em algumas unidades de disposição resultaram em significativos custos de material e construção (McCartney & Zornberg, 2004).

As normas brasileiras não dão muita ênfase aos aspectos técnicos de uma camada de cobertura final de aterros sanitários, limitando-se apenas a descrever em linhas gerais alguns itens a serem observados, sem entrar no mérito do dimensionamento e especificações técnicas.

No Brasil, as coberturas de aterros são confeccionadas como uma barreira de solo com espessura, em geral, 60 cm, construída com materiais de baixa condutividade hidráulica saturada (tipicamente 10^{-7} cm/s ou menos) e acima dessa uma camada de solo em torno de 15 cm com cobertura vegetal.

3.2.2 Coberturas evapotranspirativas

Outra alternativa como sistema de cobertura de aterros sanitários é a cobertura evapotranspirativa, pela qual se espera, a longo prazo, um desempenho adequado, enquanto representando sistemas naturais usando uma camada de solo disposto sob condições naturais e uma cobertura vegetal com plantas nativas diversas. Até pouco tempo atrás, segundo Zornberg *et al.* (2003), as pesquisas envolvendo coberturas evapotranspirativas focalizavam o comportamento e o projeto das mesmas.

Projetos de sistemas de cobertura evapotranspirativa são baseados no uso do processo hidrológico (componentes do balanço hídrico) de um aterro, o qual inclui capacidade de armazenamento de água do solo, precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração e infiltração. Quanto maior a capacidade de armazenamento do solo e suas propriedades evapotranspirativas, menor o potencial de percolação através do sistema de cobertura. Projetos de coberturas evapotranspirativas enfatizam (USEPA, 2003):

1. Solo fino, como siltes e siltes argilosos que têm relativamente alta capacidade de armazenamento de água;
2. Vegetação nativa para aumentar a evapotranspiração;
3. Disponibilidade local de solos para construção, o que proporciona a redução de custos.

Sistemas de cobertura evapotranspirativa usam uma ou mais camadas de solos para reter água até que esta é transpirada através da vegetação ou evapotranspirada pela superfície do solo. Estes sistemas de cobertura contam com a capacidade de armazenamento da camada de solo, mais do que materiais com baixa condutividade hidráulica, para minimizar a percolação.

Zornberg *et al.* (2003) descreve que as coberturas evapotranspirativas funcionam como uma esponja ou reservatório que armazena umidade durante eventos de precipitação, e então libera de volta para a atmosfera como evapotranspiração, em momentos de estiagem.

Coberturas evapotranspirativas também têm sido referidas na literatura técnica como: monocobertura, cobertura monolítica, cobertura de armazenamento e liberação, cobertura solo-planta, coberturas de balanço hídrico, alternativas terrosas para cobertura final e cobertura vegetal de aterros sanitários (Zornberg *et al.*, 2003, USEPA, 2003)

São também menos vulneráveis que camadas de argila para ressecamento e trincamento durante e depois da instalação, apresentam construção relativamente simples, requerem baixa manutenção e podem ser construídas com uma ampla faixa de solos (Zornberg *et al.*, 2003, McCartney & Zornberg, 2004).

Em relação aos elementos de projeto, existem diferenças em requisitos para sistemas de cobertura de aterros de resíduos localizados em regiões de clima árido e clima úmido. Em regiões de clima úmido, a cobertura e/ou vegetação é usualmente utilizada para proteção contra erosões e controle da infiltração. Em casos extremos, talvez requeiram a execução de multicamadas para limitar a infiltração (Elshorbagy, 2000).

O desempenho superior em climas áridos de camadas evapotranspirativas sobre a cobertura resistiva convencional pode ser atribuído à baixa condutividade hidráulica não saturada dos solos de cobertura selecionados (McCartney & Zornberg, 2004).

Na Figura 3.7 pode ser observado balanço hídrico em uma camada de cobertura evapotranspirativa.

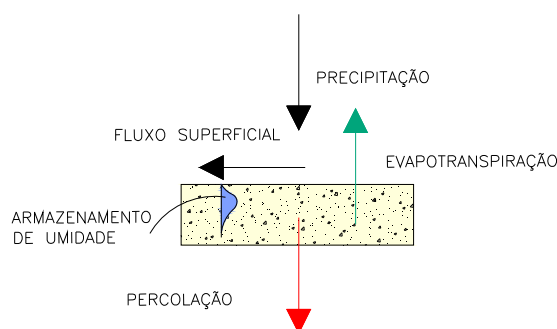


Figura 3.7 - Balanço Hídrico em uma camada de cobertura evapotranspirativa (McCartney & Zornberg, 2004)

No entanto, os sistemas de cobertura evapotranspirativa são geralmente considerados potencialmente aplicáveis somente em áreas de climas áridos e semi-áridos. Além das condições específicas do local, como localização e características do aterro, talvez limitem o uso do sistema de cobertura evapotranspirativo às condições climáticas locais, como quantidade, distribuição e forma de precipitação (USEPA, 2003).

Características do aterro sanitário, como a produção de gases, também pode limitar o uso das coberturas evapotranspirativas. O sistema de cobertura pode não controlar adequadamente a emissão de gases desde que o projeto de cobertura evapotranspirativa típico não tenha camadas impermeáveis para restringir o movimento do gás. Se a coleta de gás é requerida no aterro, pode ser necessário modificar o projeto da cobertura para coletar e drenar o gás gerado no aterro. Além disso, gases de aterros podem limitar a eficiência de uma cobertura evapotranspirativa, porque os gases podem ser tóxicos para vegetação (USEPA, 2003).

Dados limitados estão disponíveis para descrever o desempenho de sistemas de cobertura evapotranspirativa em termos de minimizar a percolação, assim como a capacidade dessas coberturas minimizarem a erosão, resistirem à bioinvasão² e continuar efetiva por um extenso período de tempo.

3.2.2.1 Monolítica

Coberturas monolíticas consistem em uma camada de solo fino, o qual tem baixa condutividade hidráulica e alta capacidade de armazenamento de água (Abichou *et al.*, 2003).

² Invasão da camada de cobertura pelas raízes das plantas

As coberturas monolíticas, também referenciadas como coberturas de monocamada (ou monocobertura), usam uma única camada de solo com cobertura vegetal para reter água até esta ser transpirada através da vegetação ou evaporada pela superfície do solo. Um projeto conceitual de um sistema de cobertura monolítica é apresentado na Figura 3.8.

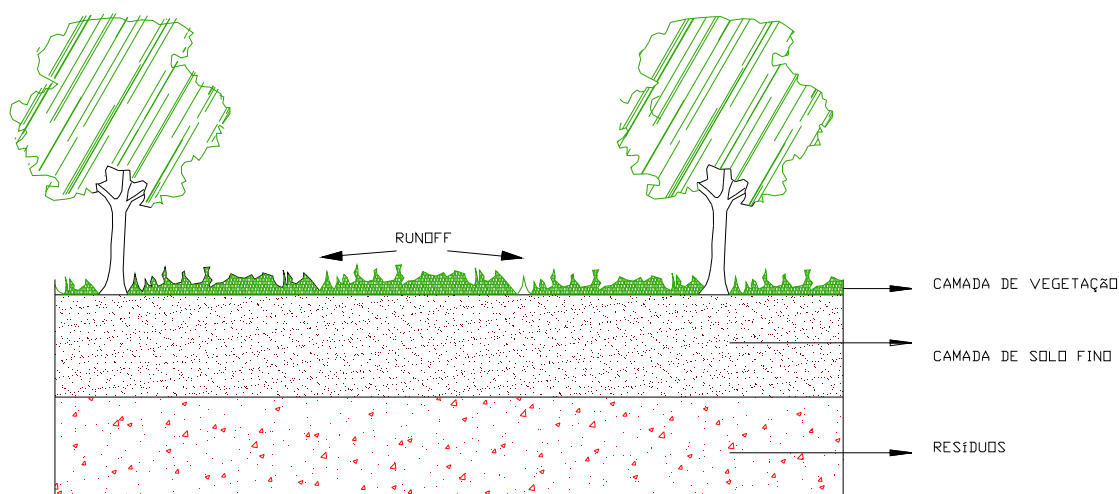


Figura 3.8 - Camadas evapotranspirativas – Barreiras Monolíticas

O principal propósito das camadas de cobertura de aterros sanitários é minimizar a infiltração de água para reduzir a geração de líquidos lixiviados. O balanço hídrico das camadas de cobertura de aterros sanitários mostra que os fatores que determinam a infiltração são: *runoff*, capacidade de armazenamento e a condutividade hidráulica do solo. Coberturas monolíticas consistem de uma camada de solo fino, com baixa condutividade hidráulica e alta capacidade de armazenamento (Abichou *et al*, 2003).

A determinação dessas propriedades permite às coberturas monolíticas manipular o balanço hídrico aumentando o armazenamento, evaporação e limitando a infiltração de água. A água de chuva que não escoa superficialmente é rapidamente armazenada próximo à superfície, de onde pode ser evaporada.

A quantidade de precipitação pluviométrica e a capacidade de armazenamento dos solos determinam as espessuras das coberturas monolíticas. A evaporação eleva-se quando são utilizados solos bem graduados por causa da mudança gradual da relação sucção - condutividade hidráulica não saturada (Khire *et al.*, 1995). Baixa umidade próxima à base da camada de cobertura proporciona uma condição de baixa condutividade hidráulica que limita a infiltração. Isso por que coberturas monolíticas têm que ter densidades tais de forma que a variação da quantidade de água não ocorra próximo à sua base durante períodos de alta

infiltração. As coberturas monolíticas são uma opção mais barata e de fácil construção (Abichou *et al*, 2003).

3.2.2.2 Barreiras capilares

As barreiras capilares, no caso de aterros de resíduos, possuem duas funções básicas: uma é limitar a quantidade de água que atinge as camadas de resíduos, reduzindo a lixiviação de material; a outra função é reduzir a entrada de oxigênio, que pode reagir quando em contato com alguns resíduos, aumentando a produção de contaminantes (Vieira, 2005).

As barreiras capilares são construídas com solos e outros materiais granulares que são adequados para a proteção dos resíduos nos aterros por longos períodos. Sistemas de cobertura por barreiras capilares consistem de uma camada de solo fino (como o da cobertura monolítica) depositado sobre uma camada de solo granular, usualmente areia ou cascalho, como mostrado na Figura 3.9. A diferença de propriedades hidráulicas não saturadas entre as duas camadas minimiza a percolação na camada granular (abaixo) sob condições não saturadas. A camada de solo fino de um sistema de cobertura de barreiras capilares tem a mesma função de uma camada de solo monolítico, que é armazenar água até esta ser removida do solo pelos mecanismos de evaporação ou evapotranspiração. A camada de solo granular forma uma fratura capilar na interface entre as duas camadas, o qual permite à camada de solo fino reter mais água que o sistema de cobertura monolítica de igual espessura (USEPA, 2003).

Nos aterros de resíduos, há a necessidade de uma descontinuidade hidráulica entre o resíduo e a cobertura do aterro de modo a evitar ascensão capilar de água do resíduo para a cobertura e também para diminuir o escape de gases para fora do aterro. Portanto as barreiras capilares necessitam de no mínimo duas camadas para funcionar, uma com a finalidade de barrar e armazenar água e a outra com finalidade de fornecer descontinuidade hidráulica entre as camadas de resíduo e a de retenção de água. Essas camadas ainda podem ser inclinadas de modo que a água infiltrada seja desviada para um sistema de drenagem. A eficiência da barreira capilar está ligada à capacidade de retenção e distribuição de água nos poros, ou seja, ao fenômeno da capilaridade nos solos (Vieira, 2005).

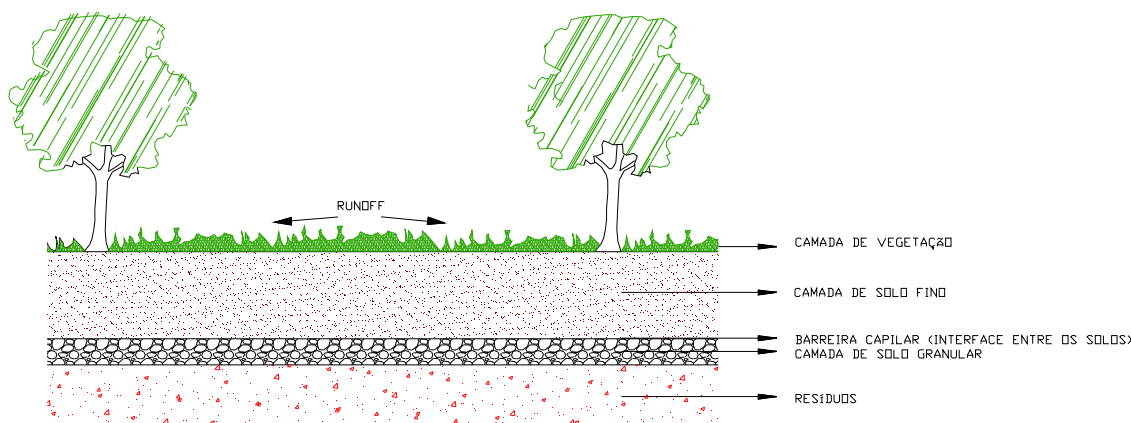


Figura 3.9 - Camadas evapotranspirativas – Barreiras Capilares

Forças capilares retêm a água na camada de solo fino até que o solo próximo à interface aproxime-se da saturação. Se a saturação da camada de solo fino ocorre, a água moverá relativamente rápido através da camada de solo granular e de resíduos.

Sistemas de cobertura evapotranspirativas por barreiras capilares também podem eliminar a necessidade de uma camada de biointrusão e/ou coleta de gás. A camada de solo de granulometria mais fina (superior) pode atuar como uma camada de biointrusão para resistir a penetração de raízes e intrusão de animais, devido ao tamanho das partículas e baixo conteúdo de água. A camada de solo granular também pode atuar como uma camada de coleta de gás, porque as propriedades do solo e posição dentro do sistema de cobertura são comparáveis a uma típica camada de coleta de gás em um sistema de cobertura convencional (USEPA, 2003).

3.3 Líquidos lixiviados em aterros sanitários

3.3.1 Degradação dos resíduos sólidos urbanos

A digestão anaeróbia pode ser entendida ainda como sendo um processo bioquímico que ocorre na ausência de oxigênio livre, no qual diversas espécies de microrganismos interagem entre si de forma simbiótica para converter compostos orgânicos complexos em CH₄ e em compostos inorgânicos como CO₂, N₂, NH₃, H₂S e traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (Dantas *et al*, 2002).

Nos aterros sanitários, que ainda são largamente utilizados dentro do contexto do gerenciamento de resíduos sólidos, como mencionado anteriormente, a degradação dos RSU é

um processo longo, função da velocidade de degradação dos diferentes substratos, e seqüencial, em razão dos metabolismos distintos que se sucedem ou se superpõem (Castilhos Júnior *et al.*, 2003). Essa degradação pode ocorrer de forma anaeróbia ou aeróbia, ou por ambas as formas.

Nota-se a predominância de uma zona aeróbia na parte superior dos aterros, a qual possui alta concentração de oxigênio. Esta é seguida por uma zona de transição (ou facultativa) e então pela zona anaeróbia, situada na parte inferior dos aterros, onde a existência de oxigênio é praticamente nula (adaptado de Miller & Clesceri, 2003).

A zona aeróbia, geralmente, ocorre concomitante à disposição dos resíduos no aterro, uma vez que há uma grande parcela de oxigênio que é retida na massa de resíduos durante o processo de aterragem. O consumo desse oxigênio retido é rápido e pode ocorrer em dias (Miller & Clesceri, 2003) ou durar até um mês (Castilhos Júnior, 2003). No entanto, considerando o tipo de cobertura, intermediária principalmente, utilizada nos aterros brasileiros, é possível que o ambiente aeróbio perdure por um período mais extenso.

Na zona de transição, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos que, segundo Castilhos Júnior *et al.* (2003), preferencialmente não utilizam oxigênio livre para decompor a fração orgânica dos resíduos, podendo, porém, utilizá-lo.

Na zona anaeróbia, predominam os microrganismos anaeróbios estritos, que não utilizam oxigênio livre para decompor o material orgânico presente.

Assim, na parte inferior, passa a predominar a decomposição anaeróbia, a qual ocorre pela solubilização enzimática (hidrólise) do material sólido (orgânico biodegradável) para açúcares e ácidos, permitido pela conversão (acidogênese e acetogênese) para ácidos orgânicos, os quais são convertidos para gases (metanogênese e hidrogenotrofia), água (produzida e consumida) e calor (energia) (adaptado de Miller & Clesceri, 2003).

O processo de digestão anaeróbia de RSU em aterros sanitários é descrito de forma detalhada em Tchobanoglous *et al.* (1993), IPT/CEMPRE (2000) e Castilhos Júnior *et al.* (2003). Na Figura 3.10 é apresentado um fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos RSU.

Diversos estudos têm sido realizados no sentido de investigar a decomposição da fração orgânica por meio da digestão anaeróbia, uma vez que os efluentes gerados nesse processo

são altamente poluentes. No entanto, nota-se que a maioria desses estudos se limita a condições de laboratório, por meio da montagem de experimentos em lisímetros (e.g. Hamada, 1997; Cintra, 2003; Barros, 2004; Alcântara, 2007), onde se procura reproduzir as condições de campo. Experimentos de campo têm sido pouco explorados, como exemplos citam-se El-Fadel *et al* (1999), Marques (2001), Youcai *et al* (2001), Pessin (2003), Alcântara *et al.* (2005), Coelho (2005) e Silva (2005).

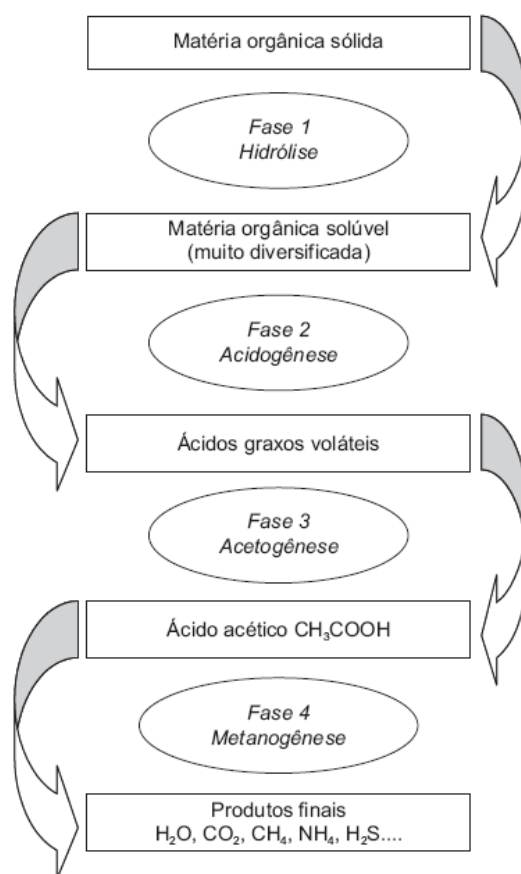


Figura 3.10 - Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos RSU (Castilhos Júnior *et al.* , 2003)

3.3.2 Fases da degradação

Os resíduos sólidos apresentam composição físico-química bastante diversificada, tornando complexos os mecanismos envolvidos no processo de bioestabilização anaeróbia. Em vista disso, o conhecimento do processo de digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, no interior de um aterro sanitário, assim como dos efluentes gerados, é fundamental para nortear novas propostas e concepções de sistemas de tratamento que atendam aos critérios de viabilidade técnica e econômica (Leite *et al*, 1997).

Ainda segundo Leite *et al* (1997), quando na presença de oxigênio a matéria orgânica degrada

mais rapidamente, estando associado à grande quantidade de energia livre produzida pelos microrganismos, onde o oxigênio funciona como agente acceptor de elétrons.

A velocidade de degradação depende da natureza do componente, que pode ser classificado em duas categorias básicas: rapidamente biodegradável e lentamente biodegradável.

A primeira categoria inclui restos de alimentos, papel e papelão. Do ponto de vista prático, esses elementos, sob condições normais dentro do aterro demoram, em média, seis anos para estabilização. Dentro desse período, o primeiro ano compreende uma fase de adaptação, e a geração de gases é praticamente nula. Após o primeiro ano, inicia-se a produção de metano, atingindo um pico próximo ao final do segundo ano. Para a segunda categoria de resíduos, sob condições normais, estima-se um tempo para estabilização total médio de 16 anos. Da mesma forma, somente no final do primeiro ano verifica-se o início de produção de gases, que atinge um pico somente ao final do sexto ano, reduzindo gradativamente a praticamente zero até o final do décimo sexto ano (Hamada, 1997).

Entretanto, estes tempos de decomposição mencionados devem ser vistos apenas como uma referência e possivelmente experiência do autor, já que escavações realizadas em bacias de disposição de resíduos no aterro sanitário de Belo Horizonte apresentaram resíduos de papel e papelão com mais de 25 anos sem se decomporem. Outros tempos de decomposição de componente dos resíduos sólidos urbanos são descritos em IPT/CEMPRE (2000).

Existem vários modelos que descrevem e simulam a decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos em aterros sanitários. No entanto, apesar das diversas formas de interpretação do processo de digestão anaeróbia, as diferenças se estabelecem nos níveis de detalhamento de cada classificação e não conceitualmente (Cintra, 2003). O modelo mais conhecido, que indica as principais fases do processo de digestão de resíduos sólidos urbanos em aterros convencionais, é descrito e adaptado por Pohland & Harper (1985), Tchobanoglous *et al.* (1993) e Povinelli & Bidone (1999), e apresenta cinco fases, descritas a seguir:

Fase I – ajustamento inicial: a fase I é uma fase de ajuste inicial, na qual os componentes biodegradáveis dos resíduos sólidos urbanos em decomposição microbiológica são colocados no aterro sanitário. A decomposição biológica, nessa etapa, acontece sob condições aeróbias, já que uma certa quantidade de ar é aprisionada no aterro, durante o processo de disposição, espalhamento e compactação dos RSU. A principal fonte de organismos aeróbios e anaeróbios responsáveis pela decomposição dos resíduos está sempre presente nos resíduos dispostos, ou

podem ter sua origem no solo que é utilizado na cobertura diária. O processo de estabilização é detectado através de mudanças nos parâmetros ambientais.

Fase II – Fase de transição (de ambiente aeróbio para anaeróbio): na fase II, identificada como fase de transição, o oxigênio é consumido e condições anaeróbias começam a se desenvolver, ou seja há uma transição da fase aeróbia para a anaeróbia. Quando o aterro sanitário se torna anaeróbio, nitrato e sulfato podem servir como aceptores de elétrons nas reações de conversão anaeróbias, sendo reduzidos quase sempre em gás nitrogênio e gás sulfídrico. O comportamento das condições anaeróbias pode ser monitorado pela medição das condições do potencial de oxidação/redução. Há o surgimento de compostos intermediários, tais como ácidos graxos voláteis.

Fase III – Fase ácida: na fase III a atividade microbiológica iniciada na fase II é acelerada com a produção de significativas quantidades de ácidos orgânicos e menores quantidades de gás hidrogênio. A primeira parte do processo de três etapas envolve a transformação via enzimas (hidrólise) dos componentes de elevado peso molecular (e.g. lipídios, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos) em componentes viáveis para o uso de microrganismos como fonte de energia e de material celular. O segundo passo do processo (acidogênese) envolve a conversão microbiológica dos componentes resultantes do primeiro passo em componentes intermediários de baixo peso molecular tais como ácido acético (CH_3COOH) e pequenas concentrações de ácidos fúlvicos e ácidos orgânicos complexos. Dióxido de carbono (CO_2) é o principal gás durante a fase III. Menores quantidades de H_2 também serão produzidas. Os microrganismos envolvidos na conversão, descritos genericamente como não metanogênicos, consistem de bactérias anaeróbias facultativas e específicas. Estes microrganismos são frequentemente identificados na literatura como sendo acidogênicos ou formadores de ácidos. Também há liberação de nutrientes com N e P, que serão utilizados como suporte para o crescimento da biomassa.

Fase IV – Fase de fermentação metânica: na fase IV um segundo grupo de microrganismos, os quais convertem o ácido acético e hidrogênio formado pelas formadoras de ácido na fase ácida para CH_4 e CO_2 , se tornam predominantes. Os microrganismos responsáveis por esta conversão são estritamente anaeróbios e são chamados metanogênicos. Nessa fase, tanto a formação de metano quanto de ácido se processam simultaneamente; conseqüentemente a taxa de formação de ácido é consideravelmente reduzida ou interrompida. A partir de então os ácidos produzidos são rapidamente convertidos em metano e dióxido de carbono. Há o

retorno do pH à condição tampão, controlado pelos ácidos voláteis. Nota-se, geralmente, uma queda acentuada da DQO, com correspondente aumento na produção de gás.

Fase V – Fase de maturação final: essa fase ocorre depois que a matéria orgânica facilmente degradável tenha sido convertida em CH_4 e CO_2 na fase IV. Enquanto líquidos continuam a migrar através dos resíduos, frações do material biodegradável que estava anteriormente estável serão convertidas. A taxa de geração de gás no aterro decai significativamente, já que os nutrientes viáveis teriam sido removidos com os líquidos lixiviados durante as fases anteriores e os substratos que permanecem no aterro são lentamente biodegradados. Os principais gases observados nessa etapa são o CH_4 e CO_2 . Dependendo das medidas de selamento do aterro, pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio podem também ser encontrados, em função da difusão de ar para dentro do aterro. Há aumento do valor do potencial redox com o aparecimento de O_2 e espécies oxidadas.

Na Figura 3.11 podem ser observadas as fases do processo de digestão anaeróbia descrito anteriormente, mostrando a evolução típica de parâmetros físico-químicos dos lixiviados e da produção e composição dos gases ao longo das fases Degradação dos Resíduos.

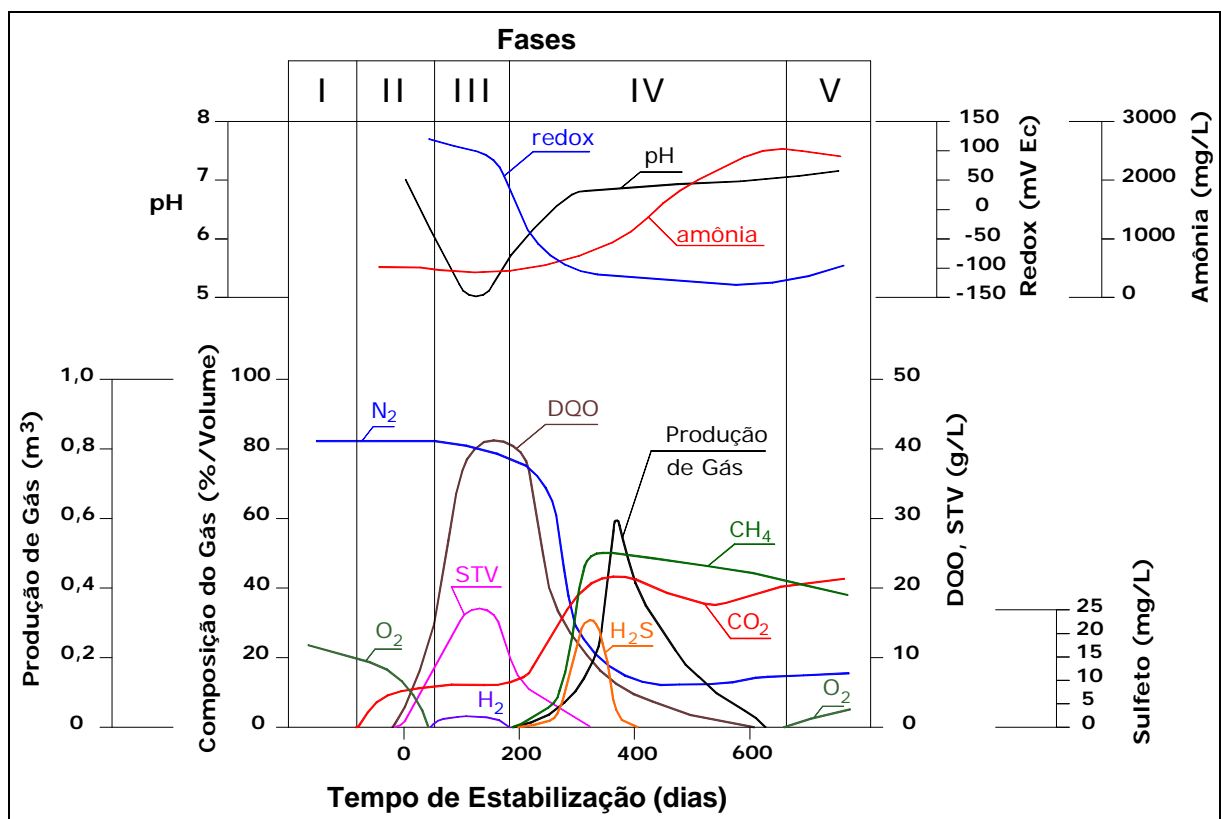


Figura 3.11 - Fases de estabilização de resíduos sólidos dispostos em aterros, segundo Pohland & Harper (1985) e adaptado por Coelho (2005)

Entretanto, o processo de digestão anaeróbia pode ser influenciado por diversos fatores, podendo ser destacados a temperatura, a carga orgânica aplicada, a presença de materiais de natureza tóxica, etc. (Leite *et al*, 2005). Os parâmetros intervenientes e de controle da digestão anaeróbia, segundo Reichert (2005), Castilhos Júnior (2003) e Silva (2005), são:

– **Composição dos resíduos**

A composição dos RSU, em especial os domésticos ou domiciliares, é diversificada e heterogênea; variando em função de fatores como nível sócio-econômico da população, época do ano e tipo de coleta existente.

– **Sólidos voláteis (SV)**

A composição dos resíduos sólidos urbanos (RSU), em especial os domésticos ou domiciliares (RSD), é extremamente diversificada e heterogênea; variando em função de fatores como nível sócio-econômico da população, época do ano e tipo de coleta existente.

Os sólidos voláteis em resíduos sólidos são o resultado da subtração dos sólidos totais e das cinzas obtidas após combustão completa dos resíduos. Os sólidos voláteis são subdivididos em sólidos voláteis biodegradáveis (SVB) e sólidos voláteis refratários (SVR). O conhecimento da fração de SVB ajuda na melhor definição da biodegradabilidade dos resíduos, da geração de biogás, da taxa de carga orgânica e da relação C/N. A lignina é um material complexo de difícil degradação por bactérias anaeróbias e constitui a fração SVR nos resíduos orgânicos municipais (Reichert, 2005).

– **Sólidos totais / Taxa de carga orgânica ou taxa de alimentação;**

Taxa de carga orgânica (TCO) é a medida da capacidade de conversão biológica de um sistema de DA. A unidade de medida é usualmente kg SV/m³ dia. Se alimentarmos um sistema acima da TCO sustentável poderá resultar em baixa produção de biogás devido ao acúmulo de substâncias inibitórias como ácidos graxos no interior do digestor. Nestes casos, deve-se reduzir a taxa de alimentação do sistema. A TCO é um parâmetro de controle particularmente importante em sistemas contínuos (Reichert, 2005).

– **Relação Carbono Nitrogênio (C/N)**

A relação C/N representa a relação entre as quantidades de carbono e de nitrogênio presentes na matéria orgânica. A relação C/N é um dos parâmetros para avaliar a estabilização da matéria orgânica que sofreu decomposição por via aeróbia.

– **Oxigênio**

Conforme descrito em Silva (2005), as bactérias metanogênicas são anaeróbias estritas e por isso, particularmente sensíveis à presença de oxigênio. A existência de oxigênio nos aterros convencionais pode ocorrer nas camadas superiores, dependendo do tipo de camada de cobertura final utilizada e, neste caso, o consumo do oxigênio pelas bactérias aeróbias acontece imediatamente.

– **pH**

A concentração em íons OH⁻ no meio exterior tem grande influência sobre o crescimento dos microrganismos (Castilhos Júnior, 2003). As bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora possa se conseguir estabilidade na formação de metano em uma faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que podem inibir por completo as bactérias formadoras de metano. As bactérias acidogênicas se mostram bastante ativas com pH tão baixo quanto 4,5 (Chernicharo, 1997).

As variações do pH podem influenciar o processo de digestão anaeróbia, seja por inibição ou pela aceleração do mesmo. Dessa forma, o pH de lixiviados de aterros sanitários é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos ou pela solubilização das espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos.

Segundo Pohland & Harper (1985), o pH pode variar com o tempo de disposição dos resíduos em um aterro sanitário, servindo como traçador das fases do processo. Na fase inicial do processo de degradação, o pH é normalmente mais baixo devido à produção de ácidos voláteis pelas bactérias hidrolíticas fermentativas. Com o avanço do processo de degradação biológica da matéria orgânica, os valores de pH vão se elevando em função do consumo dos ácidos voláteis pelas bactérias metanogênicas e pela maior produção de CO₂, característica desta fase.

– **Sulfato**

Sulfatos, sulfitos e outros compostos a base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos, sendo reduzidos a sulfeto por meio da ação de bactérias sulforedutoras. Na presença de elevadas concentrações de sulfato, as bactérias sulforedutoras passam a competir pelos substratos disponíveis com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas e a produção de metano decresce de forma acentuada (Chernicharo, 1997).

Em um aterro sanitário, como sugerem Christensen & Kjeldsen (1989), a produção de metano pode diminuir, caso o sulfato esteja presente, provavelmente pela competição do substrato com as bactérias redutoras de sulfato que também podem consumir hidrogênio e ácido acético durante a redução.

– **Nutrientes**

A composição química do substrato é de fundamental importância para o sucesso de qualquer tipo de tratamento biológico, porque os microorganismos necessitam de nutrientes específicos para a realização do seu metabolismo (Cintra, 2003).

Os nutrientes podem ser de origem orgânica e inorgânica. Os principais nutrientes inorgânicos, de interesse da digestão anaeróbia são: ferro, zinco, cobre, cobalto, níquel e molibdênio (micronutrientes), além de nitrogênio fósforo potássio, enxofre, cálcio, magnésio (macronutrientes) (Christensen e Kjeldsen, 1989; Tchobanoglous, 1993; Chernicharo, 1997; Silva, 2005).

Segundo Monteiro (2003), os nutrientes orgânicos são necessários aos organismos para a formação do tecido celular, os quais não podem ser sintetizados a partir de outras fontes de carbono orgânico. As frações orgânicas dos resíduos sólidos contêm normalmente quantidades suficientes de nutrientes orgânicos e inorgânicos, capazes de sustentar processos biológicos de degradação.

As necessidades nutricionais das populações microbianas são específicas e são usualmente estabelecidas empiricamente a partir da composição química das células microbianas (Chernicharo, 1997).

– **Agentes inibidores (toxicidade)**

Os efeitos inibidores relacionados ao oxigênio, hidrogênio e sulfato, são bem conhecidos e citados na literatura. No entanto, acredita-se que a presença de dióxido de carbono, sais, sulfetos, metais pesados, cátions alcalinos terrosos, amônia e outros compostos específicos podem ocasionar a toxicidade do meio, provocando a inibição da metanogênese. Cátions incluindo o sódio, potássio, cálcio, magnésio e amônia estimulam a degradação anaeróbia quando se encontram em baixas concentrações e são inibidores em elevadas concentrações

– **Temperatura**

Segundo Cintra (2003), a temperatura é um fator de influência nos processos biológicos, pelo fato de afetar a taxa das reações enzimáticas, desnaturar enzimas e proteínas, em geral, ou destruir os processos metabólicos dos microrganismos para a produção dessas enzimas.

Segundo Castilhos Júnior (2003), a atividade enzimática das bactérias depende estreitamente da temperatura, visto que alterações bruscas de temperatura causam desequilíbrio nas culturas envolvidas, principalmente bactérias formadoras de metano. Em torno de 10° C esta atividade é muito reduzida e, acima de 65°, as enzimas são destruídas pelo calor. Reichert (2005), cita que há basicamente duas faixas de temperatura que resultam em condições ótimas para a produção de gás metano – as faixas mesofílica e termofílica. A faixa mesofílica está entre 20°C - 40°C, com temperatura ótima entre 30°C – 35°C, e a termofílica fica entre 50° - 60°C. Os sistemas mesofílicos são muito sensíveis à variação da temperatura ambiente, podendo parar a geração de biogás no período de inverno em climas mais frios.

Chernicharo (1997) cita que dois níveis ótimos de temperatura têm sido associados à digestão anaeróbia, um na faixa mesófila (30 a 35°C) e o outro na faixa termófila (50 a 55°C).

– **Umidade**

A água é um fator de extrema importância na digestão anaeróbia, pela simples razão deste processo ser biológico e de que o ser vivo depende da água (Cintra, 2003). Entre todos os fatores que afetam a degradação em um aterro, o teor de umidade foi identificado como o mais crítico (Reinhart & Al-Yousfi, 1996).

A umidade exerce papel importante na metanogênese de aterros sanitários, pois além de suprir as necessidades dos microrganismos através da mobilização de nutrientes e substratos, possibilita o transporte de enzimas e outros produtos microbianos por todo o sistema. Contudo, a umidade isoladamente não se constitui fator fundamental, mas deve-se considerar a necessidade de sua associação com outros parâmetros como temperatura, pH, compactação e composição dos resíduos (Merbach, 1989 *apud* Paes, 2003). Até um determinado nível de umidade pode haver estímulo de produção de gás. No entanto infiltrações excessivas podem causar retardamento da produção. Isso pode ser devido ao favorecimento da fermentação ácida da matéria orgânica, com liberação de grandes quantidades de ácidos graxos voláteis, determinando a inibição do processo metanogênico (Paes, 2003).

3.3.3 Definição de líquidos lixiviados

Dentre os efluentes gerados no processo de digestão anaeróbia da fração orgânica dos RSU destacam-se os líquidos lixiviados, também conhecidos por: chorume, sumeiro, chumeiro e percolado (IPT/CEMPRE, 2000), quer seja pelo seu elevado potencial poluidor, sua significativa geração ou pela sua dinâmica de alteração com o tempo.

A ABNT (1992) define o chorume como sendo o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio).

De maneira geral os líquidos lixiviados podem ser definidos como resultado do processo de fluxo de água em um aterro sanitário, que percola através da massa de resíduo em decomposição carreando materiais e substâncias dissolvidas ou suspensas, de origem biológica e química, e da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos domésticos por ação de exo-enzimas, produzidas por bactérias e outros microrganismos, assim como por produtos variados do metabolismo celular, além de transformações químicas que ocorrerem naturalmente na massa de resíduos em decomposição. É caracterizado por ser um líquido escuro, malcheiroso, de alto poder poluidor, de composição bastante heterogênea, constituído de ácidos orgânicos, de substâncias solubilizadas e carreadas por meio das águas da chuva, que incidem sobre a massa de resíduos e, ainda, de substâncias formadas a partir de reações químicas que ocorrem entre os constituintes dos resíduos, tendo composição e quantidades variáveis. (Matos *et al.*, 1999; IPT/CEMPRE, 2000; Sissino & Oliveira, 2000; Cintra *et al.*, 2002; Paes, 2003; Célere, 2007).

Libânio (2002) apresenta uma discussão abrangente sobre os termos utilizados para definir esses líquidos, chegando-se à conclusão que o melhor termo que se aplica é “lixiviado de aterro sanitário”, “lixiviado de lixão” ou simplesmente “chorume”. Entretanto, o termo líquidos lixiviados de aterros sanitários também pode ser adotado para definir, ou identificar, esses líquidos, já que também os define como lixiviados.

3.3.4 Geração de líquidos lixiviados

Os líquidos lixiviados são formados quando o teor de umidade dos resíduos excede sua capacidade de campo, que é definida como a máxima umidade que é retida em um meio poroso sem produzir percolação (El-Fadel *et al.*, 2002).

Segundo Andrade (2002) o lixiviado de aterro sanitário é constituído basicamente de uma mistura de substâncias orgânicas e inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microrganismos. São compostos basicamente pela água que entra na massa aterrada de resíduos, advindo de fontes externas (e fontes próprias), como

- Teor de umidade inicial dos resíduos sólidos: relacionado com a água de constituição dos resíduos sólidos e com a água absorvida da atmosfera. O teor de umidade dos resíduos depende principalmente de sua composição, das condições climáticas e das práticas de coleta.
- Teor de umidade do material de cobertura do aterro: relacionado com a quantidade de água presente no solo de cobertura, depende do tipo do material empregado, e também da estação do ano (estação seca ou úmida).
- Água que penetra o topo do aterro: formada pela parcela da precipitação que percola através da camada de cobertura;
- Água que entra pela base do aterro: locais onde o nível do lençol d’água subterrâneo é elevado e o aterro não possui um sistema de impermeabilização adequado;
- Recirculação de líquidos lixiviados: auxilia na aceleração da decomposição da matéria orgânica presente e conseqüentemente em uma maior geração de líquidos lixiviados;
- Água perdida na formação do biogás: durante a decomposição anaeróbica dos compostos orgânicos consome-se água e gera-se o biogás;

- Água perdida na forma de vapor d'água: relacionado à saturação do biogás por vapor d'água;
- Água perdida por evaporação: relacionado à evaporação que ocorre de acordo com as condições climáticas locais;
- Água liberada no processo de digestão de RSU.

Qasim & Chiang (1994) afirmam que os fatores que mais influenciam a geração do lixiviado são: precipitação anual, escoamento superficial, infiltração, evaporação, transpiração, temperatura, composição do lixo, peso específico do lixo, umidade contida inicialmente nos resíduos e altura do aterro.

Para El-Fadel *et al.* (1997), as condições específicas de cada aterro sanitário, a sua superfície e o tipo de solo de fundação também influenciam a quantidade de líquidos lixiviados gerados.

Khattabi *et al.* (2002) descreve, no entanto, que os efeitos das condições climáticas, em especial a precipitação, na geração de chorume é ainda controverso. Destaca ainda, estudos realizados por Ehrig (1983) onde verificou que estas variáveis são independentes.

O conhecimento da geração de lixiviados é de vital importância na definição das estratégias de gestão e procedimentos de tratamento a serem adotadas em projeto. Neste caso particular de efluente, o local, a característica dos resíduos depositados, o tamanho das partículas, o clima, o método de exploração, o tipo e a qualidade dos sistemas de drenagem e impermeabilização de base constituem fatores que influenciam e afetam as características quantitativas e qualitativas dos lixiviados (Russo & Vieira, 1999).

Geralmente, a estimativa de geração de líquidos lixiviados em aterros sanitários é realizada avaliando-se o seu balanço hídrico, sendo para isto utilizados diversos métodos, sendo os mais utilizados: Método Suíço, Método do Balanço Hídrico, HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*), Moduelo e outros. No Item 3.5, estes métodos são descritos e discutidos.

A Figura 3.12 apresenta um esquema geral da formação dos líquidos lixiviados em aterros sanitários

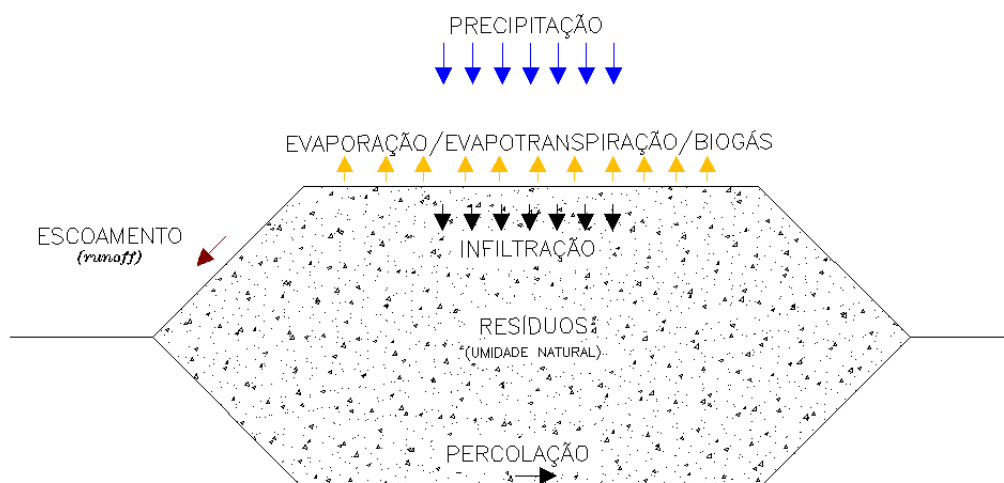


Figura 3.12 - Geração de líquidos lixiviados em aterros sanitários – esquema geral

3.3.5 Composição dos líquidos lixiviados

As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem de uma série de fatores, como (Cintra *et al.* 2002; Reinhart e Grosh, 1998; Qasim e Chiang, 1994; Segato & Silva, 2000):

- Fatores climatológicos e correlatos: regime de chuvas e precipitação pluviométrica anual, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração e temperatura.
- Fatores relativos ao resíduo sólido: composição, peso específico e teor de umidade inicial.
- Fatores relativos ao tipo de operação: características de permeabilidade do aterro, idade e altura do aterro, seqüência de disposição e existência ou não de pré-tratamento dos resíduos.

A carga contaminante dos lixiviados é composta de muitas substâncias diferentes, oriundas de fontes diversas, como descrito a seguir e na Tabela 3.4 (Segato & Silva, 2000):

- Substâncias orgânicas medidas mediante os parâmetros DBO₅, DQO e COT;
- Nitrogênio em forma de nitrogênio amoniacal, nitratos, nitritos, amônia;
- Halogênios inorgânicos, íons carbonatos, cloretos, sulfatos, sódio, potássio, cálcio;
- Metais como ferro, zinco, manganês, níquel, cobre etc.

Tabela 3.4 - Alguns íons encontrados nos líquidos lixiviados e possíveis origens.

Íons	Origem
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
PO ₄ ⁻³ , NO ³⁻ , CO ₃ ⁻²	Material orgânico
Cu ⁺² , Fe ⁺² , Sn ⁺²	Material eletrônico, latas, tampas de garras
Hg ⁺² , Mn ⁺²	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni ⁺² , Cd ⁺² , Pb ⁺²	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al ⁺³	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X
As ⁺³ , Sb ⁺³ , Cr ⁺³	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: Segato & Silva, 2000.

Para Yildiz *et al.* (2004), os fatores que afetam a composição química e a quantidade de líquidos lixiviados incluem as características iniciais dos resíduos (composição inicial, tamanho das partículas e peso específico), a interação entre a umidade do aterro e os resíduos, a hidrologia e o clima do aterro, o projeto do aterro e as variáveis operacionais; os processos microbiológicos durante o período de estabilização dos resíduos e o estágio de estabilização do aterro. A maioria desses fatores varia ao longo do período operacional do aterro e como o mesmo é desenvolvido, causando significativas mudanças na qualidade e quantidade dos líquidos lixiviados.

Segundo Reinhart e Grosh (1998), a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre épocas do ano.

As características dos lixiviados também variam com o tempo de disposição dos resíduos no aterro sanitário. Na Tabela 3.5 são apresentados valores típicos de parâmetros da composição de líquidos lixiviados em diferentes idades de um aterro sanitário.

Diversos autores têm descrito faixas de variação de parâmetros relacionados aos líquidos lixiviados, como pode ser observado na Tabela 3.6, porém não é descrita qual a idade desses aterros ou se os experimentos foram realizados em trabalhos de bancada.

Tabela 3.5 - Dados típicos da composição de líquidos lixiviados de aterros novos e antigos

Parâmetros	Idade do Aterro				
	0 a 2	0 a 5	5 a 10	0 a 15	> 20
DBO (mg/L)	2.000–30.000	10.000 - 25.000	1.000 - 4.000	50 - 1.000	< 50
DQO (mg/L)	3.000 – 60.000	15.000 – 40.000	10.000 – 20.000	1.000 – 5.000	< 1.000
Nitrogênio Total (mg/L)	10 – 800	1.000 – 3.000	400 - 600	75 - 300	< 50
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	10 - 800	500 – 1500	300 - 500	50 - 200	< 30
SDT (mg/L)	-	10.000 – 25.000	5.000 – 10.000	2.000 – 5.000	< 1.000
pH	4,5 – 7,5	3 - 6	6 - 7	7 – 7,5	7,5
Cálcio (mg/L)	200 – 3.000	2.000 – 4.000	500 – 2.000	300 - 500	< 300
Sódio (mg/L)	200 - 2500	2.000 – 4. 000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Potássio (mg/L)	200 – 1.000	2.000 – 4. 000	500 – 1.500	100 - 500	< 100
Ferro (mg/L)	50 – 1.200	500 – 1.500	500 -1.000	100 - 500	< 100
Magnésio (mg/L)	50 – 1.500	500 – 1.500	500 -1.000	100 - 500	< 100
Zinco (mg/L)	-	100 - 200	50 - 100	out/50	< 10
Cloreto (mg/L)	200 – 3.000	1.000 – 3.000	500 – 2.000	100 - 500	< 100
Sulfato(mg/L)	50 – 1.000	500 – 2.000	200 – 1.000	50 - 200	< 50
Fósforo (mg/L)		100 – 300	10 - 100	-	<10

Fonte: adaptado de O'leary & Tchobanoglous (1994) e El Fadel *et al.* (2002).

(*) Todos os valores em mg.L⁻¹, exceto o pH (adimensional).

Tabela 3.6 – Faixas de valores típicos de aterros sanitários.

Parâmetro	Pohland & Harper (1985)	South Flórida landfills (1987)	Ehrih (1989)	Qasim & Chiang (1994)
DBO	4 - 57.700	-	20 - 4.000	80 - 28.000
DQO	31 - 71.700	530 - 3.000	500 - 60.000	400 - 40.000
pH	4,7 - 8,8	6,1 - 7,5	4,5 - 9,0	5,2 - 6,4
Cloreto	30 - 5.000	112 - 2.360	100 - 5.000	70 - 1.330
Amônia	2 - 1.030	9,4 - 1.340	30 - 3.000	56 - 482
Fósforo total	0,2 - 120	1,5 - 130	0,1 - 30	8 - 35.
Ferro	4 - 2.200	1,8 - 22	3 - 2.100	0,6 - 325
Cádmio	70 - 3.900	<0,005	<0,05 - 0,14	<0,05
Chumbo	0,001 - 1,44	<0,105	0,008 - 1,02	0,5 - 1,0
Zinco	0,06 - 220	-	0,03 - 120	0,1 - 30

Fonte: Reinhart & Grosh (1998).

Souto & Povinelli (2007) realizaram estudos onde procuraram estabelecer faixas de variação dos parâmetros físico-químicos de líquidos lixiviados gerados em aterros brasileiros. Durante a realização dos estudos, os autores constataram que, ao contrário do que é dito na bibliografia internacional acerca de países de clima temperado, a transição entre “chorume novo” e “chorume velho” parece acontecer dentro de um a dois anos após o início da operação em países tropicais, e não após cerca de cinco anos. O que, segundo os autores, pode ser devido tanto à decomposição mais rápida dos resíduos (função das temperaturas mais elevadas), quanto ao uso de sistemas de drenagem com brita ou na forma de colchões drenantes.

Estes sistemas funcionam como filtros anaeróbios incorporados no aterro, removendo a carga orgânica facilmente biodegradável e colaborando para que o lixiviado rapidamente adquira características recalcitrantes. Na Tabela 3.7 é apresentado o resumo dos resultados obtidos no trabalho, servindo como estimativa das características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros.

Tabela 3.7 – Características mais prováveis do lixiviado de aterros brasileiros, segundo Souto e Povinelli (2007)

Variável	Faixa máxima	Faixa mais provável	FVMP (%)
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6	78
Alcalinidade Total (mg/L de CaCO ₃)	750 - 11.400	750 - 7.100	69
Dureza (mg/L de CaCO ₃)	95 - 3.100	95 - 2.100	81
Condutividade (mS/cm)	2.950 - 25.000	2.950 - 17.660	77
DBO (mg/L)	< 20 - 30.000	<20 - 8.600	75
DQO (mg/L)	190 - 80.000	190 - 22.300	83
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170	63
Fenóis (mg/L de C ₆ H ₅ OH)	0,9 - 9,9	0,9 - 4,0	58
NTK (mg/L)	80 - 3.100	não há	-
N-amoniacal (mg/L)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800	72
N-orgânico (mg/L)	5 - 1.200	400 - 1.200	80
N-nitrito (mg/L)	0 - 50	0 - 15	69
N-nitrato (mg/L)	0 - 11	0 - 3,5	69
P-total (mg/L)	0,1 - 40	0,1 - 15	63
Sulfeto (mg/L)	0 - 35	0 - 10	78
Sulfato (mg/L)	0 - 5.400	0 - 1.800	77
Cloreto (mg/L)	500 - 5.200	500 - 3.000	72
Sólidos totais (mg/L)	3.200 - 21.00	3.200 a 14.400	79
Sólidos totais voláteis (mg/L)	630 - 20.000	630 - 5.000	60
Sólidos totais fixos (mg/L)	2.100 - 14.500	2.100 - 8.300	74
Sólidos suspensos totais (mg/L)	5 - 2.800	5 - 700	68
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	5 - 530	5 - 200	62
Ferro (mg/L)	0,01 - 260	0,01 - 65	67
Manganês (mg/L)	0,04 - 2,6	0,04 - 2,0	79
Cobre (mg/L)	0,005 - 0,6	0,05 - 0,15	61
Níquel (mg/L)	0,03 - 1,1	0,03 - 0,5	71
Cromo (mg/L)	0,003 - 0,8	0,003 - 0,5	89
Cádmio (mg/L)	0 - 0,26	0 - 0,065	67
Chumbo (mg/L)	0,01 - 2,8	0,01 - 0,5	64
Zinco (mg/L)	0,01 - 8,0	0,01 - 1,5	70

FVMP: frequência de ocorrência dos valores mais prováveis

Analisando os dados de uma célula de RSU do aterro sanitário de Belo Horizonte (Tabela 3.8), cujo tempo de operação é de 6,0 anos, nota-se que os valores observados são diferentes daqueles descritos na Tabela 3.5. Provavelmente isso ocorre em função das características dos resíduos e pelo fato de o aterro de Belo Horizonte receber uma considerável quantidade de resíduos da construção civil e que podem estar afetando as características dos lixiviados.

Tabela 3.8 - Composição dos Líquidos lixiviados do aterro sanitário de Belo Horizonte

Parâmetro	Valores	
	Mínimo	Máximo
AGVT (mg/L)	31	17.760
AT (mg/L)	4.383	26.800
AGV/AT	0,01	1,11
DBO (mg/L)	64	2.705
DQO (mg/L)	743	46.550
DBO/DQO	0,02	0,78
Nitrogênio Amoniacal(mg N-NH ₃ /L)	600	3.850
Nitratos (mg N-NO ₃ /L)	0,01	11,80
pH	5,7	8,1
STV (mg/L)	424	26.662

Fonte: Catapreta *et al.* (2007b)

Coelho (2005) descreve alguns estudos realizados no sentido de quantificar as características de lixiviados de aterros sanitários. Entretanto, a maioria dos estudos realizados não mencionam há quanto tempo os resíduos estão dispostos nos aterros sanitários o que dificulta descrever em qual fase da digestão anaeróbia os mesmos se encontram.

3.4 Balanço hídrico em aterros sanitários

Outro componente que pode influenciar o comportamento de um maciço de resíduos é o balanço hídrico. Através de seu monitoramento pode-se melhor compreender e avaliar as taxas de geração e acumulação de líquidos lixiviados e gases e suas respectivas características, possibilitando a identificação do estágio, ou fase, em que se encontra o processo de estabilização da matéria orgânica.

O conhecimento do balanço hídrico de um aterro sanitário é de extrema importância para sua operação e manutenção, já que este pode influenciar o seu comportamento geomecânico e o dimensionamento dos sistemas de tratamento e drenagem de líquidos. Medeiros *et al.* (2002) citam que uma correta previsão da produção desses líquidos é importante para o projeto do sistema de drenagem de lixiviados produzidos nos aterros sanitários, bem como para técnicas operacionais em aterros que adotam a recirculação de líquidos.

Geralmente são utilizados métodos empíricos para avaliar o balanço hídrico de um aterro sanitário e estimar a geração de líquidos lixiviados. Um grande número de modelos têm sido desenvolvidos tentando explicar o movimento de umidade em aterros sanitários. Estes modelos podem ser enquadrados em algumas categorias:

- Modelos de balanço hídrico;
- Modelos de fluxo saturado;
- Modelos de fluxo não-saturado (uni e bi-dimensional);
- Modelos bioquímicos e hidrodinâmicos.

Os modelos matemáticos utilizados para avaliar o balanço hídrico e estimar a geração de líquidos lixiviados mais conhecidos são:

- Método Suíço;
- Método do Balanço Hídrico.

Outros métodos também tem sido utilizados, destacando-se aqueles que envolvem modelos matemáticos mais complexos e que, geralmente, são implementados em programas computacionais, sendo os mais conhecidos:

- HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*);
- SWB (*Serial Water Balance Method*);
- MOBYDEC (*Global Model for Landfill Hydrologic Balance*);
- UNSAT-H (*Unsaturated Soil Water and Heat Flow Model*);
- MODUELO.

Além desses, outros métodos como o CREAMS (Knisel & Nicks, 1980), HSSWDS (Perrier & Gibson, 1981), SOILNER (Johnson, 1986), FULLFILL (Noble, 1991), FIL (Khanbelvardi *et al.*, 1995) e PREFLOW (Uguccioni & Zeis, 1997) também podem ser utilizados para determinação de balanço hídrico em aterros sanitários, porém a utilização desses é pouco referenciada na literatura. Na Figura 3.13 é apresentado um esquema dos fatores intervenientes no balanço hídrico.

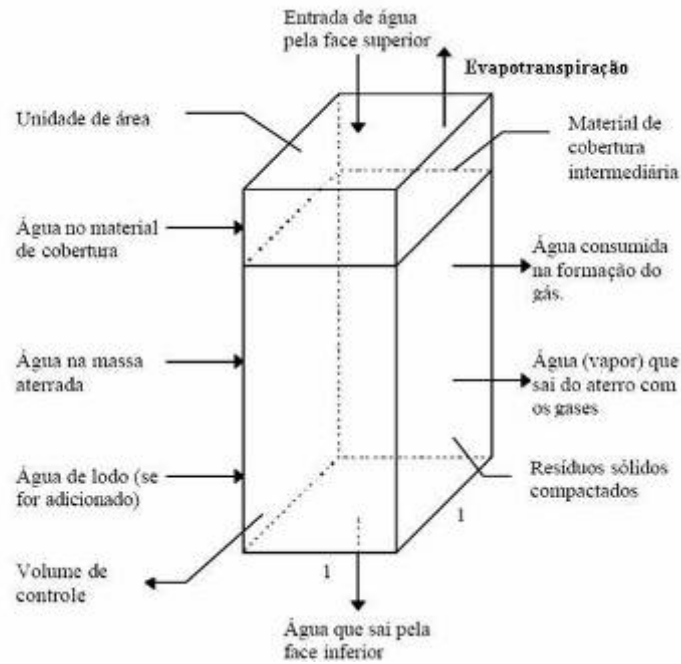


Figura 3.13 - Esquema para definição do balanço de água no aterro (adaptado de Fenn et al, 1975).

A seguir são descritos alguns modelos que são utilizados para avaliar o balanço hídrico em aterros sanitários.

3.4.1 Balanço Hídrico Clássico

O método do balanço hídrico, proposto por Fenn em 1975 e depois desenvolvido por Kmet em 1982, é um dos modelos mais utilizados para determinação dos volumes de lixiviados gerados em aterros sanitários (Castilhos Júnior, 2003).

Segundo Lins & Jucá (2003), este método permite estimar o percolado baseado em um fluxo unidimensional, na conservação de massa, e nas características de transmissão e retenção da cobertura do solo. O método do Balanço Hídrico geralmente é utilizado nos casos em que há grande disponibilidade de dados climatológicos, notadamente precipitação e evapotranspiração, medidos no local do aterro ou disponibilizados pela estação meteorológica mais próxima (Equação 3.1).

$$P + U_w = E + G + L + ES + \Delta U_w + \Delta U_s \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Em que: P = Precipitação (mm); U_w = Água presente nos resíduos, na forma de umidade inicial (contribui apenas uma vez no balanço hídrico) (mm); E = Evaporação e/ou Evapotranspiração (mm); G = Vapor d'água que sai com os gases (mm); L = Água que sai

como lixiviado (mm); R = Escoamento superficial (mm); ΔU_w = Água absorvida ou retida pelo resíduo (mm); ΔU_s = Água absorvida ou retida pela camada de cobertura (mm).

3.4.2 Método Suíço

Baseado em estudos realizados por Hans Jurgen Eling em vários aterros sanitários, onde foi verificada relação entre precipitação pluviométrica e o escoamento de líquidos lixiviados, foi estabelecida, na Suíça, uma sistemática empírica para determinação da vazão de percolado, denominada Método Suíço (Barros, 2004).

Este é um método de formulação semelhante ao Método Racional. Entretanto, não considera os efeitos da evaporação potencial. Segundo Capelo Neto *et al.* (1999), é um método bem simples, mas deixa a desejar no que diz respeito à precisão.

Neste método, segundo Barros (2004), estima-se que uma porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização de base e, conseqüentemente, deve ser drenada. Esta porcentagem é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro e da experiência do projetista. O método suíço considera como elementos principais a precipitação pluviométrica sobre a cobertura e o peso específico inicial dos resíduos. O cálculo da vazão média pode ser expresso pela Equação 3.2

$$Q = \frac{P \cdot A \cdot K}{T} \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Em que: Q = Vazão média de lixiviado (l/s); P = Precipitação média anual (mm); A = Área total do aterro (hectares); t = Tempo (segundos/ano); K = Coeficiente que depende do peso específico inicial dos RSU (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 - Valores de K para aplicação no Método Suíço.

Resíduos	Peso Específico do Lixo (kN/m ³)	K
Fracamente compactados	4 a 7	0,25 a 0,50
Fortemente compactados	Acima de 7	0,15 a 0,25

Fonte: Capelo Neto *et al.* (1999).

3.4.3 HELP

O modelo HELP (*Hydrology Evaluation Leachate Performance*), descrito por Schroeder *et al.* (1994a, b), pode ser considerado um dos principais modelos para estimar a geração de líquidos lixiviados em aterros sanitários e exige um volume significativo de informações. O modelo tenta responder pela complexidade do sistema, incorporando mais aspectos que a maioria dos modelos de balanço hídrico existentes (Guyonnet *et al.*, 1998).

O HELP é um modelo hidrológico quase-bidimensional, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency – USEPA*), que executa simulações do movimento de água através de aterros sanitários. O objetivo principal do modelo é auxiliar na análise e na comparação de alternativas de projetos, tendo como base o balanço hídrico.

O HELP emprega um esquema simplificado para modelar o fluxo de água através das camadas de solo e a remoção de água por meio de evapotranspiração e contém um banco de dados descrevendo condições meteorológicas, vegetação e propriedades saturadas e não saturadas dos solos (Khire *et al.*, 1997).

Uma desvantagem do modelo HELP está no fato de que o mesmo não considera o histórico de preenchimento dos aterros sanitários e sim como se o mesmo fosse uma única célula construída ao mesmo tempo (Guyonnet *et al.*, 1998). Também o que muitas vezes dificulta a sua utilização, é a indisponibilidade de informações, principalmente os dados climatológicos da área de estudo e propriedades hidráulicas dos solos e resíduos.

3.4.4 MODUELO

O modelo MODUELO, descrito em Cortazar *et al.* (2002), foi desenvolvido pelo Grupo de Engenharia Ambiental da Universidade de Cantábria, Espanha.

O MODUELO é um modelo baseado em uma discretização tri-dimensional do aterro sanitário. É um modelo que simula a geração de líquidos em aterros sanitários, o qual foi criado para avaliar os efeitos ambientais de um aterro. O modelo utiliza informações climatológicas, dados da evolução da geração de resíduos e a definição geométrica do aterro sanitário, para calcular os líquidos produzidos ao longo de um determinado período como também a sua contaminação orgânica e o gás gerado no processo de biodegradação. O modelo possibilita a incorporação do histórico de enchimento do aterro e incorpora um modulo

independente para simular diferentes cenários, os quais permitem o estudo da performance do aterro e suas características sob diferentes hipóteses. O modelo foi concebido focando particularmente aterros operados pelo método da depressão ou em vale (Cortazar *et al.*, 2002). O modelo se baseia em três etapas principais para simular a geração de líquidos:

- Modulo I = Concepção e operação do aterro (geração de resíduos, configuração do aterro, sistemas de drenagem e dados climatológicos);
- Modulo II = Hidrologia (balanço de água geral, fluxos horizontais e verticais, modelos de transporte, submodelo de fluxo de drenagem)
- Modulo III = Contaminação.

Na Figura 3.14 é representado, resumidamente, o processo de cálculo empregado pelo MODUELO.

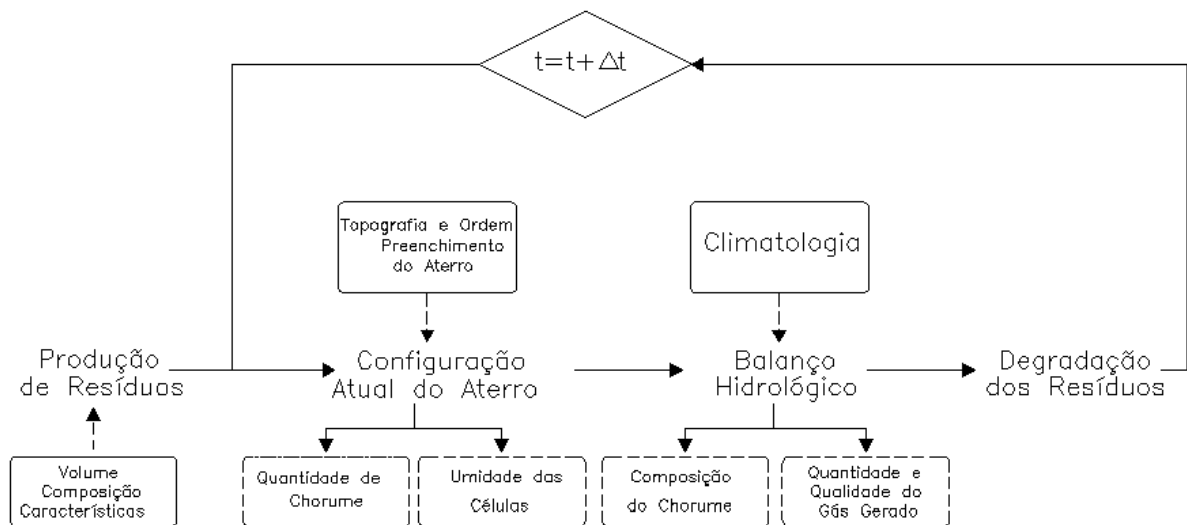


Figura 3.14 - Processo geral de cálculo do MODUELO (Cortazar *et al.*, 2002).

Diferentemente dos demais modelos citados anteriormente, o MODUELO considera a influência do histórico de preenchimento e características do aterro na simulação da geração de líquidos lixiviados. O modelo faz distinção de dois tipos de superfície: (1) o que é utilizado para definir o terreno, detalhado de acordo com as informações disponíveis, (2) e a superfície de cálculo, determinado pelo modelo, o qual pode ser realizada de maneira simplificada, para

reduzir tempo de simulação. São distinguidos: a topografia do terreno, as células diárias de resíduos, a cobertura e o sistema de drenagem.

3.4.5 SWB

O Modelo SWB (*Serial Water Balance*), descrito em Velásquez *et al.* (2003), foi desenvolvido pelo Departamento de Engenharia Ambiental do Instituto de Engenharia da UNAM (*National Autonomous University of Mexico*).

Este modelo faz algumas suposições relativas a dados operacionais de aterros sanitários e o comportamento dos líquidos lixiviados dentro destes. Para fazer com que o método seja utilizado em qualquer aterro sanitário, o Modelo SWB considera uma configuração padrão de aterros sanitários. O confinamento diário das células é realizado em camadas, sendo cada célula construída sobre outras duas da camada inferior (Figura 3.15). Desta forma, os líquidos produzidos na célula superior fluem verticalmente e proporcionalmente à área das duas células abaixo.

Posteriormente, o SWB assume que os líquidos fluem verticalmente, de acordo com a Lei de Darcy para fluxo em zonas não saturadas. O fluxo horizontal de líquidos não é considerado neste método.

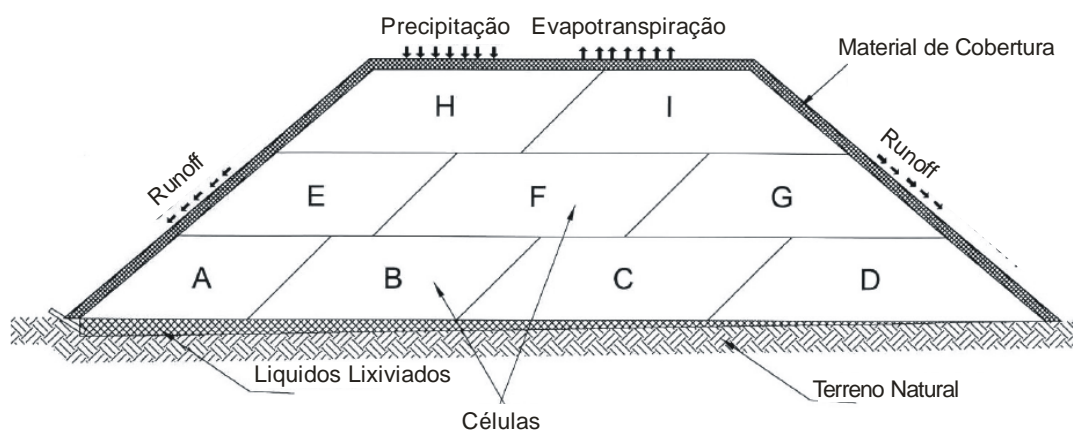


Figura 3.15 - Macro-células mostrando o funcionamento do Modelo SWB

A evapotranspiração de uma célula encerrada (coberta com solo) só é considerada em dias chuvosos e durante um dia após cada dia chuvoso, até que a água disponível seja exaurida. Este processo ocorre em cada célula, até que haja sobreposição de novas células. O número médio de dias em que é observada precipitação em cada mês é calculado assumindo que a precipitação somente ocorreu em dias alternados.

Outra suposição feita pelo SWB é que a evapotranspiração termina quando a água ultrapassa uma profundidade de mais que 30 cm. Esta suposição é considerada válida tanto para as células que já estão encerradas (cobertas com solo) quanto para aquelas que ainda estão em construção, porque ainda não havia nenhuma informação disponível relativo a essas células no processo de construção.

3.4.6 MOBYDEC

O Modelo MOBYDEC (*Global Model for Landfill Hydrologic Balance*), descrito por Guyonnet & Bourin (1994), é baseado em uma aproximação do modelo clássico de balanço hídrico proposto por Thornthwaite & Mather (1955). O balanço considera a precipitação diária e a evapotranspiração potencial (PET), e propõe que a evapotranspiração real (AET) seja igual à PET (corrigida por um coeficiente para levar em consideração o tipo de vegetação de cobertura) caso não haja precipitação suficiente para calcular a PET corrigida. Se a precipitação não for suficiente, então a água é retirada da umidade disponível na cobertura. Se ainda não houver água suficiente para considerar para calcular o PET corrigido, então a umidade disponível da cobertura é utilizada e AET é menor que a evapotranspiração corrigida (então AET é igual à precipitação mais a água que estava disponível na cobertura). Neste caso não ocorre infiltração para dentro da massa de resíduos.

Se a precipitação exceder PET corrigido, então AET iguala ao PET corrigido e o excesso de água é armazenado em forma de umidade disponível da cobertura. Se a umidade máxima disponível na cobertura for excedida, então um coeficiente de escoamento superficial é aplicado, e o restante se transforma em infiltração na massa de resíduos. A condutividade hidráulica do material de cobertura é considerada um fator limitante e define a quantidade máxima permissível de infiltração (assumindo uma drenagem por gravidade).

Entretanto, a aplicação desse método em regiões de clima árido e semi-árido é considerada limitada (Parsons, 1995 *apud* Guyonnet & Bourin, 1994). Porém, deveria também ser considerado que uma das principais causas de discrepância entre recarga prevista com o método de balanço hídrico, e que de fato é observado em condições semi-áridas, é o espaço de tempo usado nos cálculos do balanço. Se o espaço de tempo é muito grande (por exemplo, um ano) então as estimativas de recarga podem ser totalmente sem sentido, porque a evapotranspiração média anual pode exceder a precipitação anual. Ainda, na maioria das regiões áridas e semi-áridas alguma recarga ainda ocorre. Isto porque a precipitação acontece

em períodos curtos de tempo. Se o balanço fosse executado em uma escala de tempo menor, a precipitação excederia a evapotranspiração em certos períodos (Guyonnet & Bourin, 1994).

3.4.7 UNSAT-H

O Modelo UNSAT-H (*Unsaturated Soil Water and Heat Flow Model*), descrito por Fayer (2000), foi desenvolvido pelo *Pacific Northwest Laboratory - Department of Energy* (DOE) e é um programa computacional unidimensional, o qual pode simular o balanço hídrico de coberturas em aterros sanitários como também o fluxo de vapor e calor no solo. Simula o fluxo de água através do solo utilizando a equação diferencial parcial de Richards e o fluxo de calor pela equação de condução de calor de Fourier.

O componente do fluxo de vapor no UNSAT-H é calculado pela equação de condução de vapor de Fourier, a qual não é usada para análise de cobertura de aterros.

A Figura 3.15 mostra o esquema de seção transversal de uma cobertura ilustrando a metodologia pela qual o UNSAT-H calcula o balanço hídrico. A superfície de escoamento é determinada como a diferença entre precipitação e infiltração, onde essa baseia-se na condutividade hidráulica saturada e não saturada dos solos constituintes do sistema de cobertura. O escoamento superficial ocorre quando a água aplicada na superfície do solo excede à capacidade de infiltração do perfil do solo durante ou após a chuva. A determinação da superfície de escoamento no UNSAT-H é baseada diretamente nas propriedades físicas do perfil do solo.

O movimento ascendente de água infiltrada é devido à evaporação e o movimento descendente é consequência da gravidade e do potencial mátrico (ou “capilar” que é a energia com que a água capilar é retida por forças superficiais, ou medida de estado de energia da água no solo em relação ao estado da água livre e pura). Quando o limite superior é selecionado como um limite de fluxo, a infiltração e a evaporação são fluxos especificados. A água removida por transpiração da planta é tratada como um termo da equação de Richards, a qual relaciona o teor de umidade com o potencial total e a condutividade hidráulica do solo. A evapotranspiração potencial (limite superior atual de evapotranspiração) é calculada em função da umidade relativa diária, da radiação solar, da velocidade do vento, da temperatura mínima e máxima diária do ar usando a equação modificada de Penman. O armazenamento de água no solo é calculado pela integração da umidade do perfil. O tipo de fluxo no limite

inferior é a percolação. O UNSAT-H, sendo um modelo uni-dimensional (Figura 3.16), não calcula a drenagem lateral (Sobrinho, 2000).

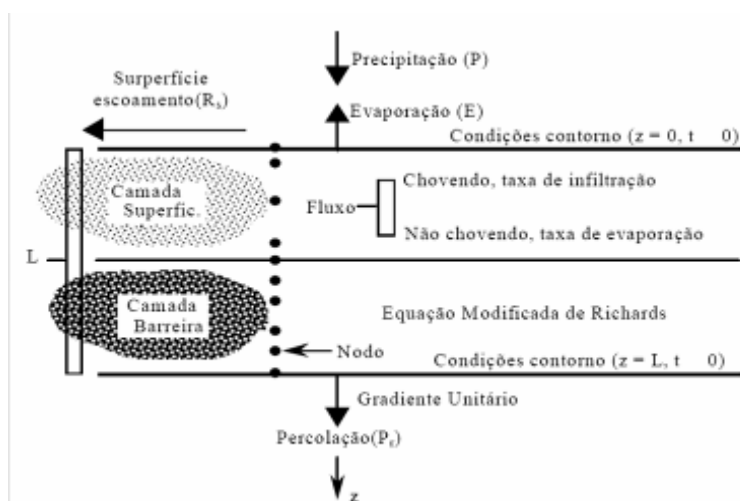


Figura 3.16 - Seção transversal utilizada no Modelo UNSAT-H (Sobrinho, 2000)

3.4.8 Balanço Hídrico de Thornthwaite e Mather

Existem diversas maneiras de avaliar o balanço hídrico, cada um com a sua finalidade principal. Um dos modelos mais conhecidos foi o proposto por Thornthwaite, em 1948, posteriormente modificado por Mather, em 1955, que ficou conhecido como “Balanço Hídrico de Thornthwaite e Mather” ou “Balanço Hídrico Climatológico”.

Segundo Pereira (2005), o balanço hídrico climatológico (BHC) foi desenvolvido por Thornthwaite e Mather (1955) para determinar o regime hídrico de um local, sem necessidade de medidas diretas das condições do solo. Para sua elaboração, há necessidade de se definir o armazenamento máximo no solo (CAD - Capacidade de Água Disponível), e de se ter a medida da chuva total, e também a estimativa da evapotranspiração potencial em cada período. Com essas três informações básicas, o balanço hídrico permite deduzir a evapotranspiração real, a deficiência ou o excedente hídrico, e o total de água retida no solo em cada período.

Como o solo é um reservatório que dificulta a saída da água à medida que vai secando, nos períodos em que o total de chuvas (P) é menor que a evapotranspiração potencial (ETP), a água retida torna-se uma função dessa demanda potencial ($P - ETP < 0$) e da CAD adotada. Havendo uma seqüência de períodos nessa condição, a água retida no solo será uma função

seqüencial dos valores negativos acumulados de P - ETP, ou seja, da perda potencial acumulada (Pereira, 2005).

A seqüência de cálculo proposta por Thornthwaite e Mather encontra-se descrita em Koerner & Daniel (1997), sendo que a Tabela 3.10 apresenta os principais critérios para determinação dos parâmetros a serem utilizados no modelo e respectiva seqüência de cálculo.

Tabela 3.10 - Critérios de definição de parâmetros para análise do balanço hídrico pelo Método de Thornthwaite-Mather (Koerner & Daniel, 1997)

Parâmetro	Sigla	Critério
Temperatura Média Mensal	T	Dados coletados em estação meteorológica
Índice Mensal de Calor	H _m	$H_m = (0,2T)^{1,514}$ para T > 0°C $H_m = 0$ para T ≤ 0°C
Evapotranspiração Potencial Diária	UPET	UPET = 0 (para T ≤ 0° C) UPET = 0,53 (10 T/H _a) ^a (para 0° C < T < 27° C) UPET = -0,015 T ² + 1,093 T - 14,208 (para T ≥ 27° C)
Insolação Mensal	N	Dados coletados em estação meteorológica
Evapotranspiração Potencial	PET	$PET = UPET \times N$
Precipitação	P	Dados coletados em estação meteorológica
Coefficiente de Escoamento Superficial	C	Ver Tabela 10
Escoamento Superficial	R	$R = P \times C$
Infiltração	IN	$IN = P - R$
IN - PET	IN - PET	$IN - PET$
Perda Acumulada de Água	WL	$IN - PET \geq 0$ entrar com valor de WL do mês anterior $IN - PET = \text{negativo}$ soma-se o valor de WL do mês anterior com o valor do mês em análise
Água Acumulada na Zona de Raízes	WS	$IN - PET = \text{negativo}$ ⇒ $WS = (WS_{\max})10^{b(IN - PET)}$ e b = 0,455/WS _{max} $IN - PET > 0$ ⇒ $WS = IN - PET$
Varição na Quantidade Acumulada de Água	CWS	Entrar com valor do último mês anterior ao período a ser estudado
Evapotranspiração real	AET	$IN - PET \geq 0$ ⇒ AET = PET $IN - PET < 0$ ⇒ AET = PET + [(IN - PET) - CWS]
Percolação	PERC	$IN - PET \leq 0$ (PET > IN) ⇒ PERC = 0 $IN - PET > 0$ ⇒ PERC = (IN - PET) - CWS
Verificação dos Cálculos	CK	$CK = PERC + AET + CWS + R$
Taxa de Percolação	FLUX	$FLUX = (PERC \times 0,001)/t$

Aplicação deste modelo em aterros sanitários pode ser encontrada em Coelho (2005) e em Koerner & Daniel (1997).

3.5 Compressibilidade de resíduos sólidos urbanos

3.5.1 Considerações iniciais

A ocorrência de recalques em aterros sanitários tem sido bastante investigada nos aterros brasileiros nos últimos anos, face ao aumento no número dessas unidades e à necessidade de conhecimento do comportamento mecânico dos resíduos, principalmente quando estes podem oferecer riscos e comprometer a qualidade ambiental.

Por outro lado, ainda observa-se uma ausência significativa de dados sobre o desempenho de aterros sanitários brasileiros, principalmente devido à não realização de um acompanhamento sistemático dessas obras, através de instrumentação adequada.

Os resíduos sólidos dispostos em um aterro sofrem grandes recalques, com os quais seu volume diminui e sua capacidade de armazenamento aumenta, estando aí uma das principais causas de se quantificar os recalques, além de definir a fase do processo de estabilização e com isto determinar sobre-alturas de resíduos a serem depositados, determinando assim, a real capacidade de armazenamento do aterro (Mariano & Jucá, 1999).

Estimativas de recalques totais de aterros sanitários variam de 25 a 50 % (Wall & Zeiss, 1995; Edgers *et al.*, 1992). Segundo Ling *et al.* (1998), os recalques finais em um aterro sanitário podem ser de 30 a 40% da altura inicial, ao longo de sua vida útil.

A ocorrência de recalques, no entanto, é indesejável para a manutenção do aterro, já que pode causar o desenvolvimento de trincas e rupturas no sistema de cobertura, acúmulo de água no topo do aterro, comprometimento dos sistemas de drenagem de líquidos e gases (Ling *et al.*, 1998; Bjarngard & Edgers, 1990; Edgers *et al.*, 1992; Singh, 2005).

3.5.2 Fatores que afetam a compressibilidade

Os mecanismos responsáveis pela ocorrência desses recalques são complexos e menos conhecidos que em solos, como identificado por Sowers (1973), podendo ser atribuídos em parte à sua heterogeneidade natural, às partículas de tamanho variado, compressão das partículas de resíduos e à perda de sólidos em função da biodegradação.

Bowders *et al.* (2000) descreve que os mecanismos que governam os recalques em resíduos sólidos domésticos são numerosos e complexos. A heterogeneidade dos resíduos, sua

deformabilidade, os grandes vazios presentes e sua biodegradação apresentam-se como fatores importantes no complexo processo de ocorrência de deformações em aterros sanitários.

Liu *et al.* (2006) citam que os recalques em aterros podem ser atribuídos à compressão mecânica e decomposição biológica dos sólidos. Segundo Hossain *et al.* (2003) com o avanço da decomposição dos resíduos, as propriedades de compressibilidade e subsequentemente as taxas e a magnitude dos recalques também mudam. Segundo Simões (2000), a identificação dos mecanismos responsáveis pelo desenvolvimento de recalques em aterros de disposição de RSU é de extrema importância para a interpretação do comportamento, proposição de modelos de previsão e realização de simulações.

Simões (2000) comenta que a magnitude dos recalques em aterros sanitários é influenciada por diversos fatores, incluindo:

- Composição dos resíduos e porcentagem de material degradável;
- Peso específico e índice de vazios dos resíduos;
- Dimensões do aterro;
- Técnicas de compactação;
- História de tensões, envolvendo todas as etapas de operação e após o fechamento;
- Pré-tratamento dos resíduos (incineração, compostagem, mistura, fragmentação etc.);
- Nível e flutuação dos líquidos no interior da massa;
- Existência de sistemas de extração de gases;
- Fatores ambientais, tais como teor de umidade, temperatura e gases, presentes ou gerados no interior da massa.

Pode-se acrescentar aos fatores apresentados, segundo Quian *et al.* (2002), o método de operação do aterro, com ou sem recirculação de líquidos lixiviados. Nos aterros com recirculação de líquidos lixiviados, a ocorrência de recalques pode ser mais significativa, devido à aceleração

da decomposição de alguns resíduos ocasionada pela re-introdução desses líquidos no interior do aterro.

Segundo Yen & Scanlon (1975), Ling *et al.* (1998) e Bjarngard & Edgers (1990) os resíduos são comprimidos pelo seu peso próprio, sobrecargas e cargas externas, como as induzidas pela compactação, conduzindo para a redução de vazios. Em função da variabilidade do tamanho das partículas que compõem a massa de resíduos, as partículas menores migram para os espaços vazios existentes entre as partículas maiores. Tal fenômeno é chamado de *ravelling*, e é provocado pelo arraste das partículas mais finas oriundas da decomposição biológica dos resíduos ou dos materiais utilizados na cobertura diária e final dos aterros e pela vibração provocada pelos equipamentos compactadores.

Diversos autores têm citado também a decomposição como responsável por grande parte dos recalques em aterros sanitários, assim como têm desenvolvido modelos para previsão de recalques que a consideram (Park & Lee, 2002, Wall & Zeiss, 1995, Edgers *et al.*, 1992, Simões, 2000, Marques *et al.*, 2003).

A biodegradação está relacionada diretamente com a redução de volume do aterro sanitário. Sua ocorrência pode ocasionar o surgimento de grandes espaços vazios no interior dos aterros e favorecer o *ravelling*, e conseqüentemente a ocorrência de grandes recalques em aterros. (Park & Lee, 2002),

Nesse sentido, conhecer as características dos resíduos é de grande importância, uma vez que alguns resíduos se degradam mais facilmente que outros. Dixon & Langer (2005) citam que conhecer o estado inicial dos resíduos é requerido porque as propriedades mecânicas, forma e tamanho dos componentes mudarão como resultado das condições de disposição (compactação) e tensão devida à aterragem e à deformabilidade de algumas partículas e, a longo prazo, devido ao processo de decomposição.

No entanto, associar a decomposição dos resíduos e a ocorrência de recalques em aterros de resíduos tem sido um grande desafio, uma vez que diversos parâmetros podem influenciar tal fenômeno.

3.5.3 Estágios da compressibilidade

Os recalques ocorrem essencialmente em três estágios distintos, conforme descrito por Wall & Zeiss (1995) e Ouvry & Page (2005):

- Compressão inicial;
- Compressão primária;
- Compressão secundária.

A compressão inicial, ou mecânica, é o recalque que ocorre diretamente quando uma carga externa é aplicada ao aterro. Geralmente é associada com a compactação imediata dos espaços vazios e partículas devido a uma carga sobreposta. Este tipo de recalque é análogo à compressão elástica que ocorre em solos e é virtualmente instantânea. A compressão mecânica restante dos resíduos ocorre com o arraste ou compressão secundária, devido ao movimento e reorientação das partículas a longo prazo, bem como em função da compressão lenta de alguns dos componentes dos RSU causada pelo peso próprio do aterro.

A compressão primária é a compactação devida à dissipação de poro pressões dos espaços vazios e ocorre rapidamente, geralmente em até 30 dias à aplicação da carga. Embora ambos os processos aconteçam simultaneamente, a magnitude de compressão primária é maior e mascara os efeitos de compressão secundária neste período inicial. Após os 30 dias, a compressão secundária progride e eventualmente alcança a mesma ordem de magnitude da compressão primária. O processo de compressão primária, aplicada a aterros, geralmente é descrita usando uma analogia da teoria de Terzaghi para o fenômeno de adensamento em solos.

Compressão secundária geralmente é devida ao peso do corpo do aterro e à decomposição biológica. Recalques devido à compressão secundária podem representar a porção principal dos recalques totais de aterros sanitários e podem ocorrer durante muitos anos. Sowers (1973) atribui os recalques secundários dos resíduos a uma combinação de compressão mecânica secundária, ações físico-químicas e decaimento bioquímico. O autor ainda sugere que o aumento das taxas de degradação, devido a condições favoráveis de decomposição biológica, resulta em altos valores de índice de compressão secundária e conseqüentemente taxas de recalques mais elevadas.

Por outro lado, Liu *et al.* (2006), citando Grisólia & Napoleoni (1995), descrevem que os recalques podem ocorrer em 5 estágios, como informado na Figura 3.17.

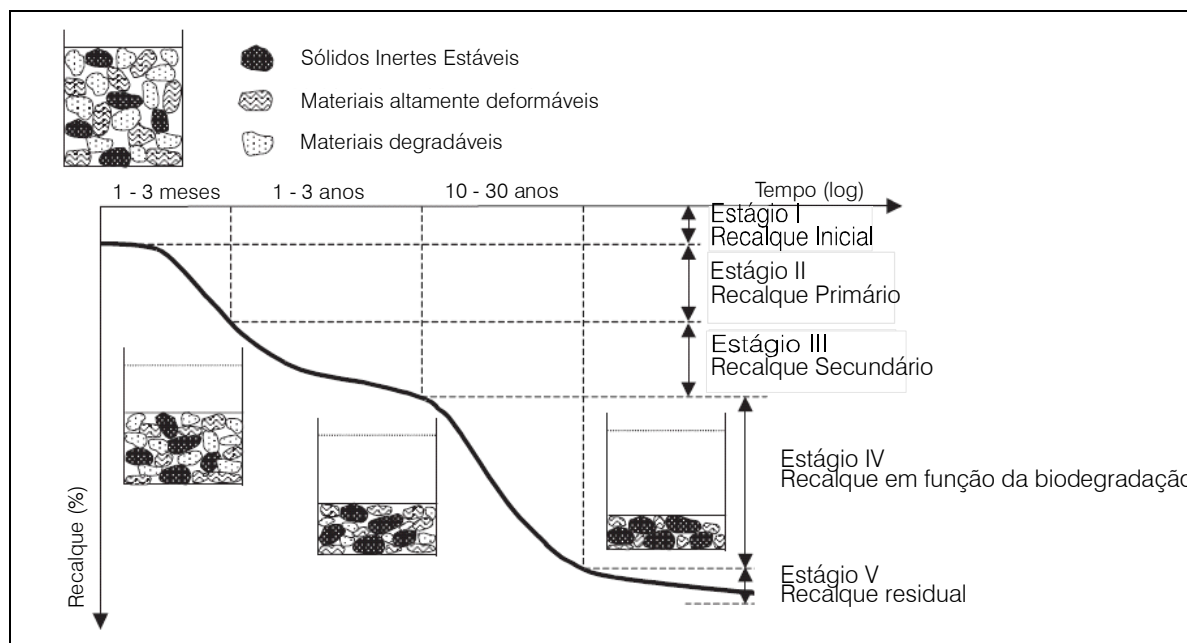


Figura 3.17 - Estágios de tempo-recalque típicos para um aterro de lixo debaixo de uma certa carga (Liu *et al.*, 2006)

Estágio I – recalque instantâneo, por meio de compressão mecânica devida ao decaimento de macro-poros devido ao movimento de deformação de resíduos altamente deformáveis;

Estágio II – recalques mecânico primário com compressão contínua e ajuste de resíduos;

Estágio III - deformação mecânica secundária devido ao arraste de resíduos e a decomposição inicial de material orgânico;

Estágio IV - decomposição primária de material orgânico;

Estágio V - deformação residual mecânica e biológica.

Manassero (1996) *apud* Singh (2005) apresenta uma classificação semelhante para os estágios de ocorrência de recalques em aterros: 1) Compressão física e arraste; 2) Migração de partículas menores para espaços vazios; 3) Comportamento viscoso ou deformação lenta e adensamento; 4) recalques devido à decomposição e; 5) Colapso dos componentes devido à mudanças físico-químicos.

3.5.4 Modelos de previsão de recalques

O primeiro modelo de previsão de recalques em aterros foi elaborado por Sowers (1973), o qual adotou uma aproximação da mecânica dos solos convencional para prever recalques em resíduos. O autor mostrou que os índices de compressão primária e secundária podem ser correlacionados com o índice de vazios inicial dos resíduos.

Ling *et al.* (1998) citam que esta aproximação da mecânica dos solos requer a determinação precisa de parâmetros de resíduos sólidos, o que, devida às incertezas associadas com as

propriedades dos materiais, contribui para que esta opção seja menos atrativa para resíduos quando comparada com solos.

Ouvry & Page (2005) citam que as variações das propriedades dos resíduos têm imposto certas limitações sobre o uso aproximado da mecânica dos solos clássica para a previsão de recalques em aterros.

Segundo Liu *et al.* (2006), os modelos existentes para calcular recalques de aterro podem ser divididos nas categorias seguintes: (1) Modelo de Adensamento - a teoria de Terzaghi que é normalmente aplicado no cálculo de recalques em solos é adotada para calcular o recalque primário e secundário; (2) Modelos Reológicos – o comportamento de compressão de resíduos é modelado com utilização de conceitos e parâmetros reológicos dos materiais; (3) Modelo de Biodegradação - o comportamento de biodegradação da matéria orgânica (quer dizer, os componentes orgânicos sólidos que diminuiram gradualmente como resultado do processo de decomposição) é considerado na formulação do modelo; (4) Modelos de Regressão - algumas funções comuns (por exemplo, logarítmico, hiperbólico, séries de potência, bi-linear, multi-linear) são usadas para calibrar os dados.

Na Tabela 3.11 são apresentados, de maneira sumarizada, diversos modelos de previsão de recalques elaborados desde o trabalho pioneiro de Sowers (1973).

Por fim, como mencionado por Liu *et al.* (2006), o desenvolvimento de recalques em aterros de resíduos a longo-prazo é um fenômeno complexo. O desenvolvimento de técnicas para quantificar os recalques é um começo para entender e reabilitar aterros sanitários. O desenvolvimento de pesquisas para entender a magnitude das poro-pressões e propriedades geotécnicas dos resíduos é útil para auxiliar a previsão de recalques.

A seguir é apresentada uma breve descrição de alguns dos modelos empregados para avaliação e previsão de recalques. Os trabalhos de El-Fadel & Khoury (2000), Simões (2000) e Marques (2001) contêm revisão bibliográfica abrangente sobre modelos matemáticos comumente utilizados na previsão de recalques.

Tabela 3.11 - Modelos de previsão de recalques em aterro utilizados para disposição de resíduos.

Modelo	Pesquisador
Modelo Reológico	Edil <i>et al.</i> (1990)
	Bleiker <i>et al.</i> (1995)
	Chen & Chou (1998)
Método da Regressão	Função logarítmica Yen & Scanlon (1975)
	Power creep law Edil <i>et al.</i> (1990) Punyamurthula (1995) Zhao <i>et al.</i> (2001)
	Função hiperbólica Ling <i>et al.</i> (1998)
	Função bi-linear Bjarngard & Edgers (1990) Jesseberg & Kockel (1991) Stulgis <i>et al.</i> (1995)
	Função multilinear Deutsch, Jr. <i>et al.</i> (1994)
	Modelos baseados em expressões semelhantes às da teoria de adensamento de solos
Modelo de Biodegradação	Wall & Zeiss (1992) Diaz <i>et al.</i> (1995) e Espinace <i>et al.</i> (1999) Park & Lee (1997/2002) Edgers <i>et al.</i> (1992) Simões (2000) Marques <i>et al.</i> (2003)

Fonte: adaptado de Liu *et al.* (2006).

3.5.4.1 Modelo de Sowers (1973)

O primeiro dos modelos a ser utilizado foi o proposto por Sowers (1973) e considera a compressão inicial ou imediata; compressão primária e compressão secundária. O recalque final é a soma das parcelas, calculadas com base nas expressões da Teoria Clássica de Adensamento de solos. O modelo de Sowers assume que a curva de determinação secundária é linear com o logaritmo do tempo. Segundo Ouvry & Page (2005), este modelo é o mais amplamente utilizado para previsão de recalques (Equação 3.3).

$$S(t) = H(t_c) \cdot C_\alpha \cdot \log\left(\frac{t-t_0}{t_1-t_0}\right) \quad (\text{Eq. 3.3})$$

Em que: S(t) = recalque secundário; H(t) = altura de resíduos após o recalque primário; C_α = queda de tensão versus curva de log-tempo ou o índice de compressão secundária; t = tempo decorrido; t₀ = tempo inicial; t₁ = tempo para o recalque secundário iniciar; O modelo é sensível para valores de t₀ e t₁ utilizados, os quais são freqüentemente difíceis de se identificar porque os recalques primários e secundários ocorrem simultaneamente.

3.5.4.2 Modelo de Yen e Scanlon (1975)

Yen e Scanlon (1975) propuseram um modelo empírico para determinação da velocidade de recalque, baseado na compilação de resultados obtidos pelo monitoramento de três aterros durante um período de nove anos, no qual identificaram correlações entre as velocidades de recalque e as idades dos resíduos dispostos.

Neste modelo os autores sugerem que a taxa de recalques decresce linearmente com o logaritmo do tempo e cresce com a altura do aterro. Além disso, as observações e o modelo aplicam-se somente aos recalques de longo prazo (secundários). O modelo é expresso pela Equação 3.4.

$$v = \frac{dS}{dT} = m - n \cdot \log t \quad (\text{Eq. 3.4})$$

Em que: v = taxa ou velocidade de recalque; S = recalque; t = tempo; m e n = constantes empíricas.

O modelo de Yen e Scanlon (1975) trata-se de um método empírico, que deve ser ajustado a partir de dados de campo, e apresenta inconsistência quando o tempo se torna muito grande. Neste caso, dependendo da combinação das constantes empíricas, os recalques poderiam tornar-se negativos (Simões, 2000).

3.5.4.3 Modelo Reológico de Edill *et al.* (1990)

Outro procedimento empregado foi o de Edill *et al.* (1990) o qual consiste em um modelo reológico composto de dois elementos: uma mola hookeana (de constante “a”) ligada em série

a um elemento Kelvin (uma mola hookeana, de constante “b”, associada em paralelo a um amortecedor Newtoniano, de viscosidade λ/b).

Após a aplicação de um incremento de tensão, que pode ser originado pelo peso próprio do resíduo ou de cargas aplicadas na superfície, a mola (de constante “a”) se comprime instantaneamente, de maneira análoga à compressão primária. A compressão do elemento Kelvin é retardada pelo amortecedor, de maneira similar à compressão secundária sob tensão efetiva constante. A carga é, então, transferida progressivamente para a segunda mola, de constante b. Após um certo tempo, toda a tensão efetiva será suportada pelas duas molas. O recalque pode ser expresso pela Equação (3.5):

$$s(t) = H \cdot \Delta\sigma \cdot \left[a + b \left(1 - e^{-\frac{\lambda}{b}t} \right) \right] \quad (\text{Eq. 3.5})$$

Em que: a e b = parâmetros de compressibilidade primária e secundária; λ/b = taxa de compressão secundária; H = altura inicial do resíduo; $\Delta\sigma$ = tensão de compressão e; t = tempo após a aplicação da carga.

3.5.4.4 Modelo Exponencial de Creep

O modelo exponencial de *creep* tem sido utilizado para a estimativa do comportamento de *creep* transiente de inúmeros materiais de engenharia (Sharma & Lewis, 1994), sendo expresso por meio da Equação 3.6:

$$S(t) = H \cdot \Delta\sigma \cdot m \cdot \left(\frac{t}{t_r} \right)^n \quad (\text{Eq. 3.6})$$

Em que: S(t) = recalque no tempo; H = altura inicial do resíduo; $\Delta\sigma$ = acréscimo de pressão; m = compressibilidade de referência; n = taxa de compressão; t_r = tempo de referência utilizado para normalizar o tempo; t = tempo após a aplicação da carga.

Edill *et al.* (1990) estimaram valores para os parâmetros “m” e “n” realizando ajustes de curvas a partir de registros de monitoramentos e observaram que, apesar do reduzido número de registros, os desvios entre os recalques previstos pelo modelo e os medidos foram de 0 a 14%. Embora um pouco mais preciso que as previsões obtidas com o modelo de Gibson e Lo (1961), os parâmetros do modelo Exponencial de *Creep* não possuem significado físico.

Os autores ressaltam ainda que a previsão dos recalques em aterros sanitários é muito difícil e recomendam a utilização dos métodos Clássicos, Gibson e Lo e Exponencial de *Creep* para o cálculo de uma faixa, e não um valor de recalques estimados.

3.5.4.5 Modelo de Edgers (1992)

O modelo biológico de Edgers *et al.* (1992) apresenta um modelo para a previsão de recalques obtido pela combinação da Rate Process Theory³ para a avaliação da componente de deformação devida à aplicação das cargas e comportamento viscoso dos resíduos, com uma parcela devida à decomposição biológica da matéria orgânica, baseada no crescimento exponencial de bactérias.

As equações (3.7) e (3.8) descrevem a parcela viscosa do modelo:

- Para $m \neq 1$:

$$\varepsilon = \varepsilon_1 + \frac{A \cdot e^{\alpha \cdot D} \cdot t_1}{1 - m} \cdot \left(\left(\frac{t}{t_1} \right)^{1-m} - 1 \right) \quad (\text{Eq. 3.7})$$

- Para $m = 1$:

$$\varepsilon = \varepsilon_1 + A \cdot e^{\alpha \cdot D} \cdot t_1 \cdot \ln \left(\frac{t}{t_1} \right) \quad (\text{Eq. 3.8})$$

Em que: ε = deformação; D = nível de tensão; ε_1 e t_1 = valores de referência e A , m e α são os parâmetros do modelo.

Para os casos onde se observa um aumento das taxas de deformação em determinados níveis de tensão, o modelo incorpora uma componente resultante da decomposição da matéria orgânica presente. Admitem-se as seguintes hipóteses:

- Até um determinado tempo crítico, denominado t_k , após o qual as taxas de deformação aumentam, os efeitos da decomposição são pequenos, podendo ser desprezados;
- A decomposição e a geração de gases associada é caracterizada pelo crescimento exponencial das bactérias;

³ Rate Process Theory, também conhecida como teoria dos processos cinéticos é utilizada para o estudo da resistência ao cisalhamento dos solos e na previsão da velocidade de deformação por fluência em solos (Mitchell, 1986).

- As deformações causadas pela decomposição serão diretamente proporcionais às mudanças no número de bactérias.

A parcela biológica, baseada no crescimento exponencial de bactérias, é dada pela Equação 3.9:

$$\varepsilon_{bio} = B \cdot (e^{\beta \cdot (t-t_1)} - 1) \quad (\text{Eq. 3.9})$$

onde: ε_{bio} = deformação correspondente à decomposição biológica; t = tempo; B , β e t_k são parâmetros.

Segundo os autores, as hipóteses adotadas representam uma simplificação grosseira de todos os complexos processos biológicos que ocorrem no interior dos aterros sanitários, mas apontam o crescimento das bactérias metanogênicas e a produção de gases como os fatores controladores do processo. O modelo foi aplicado a um caso e os resultados apresentaram boa concordância.

3.5.4.6 Modelo Probabilístico de Tang *et al.* (1994)

Tang *et al.* (1994) apresentam um estudo onde o Método Probabilístico de observação foi utilizado na avaliação de recalques e projeto de uma camada de cobertura de um aterro sanitário. Baseados na constatação de que incertezas nas condições sub-superficiais tornam a previsão de recalques totais e diferenciais muito difícil, os autores incorporaram procedimentos probabilísticos ao método observacional convencional, como forma de diminuir as incertezas. São descritas todas as etapas do processo e, discutida a viabilidade de utilização dessa ferramenta na avaliação de recalques.

3.5.4.7 Modelo Hiperbólico de Ling *et al.* (1998)

O modelo Hiperbólico de Ling *et al.* (1998) é descrito pela Equação 3.10:

$$S = \frac{t}{\frac{I}{\rho_o} + \frac{t}{S_{ult}}} \quad (\text{Eq. 3.10})$$

Em que: t = diferença entre o instante considerado e o início das medidas ($t = t_i - t_o$); S = diferença entre o recalque no instante considerado e o recalque inicial ($S = S_i - S_o$); ρ_o = taxa

ou velocidade inicial de recalques; S_{ult} = recalque final. Os parâmetros ρ_o e S_{ult} devem ser determinados pela transformação da Equação 3.11 através de relações t/S versus t e realizando uma análise de regressão linear:

$$\frac{t}{S} = \frac{1}{\rho_o} + \frac{t}{S_{ult}} \quad (\text{Eq. 3.11})$$

Em que os inversos do intercepto e da inclinação fornecem os parâmetros ρ_o e S_{ult} .

3.5.4.8 Modelo Meruelo (1995)

Descrito em Diaz *et al.* (1995) e Espinace *et al.* (1999), este modelo baseia-se na perda de massa dos materiais degradáveis que ocorre durante a fase anaeróbia, a qual é condicionada, por sua vez, pela taxa de hidrolisação da matéria orgânica presente nos resíduos. Os fenômenos de perda de massa e conseqüente perda de volume ao longo do tempo podem ser associados aos recalques (ΔH) esperados. O modelo descrito é valido somente para a previsão dos recalques em longo prazo sob ação dos processos de decomposição (compressão secundária devido a biodegradação dos resíduos) (Equação 3.12).

$$\Delta H = \alpha \cdot H \cdot COD \left[1 - \left(\frac{1}{K_h \cdot t_c} \right) \cdot \left(e^{-K_h \cdot (t-t_c)} - e^{-k_h \cdot t} \right) \right] \quad (\text{Eq. 3.12})$$

Em que: α = coeficiente de perda de massa; H = altura do aterro; COD = quantidade de matéria orgânica biodegradável presente nos resíduos por ano; t_c = tempo de construção do aterro (dias); K_h = coeficiente de hidrólise (dia^{-1}); t = tempo para o qual se deseja prever os recalques.

3.5.4.9 Modelo de Marques (2001)

O modelo biológico compósito, apresentado por Marques (2001), distingue as fases de compressão mecânica primária, secundária e compressão biológica secundária, com leis físicas e parâmetros próprios. Nessas fases são considerados o incremento de tensões verticais, a influência devido ao peso próprio e à sobrecarga, e a parcela devida ao processo de degradação dos resíduos, respectivamente.

Esse processo pode ser representado por três corpos reológicos. Eles seriam uma mola de Hooke (compressão mecânica primária) associada a um corpo de Kelvin (compressão

mecânica secundária), representado pela associação de um elemento de Hooke (mola com constante “b”) e um elemento de Newton (amortecedor de viscosidade “c”), e um terceiro corpo (compressão biológica secundária) representado pela associação em paralelo de um elemento de compressão finita e um amortecedor de viscosidade d.

Analiticamente, o modelo apresenta-se da seguinte forma (Equação 3.13):

$$\varepsilon = \frac{\Delta H}{H} = C'_c \cdot \log\left(\frac{\sigma_o + \Delta\sigma}{\sigma_0}\right) + \Delta\sigma \cdot b \cdot (1 - e^{-c \cdot t'}) + Edg \cdot (1 - e^{-d \cdot t''}) \quad (\text{Eq. 3.13})$$

Em que: ε = deformação; H = recalque; H = altura da coluna de resíduo; C'_c = coeficiente de compressão mecânica primária; σ_0 = tensão vertical inicial; σ = incremento de tensão vertical; b = coeficiente de compressão mecânica secundária; c = taxa de compressão mecânica secundária; Edg = compressão total devido à degradação dos resíduos; d = taxa de compressão biológica secundária; t' = tempo a partir da aplicação do carregamento; t'' = tempo a partir da disposição dos resíduos.

A aplicação do modelo está associada à seqüência construtiva do aterro e hipóteses de tempo nas componentes de compressão dependentes desse parâmetro. O recalque total é acumulativo, derivado da superposição dos efeitos sobre cada camada.

3.5.4.10 Modelo de Simões (2000)

Trata-se de um modelo unidimensional onde os recalques são obtidos pela soma das parcelas devidas ao aspecto mecânico, envolvendo as variações de volume geradas pelo carregamento e pelo comportamento viscoso dos resíduos, e à decomposição da matéria orgânica presente e potencialmente degradável. O comportamento dos resíduos é analisado para efeito de determinação da componente mecânica como um único material. Para a avaliação da componente resultante da decomposição biológica, o resíduo é tratado através de parâmetros de cada fração constituinte.

O modelo incorpora a história de tensões, possibilitando a estimativa dos recalques em diversas situações de carregamento (expansões, construção de aterros experimentais no topo dos resíduos e provas de carga), tanto na superfície quanto no topo de cada camada de resíduo disposta. As camadas de cobertura são tratadas como sendo constituídas de materiais

incompressíveis e de peso específico constante, não tendo sido considerada a possibilidade de carregamento dos mesmos para o interior da massa de resíduos.

Admitindo-se a validade do princípio da superposição, os recalques em cada camada de resíduo disposta são obtidos pela soma das três componentes (Equação 3.14):

$$\Delta H_{\text{total}} = \Delta H_{\text{carregamento}} + \Delta H_{\text{comportamento viscoso}} + \Delta H_{\text{biodegradação}} \quad (\text{Eq. 3.14})$$

Em que: ΔH_{total} = recalque total; $\Delta H_{\text{carregamento}}$ = recalque devido à parcela mecânica; $\Delta H_{\text{comportamento viscoso}}$ = recalque devido ao comportamento viscoso dos resíduos e $\Delta H_{\text{biodegradação}}$ = recalque devido à biodegradação dos resíduos.

a) Variação de volume devida ao carregamento (Equação 3.15)

$$\Delta H_1 = H_0 \cdot C_R \cdot \log\left(\frac{P_0 + \Delta P}{P_0}\right) \quad (\text{Eq. 3.15})$$

Em que: ΔH_1 = recalque da camada de espessura inicial H_0 ; P_0 = tensão total vertical inicial; ΔP = acréscimo de tensão total vertical; C_R = coeficiente de compressão.

b) Variação de volume devida ao comportamento viscoso do resíduo (Equação 3.16)

$$\Delta H_2 = H_0 \cdot C_\alpha \cdot \log\left(\frac{t}{t_i}\right) \quad (\text{Eq. 3.16})$$

Em que: ΔH_2 = recalque da camada de espessura inicial H_0 devido ao comportamento viscoso do material; C_α = coeficiente de compressão viscoso; t = tempo; t_i = instante inicial.

c) Componente Biológica (Equação 3.17)

$$\Delta M_{ij} = M_{ij0} \cdot \left(1 - e^{-k_{ij}(t-t_0)}\right) \quad (\text{Eq. 3.17})$$

Em que: M_{ij0} = massa inicial potencialmente biodegradável da fração constituinte i na camada j ; k_{ij} = taxa de biodegradação da fração constituinte i na camada j ; t_0 = tempo inicial. k_{ij} = taxa de biodegradação da fração constituinte i na camada j ; t_0 = tempo inicial.

3.6 Considerações finais

A revisão da literatura realizada abordou alguns dos aspectos técnicos relacionais à disposição final dos resíduos sólidos urbanos, principalmente aqueles relacionados à operação e desempenho de aterros sanitários, que auxiliam a avaliar e compreender os fenômenos que influenciam o comportamento a longo prazo dessas unidades. Possibilitou ainda verificar que as interações físicas, químicas e biológicas, que ocorrem nos aterros sanitários e que podem influenciar o seu comportamento ao longo do tempo, necessitam de mais estudos.

A pesquisa de trabalhos anteriores que discutem a operação de aterros sanitários revelou a carência de trabalhos e publicações que abordem tal tema. Isso demonstra a grande precariedade de informações nessa área, corroborando a idéia da necessidade de realização de mais estudos. Os trabalhos consultados permitiram verificar que a forma de operação adotada na maioria dos aterros brasileiros é praticamente a mesma. Apesar disso, os trabalhos também indicam que essa forma de operar vem acompanhada de variações que podem influenciar o comportamento final dos aterros sanitários. Essas variações se referem aos tipos de equipamentos compactadores empregados, inclinação das rampas de aterragem, número de passadas do equipamento compactador, espessura da camada de resíduos e a densidade final. Logo, estudar a influência dessas variáveis configura como um contribuição, de maneira que, aliado a estudos futuros, podem levar a uma padronização da forma de operação dos aterros sanitários brasileiros.

Em relação às camadas de cobertura de aterros sanitários, os trabalhos consultados indicaram a importância da compreensão do seu desempenho, assim como o fato de que essas não são apenas mais um componente da rotina operacional de aterros sanitários, mas um item que necessita ser visto com critério e dimensionamento adequados, de maneira que permitam um bom desempenho, exercendo a função para as quais foram previstas. Observa-se que geralmente empregam-se as barreiras resisitivas na cobertura de aterros sanitários, em detrimento de outras configurações, como o caso das barreiras capilares e evapotranspirativas, que podem exercer a mesma função e serem mais viáveis economicamente.

O estudo de trabalhos relacionados ao balanço hídrico de aterros sanitários abordou alguns dos principais modelos utilizados para avaliar o balanço hídrico de aterros sanitários. Esses modelos são usualmente utilizados somente para a estimativa de vazão de líquidos lixiviados, não considerando a acumulação de líquidos no interior desses aterros, fato esse que tem relação direta com a biodegradação dos resíduos e com a estabilidade estrutural. Verificou-se

os modelos geralmente utilizam as mesmas informações para avaliação do balanço hídrico e que muitos se baseiam no modelo proposto por Thornthwaite e Mather, diferindo muitas vezes apenas nas formas em que as informações são consideradas e analisadas. O Método Suíço destaca-se pela simplicidade e facilidade de utilização, porém é muito limitado em relação às variáveis que são utilizadas para avaliação do balanço hídrico, principalmente devido ao fato de que deixa de considerar diversos componentes que podem influenciar esse balanço. Nesse trabalho optou-se por utilizar o método proposto por Thornthwaite e Mather para estudar o balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental, uma vez que o mesmo considera diversas variáveis climatológicas e é empregado como base para definição de outros modelos para avaliação do balanço hídrico.

Foram apresentados alguns conceitos e aspectos relacionados à digestão anaeróbia de RSU, geração e caracterização dos líquidos lixiviados e dos gases presentes nos aterros sanitários, enfocando a variação de seus parâmetros físico-químicos ao longo do tempo, por meio da apresentação de dados e parâmetros descritos por diversos autores e dos principais parâmetros que podem influenciar o processo e as suas características. Apesar de existência de diversos trabalhos e estudos publicados, a compreensão dos fatores e parâmetros que influenciam as características dos lixiviados ainda necessita ser mais bem compreendida, assim como há necessidade de que haja uma interação entre diversas áreas de conhecimento, como ciências biológicas e química, de maneira a propiciar um melhor entendimento dos fatores que interferem no processo de digestão anaeróbia dos RSU.

Em relação à compressibilidade, obteve-se uma melhor compreensão dos mecanismos que influenciam a sua ocorrência em aterros sanitários e dos principais modelos matemáticos utilizados para a previsão de recalques. Foi possível observar que cada modelo considera uma parcela ou variável que os diferenciam entre si e que muitas vezes um modelo que se mostra mais adequado para ser aplicado a um determinado aterro, não é passível de ser utilizado em outro, demonstrando o quão é complexo definir qual modelo deve ser empregado. Isso permitiu que fossem avaliados e determinados quais modelos seriam empregados nesse estudo e a obtenção de informações necessárias à avaliação dos resultados obtidos.

Por fim, destaca-se que esse capítulo forneceu um embasamento teórico para o desenvolvimento adequado das atividades propostas nesse trabalho, assim como auxiliou a compreensão, avaliação e discussão dos resultados obtidos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Planejamento do Aterro Sanitário Experimental

A pesquisa realizada teve como base a construção e monitoramento de um Aterro Sanitário Experimental de resíduos sólidos urbanos – RSU. A execução desse aterro demandou o desenvolvimento de diversas atividades operacionais e o envolvimento de técnicos da Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte, durante todo o período de realização da mesma.

A premissa básica da concepção do Aterro Sanitário Experimental foi a obtenção de um maciço de RSU para a realização de ensaios e pesquisas relacionados à disposição e tratamento de RSU, procurando abordar, principalmente, os aspectos operacionais.

4.1.1 Geometria do Aterro Sanitário Experimental

Para a definição da geometria do Aterro Sanitário Experimental levou-se em consideração a necessidade de se trabalhar com máquinas normalmente utilizadas na operação de aterros sanitários em escala real e algumas das variáveis operacionais a serem monitoradas nessa pesquisa (inclinação da rampa de compactação, peso específico dos resíduos etc.), bem como alguns aspectos operacionais do aterro sanitário de Belo Horizonte.

Dessa forma, definiu-se preliminarmente que o aterro seria subdividido em 6 faixas de trabalho que seriam, em princípio, suficientes para permitir o acompanhamento dos aspectos operacionais. Considerou-se na determinação dessas faixas de trabalho que as mesmas deveriam ter largura suficiente que permitisse a utilização de duas máquinas simultaneamente na compactação.

Considerando que as lâminas dos tratores que são empregados na compactação dos RSU no aterro sanitário de Belo Horizonte (Catterpillar D6 e FIAT 14 CT) possuem cerca de 3,50 m de largura e que deveria existir um espaçamento de pelo menos 1,0 metro como folga para as máquinas trabalharem, definiu-se que cada faixa de trabalho possuiria 8,0 metros de largura, aproximadamente.

Logo, considerando a largura e número de faixas de trabalho, o Aterro Sanitário Experimental possuiria cerca de 48,0 metros de largura e 5,0 metros de altura, mesmo valor utilizado nas camadas do aterro de Belo Horizonte (valor assumido). Como comprimento das faixas

definiu-se que as mesmas teriam dimensão igual à prevista para a largura total do Aterro Sanitário Experimental.

Para facilitar a disposição dos RSU e coleta de líquidos lixiviados, previu-se que o Aterro Sanitário Experimental seria circundado por diques de contenção.

4.1.2 Quantidade de resíduos a ser disposta

A quantidade de RSU a ser disposta, prevista inicialmente, foi definida considerando a geometria do aterro descrita no Item anterior. Assim, foi estimado que o aterro receberia cerca de 11.520 m³ de RSU.

4.1.3 Drenagem de líquidos lixiviados

4.1.3.1 Estimativa da quantidade de líquidos lixiviados a serem gerados

O sistema de coleta e remoção de líquidos lixiviados (sistema de drenagem interno) foi definido a partir da estimativa da vazão a ser drenada, por meio do balanço hídrico, e que é diretamente proporcional a alguns fatores climatológicos, características dos resíduos, fatores relativos à forma de disposição, e outros, como apresentado no Capítulo 3.

No presente estudo utilizou-se o Método Suíço para estimar a quantidade de líquidos a ser drenada. Adotou-se este método devido a sua simplicidade e facilidade de aplicação, uma vez que são requeridos poucos dados climatológicos. Assumiu-se que os resíduos dispostos no aterro teriam um peso específico médio de 7,0 kN/m³ e considerou-se que até 25% da precipitação média anual que incide sobre a área do aterro se transformasse em líquidos lixiviados. Considerando que a precipitação média anual de Belo Horizonte nos últimos 7 anos (2001 – 2006) é de cerca de 1.450 mm, obteve-se uma vazão de 0,0414 l/s.

4.1.3.2 Drenagem de líquidos lixiviados

Obtida a vazão de líquidos lixiviados a serem gerados no aterro sanitário, procedeu-se à definição das dimensões dos dispositivos de drenagem.

O sistema de drenagem previsto consistia de valas a serem escavadas no terreno, em forma de espinha de peixe, preenchidas com brita nº 2, sem tubulação interna, que conduziria os líquidos gerados à caixa de medição de vazões. A declividade do sistema de drenagem foi

assumida, para fins de projeto, em 1,5 %. Para o dimensionamento aplicou-se a lei de Darcy e a equação de Wilkins (CETESB, 1992), conforme equações 4.1 e 4.2.

$$Q = K \cdot i \cdot A \quad (\text{Eq. 4.1})$$

Em que: Q = vazão a ser drenada (cm³); K = condutividade hidráulica (cm/s); i = gradiente hidráulico e; A = área da seção transversal do dreno (cm²).

$$V = 52,45 \cdot p \cdot Rh^{0,5} \cdot I^{0,54} \quad (\text{Eq. 4.2})$$

Em que: V = velocidade média de percolação (cm/s); p = porosidade do meio; Rh = raio hidráulico do meio poroso considerado (cm) e; I = declividade do dreno (m/m).

O dimensionamento adotado indicou uma seção mínima de 40 cm² para as valas do sistema de drenagem. Em função do método construtivo a ser adotado e para facilitar a disposição do sistema de drenagem, foi adotada uma vala triangular com 0,80 m na base e 0,20 m de profundidade ao centro, totalizando uma área de 1.600 cm² (Figura 4.1), bem superior à dimensionada.

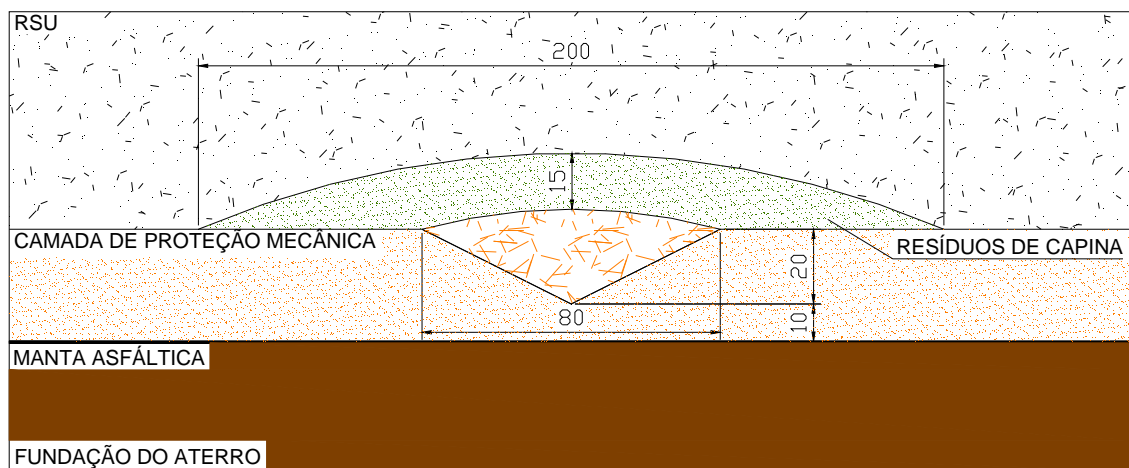


Figura 4.1 – Seção transversal dos drenos do sistema de drenagem de líquidos lixiviados

Observa-se que esta seção seria para atender a vazão média de líquidos de todo o sistema. No entanto, no dimensionamento das espinhas de peixe, o aterro deve ser dividido em seções, que seriam as áreas de influência de cada ramificação, para determinação da seção mínima necessária do dreno. Nesse caso, observa-se que pela metodologia de dimensionamento adotada, o sistema estaria superdimensionado.

A determinação do espaçamento entre os drenos foi obtida com a Equação 4.3 (Sharma & Lewis, 1994):

$$L = 2 \cdot h_{\max} \cdot \sqrt{\frac{k}{q}} \quad (\text{Eq. 4.3})$$

Em que: L = espaçamento entre os drenos (m); h_{\max} = máxima altura de líquidos sobre a camada de revestimento de base (m); k = permeabilidade dos RSU (mm/ano) e q = vazão a ser drenada (mm/ano).

Considerando a permeabilidade dos RSU igual a 10^{-3} cm/s e a altura máxima de líquidos recomendada pela ABNT (ABNT, 1997), 30 cm, obteve-se o espaçamento de 17 m entre cada ramificação do sistema de drenagem.

4.1.4 Drenagem de gases

A definição do sistema de drenagem de gases teve como base uma estimativa da quantidade de biogás a ser gerado, tendo sido utilizado para isto o método empírico proposto pela USEPA - *United States Environmental Protection Agency*, o qual é simples e objetivo, assim como amplamente aceito. O Modelo utilizado foi o *LandGem* (Reinhart *et al*, 2005), ou simplesmente método do decaimento de primeira ordem. Este modelo define uma curva de produção em função de parâmetros referentes à capacidade potencial de geração de gases pelos resíduos e à razão de geração de gases por ano, agregados a uma função exponencial que leva em consideração a média de resíduos dispostos por ano na área do aterro, as datas nas quais estes resíduos foram dispostos, a vida útil do aterro e o tempo para que sejam alcançadas as condições anaeróbias.

Para a definição das dimensões e quantidade de drenos a serem implantados, considerou-se a formulação proposta pela CETESB (1992) (Equação 4.4). O espaçamento entre os drenos foi definido segundo metodologia proposta por Matsufuji (1994), onde o espaçamento entre os drenos depende da altura do aterro sanitário, assim como foi considerada a sua distribuição espacial de forma que as amostragens a serem realizadas caracterizassem de forma adequada o gás gerado no aterro e evitasse a ocorrência de zonas “mortas”.

$$S = \frac{Qp}{V} \quad (\text{Eq. 4.4})$$

Em que: S = área da seção transversal do dreno; Q_p = vazão a ser drenada e V = velocidade de percolação.

Assim, foram definidas as dimensões dos drenos de gás, considerando a vazão máxima estimada pela metodologia descrita acima ($12,80 \text{ m}^3/\text{h}$, conforme Figura 4.2). Foram adotados 6 drenos circulares ($D = 0,60 \text{ m}$) com altura de $4,3 \text{ m}$, ou seja, $0,50 \text{ m}$ acima da altura final prevista inicialmente para o Aterro Sanitário Experimental. Além disso, foi previsto que os drenos possuiriam em seu interior uma tubulação perfurada de $0,05 \text{ m}$ de diâmetro para permitir a medição da vazão e extração de amostras de biogás para realização de análises, bem como a medição de nível de líquidos no interior do aterro.

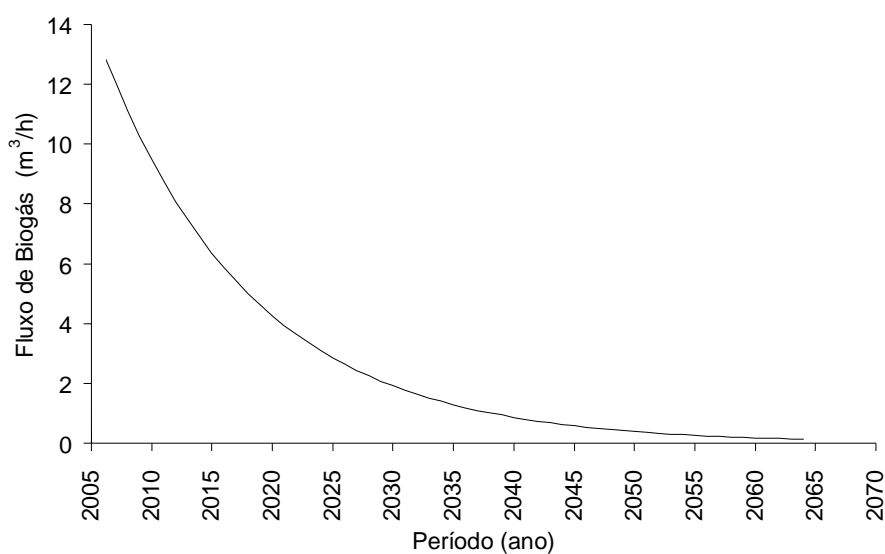


Figura 4.2 – Estimativa de geração de biogás no Aterro Sanitário Experimental

4.1.5 Plano de monitoramento

O plano de monitoramento, inicialmente, foi definido de maneira que abordasse tanto os aspectos operacionais quanto aqueles que permitissem avaliar o comportamento do Aterro Sanitário Experimental. Foi definido que seriam monitorados os aspectos construtivos (características dos solos empregados, incluindo avaliação da permeabilidade e grau de compactação), aspectos operacionais (rampa de compactação, número de passadas e peso específico dos RSU dispostos), a compressibilidade dos RSU (recalques), dados climatológicos, líquidos lixiviados (vazão e características físico-químicas), os gases (avaliação qualitativa e quantitativa), a fração sólida dos RSU (composição, teor de umidade, sólidos voláteis), a camada de cobertura final (sucção, umidade, volume de água armazenado, percolação), assim como seriam realizadas simulações do balanço hídrico e da evolução dos recalques.

4.2 Execução do Aterro Sanitário Experimental

4.2.1 Localização do Aterro Sanitário Experimental

A área escolhida para a implantação do Aterro Sanitário Experimental foi o aterro sanitário de Belo Horizonte, o qual integra a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos BR 040 – CTRS BR 040, que se encontra localizada às margens da Rodovia BR 040, na região Noroeste de Belo Horizonte. Esse aterro entrou em operação em 1975 e figurou como única área de disposição de RSU de Belo Horizonte por 32 anos, encerrando as atividades de aterragem em 2007.

O local onde o Aterro Sanitário Experimental foi implantado teve que seguir alguns critérios tais como: (1) possuir as dimensões mínimas requeridas pelo projeto para simulação das técnicas construtivas e para atuação como sobrecarga do maciço; (2) permitir acesso à chegada dos veículos coletores e dos equipamentos de apoio e construção (caminhões, compactadores etc.); (3) possuir mínima interferência com a operação diária do aterro; e (4) não causar impactos à comunidade vizinha ao aterro sanitário.

Nas Figuras 4.3 e 4.4 podem ser observadas a localização da CTRS BR 040, em relação à cidade de Belo Horizonte, e do Aterro Sanitário Experimental, enquanto que as Figuras 4.5 a 4.7 ilustram o aterro sanitário de Belo Horizonte e o Aterro Sanitário Experimental.

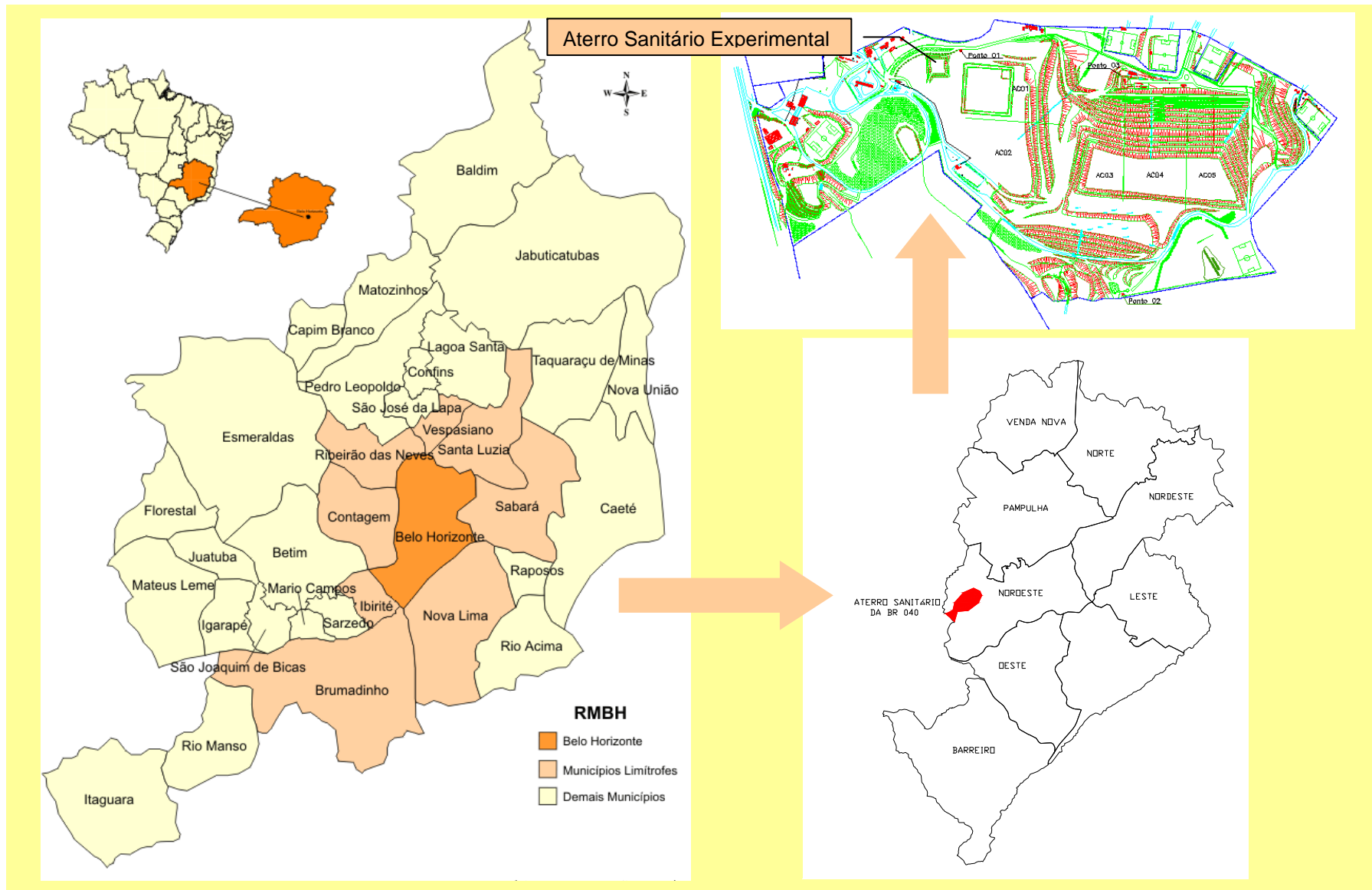


Figura 4.3 - Localização CRTS BR 040

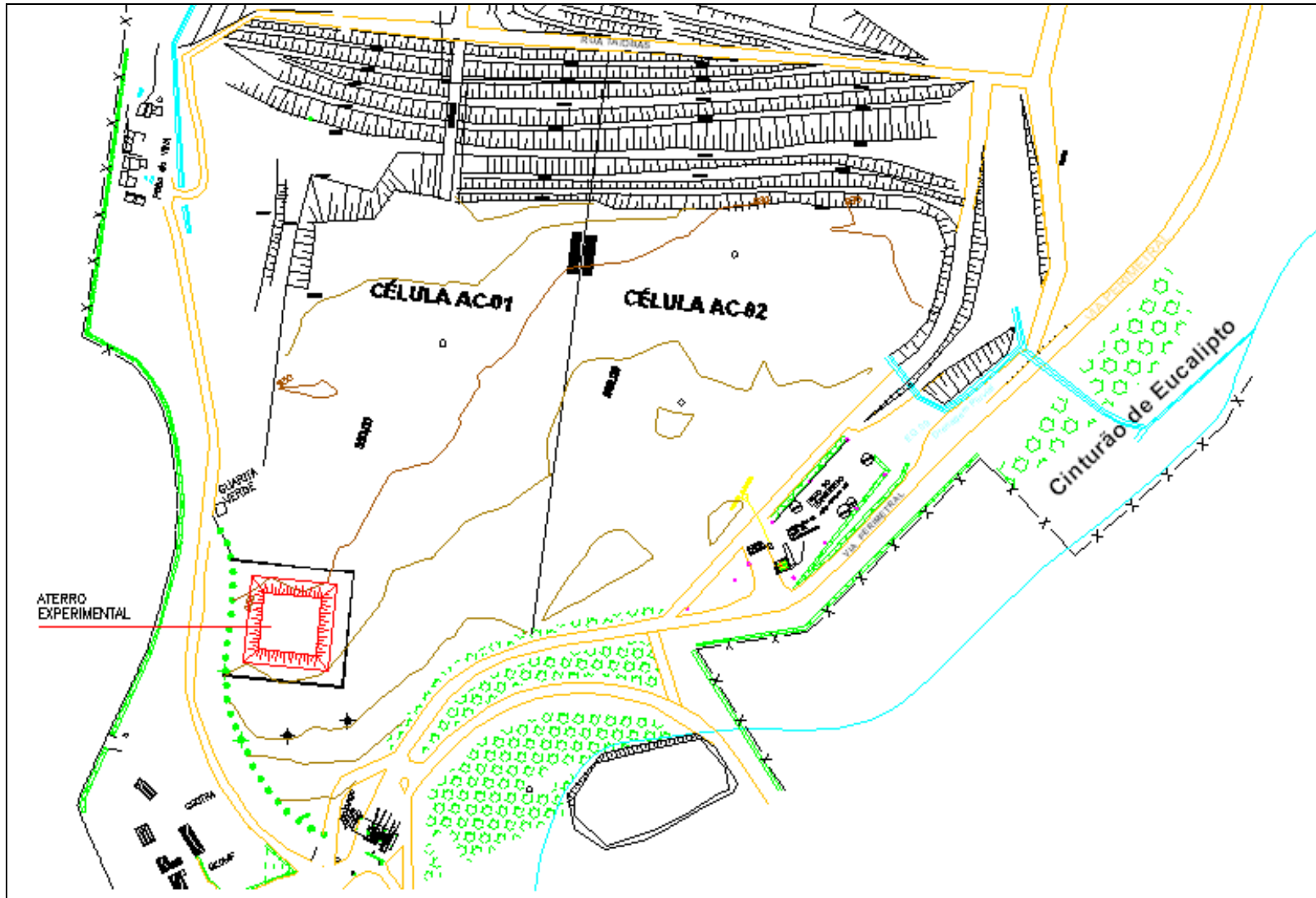


Figura 4.4 - Localização Aterro Sanitário Experimental na CTRS BR 040



Figura 4.5 – Vista geral da CTRs BR 040 e Aterro Sanitário Experimental, 2005



Figura 4.6 – Vista aérea do Aterro Sanitário Experimental, 2006



Figura 4.7 – Vista geral do Aterro Sanitário Experimental, 2006

4.2.2 Descrição Geral do Aterro Sanitário Experimental

O Aterro Sanitário Experimental foi idealizado de maneira que sua execução e monitoramento permitissem o estudo do comportamento de algumas variáveis operacionais que envolvem a disposição de RSU, além de seu desempenho geotécnico e ambiental.

O aterro ocupa uma área de aproximadamente 5.262 m^2 e é circundado por um dique de contenção, o qual teve função estrutural e de facilitar a disposição de RSU e coleta de líquidos lixiviados. Os taludes laterais desse dique, tanto interna quanto externamente, tiveram inclinações definidas em 1H:1V. As dimensões externas do aterro foram $71,50 \text{ m} \times 73,60 \text{ m}$, enquanto que as internas foram $51,80 \text{ m} \times 52,80 \text{ m}$. Os principais elementos singulares que constituem o aterro são:

- Camada suporte para a manta impermeabilizante, com espessura aproximada de 0,40 m de solo compactado;
- Manta asfáltica impermeabilizante;
- Camada de proteção mecânica;
- Camada de 3,2 m de resíduos sólidos urbanos;
- Cobertura final com aproximadamente 0,60 m de material argiloso, em 50% do aterro, e de 0,30 m de resíduos de construção civil e 0,30 m de material argiloso, nos demais 50%.

4.2.3 Faixas de trabalho

O Aterro Sanitário Experimental foi dividido em 6 faixas de trabalho, conforme mencionado anteriormente, sendo que o número de passadas e o ângulo de inclinação do plano de compactação as diferenciavam. Nesta definição levou-se em consideração também que o aterro deveria ser construído de forma que possibilitasse a realização das comparações entre as variáveis mencionadas anteriormente, assim como permitisse verificar a relação das mesmas com o peso específico dos resíduos dispostos.

A Figura 4.8 apresenta o *lay-out* geral do Aterro Sanitário Experimental com a indicação e distribuição das faixas de trabalho. Por questões operacionais, estas faixas acabaram por não possuírem, em sua formatação final, as larguras previstas inicialmente, o que não inviabilizou a avaliação dos parâmetros necessários.

Em relação ao número de passadas do equipamento compactador, foram empregadas 3 passadas (faixa de trabalho 2), 5 passadas (faixas de trabalho 1, 3, 5 e 6) e 7 passadas (faixa de trabalho 4). Na Tabela 4.1 são apresentadas as faixas de trabalho previstas e suas características gerais.

Tabela 4.1 - Características das faixas de trabalho do Aterro Sanitário Experimental

Faixa de Trabalho	Número de Passadas Previsto	Inclinação da Rampa de Compactação Prevista (V:H)
F 1 – Faixa 1	5	1 : 2
F 2 – Faixa 2	3	1 : 3
F 3 – Faixa 3	5	1 : 3
F 4 – Faixa 4	7	1 : 3
F 5 – Faixa 5	5	1 : 5
F 6 – Faixa 6	5	1 : 4

V : vertical; H : horizontal

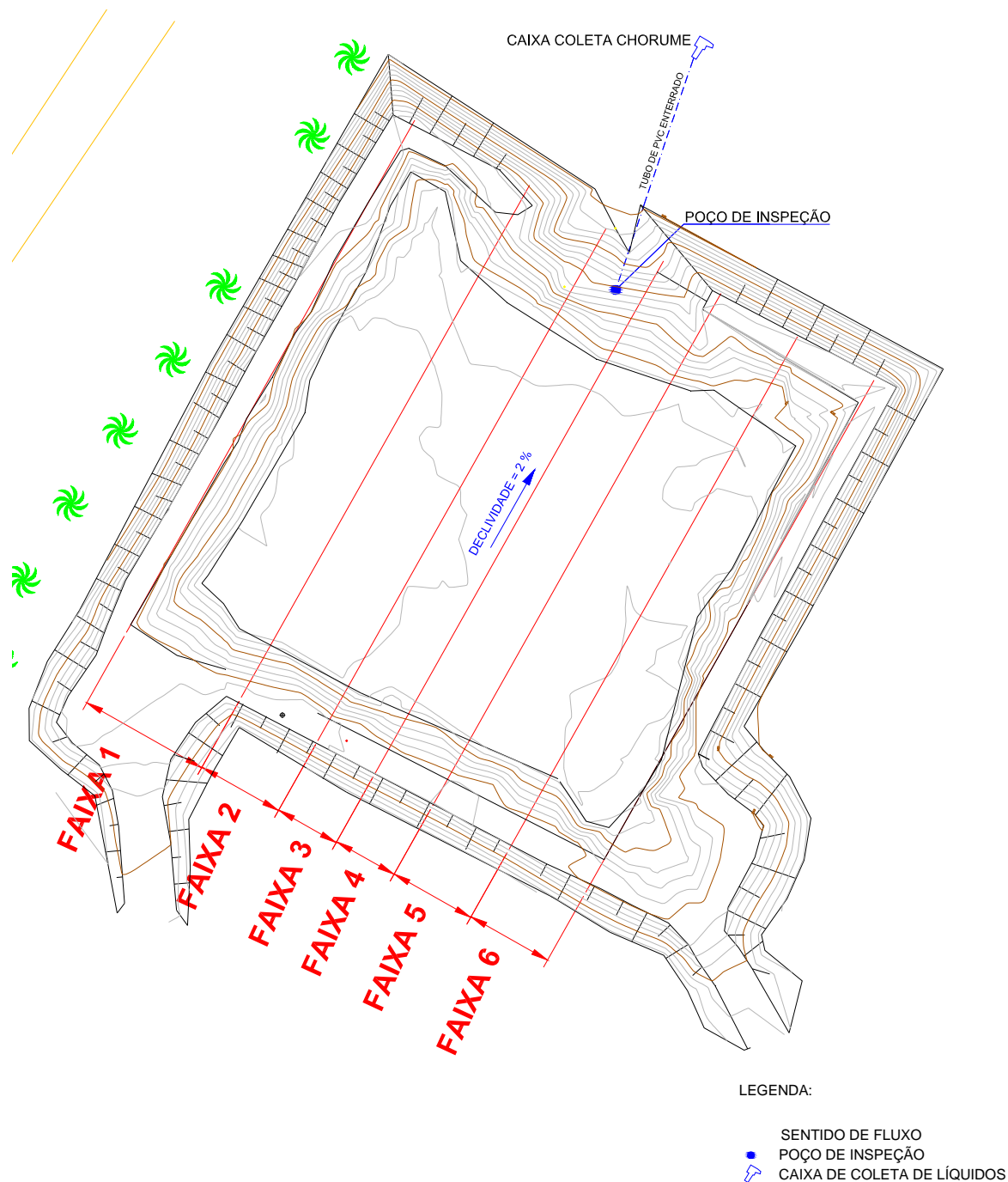


Figura 4.8 – Faixas de trabalho assumidas para o Aterro Sanitário Experimental.

4.2.4 Caracterização dos materiais utilizados

Os materiais utilizados na construção do Aterro Sanitário Experimental foram caracterizados geotecnicamente de forma a possibilitar um melhor controle sobre as variáveis a serem monitoradas após a sua conclusão. Foram ensaiados os materiais utilizados na camada de suporte da impermeabilização e nas camadas de cobertura final, sendo realizados os ensaios descritos na Tabela 4.2.

Foi realizado também o controle de compactação durante a construção da camada de cobertura final do aterro. Para tanto, foram determinados o grau de compactação e os desvios de umidade, comparando-se os resultados obtidos em campo com os de laboratório. As amostras de solo foram preparadas segundo os procedimentos padronizados pela norma brasileira NBR 6457 (ABNT, 1986a).

Tabela 4.2 – Ensaio geotécnicos de caracterização realizados nas amostras de solo empregadas na construção do Aterro Sanitário Experimental

Ensaio	Metodologia
Preparação de amostras	NBR 6457 - Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização (ABNT, 1986a).
Massa específica dos grãos	NBR 6508 - Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica (ABNT, 1984a).
Granulometria	NBR 7181 - Solo - Análise granulométrica (ABNT, 1984b).
Limite de liquidez – LL	NBR 6459 - Solo - Determinação do limite de liquidez (ABNT, 1984c) e Ensaio de Queda de Cone.
Limite de plasticidade – LP	NBR 7180 - Solo - Determinação do limite de plasticidade (ABNT, 1984d).
Compactação	NBR 7182 - Solo - Ensaio de compactação (ABNT, 1986b).

Como na cobertura do Aterro Sanitário Experimental foram utilizados dois materiais diferentes (solo e resíduos de construção civil), que apresentam características físicas e químicas bem distintas, foi realizada também a caracterização dos resíduos de construção civil processados, tendo sido procedidos ensaios com 8 amostras de duas diferentes usinas de

beneficiamento do Município de Belo Horizonte. Os ensaios realizados e os procedimentos utilizados são apresentados na Tabela 4.3.

Para a realização dos ensaios, os materiais de cobertura foram coletados como amostras deformadas, de modo representativo da camada e devidamente identificadas. Os ensaios geotécnicos foram realizados no Laboratório de Geotecnia do Departamento de Engenharia de Transportes e Geotecnia da UFMG.

Tabela 4.3 - Ensaios geotécnicos de caracterização realizados nas amostras de resíduos de construção civil processados empregados na construção do Aterro Sanitário Experimental

Ensaio	Metodologia
Composição Granulométrica	NBRNM 248 – Agregados – Determinação da composição granulométrica (ABNT, 2003a).
Módulo de Finura	
Dimensão Máxima Característica	
Torrões de Argila	NBR 7218 – Agregados – Determinação do teor de argila em torrões de materiais friáveis (ABNT, 1987).
Materiais Pulverulentos	NBRNM 46 – Agregados – Determinação do material fino que passa através da peneira 75 µm por lavagem (ABNT, 2003b).

Para realização dos ensaios no material da camada de cobertura, foram coletadas 3 amostras representativas do solo utilizado, denominadas de AM1C, AM2C e AM3C, e uma quarta amostra (AM4C-M), que foi obtida misturando partes iguais das três amostras anteriores, resultando em 4 amostras com aproximadamente 30 quilogramas. A seguir é apresentada a nomenclatura utilizada para identificar as amostras ensaiadas:

- AM1B = Amostra 1 utilizada na base do aterro;
- AM2DSb = Amostra 2 utilizada no dique e na sub-base do aterro;
- AM3D = Amostra 3 utilizada no dique do aterro;
- AM1C = Amostra 1 utilizada na cobertura do aterro;

- AM2C = Amostra 2 utilizada na cobertura do aterro;
- AM3C = Amostra 3 utilizada na cobertura do aterro;
- AM4C-M = Amostra 4, mistura de AM1C, AM2C e AM3C utilizadas na base do aterro.

O peso específico aparente dos resíduos de construção civil foi determinado por meio da pesagem de amostras de resíduos de construção civil beneficiados em recipientes (tambores) de volume conhecido. O peso específico compactado foi obtido segundo os critérios descritos no Item 5.1.3.

4.2.5 Implantação do Aterro Sanitário Experimental

A execução do Aterro Sanitário Experimental teve início em junho de 2004, época de inverno seco em Belo Horizonte, com a limpeza da área onde o mesmo foi implantado, incluindo as adequações necessárias para instalação e controle dos diversos componentes previstos. A primeira etapa, que envolveu os serviços de terraplanagem, foi encerrada em setembro de 2004. A etapa seguinte de instalação da impermeabilização de base foi realizada após a estação chuvosa, nos meses de abril e maio de 2005. A seguir são listadas as principais atividades desenvolvidas na fase de implantação.

4.2.5.1 Implantação da camada suporte da impermeabilização

Com o intuito de preparar a área destinada à implantação do Aterro Sanitário Experimental, as seguintes atividades foram realizadas:

- Limpeza da área, com remoção da camada superior da área de implantação do aterro até a profundidade de 40 cm, com o objetivo de retirar a camada de vegetação existente;
- Terraplanagem da área de implantação do aterro, visando a sua regularização e conformação da base para instalação do sistema de revestimento de fundo;
- Instalação da camada suporte da impermeabilização, constituída de solo compactado de espessura 40 cm;

- Realização de ensaios em campo e de controles durante a construção da camada superior de impermeabilização, que envolveu:
 - a) controle topográfico realizado de forma sistemática e intensiva por meio de nivelamento topográfico da área após todas as operações de lançamento, espalhamento, compactação, ensaios em campo etc.;
 - b) Controle da compactação, por meio de medidas de teor de umidade e peso específico;
 - c) Caracterização geotécnica dos materiais empregados na execução.

4.2.5.2 Implantação da camada de revestimento de base

Como camada de revestimento do Aterro Sanitário Experimental, foi instalada em sua base uma manta asfáltica, a qual é produzida a partir da modificação física de asfaltos com elevada concentração de polímeros plastoméricos e é estruturada com não tecido de filamentos contínuos de poliéster previamente estabilizado. Esta manta possui, ainda, em sua composição, herbicida atóxico, inibidor do ataque de raízes (VIAPOL, 2006). A seguir são apresentadas as principais características da manta asfáltica utilizada, enquanto que nas Figuras 20 a 21 podem ser observadas algumas etapas de sua implantação.

- Fabricante: Torodin Hydros;
- Tipo: manta asfáltica;
- Espessura: 4,0 mm.

Esta manta asfáltica é fabricada segundo a Norma Técnica da ABNT NBR 9952⁴ (ABNT, 2007) e é classificada como tipo III-A (VIAPOL, 2006).

A aplicação da manta asfáltica abrangeu 90% da área da base do Aterro Sanitário Experimental, como pode ser observado na Figura 4.9. A instalação dessa manta contribuiu

⁴ Esta Norma Técnica da ABNT foi atualizada recentemente, em 2007

para a avaliação do balanço hídrico, impedindo que a maior parte dos líquidos lixiviados ultrapassasse ou infiltrasse na camada suporte.

Sobre a manta asfáltica foi colocada uma camada de solo com espessura de aproximadamente 0,30 m, para proteção mecânica da mesma.

As Figuras 4.10 a 4.15 ilustram diversas etapas da implantação da camada suporte, construção do dique de contenção e aplicação da manta asfáltica.

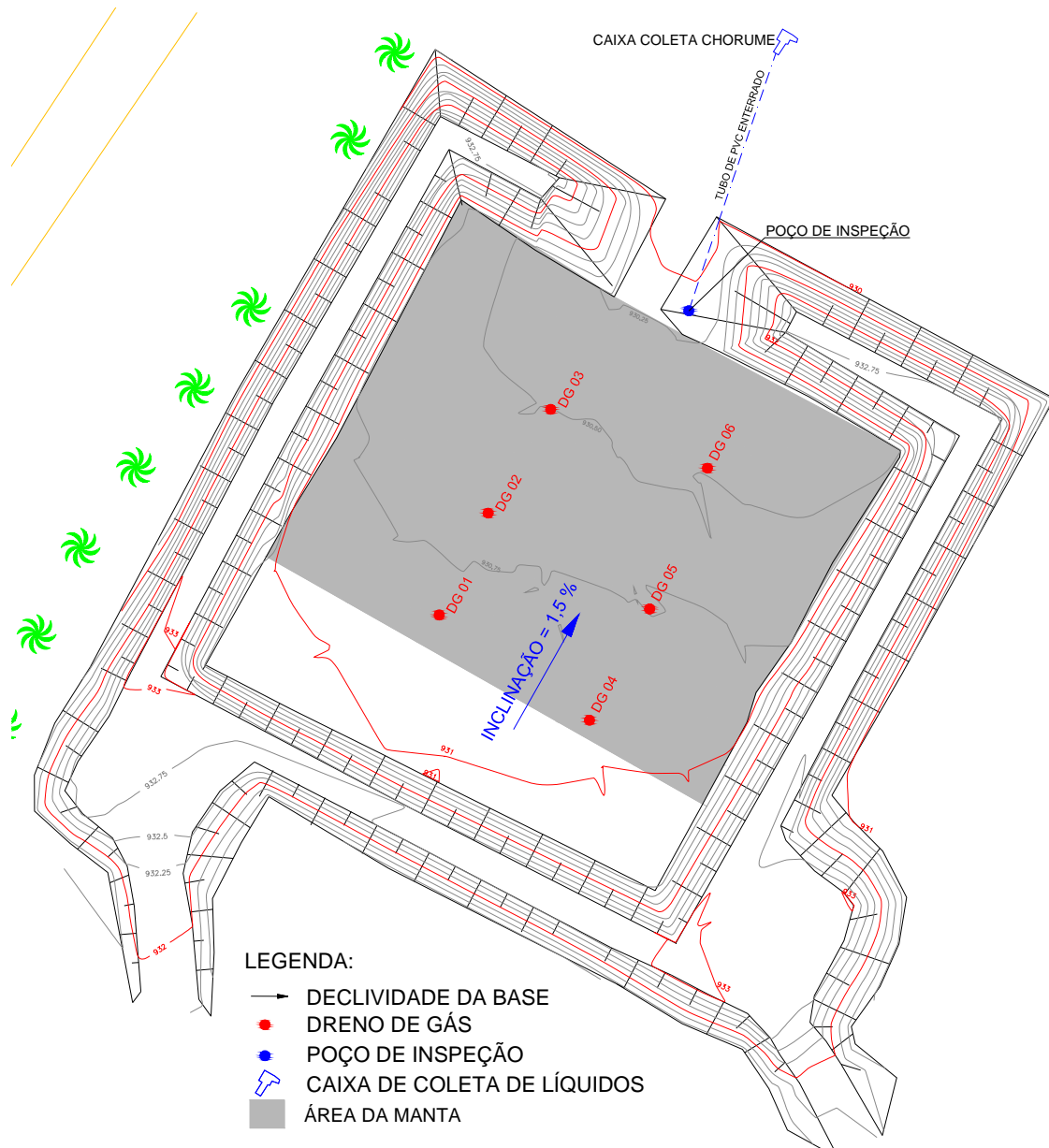


Figura 4.9 – Base do Aterro Sanitário Experimental e -área ocupada pela manta asfáltica

Após a s instalação da manta asfáltica foi aferida a declividade final da base do Aterro Sanitário Experimental, que foi de 1,5 %, no sentido do poço de inspeção.



Figura 4.10 – Terraplanagem visando a regularização da base para instalação da impermeabilização, 2004



Figura 4.11 – Construção dos diques de contenção, 2004



Figura 4.12 – Execução de ensaios de permeabilidade, 2004



Figura 4.13 – Retirada de amostras para determinação do teor de umidade e peso específico, 2004



Figura 4.14 – Execução do sistema de revestimento de fundo – Instalação da manta, 2005



Figura 4.15 – Execução do sistema de revestimento de fundo – Instalação da camada de proteção mecânica, 2005

4.2.5.3 Equipamentos utilizados

A execução do Aterro Sanitário Experimental envolveu duas etapas: montagem e execução. Na fase de montagem, ou construção, foram utilizados os seguintes equipamentos: motoniveladora Caterpillar 120B, trator de esteiras (Fiat Allis 14 CT) e rolo compactador Müller WAP55. Para auxiliar os serviços foram utilizados caminhões pipa e basculante e Pá-Carregadeira Fiat Allis FR12B.

4.2.5.4 Execução da drenagem de líquidos lixiviados

Na base do Aterro Sanitário Experimental foi implantado um sistema de drenagem de líquidos lixiviados, ou de drenagem interna, composto por um dreno central principal e 6 drenos secundários. Os drenos secundários foram executados em forma de “espinha de peixe”, com abertura de 45° e interligados ao dreno principal. O sistema de drenagem foi executado sobre a proteção mecânica da geomembrana, através da abertura de valas triangulares, com 2,0 m de largura e 0,20 m de profundidade no centro.

Sobre a brita foram colocados resíduos de capina (capim), para proteção do sistema contra o movimento de máquinas, reduzindo os possíveis danos que poderiam ser causados, e contra o arraste de sólidos pela movimentação dos líquidos no interior do aterro, que poderia causar a colmatação do sistema no futuro.

Este sistema foi progressivamente implantado sobre a base do aterro, de forma intercalada, e quando da disposição de resíduos. À medida do necessário, o sistema era restaurado, em função do mesmo ser danificado pela operação.

Os drenos foram conformados com emprego de material drenante (brita nº 2) e convergiam para uma caixa de captação para amostragem e medição dos volumes de líquidos lixiviados. Na Figura 4.16 é apresentada a disposição dos drenos do sistema, enquanto que as Figuras 4.17 a 4.22 ilustram a sua implantação. A declividade média do sistema de drenagem seguiu o observado para a base do Aterro Sanitário Experimental, ou seja, 1,5 %.

Inicialmente previa-se a instalação de um sistema de drenagem sob o sistema de impermeabilização do Aterro Sanitário Experimental, para que fosse aferido o desempenho da impermeabilização. Porém, durante os trabalhos de limpeza da área, que se localiza sobre a camada de cobertura de uma antiga célula do aterro sanitário de Belo Horizonte, observou-se em alguns pontos que os resíduos dispostos foram atingidos, ficando expostos. Isso

inviabilizou a instalação da drenagem sub-superficial, já que haveria necessidade escavação desses resíduos.

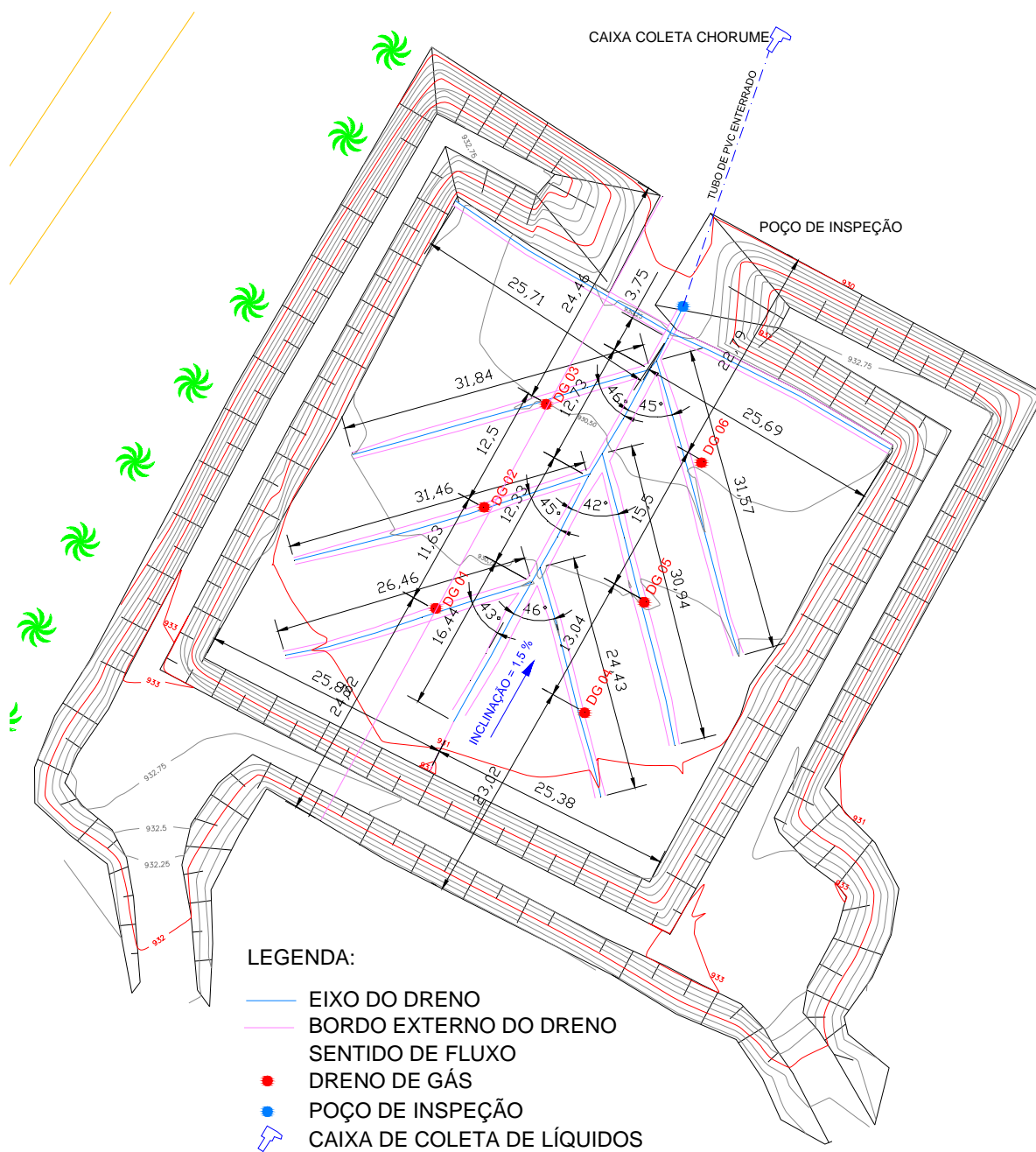


Figura 4.16 – Sistema de drenagem de líquidos do Aterro Sanitário Experimental.



Figura 4.17 – Abertura de valas para implantação do sistema de drenagem de líquidos



Figura 4.18 – Abertura de valas para implantação do sistema de drenagem de líquidos



Figura 4.19 – Lançamento de material drenante



Figura 4.20 – Vista geral do material drenante na vala



Figura 4.21 – Conformação manual do material drenante



Figura 4.22 – Conformação manual do material drenante

4.2.5.5 Execução da drenagem de gases

O sistema de drenagem de gases é composto por 6,0 drenos verticais, interligados, em sua base, aos drenos horizontais de captação de líquidos lixiviados, até a superfície final acabada do aterro sanitário. Essa configuração permite aos drenos de gases funcionarem também como drenos verticais de líquidos. Assim, nesses drenos, os gases e os líquidos têm sentido de fluxo contrário, ascendente e descendente, respectivamente.

Para a conformação dos drenos, foi utilizada uma fôrma metálica, confeccionada com tambores metálicos, em número de 3, com diâmetro de 0,60 m e altura total de 1,80 m, dotado de alças para seu içamento.

No interior do dreno de biogás foi instalado um tubo de PVC, diâmetro de 2", perfurado ao longo de seu comprimento, cuja finalidade foi permitir a verificação do nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental, assim como a realização de leituras da concentração e vazão de biogás.

À medida que o aterro era executado, a fôrma era preenchida com material drenante (brita n° 2) e progressivamente içada para o nível superior, deixando na massa do aterro uma coluna de material drenante. Para esse içamento foi utilizado o braço mecânico (de acionamento hidráulico) de uma retro-escavadeira. As Figuras 4.23 a 4.27 ilustram o esquema dos drenos, o posicionamento e a operação de içamento.

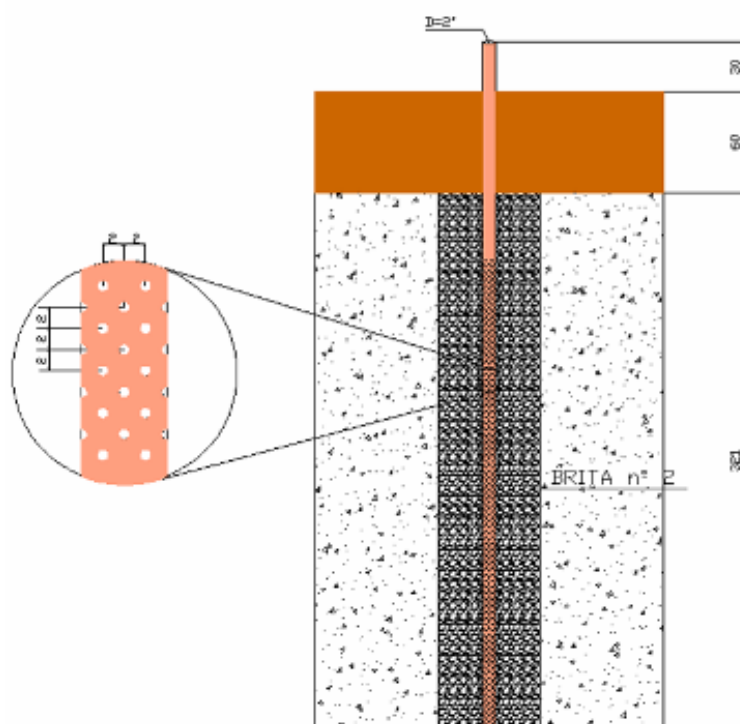


Figura 4.23 – Esquema dos drenos de biogás



Figura 4.24 – Fôrma metálica instalada



Figura 4.25 – Fôrmas metálicas instaladas



Figura 4.26 – Preparação para içamento da fôrma metálica



Figura 4.27 – Fôrma metálica içada

4.2.5.6 Execução do poço de monitoramento

Foi executado um poço de monitoramento e captação com a finalidade de possibilitar a coleta de amostras de líquidos lixiviados. Este poço foi construído ao final da aterragem de resíduos no Aterro Sanitário Experimental, com a utilização de manilhas de concreto armado, com diâmetro de 0,40 m e comprimento de 1,20m, sobrepostas.

Esse poço foi construído diretamente sobre o final do sistema de drenagem de base do aterro. A Figura 4.28 ilustra a construção do poço de captação.

Posteriormente esse poço foi interligado, por meio de tubulação de PVC (Figuras 4.29 e 4.30), diâmetro de 2", a uma caixa foi construída em alvenaria, a qual foi planejada para permitir a medição da vazão de líquidos, por meio de um vertedouro triangular (Figura 4.31), e permitir a infiltração dos mesmos através de uma câmara com fundo executado diretamente sobre a massa de resíduos da antiga Célula AC 01. Este fundo era coberto com brita nº 2.



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 4.28 – Colocação de manilhas



Figura 4.29 – Escavação para instalação da tubulação de PVC



Figura 4.30 – Vala com tubulação de PVC



(a)



(b)

Figura 4.31 – Caixa para medição de vazão de líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental

4.3 Preenchimento do Aterro Sanitário Experimental

A aterragem de RSU no Aterro Sanitário Experimental ocorreu durante os meses de maio e junho de 2005, também período seco em Belo Horizonte, e envolveu uma série de procedimentos operacionais interdependentes, que foram monitorados para se obter um controle sobre o sistema.

4.3.1 Caracterização gravimétrica dos RSU

Para preenchimento do Aterro Sanitário Experimental, foram considerados os resíduos sólidos domiciliares de Belo Horizonte. No presente estudo, inicialmente não foi realizada caracterização dos RSU, uma vez que em 2004 foi concluído um estudo da composição física de forma bem abrangente, e teve como objetivo geral traçar o perfil de geração dos resíduos sólidos domiciliares e comerciais de Belo Horizonte, através do estudo de sua composição gravimétrica e das características físicas, físico-químicas e microbiológicas da fração orgânica (SMLU, 2004). No entanto, posteriormente foi realizada uma caracterização simplificada para efeito de comparação com a caracterização de 2004.

4.3.1.1 Caracterização realizada em 2004

A metodologia empregada adotou como unidade de análise os distritos de coleta de Belo Horizonte. Essas unidades espaciais, utilizadas como referência para o planejamento de coleta domiciliar, correspondem à área atendida por um veículo coletor em uma jornada diária de trabalho. O conjunto de todos os distritos de coleta, totalizando 210 unidades, constituiu o universo amostral do estudo, o que resultou na obtenção de 100 amostras de resíduos, coletadas ao longo de um ano (SMLU, 2004).

Os parâmetros investigados na pesquisa foram:

- Peso específico dos resíduos e composição gravimétrica (matéria orgânica putrescível, papel, metal, plástico, vidro, tecido, madeira, couro, borracha, entulho etc.);
- Físico-químicos: umidade, pH e sólidos voláteis;
- Químicos: metais pesados (zinco, cobre, chumbo, cádmio, cromo, mercúrio, níquel) e nutrientes (carbono orgânico total, nitrogênio, potássio, cálcio, fósforo, sódio);
- Microbiológicos: coliformes fecais, estreptococos fecais e salmonella.

Em relação à amostragem, para definição do número de amostras, empregou-se a técnica estatística de amostragem estratificada proporcional, cuja premissa diz que toda fração identificável no conjunto-universo deve estar representada na composição amostral, nas mesmas proporções em que ocorre na escala real.

Estabeleceu-se como estrato a divisão político-administrativa do município (Figura 4.32), em cujas regionais encontram-se as gerências operacionais dos serviços de limpeza urbana. A pesquisa resultou na obtenção de 100 amostras de resíduo, coletadas ao longo de um ano. A Tabela 4.4 apresenta a distribuição do número de amostras por Gerência de Limpeza Urbana.

Tabela 4.4 – Distribuição das amostras por Gerência de Limpeza Urbana

Gerência de Limpeza Urbana	<i>Barreiro</i>	<i>Centro</i>	<i>Leste</i>	<i>Nordeste</i>	<i>Noroeste</i>	<i>Norte</i>	<i>Oeste</i>	<i>Pampulha</i>	<i>Sul</i>	<i>Venda Nova</i>	<i>Total</i>
Número de distritos	22	11	24	26	35	17	23	21	12	19	210
Número de amostras	12	4	12	12	16	8	12	12	4	8	100

Fonte: SMLU, 2004.



Figura 4.32 – Divisão político-administrativa de Belo Horizonte

Os procedimentos operacionais empregados foram, em linhas gerais, conforme seqüência de atividades descrita a seguir:

- Recolhimento da massa de resíduo em caminhão carroceria de madeira (com capacidade máxima de 2.000 kg), de forma a não haver interferência sobre suas características, aproximando-se mais da situação real. Na coleta das amostras não houve quebra de rotina dos serviços normais executados pelas gerências de limpeza;
- Pesagem do caminhão e descarregamento dos resíduos no local de triagem em área coberta, pertencente à antiga usina de reciclagem e compostagem situada na BR 040;
- Mistura e quarteamentos sucessivos para obtenção da amostra representativa, com peso variando entre 200 e 350 kg. Os procedimentos de amostragem basearam-se na NBR-10007 (ABNT, 2004) e nas recomendações da literatura pesquisada;
- Retirada de subamostras para determinação do peso específico dos resíduos soltos. Para tanto, utilizou-se um tambor de 100 litros, efetuando-se três medições consecutivas ;
- Triagem e pesagem dos materiais agrupados por tipo.

De cada amostra coletada foram extraídas subamostras para determinação do peso específico dos resíduos sólidos não compactados (resíduo solto).

Os procedimentos operacionais empregados na caracterização dos resíduos encontram-se descritos de forma detalhada em SMLU (2004). O estudo foi realizado em 4 (quatro) etapas, distribuídas ao longo do ano de 2002 e 2003 e teve como objetivo abranger as quatro estações climáticas. Na Tabela 4.5 são apresentados os períodos de realização da pesquisa de caracterização.

Tabela 4.5 – Etapas de realização da caracterização dos RSU de Belo Horizonte

Etapa	Data
1	29/10 a 04/12/2002
2	13/01 a 14/02/2003
3	28/04 a 03/06/2003
4	28/07 a 01/09/2003

4.3.1.2 Caracterização simplificada realizada em 2006

A metodologia empregada para realização dessa caracterização parcial foi semelhante à realizada em 2004. Diferenciou apenas na forma de determinação do modo de coleta dos

resíduos para a caracterização. Na metodologia empregada no estudo de 2004, os resíduos eram coletados em caminhões específicos de carroceria aberta. Para este estudo, foram considerados os resíduos coletados por caminhão compactador.

Foram escolhidos 10 caminhões, de forma aleatória, sendo cada um correspondente a uma Regional Administrativa de Belo Horizonte.

Os procedimentos operacionais de quarteamento, identificação e pesagem dos resíduos foram os mesmos adotados para a pesquisa realizada em 2004.

4.3.1.3 Caracterização realizada na reabertura do Aterro Sanitário Experimental

Após 462 dias decorridos desde a finalização do processo de aterragem, foi realizada reabertura de parte do Aterro Sanitário Experimental visando obter amostras dos resíduos dispostos para verificar as suas características, assim como determinar a umidade e o teor de sólidos voláteis dos mesmos.

Os procedimentos operacionais empregados foram os mesmos descritos no Item 4.3.1.1, quando da amostragem durante a fase de disposição dos RSU no Aterro Sanitário Experimental, excluindo-se a primeira etapa, que consistia da retirada de uma amostra a 1,0 m de profundidade.

4.3.2 Caracterização volumétrica dos RSU

4.3.2.1 Determinação da umidade, absorção e peso específico dos componentes dos RSU

A determinação do peso específico das frações sólidas dos RSU foi obtida por meio de realização de ensaios similares aos utilizados em mecânica dos solos para obter o peso específico de grãos. O método utilizado foi o da pesagem hidrostática, e consistiu das seguintes etapas:

- Definição dos componentes a serem investigados, buscando conduzir os ensaios em amostras de resíduos identificados na caracterização do RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental (Tabela 4.6);
- Pesagem das amostras *in natura* dos diversos componentes a serem ensaiados, para obtenção das massas das amostras;

- Pesagem da proveta utilizada nos ensaios;
- Pesagem da proveta com adição de 500 ml de água destilada;
- Imersão da amostra do componente na proveta com água destilada;
- Obtenção da massa do conjunto: proveta – água destilada – amostra do resíduo, por meio de sua pesagem;
- Escoamento da água destilada e pesagem do recipiente com a amostra do resíduo;
- Secagem em estufa por um período inicial de 24 horas a 65° e 4 horas a 105° C;
- Determinação da umidade inicial e da absorção, por meio das Equações 4.5 e 4.6;

$$Umidade(\%) = \frac{P_{in\ natuta} - P_{seco\ a\ 65^\circ}}{P_{in\ natuta}} \times 100 \quad (Eq. 4.5)$$

$$Absorção(\%) = \frac{P_{umido} - P_{seco\ a\ 65^\circ}}{P_{umido}} \times 100 \quad (Eq. 4.6)$$

Em que: $P_{seco\ a\ 65^\circ C}$ = peso seco em estufa a 65 °C; $P_{úmido}$ = peso da amostra após escoamento da água destilada.

- Determinação do peso específico dos componentes (partículas ou grãos) dos RSU, por meio da Equação 4.7.

$$\rho_s = \frac{M_s}{M_1 - M_2 + M_s} \times \gamma_{H_2O} \quad (Eq. 4.7)$$

Em que: ρ_s = peso específico das partículas sólidas dos RSU (g/cm^3); M_s = massa seca das partículas sólidas dos RSU a 65 °C (g); M_1 = peso da proveta com 500 ml de água destilada (g); M_2 = peso do conjunto proveta + água destilada + amostra das partículas sólidas dos RSU (g); γ_{H_2O} = peso específico da água (g/cm^3).

Tabela 4.6 - Componentes dos RSU submetidos ao ensaio para determinação do peso específico

N	Componente dos RSU
1	Poda triturada hidratada
2	Folhagem seca
3	Orgânico
4	Papel Fino
5	Papelão
6	Papel misto
7	Embalagem longa-vida
8	Plástico filme
9	Plástico rígido
10	PET
11	Vidro reciclável (Lâmpada)
12	Vidro reciclável (bastão)
13	Vidro não reciclável (Espelho)
14	Metal ferroso
15	Metal não ferroso (Alumínio)
16	Madeira
17	Couro
19	Espuma
20	Cerâmica (porcelana)
21	Borracha
22	Isopor
23	Trapo / Tecido

4.3.2.2 Caracterização volumétrica

A composição volumétrica dos resíduos sólidos foi determinada utilizando as mesmas amostras utilizadas na determinação do peso específico dos componentes (grãos) dos RSU e seguiu a seguinte metodologia:

- Pesagem das amostras *in natura* dos diversos componentes a serem ensaiados, para obtenção das massas das amostras;
- Pesagem dos cilindros (Tabela 4.7) utilizados para compactação das amostras;

Tabela 4.7 - Dimensões dos cilindros utilizados nos ensaios de peso específico dos RSU

Cilindro	Diâmetro cm	Altura cm	Volume cm ³	Peso g
C1	7,25	19,90	821,11	745,25
C2	7,25	20,00	825,23	754,00
C3	7,30	20,10	840,84	748,00

- Preenchimento dos cilindros com cada tipo de resíduo;

- Pesagem dos cilindros preenchidos com as amostras dos componentes dos RSU;
- Compactação dos resíduos com um soquete de 18 kg (Figura 4.33) - correspondente a uma pressão de 4.680 kg/m², similar à aplicada aos resíduos pelo equipamento compactador utilizado - sendo que este era apenas colocado sobre a amostra por um período de 5,0 s. Foram realizados 10 ciclos com intervalo de 10,0 s cada;
- Leitura do deslocamento ocorrido, por meio de trena métrica;
- Obtenção do volume compactado dos resíduos.
- A partir das Equações 4.8 a 4.12, dos valores resultantes da composição gravimétrica e o peso específico das partículas sólidas (ρ_s) de cada material, determinado no Item anterior, obtém-se o volume seco para cada componente dos RSU;

$$V_s = \frac{P_s}{\rho_g} \quad (\text{Eq. 4.8})$$

Em que: V_s = volume das partículas sólidas dos RSU; P_s = massa das partículas sólidas dos RSU e ρ_s = peso específico das partículas sólidas dos RSU.

$$\rho_{solto} = \frac{M_{in\ naturala}}{V_{solto}} \quad (\text{Eq. 4.9})$$

Em que: ρ_{solto} = peso específico dos componentes dos RSU, sem compactação; V_{solto} = volume *in natura* dos componentes dos RSU, sem compactação; $M_{in\ naturala}$ = massa *in natura* dos componentes dos RSU.

$$\rho_{compactado} = \frac{M_{in\ naturala}}{V_{compactado}} \quad (\text{Eq. 4.10})$$

Em que: $\rho_{compactado}$ = peso específico dos componentes dos RSU após compactação nos cilindros; $V_{compactado}$ = volume dos componentes dos RSU após compactação nos cilindros; $M_{in\ naturala}$ = massa *in natura* dos componentes dos RSU.

$$V = \frac{M_{gravimetrica}}{\rho} \quad (\text{Eq. 4.11})$$

Em que: V = volume dos componentes dos RSU (compactado ou solto); ρ = peso específico dos componentes dos RSU (compactado ou solto); $M_{gravimétrica}$ = massa obtida na composição gravimétrica dos RSU.

$$\% V = \frac{V}{V_T} \quad (\text{Eq. 4.12})$$

Em que: $\% V$ = percentual em volume do componente avaliado em relação ao volume total de RSU; V = volume dos componentes dos RSU (compactado ou solto); V_T = volume total da massa de RSU.



Figura 4.33 – Cilindro e soquete utilizados nos ensaios para determinação da composição volumétrica dos RSU

4.3.3 Avaliação dos índices físicos da mistura

De posse dos resultados individuais de cada fração, os índices físicos da mistura foram obtidos utilizando fórmulas de correlação utilizadas em mecânica dos solos.

A determinação do peso específico do resíduo (seco, total, saturado ou dos grãos), como função dos pesos específicos das suas frações constituintes, foi realizada pela expressão (Equação 4.13):

$$\gamma = \frac{1}{\sum_1^n \frac{W_i}{W \cdot \gamma_i}} \quad (\text{Eq. 4.13})$$

Em que: n = número de frações constituintes; W_i = peso da fração constituinte i ; W = peso total do resíduo; γ_i = peso específico da fração i . A razão W_i/W expressa a porcentagem em peso do constituinte i na composição do resíduo.

O teor de umidade do resíduo como função das umidades das suas frações constituintes foi obtido pela expressão (Equação 4.14):

$$w = \frac{\sum_{i=1}^n W_i \cdot \omega_i}{W} \quad (4.14)$$

Em que: n = número de frações constituintes; W_i = peso da fração constituinte i ; W = peso total do resíduo; ω_i = teor de umidade da fração i .

4.3.4 Equipamentos

Na fase de execução, para a compactação dos resíduos, foram utilizados tratores de esteiras com lâmina, modelos Fiat Allis 14CT e New Holland D170.

O trator de esteiras FIAT – 14 CT possui duas esteiras com largura de 50 cm e comprimento de 3,89 m, que resulta em uma área de contato de 1,945 m². As velocidades de trabalho são 6,0 km/h (avante- 2ª marcha) e 7,50 km/h (ré – em 2ª marcha). Já o equipamento NEW HOLLAND possui esteiras com largura de 0,50 m e comprimento de 4,01 m, que resulta em uma área de contato de 2,005 m² e velocidades idênticas às do equipamento FIAT. O peso operacional dos tratores são 16.580 kg e 15.770 kg, para o NEW HOLLAND e FIAT ALLIS, respectivamente.

4.3.5 Etapas

A execução da aterragem de resíduos constou da pesagem, descarga e compactação dos resíduos, seguida da cobertura intermediária e final. A seguir são descritas as principais etapas do processo de aterragem.

4.3.5.1 Identificação da origem e tipos de resíduos

Todos os veículos foram pesados no sistema de balanças do aterro sanitário de Belo Horizonte, o qual é composto por 3 (três) balanças, sendo 2 (duas) com capacidade de pesagem para 30 toneladas e outra para 40 toneladas, ambas eletromecânicas (Figura 4.34). Nesta etapa também os veículos eram identificados, sendo coletadas diversas informações tais

como placa do veículo, horários de entrada e de saída, carga útil (peso bruto, líquido, tara), tipo de resíduos, origem etc. Após a sua identificação, os veículos eram direcionados para o Aterro Sanitário Experimental para descarga dos RSU e posterior compactação destes.



Figura 4.34 – Sistema de balanças da CTRS da BR 040

4.3.5.2 Descarga, espalhamento e compactação dos RSU

A descarga dos resíduos na frente de serviços foi realizada próximo ao pé da rampa de aterragem, de onde os mesmos foram empurrados, no sentido ascendente em plano inclinado, e espalhados pelos tratores de esteira, obedecendo ao conceito de cobertura das faixas descritas anteriormente, assim como o número de passadas e a inclinação da rampa de compactação pré-determinada de cada faixa especificado no Item 4.2.3. As espessuras das camadas não foram aferidas, em função da dinâmica de compactação não tê-la permitido. A Figura 4.35 ilustra a etapa do preenchimento do Aterro Sanitário Experimental.



Figura 4.35 – Descarga e Compactação de RSU

Destaca-se que a aterragem dos RSU não seguiu a ordem de numeração das faixas em função dos aspectos operacionais empregados, pois, devido à geometria do aterro, o espaço disponível para manobras dos veículos e equipamentos compactadores era reduzido. Para acelerar a aterragem, em alguns momentos teve-se que trabalhar-se com 3 equipamentos compactadores simultaneamente, operando em faixas alternadas.

4.3.5.3 Construção da camada de cobertura final

A camada de cobertura final foi executada utilizando duas diferentes configurações: uma primeira consistida de barreira evapotranspirativa e a segunda de barreira capilar. O principal objetivo foi permitir a comparação do desempenho desses sistemas, submetidos a condições climáticas adversas, a partir da instalação e monitoramento de tensiômetros em diferentes profundidades. As camadas foram executadas conforme características descritas a seguir.

Camada 1

Abrangeu as faixas 1, 2 e 3, e foi executada somente com uma camada de material argiloso, com espessura de 0,60 m, cujas características físicas são apresentadas mais adiante neste trabalho. Sobre a mesma, foi executada uma camada de resíduos de construção civil, espessura de 0,05 m, cuja finalidade foi a de proporcionar uma proteção mecânica para o solo argiloso empregado.

Camada 2

Essa camada foi executada em duas etapas: a primeira composta por uma camada de resíduos de construção civil beneficiado, com espessura de 0,30 m, que foi executado diretamente sobre os resíduos; a segunda foi realizada com o mesmo material argiloso empregado na execução da Camada 1, descrita anteriormente, com espessura de 0,30 m, sobreposta por uma camada de resíduos de construção civil com 0,05 m de espessura, para proteção mecânica para o solo argiloso empregado. Esta camada abrangeu as faixas 4, 5 e 6.

Nas Figuras 4.36 e 4.37 podem ser observados os dois sistemas de cobertura empregados na cobertura do Aterro Sanitário Experimental, enquanto que as Figuras 4.38 a 4.40 ilustram a execução desses sistemas.

Trinta dias após a finalização dos trabalhos, foi realizada cobertura suplementar no sentido de obstruir diversas trincas que surgiram no topo da camada final de argila, em função do ressecamento observado.

A execução das camadas de cobertura ocorreu paralelamente à aterragem de resíduos e era realizada sempre que se atingia a cota de topo do aterro (aproximadamente 3,20 m de altura). A sua execução era diária, após o encerramento das atividades de compactação dos RSU. O controle da execução da camada de cobertura foi realizado por meio de ensaios de campo (peso específico e umidade). A cobertura da frente de operações também era realizada diariamente, ao final dos trabalhos.

Durante a implantação do Aterro Sanitário Experimental, foi realizado o controle de compactação a partir da determinação do teor de umidade e do peso específico, este utilizando o cilindro biselado. Foram também realizados ensaios de permeabilidade em campo, sobre a camada suporte da manta impermeabilizante e nas camadas de coberturas finais, por meio da utilização do Permeâmetro de *Guelph*. Foram realizados 6 ensaios de permeabilidade na camada suporte e 15 na camada de cobertura final.

4.3.5.4 Configuração Final

Nas Figuras 4.41 e 4.42 é apresentada a configuração geométrica final do Aterro Sanitário Experimental e alguns perfis. Destaca-se que não foi realizado o plantio de vegetação sobre as camadas de cobertura final adotadas, mas ao longo do tempo ocorreu uma ressignificação natural do topo do Aterro Sanitário Experimental, com o surgimento de diversas espécies vegetais rasteiras, e que pode ter contribuído, mesmo que minimamente, para que ocorresse evapotranspiração.

Devido à declividade final da camada de cobertura (2 % no sentido do poço de inspeção), não foram utilizados elementos singulares para a drenagem superficial (canaletas, canais de topo etc.), já que a inclinação observada era suficiente para escoamento das águas de chuva.

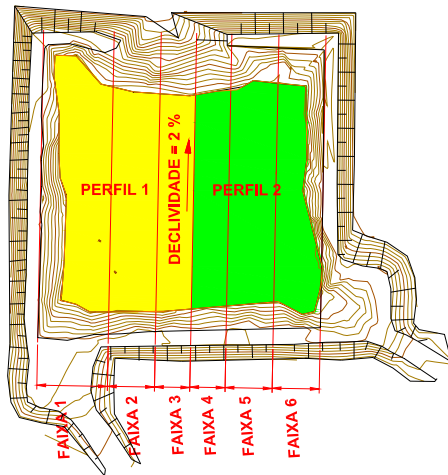
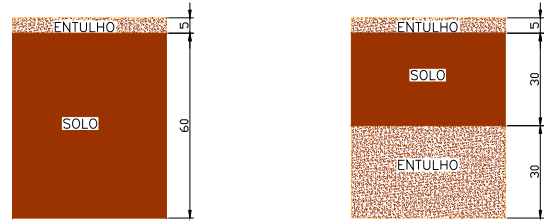


Figura 4.36 – Vista em planta do Aterro Sanitário Experimental



Perfil 1 Barreira Evapotranspirativa **Perfil 2** Barreira Capilar

Faixas (1,2 e 3)

Faixas 4,5 e 5

Figura 4.37 – Configurações da camada de cobertura



Figura 4.38 – Execução da camada de cobertura final – entulho + solo



Figura 4.39 – Execução da camada de cobertura final - solo



Figura 4.40 – Cobertura diária dos RSU

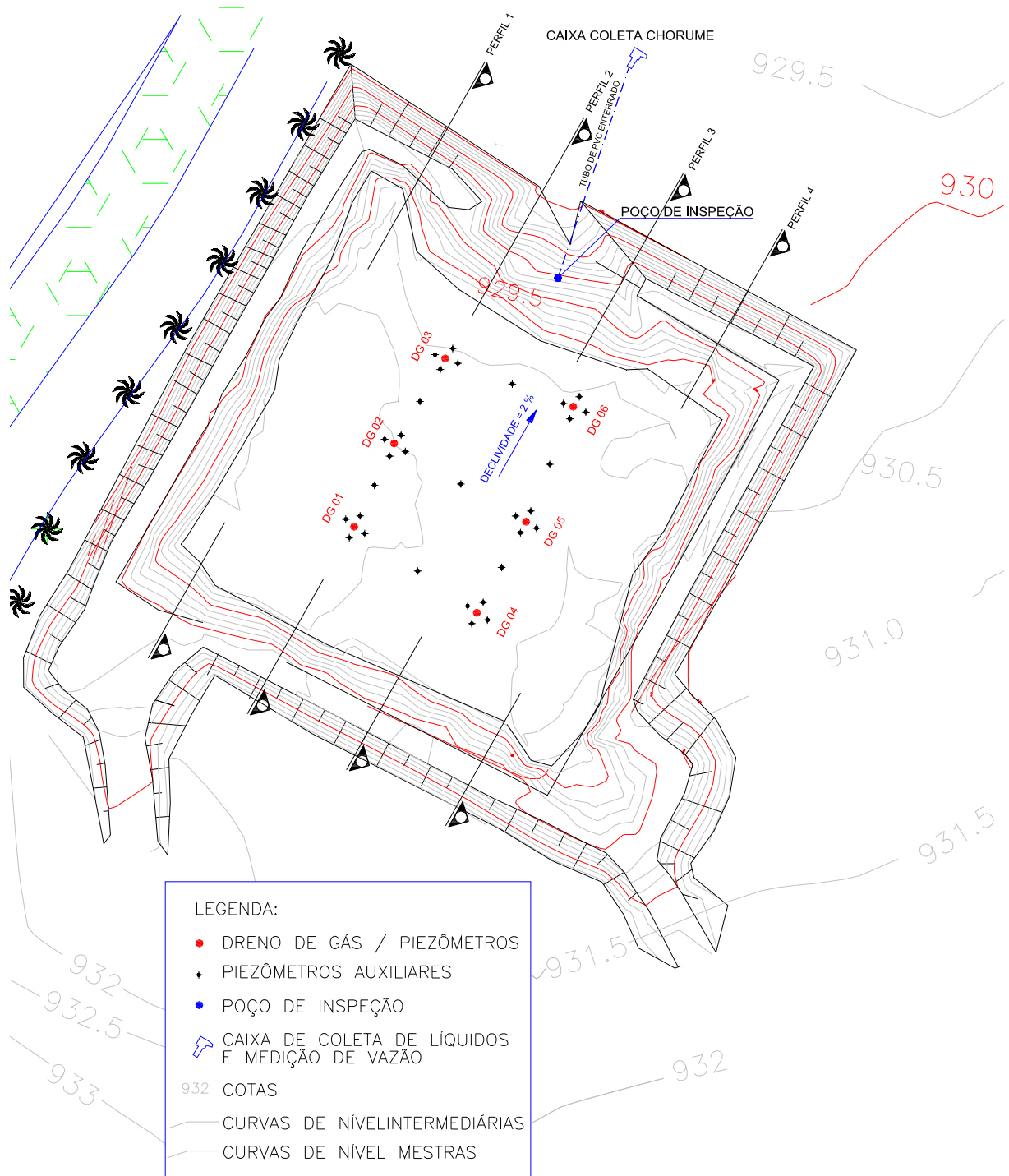
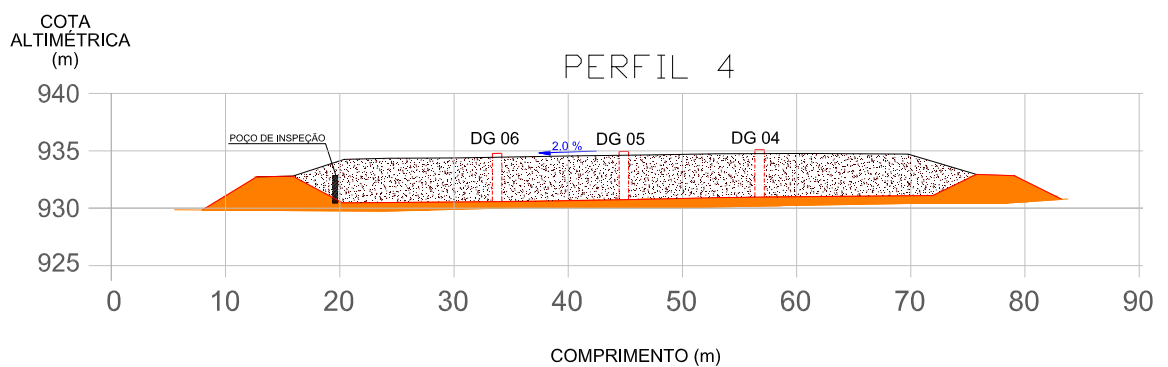
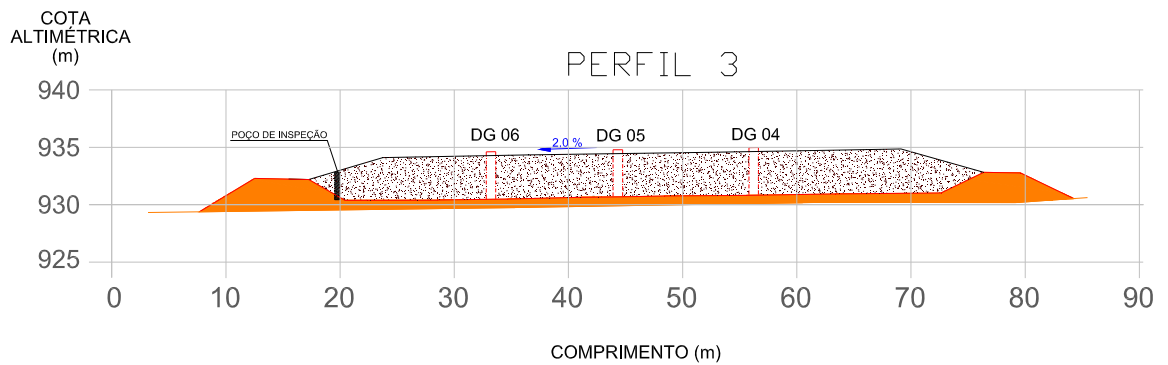
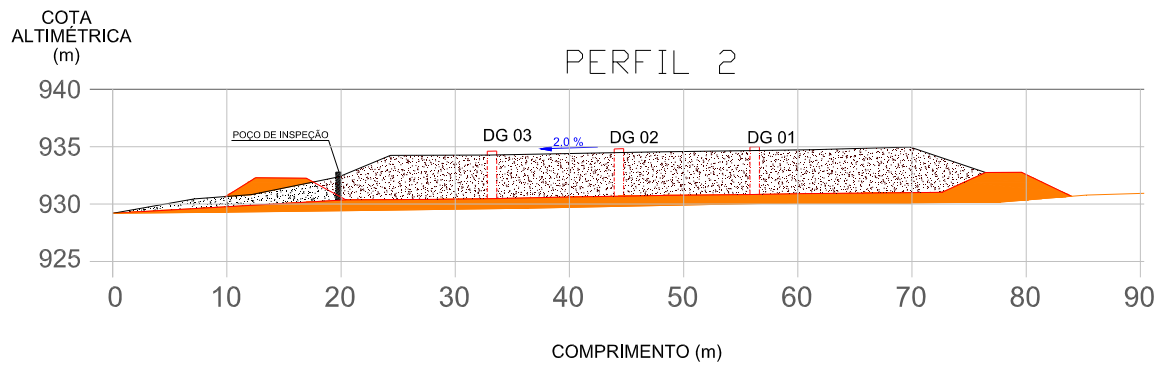
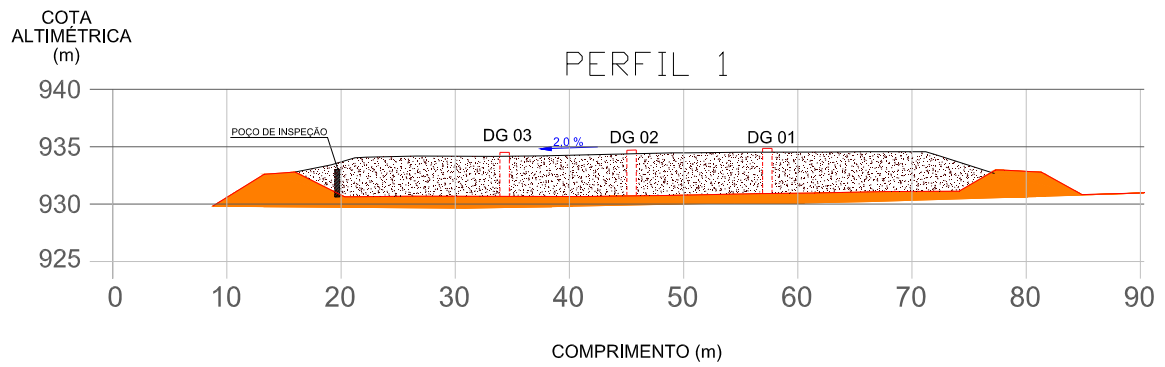


Figura 4.41 – Configuração final do Aterro Sanitário Experimental



LEGENDA:

DIQUE / BASE
 RSU
 DRENO DE GÁS (PROJEÇÃO)
 POÇO DE INSPEÇÃO (PROJEÇÃO)

Figura 4.42 – Perfis do Aterro Sanitário Experimental

4.4 Monitoramento do Aterro Sanitário Experimental

4.4.1 Monitoramento geotécnico e da operação

Foram avaliados e monitorados os seguintes parâmetros:

- Número de passadas do equipamento compactador;
- Inclinação da rampa;
- Recalques.

4.4.1.1 Monitoramento da operação

Foi efetuado o controle do número de passadas do equipamento compactador, por meio de orientação ao operador quanto ao número de passadas por faixa e, posteriormente, por meio de aferição por contagem. Foi considerado como “passada”, o ciclo completo de uma máquina passando sobre os resíduos na rampa de compactação no sentido ascendente e descendente.

O controle da inclinação da rampa de aterragem foi realizado, inicialmente, visualmente por meio de gabarito (Figura 4.43) e, posteriormente, por meio de acompanhamento por equipe de topografia (Figuras 4.44 e 4.45). Foram realizadas, em média, três aferições por dia de operação.



Figura 4.43 – Gabarito utilizado no controle da inclinação da rampa de compactação



Figura 4.44 – Marco topográfico



Figura 4.45 – Leitura da inclinação da rampa de aterragem

Foram obtidos dados diários dos peso específicos dos resíduos aterrados, por meio da comparação entre a quantidade de resíduos dispostos, cujo controle era realizado no sistema de balanças do aterro sanitário de Belo Horizonte, como comentado anteriormente, e pelo volume levantado pela equipe de topografia, executado diariamente pela manhã.

Para a obtenção das espessuras das camadas dos resíduos, trabalhou-se com os valores médios dos levantamentos realizados pela equipe de topografia diariamente, por faixa de trabalho. As espessuras foram obtidas por meio da diferença entre as leituras realizadas no período da manhã e da tarde, sendo desprezadas as leituras inconsistentes. A espessura da camada considerada para estudo foi a diária, e não por meio das diversas camadas de resíduos lançadas ao longo do dia.

Nesta etapa, foram coletadas 32 amostras de RSU (25/05/05 a 22/06/05) para determinação da umidade e sólidos voláteis, como comentado anteriormente, visando subsidiar uma futura avaliação da degradação dos resíduos ao longo do tempo e a relação entre a umidade dos resíduos e sua influência na compactação dos mesmos.

4.4.1.2 Acompanhamento da compressibilidade

O acompanhamento da compressibilidade foi baseado nos controles e levantamentos topográficos realizados durante e a após a construção do Aterro Sanitário Experimental e por meio da instalação de medidores de recalques. Esse estudo envolveu a análise e verificação do desempenho de modelos de compressibilidade existentes na literatura por meio da calibração e previsão de recalques.

Destaca-se que esta análise também teve como objetivo proceder a uma avaliação crítica dos modelos considerados e verificar algumas de suas vantagens e limitações, qual melhor modelo se aplica ao comportamento do Aterro Sanitário Experimental em análise, assim como a obtenção dos parâmetros de compressibilidade que regem os modelos considerados, considerando os resíduos de Belo Horizonte.

4.4.1.2.1 Medidores de recalques

Para verificação dos modelos considerados, foi realizado acompanhamento e monitoramento dos recalques verticais a partir da instalação de 18 medidores superficiais, próximos ao contato entre os resíduos e a camada de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental, distribuídos de forma a possibilitar uma avaliação mais precisa dos recalques.

Os medidores instalados são constituídos de base quadrada de 0,50 x 0,50 m e 0,05 m de espessura, confeccionada em concreto, e haste metálica de tubos de ferro galvanizado com altura de 1,00 m e diâmetro de 3/4". A frequência de leituras foi definida como semanal.

Nas Figuras 4.46 a 4.49 podem ser observadas algumas etapas da instalação desses medidores, enquanto que a Figura 4.50 mostra a localização dos mesmos.



Figura 4.46 – Medidor de recalques



Figura 4.47 – Medidor de recalques sendo nivelado durante sua instalação



Figura 4.48 – Medidor de recalques sendo instalado



Figura 4.49 – medidor de recalques instalado

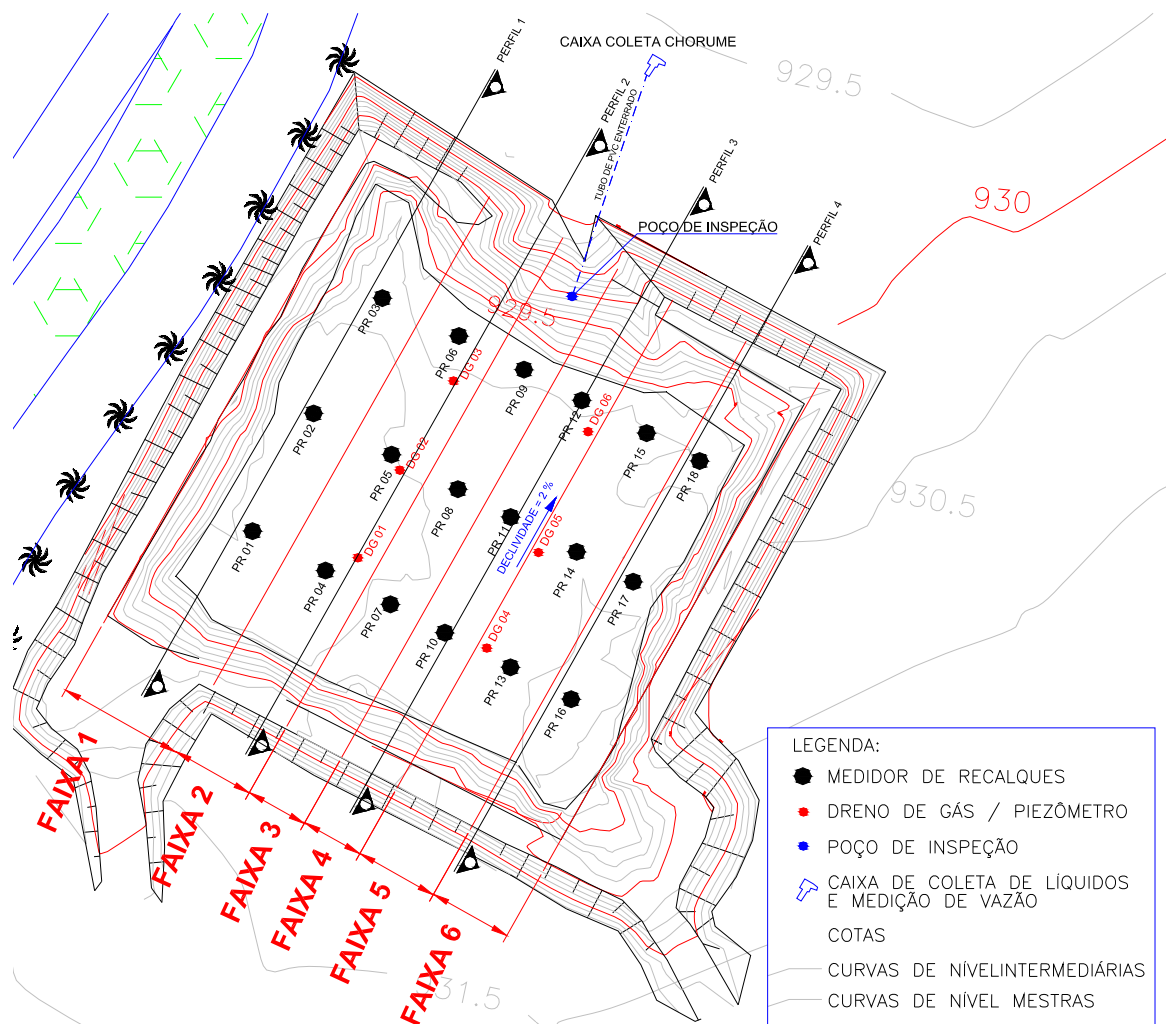


Figura 4.50 – Localização dos medidores de recalques no Aterro Sanitário Experimental

4.4.1.2.2 Modelos de compressibilidade considerados

Diversas propostas para avaliação da compressibilidade dos resíduos sólidos urbanos são referenciadas na literatura, como descrito no item 3.7. No presente estudo foram considerados 4 (quatro) modelos existentes para comparação e análise do comportamento do Aterro Sanitário Experimental. Os modelos considerados foram:

- Reológico (Edil *et al.*, 1990),
- Meruelo (Espinace, 1999).
- Hiperbólico (Ling *et al.*, 1998);
- Compósito (Marques, 2001);

Para avaliação dos modelos e previsão de recalques, foi utilizado o sistema desenvolvido por Simões *et al.* (2005), o qual é formado por um conjunto de planilhas de calibração dos modelos, desenvolvido em ambiente *Excel* (Microsoft, 2003), utilizando a linguagem de programação Visual Basic, Macros e Otimização de Parâmetros. Os parâmetros de cada modelo são determinados a partir da minimização de uma função, denominada Desvio, que é definida como a soma dos quadrados das diferenças entre os valores reais medidos em campo e os calculados pelo modelo.

4.4.1.2.3 Análise dos dados

A análise do comportamento do Aterro Sanitário Experimental foi realizada considerando os dados de campo observados no período de 714 dias ($\approx 2,0$ anos), e teve como objetivo:

1. Avaliar e comparar os parâmetros obtidos, por meio da calibração dos dados de campo aos modelos considerados, com dados apresentados na literatura;
2. Simular a previsão de recalques, com os dados obtidos para o ajuste dos modelos para o período de 360 dias, e para o período final de monitoramento (714 dias), buscando verificar se os modelos considerados conseguem se ajustar aos dados de campo observados;
3. Simular uma previsão de recalques para um período de 30 anos, a partir de parâmetros obtidos com a calibração dos modelos para o conjunto total de dados obtidos para 714 dias de monitoramento, visando avaliar o comportamento dos modelos a longo prazo e verificar qual modelo se ajusta melhor ao comportamento do Aterro Sanitário Experimental.

4.4.2 Resíduos sólidos

As análises físico-químicas de RSU tiveram como objetivo subsidiar a avaliação da degradação dos resíduos no interior do Aterro Sanitário Experimental. Devido à inexistência de metodologias adequadas para amostragem de RSU, durante a fase de execução foram realizadas amostragens de forma que permitissem caracterizar o máximo possível os RSU. Foram realizadas análises de umidade e sólidos voláteis quase que diariamente, durante a fase de execução do Aterro Sanitário Experimental. Deve-se lembrar que esses fatores indicam indiretamente o estágio de decomposição da matéria orgânica presente na massa de resíduos.

No intuito de verificar se alguns componentes da massa de resíduos retêm ou não umidade significativa em seu corpo e influenciam os resultados, tanto de umidade quanto de sólidos voláteis, foram realizados ensaios em amostras brutas e triadas, sendo que nesta última foram retirados materiais como pedaços de madeira, pedras, isopor, plásticos, vidros, pedaços de porcelana etc. Conforme descrito por Kiehl (1998), se a amostra contiver esses materiais, os resultados podem ser influenciados, pois esses materiais poderão ser volatilizados, em função das elevadas temperaturas empregadas, e computados como matéria orgânica total. Portanto, é necessária a segregação desse tipo de material antes que se proceda à análise de umidade e sólidos voláteis.

Teor de Umidade

A metodologia empregada para determinação da umidade dos RSU é descrita em Costa (2002) e segue a seqüência apresentada a seguir:

- As amostras foram coletadas durante a fase de aterragem dos RSU, logo após a descarga dos veículos coletores;
- Realização de quarteamentos sucessivos até a obtenção de uma massa final de aproximadamente 2,0 kg;
- Esta amostra foi repartida em bandejas de alumínio, pesadas e colocadas em estufa por um período inicial de 24 horas a 65 °C e 4 horas a 105 °C;

O teor de umidade, em base úmida, é calculado, conforme Equação 4.15:

$$\%H_2O = \frac{(P_0 - P_1)}{P_0} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 4.15})$$

Em que: P_0 = peso inicial da amostra e P_1 = peso final da amostra.

Sólidos voláteis

As amostras, a partir das quais realizaram-se os ensaios de umidade foram utilizadas para determinação dos sólidos voláteis, conforme descrito a seguir:

- As amostras foram primeiramente trituradas em um moinho de facas;

- Foi extraída uma amostra de aproximadamente 5,0 g, que foi colocada em um cadinho;
- Estas amostras foram então submetidas à calcinação em mufla a 550 °C durante 2 horas e depois resfriadas em dessecador durante 01 hora, para nova pesagem.

A determinação do teor de sólidos voláteis é feita segundo a Equação 4.16.

$$\%SV = \frac{P_0 - P_C}{P_0} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 4.16})$$

Em que: P_0 = peso inicial da amostra e P_C = peso calcinado da amostra.

4.4.3 Líquidos lixiviados

Considerando que os aspectos operacionais de um aterro sanitário podem afetar as características e quantidades dos líquidos lixiviados gerados (por exemplo: peso específico dos resíduos e execução das camadas de cobertura), foi realizado o monitoramento destes no Aterro Sanitário Experimental.

Assim, o monitoramento dos líquidos lixiviados provenientes do Aterro Sanitário Experimental teve como objetivo auxiliar a avaliação do balanço hídrico e caracterizá-los de maneira que os dados obtidos possibilitem, em estudos futuros, a realização de comparações de parâmetros físico-químicos de líquidos provenientes de aterros com características similares ou não ao aterro em estudo. Teve ainda como finalidade avaliar a evolução do comportamento desses líquidos desde a finalização do aterro, permitindo que se tenham parâmetros desde o início do processo de digestão dos RSU em aterros sanitários, o que é difícil ser verificado na literatura, para aterros operando em escala real e em aterros experimentais operando em grande escala.

O monitoramento de líquidos teve como base uma campanha de amostragem que se iniciou em 30/06/2005, logo após o encerramento das atividades de disposição de RSU no aterro, e se estendeu até 30/03/2007. Foram realizadas 44 campanhas, por um período de 21 meses.

Os ensaios (coleta e análise laboratorial) envolveram a determinação de 24 parâmetros e foram realizados pela empresa Limnos – Hidrobiologia e Limnologia Ltda., e foram acompanhados sistematicamente tanto pelo pesquisador quanto pelos técnicos do laboratório

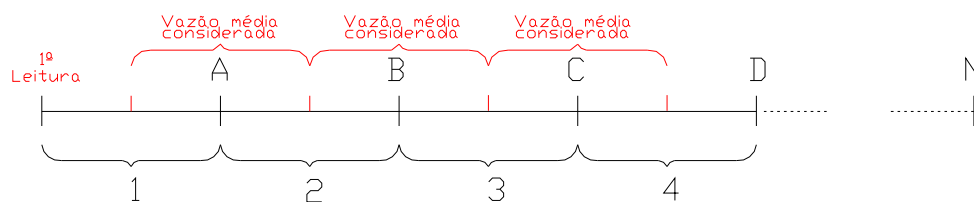
da SLU. Algumas amostras foram coletadas pelos técnicos da SLU e encaminhadas ao laboratório citado para realização das análises.

As amostras foram coletadas na caixa de recepção e medição de vazões de líquidos lixiviados, construída a jusante do Aterro Sanitário Experimental, sendo os mesmos acondicionados em recipientes plásticos e enviados para análise. A amostragem de líquidos lixiviados teve frequência quinzenal.

As coletas e análises físico-químicas das amostras para monitoramento dos líquidos lixiviados seguiram os métodos descritos *no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (AWWA/APHA/WEF, 1998). Na Tabela 4.8 são apresentados os parâmetros monitorados e as respectivas metodologias empregadas.

No intuito de aferir a confiabilidade dos resultados obtidos pelo laboratório, foram realizadas análises de DBO, DQO, pH, cloretos, alcalinidade, fósforo e Sólidos Totais no Laboratório de Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG.

Foi avaliada também a possível influência do período chuvoso sobre as cargas efluentes (g/d) dos parâmetros considerados. A carga efluente foi determinada em função da vazão gerada ao longo do período de monitoramento do Aterro Sanitário Experimental. Para tanto, foi considerada a vazão média observada nos períodos compreendidos entre as datas intermediárias entre duas campanhas de amostragem e a última dessas duas e intermediária seguinte. Ou seja, considerando três campanhas de amostragem A, B e C, a vazão considerada é a média das vazões situadas entre a data intermediária das campanhas A e B e entre B e C (Equação 4.17). A Figura 4.51 ilustra a metodologia adotada para determinar a carga efluente.



A, B, C ...N = Campanhas de amostragem

1,2, 3, 4...N = conjunto de vazões medidas entre as campanhas de amostragem

Figura 4.51 - Vazões médias consideradas para obtenção das concentrações em g/d

$$Q_{\text{média diária}} = \frac{\sum Q_d}{N} \quad (\text{Eq. 4.17})$$

Em que: $Q_{\text{média diária}}$ = vazão média do período considerado (l/s); Q_d = vazão diária entre campanhas (l/s) e; N = número de dias do intervalo considerado.

A carga efluente, assumida constante no intervalo, foi obtida pela multiplicando-se a vazão média diária e a concentração do parâmetro em questão.

Tabela 4.8 – Parâmetros avaliados e respectivas metodologias de análise (continua)

N	Parâmetros	Metodologia de Análise
1	Ácidos Graxos Voláteis	SMEWW 5560 C: Organic and Volatile Acids Distillation Method
2	Alcalinidade de Bicarbonato	SMEWW 2320: Alkalinity – Pontenimetric Titration to end – point pH
3	Demanda Química de Oxigênio	SMEWW 5220 D: Chemical Oxygen Demand – Close Reflux, Colorimetric Method
4	Demanda Bioquímica de Oxigênio	SMEWW 5210: Biochemical Oxygen Demand (BOD) SMEWW 5210 B: day BCD Test
5	Cloretos	SMEWW 4500-CI – B: Chloride – Argentometric Method
6	Nitrogênio Amoniacal	SMEWW 4500-F – D: Spands Method
7	Nitratos	SMEWW 4500-NH3 – C: Nitrate – Cadmium Reduction Method
8	Potencial Hidrogeniônico	SMEWW 4500-pH VALUE B – Electrometric Method
9	Potencial de oxi-redução	SMEWW 2580: Oxidation Reduction Potential (ORP)
10	Sulfatos	SMEWW 4500 - SO4 E: Sulfate Turbidimetric Method NT CETESB L5
11	Temperatura	SMEWW 2550: Temperature
12	Alumínio total	SMEWW 3030 E: Nitric Acid Digestion SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 – Al: Aluminium
13	Cádmio total	SMEWW 3030 E: Nitric Acid Digestion SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 – Cd: Cadmium
14	Chumbo total	SMEWW 3030 E: Nitric Acid Digestion SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 – Pb: Lead
15	Cobre total	SMEWW 3030 E: Nitric Acid Digestion SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 – Cu: Copper
16	Cromo total	SMEWW 3030 E: Nitric Acid Digestion SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 – Cr: Chromium
17	Ferro solúvel	SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 Ni – Nickel

*SM – *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

Tabela 4.8 – Parâmetros avaliados e respectivas metodologias de análise (conclusão)

18	Mercúrio total	SMEWW 3112 B: Cold-Vapor Atomic Absorption Spectrometry Method
19	Níquel total	SMEWW 3030 E: Nitric Acid Digestion SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 – Ni: Nickel
20	Zinco total	SMEWW 3030 E: Nitric Acid Digestion SMEWW 3111 B: Atomic Absorption Spectrometry SMEWW 3500 – Zn: ZINC
21	Sólidos em suspensão	SME 2540 D: SOLIDS – Total Suspended Solids Dried at 103 – 105°C
22	Sólidos Dissolvidos	SMEWW 2540 C: SOLIDS – Total Dissolved Solids Dried at 180° C
23	Sólidos Voláteis	SMEWW 2540 E: SOLIDS – Fixed and Volatile Solids Dried Ignited 550°C
24	Sólidos sedimentares	SMEWW 2540 F SOLIDS – Settleable Solids Method

*SM – *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

4.4.4 Biogás

O monitoramento da evolução da concentração de gases em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos tem como objetivo subsidiar, em conjunto com outros parâmetros monitorados (compressibilidade e características físico-químicas dos líquidos lixiviados e da massa de resíduos), a avaliação do estágio do processo de decomposição da fração orgânica presente na massa de RSU.

No Aterro Sanitário Experimental em estudo, o monitoramento dos gases foi realizado de forma qualitativa, ou seja, através da medida de sua composição estequiométrica, e teve como objetivo a avaliação do processo de tratamento dos resíduos e o acompanhamento da evolução do comportamento dos RSU sob condições anaeróbicas. As leituras da composição dos gases gerados foram realizadas diretamente nos 6 (seis) drenos implantados, por meio de equipamento específico.

Foram monitorados os teores de oxigênio (O₂) e os gases metano (CH₄) e carbônico (CO₂), principais gases gerados no processo de digestão anaeróbica dos RSU. A frequência das leituras, em média, foi quinzenal. O monitoramento iniciou-se em outubro de 2005.

Foi utilizado um equipamento portátil para a leitura dos gases (Figuras 4.52 e 4.53), o *GMI Landsurveyor 2*, cujas principais características são:

- Gases mensuráveis: CH₄, CO₂, O₂.
- Faixas de leituras: 0 a 100% dos gases mensurados.
- Resolução: 0,1 % para concentrações de até 5,0 % e 1,0 % para concentrações superiores a 5,0 %.
- Na Tabela 4.9 é apresentada a precisão do equipamento utilizado para mensurar a composição qualitativa do biogás.

Tabela 4.9 – Precisão do equipamento utilizado para mensurar a concentração do biogás.

Gás	Faixa (%)	Precisão
Metano (CH ₄)	0 – 5	Máx (+/- 10% da leitura ou 0,25%)
	5 – 50	Máx (+/- 10% da leitura ou 1,0%)
	50 – 100	5,0% da leitura
Carbônico (CO ₂)	0 – 5	Máx (+/- 10% da leitura ou 0,25%)
	5 – 30	Máx (+/- 10% da leitura ou 1,0%)
	30 – 100	6% da leitura
O ₂	0 – 30	0,5%



Figura 4.52 – Equipamento utilizado para realização das leituras de concentração de biogás



Figura 4.53 – Realização de leitura direta nos drenos de biogás

4.4.5 Avaliação do Balanço hídrico

O balanço hídrico foi avaliado com o intuito de estimar a quantidade de líquidos lixiviados gerados no Aterro Sanitário Experimental e comparar estes resultados com valores reais de geração medidos, assim como avaliar a capacidade de campo destes no interior do aterro. Teve como finalidade também verificar se o nível de líquidos observado pelo monitoramento realmente representa o volume saturado do aterro.

O balanço hídrico foi realizado considerando o período de junho de 2005 a agosto de 2007 e o Método empregado foi o Método do balanço hídrico de *Thornthwaite e Mather*, descrito no Capítulo 3.

O balanço hídrico climatológico é calculado com base em valores de variáveis normais climatológicas, representando, portanto, uma estimativa do comportamento médio do regime climático. Nesse estudo, o balanço foi realizado em intervalo de tempo diário e mensal.

Para tanto foi desenvolvida uma planilha eletrônica, utilizando o procedimento descrito por Koerner & Daniel (1997), tendo sido o mesmo adaptado, acrescentando uma estimativa do balanço hídrico da massa de resíduos, a qual considera a umidade inicial dos resíduos, o volume de água armazenado e a vazão do sistema, bem como foi realizada uma simulação diária e mensal do referido método. A evapotranspiração potencial foi calculada por meio da adaptação proposta por *Thornthwaite e Mather* (1957).

Na avaliação do balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental foram consideradas as duas camadas de cobertura empregadas, a capilar e a evapotranspirativa. Assim, foi determinado o balanço hídrico para cada uma das duas camadas e posteriormente para o maciço do aterro.

Os critérios adotados seguiram a seqüência descrita a seguir:

a) Dados climatológicos

Foram utilizados dados de precipitação diária – P(mm) e temperatura média diária – T_m (°C), cujos dados foram obtidos em estação climatológica instalada na área do aterro sanitário de Belo Horizonte. Devido a indisponibilidade de dados, os valores de insolação diária (N), que é definido como sendo o número de períodos de 12 horas de brilho do sol em um dia e em determinado local, foram admitidos como sendo igual a 1 (um).

b) Índice mensal de calor (H_a)

O Índice mensal de calor (H_a) é um parâmetro empírico utilizado para estimar a evapotranspiração. O H_a adotado foi determinado levando-se em consideração os valores médios mensais de temperatura observados entre janeiro de 1995 e julho de 2007, e aplicação da Equação 4.18.

$$H_a = (0,2 \cdot T_{\text{média mensal}})^{1,514} \quad (\text{para } T > 0 \text{ } ^\circ\text{C}) \quad (\text{Eq. 4.18})$$

Em que: H_a = índice de calor mensal e T_{média mensal} = temperatura média mensal. Para temperaturas inferiores a 0 °C, o H_a é igual a 0 (zero).

c) Coeficiente de escoamento superficial

Segundo Silva (2005), o coeficiente de escoamento superficial, que é definido como a porção de água da precipitação que escoar sobre a superfície, é um dos parâmetros mais difíceis de estimar porque poucos dados encontram-se disponíveis para camadas de cobertura de aterros e também devido à dependência de outros parâmetros como a umidade do solo, densidade da vegetação, intensidade e duração das chuvas, tipo de solo e declividade.

No presente estudo, este coeficiente foi determinado considerando a Tabela 4.10 desenvolvida por Fenn *et al.* (1975) e apresentada por Koerner & Daniel (1997). Foi calculado levando-se em consideração a área plana do topo do aterro ($C = 0,17$) e as áreas inclinadas dos taludes ($C = 0,35$). O valor médio adotado foi determinado considerando as áreas do topo e dos taludes e os coeficientes descritos. O valor adotado foi de 0,20.

Tabela 4.10 – Coeficientes de *Runoff* sugeridos por Fenn *et al.* (1975) *apud* Koerner & Daniel, 1997.

Descrição do solo	Declividade	Coeficiente de <i>Runoff</i>
Solo arenoso	Mínimo ($\leq 2\%$)	0,05 – 0,10
Solo arenoso	Média (2 – 7%)	0,10 – 0,15
Solo arenoso	Máximo ($\geq 7\%$)	0,15 – 0,20
Solo argiloso	Mínimo ($\leq 2\%$)	0,13 – 0,17
Solo argiloso	Média (2 – 7%)	0,18 – 0,22
Solo argiloso	Máximo ($\geq 7\%$)	0,25 – 0,35

d) Escoamento superficial

O escoamento superficial (R) é obtido pela expressão descrita na Equação (4.19).

$$R = P \times C \quad (\text{Eq. 4.19})$$

Em que: R = escoamento superficial; P = precipitação (mm) e; C = coeficiente de escoamento superficial.

e) Infiltração (IN)

Infiltração é definida como sendo a quantidade de água que entra na camada de cobertura e é determinada pela diferença entre a precipitação e o escoamento superficial (Equação 4.20).

$$IN = P - R \quad (\text{Eq. 4.20})$$

Em que: IN = infiltração (mm); R = escoamento superficial e; P = precipitação (mm).

f) Evapotranspiração Potencial Diária (UPET)

A evapotranspiração potencial diária se refere à quantidade máxima de evapotranspiração que ocorreria se o solo estivesse saturado com água (Koerner & Daniel, 1997).

A evapotranspiração foi determinada pelo método proposto pelo mesmo autor, baseando-se nos dados disponíveis de temperatura. Para utilização do método seguiram-se as recomendações de cálculo sugeridas pelas Equações 4.21 a 4.23.

$$UPET = 16 \cdot \left(10 \cdot \frac{T_m}{H_a} \right)^a \quad \text{sendo } 0^\circ\text{C} < T_m < 27^\circ\text{C} \quad (\text{Eq. 4.21})$$

$$a = (6,75 \times 10^{-7})Ha^3 - (7,71 \times 10^{-5})Ha^2 + 0,01792Ha + 0,49239 \quad (\text{Eq. 4.22})$$

$$H_a = \sum_{m=1}^{12} (0,2 \cdot T_m)^{1,514} \quad \text{sendo } 0^\circ\text{C} < T_m < 27^\circ\text{C} \quad (\text{Eq. 4.23})$$

Em que, UPET = evapotranspiração potencial diária; T_m = temperatura média diária do ar ($^\circ\text{C}$); a = função cúbica do índice de calor (H_a); H_a = índice de calor.

Para temperaturas médias inferiores a 0 °C, a $UPET = 0$, e acima de 27 °C, $UPET$ é determinada pela Equação 4.24.

$$UPET = - 0,015 T^2 + 1,093 T - 14,208 \quad (\text{Eq. 4.24})$$

O cálculo da evapotranspiração potencial foi obtido pela Equação 4.25.

$$PET = UPET \times N \quad (\text{Eq. 4.25})$$

sendo, PET = evapotranspiração potencial; $UPET$ = evapotranspiração potencial diária e; N = insolação mensal.

g) Evapotranspiração real (AET)

A evapotranspiração real foi calculada a partir da análise das parcelas de infiltração e evapotranspiração potencial, conforme mostrado a seguir:

I. A infiltração diária é superior à evapotranspiração potencial ($IN - PET \geq 0$):

No caso afirmativo a evapotranspiração real (AET) iguala a potencial (PET), ou seja $AET = PET$, e o excesso de precipitação vai aumentar a reserva de água no solo (CWS). Verifica-se seguidamente se o referido excesso de precipitação adicionado à reserva do dia anterior excede a capacidade de campo (CP). Se tal ocorrer, o excedente vai alimentar a percolação ($PERC = IN - PET - CWS$) passando para o dia seguinte a reserva de água no solo, com o seu valor máximo ($CWS = CP$);

II. A infiltração no dia é inferior à evapotranspiração potencial ($IN - PET < 0$):

Verifica-se em seguida se infiltração, juntamente com a reserva do dia anterior (CWS), igualam ou excedem a evapotranspiração potencial (PET). Se isso se verificar, a evapotranspiração real é obtida por $AET = PET + [IN - PET - CWS]$ e o volume de percolação (PERC) é nulo.

h) Determinação teórica da vazão e volume retido

A vazão teórica total, assim como o volume teórico de líquidos retido no interior do aterro corresponde à soma dos valores obtidos para as camadas capilar e evapotranspirativa. No caso do volume retido, foi também considerada a umidade inicial dos RSU.

i) Estimativa do volume de líquidos

Para estimar o volume real de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental foram aplicadas as formulações matemáticas apresentada nas Equações 4.26 a 4.28, que foram obtidas considerando que abaixo do nível de líquidos medido os resíduos se encontram saturados e acima se mantém com a umidade inicial.

$$V_{AGsat} = \left[\rho_{sat} \cdot V_{sat} - V_{sat} \cdot \left(\frac{\rho_w \cdot \rho_s - \rho_{sat} \cdot \rho_s}{\rho_w - \rho_s} \right) \right] \cdot \frac{1}{\rho_w} \quad (\text{Eq. 4.26})$$

$$V_{AGnsat} = \frac{w_o \cdot \rho \cdot (V_{aterro} - V_{Sat})}{(1 + w_o) \cdot \rho_w} \quad (\text{Eq. 4.27})$$

$$\rho_{sat} = \left(1 - \frac{1}{\rho_s} \right) \cdot \frac{\rho}{1 + w} + \rho_w \quad (\text{Eq. 4.28})$$

Em que: $V_{AG sat}$ = volume de água na região saturada do aterro; $V_{AG nsat}$ = volume de água na região não saturada do aterro; V_{sat} = volume saturado; ρ_{sat} = massa específica do RSU saturado; ρ_w = massa específica da água; ρ_s = massa específica dos grãos dos RSU; ρ = massa específica; w_o = umidade inicial dos RSU; V_{aterro} = volume de RSU dispostos no aterro

Para verificar a validade da proposta elaborada, procurou-se comparar os resultados obtidos com a estimativa do volume de líquidos no interior do aterro, por meio da avaliação dos resultados de vazão e nível de líquidos lixiviados em seu interior.

Foi também realizada uma comparação da proposta considerada com o volume total do aterro, tendo sido descontados do volume inicial do mesmo (11.546 m³), o volume correspondente às partículas dos resíduos (volume dos grãos) e ao recalque médio observado ao longo do período de monitoramento. Esse volume resultante corresponde a uma aproximação do volume de vazios do aterro, sendo, portanto, o limite para o volume de líquidos em seu interior. Destaca-se que não foi considerada a perda de massa devido à biodegradação.

Foram monitorados a vazão e o nível de líquidos no interior do aterro, assim como foi realizado o controle de dados pluviométricos e dados climatológicos.

4.4.5.1 Nível de líquidos

A estimativa do volume de líquidos lixiviados foi determinada considerando os níveis (alturas) desses no interior do aterro e foi mensurado de forma sistemática, a partir do mês de novembro de 2005.

As leituras foram realizadas diretamente nos seis drenos de gás, os quais possuem um tubo de PVC ($\phi = 2''$) perfurado em seu interior, desde a base do aterro até o seu topo, como informado anteriormente (Figura 4.23).

Posteriormente, em outubro de 2006, foram instalados 31 outros poços, no intuito de contribuir para o entendimento do comportamento dos líquidos no interior do aterro. Estes poços possuem 2,0 m de extensão e também foram construídos de tubo de PVC ($\phi = 2''$) perfurado em cerca de 1,50 m (Figura 4.54). A Figura 4.41 apresenta a localização desses piezômetros auxiliares.

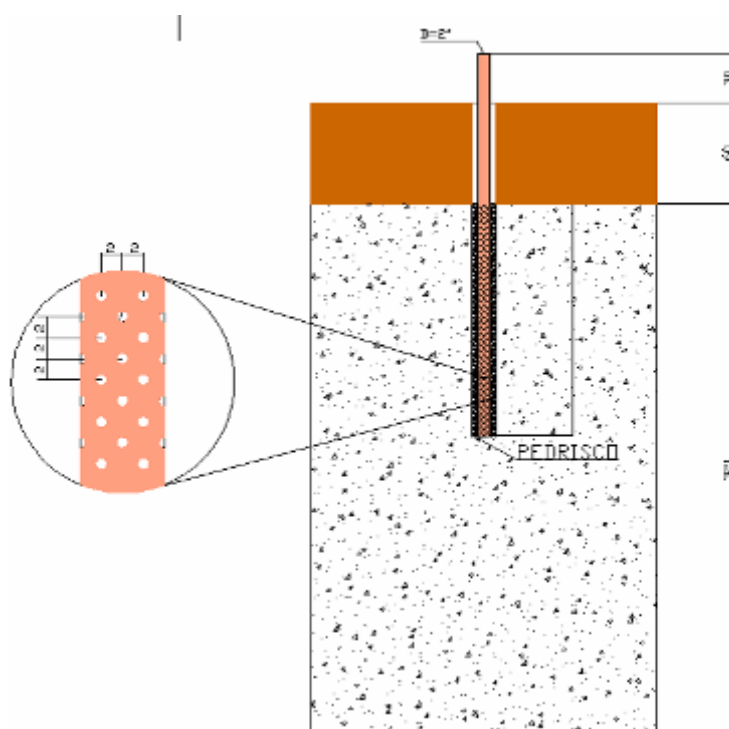


Figura 4.54 – Piezômetros auxiliares

Para a realização das leituras foi utilizado um medidor de nível d'água eletrônico, o qual permite aferir a profundidade do NA por meio de uma fita métrica e emissão de sinal sonoro, que indica o nível de líquidos. Na Figura 4.55 pode ser observado o modelo de medidor empregado para realização das leituras enquanto que a Figura 4.56 ilustra a realização das mesmas.



Figura 4.55 – Modelo de medidor de nível eletrônico utilizado no monitoramento do nível de líquidos



Figura 4.56 – Realização de leitura nos poços de monitoramento

Para determinação do volume de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental foi utilizado o programa *Surfer 8.0* (Golden Software Inc., 2006). Baseando-se nas leituras dos níveis de líquidos no interior da massa de resíduos, foram criadas superfícies desses níveis que, quando comparadas com a geometria da base do aterro e do aterro concluído, permitiu estimar o volume das regiões saturadas e não saturadas no interior do aterro. As Figuras 4.57 e 4.58 mostram as superfícies de base, topo (aterro concluído). Os níveis de líquidos gerados pelo programa mencionado são apresentados posteriormente.

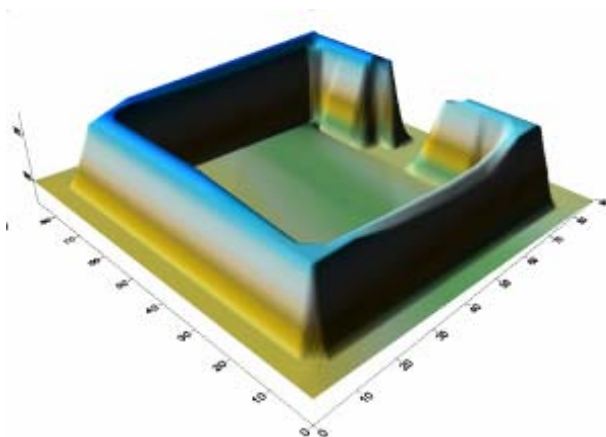


Figura 4.57 – Superfície da base do Aterro Sanitário Experimental gerada pelo Programa Surfer 8.0

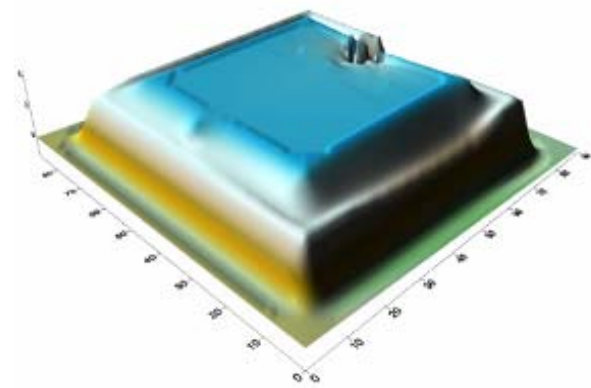


Figura 4.58 – Superfície do topo do Aterro Sanitário Experimental gerada pelo Programa Surfer 8.0

4.4.5.2 Vazões

A determinação da vazão dos líquidos lixiviados foi realizada de forma sistemática, por meio de medições diárias a partir de 29/06/2005, logo após o encerramento das atividades de enchimento do aterro, e o método empregado foi o da descarga livre. A vazão foi mensurada duas vezes ao longo do dia, pela manhã e à tarde, e teve por objetivo verificar se mesma apresentava variações.

Foi utilizado um Becker com capacidade de armazenamento de 500 ml e cronômetros digitais para registro do tempo de escoamento. As medições de vazão foram realizadas duas vezes no instante da coleta, no intuito de permitir um melhor controle, já que as vazões na maioria das vezes apresentavam-se muito baixas e, portanto, sujeitas a incorreções e imprecisões.

4.4.5.3 Controle Pluviométrico e Dados climatológicos

O registro das precipitações ocorridas em um período de 24 horas foi realizado diariamente, durante e após o período de implantação e execução do Aterro Sanitário Experimental. As leituras das precipitações eram realizadas no início da manhã (7:00 h), em equipamento de propriedade da Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG, instalado na área do Aterro Sanitário de Belo Horizonte, a uma distância aproximada de 300 metros (Figura 4.59) do Aterro Sanitário Experimental. O equipamento utilizado é composto por um pluviômetro, que mede a quantidade de chuva dentro de um determinado horário, e um pluviógrafo, que registra a intensidade e o horário da chuva.

Outros dados climatológicos de interesse para o estudo e para avaliação teórica do volume de líquidos lixiviados gerados e do balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental, foram fornecidos por outra Estação Climatológica da CEMIG, instalada na subestação do Barreiro, região Sul de Belo Horizonte, a aproximadamente 30 km do aterro, e envolveram:

- Temperatura mínima, média e máxima do ar;
- Umidade relativa do ar;
- Direção e velocidade dos ventos;
- Pressão atmosférica;
- Radiação solar.



Figura 4.59 – Pluviógrafo e pluviômetro instalados na CTRS BR 040

4.4.6 Avaliação do sistema de cobertura do aterro

O monitoramento do desempenho das camadas de cobertura foi realizado com o registro de variáveis climáticas (umidades relativas, temperaturas ambientes, intensidades das precipitações e radiações solares) e instalação de sensores elétricos de sucção no interior das diferentes configurações da camada de cobertura final.

Foram também confeccionados modelos reduzidos das duas configurações de camada utilizadas na cobertura, em laboratório. As configurações foram montadas em dois lisímetros onde foram realizados controles de temperatura, sucção e obtenção do balanço hídrico, e teve como objetivo a determinação, de forma indireta, da curva característica de sucção dos solos utilizados.

Com os dados obtidos em campo e laboratório foram realizadas simulações numéricas dos fluxos de umidade nas camadas de cobertura, que auxiliaram na quantificação do balanço hídrico e a avaliação da eficiência das duas configurações de camadas estudadas.

4.4.6.1 Realização de testes dos instrumentos de monitoramento

A realização de testes iniciais com os instrumentos é de fundamental importância para promover uma melhor utilização dos recursos dos aparelhos, determinar suas limitações e prever eventuais problemas que poderiam acarretar na perda de ensaios ou prejudicar o monitoramento. Os aparelhos foram montados de acordo com as instruções técnicas e submetidos a várias solicitações para verificações dos seus comportamentos. Verificou-se que os sensores deveriam receber uma cobertura com o próprio solo na umidade próxima do

limite de liquidez para assegurar um melhor contato entre o solo da cobertura e os sensores (Figura 4.60).



Figura 4.60 – Cuidados preliminares na instalação dos sensores.

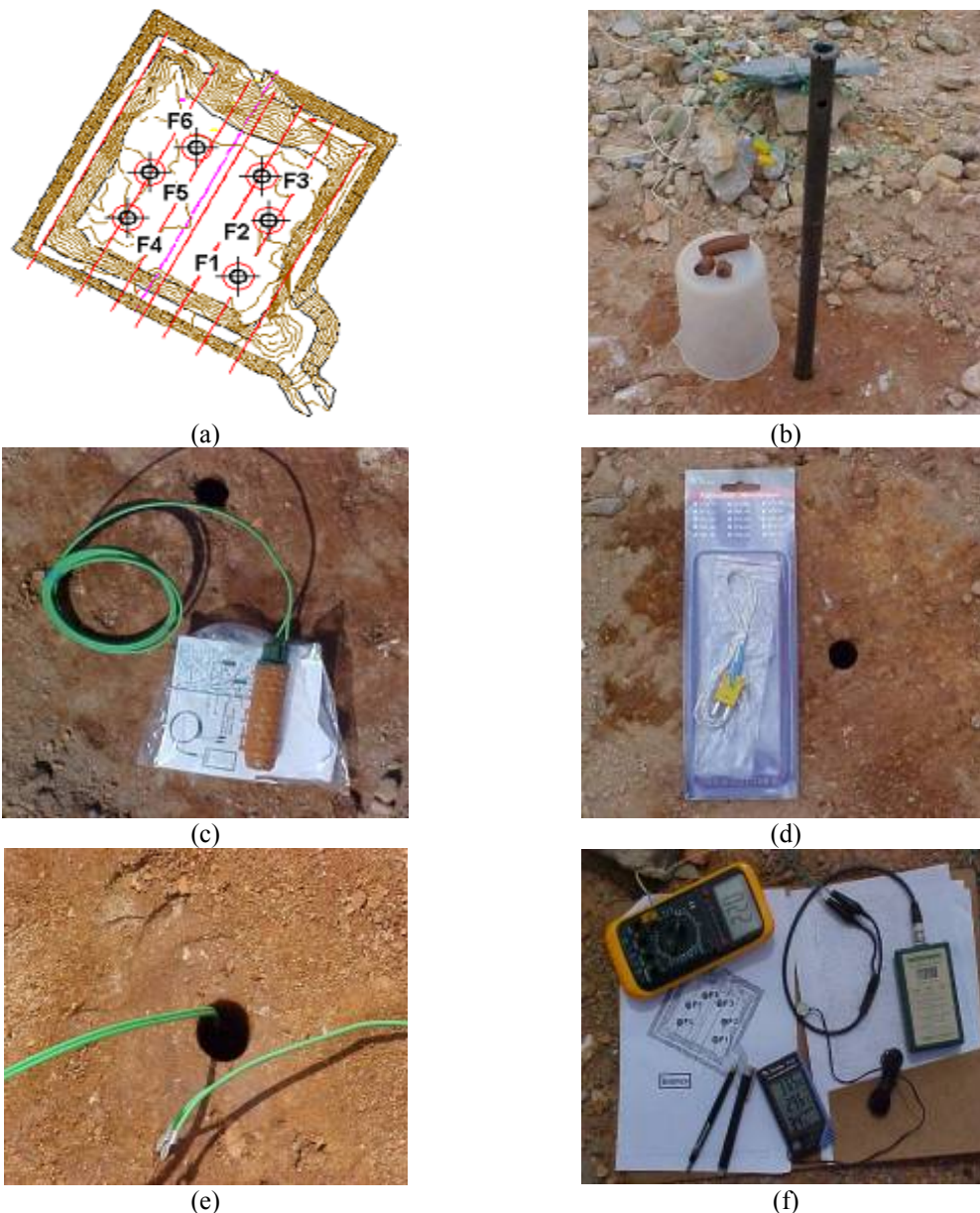
A unidade de leituras WaterMark Monitor (Figura 4.61), mostrou-se com funcionamento adequado, tanto para os medidores de sucção, quanto para os medidores de temperatura. A transferência de dados para o CPU é intermediada com o auxílio de um Palm-Top, permitindo a realização de leituras contínuas, sem paralisações.



Figura 4.61 – Unidade de Leitura de Sucção e Temperatura WaterMark Monitor

4.4.6.2 Instalação dos equipamentos de monitoramento no Aterro Sanitário Experimental

Foram instalados 36 sensores de temperatura e sucção nas profundidades de 10, 25 e 50 centímetros em seis pontos da camada de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental, sendo que cada grupo de três pontos monitora o comportamento de um sistema de cobertura. Com as medidas de sucção, pode-se obter a umidade em que o solo se encontra através de curva característica, e avaliar o volume de água retido na camada de cobertura ao longo do tempo. A Figura 4.62 apresenta a seqüência de instalação da instrumentação em campo.



Legenda: (a) Local de instalação dos instrumentos; (b) Realização dos furos com auxílio de um tubo de ferro fundido na profundidade de projeto; (c) Preparação para instalação dos sensores de sucção; (d) Preparação para instalação dos sensores de temperatura; (e) Sensor de sucção já posicionado na profundidade de projeto; (f) Realização de leituras de temperatura e sucção do solo (aparelho amarelo e verde respectivamente) e medição da umidade relativa e temperaturas máximas e mínimas do ar (aparelho azul).

Figura 4.62 – Seqüência de instalação dos equipamentos de monitoramento no Aterro Sanitário Experimental.

As camadas de cobertura implantadas no Aterro Sanitário Experimental foram monitoradas por um período de dezesseis meses, com início em outubro de 2005.

4.4.6.3 Montagem dos lisímetros no laboratório

Foram montados dois lisímetros no Laboratório de Geotecnia da UFMG, simulando as camadas implantadas no Aterro Sanitário Experimental. Os modelos reduzidos apresentam

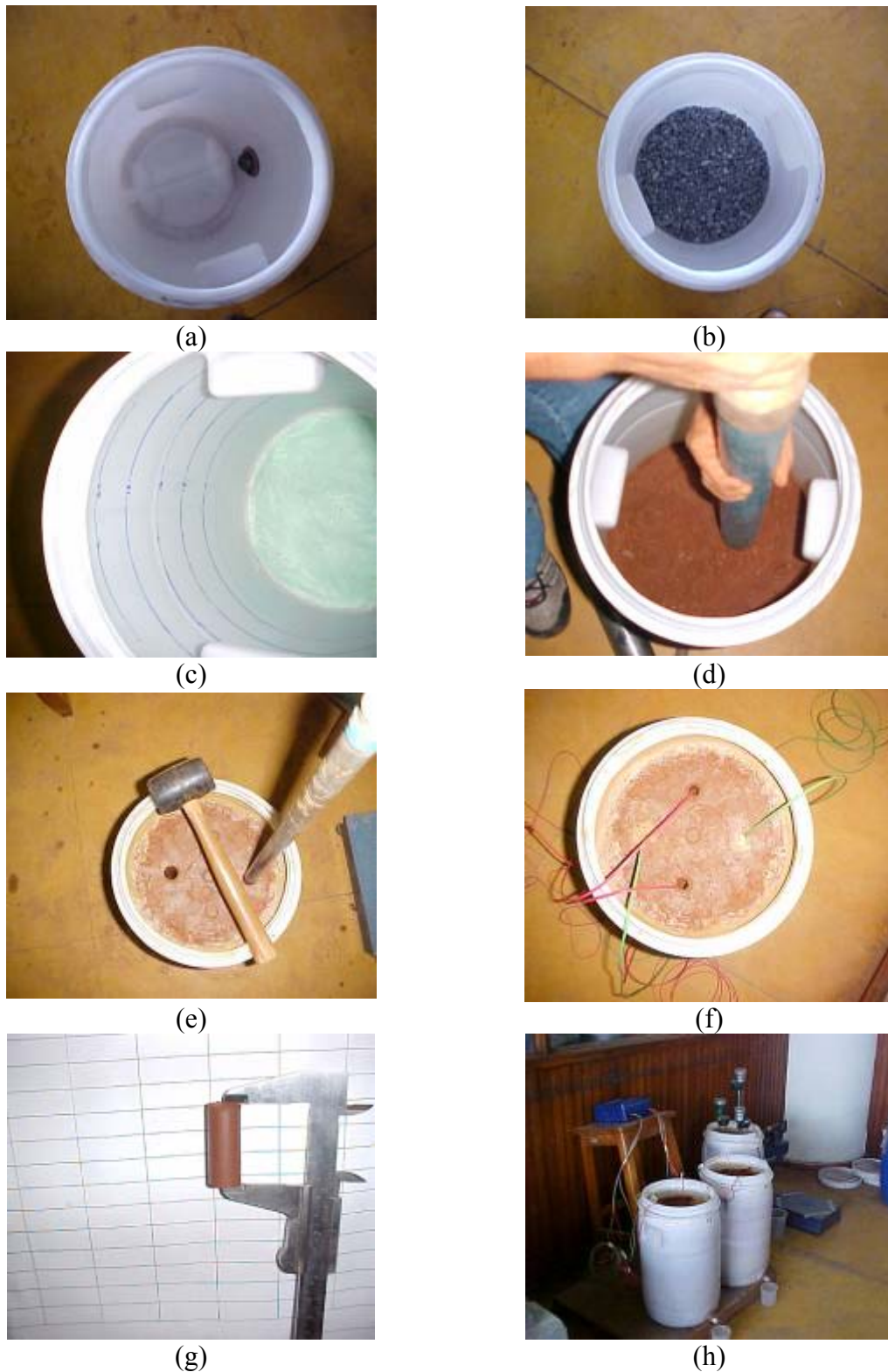
uma escala vertical reduzida, correspondendo a 67% da configuração real da camada no Aterro Sanitário Experimental.

Os lisímetros foram executados em um recipiente de aproximadamente 55 cm de altura e 32 cm de diâmetro. No fundo deste recipiente foi instalado um dreno de 7 cm de altura com “brita 0” e saída de flange “ponta e bolsa” para coletar o volume de água que ultrapassar a capacidade de retenção do solo. Sobre este dreno, foi colocado um geotêxtil (bidim-GR-04) para promover a separação da brita com o material da cobertura. Acima do geotêxtil, foi instalado o sistema de cobertura, que varia de acordo com a configuração adotada e os parâmetros de compactação obtidos na etapa de caracterização dos materiais.

Nas configurações montadas foram realizados controles de temperatura (termopares), sucção (tensiômetros Irrometer), evaporação e lixiviados (pesagem) e precipitação simulada (volume adicionado). A Figura 4.63 ilustra a montagem dos lisímetros em laboratório.

O lisímetro número 1, denominado de Lis2-barr-sensor, representa uma camada de barreira capilar com 25 centímetros de solo fino e 15 centímetros de entulho. Os instrumentos instalados foram sensores de sucção e temperatura, ligados à unidade de leituras WaterMark Monitor, onde os dados foram armazenados de acordo com a programação realizada.

O lisímetro número 2, denominado de Lis3-evap-sensor, representa uma camada evaporativa com 40 centímetros de solo fino. Os instrumentos instalados foram sensores de sucção e temperatura, ligados à unidade de leituras WaterMark Monitor, onde os dados são armazenados de acordo com a programação realizada.



Legenda: (a) Recipiente vazio; (b) Montagem do dreno de fundo com brita; (c) Colocação do geotêxtil; (d) compactação com os parâmetros das camadas do campo; (e) e (f) Instrumentação dos lisímetros; (g) obtenção de amostras durante a realização do furo para verificação do peso específico e umidade de compactação; (h) Lisímetros montados.

Figura 4.63 – Seqüência da montagem e instrumentação dos lisímetros.

Para efetuar o balanço hídrico, todos os lisímetros foram pesados diariamente desde a montagem dos mesmos, com a finalidade de se obter a massa de solo e a umidade em que este

se encontrava. Pesando os lisímetros e anotando os valores do volume das precipitações simuladas, sucções e volumes lixiviados, pode-se realizar o balanço hídrico (Equação 4.29). A Figura 4.64 ilustra o balanço hídrico. Os lisímetros de laboratório foram monitorados por um período de um ano, com início em março de 2006.



Figura 4.64 – Esquema básico do balanço hídrico nos lisímetros em laboratório.

$$P - E = VR + VL \quad (\text{Eq. 4.29})$$

Em que: P = precipitação (mm); E = evaporação (mm); VR = volume retido (mm) e, VL = volume lixiviado (mm).

4.4.6.4 Avaliação do desempenho dos lisímetros no laboratório

Para avaliação do desempenho dos lisímetros foram realizados controles de temperatura, sucção e obtenção do balanço hídrico por pesagem, e teve como objetivo a determinação, de forma indireta, da curva característica de sucção dos solos utilizados. O procedimento de obtenção da curva característica consistiu nas seguintes etapas:

- Determinação das condições iniciais de umidade, logo após a compactação dos materiais nos lisímetros;
- Registro diário dos volumes utilizados na simulação de precipitações e dos volumes de líquidos percolados produzidos;
- Pesagem diária dos lisímetros e determinação do volume de água armazenado;
- Transformação dos registros de sucção dos tensiômetros em teores de umidade e integração desses ao longo do perfil dos lisímetros, utilizando estimativas dos parâmetros

da curva característica pelos modelos de Van Genuchten (1980) e Fredlund e Xing (1994);

Os parâmetros finais utilizados nas simulações numéricas, foram os que corresponderam a um melhor ajuste, obtido de forma qualitativa, entre o histórico dos valores medidos e simulados com os modelos. Com esses resultados, foi então obtida a curva característica de sucção dos solos utilizados.

4.4.6.5 Simulações numéricas

Analisar o fluxo de água entre as superfícies do solo e a atmosfera é uma questão crítica nos projetos de coberturas de aterros sanitários. O fluxo de umidade entre o solo e a atmosfera é um processo complexo que envolve três fatores principais: o primeiro concerne às relações climáticas (precipitação, radiação, umidade relativa, temperatura do ar, velocidade do vento); o segundo está relacionado às propriedades do solo (condutividade hidráulica, curvas características de retenção e propriedades do solo); e o terceiro é relativo à influência da vegetação.

Para simulação das camadas de cobertura foi utilizado o programa computacional unidimensional WinUNSAT-H, que considera todos os parâmetros acima mencionados. Este software foi desenvolvido pela Universidade de Wisconsin-Madison, EUA.

Foram realizadas comparações entre as leituras das sucções obtidas em campo e os resultados obtidos com as simulações numéricas.

4.5 Tratamento estatístico e análise dos dados

4.5.1 Estatística descritiva

Os resultados dos ensaios de laboratório e campo realizados nos materiais utilizados na execução do Aterro Sanitário Experimental e do monitoramento operacional da etapa de aterragem de RSU, bem como os dados de análises físico-químicas dos líquidos lixiviados e os registros dos recalques foram tabulados para possibilitar a execução do tratamento estatístico.

Inicialmente, com o intuito de avaliar as oscilações identificadas na maioria dos parâmetros monitorados, foram realizadas estatísticas descritivas dos dados, por meio de distribuição de frequências, medidas de dispersão e medidas de tendência central.

Distribuição de freqüências é uma série estatística em que os dados são agrupados em classes, com suas respectivas freqüências absolutas, relativas e percentuais, com o objetivo de facilitar o seu estudo.

Medidas de Tendência Central são medidas que tendem para o centro da distribuição e tem a capacidade de representá-la como um todo. No presente estudo foi utilizado a Média Aritmética e a Mediana.

Medidas de dispersão são utilizadas para indicar o grau de afastamento de um conjunto de números em relação a sua média. As medidas de dispersão absolutas utilizadas foram amplitude total, variância, desvio padrão e coeficiente de variação.

Foi realizada também, uma representação gráfica dos dados e de alguns dos testes estatísticos mencionados. Esta representação teve como objetivo possibilitar uma melhor visualização do conteúdo dos dados e tabelas, expondo sempre que possível as mesmas informações nelas contidas.

Os tipos de gráficos usados foram diagramas de linhas e de superfície simples, que é o mais indicado para representar séries temporais, e diagrama de linhas e de superfície em faixa, utilizado para comparar a evolução de duas variáveis e ao mesmo tempo a evolução de cada uma delas, isoladamente.

Foi também utilizado o diagrama de caixa (Box Plots ou Box-Whiskers), que é um gráfico que apresenta os valores centrais dos dados e alguma informação a respeito da amplitude deles.

4.5.2 Matrizes de correlação

No intuito de verificar a existência de relações entre alguns dos parâmetros pesquisados, como desenvolvido por Paes (2003) e Coelho (2005), foram construídas matrizes de correlação para verificar a existência de correlações significativas entre diferentes conjuntos de dados, ou seja, se os dados desses conjuntos variaram da mesma maneira. Correlações positivas ocorrem quando os valores de uma variável aumentam à medida que também aumentam os valores de uma segunda variável, porém se os valores de uma variável aumentam à proporção que diminuem os valores da outra, a correlação é negativa.

Além disso, as matrizes de correlação, ao possibilitarem encontrar distintas correlações entre diferentes parâmetros dos lixiviados, constituem uma ferramenta importante no auxílio às atividades de projeto e operação de plantas de tratamento desses líquidos (Coelho, 2005).

Foram elaboradas matrizes de correlação entre os parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados, recalques, dados climatológicos e registros do monitoramento dos gases.

Na interpretação dos coeficientes de correlação, geralmente são considerados resultados de correlação moderada os valores acima de 0,50 (Levin, 1987). Nesse trabalho, assim como adotado por Coelho (2005), os valores obtidos nas matrizes foram considerados como indicativos de uma boa correlação, aqueles cujos valores absolutos são maiores ou iguais a 0,60.

4.5.3 Teste de ANOVA e Tukey

Este teste realiza comparações múltiplas a partir da análise de variância (ANOVA) e foi aplicado aos estudos de compressibilidade, tendo como finalidade avaliar se um conjunto de dados de 3 medidores de recalques de cada Faixa de Trabalho poderia ser representado pela sua média. O nível de significância assumido foi de $\alpha = 5$, ou seja, foi estabelecido $p \leq 0,050$ para rejeição da hipótese nula.

Para saber se os recalques observados são significativamente diferentes uns dos outros, se algum dos resultados de alguns medidores tem um efeito importante, o uso da análise da variância indica a probabilidade de que a hipótese nula seja verdadeira, ou seja, probabilidade de que nenhuma diferença existe entre quaisquer dos resultados dos medidores. Se a hipótese nula (H_0) for rejeitada, será o indício de que há diferença de potência em algum dos medidores.

Os testes de ANOVA se apóiam na hipótese de que se os grupos são semelhantes, a variância em cada um (dentro) dos grupos é semelhante àquela entre os grupos. Os testes compararam a variabilidade das médias de todas as amostras com a variabilidade dentro das amostras.

Assim, o teste precisa determinar a variabilidade dentro de cada amostra, bem como a variabilidade que existe entre médias das amostras. Ao se fazer isso, gera-se uma estatística chamada F (Equação 4.30).

$$F = \frac{EG}{IG} \quad (\text{Eq. 4.30})$$

Em que: EG = estimativa da variância ENTRE os grupos; IG = estimativa da variância DENTRO (INTRA) dos grupos; F = distribuição F de Fischer

Se o F observado for superior ao F crítico, rejeita-se a hipótese nula de que não há diferença entre as variâncias.

Quanto maior for o valor do F observado, maior será a variação entre os grupos em relação à variação dentro dos grupos e, conseqüentemente, maior probabilidade de rejeitar a hipótese nula (H_0 : não há diferença entre os grupos) e aceitar a hipótese experimental (H_1 : há diferença entre os grupos).

A ANOVA informa somente se há ou não diferença estatisticamente significativa entre dois ou mais grupos, mas não informa quais os grupos envolvidos. Para identificar os grupos, deve-se realizar uma comparação entre os pares que irá comparar cada grupo com cada um dos outros. Um dos testes capazes de realizar esta análise é o Teste de *Tukey*.

O Teste de *Tukey*, descrito em Larsen & Marx (1986), permite estabelecer a diferença mínima significativa, ou seja, a menor diferença de médias de amostras que deve ser tomada como estatisticamente significativa, em determinado nível (Equação 4.31).

$$d.m.s = q \cdot \sqrt{\frac{c}{N}} \quad (4.31)$$

Em que: d.m.s = diferença de médias de amostras que deve ser tomada como estatisticamente significativa; q = é o valor dado na tabela ao nível de significância estabelecida e graus de liberdade (Mickey *et al*, 2004); c = variância estimada dentro dos grupos; N = número de indivíduos em cada estudo (ou número de repetições de cada tratamento)

De acordo com o Teste de *Tukey*, duas médias são estatisticamente diferentes toda vez que o valor absoluto da diferença entre eles for igual ou superior ao valor da diferença de médias de amostras (d.m.s).

4.5.4 Processamento dos dados

Para processamento inicial dos dados obtidos no monitoramento da pesquisa, foi utilizado o programa Microsoft Excel 2003 (Microsoft, 2003) utilizado na elaboração das séries temporais e desenvolvimento das análises estatísticas básicas dos diferentes parâmetros, bem como para elaboração de gráficos diversos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Avaliação dos materiais empregados na construção e execução

5.1.1 Características geotécnicas dos materiais empregados na construção

Para a construção do Aterro Sanitário Experimental e estudo das camadas de cobertura utilizadas, foram empregados materiais com propriedades geotécnicas que permitissem realizar os estudos e ensaios previstos. A seguir são apresentados e comentados os principais resultados obtidos e que permitiram caracterizar os materiais empregados neste trabalho.

5.1.1.1 Ensaios de laboratório

5.1.1.1.1 Solos

Na Tabela 5.1 são apresentados os valores médios dos ensaios de caracterização geotécnica realizados nos materiais utilizados nas camadas de suporte da impermeabilização e de cobertura do Aterro Sanitário Experimental.

Tabela 5.1 – Resultados de caracterização dos solos utilizado na construção do Aterro Sanitário Experimental

Análise		Amostra (*)							
		AM1B	AM2DSb	AM3D	AM1C	AM2C	AM3C	AM4C-M	
Limites de Consistência	Limite de Liquidez - LL (%)	38	43	51	49	45	43	45	
	Limite de Plasticidade - LP (%)	23	24	31	29	30	30	30	
	Índice de Plasticidade - IP (%)	15	19	20	20	15	13	15	
Granulometria	ABNT	Pedregulho (%)	34	1	1	5	8	4	6
		Areia (%)	28	54	43	23	19	17	19
		Silte (%)	20	35	44	24	27	30	30
		Argila (%)	18	10	12	48	46	49	45
	AASHTO	Pedregulho (%)	28	1	1	2	6	3	4
		Areia (%)	22	16	8	18	14	15	14
		Silte (%)	32	73	79	32	34	33	34
		Argila (%)	18	10	12	48	46	49	45
	Sistema Unificado		Argila pouco Plástica Pedregulhosa com areia	Argila pouco plástica com areia	Silte Elástico	Argila Pouco plástica com areia	Silte com areia	Silte com areia	Silte com areia
	AASHTO	Classific.	A-6	A-7-6	A-7-5	A-7-6	A-7-5	A-7-5	A-7-5
		Índice de Grupo	5	16	22	18	13		
	Massa Específica dos Grãos (g/cm ³)		3,01	2,80	2,90	2,85	2,81	2,78	2,81

- (*)AM1B = Amostra 1 utilizada na base do aterro;

- AM2DSb = Amostra 2 utilizada no dique e na sub-base do aterro;

- AM3D = Amostra 3 utilizada no dique do aterro;

- AM1C = Amostra 1 utilizada na cobertura do aterro;

- AM2C = Amostra 2 utilizada na cobertura do aterro;

- AM3C = Amostra 3 utilizada na cobertura do aterro;

- AM4C-M = Amostra 4, mistura de AM1C, AM2C e AM3C utilizadas na base do aterro;

Como pode ser observado, os solos utilizados no Aterro Sanitário Experimental, segundo os ensaios realizados, foram classificados como argilosos pela *American Association of State Highway and Transportation Officials* (AASHTO). No entanto, quando analisado pelo Sistema Unificado de Classificação de Solos (UCS – *Unified Soil Classification System*), a sua classificação é variada, tendo sido o material empregado na base classificado como argila pouco plástica pedregulhosa com areia; na base como argila pouco plástica com areia; e o material do dique como silte elástico e argila pouco plástica com areia.

Já o material empregado na cobertura, pelo sistema UCS, foi classificado de uma maneira geral como silte com areia. De uma maneira ou outra, pode-se dizer que os mesmos foram adequados, tendo em vista que um dos objetivos da pesquisa é avaliar o desempenho de camadas evapotranspirativas e barreiras capilares, com utilização de materiais menos nobres.

O índice de plasticidade observado para todas as amostras pode ser considerado adequado, estando em conformidade com o recomendado por Daniel (1993) ($IP \geq 10\%$).

Quanto aos ensaios de granulometria, destaca-se que este é um dos mais importantes, pois o tamanho e a proporção dos grãos interferem diretamente na permeabilidade do solo, curva característica, capacidade de campo e outras características. Em relação aos resultados, pode-se observar uma pequena variabilidade dos mesmos entre as amostras e a predominância das frações granulométricas argilosas e siltosas. Esses resultados, segundo a classificação da ABNT, estão de acordo com os critérios de Daniel (1993), sendo que somente a amostra AM1B apresentou percentual maior que 30%. O percentual de argila deveria ser superior, no mínimo, a 20%. No entanto, as amostras AM1B, AM2DSb e AM3D apresentaram valores abaixo do recomendado. Nota-se ainda a predominância das partículas de argila e silte, que somam juntas, quase 80% da porcentagem total.

Em relação aos limites de consistência, foram realizados os ensaios de Limite de Liquidez (LL) e Limite de Plasticidade (LP) e, por diferença foi obtido o Índice de Plasticidade (IP). Os valores do limite de liquidez obtidos no laboratório apresentaram-se bem próximos. A média obtida com as três amostras diferiu em apenas 1,0% da amostra alcançada com a mistura das três primeiras amostras, como pôde ser observado na Tabela 5.1.

Foram também realizados ensaios de compactação para os solos utilizados na construção do Aterro Sanitário Experimental. A energia utilizada no ensaio de compactação foi a Normal, com a utilização do cilindro pequeno, soquete pequeno, 3 camadas e 26 golpes por camada.

Esta energia é de aproximadamente 600 kJ/m³. Os resultados dos ensaios de compactação são apresentados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Resultados dos ensaios para determinação da umidade ótima e massa específica dos solos utilizados na construção do Aterro Experimental

Amostra	Umidade Ótima - W_{ot} (%)	Massa específica - $\rho_{d_{max}}$ (g/cm ³)
AM1B	21,10	1,77
AM2DSb	21,90	1,61
AM3D	30,10	1,48
AM1C	23,80	1,60
AM2C	23,50	1,60
AM3C	21,00	1,63
AM4C-M	22,00	1,62

5.1.1.1.2 Resíduos de construção civil

Para a caracterização dos resíduos de construção civil beneficiados e utilizados na camada de cobertura final foram realizados ensaios em material proveniente das usinas de beneficiamento Estoril e Pampulha, localizadas na cidade de Belo Horizonte. Os ensaios realizados em laboratório não são provenientes da mesma amostra utilizada na camada final. Porém os resultados dos ensaios com amostras, coletadas em diferentes dias e usinas comprovaram que as características do entulho reciclado não se alteram muito.

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Materiais de Construção da Universidade Federal de Minas Gerais, no ano de 2004, tendo sido realizados:

- Análise granulométrica;
- Teor de materiais pulverulentos;
- Torrões de argila.

A Tabela 5.3 apresenta o resumo dos ensaios realizados, destacando-se que na última linha foi realizada uma média com os valores de cada ensaio para se ter o valor mais provável dos parâmetros do agregado utilizado na cobertura. As amostras foram subdivididas em 4 Grupos: G1 corresponde a fragmentos de pasta de cimento; G2, fragmentos de rocha; G3, fragmentos de cerâmica e G4, outros.

Os resultados observados para o módulo de finura foram variados, com uma diferença entre os valores mínimo e máximo de 25%, excluindo as amostras AMP3 e AMP4 que

apresentaram valores um pouco maiores que as demais amostras, indicando uma composição granulométrica mais granular para as mesmas.

Tabela 5.3 – Resultados dos ensaios dos resíduos de construção civil beneficiados.

Amostra	Módulo de Finura	DMC ⁽¹⁾ (mm)	Torrões de Argila (%)	Materiais Pulverulentos (%)	Composição (%)				Coeficiente de Uniformidade (%)
					G1	G2	G3	G4	
AME1	4,11	25	6,23	13,22	72,64	9,94	13,88	3,54	12,45
AME2	4,35	25	5,13	11,63	58,76	18,25	10,98	12,01	11,04
AME3	3,67	16	5,63	15,18	56,14	17,88	12,61	13,10	8,33
AMP1	4,88	25	10,13	15,96	65,10	12,54	12,13	10,24	14,71
AMP2	3,90	25	7,38	15,32	53,20	26,49	16,47	3,84	9,63
AMP3	6,96	50	12,28	15,44	73,84	5,21	16,17	4,78	37,71
AMP4	6,85	50	6,95	9,37	62,79	11,25	13,99	11,97	59,09
AMP5	3,78	25	6,73	14,35	69,19	19,60	9,37	1,84	14,35
Média	4,81	25	7,56	13,81	63,96	15,16	13,20	7,68	20,91

(1) DMC = dimensão máxima característica

Os teores de argila apresentaram resultados variados, provavelmente em função da composição do material ensaiado, que também é bastante variado. Os materiais pulverulentos apresentaram-se resultados elevados e, juntamente com os resultados dos teores de argila, indicam que este material não poderia ser utilizado para uma finalidade mais nobre, como agregado de concretos, por exemplo, pois os teores excedem os limites estabelecidos pela norma NBR 7.211 (ABNT, 1983).

Em relação ao coeficiente de uniformidade, a maioria dos resultados atende ao sugerido na norma NBR 15.115 (2004), que determina que os valores devam ser superiores a 10%. Destacam-se as amostras AMP3 e AMP4, cujos valores foram bem superiores aos demais.

Foi caracterizada a dimensão máxima característica – DMC, que corresponde à abertura da malha quadrada, em milímetros, no qual a porcentagem retida acumulada é igual ou imediatamente inferior a 5% em massa.

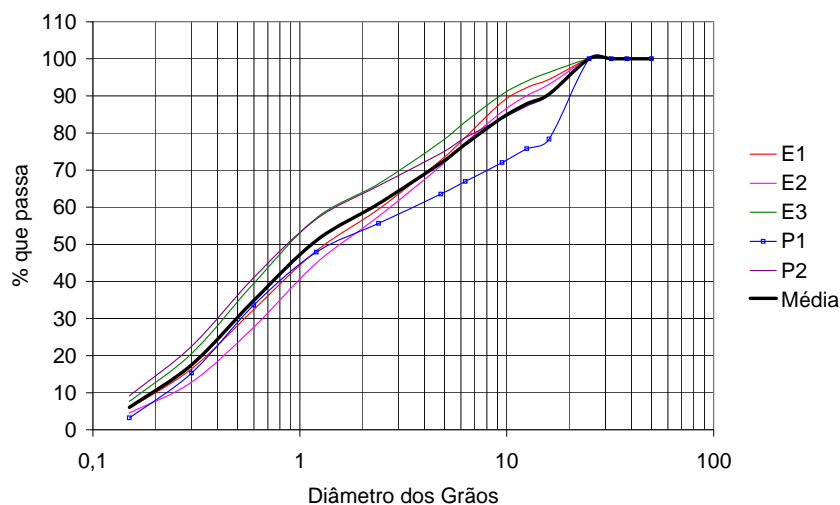
As amostras apresentaram valores de DMC máximos de 50 milímetros e mínimo de 16 milímetros. Entretanto o valor médio de 25 milímetros apresenta como representativo do resíduo de construção civil utilizado na camada de cobertura final.

Agregados com altos valores de Dimensão Máxima Característica podem dificultar o rearranjo das partículas na cobertura do aterro, ocasionando vazios que podem facilitar a emissão de gases e percolação de águas pluviais. Estes valores altos também dificultam a compactação e nivelamento da camada para evitar acumulação de água na superfície.

Na Tabela 5.4 e Figura 5.1 são apresentados os resultados dos ensaios de granulometria realizados em amostras de resíduos de construção civil beneficiados e utilizados na camada de cobertura do Aterro Sanitário Experimental.

Tabela 5.4 – Resultados dos ensaios de granulometria dos resíduos de construção civil utilizados na cobertura do Aterro Sanitário Experimental.

Peneira	Estoril			Pampulha		Média
	E1	E2	E3	P1	P2	Média
50	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
38	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
32	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
25	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
16	94,46	93,09	96,36	78,36	90,23	90,50
12,5	92,26	90,13	94,00	75,80	87,27	87,89
9,5	88,40	85,79	90,43	72,03	83,94	84,12
6,3	78,87	77,35	83,00	66,97	78,74	76,99
4,8	72,69	71,15	77,59	63,53	74,52	71,90
2,4	59,48	57,52	66,31	55,65	65,77	60,95
1,2	48,23	44,94	57,07	47,86	56,77	50,97
0,6	32,50	27,73	39,56	33,66	41,09	34,91
0,3	16,46	12,88	20,58	15,31	22,53	17,55
0,15	5,81	4,52	7,65	3,21	9,19	6,08



E1, E2 e E3 = Amostras da Usina do Estoril; P1 e P2 = Amostras da Usina da Pampulha

Figura 5.1 – Curvas granulométricas dos resíduos de construção civil utilizados na cobertura do Aterro Sanitário Experimental

Nota-se que há uma uniformidade dos resultados, indicando que não há uma variação significativa entre as amostras ensaiadas.

5.1.1.2 Controles de campo

Controle da compactação dos solos

Como mencionado anteriormente, conforme a camada de cobertura final foi sendo executada, foi realizado o controle de compactação, com determinação da massa específica aparente seca em campo (ρd_{campo}) e obtenção do teor de umidade em campo. Posteriormente, estes resultados foram comparados aos valores obtidos em laboratório (teor de umidade ótima e massa específica aparente seca máxima - ρd_{max}). O grau de compactação foi determinado a partir da Equação 5.1. No Anexo I são apresentados os resultados obtidos, enquanto que a Tabela 5.5 apresenta um resumo destes resultados.

$$GC = \frac{\rho d_{\text{campo}}}{\rho d_{\text{max}}} \quad (\text{Eq. 5.1})$$

Para a determinação da massa específica *in situ*, foram conduzidos 35 ensaios durante a execução da camada de cobertura final. No Anexo II são apresentados os resultados obtidos, enquanto que a Tabela 5.5 apresenta um resumo destes resultados.

Tabela 5.5 – Resultados médios dos ensaios de massa específica do solo empregado na cobertura final do Aterro Sanitário Experimental (Amostra AM4C - M)

Faixa	Massa Específica Base Úmida (g/cm³)	Massa Específica Base Seca (g/cm³)	Grau de Compactação Médio (%)
F1	1,902	1,636	101,0
F2	2,041	1,709	105,0
F3	2,166	1,799	111,0
F4	2,091	1,695	104,0
F5	2,094	1,713	105,0
F6	2,109	1,762	108,0

Nota-se que os valores foram superiores a 100%, indicando que houve excesso de compactação.

Os resultados dos ensaios de umidade em campo nos solos empregados na execução das camadas de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental são apresentados resumidamente na Tabela 5.6, enquanto que no Anexo III são apresentados todos os resultados. Observam-se desvios de umidade médios de $\pm 2\%$ ($20 < 22 < 24$) em relação ao teor de umidade ótima, obtido em laboratório para a amostra AM4C – M, com exceção da Faixa 1.

Tabela 5.6 – Resultados médios da análise de umidade dos solos utilizados na execução da camada de cobertura final (Amostra AM4C - M)

Faixa	Umidade Média (base seca) (%)
F1	16,32
F2	19,77
F3	20,61
F4	23,42
F5	22,24
F6	19,82

Permeabilidade

Na Tabela 5.7 são apresentados os valores médios dos ensaios de permeabilidade *in situ* realizados nos materiais utilizados na camada de suporte da impermeabilização e de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental.

Em relação aos valores obtidos na camada de suporte, os valores obtidos podem ser considerados adequados, considerando que não houve um controle rigoroso da execução dessa camada e ao objetivo da mesma, que tem função apenas de suporte da camada impermeabilizante sintética.

Tabela 5.7 – Emsaios de permeabilidade da camada de suporte do Aterro Sanitário Experimental

Amostra		Permeabilidade - Ks (cm/s)
Sub - Base	1	$8,85 \times 10^{-5}$
	2	$5,01 \times 10^{-5}$
	Média	$6,93 \times 10^{-5}$
Base	1	$6,34 \times 10^{-5}$
	2	$5,60 \times 10^{-5}$
	3	$1,27 \times 10^{-5}$
	4	$2,21 \times 10^{-5}$
	Média	$3,86 \times 10^{-5}$

Em relação ao material empregado na camada de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental, este também pode ser considerado adequado, com a maioria dos resultados e média simples dos valores terem sido próximos a 1×10^{-5} cm/s. Entretanto, segundo Daniel (1993), valores da ordem de 10^{-7} cm/s seriam mais adequados, pois permitiriam obter uma condutividade hidráulica mais baixa. Assim, analisando os resultados apresentados na Tabela 5.8, verifica-se que os mesmos, a princípio, não atendem a esse critério. Na Tabela 5.8 podem ser observados os valores obtidos.

Tabela 5.8 – Ensaio de permeabilidade do solo empregado na cobertura final do Aterro Sanitário Experimental

Ponto	Profundidade (cm)	Ks (cm/s)	Ks (m/s)
1	30,0	$4,97 \times 10^{-06}$	$4,97 \times 10^{-08}$
2	29,0	$1,33 \times 10^{-06}$	$1,33 \times 10^{-08}$
3	30,0	$8,70 \times 10^{-06}$	$8,70 \times 10^{-08}$
4	33,5	$2,95 \times 10^{-05}$	$2,95 \times 10^{-07}$
5	33,0	$3,90 \times 10^{-06}$	$3,90 \times 10^{-08}$
6	38,0	$2,66 \times 10^{-06}$	$2,66 \times 10^{-08}$
7	31,0	$1,24 \times 10^{-05}$	$1,24 \times 10^{-07}$
8	38,0	$2,39 \times 10^{-05}$	$2,39 \times 10^{-07}$
9	33,5	$1,39 \times 10^{-05}$	$1,39 \times 10^{-07}$
10	29,0	$1,60 \times 10^{-06}$	$1,60 \times 10^{-08}$
11	32,0	$3,29 \times 10^{-05}$	$3,29 \times 10^{-07}$
12	29,0	$9,21 \times 10^{-05}$	$9,21 \times 10^{-07}$
13	30,0	$1,68 \times 10^{-05}$	$1,68 \times 10^{-07}$
14	28,0	$8,77 \times 10^{-06}$	$8,77 \times 10^{-08}$
<i>Média</i>		$1,81 \times 10^{-5}$	$1,81 \times 10^{-7}$
<i>Desvio Padrão</i>		$2,36 \times 10^{-5}$	$2,36 \times 10^{-7}$

Massa específica dos resíduos de construção civil

Na Tabela 5.9 são apresentados os resultados dos ensaios de massa específica realizados para os resíduos de construção civil beneficiados que foram utilizados na execução de uma das configurações da camada de cobertura do aterro sanitário. O valor médio encontrado de 1.668 kg/m³ é coerente com os obtidos pela SLU, que é de 1.600 kg/m³.

Tabela 5.9 – Ensaio de massa específica dos resíduos de construção civil beneficiados

Amostra	Massa Específica (g/cm ³)
1	1,670
2	1,655
3	1,626
4	1,698
5	1,691
Média	1,668

5.1.2 Resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental

No caso do presente trabalho, como mencionado anteriormente, foram dispostos RSU de Belo Horizonte no Aterro Sanitário Experimental. A seguir é apresentado um resumo da caracterização desses resíduos, baseado nos resultados e comentários descritos em SMLU (2004) e nos resultados da caracterização simplificada realizada em 2006.

5.1.2.1 Origem e quantidade dos resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental

Na Tabela 5.10 pode ser verificada a origem dos resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, enquanto que na Tabela 5.11 é apresentada a quantidade de resíduos, em termos de peso. Na Figura 5.2 é apresentada a contribuição percentual de RSU por regional administrativa de Belo Horizonte.

Ao todo foram dispostos no Aterro Sanitário Experimental 8.597,28 t de RSU, tendo sido observada uma média de 6,34 t de resíduos por veículo de coleta, valor este condizente com a capacidade média destes.

A Regional Administrativa Centro-Sul foi a que apresentou um percentual maior de veículos direcionados ao Aterro Sanitário Experimental, com 246 veículos, e a Norte a que menos contribuiu, com 64 veículos. Considerando que a Regional Centro-Sul agrega as antigas Regionais Centro e Sul, os valores observados não são superiores aos das demais Regionais.

As regionais Norte, Leste e Venda Nova foram as que menos contribuíram, pois as mesmas se localizam mais distante do aterro e na maioria das vezes, quando os veículos chegavam para descarga, as atividades diárias de disposição estavam sendo encerradas no Aterro Sanitário Experimental.

Tabela 5.10 – Número de viagens de veículos compactadores direcionados para o Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho.

Regional	Faixa 1	Faixa 2	Faixa 3	Faixa 4	Faixa 5	Faixa 6	Total	%
Centro – Sul	51	36	51	39	29	40	246	18,13
Barreiro	17	26	15	23	14	28	123	9,06
Oeste	40	40	25	25	27	31	188	13,85
Noroeste	60	37	47	45	33	43	265	19,53
Nordeste	34	28	26	21	25	26	160	11,79
Pampulha	21	26	29	22	24	21	143	10,54
Leste	20	14	15	21	10	15	95	7,00
Norte	16	10	9	5	14	10	64	4,72
Venda Nova	17	7	19	9	13	8	73	5,38
Total	276	224	236	210	189	222	1.357	100,00

Tabela 5.11 – Quantidade de resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho (kg).

Regional	Faixa 1	Faixa 2	Faixa 3	Faixa 4	Faixa 5	Faixa 6	Total	%
Centro – Sul	314.880	226.040	317.480	244.700	195.320	264.540	1.562.960	18,18
Barreiro	105.000	167.680	91.820	154.600	97.600	179.060	795.760	9,26
Oeste	252.030	261.350	162.200	164.980	167.070	207.230	1.214.860	14,13
Noroeste	396.660	251.450	306.970	266.360	230.110	276.400	1.727.950	20,10
Nordeste	216.240	158.590	143.410	132.220	164.660	155.660	970.780	11,29
Pampulha	125.460	160.280	167.380	133.920	155.300	116.700	859.040	9,99
Leste	135.240	83.320	86.660	137.170	60.820	98.080	601.290	6,99
Norte	96.580	59.040	58.400	27.060	95.860	60.380	397.320	4,62
Venda Nova	108.940	46.440	115.820	63.260	77.980	54.880	467.320	5,44
Total	1.751.030	1.414.190	1.450.140	1.324.270	1.244.720	1.412.930	8.597.280	100,00

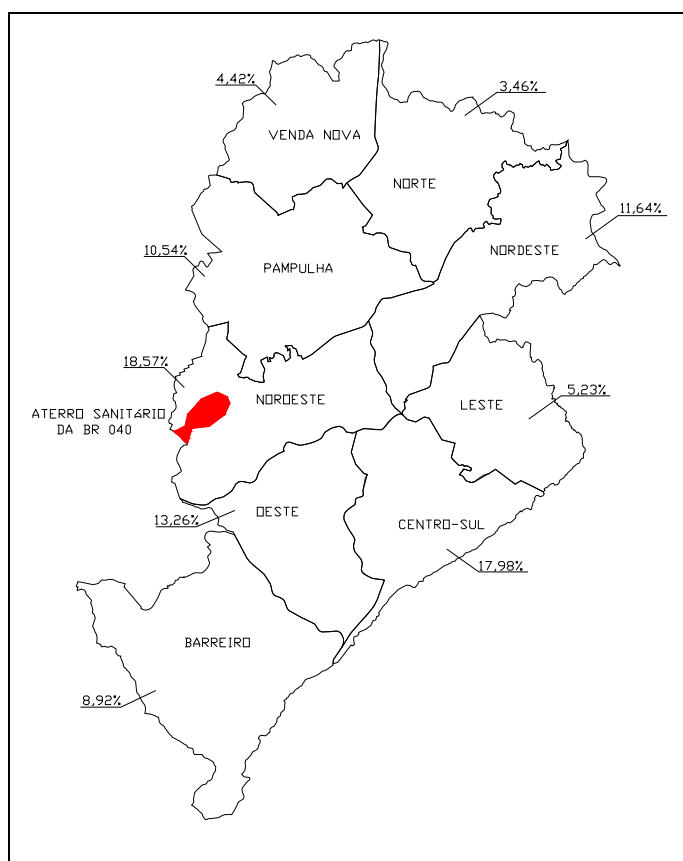


Figura 5.2 – Distribuição do número de viagens de veículos compactadores direcionados para o Aterro Sanitário Experimental, por Regional Administrativa

5.1.2.2 Características dos resíduos sólidos domiciliares de Belo Horizonte

A partir dos parâmetros regionais pesquisados, obteve-se a composição gravimétrica média dos resíduos sólidos domiciliares de Belo Horizonte, conforme pode ser observado de maneira resumida na Tabela 5.12. Já na Tabela 5.13, podem ser observados os dados históricos de estudos de composição gravimétrica dos resíduos domiciliares de Belo Horizonte, que demonstram a evolução desses com o tempo.

Na Figura 5.3 é apresentada graficamente a distribuição dos componentes dos resíduos domiciliares de Belo Horizonte, segundo a SMLU (2004).

Tabela 5.12 – Composição gravimétrica média dos resíduos sólidos domiciliares / comerciais coletados no Município de Belo Horizonte (SMLU, 2004)

Componentes	Etapa ⁽¹⁾				Média
	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	
Resíduo Alimentar	40,27	36,49	42,64	42,80	40,55
Poda	6,61	12,28	8,09	9,21	9,05
Fezes	3,85	2,91	5,40	4,74	4,22
Total Matéria Orgânica	50,73	51,67	56,12	56,75	53,82
Resíduo Banheiro	7,29	7,34	7,97	8,49	7,77
Papelão	1,39	1,25	1,17	0,73	1,13
Papel Fino	5,10	5,45	5,08	4,34	4,99
Embalagem Longa Vida	1,08	1,07	1,16	1,08	1,10
Papel Misto	2,28	3,15	1,28	2,51	2,31
Total Papel	17,13	18,25	16,65	17,16	17,30
Plástico Filme	2,75	2,11	2,89	1,64	2,35
Plástico Rígido	2,37	2,22	2,66	2,60	2,46
PET	1,09	1,23	1,07	1,18	1,14
Plástico Filme "sujo"	4,50	5,08	4,42	5,72	4,93
Total Plástico	10,71	10,64	11,04	11,14	10,88
Metal Ferroso	1,83	1,73	1,78	1,68	1,75
Alumínio	0,35	0,52	0,60	0,56	0,51
Cobre	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03
Total Metal	2,20	2,28	2,40	2,27	2,29
Vidro Reciclável	2,37	2,79	2,47	2,90	2,63
Vidro Não Reciclável	0,33	0,17	0,16	0,21	0,22
Total Vidro	2,70	2,97	2,63	3,12	2,85
Entulho	2,11	4,01	2,60	2,69	2,85
Espuma	0,19	0,01	0,14	0,11	0,11
Isopor	0,21	0,24	0,18	0,31	0,24
Cerâmica	0,26	0,45	0,23	0,25	0,30
Madeira	0,78	0,85	0,94	1,39	0,99
Tecido	2,72	2,84	2,28	1,97	2,45
Borracha	0,30	0,34	0,52	0,39	0,39
Couro	0,19	0,22	0,23	0,20	0,21
Total Inertes	6,75	8,96	7,13	7,32	7,54
Outros ⁽²⁾	0,70	0,71	0,78	0,67	0,72
Rejeitos ⁽³⁾	9,07	4,52	3,24	1,58	4,60
Total (%)	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

1) Ver Item 4.3.1.1

2) Outros (resíduo serviço de saúde, resíduo perigoso domiciliar e produtos automotivos);

3) Rejeitos (material particulado, de todas as categorias citadas, e os materiais não identificáveis)

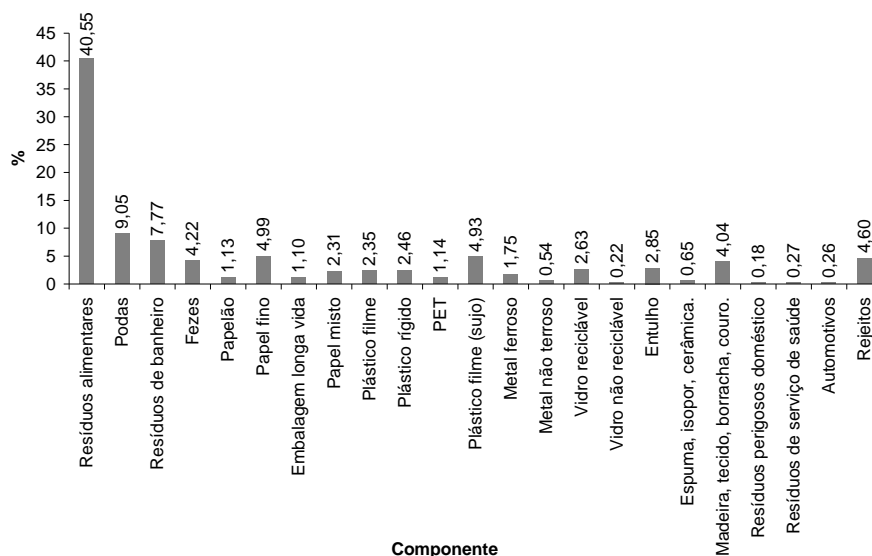


Figura 5.3 – Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares / comerciais coletados no Município de Belo Horizonte

Tabela 5.13 – Comparação entre estudos de composição gravimétrica dos resíduos domiciliares realizadas em diversas épocas.

Parâmetro	Ano de Realização do Estudo				
	1972 ⁽¹⁾	1985 ⁽¹⁾	1991 ⁽¹⁾	1995 ⁽²⁾	2004 ⁽³⁾
Papel	16,77	13,44	10,70	8,11	8,39
Papelão	-	2,43	2,80	3,30	1,13
Vidro	2,07	1,48	2,22	2,39	2,85
Madeira	0,93	0,97	0,56	0,53	0,99
Metal ferroso	-	2,30	2,50	2,26	1,75
Metal não ferroso	3,32	-	0,20	0,38	0,54
Plástico	1,90	4,92	6,50	11,27	10,88
Trapo	2,19	2,94	1,50	2,27	2,45
Couro	0,28	1,42	0,20	0,26	0,21
Folhagem	-	6,53	5,40	2,04	9,05
Borracha	0,09	1,56	0,42	0,27	0,39
Animal	-	0,18	-	-	-
Osso	0,11	-	-	0,07	-
Cerâmica	0,38	-	0,15	-	0,30
Alimento	-	8,94	-	-	-
Matéria orgânica	69,88	52,89	64,40	65,40	52,54
Outros (pedras, etc.)	-	-	1,43	1,45	8,53
Total	97,92	100,00	98,98	100,00	100,00

1) Borges, 2000; 2) Mercedes, 1995; 3) SMLU, 2004.

Nota-se que os resíduos orgânicos foram predominantes na massa de resíduos amostrada. Sua contribuição representa 49,60%, em termos de peso total úmido, sendo que a parcela atribuída aos resíduos alimentares (40,55%) foi a que apresentou um maior percentual (Tabela 5.12).

Quando os dados da caracterização concluída em 2004 são comparados com os de outras caracterizações realizadas em Belo Horizonte (Tabela 5.12), percebe-se que o teor de matéria orgânica total variou de um percentual de 69,88% no estudo realizado em 1972 para 53,82% no de 2004 (incluindo resíduos de poda e fezes). Nota-se que o percentual de plástico presente na massa de resíduos sólidos domiciliares aumentou significativamente, sendo observado um percentual de 1,90% no estudo realizado em 1972, para 10,88% para o realizado em 2004.

Em relação ao papel, também foi observada uma variação significativa. Em 1972, o percentual de papel representava cerca de 16,77 %, e em 2004, 9,52 % (incluindo o papelão).

5.1.2.3 Caracterização simplificada

Na Tabela 5.14 são apresentados os resultados da caracterização simplificada realizada em 2006. Destaca-se o percentual de plástico, que foi bem superior na caracterização simplificada realizada em 2006 de que na caracterização concluída em 2004, que passou de 10,88% a 17,60%. Observando a evolução das características dos resíduos domiciliares de Belo Horizonte, percebe-se que o aumento na quantidade de plástico presente nas amostras caracterizadas em 2006, de certa maneira, faz sentido, já que se observa um aumento gradativo nos percentuais desse material nos últimos anos, em Belo Horizonte. No entanto, estes resultados devem ser observados com cautela, devido ao curto espaço de tempo entre a realização da caracterização simplificada e última realizada pela SLU, assim como o número de amostras consideradas em cada uma das caracterizações (100 amostras em 2004 e 10 na simplificada), o que pode ter influenciado os resultados.

Deve-se considerar também que o período chuvoso e a forma de coleta dos resíduos podem ter influenciado os resultados. Como a caracterização foi realizada durante o segundo período chuvoso, a umidade dos resíduos pode ter sido superior à observada no período seco. Isto pode ter ocasionado um aumento no percentual de determinadas frações dos RSU.

Quanto ao método de coleta, a compactação proporcionada pelo equipamento compactador dos caminhões de coleta pode ter alterado as características físicas de alguns resíduos, como o papel. A compactação dos resíduos no interior dos veículos compactadores pode ter proporcionado a transferência de umidade dos resíduos mais úmidos para os mais secos. Devido ao fato da caracterização ter sido realizada no período chuvoso, aumenta a probabilidade disso ter ocorrido.

No caso dos papéis, não se esperava que houvesse um aumento significativo em seu percentual, já que as duas últimas caracterizações realizadas pela SLU (1995 e 2004) não mostram uma tendência de elevação ou queda nos percentuais. Neste caso, talvez os percentuais observados na caracterização simplificada estejam sendo influenciados pelo teor de umidade desses resíduos, já que algumas amostras analisadas na caracterização de 2006 foram coletadas no período de altas precipitações em Belo Horizonte. Os demais componentes não apresentaram grande variação em relação à última caracterização realizada pela SLU. Destaca-se o teor de material orgânico, que não demonstrou grande variação.

Somente a realização de uma caracterização bem abrangente, como a realizada em 2004, poderá confirmar esta tendência de elevação no percentual de plásticos e papéis na massa de resíduos domiciliares de Belo Horizonte.

Tabela 5.14 – Composição gravimétrica simplificada dos resíduos sólidos domiciliares / comerciais coletados no Município de Belo Horizonte (%)

Componentes	Regional									Total
	Oeste 7/11/2006	Nordeste 16/11/2006	Centro-Sul 21/11/2006	Barreiro 23/11/2006	Leste 28/11/2006	Norte 29/11/2006	Noroeste 6/12/2006	Venda Nova 12/12/2006	Pampulha 19/12/2006	
Resíduo Alimentar	3,64	5,27	7,48	3,94	2,39	2,17	7,82	2,67	3,37	38,75
Poda	1,62	0,00	1,19	1,24	0,97	0,19	2,22	0,26	0,92	8,60
Resíduo Banheiro/ Fralda/ Fezes	0,00	0,26	1,50	0,25	0,50	0,57	1,30	0,35	1,14	5,88
Total Matéria Orgânica	5,26	5,52	10,17	5,43	3,85	2,94	11,34	3,29	5,43	53,22
Papel	2,42	1,81	4,24	0,80	0,95	0,40	2,32	0,74	1,98	15,67
Embalagem Longa Vida	0,00	0,20	0,19	0,12	0,09	0,05	0,20	0,05	0,04	0,96
Total Papel	2,42	2,02	4,43	0,92	1,04	0,46	2,52	0,79	2,02	16,63
Plástico Filme(Mole)	2,04	0,60	1,90	1,02	0,85	0,53	4,09	0,61	1,17	12,82
Plástico Rígido	0,84	1,04	0,47	0,31	0,30	0,16	0,38	0,15	0,49	4,15
Pet	0,00	0,30	0,05	0,01	0,04	0,03	0,09	0,01	0,11	0,62
Total Plástico	2,88	1,94	2,42	1,35	1,19	0,72	4,56	0,77	1,77	17,60
Total Metal	0,32	0,39	0,23	0,22	0,18	0,17	0,30	0,11	0,07	1,99
Total Vidro	1,02	0,23	0,32	0,14	0,15	0,11	0,37	0,06	0,05	2,45
Isopor, borracha, espuma	0,17	0,11	0,09	0,22	0,03	0,02	0,09	0,12	0,14	0,99
Entulho, cerâmica, pedra	0,13	0,05	0,24	0,17	0,00	0,00	0,09	0,03	0,05	0,78
Madeira, Trapos, roupas, tecido	0,39	0,46	0,10	0,48	0,38	0,10	0,54	0,13	0,13	2,71
Total de Inertes	0,69	0,62	0,43	0,87	0,41	0,12	0,72	0,29	0,32	4,48
Total Rejeitos	1,54	0,58	0,17	0,33	0,16	0,10	0,29	0,12	0,33	3,63
Outros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Soma	14,13	11,29	18,18	9,26	6,99	4,62	20,10	5,44	9,99	100,00

5.1.2.3.1 Caracterização na reabertura

Na Tabela 5.15 podem ser observados os resultados da composição gravimétrica realizada em amostras de RSU retiradas do Aterro Sanitário Experimental, após 462 dias decorridos desde a aterragem. Nota-se que houve uma redução considerável na quantidade de matéria orgânica e um aumento significativo na quantidade de plásticos e rejeitos. Provavelmente esta redução de matéria orgânica se deve à degradação desses resíduos, principalmente aqueles de origem alimentar. Esta redução pode ter contribuído para aumentar os teores de plástico e rejeitos. Os rejeitos correspondem aos materiais que não foram passíveis de identificação, sendo formados por massa constituída por uma mistura de solo e matéria orgânica.

Deve-se considerar também que o número de amostras extraídas – apenas duas – pode ter influenciado a caracterização. A Figura 5.4 ilustra esta etapa de amostragem.

Tabela 5.15 – Características dos RSU retirados do Aterro Sanitário Experimental

Componente	Amostra 1 (kg)	Amostra 2 (kg)	Média (kg)	%
Resíduo Alimentar	1,70	8,60	10,30	12,03
Poda	3,90	4,90	8,80	10,28
Total de Matéria Orgânica	5,60	13,50	19,10	22,32
Papel	5,00	8,10	13,10	15,31
Plástico	7,50	20,03	27,53	32,17
Metais	0,00	1,00	1,00	1,17
Vidro	0,40	0,60	1,00	1,17
Entulho, cerâmica, pedra	5,10	0,70	5,80	6,78
Madeira, Trapos, roupas, tecido	0,90	0,20	1,10	1,29
Total de Inertes	6,00	0,90	6,90	8,06
Total de Rejeitos	8,26	8,70	16,96	19,81
Total Geral	32,76	52,83	85,59	100,00



Figura 5.4 – Retirada de amostra e triagem de RSU do Aterro Sanitário Experimental.

5.1.2.4 Sólidos voláteis e umidade dos resíduos

Durante o período de operação do Aterro Sanitário Experimental foram coletadas amostras de resíduos para determinação do teor de umidade e sólidos voláteis. A metodologia de coleta e análise foi descrita no Capítulo anterior.

Como mencionado no Item 4.4.2, foram ensaiadas amostras brutas e triadas, no intuito de verificar quais componentes da massa de resíduos retêm mais umidade em seu corpo e influenciam os resultados, tanto de umidade quanto de sólidos voláteis.

No Anexo IV são apresentados os resultados de todos os ensaios realizados para determinação da umidade e sólidos voláteis dos RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental, enquanto que a Tabela 5.16 apresenta os resultados resumidamente.

Como pode ser observado, os percentuais de umidade são bastante variados, tendo sido observados valores entre 32,82% e 61,06% para as amostras brutas, com média de 46,1%, e valores de 35,43% a 75,73%, com média de 63,09% para a amostra triada.

Nota-se, então, que há uma discrepância muito grande entre os valores da amostra triada e bruta, sugerindo que a triagem das amostras acaba por afetar o teor de umidade da massa de resíduos como um todo. Isto porque alguns materiais que foram extraídos da massa de resíduos provavelmente não absorvem umidade e, quando da sua exclusão, favoreceram o aumento do teor de umidade na massa de resíduos remanescente. Entretanto, para confirmação dessa hipótese seria necessária a realização de mais ensaios e outros trabalhos.

Para os sólidos voláteis, observaram-se valores variando entre 21,55% e 64,62%, com média de 41,22, para a mostra bruta, e variando de 19,36% a 70,52%, com média de 44,22% para a amostra triada. Quando se avalia a média das amostras, percebe-se que não há muita diferença entre os valores, indicando que os materiais retirados da amostra pouco influenciaram os resultados.

Tabela 5.16 – Resultados analíticos médios de umidade e sólidos voláteis para amostras de resíduos domiciliares.

Faixa de Trabalho	Umidade (Base Úmida) (%)		Sólidos Voláteis (%)	
	Amostra Bruta	Amostra Triada	Amostra Bruta	Amostra Triada
F1	49,58	63,62	75,00	81,64
F2	48,07	62,34	71,13	78,04
F3	46,74	64,26	69,50	81,17
F4	40,71	59,67	57,54	73,65
F5	45,20	66,48	68,10	80,65
F6	44,17	62,75	62,84	77,18
Média Geral	46,13	63,09	67,96	78,77
Mínimo	32,82	35,43	47,97	53,70
Máximo	61,06	75,73	85,69	90,84

Quando os resultados de umidade são comparados com os da caracterização dos resíduos sólidos domiciliares de Belo Horizonte, observa-se que os valores máximos observados são próximos ao realizado neste estudo. Na Tabela 5.17 são apresentados alguns resultados de análises físico-químicas dos resíduos domiciliares de Belo Horizonte (SMLU, 2004).

Tabela 5.17 - Alguns resultados das características físico-químicas dos resíduos sólidos domiciliares de Belo Horizonte (SMLU, 2004).

Parâmetro	Unidade	Resultados por Etapa				Média
		1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a	
Umidade	%	67,61	77,42	68,08	65,77	69,72
SV	%	71,60	84,18	84,60	87,32	81,93
C	%	36,36	44,13	41,98	38,66	40,28
N	%	1,83	2,77	2,88	1,40	2,22
Na	%	0,49	0,44	0,73	2,07	0,93
P	%	0,31	0,42	0,74	0,22	0,42
K	%	0,69	1,51	0,70	1,43	1,08
Ca	mg/kg	4,00	2,33	1,31	1,52	2,29
Zn	mg/kg	23,82	26,03	47,88	33,04	32,69
Cu	mg/kg	14,22	8,04	-	2,90	8,39
Pb	mg/kg	34,57	7,77	-	-	21,17
Cr	mg/kg	2,55	5,09	-	-	3,82
Cd	mg/kg	-	0,61	-	-	0,61

5.1.3 Caracterização volumétrica dos RSU

5.1.3.1 Teor de umidade e capacidade de campo

Na Tabela 5.18 são apresentados os resultados dos ensaios realizados para determinação do teor de umidade e capacidade de campo dos materiais constituintes dos resíduos sólidos dispostos no Aterro Sanitário Experimental.

Os ensaios foram realizados em uma amostra composta de RSU, constituída de componentes extraídos individualmente da massa de resíduos, quando da descarga dos veículos da coleta domiciliar convencional no aterro sanitário de Belo Horizonte.

Considerando a Equação 4.10, obteve-se valores de umidade inicial de 51,41% (base úmida). Tais valores são condizentes com os observados para os RSU de Belo Horizonte, conforme descrito em Catapreta *et al.* (2005), onde foram verificados valores médios de umidade inicial de 56% (base úmida). Comparando o valor de umidade obtido pela Equação 4.10 com o resultado obtido em ensaio realizado em uma amostra composta pelas frações constituintes dos RSU (45% - base úmida), o resultado observado também se mostra coerente.

Considerando a Equação 4.10, obteve-se valores de umidade na capacidade de campo de 69,48 % (base úmida). Quando se considera a umidade na capacidade de campo obtida em um ensaio realizado com a amostra composta (73% - base úmida), verifica-se que os resultados são condizentes com os observados por Padilla (2007), que verificou valores médios de 56%, 78% e 81% (base úmida), para resíduos com peso específico igual a 6,0, 8,0 e 10,0 kN/m³,

respectivamente. Os resultados observados indicam que a aplicação da formulação matemática apresentada é adequada.

Tabela 5.18 - Resultado dos ensaios de umidade realizados nas amostras de componentes dos RSU

N	Componente	Teor de Umidade (%)		
		Inicial	Final ⁽¹⁾	Acréscimo
1	Poda triturada	50,38	67,34	16,96
2	Folhagem	9,81	64,21	54,40
3	Orgânico	91,06	91,28	0,23
4	Papel Fino	11,99	63,62	51,62
5	Papelão	3,80	69,98	66,18
6	Papel misto	5,42	61,59	56,17
7	Embalagem longa-vida	4,19	39,29	35,10
8	Plástico filme	0,24	62,83	62,59
9	Plástico rígido	0,00	20,84	20,84
10	PET	1,08	30,76	29,68
11	Vidro reciclável (Lâmpada)	1,04	6,78	5,74
12	Vidro reciclável (bastão)	0,00	0,84	0,99
13	Vidro não reciclável (Espelho)	0,00	6,42	6,75
14	Metal ferroso	0,00	3,09	3,14
15	Metal não ferroso (Alumínio)	0,38	38,24	37,86
16	Madeira	9,39	26,63	17,24
17	Couro	9,62	33,47	23,85
19	Espuma	2,78	88,99	86,21
20	Cerâmica (porcelana)	0,19	6,53	6,34
21	Borracha	0,53	7,40	6,87
22	Isopor	0,00	83,53	85,11
23	Trapo / Tecido	2,25	85,81	83,57

(1) Equivalente à absorção total do componente.

Nota-se que os resíduos orgânicos e a poda triturada possuem elevada umidade inicial, quando comparada com os demais componentes. Por outro lado, componentes inorgânicos como os plásticos, vidros e metais possuem baixa ou nenhuma umidade inicial.

Dentre os componentes avaliados destacam-se os metais não ferrosos (alumínio), os papéis, os plásticos (inclusive o isopor) e os tecidos/trapos, que apresentaram uma elevada capacidade de retenção de umidade, após as suas amostras serem submetidas aos ensaios.

Quanto aos resultados de umidade verificados para os plásticos, observou-se após os ensaios que aparentemente ocorreu perda de material sólido, pois os mesmos derretiam e perdiam a sua configuração inicial, o que pode ter influenciado nas suas características físico-químicas.

Isto talvez justifique os elevados teores de umidade observados para os plásticos ao final do processo.

O comportamento da espuma, que apresentou grande capacidade de retenção de umidade, já era esperado, devido às suas características.

Para a matéria orgânica, apesar de apresentar elevada capacidade de retenção de umidade, os valores observados pouco diferem da umidade inicial, indicando que a mesma não absorve umidade, mas provavelmente a transmite àqueles resíduos que têm maior capacidade de retenção de umidade quando dispostos conjuntamente em um aterro sanitário.

Talvez isto explique os teores de umidade observados para os RSU dispostos no aterro sanitário, cuja massa de materiais orgânicos apresentou cerca de 60% (incluindo podas). Provavelmente o teor de umidade dos orgânicos era mais elevado, mas pode ter ocorrido de parte desta umidade ter sido transferida para os demais componentes, com maior capacidade de retenção, como apresentado anteriormente.

Na Figura 5.5 podem ser observadas algumas amostras preparadas para serem enviadas à estufa.



Figura 5.5 – Amostras preparadas em bandejas para envio à estufa.

5.1.3.2 Massa específica das partículas

Na Tabela 5.19 são apresentados os resultados para a massa específica das partículas dos componentes dos RSU, assim como a comparação destes resultados com alguns referenciados na literatura.

A maioria dos resultados mostrou-se condizente com aqueles descritos por Lide (1999) e Miller & Clesceri (2003), indicando que a metodologia adotada foi adequada. Somente o plástico filme, PET, papelão e os tecidos apresentaram valores mais diferenciados daqueles referenciados pelos autores mencionados.

Utilizando a Equação 4.9, obteve-se para a massa específica das partículas o valor de $\rho_s = 0,89 \text{ g/cm}^3$ e para a massa específica dos resíduos, o valor de $\rho = 0,32 \text{ g/cm}^3$. Comparando a massa específica das partículas obtida a partir da Equação 4.9 com o resultado obtido para a amostra composta ($\rho_s = 0,63 \text{ g/cm}^3$), o resultado pode ser considerado satisfatório, respeitando as interferências que podem ocorrer nestes ensaios e que são difíceis de serem controladas (umidade e tempo e forma de contato entre dos resíduos). O mesmo não acontece com a massa específica dos resíduos, pois o baixo valor encontrado utilizando a Equação 4.9 ($\rho = 0,32 \text{ g/cm}^3$) deve-se ao fato de que a expressão matemática não considera a possibilidade de que partículas menores possam ocupar vazios das maiores, o que de fato acontece na operação de compactação de um aterro sanitário. Desta forma a utilização da Equação 4.9 deve ser avaliada criteriosamente.

Os valores da massa específica das partículas ($\rho_s = 0,89 \text{ g/cm}^3$ e $\rho_s = 0,63 \text{ g/cm}^3$) foram inferiores aos obtidos por Farias (2000) e Carvalho (1999), que foram da ordem de $2,0 \text{ g/cm}^3$. Entretanto, as amostras podem ser bem diferentes, já que ao extrair amostras diretamente do aterro, as mesmas podem ter incorporado em sua massa uma grande quantidade de solo e resíduos já degradados, o que justificaria as elevadas massas específicas obtidas por esses autores.

Tabela 5.19 – Determinação da massa específica das partículas dos RSU (ρ_s)

N	Componente	Massa	Literatura ⁽¹⁾
		Específica	
		g/cm ³	
1	Poda triturada	0,78	-
2	Orgânico	0,97	-
3	Papel Fino	1,24	0,92
4	Papelão	0,61	0,92
5	Papel misto	0,71	0,92
6	Embalagem longa-vida	0,83	-
7	Plástico filme	0,59	0,92
8	Plástico rígido	0,92	0,92
9	PET	1,58	0,95
10	Vidro reciclável	2,47	2,47
11	Vidro não reciclável	2,42	2,47
12	Metal ferroso	8,17	7,86
13	Metal não ferroso	1,96	2,73
14	Madeira	0,78	0,45
15	Couro	0,62	0,95
16	Espuma (poliuretano)	1,22	1,1 a 1,25
17	Porcelana (cerâmica)	2,32	2,23
18	Borracha	1,15	1,04
19	Isopor (poliestireno expandido)	0,03	1,05
20	Trapo / Tecido	1,33	1,55

⁽¹⁾ Miller & Clesceri (2003); Lide (1999).

5.1.3.3 Composição volumétrica

A caracterização volumétrica dos RSU que foram dispostos no Aterro Sanitário Experimental teve como objetivo classificar e quantificar cada componente da massa de resíduos, além de permitir conhecer qual a fração biodegradável existente. Tal estudo permite, a princípio, inferir também, se necessário, qual o espaço poderia estar sendo ocupado por cada componente dentro do aterro, assim como a influência destes sobre o seu comportamento.

Na Tabela 5.20 são apresentados os resultados obtidos para a caracterização volumétrica e gravimétrica dos RSU de Belo Horizonte, dispostos no Aterro Sanitário Experimental, enquanto que a Tabela 5.21 apresenta de maneira simplificada os resultados agregados por grandes grupos de resíduos. Foram realizados ensaios com os resíduos soltos e compactados.

Tabela 5.20 – Composição volumétrica dos RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental

N	Resíduo	Composição Gravimétrica		Massa Específica		Volume das Partículas		Composição Volumétrica		Relação entre massa e volume Compactado	Relação entre massa e volume solto
		Umidade		g/cm ³		cm ³		(%)		(%)	(%)
		M	W	ρ_{solto}	$\rho_{\text{compactado}}$	V _{compactado}	V _{solto}	% V _{compactado}	% V _{solto}		
1	Poda triturada	9,05	50,38	0,14	0,34	26,99	66,32	7,90	7,79	0,87	0,86
2	Orgânico	44,77	91,06	0,37	0,81	54,93	120,13	16,07	14,11	0,36	0,32
3	Papel Fino	12,76	11,99	0,04	0,10	127,87	299,36	37,42	35,15	2,93	2,75
4	Papelão	1,13	3,80	0,05	0,12	9,45	21,13	2,77	2,48	2,44	2,19
5	Papel misto	2,31	5,42	0,06	0,14	16,55	37,86	4,84	4,44	2,10	1,93
6	Embalagem longa-vida	1,10	4,19	0,06	0,22	4,96	17,31	1,45	2,03	1,32	1,85
7	Plástico filme	7,28	0,24	0,04	0,16	45,89	166,05	13,43	19,50	1,84	2,68
8	Plástico rígido	2,46	0,00	0,07	0,17	14,33	36,10	4,19	4,24	1,70	1,72
9	PET	1,14	1,08	0,07	0,14	8,34	16,76	2,44	1,97	2,13	1,72
10	Vidro reciclável	2,63	0,00	0,55	0,64	4,11	4,76	1,20	0,56	0,46	0,21
11	Vidro não reciclável	0,22	0,00	0,79	0,91	0,24	0,28	0,07	0,03	0,32	0,15
12	Metal ferroso	1,75	0,00	0,57	0,57	3,10	3,10	0,91	0,36	0,52	0,21
13	Metal não ferroso	0,51	0,38	0,05	0,13	4,05	9,49	1,19	1,11	2,33	2,19
14	Madeira	0,99	9,39	0,19	0,23	4,34	5,08	1,27	0,60	1,28	0,60
15	Couro	0,21	9,62	0,09	0,17	1,27	2,40	0,37	0,28	1,76	1,34
16	Espuma	0,11	2,78	0,05	0,21	0,52	2,43	0,15	0,28	1,37	2,55
17	Cerâmica (porcelana)	0,30	0,19	0,68	0,91	0,33	0,44	0,10	0,05	0,32	0,17
18	Borracha	0,39	0,53	0,22	0,46	0,84	1,76	0,25	0,21	0,63	0,53
19	Isopor	0,24	0,00	0,02	0,05	5,12	10,73	1,50	1,26	6,37	5,36
20	Trapo / Tecido	2,45	2,25	0,09	0,38	6,46	28,10	1,89	3,30	0,77	1,35
21	Entulho	2,85	6,97	1,38	1,41	2,03	2,07	0,59	0,24	0,21	0,09
22	Outros	5,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total		100,00	-	-	8,25	341,74	851,66	100,00	100,00	-	-

Obs.: Não foi realizada a composição volumétrica para os componentes classificados como outros.

Tabela 5.21 – Resumo do estudo para determinação da composição volumétrica dos RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental

Parâmetro	Resíduos Compactados			Resíduos Soltos		
	Volume	Peso	Relação (V/M)	Volume	Peso	Relação (V/M)
	%	%	-	%	%	-
Orgânico	23,97	53,81	0,45	21,89	53,81	0,41
Papel	46,48	17,29	2,69	44,11	17,29	2,55
Plástico	20,06	10,89	1,84	25,70	10,89	2,36
Metais	2,09	2,26	0,93	1,48	2,26	0,65
Vidros	1,27	2,85	0,45	0,59	2,85	0,21
Entulho	0,59	2,85	0,21	0,24	2,85	0,09
Inertes	5,53	4,69	1,18	5,98	4,69	1,28
Outros	-	5,35	-	-	5,35	-
	100,00	100,00	-	100,00	100,00	-

Os resultados demonstram que a quantidade de plásticos, papéis e matéria orgânica varia bastante quando o percentual em massa é convertido para volume, indicando que estes materiais podem exercer grande influência no comportamento de um aterro sanitário.

A quantidade de matéria orgânica disposta no aterro representa 53,81 % em peso dos resíduos, porém ocupa apenas 23,97 % do volume compactado. Isto demonstra que, em termos de volume, a matéria orgânica sozinha poderia não exercer tanta influência sobre o comportamento do aterro como era de se esperar.

Já os papéis, como pode ser observado, possuem 17,29 % em peso, enquanto ocupam cerca de 46,48 % do volume.

A quantidade de plástico representa 10,89 % em peso dos resíduos, e ocupa 20,06 % do volume. Isto, do ponto de vista operacional de um aterro sanitário pode ser prejudicial, pois acaba por exercer influência sobre o seu comportamento, principalmente quando da compactação dos resíduos, levando o aterro a funcionar como um “colchão”, onde após os equipamentos compactadores passarem por cima da camada de resíduos, a mesma retorna, proporcionando a falsa impressão de que os resíduos teriam sido adequadamente compactados, o que de fato pode não acontecer.

Nos períodos de chuva, esta grande quantidade de plásticos também prejudica a operação de compactação, pois dependendo da umidade da massa de resíduos, faz com que os

equipamentos compactadores deslizem sobre os mesmos, não permitindo que estes equipamentos possam trabalhar em uma inclinação ideal para que se possa atingir uma compactação adequada dos resíduos.

Essa grande quantidade de plásticos também demonstra que esses podem exercer efeito negativo sobre o sistema de drenagem de líquidos de um aterro sanitário, pois, se a proteção proporcionada a esse sistema não for adequada, o acúmulo de plásticos junto ao sistema de drenagem pode dificultar o escoamento dos líquidos lixiviados para o sistema, contribuindo para o aumento do nível desses líquidos em seu interior e, conseqüente, para a instabilidade da massa de resíduos.

No caso do Aterro Sanitário Experimental, esta hipótese foi cogitada, devido às baixas vazões e elevados níveis de líquidos observados. Esta hipótese é comentada mais adiante neste trabalho, no Item 7.5 – Avaliação do Balanço Hídrico.

Os plásticos, por outro lado, também proporcionam importante efeito estrutural aos aterros sanitários, pois acabam atuando como fibras que possuem, aparentemente, elevada capacidade de resistência a tração, que aliada a sua forma de disposição, configura como elemento estruturante. Alguns autores, como Martins (2006) e Fucale & Jucá (2007), descrevem a influência dos plásticos e outros componentes fibrosos da massa de resíduos como elementos que proporcionam o aumento da resistência dos RSU.

A grande quantidade de plásticos e papéis verificada, em termos de volume, demonstra o potencial de reciclagem que esses materiais representam na massa de RSU.

Os demais materiais avaliados ocorrem em quantidades menores, tanto em relação a peso quanto a volume, podendo-se supor que os mesmos exercem pouca influência sobre o comportamento do Aterro Sanitário Experimental.

Destaca-se que apesar da composição volumétrica indicar altos percentuais de alguns materiais, deve-se atentar para o fato de que grande parte desse volume se refere a umidade dos resíduos. Quando se compara o volume das partículas sólidas dos constituintes (V_s), com o volume compactado (V), conforme mostrado na Tabela 5.22, verifica-se que o volume seco representa apenas 7,89% da massa como um todo.

Tabela 5.22 – Relação entre volume das partículas e volume total dos RSU

N	Componente	Volume Compactado (cm ³)	Volume das Partículas (cm ³)	Relação V _s /ΣV (%)
		V	V _s	
1	Poda triturada	66,32	7,98	0,94
2	Orgânico	120,13	9,48	1,11
3	Papel Fino	299,36	10,15	1,19
4	Papelão	21,13	1,68	0,20
5	Papel misto	37,86	1,32	0,16
6	Embalagem longa-vida	17,31	1,47	0,17
7	Plástico filme	166,05	15,61	1,83
8	Plástico rígido	36,10	3,11	0,37
9	PET	16,76	0,78	0,09
10	Vidro reciclável	4,76	0,98	0,12
11	Vidro não reciclável	0,28	0,08	0,01
12	Metal ferroso	3,10	0,19	0,02
13	Metal não ferroso	9,49	0,21	0,02
14	Madeira	5,08	0,97	0,11
15	Couro	2,40	0,35	0,04
16	Espuma	2,43	0,10	0,01
17	Cerâmica (porcelana)	0,44	0,11	0,01
18	Borracha	1,76	0,35	0,04
19	Isopor	10,73	8,80	1,03
20	Trapo / Tecido	28,10	2,18	0,26
Total		851,66	67,23	7,89

Obs.: os volumes foram determinados conforme metodologia descrita no Item 4.3.2.2

Foi verificada também a relação entre a % volume e % peso, descrito como índice de conversão por Mariano *et al.* (2007). Os resultados indicaram que há pouca variação no índice de conversão, tanto para os resíduos soltos quanto compactados, indicando que mesmo sendo compactado, os resíduos mantêm suas características iniciais.

Comparando os resultados obtidos com os descritos por Mariano *et al.* (2007), verifica-se que os índices de conversão variaram pouco para os grupos de papel e matéria orgânica, enquanto que para os demais componentes foi verificada uma variação mais significativa.

5.1.4 Considerações finais

Neste item puderam ser avaliadas a implantação e execução do Aterro Sanitário Experimental, sendo discutidos as principais investigações realizadas.

O estudo da composição gravimétrica e volumétrica demonstrou a importância do mesmo em relação à elaboração de estudos e projetos de aterros sanitários, assim como da implantação e monitoramento dessas obras.

Verificou-se que a quantidade de alguns materiais em peso não reflete a quantidade em volume, que tem mais importância e significado do ponto de vista operacional (compactação e estabilidade do aterro) e sob os aspectos de reciclagem e biodegradação.

Como pode ser observado, os plásticos e papéis apresentaram um aumento significativo, em detrimento da quantidade de matéria orgânica, indicando a importância de se considerar o efeito desses materiais sobre o comportamento dos aterros sanitários.

A redução da quantidade de matéria orgânica verificada na reabertura realizada em setembro de 2006, provavelmente devido à biodegradação, ocasionou um aumento do percentual de plásticos. Considerando que os processos físico-químicos e de biodegradação continuam a ocorrer no interior do Aterro Sanitário Experimental, pode-se inferir que o percentual de plásticos ainda tende a crescer continuamente, até o estágio de estabilização da matéria orgânica putrescível.

5.2 Avaliação da Compactação dos RSU

5.2.1 Inclinação da rampa de aterragem e peso específico dos RSU

Nas Tabelas 5.23 e 5.24 são apresentadas as quantidades de resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, tanto em peso quanto em volume, por faixa de trabalho e dia de operação.

Na Tabela 5.25, podem ser observados os valores obtidos para os pesos específicos dos RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental, número de passadas dos equipamentos compactadores e a inclinação média das rampas de compactação. A linha de valores absolutos refere-se à relação entre a massa total de resíduos dispostos e o volume total de cada faixa de trabalho. A Figura 5.6 apresenta a distribuição dos resultados dos pesos específicos observados por Faixa de Trabalho

Na Tabela 5.26, podem ser observados os valores obtidos para as inclinações das rampas de compactação dos RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental, enquanto que na Figura 5.6 é apresentada a distribuição dos resultados das inclinações observadas para as rampas de

compactação dos RSU por Faixa de Trabalho. Como comentado anteriormente, as inclinações e os volumes diários foram obtidos por levantamento topográfico.

Tabela 5.23 – Quantidade de resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho (kg)

Data	Faixa 1	Faixa 2	Faixa 3	Faixa 4	Faixa 5	Faixa 6	Total
24/05/06	334.660	-	-	-	-	-	334.660
25/05/06	250.600	-	-	-	-	-	250.600
30/05/06	232.400	-	-	-	-	-	232.400
01/06/06	180.500	-	-	-	-	-	180.500
02/06/06	125.290	57.760	-	-	-	-	183.050
03/06/06	203.810	236.040	-	-	-	-	439.850
06/06/05	-	199.960	-	-	-	-	199.960
07/06/05	271.220	197.360	-	-	-	-	468.580
08/06/05	152.550	39.520	-	-	-	-	192.070
09/06/05	-	131.740	281.610	-	-	-	413.350
10/06/05	-	-	300.040	-	-	-	300.040
13/06/05	-	309.230	281.270	-	-	195.640	786.140
14/06/05	-	209.980	225.180	-	-	392.890	828.050
15/06/06	-	-	-	280.180	171.880	268.120	720.180
16/06/05	-	-	-	239.700	228.840	274.800	743.340
17/06/05	-	-	-	100.620	91.900	125.910	318.430
20/06/05	-	-	-	232.440	249.400	155.570	637.410
21/06/05	-	-	-	255.180	270.180	-	525.360
22/06/05	-	-	172.759	129.864	211.977	-	514.600
23/06/05	-	32.600	97.540	198.570	-	-	328.710
Total	1.751.030	1.414.190	1.358.399	1.436.554	1.224.177	1.412.930	8.597.280

Tabela 5.24 – Volume de resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho(m³)

Data	Faixa 1	Faixa 2	Faixa 3	Faixa 4	Faixa 5	Faixa 6	Total
24/5/2005	391,44	-	-	-	-	-	391,44
25/5/2005	392,89	-	-	-	-	-	392,89
30/5/2005	355,26	-	-	-	-	-	355,26
1/6/2005	239,70	-	-	-	-	-	239,70
2/6/2005	179,46	211,98	-	-	-	-	391,44
3/6/2005	289,61	293,35	-	-	-	-	582,96
6/6/2005	-	265,17	-	-	-	-	265,17
7/6/2005	374,35	318,87	-	-	-	-	693,22
8/6/2005	162,52	111,44	-	-	-	-	273,95
9/6/2005	-	363,58	267,69	-	-	-	631,27
10/6/2005	-	-	421,96	-	-	-	421,96
13/6/2005	-	530,00	321,04	-	-	269,27	1120,31
14/6/2005	-	315,98	330,63	-	-	541,16	1187,77
15/6/2006	-	-	-	306,85	267,84	315,42	890,11
16/6/2005	-	-	-	232,21	279,88	332,84	844,94
17/6/2005	-	-	-	110,89	230,02	102,18	443,09
20/6/2005	-	-	-	476,47	184,50	204,26	865,23
21/6/2005	-	-	-	215,94	312,29	-	528,23
22/6/2005	-	-	195,86	147,23	240,32	-	583,41
23/6/2005	-	44,03	131,75	268,21	-	-	443,99
Volume	2.385,24	2.454,39	1.668,94	1.757,81	1.514,85	1.765,14	11.546,36

Tabela 5.25 – Pesos específicos obtidos por faixa de trabalho (em kN/m^3)

	Leitura	Faixa 1	Faixa 2	Faixa 3	Faixa 4	Faixa 5	Faixa 6
Valores Diários	1	8,5	2,7	10,5	9,1	6,4	7,3
	2	6,4	8,0	7,1	10,3	8,2	7,3
	3	6,5	7,5	8,8	9,1	4,0	8,5
	4	7,5	6,2	6,8	4,9	13,5	8,3
	5	7,0	3,5	8,8	11,8	8,7	12,3
	6	7,0	3,6	7,4	4,9	8,8	7,6
	7	7,2	5,8	-	7,4	-	-
	8	9,4	6,6	-	-	-	-
	9	-	7,4	-	-	-	-
	Mínimo	6,4	2,7	6,8	4,9	4,0	7,3
	Máximo	9,4	8,0	10,5	11,8	13,5	12,3
	Médias	7,5	5,7	8,2	8,8	8,3	8,5
	Desvio Padrão	1,0	2,0	1,4	2,2	3,2	1,9
	Número de Passadas	5	3	5	7	5	5
	Valores absolutos	7,3	5,8	8,1	8,2	8,1	8,0
	Inclinação (1V:xH)	3,60	4,06	3,64	3,88	3,72	4,63

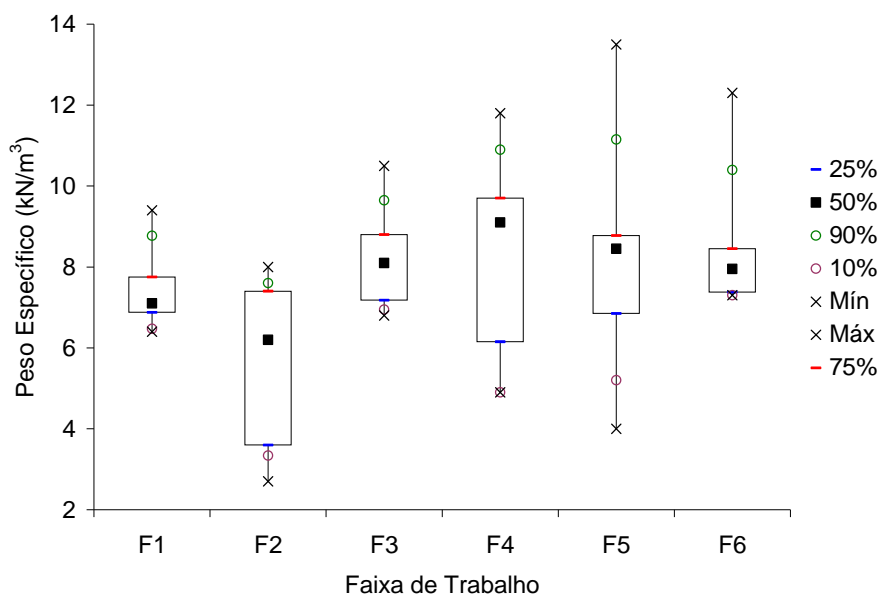


Figura 5.6 – Distribuição dos resultados de peso específico dos RSU por Faixa de Trabalho

Pode-se observar que há uma dispersão considerável entre os valores mínimos e máximos, por faixas de trabalho, apesar dos baixos desvios padrão observados. No entanto, observa-se que a maiorias dos valores ($25\% < N < 75\%$) encontram-se próximos ao valor médio.

Tabela 5.26 – Inclinações observadas para as rampas de compactação (em H x L)

Leitura	Altura (H) x Comprimento por Faixa de Trabalho												Inclinações (xH:1V)					
	F1		F2		F3		F4		F5		F6		F1	F2	F3	F4	F5	F6
	H (m)	L (m)	H (m)	L (m)	H (m)	L (m)	H (m)	L (m)	H (m)	L (m)	H (m)	L (m)						
1	3,00	11,32	1,50	7,29	3,25	12,56	2,75	9,72	2,25	13,22	2,50	13,45	3,77	4,86	3,86	3,53	5,88	5,38
2	3,75	14,34	3,75	15,07	3,25	12,60	3,50	15,47	3,75	8,44	3,25	15,48	3,82	4,02	3,88	4,42	2,25	4,76
3	3,50	14,48	3,25	11,24	3,00	14,60	3,25	11,56	3,25	14,40	3,75	15,42	4,14	3,46	4,87	3,56	4,43	4,11
4	3,25	12,68	3,25	14,60	3,25	11,99	3,25	11,40	3,50	10,99	1,00	3,46	3,90	4,49	3,69	3,51	3,14	3,46
5	3,25	13,75	3,00	10,93	3,50	6,60	3,00	12,03	3,50	11,03	1,75	8,59	4,23	3,64	1,89	4,01	3,15	4,91
6	3,00	11,74	3,25	14,21	-	-	3,25	13,72	3,50	12,68	1,50	7,68	3,91	4,37	-	4,22	3,62	5,12
7	3,00	9,72	3,75	15,57	-	-	-	-	3,29	11,79	2,29	10,68	3,24	4,15	-	-	3,58	4,66
8	3,00	10,69	3,50	13,40	-	-	-	-	-	-	-	15,48	3,56	3,83	-	-	-	-
9	3,25	9,60	3,75	15,40	-	-	-	-	-	-	-	-	2,95	4,11	-	-	-	-
10	3,25	7,90	3,50	12,99	-	-	-	-	-	-	-	-	2,43	3,71	-	-	-	-
Mínimo	3,00	7,90	1,50	7,29	3,00	6,60	2,75	9,72	2,25	8,44	1,00	3,46	2,43	3,46	1,89	3,51	2,25	3,46
Máximo	3,75	14,48	3,75	15,57	3,50	14,60	3,50	15,47	3,75	14,40	3,75	15,48	4,23	4,86	4,87	4,42	5,88	5,38
Médias	3,23	11,62	3,25	13,07	3,25	11,67	3,17	12,32	3,29	11,79	2,29	11,28	3,60	4,06	3,64	3,88	3,72	4,63
Desvio Padrão	0,25	2,20	0,67	2,60	0,18	3,00	0,26	2,01	0,49	1,92	0,97	4,45	0,56	0,43	1,08	0,40	1,15	0,65

Assim como para os pesos específicos, observou-se que houve uma grande variabilidade dos valores, demonstrando a dificuldade de controlar esta operação. Os desvios padrões verificados foram baixos, apesar de se observar que há uma dispersão considerável entre os valores mínimos e máximos, por faixas de trabalho, como no caso da faixa F3 (Figura 5.7).

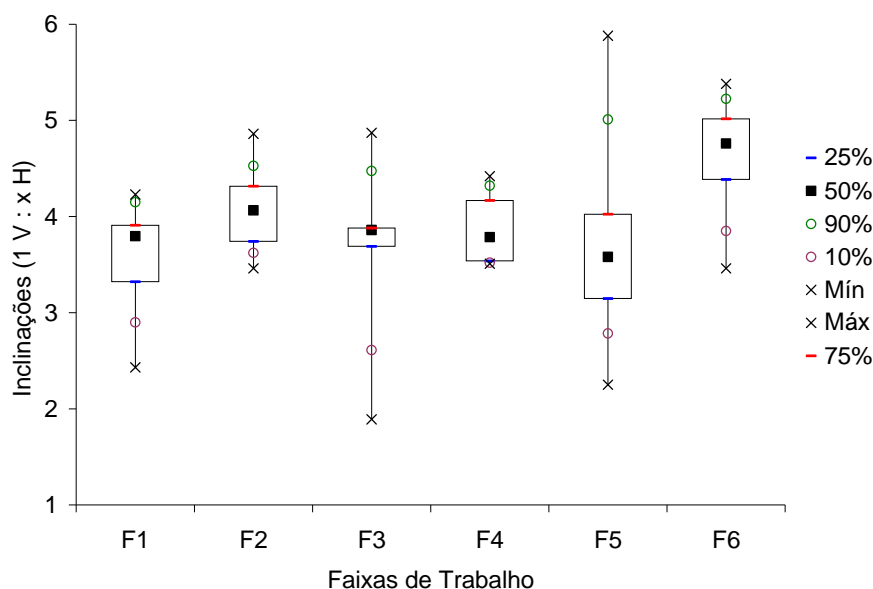


Figura 5.7 - Distribuição dos resultados das inclinações observadas para as rampas de compactação dos RSU por Faixa de Trabalho

Durante a aterragem de resíduos, foram instalados gabaritos na frente de operação (Figura 4.34), para possibilitar o controle da inclinação da rampa de aterragem. No entanto, a dinâmica de operação e preenchimento do aterro (tempo de enchimento e volume de resíduos) impediu a execução das diversas inclinações previstas inicialmente, bem como o uso do gabarito se mostrou inviável. Dessa forma, os valores das inclinações foram obtidos por meio de registro topográfico.

A análise dos resultados apresentados nas Tabelas 5.25 e 5.26 permitem avaliar que a inclinação do plano de compactação influenciou, de uma maneira geral, o peso específico dos resíduos dispostos. Como pode ser observado na Figura 5.8, considerando as faixas de trabalho em que foram empregadas 5 passadas, verificou-se quanto menos inclinado foi o plano maior foi o peso específico observado, apesar da diferença entre a menor e a maior inclinação (valores absolutos) ser pequena. Embora o peso específico também seja influenciado por outros fatores, tais como velocidade e peso do equipamento compactador e espessura da camada de resíduos, os procedimentos operacionais empregados foram

semelhantes para todas as faixas de trabalho, o que, em princípio, minimiza os efeitos desses fatores.

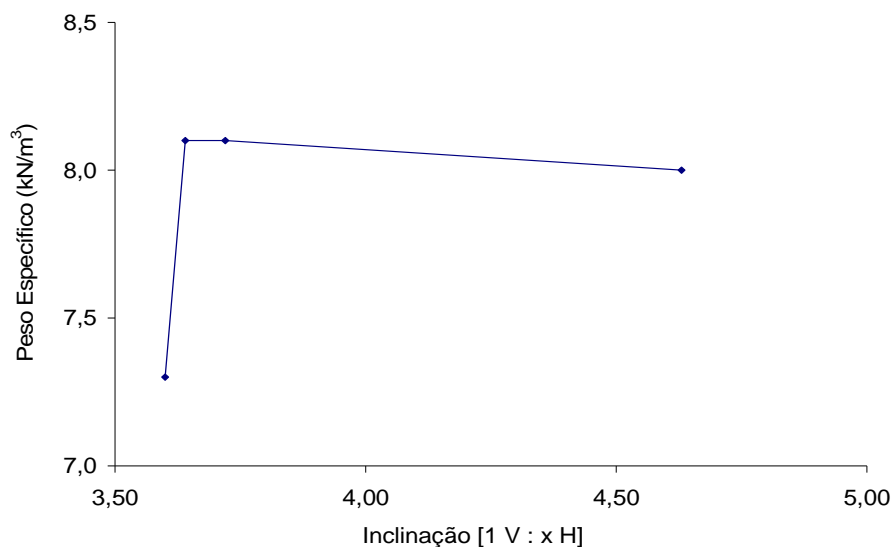


Figura 5.8 - Inclinação da rampa versus peso específico médio dos RSU

Resultados similares foram observados por Catapreta *et al.* (2006), para o aterro sanitário de Belo Horizonte, onde para planos menos inclinados, maiores foram os peso específicos observados, porém naquele estudo tal relação foi verificada para períodos chuvosos, quando o teor de umidade dos RSU é maior, o que não ocorreu durante o período de disposição dos RSU no Aterro Sanitário Experimental. Entretanto, o fato de não ter sido aferida a umidade dos resíduos no momento da aterragem em todos os dias contribuiu para que esta relação não pudesse ser verificada.

Os resultados também permitem concluir que os métodos empregados no controle de campo, mostrando que este é de difícil realização e, considerando as dimensões do Aterro Sanitário Experimental, seriam muito mais difíceis de serem controladas em um aterro operando em escala real, como o aterro sanitário de Belo Horizonte, por exemplo.

Os valores obtidos para o Aterro Sanitário Experimental diferem daqueles sugeridos na bibliografia, como discutido no Capítulo 3, cuja inclinação ideal seria de 1V:3H. As médias observadas, de uma maneira geral, foram de 1V:4H, para as faixas 1 a 5 e 1V:5H, para a faixa 6.

No estudo de Catapreta *et al.* (2006), verificou-se uma ampla faixa de variação da inclinação da rampa de compactação, apresentando valores entre 1V:3H a 1V:7H, bem mais ampla que a verificada neste estudo.

Em relação aos pesos específicos, nota-se uma variação significativa dos valores observados, dentro das faixas de trabalho. No entanto, dada a complexidade de execução dessa operação e os diversos fatores que podem influenciar a compactação dos resíduos, como descrito no Capítulo 3, os valores apurados estão dentro do esperado, indicando um bom desempenho dos equipamentos empregados.

A análise das faixas 2, 4 e 5 permite avaliar a influência do número de passadas no valor do peso específico obtido, já que as inclinações das três faixas são semelhantes. Os dados obtidos confirmam baixos peso específicos para 3 passadas (5,8 kN/m³) e sugerem pouco ganho no valor final dos peso específicos quando o número de passadas vai de 5 para 7 (de 8,1 kN/m³ para 8,2 kN/m³). Na Figura 5.9 é apresentada a distribuição dos resultados de peso específico dos RSU em função do número de passadas do equipamento compactador.

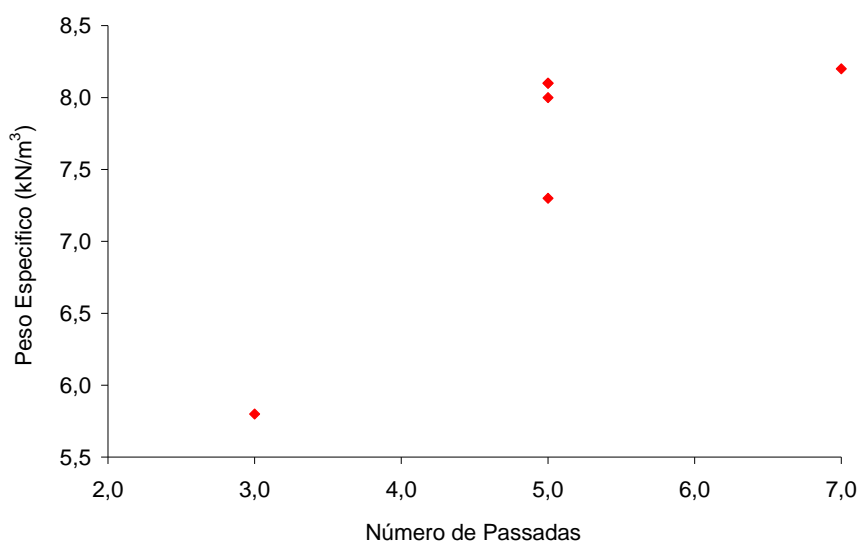


Figura 5.9 – Número de Passadas versus peso específico dos RSU

Para as faixas 1, 3 e 5, que tiveram o mesmo número de passadas (5) e as rampas de compactação mais inclinadas, foram observados os maiores valores de peso específicos, semelhantes ao valor obtido na Faixa 4, onde foi utilizado o maior número de passadas (7).

Comparando os resultados obtidos para as Faixas 3, 5 e 6, que tiveram o mesmo número de passadas, observa-se em que planos de compactação mais suaves, observados na Faixa 6,

também foram obtidos elevados valores de peso específico. Do ponto de vista operacional, essa observação mostra-se importante, pois o trabalho dos equipamentos em rampas mais suaves exige menos esforço e reduz o consumo de combustível.

Outro aspecto que deve ser considerado diz respeito ao peso específico solto médio dos resíduos que para os RSU de Belo Horizonte, segundo a SMLU (2004), apresenta um valor de $2,06 \text{ kN/m}^3$. Quando comparado com o peso específico médio observado para os resíduos aterrados ($7,7 \text{ kN/m}^3$) no Aterro Sanitário Experimental, verifica-se uma redução de volume considerável, da ordem de 1 para 3,62. Assim como discutido por Catapreta *et al.* (2007a), apesar de não ter sido encontrada nenhuma referência na bibliografia consultada, as cargas aplicadas pelos equipamentos compactadores podem ser consideradas altas e condizem com a redução de volume observada.

5.2.2 Espessura final das camadas de RSU

Na Tabela 5.27 são apresentados os resultados obtidos para as espessuras finais das camadas diárias de resíduos dispostos e sua comparação com os resultados dos pesos específicos e inclinação das rampas observadas.

A metodologia adotada para aferir as espessuras finais das camadas de resíduos limitou a obtenção destes valores, sendo que muitas leituras tiveram que ser desprezadas por não se apresentarem consistentes e/ou não permitir que esse levantamento pudesse ser considerado.

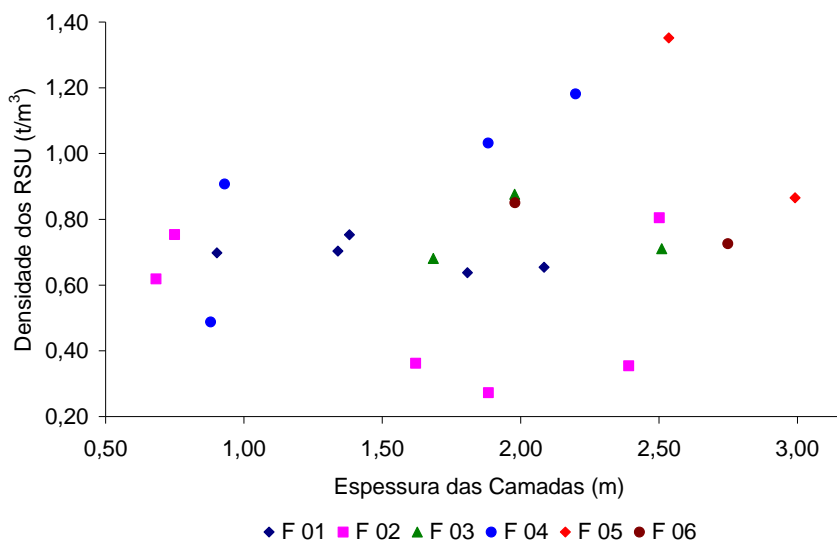
Contribuiu negativamente também o fato de não se ter realizado o controle das camadas diárias de lançamento de RSU ao longo do período em que ocorreu a disposição de resíduos, devido à dinâmica de disposição adotada. De uma forma qualitativa, os valores observados das espessuras das camadas de resíduos antes da compactação situaram-se entre 50 e 60 cm.

Considerando os resultados obtidos, observa-se que não foi possível estabelecer uma relação direta entre a espessura final de cada camada, com os pesos específicos obtidos, como pode ser verificado na Figura 5.10.

Na Figuras 5.11 podem ser observadas algumas seções do Aterro Sanitário Experimental, onde são apresentadas as espessuras das camadas finais diárias de RSU. A Figura 5.12 ilustra a execução dessas camadas.

Tabela 5.27 – Valores médios observados para as inclinações das rampas de compactação, espessuras finais das camadas e pesos específicos dos RSU

Faixa	Espessura Final Média das Camadas de RSU (m)	Peso Específico (kN/m ³)	Inclinação Média da Rampa (1V: xH)
1	1,50	7,3	3,60
2	1,64	8,1	3,64
3	2,06	8,2	3,88
4	1,52	5,8	4,06
5	2,76	8,0	4,63
6	2,36	8,1	3,72



Obs.: F01, F02, F03, F04, F05 e F06 = faixas de trabalho.

Figura 5.10 – Espessura final das camadas de resíduos *versus* pesos específicos observados

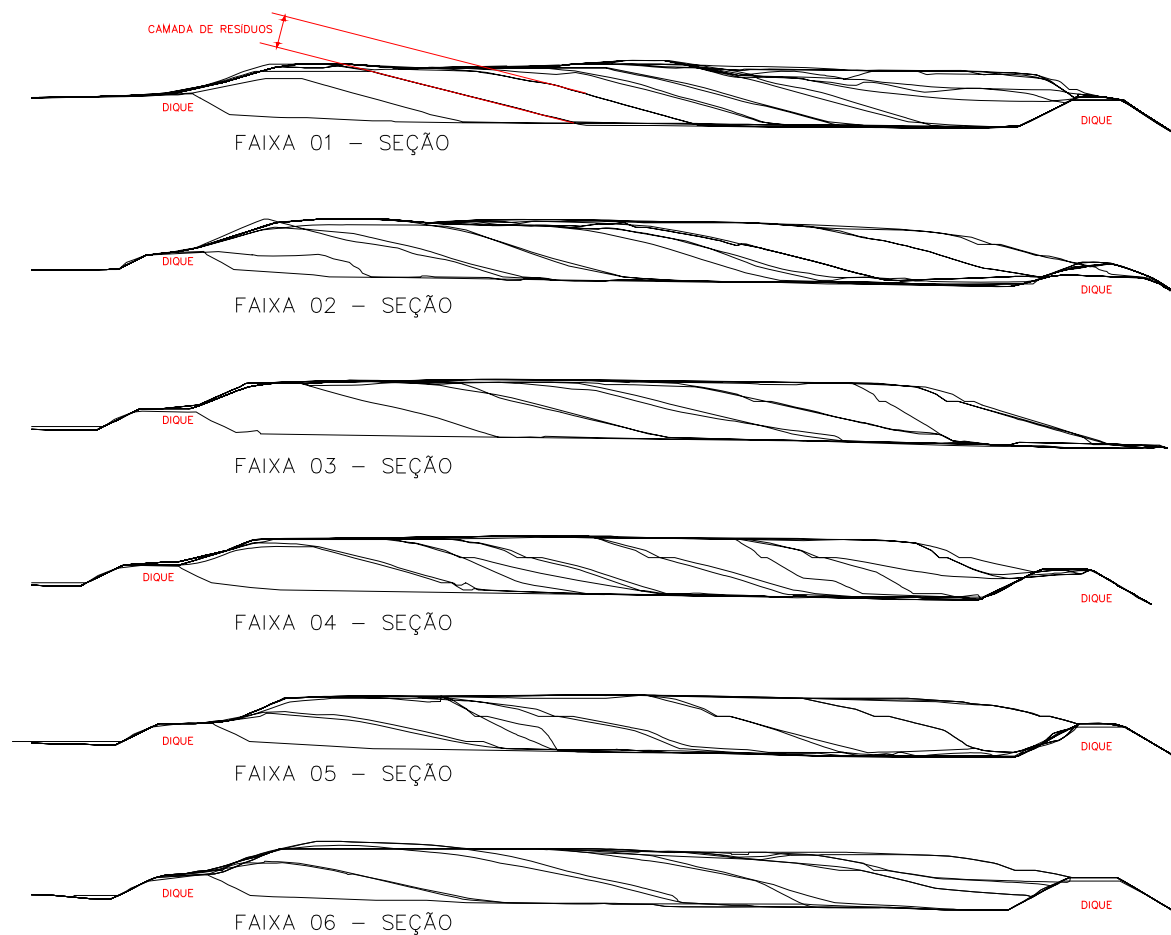


Figura 5.11 – Espessuras finais das camadas de resíduos por Faixa de Trabalho.



Figura 5.12 – Vista das espessuras final das camadas de RSU durante a aterragem

5.2.3 Considerações finais

Os resultados obtidos e a metodologia adotada demonstraram a dificuldade de se controlar as variáveis operacionais, principalmente porque esse controle ocorre de maneira concomitante à operação de disposição de resíduos.

Entretanto, os resultados permitiram estabelecer que a forma como os resíduos são dispostos exerce influência sobre algumas variáveis inerentes à operação de aterros sanitários.

Verificou-se a inexistência de trabalhos similares na literatura, sendo poucos aqueles que abordam o controle de variáveis operacionais. Desta forma, acredita-se que os resultados aqui obtidos, apesar de limitados, constituem uma contribuição sobre o tema.

Observou-se que os pesos específicos são influenciados diretamente pelo número de passadas que o equipamento compactador promove sobre os resíduos, embora tenha sido observado que um número excessivo de passadas não proporciona um acréscimo significativo no peso específico dos RSU.

Os resultados do estudo indicaram que planos de compactação menos inclinados, próximos à inclinação de 1V:5H, proporcionam pesos específicos semelhantes aos obtidos em planos de compactação mais inclinados (inferiores à 1V:4H). Estes resultados, de certa forma, não eram esperados, pois acreditava-se que resultados mais próximos ao preconizado na literatura (1V:3H) apresentariam maiores pesos específicos.

5.3 Avaliação da compressibilidade

O estudo da compressibilidade foi baseado nos controles e levantamentos topográficos realizados antes e após a construção do Aterro Sanitário Experimental e por meio dos dados obtidos nos 18 medidores de recalques instalados sobre o Aterro Sanitário Experimental.

Esse estudo teve como finalidade avaliar o comportamento do Aterro Sanitário Experimental, por meio da análise e verificação do desempenho de alguns modelos de previsão de recalques citados na literatura, no que diz respeito à obtenção de parâmetros de compressibilidade de RSU e capacidade de estimativa da evolução dos recalques com o tempo.

As análises tiveram por base as formulações propostas para os modelos mencionados no Capítulo 4, os registros do monitoramento de recalques superficiais em campo e dados obtidos na etapa de monitoramento operacional do Aterro Sanitário Experimental.

5.3.1 Análise preliminar

Visando avaliar se os recalques observados nos três medidores instalados em cada faixa poderiam ser representados pela sua média, foi aplicada a Análise de Variância (ANOVA), complementado pelo Teste de *Tukey*, o qual representa uma extensão da Análise de Variância e permite aplicar um procedimento de comparações múltiplas.

A seguir são apresentados e comentados os resultados obtidos, assim como no Anexo VI são apresentadas as Tabelas utilizadas na referida análise.

Como poderá ser observado, a conclusão da análise estatística comparativa entre os medidores de recalques confirmam a hipótese de que os três medidores instalados em cada Faixa de Trabalho podem ser representados pela sua média.

5.3.1.1 Análise de Variância

A análise da variância (ANOVA: *Analysis of Variance*) foi utilizada inicialmente para avaliar a probabilidade de que a hipótese nula seja verdadeira, ou seja, probabilidade de que não existe diferença entre os recalques observados para os medidores de recalques de cada Faixa de Trabalho. Quando a hipótese nula (H_0) é rejeitada, indica que pode haver diferença entre os medidores de recalques avaliados.

Como pode ser observado nas Tabelas apresentadas no Anexo VI, alguns resultados da ANOVA indicam que não há diferença significativa entre os medidores. No entanto, como discutido anteriormente, a ANOVA informa somente se há ou não diferença estatisticamente significativa entre dois ou mais medidores, mas não informa quais os medidores envolvidos. Para identificar esses grupos de medidores, realizou-se uma comparação entre os pares de medidores, onde se compara cada medidor com cada um dos outros, por faixa. Esta comparação foi realizada pela aplicação do Teste de *Tukey*.

5.3.1.2 Teste de Tukey

As conclusões da análise estatística realizada por meio da aplicação do Teste de *Tukey* indicam que o conjunto de medidores instalados em cada Faixa de Trabalho pode ser representado pela média dos recalques observados nesses medidores. O Teste de *Tukey* mostrou-se adequado e de fácil aplicação, simplificando a análise da compressibilidade.

O Teste também foi aplicado ao conjunto total de medidores indicando também que os mesmos poderiam ser representados por um só valor médio, para o conjunto de 18 medidores. Este resultado de certa forma já era esperado, já que o conjunto de medidores apresenta resultados de campo semelhantes. No entanto, esta afirmativa não foi considerada na análise da compressibilidade, pois:

- Grande número de dados coletados poderia estar influenciando a análise e indicando um viés de confundimento;
- A proposta do trabalho é avaliar a influencia dos aspectos operacionais, por Faixa de Trabalho, sobre a compressibilidade, o que não seria possível de se fazer com uma só análise;
- Ainda no âmbito da proposta de trabalho, um dos objetivos é correlacionar e avaliar a influência da peso específico dos resíduos sobre as deformações observadas, que também não seria possível de se fazer com uma só análise.

Contudo, esta análise foi realizada apenas como indicativa dos recalques observados, das características dos resíduos e levando-se em consideração os aspectos operacionais.

5.3.2 Monitoramento de recalques

As Figuras 5.13 a 5.18 mostram as curvas de recalques medidos em função do tempo de monitoramento considerado, que foi 714 dias, entre junho de 2005 a junho de 2007, com frequência de leitura dos medidores semanal. Algumas as leituras realizadas por volta do 300º dia de monitoramento foram descartadas devido ao fato de as mesmas apresentarem inconsistências, provavelmente devido a erros de leitura da equipe de topografia.

Na Tabela 5.28 é apresentado um resumo dos recalques máximos observados para os dois períodos investigados e os pesos específicos verificados, por faixa de trabalho.

O estudo de compressibilidade foi iniciado com a análise das propostas e modelos de compressibilidade existentes na literatura, incluindo as vantagens e limitações dos mesmos. A aplicação das propostas teve por base os dados observados no Aterro Sanitário Experimental e seguiu as orientações e procedimentos sugeridos pelos autores das mesmas, adaptando-as, quando necessário, às condições de contorno do aterro de estudo.

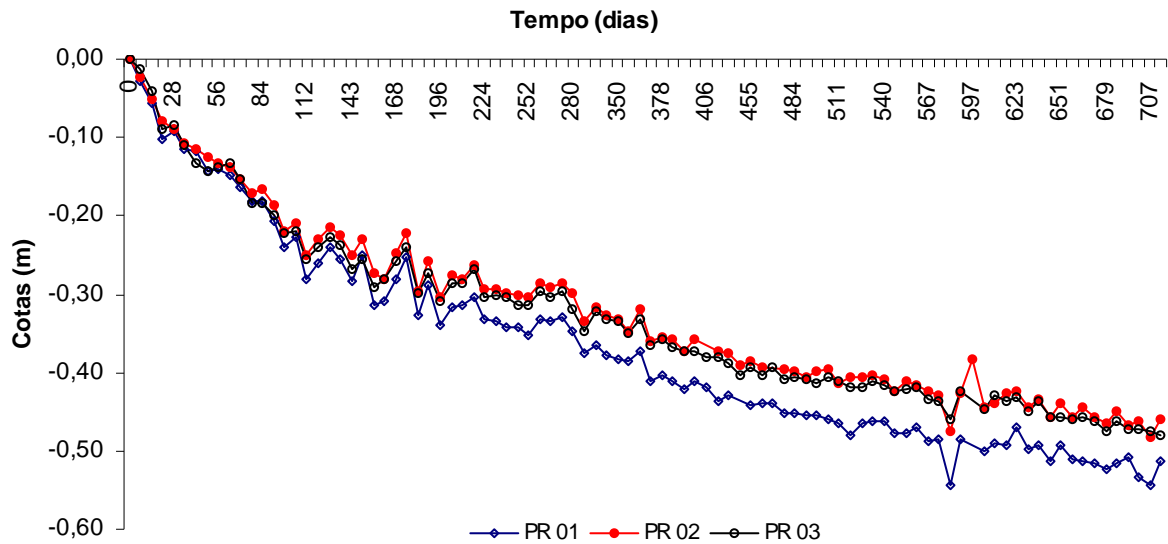


Figura 5.13 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 01, 02 e 03 (Faixa 1)

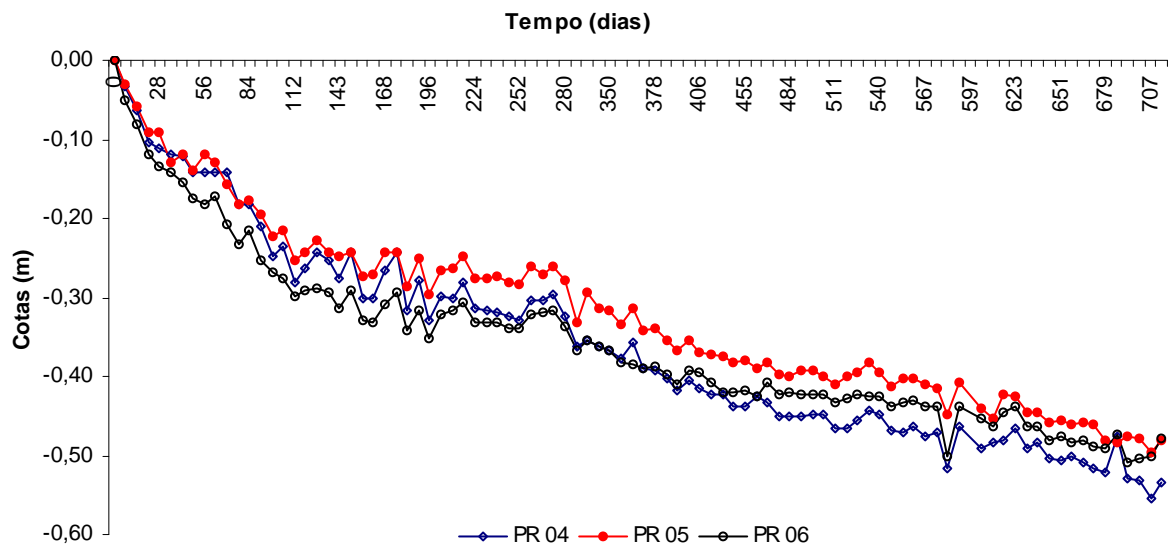


Figura 5.14 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 04, 05 e 06 (Faixa 2)

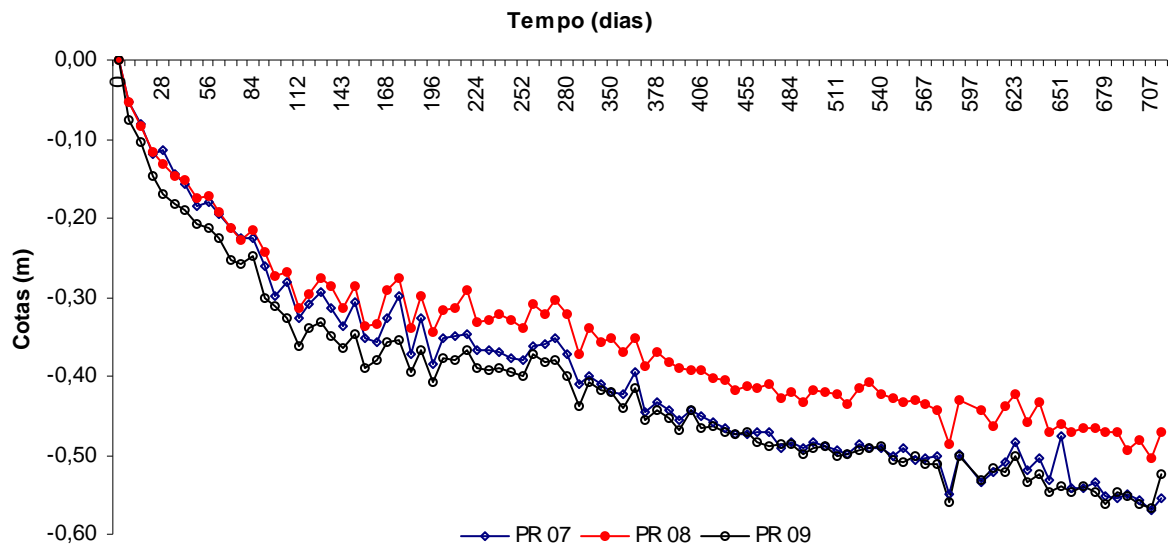


Figura 5.15 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 07, 08 e 09 (Faixa 3)

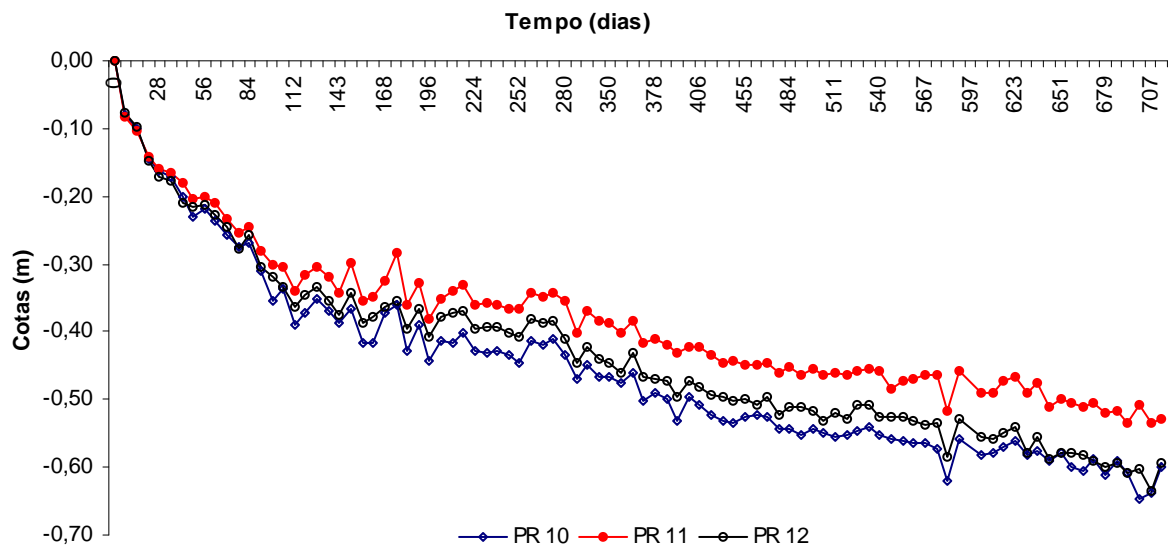


Figura 5.16 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 10, 11 e 12 (Faixa 4)

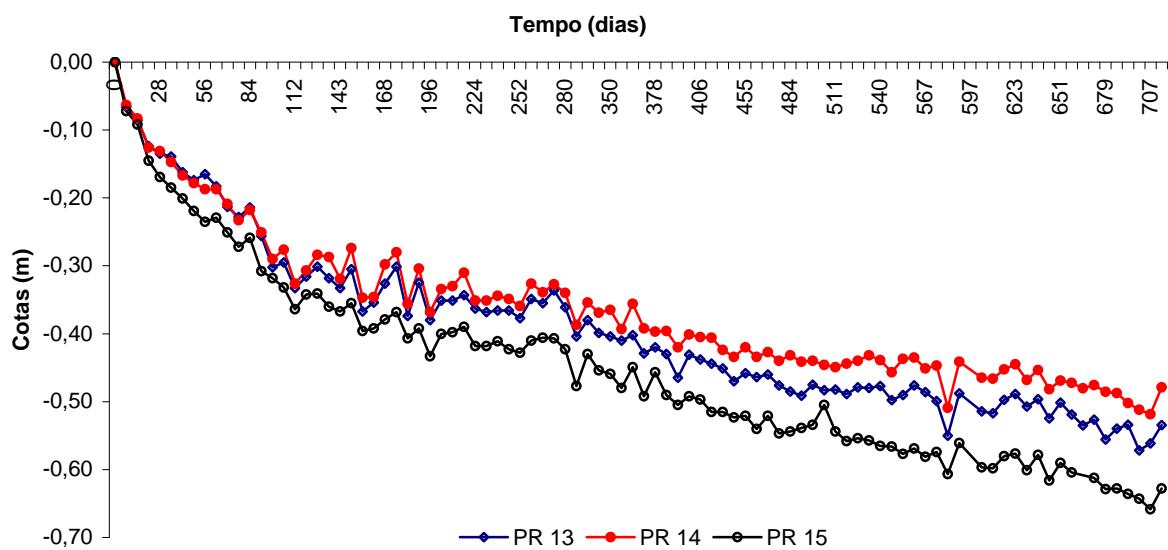


Figura 5.17 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 13, 14 e 15 (Faixa 5)

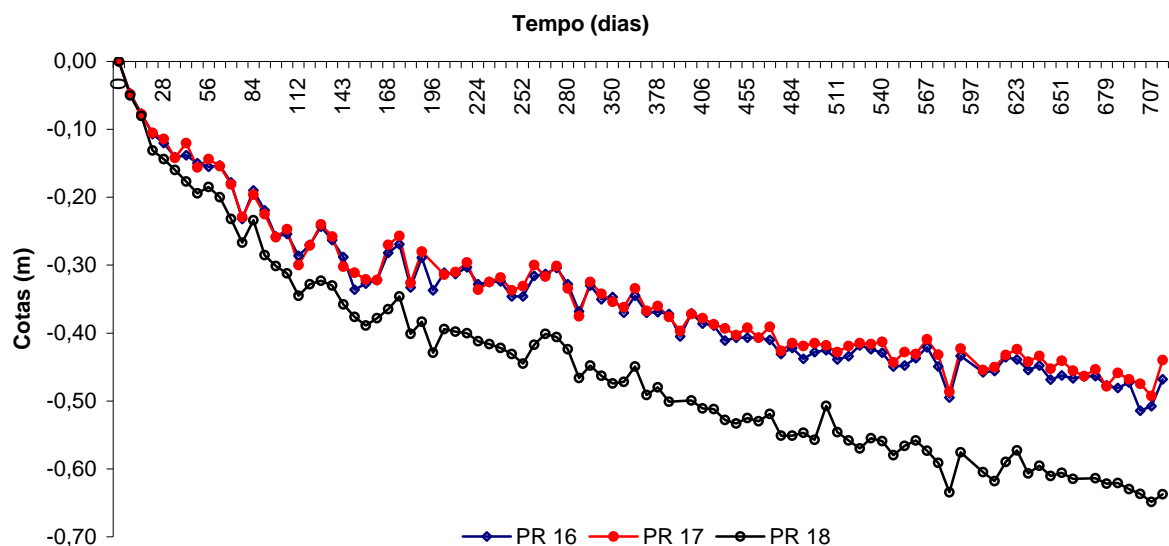


Figura 5.18 - Medidas de recalque obtidas para os medidores 16,17 e 18 (Faixa 6)

Tabela 5.28 - Recalques observados nos medidores instalados no Aterro Sanitário Experimental, por faixa de trabalho

Faixa	Medidores de Recalques	Recalques (m)		Recalque Médio (m)		Peso Específico dos RSU (kN/m ³)
		1º Período	2º Período	1º Período	2º Período	
01	1	0,372	0,513	0,341	0,485	7,3
	2	0,319	0,460			
	3	0,331	0,481			
02	4	0,358	0,533	0,352	0,498	5,8
	5	0,313	0,481			
	6	0,386	0,478			
03	7	0,396	0,555	0,387	0,516	8,1
	8	0,351	0,471			
	9	0,414	0,524			
04	10	0,461	0,600	0,425	0,574	8,2
	11	0,385	0,529			
	12	0,430	0,594			
05	13	0,402	0,534	0,402	0,547	8,1
	14	0,356	0,479			
	15	0,449	0,628			
06	16	0,345	0,468	0,376	0,515	8,0
	17	0,334	0,440			
	18	0,449	0,637			

Como citado por Singh (2005), o recalque total depende da compactação aplicada durante a disposição dos resíduos, a porcentagem de material orgânico presente e a da relação solo-resíduo no interior do aterro. A compactação tenderá a reduzir os vazios na massa de resíduos

e permitir a disposição de uma maior quantidade de resíduos dentro de um perfil fixado, que aliado a outros processos que afetam os recalques como a migração de partículas e a biodegradação, poderiam aumentar a taxa de recalques a longo prazo.

O comportamento observado no Aterro Sanitário Experimental mostrou que os recalques totais observados foram influenciados pelo peso específico inicial dos resíduos compactados. Os dados sugerem que quanto menor o peso específico ($7,3 \text{ kN/m}^3$) menor também são os recalques observados (0,485 m), assim como quanto maior é o peso específico ($8,2 \text{ kN/m}^3$), maior é o recalque observado (0,574 m). Somente para a Faixa 2, que apresentou o menor peso específico ($5,8 \text{ kN/m}^3$), tal comportamento não foi observado, contrariando o discutido anteriormente.

Esse resultado parece, em princípio, contrário ao esperado, pois resíduos de mesma composição com menores pesos específicos são mais compressíveis, principalmente quando submetidos a acréscimos de tensão. No entanto essa influência pode não ter tido efeito, pois no Aterro Sanitário Experimental não houve construção de novas camadas, a menos da camada de cobertura final que impôs níveis de tensão semelhantes em todas as faixas. Desta forma, considerando o comportamento de longo prazo, embora mais compressíveis, os resíduos com menores pesos específicos estariam sujeitos a menores tensões devidas ao peso próprio e os resíduos com maiores pesos específicos e, em princípio, menos compressíveis estariam sujeitos a maiores tensões devidas ao seu peso próprio. Isso poderia estar contribuindo para a ocorrência de maiores recalques nas faixas mais densas.

Analisando os medidores individualmente, observa-se que as deformações apresentaram valores que variaram entre 0,460 m (medidor 2, Faixa 1) e 0,637 m (Medidor 18, Faixa 6).

Como os medidores apresentaram um padrão de movimentação semelhante, porém com velocidades de deformação diferentes para cada Faixa de Trabalho, os dados sugerem que algum fator pode ter contribuído para tal. Nesse sentido, dois aspectos foram avaliados: as características dos RSU dispostos e a forma de instalação dos medidores de recalques.

As características dos resíduos, quando avaliadas de forma isolada, sugerem que as deformações poderiam ser semelhantes. Isto porque, os resíduos apresentando as mesmas características, não era de se esperar a ocorrência de recalques muito diferentes entre os medidores. Por outro lado, considerando que as reações físico-químicas e biológicas em um aterro sanitário podem variar de um ponto para outro na massa de resíduos, fazendo com que

haja uma degradação mais rápida em determinadas regiões do aterro, provavelmente devido à presença de materiais de fácil degradação nessas regiões, esperar-se-iam diferenças mais significativas entre valores dos recalques observados.

Ainda nesse sentido, outra observação se deve aos fatores físicos que podem afetar a ocorrência de recalques, notadamente a compactação, ou peso específico dos resíduos compactados, seja naturalmente pelo seu peso específico ou de forma induzida, pela sobreposição de camadas de resíduos.

No presente estudo, maior ênfase deve ser dada ao primeiro caso, já que não foram realizadas sobreposições de camadas de resíduos. Nesse sentido, os recalques verificados parecem estar mais relacionadas ao processo mecânico (compactação dos resíduos) e a influência deste nos processos ao biológico, já que não houve sobreposição de camadas de resíduos. Entretanto, destaca-se que na avaliação da ocorrência de recalques, os processos biológicos são difíceis de serem percebidos.

Em relação à instalação dos medidores de recalques, como os mesmos não foram instalados em contato direto com os resíduos, tal fato poderia estar contribuindo para que o padrão de movimentação da maioria dos medidores fosse semelhante.

A camada de cobertura poderia não estar acompanhando as deformações dos resíduos, ocasionada pela sua degradação, fazendo com que ocorresse um vazio entre a camada de cobertura final e a superfície superior da massa de resíduos (Figura 5.19).

Dessa forma, foi realizada em 26/09/2006 uma investigação com intuito de verificar *in loco* se tal vazio estaria ocorrendo. Por meio da utilização de uma Retroescavadeira, removeu-se a camada de cobertura final da parte superior do Aterro Sanitário Experimental até o contato com os resíduos (Figuras 5.20 e 5.21).

A investigação mostrou haver pequena espessura entre a base das placas de recalque e camada de resíduos (inferior a 0,10 m), assim como se verificou que o contato entre a camada de cobertura e os resíduos estava normal, não ocorrendo o vazio entre os dois materiais. Dessa forma, concluiu-se que os registros dos medidores, apesar de não estarem em contato direto com os resíduos, apresentaram-se válidos.

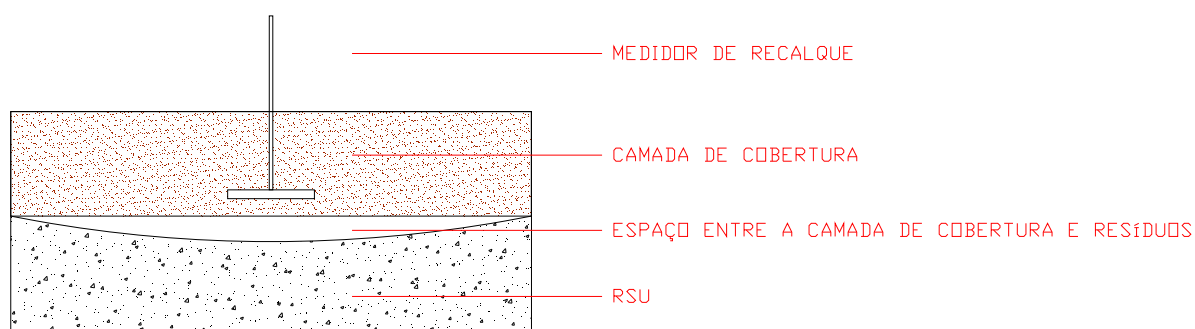


Figura 5.19 - Espaço vazio entre a camada de cobertura e os RSU



Figura 5.20 - Início do processo de escavação



Figura 5.21 – Contato lixo camada de cobertura

5.3.3 Calibração dos modelos

Neste item faz-se uma comparação entre os resultados obtidos em campo com alguns modelos de previsão de recalques citados pela literatura, como mencionado no Capítulo 4, objetivando uma análise crítica dos mesmos. A análise dos dados obtidos permitiu obter o conjunto de parâmetros dos modelos utilizados que indica o provável comportamento do aterro para o período estudado.

As Figuras 5.22 e 5.23 apresentam as curvas de recalques versus tempo, segundo a calibração dos modelos considerados, dados de campo e períodos de avaliação, enquanto que nas Tabelas 5.29 e 5.30 são apresentados os parâmetros de compressibilidade e constantes obtidas por meio da calibração dos modelos.

Conforme descrito no Capítulo 4, a calibração dos modelos foi realizada em duas etapas, a primeira com dados obtidos em 360 dias e a segunda, com dados obtidos para 714 dias. A primeira calibração teve como objetivo simular a previsão de recalques para o período de 714 dias e compará-la com os dados obtidos em campo, a partir dos registros obtidos nos primeiros 360 dias. A segunda calibração teve como objetivo obter parâmetros para o conjunto total de dados obtidos e, a partir deste, simular uma previsão de recalques para um período de 30 anos.

Assim como ressaltado por Carvalho (1999), deve-se considerar que, antes da instalação dos medidores de recalques superficiais, os resíduos provavelmente já haviam experimentado algum processo de compressão inicial devido a operação do aterro e ao peso próprio da camada de resíduos.

A análise procedida apresentou resultados bem razoáveis, permitindo observar uma boa relação entre os valores observados e os calculados pelos modelos, sendo que os modelos Hiperbólico e Compósito foram os que apresentaram menores desvios, indicando uma melhor aproximação aos dados de campo.

Tabela 5.29 - Parâmetros obtidos do ajuste de dados de campo para o período de 360 dias

Faixa	Modelo Reológico			Modelo Hiperbólico			Modelo composto				Modelo Meruelo			
	D	λ/b ($\times 10^{-3}$)	b ($\times 10^{-3}$)	D	ρ_0 ($\times 10^{-3}$)	S_{ult}	D	b ($\times 10^{-3}$)	c ($\times 10^{-3}$)	Edg ($\times 10^{-3}$)	d	D	α	K_h ($\times 10^{-3}$)
	%	1/dia	1/kPa	%		m	%	m ² /kN	1/dia	-	1/dia	%	-	1/dia
1	1,15	9,17	9,44	1,09	3,90	0,466	1,08	9,12	8,02	6,97	0,102	1,23	0,19	7,06
2	1,57	11,54	11,34	1,39	4,95	0,426	1,39	10,54	9,50	10,78	0,152	1,46	0,18	8,85
3	1,61	13,41	9,22	1,47	6,81	0,470	1,35	8,49	11,28	12,23	0,304	1,42	0,20	10,27
4	2,02	14,12	9,83	1,61	7,91	0,502	1,49	8,81	11,18	17,36	0,357	1,51	0,22	10,77
5	1,88	12,94	9,57	1,68	6,78	0,490	1,53	8,80	10,72	13,28	0,409	1,58	0,21	9,94
6	1,97	11,41	9,31	1,85	5,54	0,483	1,75	8,73	9,63	10,82	0,223	1,82	0,20	8,80

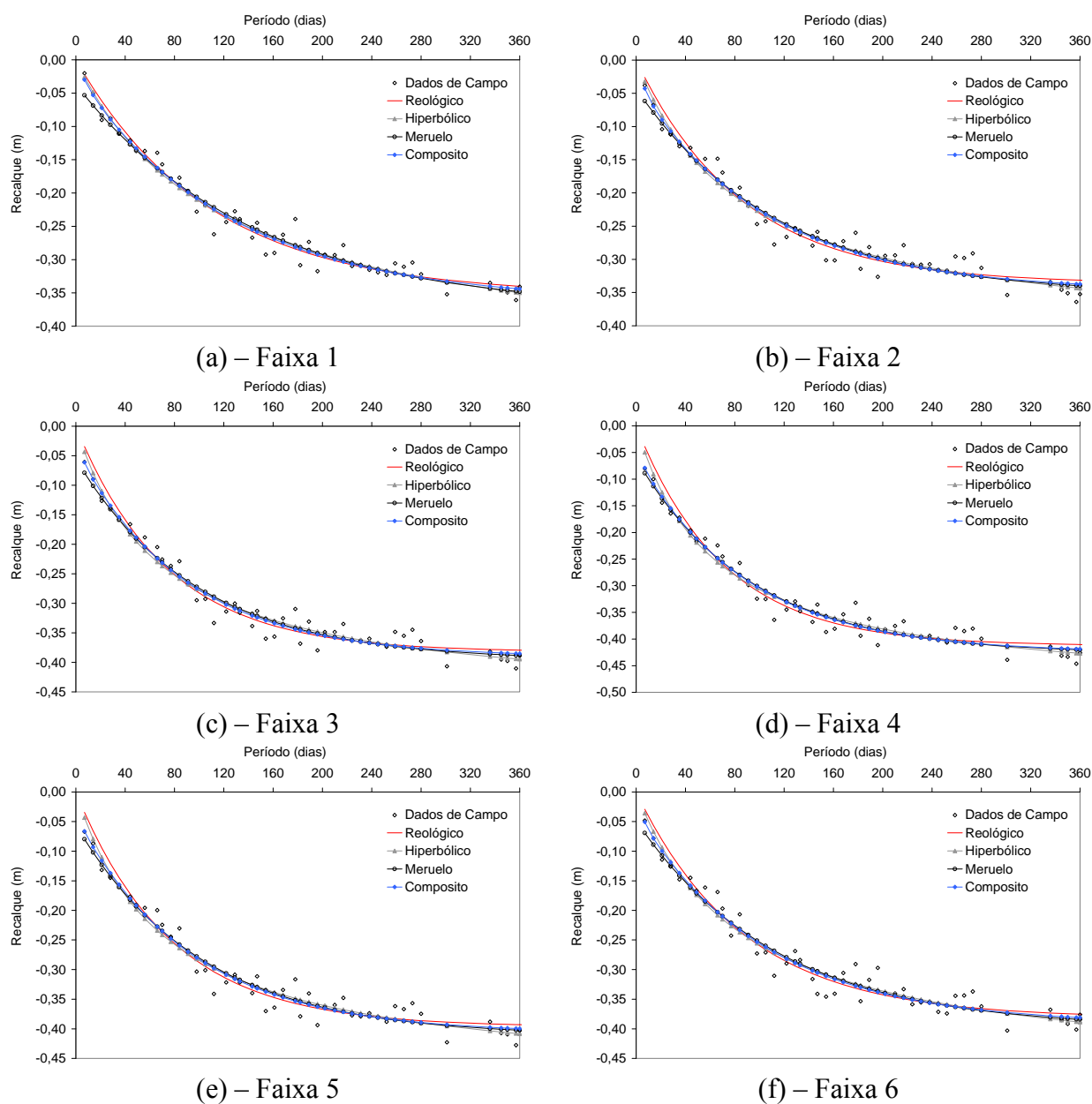
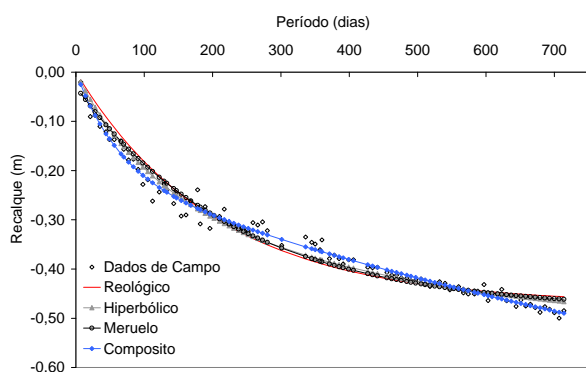


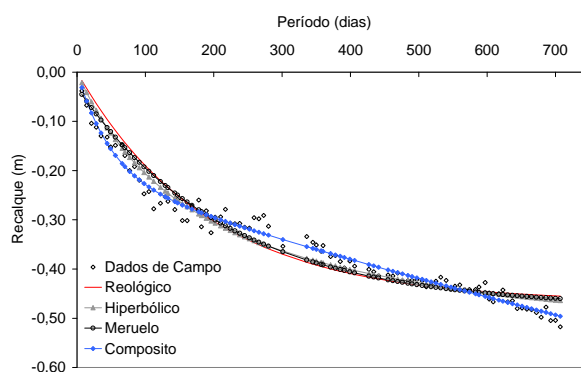
Figura 5.22 - Calibração de modelos de previsão de recalques com os dados médios observados (Período de 360 dias)

Tabela 5.30 - Parâmetros obtidos do ajuste de dados de campo, para o período de 714 dias

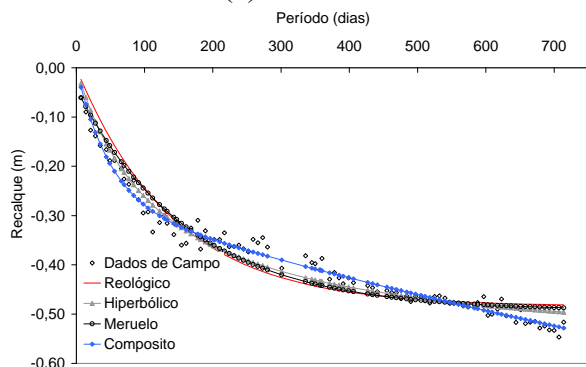
Faixa	Modelo Reológico			Modelo Hiperbólico			Modelo compósito				Modelo Meruelo			
	D	λ/b (x 10 ⁻³)	b (x 10 ⁻³)	D	ρ_o (x 10 ⁻³)	S _{ult}	D	b (x 10 ⁻³)	c (x 10 ⁻³)	Edg (x 10 ⁻³)	d	D	α	K _n (x 10 ⁻³)
	%	1/dia	1/kPa	%		m	%	m ² /kN	1/dia	-	1/dia	%	-	1/dia
1	5,34	4,89	12,59	3,08	2,90	0,60	1,47	19,54	0,70	63,45	0,0162	3,86	0,25	4,26
2	9,00	5,24	15,70	5,57	3,19	0,58	2,09	48,00	0,31	66,22	0,0204	6,69	0,24	4,57
3	10,05	7,04	11,68	5,18	4,79	0,58	2,23	21,10	0,48	85,06	0,0207	7,25	0,25	6,06
4	13,15	7,11	12,56	6,75	5,32	0,63	2,37	26,04	0,42	91,36	0,0227	9,33	0,27	6,12
5	11,43	6,61	12,31	6,17	4,66	0,62	2,49	29,91	0,36	86,64	0,0205	8,27	0,26	5,70
6	9,22	6,01	12,03	5,22	3,97	0,61	2,48	26,98	0,40	79,97	0,0183	6,77	0,26	5,21



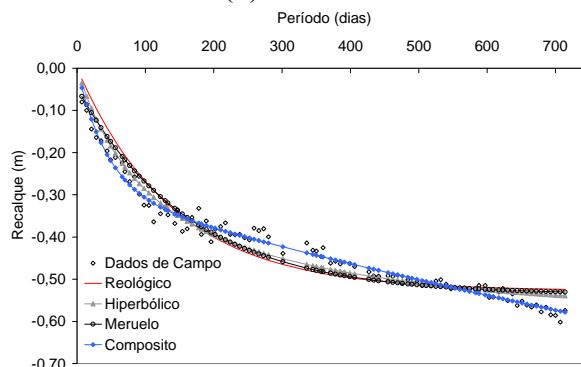
(a) – Faixa 1



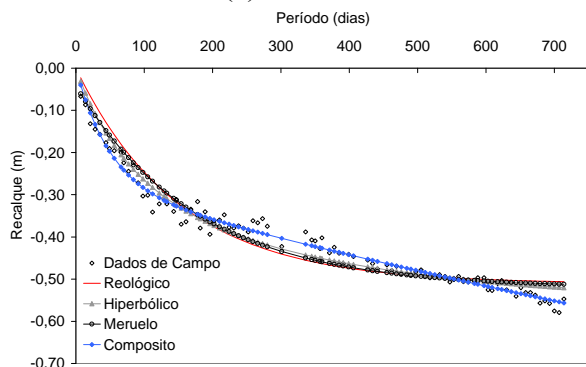
(b) – Faixa 2



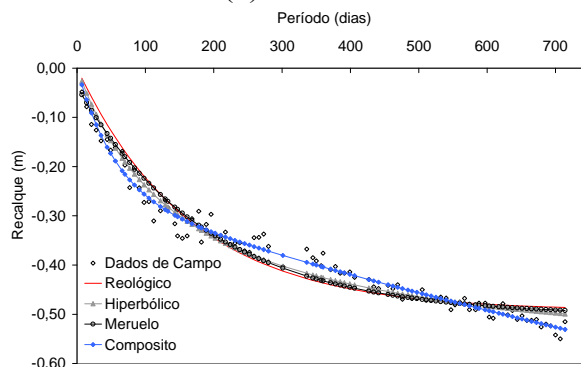
(c) – Faixa 3



(d) – Faixa 4



(e) – Faixa 5



(f) – Faixa 6

Figura 5.23 - Calibração de modelos de previsão de recalques com os dados médios observados (Período de 714 dias)

A seguir é apresentada uma avaliação dos parâmetros de compressibilidade obtidos para os modelos considerando. Em todas as simulações o tempo inicial foi definido como sendo o de início das leituras de campo.

a) Modelo Hiperbólico (Ling *et al.*, 1998)

O recalque inicial (taxa inicial de recalques) observado para o modelo Hiperbólico, variou entre $2,90 \times 10^{-3}$ e $5,32 \times 10^{-3}$ m/d (Faixas 01 e 04), similar às taxas observadas por Ling *et al.* (1998) – 1×10^{-3} e $3,0 \times 10^{-3}$ m/d. Como a Faixa 01 apresentou peso específico menor que a Faixa 04, os resultados sugerem que, quanto menor o peso específico, maior é a velocidade de recalques, para este modelo.

Os resultados apresentam baixos valores de desvio, o que representa uma boa aproximação do modelo em relação aos dados de campo, considerando os primeiros 360 dias de monitoramento.

b) Modelo Reológico (Edill *et al.*, 1990)

Assim como para o modelo Hiperbólico, a análise dos resultados permitiu observar uma boa aderência entre os valores observados em campo e aqueles obtidos pela calibração do modelo Reológico, considerando a série de leituras até o 360º dia. Entretanto, para o período total de monitoramento, o modelo Reológico não apresentou um ajuste adequado, indicando que a aderência observada deve ser restrita à série de dados do período mencionado.

Em relação aos parâmetros de compressibilidade do modelo estes se mostraram coerentes, tendo sido observadas taxas de compressão “ λ/b ” similares às citadas na literatura e parâmetros de compressão “ b ” situados no limite inferior da faixa indicada por outros autores.

A menor taxa de compressão secundária (λ/b) foi observada para a Faixa 01, apresentando valor próximo a $4,89 \times 10^{-3}$ dia⁻¹, enquanto o maior valor foi $7,11 \times 10^{-3}$ dia⁻¹, para a Faixa 04. Valores similares foram observados por Park *et al.* (2002).

Como descrito por Marques (2001), este parâmetro deve ter sua lei de variação provavelmente associada e governada pelos processos de biodegradação da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos aterrados.

c) Modelo Meruelo (Espinace *et al.*, 1995; Diaz *et al.*, 1995)

Para este modelo, foram observados valores de coeficiente de perda de massa (a) variando entre 0,24 e 0,27, similar aos descritos por Palma (1995), o qual apresentou valores entre 0,15 e 0,50. O coeficiente de hidrólise (K_h) apresentou valores variando entre $4,26 \times 10^{-3}$ e $6,12 \times 10^{-3}$ (dia^{-1}), também similares aos obtidos por Palma (1995). Entretanto, os valores apresentados na literatura para estes parâmetros são raros, e normalmente não são obtidas relações entre eles e a altura dos aterros.

d) Modelo Reológico Compósito (Marques, 2001)

Os resultados obtidos para o Modelo Reológico Compósito, que considera tanto as componentes mecânicas e biológicas em sua análise, indicaram uma maior deformação para todas as Faixas de Trabalho.

Os parâmetros do Modelo obtidos variaram entre $19,54 \times 10^{-3}$ e $48,00 \times 10^{-3}$ (Faixa 01 e 02) para o coeficiente de compressão mecânica secundária (b); $0,31 \times 10^{-3}$ a $0,70 \times 10^{-3}$ (Faixas 02 e 01) para a taxa de compressão mecânica secundária (c); $63,45 \times 10^{-3}$ a $91,3 \times 10^{-3}$ (Faixa 01 e 04) para o coeficiente de compressão biológica secundária (E_{DG}); e 0,0162 a 0,0227 (Faixas 01 e 04) para a taxa de compressão biológica secundária (d).

Marques *et al.* (2001) observou valores médios de $5,27 \times 10^{-4}$ para o coeficiente de compressão mecânica secundária (b); $1,79 \times 10^{-3}$ para a taxa de compressão mecânica secundária (c); 0,159 para o coeficiente de compressão biológica secundária (E_{DG}); e $1,14 \times 10^{-3}$ para a taxa de compressão biológica secundária (d).

Os desvios obtidos situaram-se na faixa entre 1,95% e 2,48%, que podem ser considerados baixos e inferiores aos observados por Marques (2001).

5.3.4 Previsão de recalques

Tomando como base os parâmetros obtidos pela calibração dos modelos ajustados no item anterior, foi procedida uma previsão de recalques para todos os medidores instalados no Aterro Sanitário Experimental conforme descrito no Capítulo 4, para o período de 714 dias.

5.3.4.1 Avaliação dos dados de campo versus ajuste dos modelos

Os parâmetros obtidos na calibração utilizando os registros do primeiro período de monitoramento considerado (360 dias) foram utilizados para prever a ocorrência de recalques

para o período completo de monitoramento (714 dias), visando verificar qual modelo melhor se ajusta aos dados de campo. A Figura 5.24 ilustra esta comparação.

Como pode ser observado, apesar dos baixos desvios observados, os modelos considerados não foram capazes de prever corretamente os recalques para o período final de monitoramento (714 dias), tendo sido observadas diferenças de até 43% entre os dados de campo e os determinados pelos modelos. Esse fato confirma a necessidade de grandes históricos de monitoramento para a realização de calibrações e previsões de recalques mais precisas.

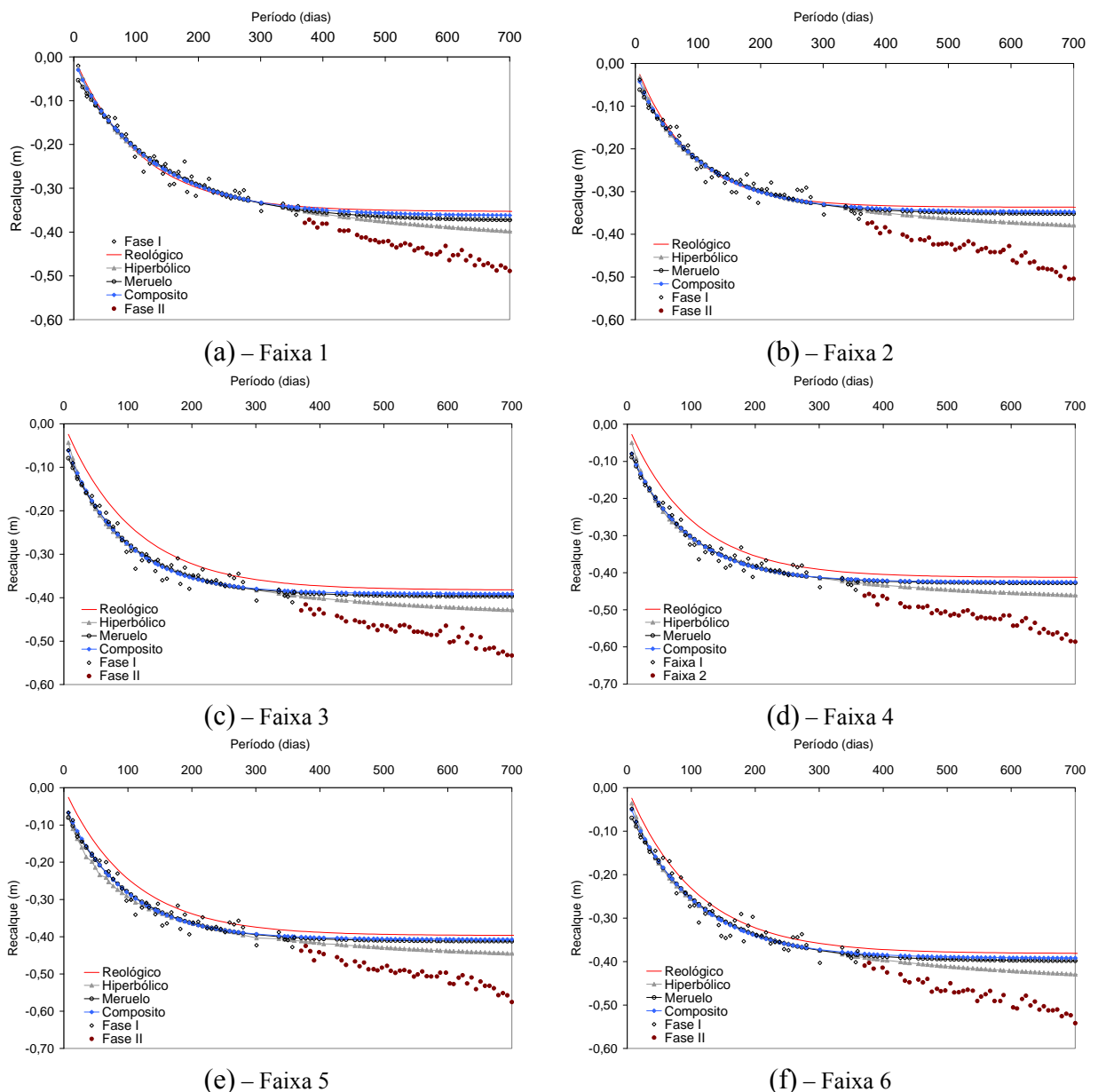


Figura 5.24 - Comparação entre dados de campo e previsão de recalques para 714 dias

5.3.4.2 Avaliação da previsão de recalques a longo prazo

Os parâmetros obtidos com a calibração dos modelos utilizando todos os registros do monitoramento (714 dias) foram utilizados na previsão de recalques para um período de 30 anos. A Figura 5.25 e a Tabela 5.31 apresentam os resultados dessa previsão.

Nota-se que os menores recalques previstos se referem aos modelos Reológico e Meruelo (0,466 m e 0,478 m, respectivamente), enquanto que os maiores foram previstos pelo modelo de Hiperbólico e Compósito (0,610 m e 1,592 m, respectivamente).

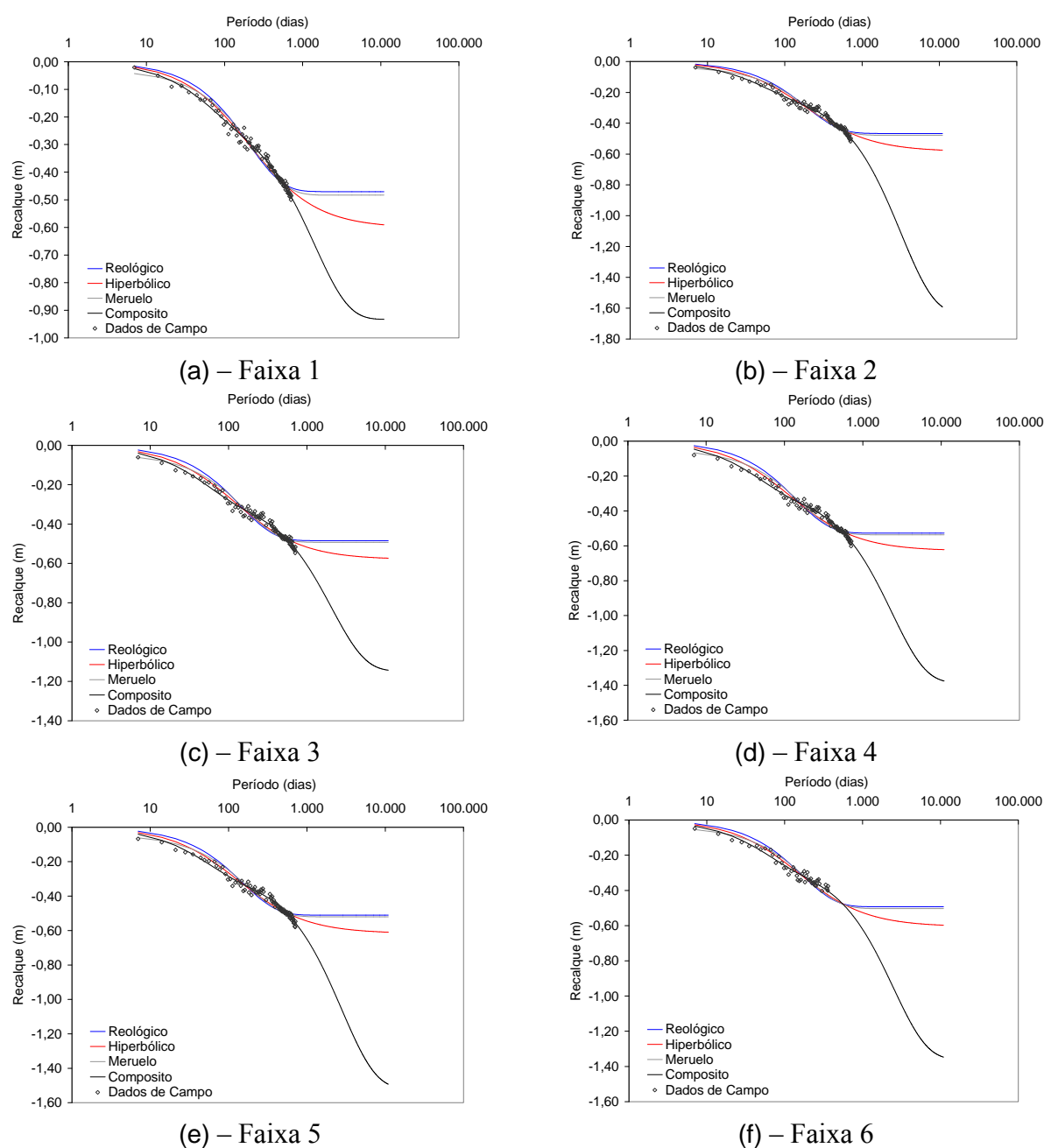


Figura 5.25 - Previsão de recalques para 30 anos

Tabela 5.31 – Previsão de recalques para 30 anos

Recalque (m)				
Faixa	Modelo Reológico	Modelo Hiperbólico	Modelo Compósito	Modelo Meruelo
1	0,471	0,591	0,933	0,483
2	0,466	0,575	1,592	0,478
3	0,484	0,574	1,143	0,493
4	0,527	0,622	1,375	0,537
5	0,511	0,610	1,493	0,520
6	0,493	0,598	1,347	0,503

O modelo Compósito foi o que apresentou melhor ajuste aos dados de campo, indicando uma tendência à estabilização mais lenta, a longo prazo. Este comportamento aparentemente é coerente, uma vez que considerando que alguns materiais orgânicos se degradam mais lentamente e que o efeito dessa degradação, em termos de recalques poderá ser sentido somente em longo prazo, os resultados obtidos com a aplicação deste modelo podem estar refletindo melhor os resultados no horizonte pré-determinado.

Entretanto, conforme descrito por Marques (2001), a aplicação desse modelo está diretamente associada à consideração da seqüência construtiva dos mesmos e das apropriadas hipóteses de tempo nas componentes de compressão dependentes desse parâmetro. Os recalques de cada camada, devido aos distintos mecanismos de compressão atuantes, são individualmente calculados, sendo o recalque total do maciço determinado de forma cumulativa através do conceito de superposição de efeitos.

O Modelo Compósito incorpora em sua concepção um incremento de tensão vertical, que foi considerado neste estudo como sendo devido ao peso próprio da camada de RSU.

Destaca-se que esse Modelo, apesar de considerar mais dados que poderiam levar a uma avaliação mais precisa da ocorrência e previsão de recalques em um aterro sanitário, se apresenta dependente dessas mesmas variáveis, dificultando a sua aplicação em aterros onde não se tenha informações sobre o histórico de enchimento.

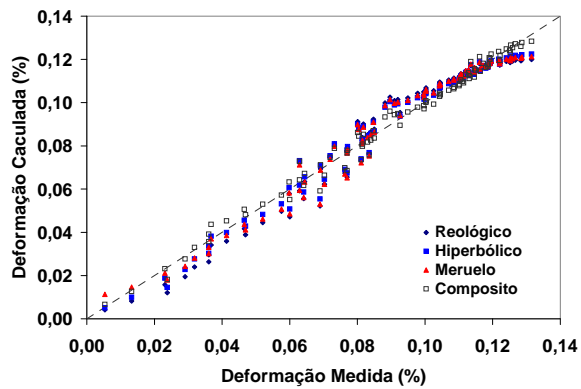
Os modelos Reológico e Meruelo não apresentaram resultados satisfatórios, sendo que os valores observados indicaram que o aterro já estaria em fase final de estabilização nos primeiros anos de monitoramento, o que, à luz da revisão bibliográfica realizada no Capítulo 3, não estaria acontecendo, devido aos processos físicos, químicos e biológicos que ainda ocorrem dentro do Aterro Sanitário Experimental.

Alguns resultados obtidos na previsão de recalques ao final do período apresentaram-se menores do que os valores observados no campo, para os modelos Hiperbólico, Meruelo e Reológico, demonstrando que a previsão de recalques a longo prazo com estes modelos deve ser realizada de maneira mais cautelosa.

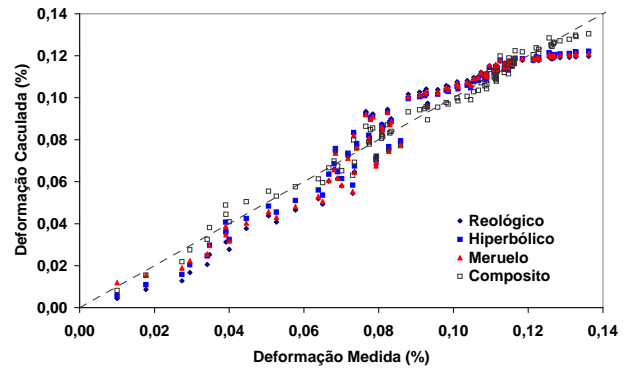
5.3.4.3 Deformações

Foi verificada também a relação entre valores de deformações calculadas pelos modelos e medidas, sendo que a deformação é entendida como sendo a relação entre a altura inicial do Aterro Sanitário Experimental e os recalques observados em campo e/ou calculados. Os resultados são apresentados na Figura 5.26.

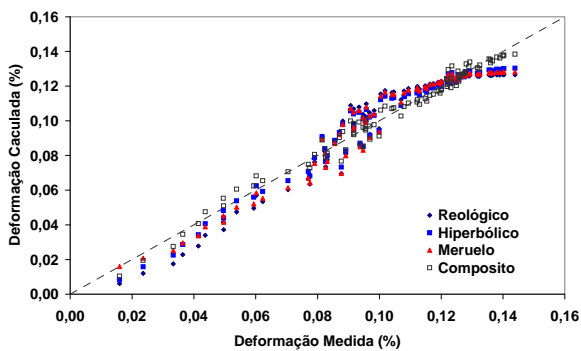
Como pode ser observado, os resultados foram satisfatórios, sendo que as deformações determinadas pelos modelos apresentam uma boa concordância com aquelas de campo. Entretanto, como pode ser observado, ao final do período de monitoramento, essa concordância não é observada, demonstrando que não há uma boa aderência entre as deformações calculadas e medidas. Resultados similares foram observados por Ling *et al.* (1998) e Park *et al.* (2002).



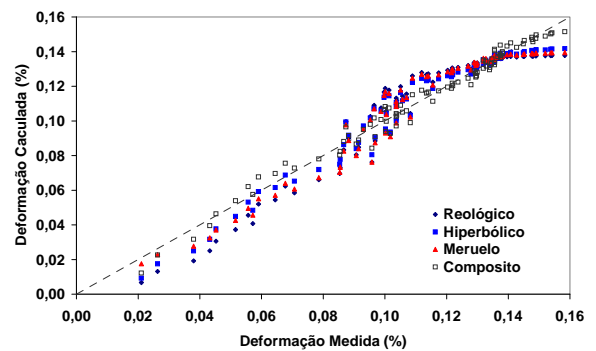
(a) Faixa 1



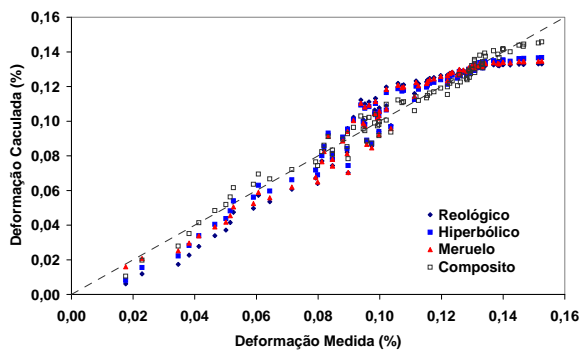
(b) Faixa 2



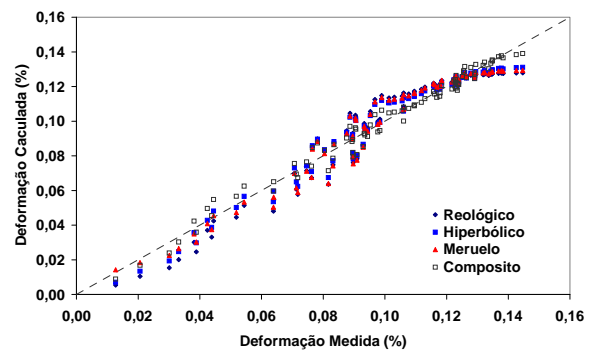
(c) Faixa 3



(d) Faixa 4



(e) Faixa 5



(f) Faixa 6

Figura 5.26 – Deformação medida vs deformação calculada

5.3.5 Considerações finais

A análise dos recalques observados no Aterro Sanitário Experimental contribuiu para um melhor entendimento dos parâmetros que regem a sua evolução em aterros sanitários, permitindo que fosse realizada avaliação crítica dos modelos considerados, por meio do ajuste dos mesmos aos dados de campo e previsão de recalques, considerando dados desde o final da construção do Aterro Sanitário Experimental.

O estudo permitiu que fossem verificadas limitações de alguns dos modelos, mostrando que a previsão de recalques em aterros sanitários não deve, necessariamente, ficar restrita à

utilização de um só Modelo, mas devem ser considerados outros propostos na literatura, o que permite escolher aquele que melhor se ajusta aos dados de campo e, por fim, leve a uma estimativa de recalque final mais coerente.

Isto fica mais claro quando se avalia a previsão de recalques futuros, para um período pré-determinado de 30 anos, onde se observou uma variação dos resultados de até 70%, como no caso da previsão de recalques realizada para a Faixa de Trabalho 2.

Os resultados observados indicaram deformações significativas, de até 18%, em relação à altura inicial do Aterro Sanitário Experimental, para o período de monitoramento de 2,0 anos, o que pode ser considerado elevado, devido ao fato dos resíduos dispostos serem novos e possuírem alto teor de matéria orgânica.

Os modelos Compósito e o Meruelo apresentaram tendência de estabilização em um prazo mais longo, quando comparados com os modelos Reológico e Meruelo, entretanto com diferentes taxas de recalques. Isto demonstra que os modelos empíricos devem ser utilizados para indicar faixas de variação de recalques mais do que valores exatos.

Os resultados também sugerem que os procedimentos operacionais interferem diretamente nos recalques de aterros sanitários, conforme discutido anteriormente.

5.4 Avaliação da camada de cobertura final

5.4.1 Avaliação do desempenho dos lisímetros no laboratório

A avaliação visual do desempenho dos lisímetros em laboratório mostrou que após uma fase de secagem o solo pode encontrar-se com trincas devido às altas tensões de tração. Esse fato também foi observado em campo. Assim, ao simular uma precipitação em laboratório, foi necessário acrescentar água vagarosamente, simulando uma chuva de baixa intensidade, o que permitiu o fechamento das trincas com o aumento da umidade e uma menor infiltração de água no solo, ou acrescentar água rapidamente, simulando uma chuva de alta intensidade, o que permitiu uma maior taxa de infiltração antes do fechamento das trincas.

Os valores de umidade retida nos lisímetros, calculadas pela avaliação direta do balanço hídrico (pesagem), possibilitaram, por meio da utilização de técnicas de otimização, obter de forma indireta, por meio de retroanálise, os parâmetros da curva característica de retenção de água nos dois materiais estudados (solo e resíduos de construção civil). Os parâmetros obtidos

para os métodos propostos por Van Genuchten (1980) e Fredlund e Xing (1994) são apresentados na Figura 5.27. Esses valores foram utilizados posteriormente na avaliação do desempenho das camadas implantadas no Aterro Sanitário Experimental e nas simulações numéricas.

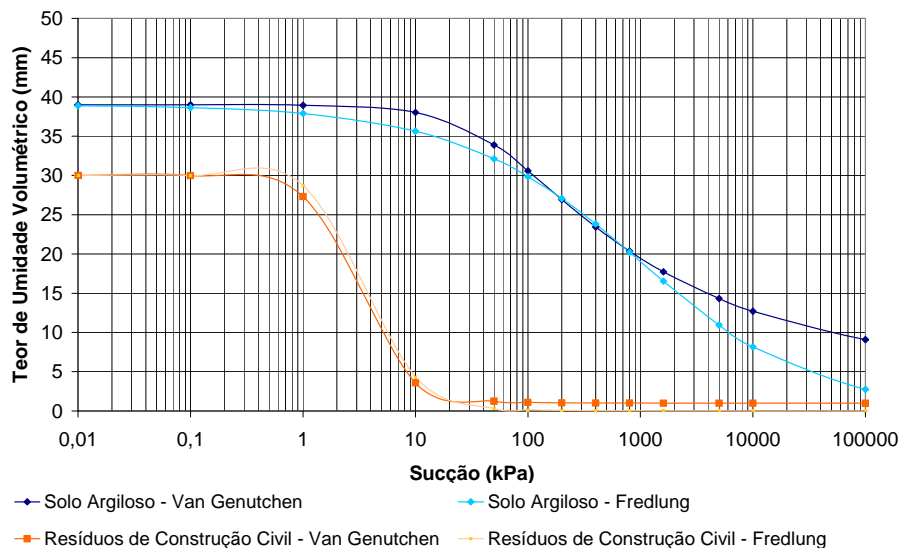


Figura 5.27 - Curvas características obtidas pela otimização dos resultados dos lisímetros

A Figura 5.28 ilustra o comportamento dos lisímetros de barreira capilar e camada evaporativa que foram submetidas às mesmas condições externas (precipitações simuladas, evaporação, temperatura etc.) durante todo o período de monitoramento.

A camada evaporativa, por apresentar uma coluna de maior espessura de solo fino, tem uma maior capacidade de retenção do que a camada de barreira capilar. Portanto ela foi capaz de armazenar um maior volume de água como mostrado na Figura 5.28. Pode-se observar, também, que as camadas tiveram um comportamento similar durante todo o experimento, aumentando o volume de água retido quando ocorria uma precipitação e perdendo água durante o processo de evaporação com taxas semelhantes.

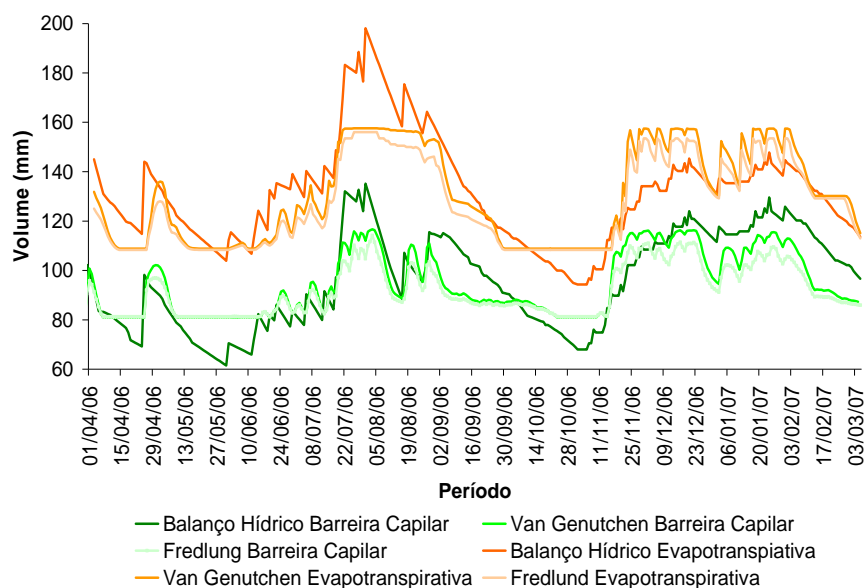


Figura 5.28 - Comparação entre os volumes armazenados nos lisímetros em laboratório

Uma dificuldade encontrada foi a capacidade máxima de leitura dos tensiômetros, na ordem de 200 kPa, o que corresponde, na curva de retenção, a uma umidade volumétrica de aproximadamente 27%, no solo argiloso. Desta forma, quando os lisímetros estiveram com umidades abaixo deste valor, não foi possível realizar a comparação. É importante salientar ainda que, conforme os índices físicos dos materiais utilizados, o volume máximo de acumulação nas camadas para estas configurações de camadas de cobertura foi de 158 mm para a coluna evaporativa e de 117 mm para a coluna de barreira capilar, desprezando o volume armazenado pelo solo granular. No entanto, foram observados valores superiores, devidos possivelmente à precisão da balança utilizada nas pesagens diárias e ao acúmulo de água no topo das camadas, quando da simulação de precipitação.

Quando o volume de água precipitado superava a taxa de infiltração, ocorria uma acumulação na parte superior, devido à impossibilidade de escoamento superficial. Este volume excedente acumulado no topo das camadas provocou, para as curvas de armazenamento obtidas pelo balanço hídrico, valores maiores do que as capacidades das colunas, tendo sido este período desprezado nas comparações. A Figura 5.29 ilustra as mesmas comparações apresentadas na Figura 5.28, eliminando os intervalos onde essas condições aconteceram.

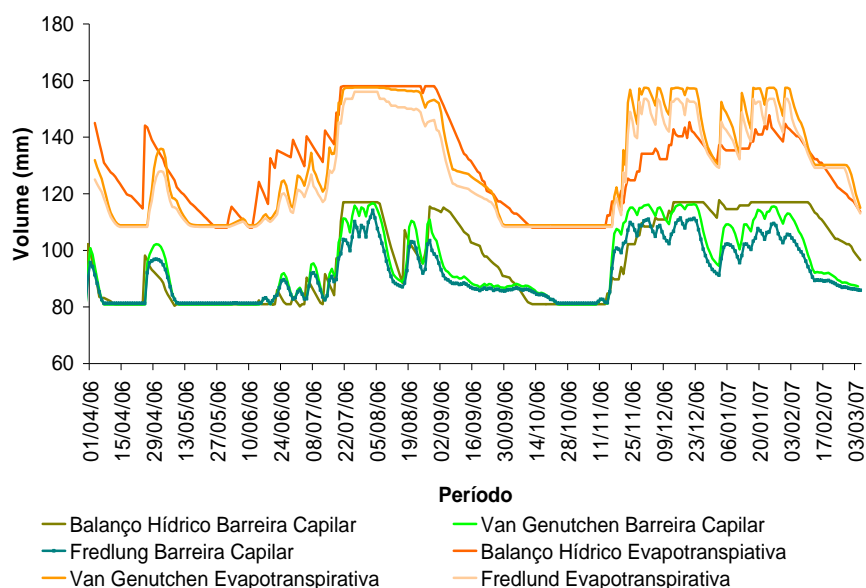


Figura 5.29 - Comparação entre os volumes armazenados nos lisímetros em laboratório, desprezando período e volumes excedentes

Como já foi mencionado anteriormente, a hipótese de não considerar o escoamento superficial é uma situação extremamente desfavorável, no qual o volume de percolados é maximizado. No entanto, essa situação é coerente com observações de campo, onde algumas superfícies côncavas na cobertura final do Aterro Sanitário Experimental puderam ser observadas.

Conforme observado na Figura 5.30, em alguns momentos pode-se notar taxas de evaporação entre as colunas levemente diferentes: isto ocorre devido aos diferentes teores de umidade dos solos, pois a taxa de evaporação é proporcional à quantidade de água no solo.

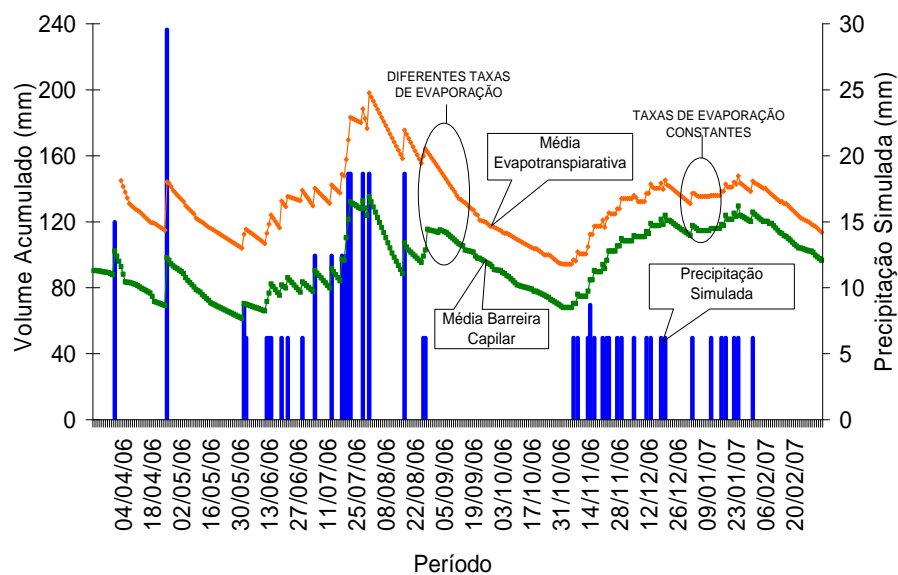


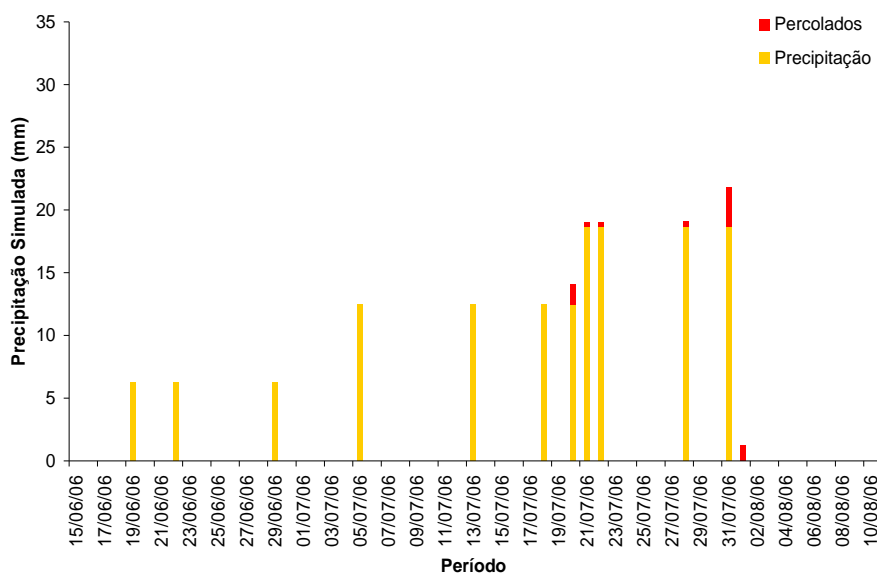
Figura 5.30 - Variação do volume armazenado nas colunas com as precipitações simuladas nos lisímetros.

Observou-se que para as configurações de camadas de coberturas utilizadas nos lisímetros montados no laboratório quando submetidas a precipitações intensas (maiores do que a capacidade de retenção das colunas), a camada de cobertura evaporativa apresentou um melhor desempenho, liberando uma menor quantidade de lixiviado (Figura 5.31). Este resultado se deve principalmente à diferença entre as espessuras das camadas de solo fino utilizadas. Nos períodos em que as camadas foram menos solicitadas, em termos de precipitações simuladas, ou seja, precipitações mensais acumuladas menores que 70 mm ambas as camadas foram eficientes.

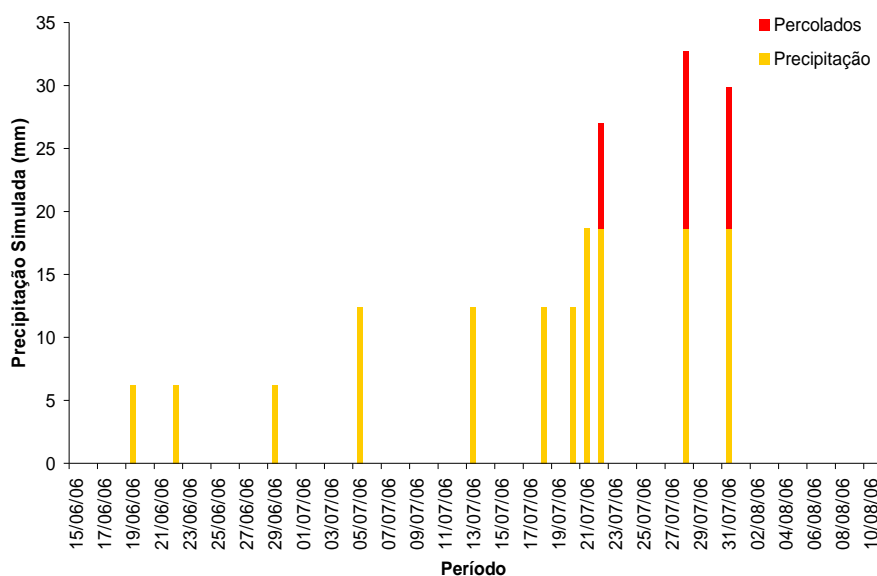
Foi observada uma maior diferença entre as eficiências das duas configurações para as chuvas de curta duração e alta intensidade do que para chuvas de longa duração e intensidades pequenas. Isso pode ser explicado pelo fato da coluna de barreira capilar atingir o ponto de invasão mais rapidamente nas chuvas de alta intensidade, enquanto que, para chuvas de intensidade média, o processo para atingir o ponto de invasão foi mais longo, permitindo uma maior atuação da parcela de evaporação.

Em diversos momentos durante o monitoramento, embora de forma qualitativa, que a camada de barreira capilar ao atingir o ponto de entrada ou invasão, gerava volumes percolados superiores aos produzidos pela camada evaporativa de mesma espessura. Esse fato pode ser entendido devido à menor espessura da coluna de solo fino da barreira capilar em relação à evaporativa.

Com relação às medições de temperatura, foi observado, ainda que de forma qualitativa, que as temperaturas no interior dos lisímetros foram semelhantes às externas. A dificuldade de obtenção de propriedades térmicas dos materiais utilizados impossibilitou a incorporação da análise numérica dos fluxos de calor.



(a) Camada evapotranspirativa – Lisímetro 1 (L1)



(b) Barreira Capilar – Lisímetro 2 (L2)

Figura 5.31 - Exemplo de precipitações simuladas e lixiviações ocorridas nos lisímetros montados no laboratório (período de dois meses)

5.4.2 Avaliação do desempenho da cobertura final do Aterro Sanitário Experimental

Os parâmetros retroanalizados a partir dos resultados obtidos com os lisímetros em laboratório foram utilizados na avaliação da retenção de água nas duas configurações de camada de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental.

Os resultados obtidos no campo são mostrados na Figura 5.32. Cada configuração foi monitorada em três pontos, os quais tinham três sensores instalados nas profundidades de 10 cm, 25 cm e 50 cm, totalizando nove sensores por tipo de camada. Foram observadas

pequenas diferenças entre os valores de sucções do mesmo perfil e de mesma profundidade. Essa diferença deve-se ao posicionamento do furo em relação ao sistema de drenagem (quanto mais próximos, menores foram os valores de sucção) e a presença de pequenas poças de água devido às irregularidades na camada de cobertura.

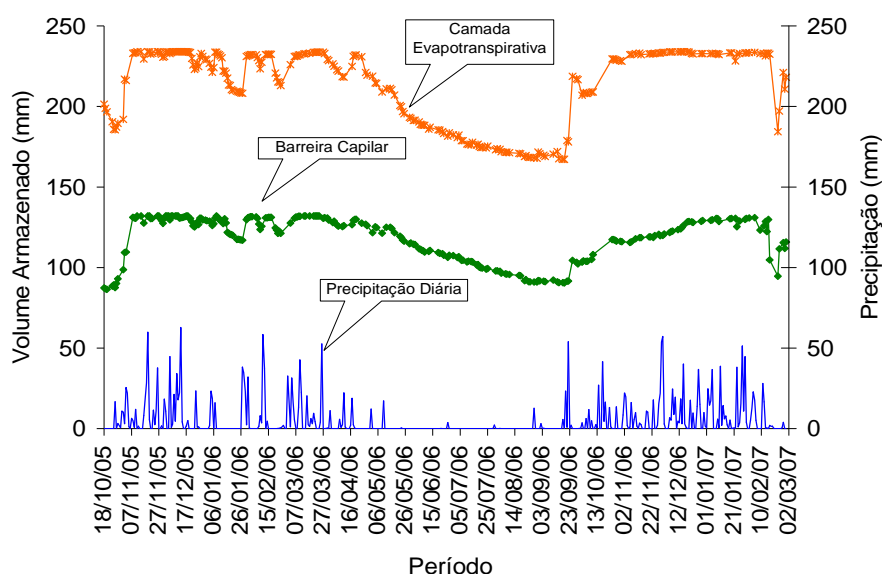


Figura 5.32 - Variação do volume acumulado nas camadas de cobertura do Aterro Sanitário Experimental e vazão diária.

Uma das maiores dificuldades encontradas para a análise dos dados de campo foi a saturação das camadas de cobertura de baixo para cima, devido ao aumento do nível de água no interior do Aterro Sanitário Experimental, observado em alguns períodos durante o monitoramento dos piezômetros instalados. Provavelmente o sistema de drenagem interno do Aterro Sanitário Experimental não foi eficiente. Isto comprometeu o funcionamento das camadas de cobertura, sobretudo da camada do tipo barreira capilar, no qual o princípio depende da não saturação do solo granular (entulho).

Outro ponto que merece destaque foi o desempenho inadequado dos termopares instalados nas camadas de cobertura em campo, cujas leituras apresentaram valores errôneos e variados. Os resultados não foram incorporados às análises, pois não se mostraram confiáveis.

5.4.3 Simulações numéricas

Observou-se uma similaridade entre os dados. As diferenças encontradas são devido ao fato do programa não levar em conta pequenas situações encontradas em campo, como acúmulo de água em pequenas poças e trincas que se formaram no topo das camadas, o que pode levar

uma subestimação do volume percolado por parte do programa. A Figura 5.33 mostra os dados obtidos em campo e os resultados das simulações numéricas. O furo F3, localizado na área da cobertura de barreira capilar, foi excluído das análises, pois seus registros apresentaram padrões diferentes dos demais sensores.

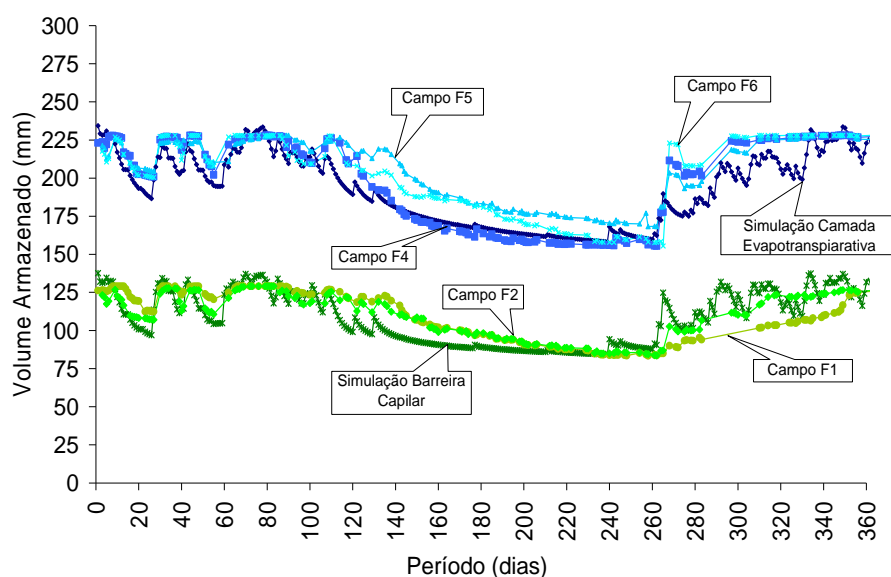


Figura 5.33 – Comparação entre os resultados obtidos no Aterro Sanitário Experimental e nas simulações numéricas

Como foi observada uma similaridade entre os resultados encontrados em campo e os resultados simulados numericamente, o programa computacional foi utilizado para extrapolar os resultados obtidos em campo e em laboratório.

Conforme a Figura 5.34, a camada evaporativa foi mais eficiente do que a camada de barreira capilar nos períodos de volumes de precipitação mais intensos. Essa diferença deve-se principalmente a dois motivos: o primeiro é a maior espessura de solo fino na camada evaporativa, possuindo então uma maior capacidade de retenção; o segundo é a saturação de baixo para cima da camada de entulho pelo aumento do nível de água no interior do Aterro Sanitário Experimental, o que pode ter comprometido, por um período de tempo, o funcionamento da barreira capilar.

Para as configurações de camada de cobertura estudadas, a camada evaporativa (60 cm de solo fino) apresentou uma eficiência de 95,8%, ou seja, do volume total precipitado (1480 mm) somente 4,2% percolou para camadas inferiores. Já a camada de barreira capilar (30 cm de entulho e 30 cm de solo fino) apresentou uma eficiência de 93,8%. Esses altos valores de eficiência devem ser vistos com ressalvas, já que as simulações numéricas não incorporam

alguns aspectos observados em campo, tais como a presença de trincas, que favorecem a infiltração direta, e inclinações das camadas, observadas pelo monitoramento de recalques superficiais do Aterro Sanitário Experimental, que possibilitam o acúmulo de água no topo do aterro.

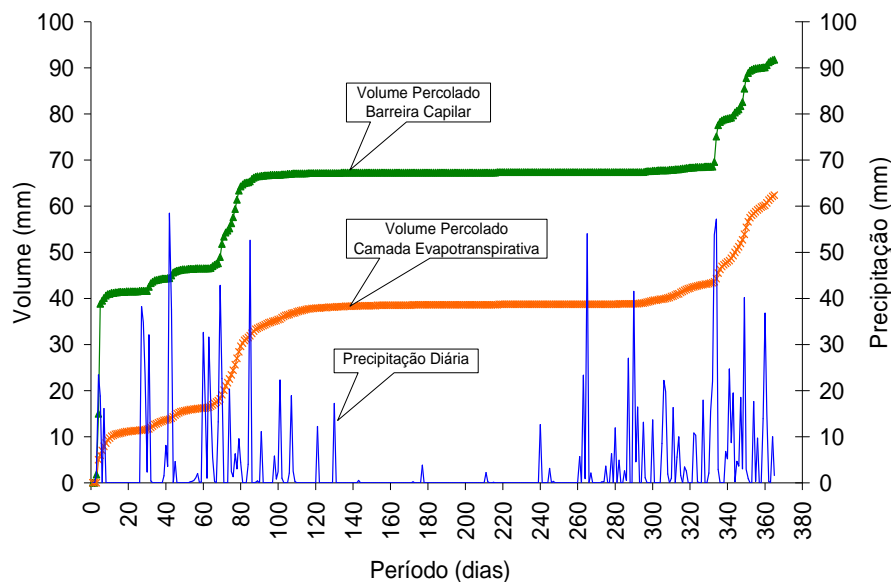


Figura 5.34 - Variação das percolações acumuladas das camadas e precipitações diárias

Observa-se na Figura 5.34 que no período inicial da análise as camadas já se encontravam saturadas devido às chuvas anteriores. Como a camada de barreira capilar, nestas circunstâncias, apresenta uma menor capacidade de retenção, ela apresentou um maior volume inicial de percolação. É interessante observar que, após a fase de secagem (por volta do 300º dia de monitoramento), a camada de barreira capilar apresentou um menor volume de percolação. No entanto, os resultados sugerem que uma vez atingida a umidade na qual se tem o ponto de invasão (por volta do 330º dia de monitoramento), a percolação passou a ocorrer a uma taxa bem superior ao da camada evaporativa.

Ao atingir o ponto de invasão, as coberturas de barreiras capilares apresentam uma vazão de percolação superior ao da evaporativa. Quando começa o processo de infiltração, o volume percolado vai se acumulando no solo fino, então o valor da umidade aumenta e a sucção diminui, podendo este valor se aproximar da sucção na interface de tal maneira que o peso da coluna de água promova a penetração na camada de entulho. Uma parcela de água fica sobre a interface devido às forças de sucção na camada de material mais fino, outra pequena parte ficará absorvida no solo granular e o restante infiltra para o interior do aterro rapidamente. A Figura 5.35 demonstra este fato.

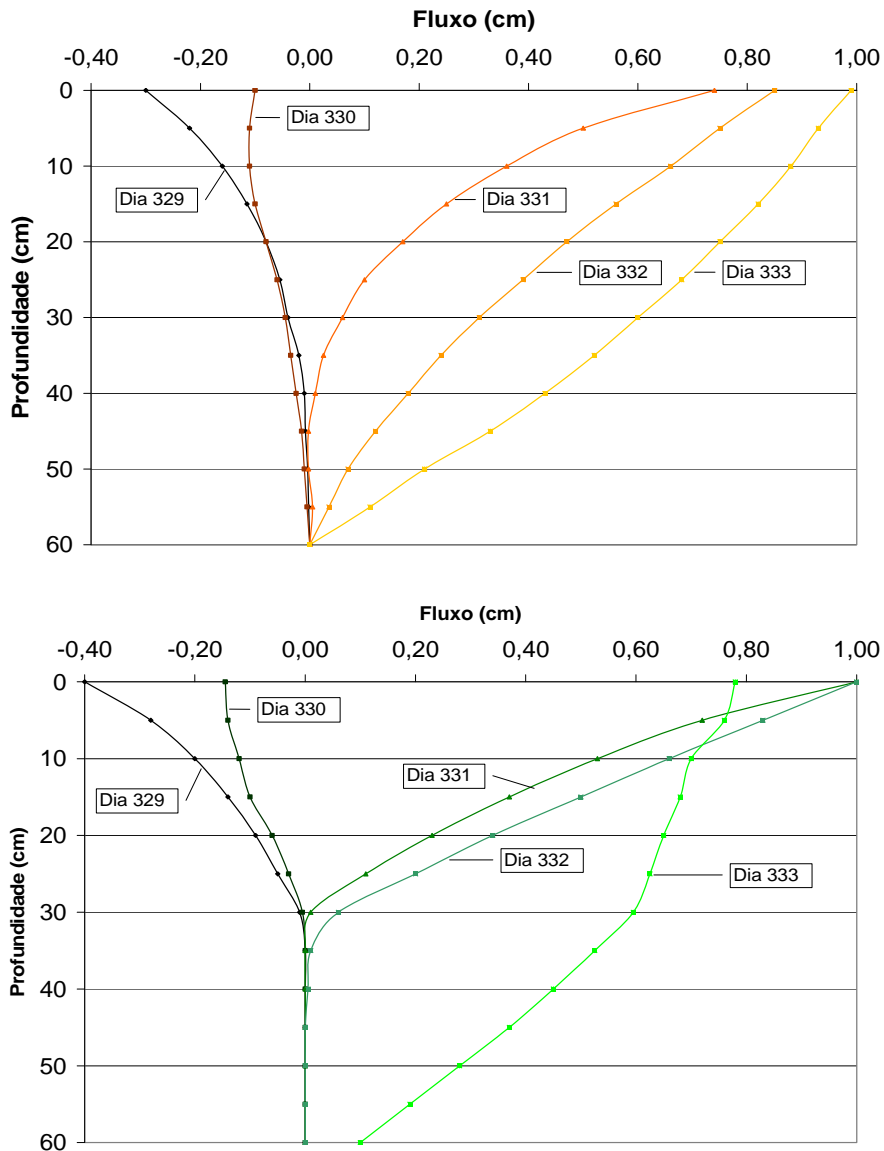


Figura 5.35 - Fluxo de água de acordo com a profundidade para a camada evaporativa (a) e camada de barreira capilar (b)

Para melhor analisar a influência da camada de solo fino, foram simuladas camadas de barreiras capilares com diferentes espessuras de solo fino, localizadas sobre o solo granular.

Conforme mostrado na Figura 5.36, constatou-se que aumentando a espessura em somente 10 cm, ou seja, espessura final de 40 centímetros, o volume de percolado acumulado já se aproximou bastante da camada evaporativa, o que realça a importância da espessura de solo fino nas camadas de barreira capilar. É importante destacar que uma camada de barreira capilar com 45 cm de solo fino apresenta a mesma eficiência que uma camada evaporativa de solo fino de 60 cm de espessura. Porém, a camada capilar, apresenta inúmeras vantagens como: a utilização do entulho, resíduos sólidos problemáticos nas principais cidades do

Brasil; evita, até certo limite, a ascensão capilar de água do resíduo para a cobertura; diminui o escape de gases para fora do aterro.

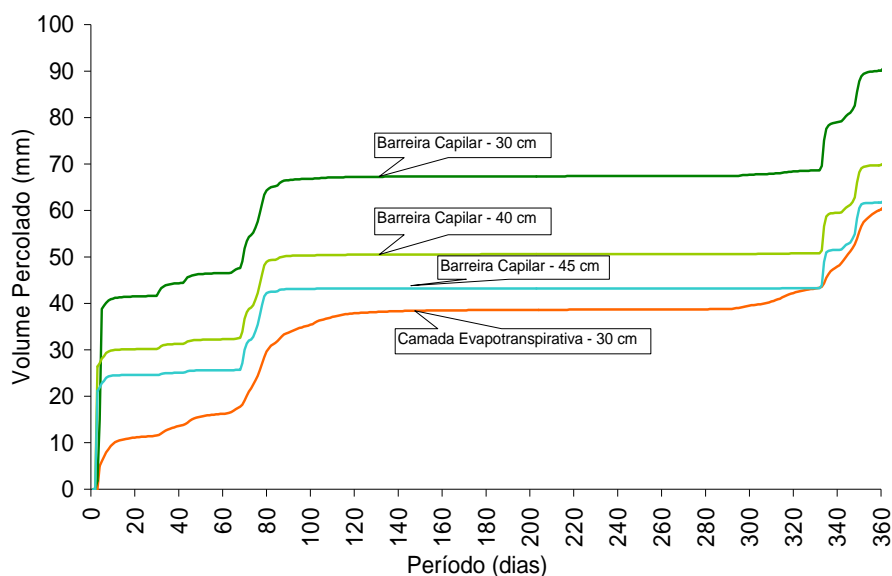


Figura 5.36 – Percolações para simulações de diferentes configurações de camadas de barreira capilar.

5.4.4 Considerações finais

A análise das duas configurações de camadas de cobertura final, associada ao monitoramento dos lisímetros construídos em laboratório e às simulações numéricas, permitiu analisar o desempenho das camadas evaporativas e barreiras capilares implantadas no Aterro Sanitário Experimental.

Como discutido, o estudo foi dificultado pela elevação do nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental, o que pode ter provocado a saturação das camadas de cobertura de baixo para cima e comprometido o funcionamento das camadas de cobertura, sobretudo da camada do tipo barreira capilar, no qual o princípio depende da não saturação do solo granular (entulho).

Se a camada de cobertura não tivesse apresentado trincas e rachaduras devido ao ressecamento do solo, esse problema poderia não ter sido verificado. Outra possível causa para a elevação do nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental, pode ter sido o desempenho inadequado do sistema de drenagem interno projetado e implantado. Isto demonstra que as etapas de projeto, construção e operação do aterro devem ser conduzidas de

maneira tal, para que não se observe no futuro, problemas como o verificado nas camadas de cobertura.

A utilização do programa WinUNSAT-H para simulação das camadas de cobertura mostrou ser uma ferramenta adequada para a finalidade proposta. No entanto, apresenta algumas limitações devido ao fato de não levar em conta situações de contorno que normalmente são verificadas em campo, em condições reais. Ainda com limitações observadas, pode-se inferir, mesmo de forma qualitativa, que camadas do tipo barreira capilar tendem a ser mais eficientes, quando apresentam a mesma espessura de solo fino que as evapotranspirativas.

Tal fato reforça que estudos desta natureza, quando conduzido em laboratórios, devem ter seus resultados analisados com cautela.

5.5 Avaliação do balanço hídrico

Como comentado no Capítulo 3, as condições climáticas podem influenciar as reações no interior de um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos, devido a sua interferência nas propriedades físico-químicas e biológicas que regem o seu comportamento. São fatores que chegam a ser determinantes no comportamento da massa de resíduos, quando se avalia o processo levando em consideração os diversos períodos climáticos ao longo do ano (Monteiro, 2003).

Assim, no decorrer deste item é analisada a influência de alguns parâmetros climáticos, sobre o comportamento do Aterro Sanitário Experimental.

5.5.1 Precipitação

A região metropolitana de Belo Horizonte, por sua localização geográfica, sofre influência de fenômenos meteorológicos de latitudes médias e tropicais que imprimem a essa localidade características de um clima de transição. Duas estações bem definidas podem ser identificadas: uma seca, durante o outono e inverno, e outra chuvosa, que se estende de outubro a março (Lúcio *et al.*, 1999). O clima na Região Metropolitana de Belo Horizonte, segundo o critério da classificação de *Köppen* é o do tipo Cwa – tropical de altitude com inverno seco e verão chuvoso (CPRM, 2001).

Na Tabela 5.32 e Figuras 5.37 e 5.38 são apresentados os dados pluviométricos observados na estação meteorológica instalada no aterro sanitário de Belo Horizonte nos últimos 8 anos.

Como pode ser observado, o período chuvoso concentra-se no período citado por Lucio *et al.* (1999), mencionado anteriormente.

Nota-se também que em 2007 o volume de precipitações pluviométricas foi bem inferior à média observada nos anos anteriores, tendo sido verificado um volume aproximadamente 30% menor.

Tabela 5.32 - Pluviometria total mensal acumulada observada no aterro sanitário de Belo Horizonte (mm)

Mês	Ano							
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Janeiro	350,00	220,50	250,90	775,10	393,40	191,30	190,90	347,90
Fevereiro	158,90	57,20	218,90	101,20	338,40	121,60	118,40	118,80
Março	181,80	139,60	118,20	155,30	88,60	324,20	288,20	57,50
Abril	33,10	24,80	9,70	19,30	126,50	28,50	67,20	58,60
Maió	0,70	33,20	41,60	20,60	19,70	21,60	29,90	7,50
Junho	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	26,10	4,00	0,00
Julho	0,00	6,00	8,10	0,00	39,40	4,70	2,40	5,60
Agosto	0,00	27,30	1,90	5,90	0,00	27,70	12,70	0,00
Setembro	0,00	54,00	93,40	15,00	0,00	127,20	89,60	2,40
Outubro	35,50	46,40	67,20	39,60	70,60	33,40	147,20	82,60
Novembro	323,10	335,10	156,10	171,00	134,20	273,70	282,70	125,70
Dezembro	280,20	334,40	395,70	309,20	422,10	276,60	245,97	224,30
Total	1.363,30	1.278,50	1.361,70	1.612,20	1.657,90	1.456,60	1.479,17	1030,90

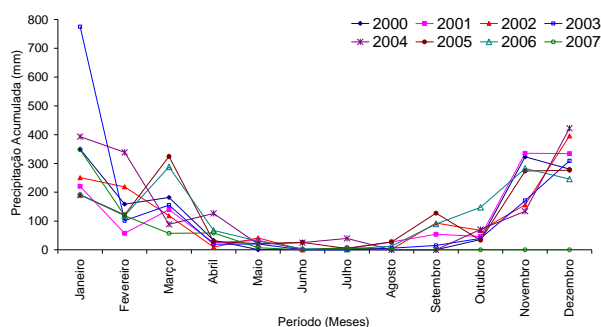


Figura 5.37 - Precipitação média mensal no período 2000 - 2007

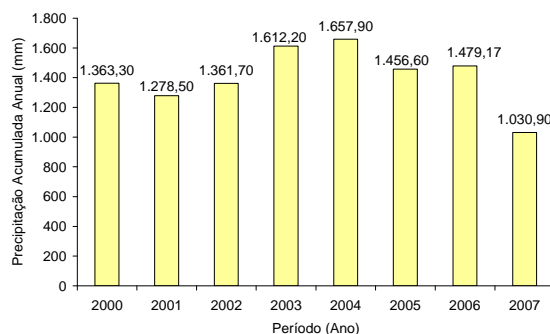


Figura 5.38 - Precipitação anual no período 2000 - 2007

Para o período de maio de 2005 a setembro de 2007, foi observada uma precipitação acumulada de 2.846,87 mm, sendo que a precipitação mensal máxima acumulada ocorreu em janeiro de 2007 (347,90 mm) e a máxima diária ocorreu em 13/12/2005 e foi de 62,80mm.

Nas Figuras 5.39 e 5.40 pode ser observada a variação da precipitação ao longo do período estudado. Nota-se a ocorrência de chuvas durante quase todos os meses em que o estudo foi realizado. Porém os períodos chuvosos são mais bem caracterizados a partir de setembro de

2005 a março de 2006 (123° a 304° dia; 1.308,40 mm) e setembro de 2006 a fevereiro de 2007 (488° a 641° dia; 1.232,17 mm).

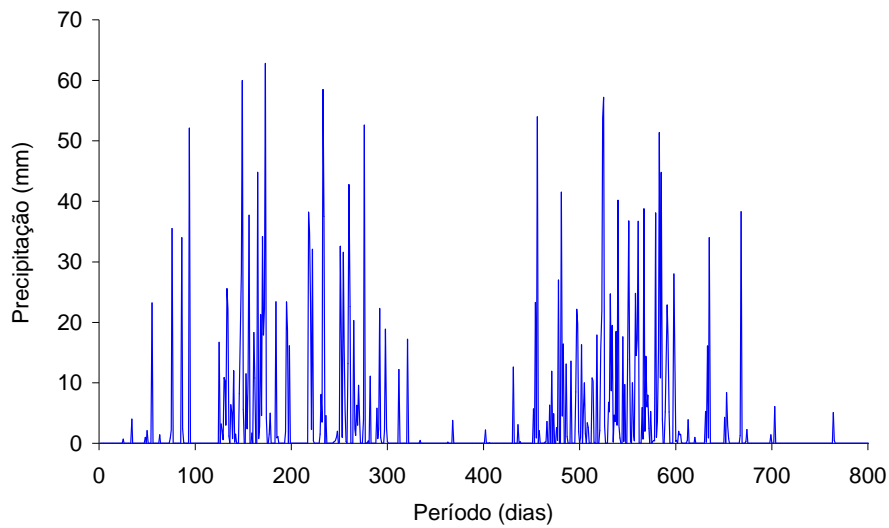


Figura 5.39 - Precipitação observada na área do aterro sanitário de Belo Horizonte (junho/2005 a junho/2007)

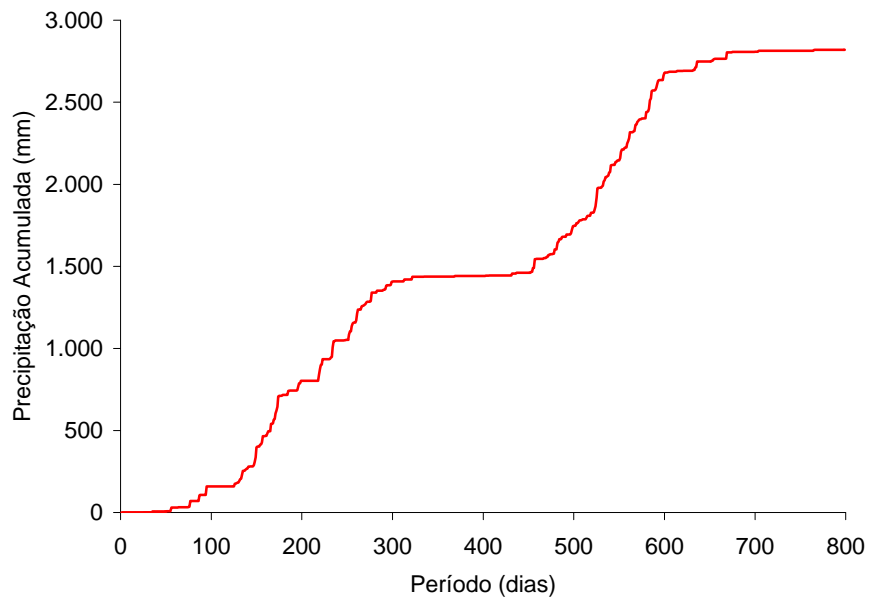


Figura 5.40 - Precipitação observada acumulada na área do aterro sanitário de Belo Horizonte (junho/2005 a junho/2007)

5.5.2 Vazão de líquidos lixiviados

Conforme descrito no Capítulo anterior, a vazão de líquidos percolados foi mensurada pelo método da descarga livre, no período da manhã e da tarde. Na Figura 5.41 podem ser observadas as variações das vazões ao longo do tempo, enquanto que a Figura 5.42 apresenta a relação precipitação média mensal *versus* vazão média mensal.

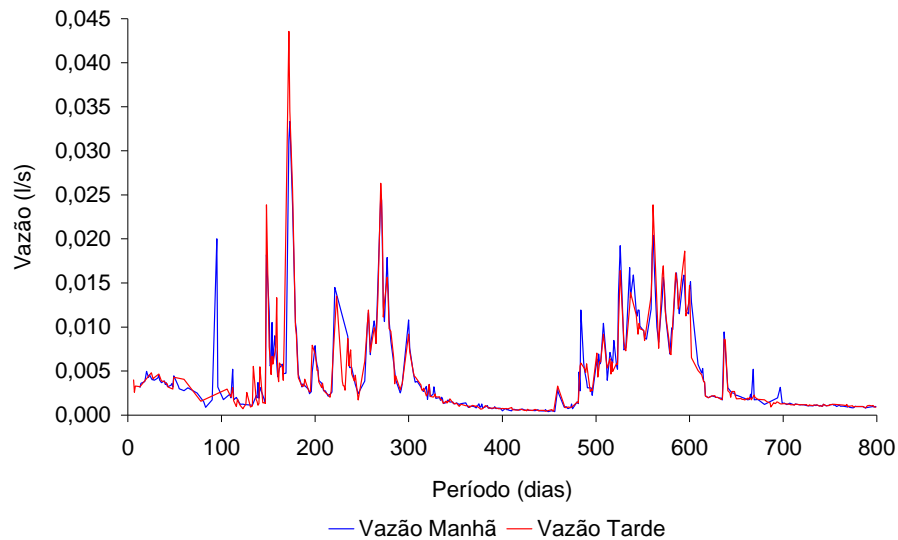


Figura 5.41 – Vazão média diária de líquidos lixiviados mensurada no período da manhã e da tarde (junho/2005 a junho/2007)

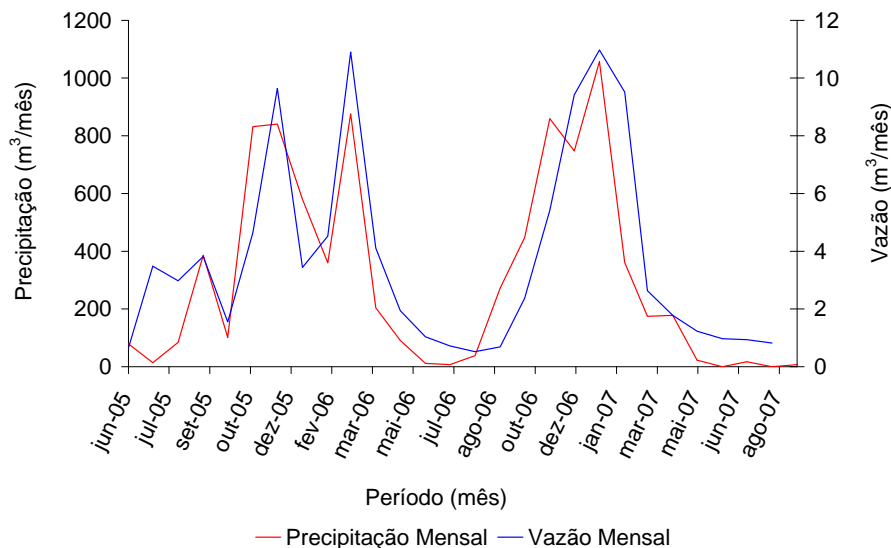


Figura 5.42 - Comparação entre vazão média mensal de líquidos lixiviados versus precipitação média mensal (junho/2005 a junho/2007)

Os resultados sugerem a relação do regime pluviométrico com a vazão de líquidos no período monitorado, tendo sido verificados valores baixos nos período de estiagem, e valores elevados no período chuvoso. Também pode-se observar que não houve variações significativas entre as vazões mensuradas pela manhã e pela tarde, exceto em alguns casos isolados.

Os valores mais baixos observados foram de 0,00038 l/s e 0,00042 l/s, observados em setembro de 2006 (final do período seco em Belo Horizonte), respectivamente, e valores

elevados, na ordem de 0,04356 l/s e 0,03333 l/s, em dezembro de 2005 (período chuvoso em Belo Horizonte).

Para o período seco, compreendido entre junho e agosto de 2005, a média observada foi de 0,0037833 l/s, sendo o menor valor observado igual a 0,00259 l/s e o maior 0,00497 l/s. Para o período seco de 2006, compreendido entre abril e agosto, a média observada foi de 0,00182 l/s, sendo o menor valor observado igual a 0,00493 l/s e o maior 0,01081 l/s. No período de abril a agosto de 2007, o valor médio da vazão foi de 0,00132 l/s, enquanto que o menor maior valor observado foi de 0,00080 l/s e 0,00521 l/s, respectivamente.

Para o período chuvoso, compreendendo setembro de 2005 e março de 2006, a média observada foi de 0,00680 l/s, com menor valor verificado igual a 0,00073 l/s e o maior 0,00693 l/s. Para o período de setembro de 2006 a março de 2007 a média observada foi de 0,00675 l/s, com menor valor verificado igual a 0,00038 l/s e o maior 0,02386 l/s.

Os resultados também sugerem que as vazões de líquidos lixiviados não são afetadas imediatamente pelas precipitações, levando certo tempo para que seja observada influência das chuvas sobre o volume de líquidos descartados (Figura 5.42), à exceção de alguns picos observados. Tal fato também foi observado por Kattabi *et al* (2002), tendo este autor atribuído isto aos múltiplos caminhos preferenciais no aterro e/ou à baixa umidade dos resíduos.

Foi verificada também a relação entre precipitação e vazão, por meio da análise da porcentagem da precipitação que infiltra nos resíduos, correspondente ao coeficiente k do Método Suíço, descrito no Capítulo 3. Entretanto, neste estudo não foi possível verificar a relação deste coeficiente com o peso específico dos resíduos, já que não foi possível mensurar a vazão real por faixa de trabalho, que possuíam pesos específicos diferentes.

Os coeficientes que ficaram acima de 1,0 não foram considerados, já que este valor é o limite máximo que eventualmente poderia ocorrer entre a precipitação e vazão observada no Aterro Sanitário Experimental, segundo o Método Suíço. Para os dias em que não houve precipitação, o coeficiente K não foi determinado, já que não era possível calculá-lo.

Na Figura 5.43 é apresentada a variação deste coeficiente ao longo do período de monitoramento, enquanto que na Tabela 5.33 é apresentada a estatística descritiva dos mesmos e na Figura 5.44 a distribuição dos resultados do Fator K do Método Suíço, por períodos.

Tabela 5.33 - Estatística descritiva da relação entre vazão e precipitação diárias (coeficiente K do Método Suíço)

Parâmetro	Jun a	Set a	Abr a	Set a	Abr a	Geral
	Ago/2006	Mar/2006	Ago/2006	Mar/207	Ago/2007	
	(FASE I)	(FASE II)	(FASE III)	(FASE IV)	(FASE V)	
N	6	85	18	99	12	220
Média	0,1569	0,1368	0,1532	0,1262	0,0880	0,1313
Mediana	0,1197	0,0452	0,1218	0,0534	0,0494	0,0547
Mínimo	0,0098	0,0027	0,0029	0,0014	0,0034	0,0014
Máximo	0,4012	0,9039	0,4739	0,8574	0,4327	0,9039
Desvio Padrão	0,1399	0,1881	0,1550	0,1660	0,1189	0,1706
Coefficiente de variação	0,8914	1,3745	1,0121	1,3153	1,3519	1,2996
1º Quartil	0,0753	0,0147	0,0191	0,0247	0,0151	0,0205
3º Quartil	0,2029	0,1849	0,2335	0,1617	0,1073	0,1706
Amplitude inter-quartis	0,1276	0,1702	0,2144	0,1370	0,0921	0,1500

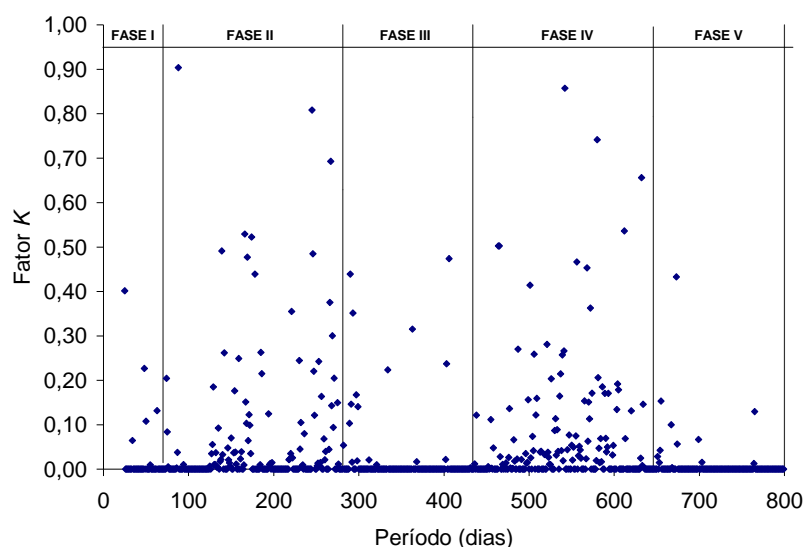


Figura 5.43 - Relação entre vazão e precipitação diárias (coeficiente K do Método Suíço)

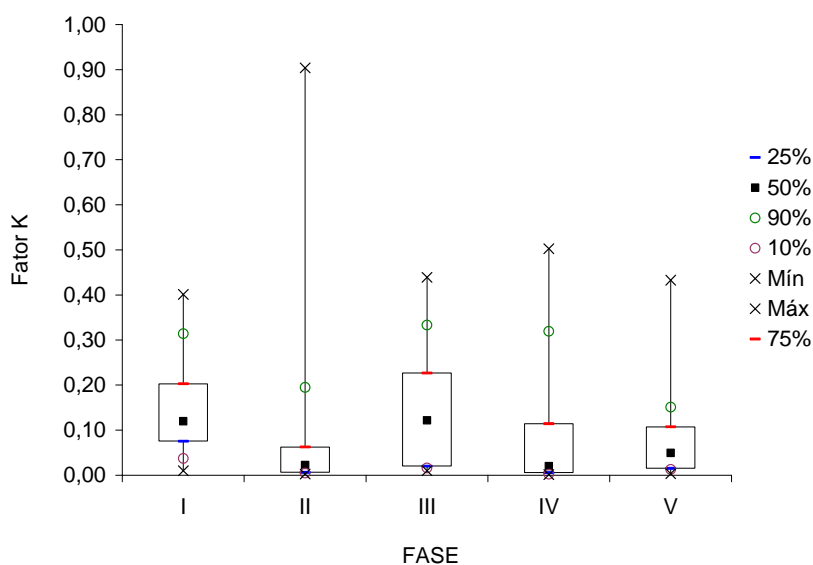


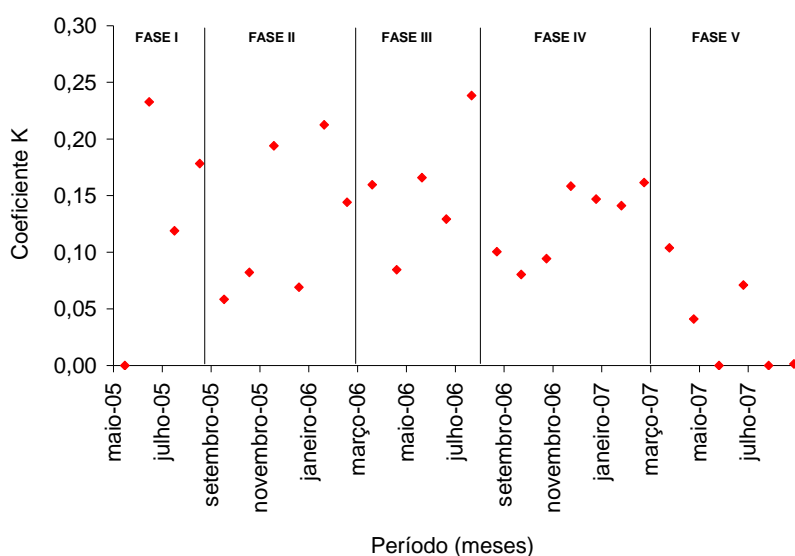
Figura 5.44 - Distribuição dos resultados do Fator K diário do método Suíço, por períodos

Nota-se que os valores máximos são bem superiores aos valores médios observados, indicando uma discrepância muito grande entre os dados, apesar de a maioria dos resultados estarem entre o 1º e 3º quartis (Figura 5.44).

Como pode ser observado na Figura 5.43, mesmo nas estações secas são observados valores elevados para a relação, o que se deve provavelmente às precipitações isoladas que incidiram sobre a área onde o aterro experimental encontra-se instalado.

Conforme a Tabela 5.33, o valor médio diário observado foi de 0,1313, enquanto que o mínimo e máximo foram de 0,0014 e 0,9039. Essa ampla faixa de variação demonstra que a utilização dessa relação para previsão de geração de líquidos lixiviados em aterros sanitários deve ser considerada com cautela, pois pode levar a erros que impliquem em subestimar ou superestimar a quantidade a ser gerada, que no caso de projeto pode levar ao subdimensionamento ou superdimensionamento dos sistemas de drenagem e tratamento de percolados. O valor mediano encontrado de 0,0547 é inferior ao recomendado para aterros bem compactados segundo o Método Suíço ($K = 0,15$) e pode estar refletindo a qualidade da camada de cobertura final implantada.

Avaliando mensalmente o coeficiente K (Figura 5.45), verificaram-se valores mais próximos ao proposto pelo Método Suíço. O valor mediano foi 0,1114 e o maior valor observado foi de 0,2384, próximo ao valor referente a uma compactação moderada, que corresponderia a uma massa específica de $0,40 \text{ t/m}^3$, inferior à observada no Aterro Sanitário Experimental ($0,77 \text{ t/m}^3$).



Os resultados mostram a variabilidade deste coeficiente e ao mesmo tempo a limitação do modelo, que considera apenas uma faixa de variação de um coeficiente de infiltração de águas de chuva, que varia entre 25 e 50% da precipitação total anual, ao contrário do observado no monitoramento do Aterro Sanitário Experimental, que demonstrou haver uma variação muito grande desse coeficiente ao longo do ano.

Em relação ao Método Suíço, apesar do mesmo não ser objeto do estudo, deve-se destacar que o mesmo não incorpora outras variáveis que influenciam o balanço hídrico, baseando-se apenas na relação entre o peso específico dos resíduos dispostos no aterro e um coeficiente de infiltração de águas de chuva. Tem o inconveniente também de fornecer somente um valor de vazão, o qual é considerado constante ao longo da vida útil do aterro, podendo levar ao superdimensionamento dos sistemas de coleta e tratamento de líquidos lixiviados, assim como indica geração de percolado em períodos secos igual à de estações chuvosas.

Logo, esse método deve ser utilizado apenas quando não houver disponibilidade de dados climatológicos na região de estudo.

5.5.3 Nível de líquidos lixiviados

a) Nível de líquidos

A avaliação do nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental, como mencionado anteriormente, teve como objetivo avaliar as condições de saturação da massa de resíduos e auxiliar na avaliação de seu balanço hídrico.

No caso do Aterro Sanitário Experimental, as leituras começaram a ser realizadas somente ao final da primeira quinzena de dezembro de 2005. O nível de líquidos foi mensurado no interior dos drenos de gás (D1 a D6), os quais também exerceram a função de poço de monitoramento de nível de líquidos.

Como pode ser observado na Figura 5.46, os dados obtidos mostram que o regime pluviométrico na região onde se encontra implantado o Aterro Sanitário Experimental influencia o nível de líquidos no interior do mesmo. Observa-se que no período chuvoso esse se eleva quase ao topo do aterro e, período seco, este reduz significativamente.

Provavelmente essa influência se deve à eficiência da camada de cobertura que, apesar do material empregado apresentar-se como um material argiloso, de baixa permeabilidade, não foi suficiente para reter, ou impedir, a penetração das águas de chuva, como pode ser

observado nos resultados reais de vazão e nível de líquidos lixiviados. Isto pode ser confirmado por meio dos dados apresentados no item 5.4, onde é apresentada uma avaliação do comportamento da camada de cobertura. Parte dessa infiltração pode ser atribuída à retração do material, antes da implantação da camada de proteção do mesmo, o que ocasionou diversas trincas no topo do aterro, podendo ter contribuído significativamente para o aumento no nível de lixiviados no interior do Aterro Sanitário Experimental (Figura 5.47).

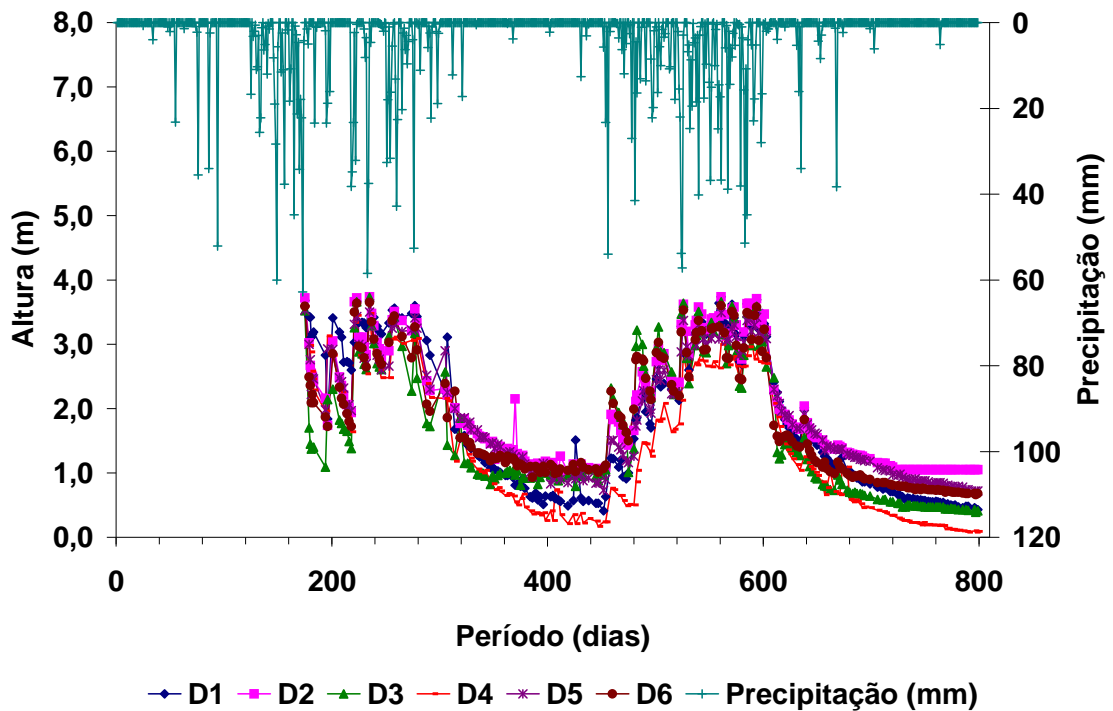


Figura 5.46 - Nível de líquidos lixiviados no Aterro Sanitário Experimental



Figura 5.47 - Trincas observadas no topo do Aterro Sanitário Experimental

Devem ser consideradas também as fissuras e rachaduras que podem ter ocorrido devido a recalques diferenciais ao longo do período de monitoramento, que também podem ter contribuído para a infiltração de águas de chuva no corpo do Aterro.

Conforme Miller e Mishra (1989a, b), as rachaduras por ressecamento formam canais verticais que podem atravessar toda a camada compactada, e eventualmente dividir a camada de argila compactada, inicialmente homogênea, em muitos blocos de argila menores. Estes blocos podem estar completamente isolados por meio de rachaduras e podem ser removidos da camada de argila com pequenos esforços. Nessas condições a camada de argila contém canais em todo o seu perfil, reduzindo o peso específico da camada significativamente, além de permitir a penetração de uma porção considerável de água do escoamento superficial para o fundo da camada.

Outra hipótese que deve ser considerada é o possível tamponamento do sistema de drenagem de líquidos lixiviados pelos plásticos e/ou outros materiais inertes presentes na massa de resíduos. No entanto, o método construtivo empregado dificultou tal ocorrência, já que os resíduos não foram depositados diretamente sobre o material drenante e sim sobre o material de separação que foi colocado sobre o mesmo. Dessa forma, seria necessária uma quantidade muita elevada de plásticos para prejudicar a eficiência do sistema de drenagem executado.

Deve-se considerar também que o capim colocado sobre o material drenante poderia não ter impedido que o arraste de sólidos atingisse o sistema de drenagem contribuindo para a sua colmatação, assim como poderia ter ocorrido a decomposição desse material ao longo do período monitorado. Logo, destaca-se que o filtro de proteção do sistema de drenagem não foi dimensionado e o material utilizado (capim) pode não ter sido funcional, como comentado. Ainda nesse sentido, deve-se considerar o fato de que o material utilizado na proteção mecânica da manta asfáltica não foi compactado, o que também pode ter contribuído para a colmatação do sistema de drenagem de líquidos lixiviados.

Durante a execução do aterro pode ter ocorrido de parte do sistema de drenagem ter sido danificado quando da disposição de RSU. Tal fato é de difícil avaliação, pois praticamente não há como confirmar tal hipótese. No entanto, durante a execução do aterro, quando se observava que o sistema era danificado, imediatamente o mesmo era reconstituído, praticamente eliminando a hipótese do sistema de drenagem ter sido danificado durante sua execução.

Por fim, outra avaliação que deve ser realizada diz respeito ao dimensionamento do sistema de drenagem de líquidos lixiviados. A seção dos drenos projetada pode ter sido inferior à necessária. Quando do planejamento do Aterro Sanitário Experimental, os cálculos preliminares indicaram que o diâmetro nominal da brita nº 2 seria suficiente para a drenagem

do sistema. No entanto, pode ser que a permeabilidade não tenha sido suficiente para drenar de forma mais eficiente os líquidos gerados. Tal hipótese somente seria confirmada se fossem realizados ensaios no material drenante de forma que o mesmo pudesse ser estudado mais detalhadamente.

Para verificar algumas dessas hipóteses, foram realizadas escavações no Aterro Sanitário Experimental para verificar a funcionalidade do sistema de drenagem. Na Figura 5.48 são apresentadas algumas das etapas dessa investigação.



Legenda: a) Escavação da cobertura do aterro próximo ao poço de inspeção; b) Antes da encerrar a escavação já era possível observar a presença de líquidos; c) Capim utilizado na proteção do dreno de líquidos – nota-se que o mesmo aparentemente encontrava-se em bom estado de conservação; d) Fluxo de líquidos observado; e) Brita utilizada na construção do dreno de líquidos e tubo de interligação entre o poço de inspeção e caixa de coleta de líquidos – nota-se que a brita está misturada com solo, devido ao revolvimento ocasionado pela reabertura ou pela colmatação; f) Colocação de brita para recomposição do dreno de líquidos.

Figura 5.48 – Investigação realizada no Aterro Sanitário Experimental para verificação do sistema de drenagem.

Essa verificação indicou que o sistema de drenagem estava funcionando, com os líquidos fluindo. No entanto, não há como afirmar que o desempenho do mesmo estava adequado. Assim, a variação do nível e geração de líquidos no Aterro Sanitário Experimental parece estar relacionada à combinação da ineficiência desse sistema de drenagem e à funcionalidade do sistema de cobertura do aterro, no que diz respeito à presença de trincas.

Outro fator que pôde ser observado é que o nível de líquidos também tem seu comportamento influenciado diretamente pela posição do sistema de drenagem implantado na base do aterro e o sistema de drenagem de gases, como pode ser observado na Figura 5.49, que apresenta exemplos dos perfis das leituras dos piezômetros em 5 momentos. Os piezômetros principais, construídos sobre as linhas de drenagem, indicam níveis mais baixos de líquidos.

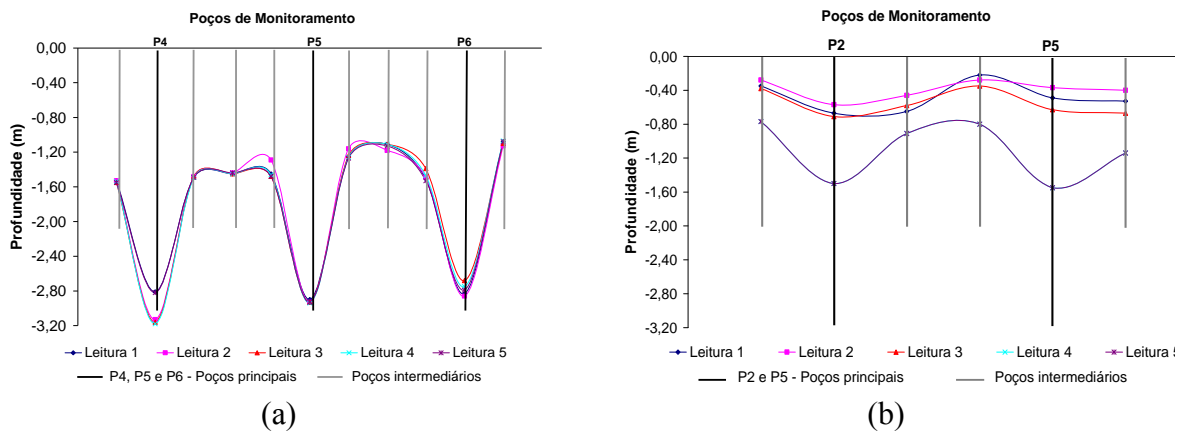


Figura 5.49 - Nível de líquidos lixiviados no interior do Aterro Sanitário Experimental

b) Volume saturado

A análise das leituras dos piezômetros, discutido no Item anterior, permitiu indicar qual o nível máximo de saturação que poderia estar ocorrendo no Aterro Sanitário Experimental e, conseqüentemente permitir determinar qual o volume do Aterro que, a princípio, estaria saturado, como mostrado na Figura 5.50.

Para determinar o volume saturado do aterro e traçar as superfícies de saturação, como mencionado no Capítulo 4, foi utilizado o programa *Surfer*. Na Figura 5.51 pode ser observada, como exemplo, uma das superfícies obtidas pelo programa mencionado. Para cada dia de monitoramento do aterro foi obtida uma superfície e o valor do volume saturado.

Considerando o volume total do Aterro Sanitário Experimental (inclusive o volume das partículas sólidas ou dos grãos), observa-se que nos períodos chuvosos o aterro encontrou-se próximo à saturação total.

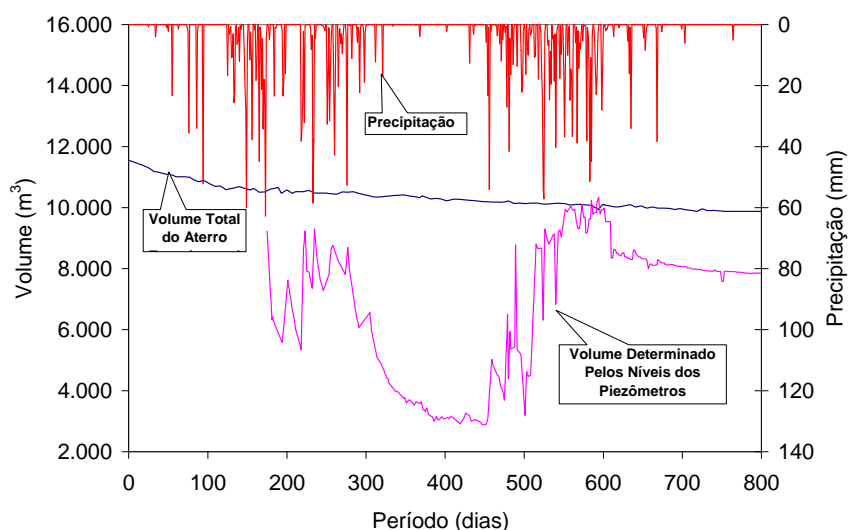


Figura 5.50 - Provável comportamento do nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental

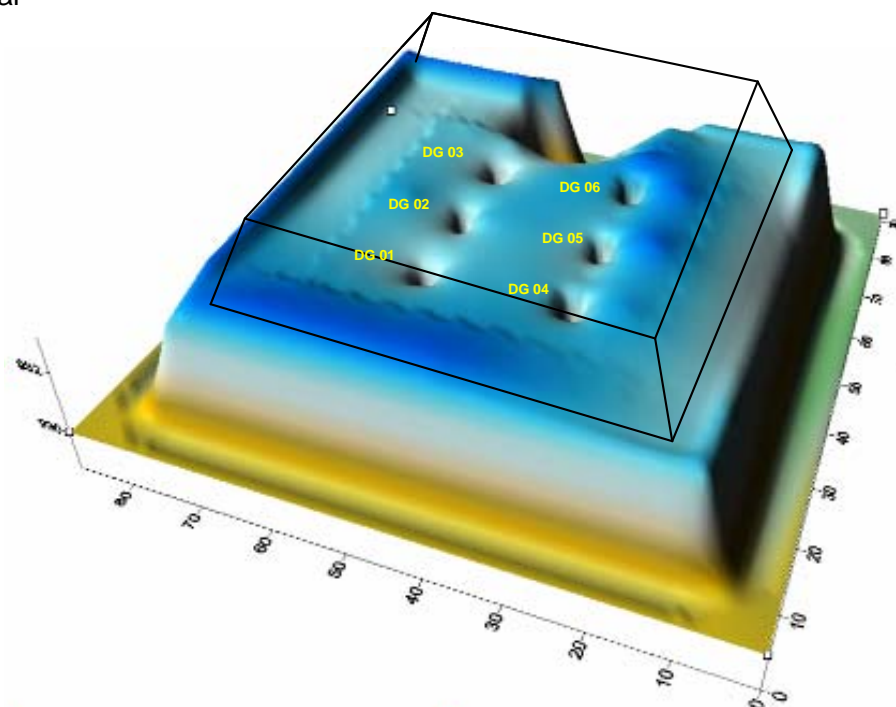


Figura 5.51 - Superfície típica dos níveis de líquidos lixiviados obtida por meio das leituras realizadas nos poços de monitoramento instalados no Aterro Sanitário Experimental

5.5.4 Balanço hídrico

O balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental foi avaliado considerando a variação da vazão diária teórica calculada e a medida em campo, assim como a variação do volume saturado real do interior do Aterro Sanitário Experimental, a partir da avaliação do conjunto de dados das leituras realizadas nos piezômetros e vazões medidas.

Buscou-se elaborar as curvas de vazão e volumes teóricos de líquidos lixiviados e compará-las com as elaboradas com os registros de campo. Para tanto, foi modelada diariamente a

estimativa de vazão e de volume de líquidos acumulados no interior do aterro, pelo método mencionado no Capítulo anterior.

Na Tabela 5.34 são apresentados alguns valores de parâmetros utilizados, que foram obtidos a partir dos registros do monitoramento operacional, dos ensaios de campo e laboratório e com a utilização de relações entre índices físicos. A temperatura média e precipitação foram obtidas junto às estações climatológicas mencionadas no Capítulo anterior.

Tabela 5.34 - Dados de entrada para a determinação do balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental

Material	Parâmetro	Tipo de Cobertura			Unidades
		Evapo-transpirativa	Capilar		
			Solo	Entulho	
Solo	Espessura média camada de cobertura	0,60	0,30	0,30	m
	Umidade (W_0)	20,43	20,43	17,50	%
	Peso específico (ρ)	2,07	2,07	1,41	g/cm^3
RSU	Espessura inicial média da camada de RSU		3,20		m
	Altura total do aterro		3,80		m
	Volume de RSU		5.773,18		m^3
	Área média do aterro		3.038,52		m^2
	Umidade base seca (W_0)		170,93		%
	Peso específico (ρ)		0,75		g/cm^3
	Peso específico dos grãos (ρ_s) (Farias, 2000)		2,27		g/cm^3

Comparação entre a vazão teórica e a vazão real

Nas Figuras 5.52 e 5.53 podem ser observadas as curvas de vazão gerada de líquidos lixiviados, observadas em campo, e a calculada, determinada pelo modelo de Thornthwaite e Mather.

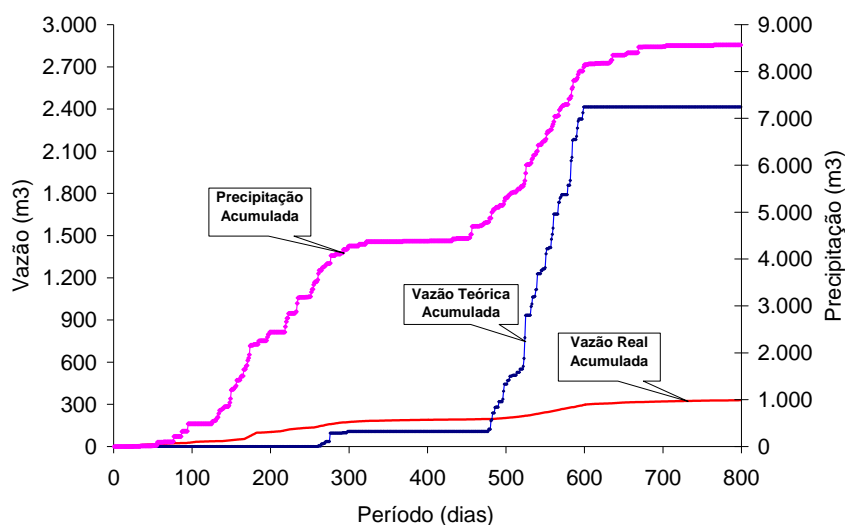


Figura 5.52 - Comparação entre a vazão real acumulada e a vazão teórica acumulada.

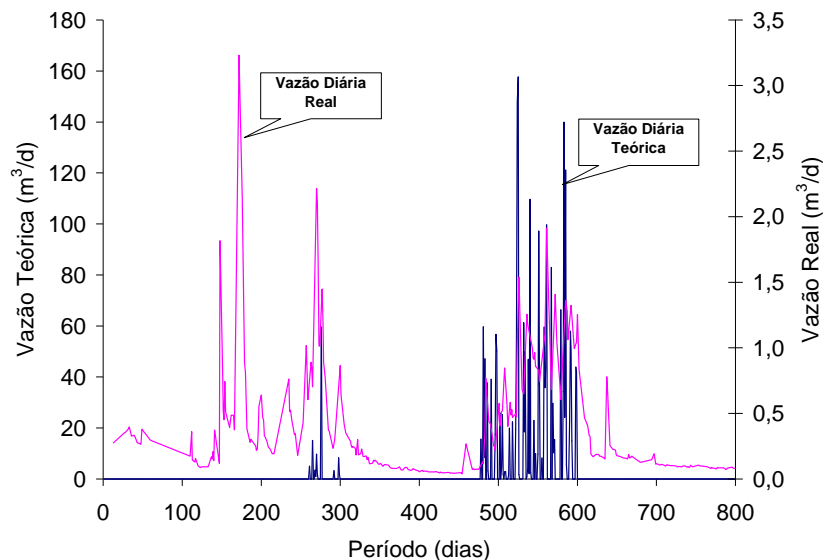


Figura 5.53 - Comparação entre vazão diária real e teórica

Nota-se que as vazões obtidas pelo modelo de Thornthwaite e Mather indicam que a capacidade de campo seria atingida aproximadamente ao final do primeiro período chuvoso, somente após o 250º dia de monitoramento. Posteriormente, observa-se um período em que não há vazão e, após o início do segundo período chuvoso, novamente é observada a vazão de líquidos. Entretanto, os dados de monitoramento de campo mostram que há geração de líquidos desde o fim do período de aterragem.

O método avaliado, por sua concepção, interpreta que o escoamento diário de líquidos ocorre apenas quando a capacidade de campo é ultrapassada, considerando os dados teóricos. No entanto, os dados de campo mostram que a geração e escoamento de líquidos ocorre desde o início do monitoramento, indicando que a capacidade de campo seria atingida antes da previsão do modelo e que, provavelmente, nas camadas mais baixas esta é atingida mais rapidamente. Isto talvez explique a ocorrência de vazões no período seco.

Outros aspectos relacionados à heterogeneidade dos resíduos podem levar ao comportamento observado, tais como presença de caminhos preferenciais e regiões dispersas na massa de resíduos onde, devido ao acúmulo de líquidos, a capacidade de campo tenha sido atingida.

Logo, a premissa de que o escoamento dos líquidos lixiviados de um aterro sanitário ocorre apenas após a capacidade de campo ser atingida não procede em parte, considerando o modelo teórico. Essa observação, a princípio, deve ser atribuída ao monitoramento realizado no Aterro Sanitário Experimental, sendo que sua extrapolação para aterros sanitários reais deve ser precedida de mais estudos e observações de campo que indiquem esse comportamento.

Verifica-se que a partir do 599º dia de monitoramento, pelo método teórico, a geração de líquidos se estabilizaria e a vazão se manteria constante, o que, a partir dos dados do monitoramento, não ocorre. Isso também se deve a uma falha do modelo teórico utilizado que, assim como outros modelos, consideram que o Aterro Sanitário funciona como um sistema fechado.

Na Figura 5.54 é apresentado estudo realizado por Padilla (2007), onde foi realizada uma comparação entre o volume de líquidos lixiviados simulados pelo modelo MODUELO e o volume medido em campo do Aterro Sanitário Experimental, no período de 25/06/2005 até 31/12/2006. Verificou-se que o volume de lixiviado simulado pelo modelo é superior ao volume medido, porém apresenta uma maior aproximação do que o modelo proposto por Thornthwaite e Mather.

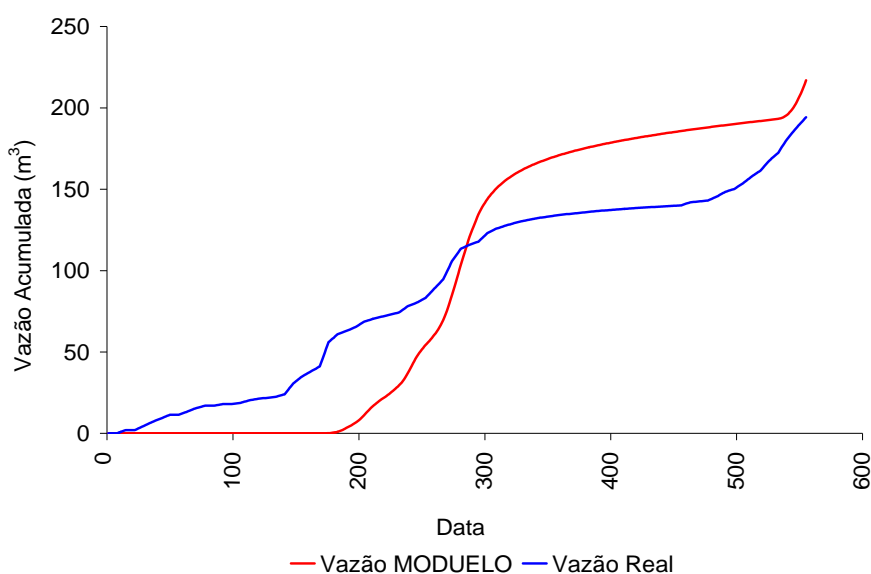


Figura 5.54 - Comparação entre vazão diária real acumulada e teórica acumulada, de acordo o modelo MODUELO (Padilla, 2007)

Por fim, conclui-se que para aplicação direta do Balanço Hídrico de Thornthwaite e Mather, ou Balanço Hídrico Climatológico, em aterros sanitários não se mostra totalmente adequado, e deve ser utilizado com cautela, haja visto que o mesmo, além de indicar que os líquidos seriam gerados após um determinado período, também demonstra que a vazão seria superestimada, como pode ser observado na Figura 5.52. Talvez fosse pertinente a adaptação desse, por meio da criação de um índice de perda de massa, e conseqüente variação da capacidade de campo, para os resíduos no interior do aterro, que melhorasse a previsão de geração de líquidos a longo prazo.

Comparação entre o volume acumulado de líquidos obtido pelos piezômetros e pelo modelo de Thornthwaite e Mather

Buscando-se determinar o volume real de líquidos e de vazios no interior do Aterro Sanitário Experimental, foi realizada uma simulação com o modelo de Thornthwaite e Mather, e os resultados comparados com volume baseado nos dados obtidos pelos piezômetros e formulação matemática proposta no Item 4.4.5.

Na Figura 5.55, são apresentados graficamente os resultados da comparação entre o volume diário de líquidos acumulados teórico no interior do Aterro Sanitário Experimental e o real observado. Pelo modelo teórico avaliado, nota-se que o volume de líquidos no interior do aterro apresenta variação, ou aumento na quantidade retida, apenas após o 5º mês de monitoramento, quando há um acréscimo no volume, coincidente com o período chuvoso.

Após esse período, durante a estiagem não há nenhuma contribuição e pelo modelo de Thornthwaite e Mather também não há perda, o que não é verdade, pois os dados demonstram que havia vazão de líquidos. Posteriormente, quando o segundo período chuvoso se inicia, observa-se um pequeno acréscimo do volume de líquidos acumulados no aterro, tendendo à estabilização após esse período, indicando que os RSU atingiram sua capacidade de campo. Teoricamente, a partir desse momento não haverá mais variação do volume acumulado no interior do aterro, fato esse que não corresponde ao registro dos piezômetros.

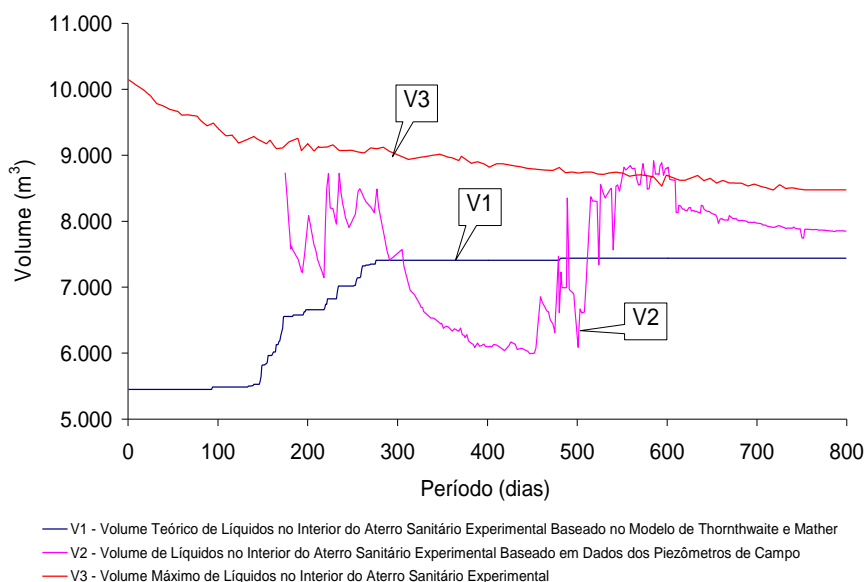


Figura 5.55 - Comparação entre os volumes teóricos, medido e máximo admissível do aterro.

Nos períodos de chuva o volume baseado nas leituras dos piezômetros indica valores superiores aos determinados pelo modelo Thornthwaite e Mather. Da mesma forma que no

período de seca, como sugerem os resultados e a metodologia adotada, o volume de líquidos no interior do Aterro, segundo o modelo de Thornthwaite e Mather, seria maior que o determinado pelos níveis verificados nos piezômetros.

Os resultados indicam que em alguns momentos o volume de líquidos no interior do aterro, baseado nos resultados obtidos pelos piezômetros e formulação matemática proposta, seria maior que o volume de vazios máximo real do aterro.

Logo, conclui-se que, apesar das leituras indicarem que o aterro estaria saturado em todas as profundidades abaixo dos níveis registrados nos piezômetros, os resultados sugerem que esta saturação de fato não ocorre. Ou seja, a saturação provavelmente não é uniforme no interior do aterro sanitário.

A variação do volume observada pelos dados de campo indica um comportamento mais realístico, com o volume de líquidos no interior do aterro variando em sintonia com os períodos de chuva e seca.

Comparação dos volumes acumulados de precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração real

Na Figura 5.56 são apresentados os resultados dos volumes acumulados de vazão, precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração real, determinados pelo modelo de Thornthwaite e Mather.

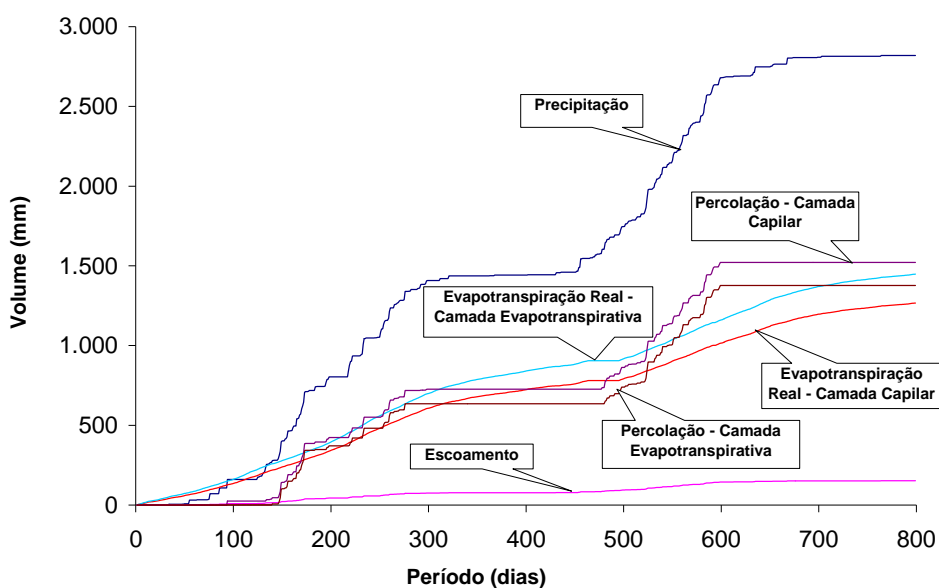


Figura 5.56 - Comparação dos volumes acumulados de precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração real

Nota-se que a evapotranspiração e a geração de percolados entre as camadas evapotranspirativa e capilar praticamente não apresentaram diferenças de valores. A pouca diferença observada se deve provavelmente às diferentes configurações adotadas para as camadas.

Comparação dos volumes retidos nas duas configurações de camada de cobertura

Na Figura 5.57 são apresentadas as curvas dos volumes retidos nas camadas de cobertura capilar e evapotranspirativa observadas no Aterro Sanitário Experimental, segundo o modelo teórico proposto por Thornthwaite e Mather. Assim como observado para a análise realizada no Item 5.4.2 (Figura 5.57), nota-se que a camada evapotranspirativa apresentou uma melhor eficiência que a capilar, tendo permitido um maior acúmulo de água.

Pelo modelo, nos períodos chuvosos verifica-se que ambas as camadas não conseguem impedir a infiltração das águas de chuva, sendo que em diversos momentos a capacidade de campo do solo utilizado é ultrapassada.

Isto sugere, segundo o modelo, que o material utilizado seria inadequado e/ou as configurações empregadas e suas características poderiam não ser adequadas da forma como foram propostas.

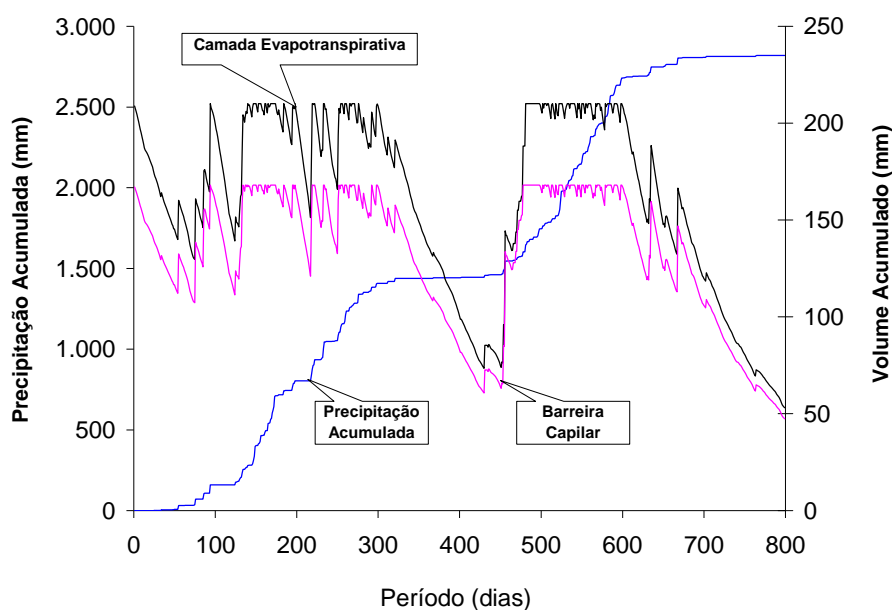


Figura 5.57 - Volume de água acumulado nas camadas de cobertura.

5.5.5 Considerações finais

O estudo do balanço hídrico do Aterro Sanitário Experimental permitiu avaliar a influência de algumas condições de contorno que não são passíveis de serem obtidas em experimentos de laboratório, assim como permitiu avaliar o seu comportamento hídrico.

Verificou-se que a aplicação da metodologia teórica proposta não apresentou bom desempenho, o que se deve provavelmente à dificuldade de reproduzir matematicamente as condições de campo e as diversas interferências que podem afetar os aterros em escala real, basicamente devido à grande heterogeneidade dos resíduos, à existência de trincas, à variação das propriedades dos resíduos ao longo do tempo e à eficiência do sistema de drenagem.

Contudo, o estudo sugere que os níveis geralmente obtidos em poços de monitoramento de líquidos lixiviados ou piezômetros em aterros sanitários não necessariamente representam a saturação total da massa de resíduos abaixo dos níveis medidos, confirmando a heterogeneidade dos RSU.

Verificou-se também que há relação entre os dados monitorados de precipitação e vazão, que pode ter tido como causa a ocorrência de trincas e fissuras na camada de cobertura.

5.6 Caracterização dos líquidos lixiviados

5.6.1 Considerações iniciais

A caracterização dos líquidos lixiviados decorrente da decomposição da fração orgânica dos resíduos, pela digestão anaeróbia, foi realizada, principalmente, por meio da análise da evolução de suas características físico-químicas e, de forma complementar, pelos resultados do monitoramento dos gases gerados no processo. Algumas análises em amostras de sólidos no interior do Aterro Sanitário Experimental também foram realizadas. A seguir é apresentada uma avaliação do comportamento desses líquidos.

5.6.2 Discussão dos resultados

A caracterização dos líquidos lixiviados gerados foi realizada por meio da avaliação da evolução com o tempo de alguns parâmetros físico-químicos, a partir de campanhas de amostragem no Aterro Sanitário Experimental e de ensaios laboratoriais, referentes ao período

de 790 dias, conforme descritos no Item 3.8.2. No Anexo V são apresentados os resultados obtidos para os 23 parâmetros avaliados nas campanhas realizadas.

A seguir, para cada parâmetro, são apresentadas Tabelas, onde são sumarizados os resultados da análise estatística descritiva, Figuras que ilustram a evolução desses parâmetros com o tempo, em termos de concentrações, em mg/L, e carga efluente, em g/d, esta obtida conforme descrito no Capítulo 4, e diagramas do tipo Box Plot. São também apresentados os limites estabelecidos pela legislação brasileira, especificamente a Resolução N° 357 do CONAMA (CONAMA, 2005), a qual estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água. A escolha dessa legislação se deveu apenas para aferir o potencial poluidor dos líquidos lixiviados, caso os mesmos fossem lançados em algum curso d'água.

Com o objetivo de avaliar o comportamento das concentrações e cargas efluentes, foram comentados aspectos relativos à influência dos períodos chuvosos e secos (outubro de 2005 a março de 2006, entre o 70° e 281° dia de monitoramento e, de setembro de 2006 a fevereiro de 2007, entre o 435° e 646° dia de monitoramento).

5.6.2.1 Análises realizadas pela UFMG

Como mencionado no Capítulo 4, essas análises tiveram como objetivo apenas comparar os resultados obtidos pelo monitoramento do Aterro Sanitário Experimental com análises realizadas no mesmo período por outro laboratório.

Os resultados das análises realizadas pelo Laboratório da UFMG são apresentados na Tabela 5.35, enquanto que na Tabela 5.36 são apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento do Aterro Sanitário Experimental no mesmo período e para os mesmos parâmetros.

Os resultados observados não se apresentaram muito próximos, porém, em sua maioria, na mesma ordem de grandeza. Isto pode ser atribuído à diferentes procedimentos de análise e metodologias adotadas pelos laboratórios.

Tabela 5.35 - Resultados de análises físico-químicas realizadas pelo Laboratório de Resíduos da UFMG

Parâmetro	Unidade	nov/05	jan/06	fev/06	jan/07	Jun/07*	Jun/07*
DBO	mg/L	-	170	-	200	115	120
DQO	mg/L	-	1.259	-	539	922	805
Cloretos	mg/L	-	558	-	222	-	-
pH	-	7,3	6,9	6,8	7,1	-	-
Alcalinidade	mg/L	-	2.635	-	1.244	-	-
Sólidos totais voláteis - SSV	mg/L	-	-	-	-	100	40
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	mg/L	-	212	-	86	2.035	2.035

*Dias 13 e 27 de junho de 2007.

Tabela 5.36 - Resultados de análises físico-químicas realizadas no mesmo período que o Laboratório de Resíduos da UFMG

Parâmetro	Unidade	nov/05	jan/06	fev/06	jan/07	jun/07*	jun/07*
DBO	mg/L	-	427	-	335	447	373
DQO	mg/L	-	723	-	694	696	1.336
Cloretos	mg/L	-	926	-	137	171	174
pH	-	7,4	7,2	7,2	6,9	7,6	7,6
Alcalinidade	mg/L	-	-	-	1.434	6.625	6.788
Sólidos totais voláteis - SSV	mg/L	-	557	-	564	1.207	1.037
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	mg/L	-	639	-	266	2.255	1.321

* Nesse período foram coletadas amostras em 02/06/2007 e em 09/02/07.

5.6.2.2 Variação das concentrações e cargas efluentes

Como poderá ser observado na discussão dos resultados dos parâmetros físico-químicos do Aterro Sanitário Experimental, a provável infiltração das águas de chuva pela camada de cobertura pode ter ocasionado nos períodos de maior precipitação uma lixiviação dos resíduos, que pôde ser notada na carga efluente, por meio da elevação desta nesses períodos, como sugerem os resultados.

Isto se deve ao fato de, possivelmente, existirem resíduos orgânicos em decomposição em todo o Aterro Sanitário Experimental, talvez mais concentrados em alguns pontos, e quando geram os líquidos lixiviados, estes são em quantidade insuficiente para percolar e atingir o sistema de drenagem do aterro, ficando acumulado no seu interior.

Quando há a infiltração das águas de chuva, ocorre a lixiviação dessa massa de resíduos orgânicos e líquidos dispersos no interior do aterro ocasionando uma elevação das cargas efluentes.

Era de se esperar que a partir do segundo período chuvoso as concentrações das cargas efluentes diminuíssem. No entanto, isto não foi observado, provavelmente devido ao fato dos

líquidos não seguirem os mesmos caminhos dentro do aterro durante períodos chuvosos diferentes, e assim lixiviarão outras regiões onde os líquidos estariam acumulados.

Na Figura 5.58 é apresentado um esquema que ilustra a possível infiltração de águas de chuva e sua influência sobre as cargas efluentes finais.

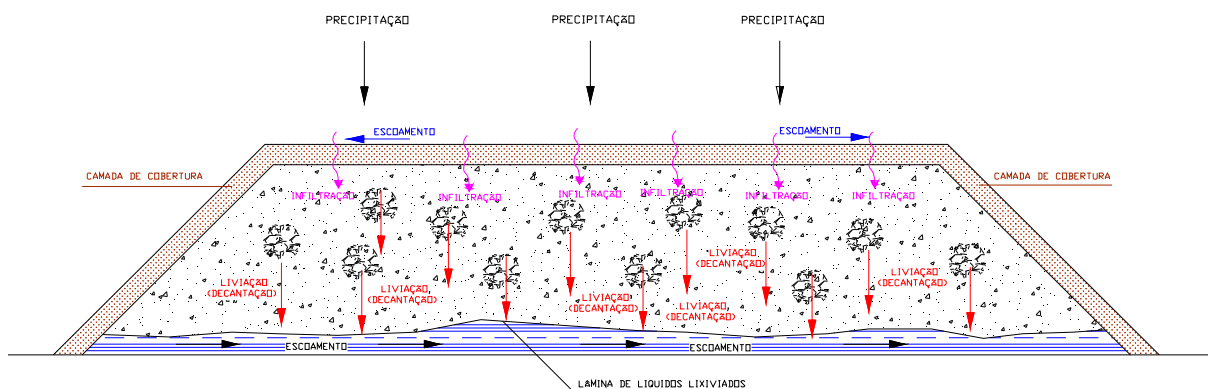


Figura 5.58 - Infiltração de águas de chuva, lixiviação dos RSU e percolação de líquidos lixiviados

Além disso, também poderá ser observado que em muitos casos essa possível infiltração de águas de chuva contribuiu para que houvesse diluição dos líquidos lixiviados.

5.6.2.3 Definição das fases de degradação

Para auxiliar a análise do comportamento e caracterização da qualidade dos líquidos lixiviados, foram determinadas as fases da digestão anaeróbia considerando:

- Resultados das análises físico-químicas de líquidos lixiviados;
- Concentração de biogás (metano e dióxido de carbono)
- Tempo de início das fases segundo a literatura, como comentado no Capítulo 3.

Destaca-se que, para definir claramente as fases da digestão anaeróbia, seria necessária a realização de análises físico-químicas e bacteriológicas na fração orgânica sólida dos resíduos dispostos, assim como outras análises dos líquidos lixiviados.

Os resultados observados para os líquidos lixiviados sugerem a ocorrência de duas fases, uma ácida, até o 110º dia de monitoramento, aproximadamente, e a segunda, metanogênica, que vinha ocorrendo até o 800º dia (agosto/2007). Nota-se que a fase ácida ocorreu rapidamente,

semelhante ao comportamento observado para o aterro sanitário de Belo Horizonte, conforme descrito por Catapreta *et al* (2007b). Tal fato é comentado mais à frente neste trabalho.

Na Figura 5.59 é apresentada a representação gráfica destas fases, baseada nos resultados obtidos no Aterro Sanitário Experimental e na sugestão de comportamento descrito em Pohland e Harper (1985), *apud* Coelho (2005).

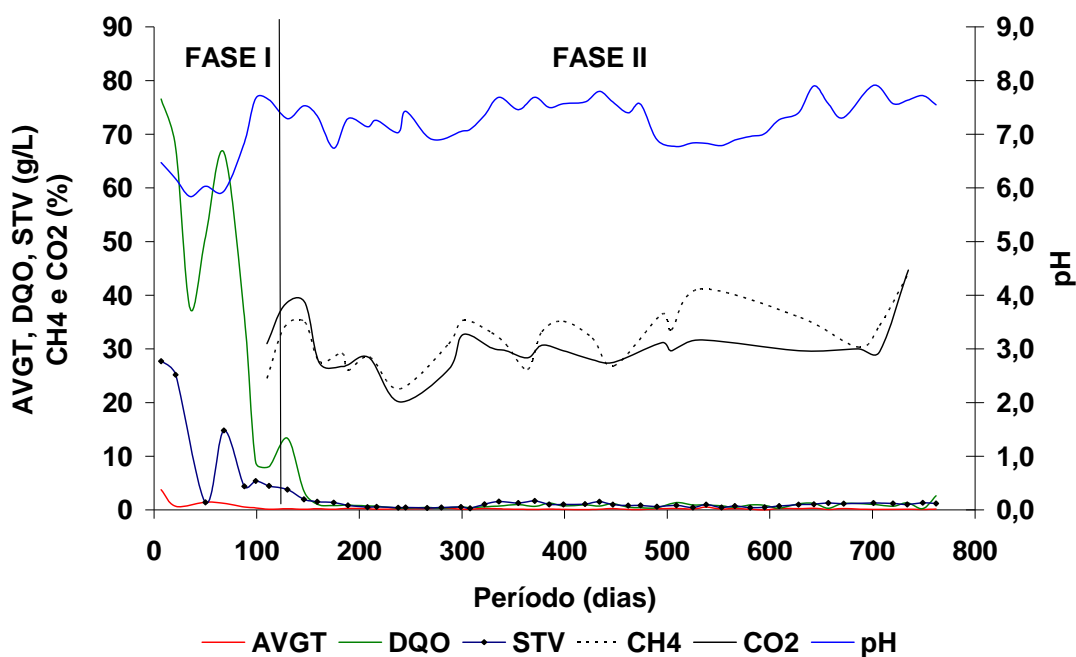


Figura 5.59 - Fases da estabilização dos resíduos dispostos no Aterro Sanitário Experimental

5.6.2.4 Sistema ácido-base

O sistema ácido-base foi avaliado pelos parâmetros pH, alcalinidade e concentração de ácidos graxos voláteis (AGVT). Estes três parâmetros são intimamente relacionados entre si, sendo igualmente importantes para o controle e a operação adequada dos processos anaeróbios (Chernicharo, 1997).

A Tabela 5.37 apresenta a estatística descritiva dos resultados de pH e AGVT dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental, enquanto que nas Figuras 5.60 a 5.61 pode ser verificada a evolução temporal desses parâmetros e a distribuição dos resultados durante as Fases da digestão anaeróbia observada, com indicação dos valores máximos, mínimos, percentis (10% - 90%) e quartis (25% - 75%) e mediana.

Tabela 5.37 - Estatística descritiva dos resultados de pH e Ácidos Graxos Voláteis (AGVT) dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental

Fase	Parâmetro	Potencial Hidrogeniônico	Ácidos Graxos Voláteis
		(pH)	(AGVT)
		-	mg/L
1	N ⁽¹⁾	7	6
	Média	6,3	1.336
	Mediana	6,2	955
	Mínimo	5,8	363
	Máximo	6,8	3.770
	Desvio Padrão	0,36	1.258
	Coefficiente de variação	0,06	0,94
	1º Quartil	6,00	591
	3º Quartil	6,5	1.368
	Amplitude inter-quartis	0,48	777
2	N	44	43
	Média	7,3	181
	Mediana	7,4	175
	Mínimo	6,7	12
	Máximo	8,4	496
	Desvio Padrão	0,37	86
	Coefficiente de variação	0,05	0,48
	1º Quartil	7,0	128
	3º Quartil	7,6	234
	Amplitude inter-quartis	0,55	106

⁽¹⁾ O número de amostras pode variar em função do número de amostragens válidas.

Potencial hidrogeniônico (Ph)

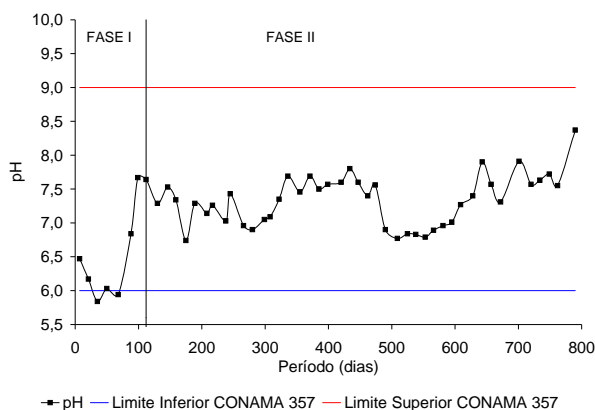


Figura 5.60 - Evolução do comportamento do pH

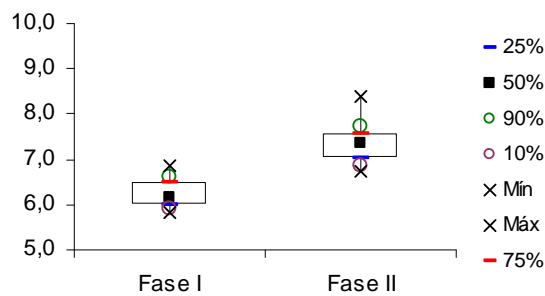


Figura 5.61 - Distribuição dos resultados do pH

A partir dos dados apresentados na Tabela 5.37, pode-se observar que o pH dos líquidos lixiviados apresentou uma evolução típica do processo de digestão anaeróbia em aterros sanitários, onde inicialmente o pH apresenta valores abaixo da neutralidade pH = 7 (até o 100º dia de monitoramento, aproximadamente), caracterizando um ambiente ácido no interior da massa de resíduos.

Isto se deve, provavelmente em função do acúmulo de ácidos voláteis, devido à fase acidogênica. Posteriormente, verificaram-se valores mais elevados, com pH acima de 7, caracterizando um ambiente alcalino e indicando a transição da fase ácida para a fase metanogênica.

Esta evolução do comportamento do pH, e a elevação do mesmo com o tempo, sugerem também que há a decomposição do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, pois o nitrogênio presente está predominantemente na forma amoniacal.

Os valores de pH, na Fase I, permaneceram entre 5,8 e 6,8, com desvio padrão de 0,36. Durante a Fase II, caracterizada entre o 100º e o 790º dia de monitoramento, os valores situaram-se entre 6,7 e 8,4, com desvio padrão de 0,37.

Os valores observados para a Fase II, estão em conformidade com Van Haandel e Lettinga (1994), que indicam valores de pH acima de 6,5, variando até próximo de 7, como ideais para o desenvolvimento da fase metanogênica da digestão anaeróbia.

Nota-se que a partir do 490º dia houve uma pequena redução dos valores de pH, podendo-se observar que o mesmo passou a se manter em torno de pH=6,8. Estes valores baixos foram observados até aproximadamente o 600º dia, quando voltaram a níveis superiores a 7,0. Um dos fatores que pode ter interferido nos valores observados foi o período chuvoso, que se estendeu de outubro de 2006 a fevereiro de 2007, na região onde se encontra instalado o Aterro Sanitário Experimental, que contribuiu para o aumento das vazões de líquidos lixiviados, conforme apresentado na Figura 5.39, podendo ter ocasionado sua diluição.

Em parte do período chuvoso anterior (outubro de 2005 a março de 2006) também foi observada uma redução dos valores de pH, porém menos acentuada que a verificada no último período chuvoso.

Do ponto de vista de atendimento à legislação ambiental pode-se observar que, à exceção de duas análises, todos os demais valores situaram-se na faixa preconizada pela Resolução 357 do CONAMA.

Ácidos Graxos Voláteis (AGVT)

Os valores iniciais de AGVT indicaram uma alta variação entre 363 e 3.770 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 1.336 mg/L. Na Fase II os valores mínimo e máximo

observados foram de 12 e 496 mg/L, com média de 180,91 mg/L. As Figuras 5.62 e 5.63 ilustram a evolução temporal dos AGVT e a estatística descritiva realizada para os resultados observados para esse parâmetro.

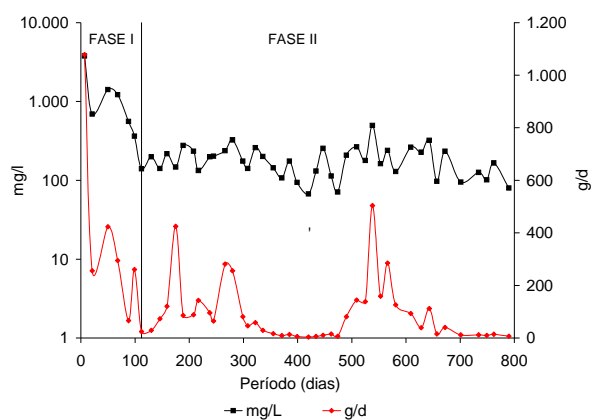


Figura 5.62 - Evolução do comportamento dos AGVT

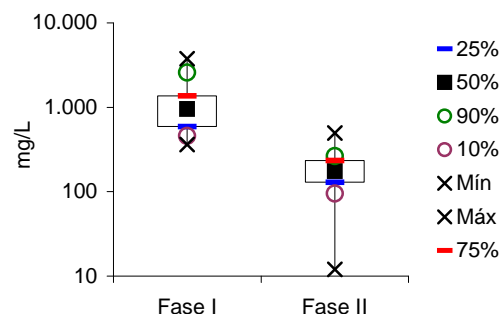


Figura 5.63 - Distribuição dos resultados dos AGVT

A primeira análise indicou uma elevada concentração de ácidos voláteis, provavelmente em função da idade do aterro, cuja característica do meio tende a ser ácida quando novo. Os resultados de AGVT quando comparados com os de pH parecem estar coerentes, podendo ser observada uma alta concentração de ácidos no início do processo, seguido de uma queda acentuada.

Como o pH do meio pode ser afetado pela produção de ácidos voláteis, nota-se que a partir do 110º dia houve uma redução da concentração de ácidos voláteis e aumento de pH, o que pode estar indicando que estas variações estão relacionadas com o processo de digestão anaeróbia, assim como sugerem que a produção de ácidos foi reduzida no interior do Aterro Sanitário Experimental.

No entanto, os resultados indicam elevação dos teores de ácido, assim como uma redução para o pH durante o período chuvoso (Figura 5.60).

Nota-se que os valores dos ácidos voláteis são mais baixos nos períodos secos e mais elevados nos períodos chuvosos, possivelmente pela ação das águas de chuva que adentram as células do aterro, provocando o efeito de lixiviação, tendo como consequência o aumento na concentração de ácidos nos líquidos lixiviados.

Analisando o pH nesse período, verifica-se que o mesmo torna-se mais ácido, contribuindo para uma maior produção de ácidos, estando coerente com o aumento dos AGVT. No entanto, para o nitrogênio amoniacal, os resultados indicaram que houve diluição de sua concentração nesse período, sendo que se esperava que ocorresse o contrário.

Como comentado, um dos possíveis fatores que pode ter contribuído para tal seja a infiltração de águas de chuva no Aterro Sanitário Experimental. Segundo Figuerêdo (1994), a ocorrência de chuvas ácidas na Região Metropolitana de Belo Horizonte é comum, sendo que os municípios de Betim, Contagem e Belo Horizonte estão sujeitos à precipitação ácida, com chuvas de acidez livre moderada, com valor médio de mais de 3,0 vezes superior ao esperado em uma atmosfera acidificada naturalmente pelo CO₂ atmosférico. Este fato pode ter contribuído para que os parâmetros apresentassem tal comportamento.

Quanto à carga efluente, os resultados indicam elevação dos teores de AGVT durante o período chuvoso, que pode estar relacionado à lixiviação da massa de resíduos, como discutido no Item 5.6.2.2.

Tem-se também que nos processos de digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, quando acontece redução da concentração dos ácidos graxos voláteis, proporcionalmente ocorre um acréscimo acentuado do percentual de gás metano no biogás. No Aterro Sanitário Experimental não foi possível verificar isto com clareza, já que as concentrações de biogás começaram a ser realizadas apenas 4 meses após ter sido finalizada a aterragem, conforme comentado no Item 5.7.

Após o estabelecimento da segunda fase do processo de digestão anaeróbia, os valores médios dos gases mensurados, notadamente o CH₄, apresentaram concentrações acima de 35%, ao passo que foram verificadas baixas concentrações de AGVT, em relação aos valores iniciais, o que pode estar relacionado ao descrito no parágrafo anterior.

Alcalinidade

Devido à capacidade de tamponamento de um meio ácido, a alcalinidade tem sido um parâmetro muito utilizado na prática do tratamento de efluentes. Na digestão anaeróbia de resíduos, a alcalinidade é importante para a manutenção do equilíbrio entre as fases de produção de ácidos e a metanogênese.

Alguns autores têm sugerido que o monitoramento da alcalinidade em sistemas de digestão anaeróbia é muito mais eficaz que o monitoramento do pH, pois enquanto a escala do pH é logarítmica, a escala da alcalinidade é linear (Amaral, 2007).

Na caracterização dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental, a análise mais apurada do sistema ácido-base foi prejudicada pela inviabilização do uso dos resultados da Alcalinidade Carbonato, uma vez que se esbarrou no limite de detecção do aparelho utilizado pelo laboratório. No entanto, destaca-se que todos os valores foram abaixo de 2 mg/L CaCO₃. Não há limite legal para descarte, o que de certa maneira também inviabiliza uma análise deste parâmetro do ponto de vista de legislação.

Entretanto, foram realizadas algumas análises de Alcalinidade Bicarbonato, sendo os resultados apresentados na Figura 5.64 e Tabela 5.38. Por terem sido realizadas poucas análises, não foi realizada a estatística descritiva das mesmas.

Tabela 5.38 - Resultados da Alcalinidade Bicarbonato

Data	Dias	Número da Análise	Alcalinidade Bicarbonato (mg/L CaCO ₃)
30/06/2005	7	1	10.450
10/01/2007	566	2	1.434
08/02/2007	595	3	1.075
13/03/2007	628	4	1.875
28/03/2007	643	5	188
11/04/2007	657	6	5.175
26/04/2007	672	7	5.975
13/06/2007	720	8	6.625
27/06/2007	734	9	6.788
12/07/2007	749	10	6.225
25/07/2007	762	11	6.913
22/08/2007	790	12	4.744

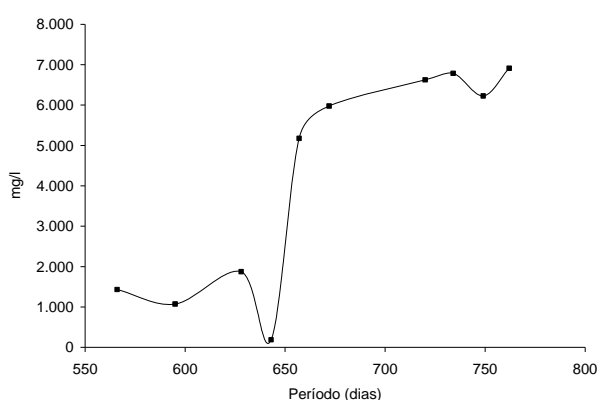


Figura 5.64 - Evolução da Alcalinidade Bicarbonato

Nota-se que a primeira análise, realizada 7 dias após a finalização da aterragem de resíduos apresentou valor elevado, como era de se esperar. Valores elevados também foram observados por Segato e Silva (2000) (8.500 e 13.500 mg/L CaCO₃). Os altos valores de alcalinidade bicarbonato nesta Fase podem estar associados, provavelmente, à elevada concentração de nitrogênio amoniacal, como destacado por Felizola *et al.* (2006), apesar da concentração de AGVT ser elevada.

Nas análises realizadas após 560 dias decorridos desde a aterragem, os resultados apresentaram-se inferiores, conforme pode ser observado na Tabela 5.37.

Deve-se considerar que a alcalinidade total é função da alcalinidade devido a bicarbonato e a ácidos voláteis. No caso dos líquidos lixiviados, e no início do processo de bioestabilização, os resíduos orgânicos produzem lixiviados com baixa alcalinidade a bicarbonato e elevada alcalinidade devido a ácidos voláteis. À medida que o processo entra na fase de equilíbrio dinâmico, a alcalinidade a bicarbonato passa a ser mais representativa quantitativamente (Leite *et al.*, 2003), embora em aterros brasileiros a alcalinidade a bicarbonato se faz presente ao longo de todo o processo.

Apesar das poucas análises realizadas, os resultados sugerem que este comportamento foi observado no Aterro Sanitário Experimental, já que no início do monitoramento a concentração de AGVT e a alcalinidade bicarbonato eram elevadas.

Verifica-se também que no período chuvoso, a concentração da alcalinidade reduziu bastante, indicando uma possível diluição. Após esse período, as concentrações elevaram-se novamente.

Por fim, destaca-se que o pH alcalino e alguns tipos de resíduos contendo teores mais elevados de gesso, cimento e cal, como os de construção civil, e que provavelmente foram dispostos no Aterro Sanitário Experimental, são fonte de alcalinidade. A participação dessas possíveis fontes deve ser considerada quando da análise desse parâmetro em líquidos lixiviados de aterros sanitários operando em escala real, como foi o caso do Aterro Sanitário Experimental.

5.6.2.5 Matéria Orgânica

A avaliação do teor de matéria orgânica presente nos líquidos lixiviados procedeu-se por meio da avaliação da Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO₅, Demanda Química de Oxigênio - DQO e da relação DBO₅/DQO.

A Tabela 5.39 apresenta a estatística descritiva dos resultados de DBO₅, DQO e da relação DBO₅/DQO dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental, enquanto que nas Figuras 5.65 a 5.70 pode ser verificada a evolução temporal desses parâmetros e a distribuição dos resultados durante as fases da digestão anaeróbia observadas.

Os resultados indicam comportamento variável ao longo do tempo para os parâmetros físico-químicos relacionados à transformação da matéria orgânica (DBO₅, DQO e DBO/DQO), sendo que suas concentrações são extremamente variáveis, com valores característicos de aterros mais velhos e de aterros mais novos, segundo dados da literatura.

Tabela 5.39 - Estatística descritiva dos resultados de DBO, DQO e Relação DBO/DQO dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.

Fase	Parâmetro	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	Demanda Química de Oxigênio - DQO	Relação DBO/DQO
		mg/L	mg/L	
1	N	-	7	-
	Média	-	49.165	-
	Mediana	-	50.790	-
	Mínimo	-	8.870	-
	Máximo	-	76.536	-
	Desvio Padrão	-	23.544	-
	Coefficiente de variação	-	0,48	-
	1º Quartil	-	36.847	-
	3º Quartil	-	67.131	-
	Amplitude inter-quartis	-	30.284	-
2	N	41	44	41
	Média	589	1.319	0,37
	Mediana	185	798	0,29
	Mínimo	51	230	0,06
	Máximo	5.747	13.358	1,00
	Desvio Padrão	1.188	2.228	0,23
	Coefficiente de variação	2,02	1,69	0,62
	1º Quartil	150	501	0,19
	3º Quartil	494	1090	0,50
	Amplitude inter-quartis	344	589	0,31

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores iniciais da DQO apresentaram-se elevados (Fase I), variando de 36.144 mg/L a 76.536 mg/L, que é uma característica desses líquidos em aterros novos, onde há grande disponibilidade de matéria orgânica facilmente degradável.

Valores elevados também foram observados por El-Fadel *et al.* (2002). Os autores verificaram variação de DQO entre 45.000 mg/L e 120.000 mg/L até o 160 ° de aterramento. Valores elevados também foram verificados para o aterro sanitário de Belo Horizonte, onde os resultados do monitoramento de uma Célula de aterramento contendo resíduos novos indicam valores superiores a 40.000 mg/L (Catapreta *et al.*, 2007b).

Valores elevados também foram verificados em um aterro experimental implantado pela Universidade de Caxias do Sul (Pessin *et al.*, 2003), sendo observadas DQO na ordem de 31.000 mg/L.

Verificou-se que, assim como o pH, a partir do mês de setembro de 2005 (100° dia, aproximadamente), os valores observados passaram a apresentar um decréscimo na concentração em relação aos valores iniciais, o que pode estar relacionado à evolução do processo de digestão anaeróbia.

Analisando o conjunto de resultados na Fase I, verifica-se que os valores de DQO variaram entre 8.870 e 76.536 mg/L, enquanto que na Fase II o valor mínimo observado foi de 230 mg/L e máximo de 13.538 mg/L.

Os resultados mostram poucas variações significativas das concentrações de DQO com os períodos chuvosos e de estiagem na Região de Belo Horizonte. Avaliando a carga efluente, verifica-se que durante o segundo período chuvoso (435° e 646° dia de monitoramento), os resultados apontam para um aumento da concentração da DQO nos líquidos lixiviados, que pode ter sido provocado pela lixiviação da massa de resíduos,

A DQO também não possui limite legal para lançamento *in natura* em corpos d'água. No entanto, quanto menor for a sua concentração, menor será o impacto sobre o curso d'água receptor, se este for o destino final dos líquidos lixiviados.

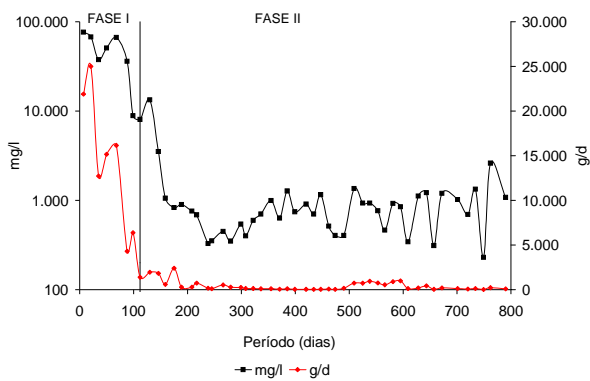


Figura 5.65 - Evolução do comportamento da Demanda Química de Oxigênio

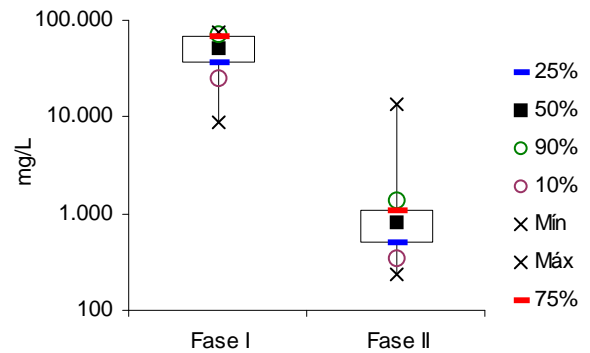


Figura 5.66 - Distribuição dos resultados da DQO

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Quanto à DBO, essa análise também foi prejudicada pelo limite de detecção do aparelho utilizado na realização das primeiras análises. Esse fato sugeriu que os valores iniciais observados para a DBO eram tão elevados como os valores de DQO.

No entanto, a partir do mês de outubro de 2005, foi possível realizar as análises de forma a obter os resultados. Quanto ao comportamento deste parâmetro, sua avaliação foi prejudicada pelo exposto anteriormente, porém aparentemente seguiu o mesmo comportamento da DQO, com os resultados indicando valores mais elevados nas primeiras análises, mostrando uma tendência a redução ao longo do período de monitoramento.

O valor médio observado foi de 589 mg/L (o valor mínimo observado foi de 51 mg/L e máximo de 5.747 mg/L). Os baixos valores observados nas últimas análises, quando comparadas com as iniciais, sugerem uma tendência à estabilização do aterro, assim como uma baixa degradabilidade da matéria orgânica ainda presente no aterro.

Deve-se considerar também que a infiltração de água nos períodos chuvosos no corpo de um aterro, com o conseqüente aumento da produção de líquidos lixiviados, pode causar, por um lado, a diluição e, por outro, aumentar o efeito de lixiviação tendo como conseqüência o aumento nas concentrações dos líquidos lixiviados (Monteiro, 2003). Nesse sentido, para a DBO, os resultados sugerem haver relação de suas concentrações com os períodos de estiagem e chuvoso na região do Aterro Sanitário Experimental, como pode ser observado na Figura 5.67.

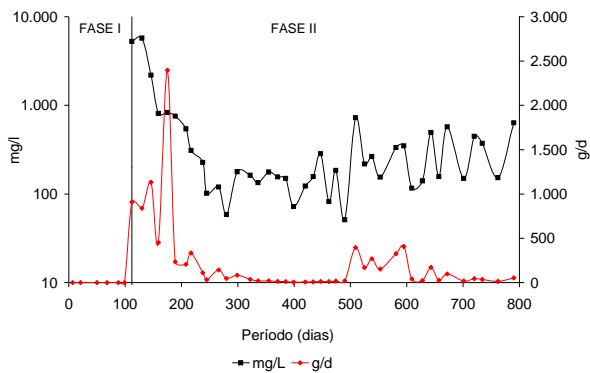


Figura 5.67 - Evolução do comportamento da DBO

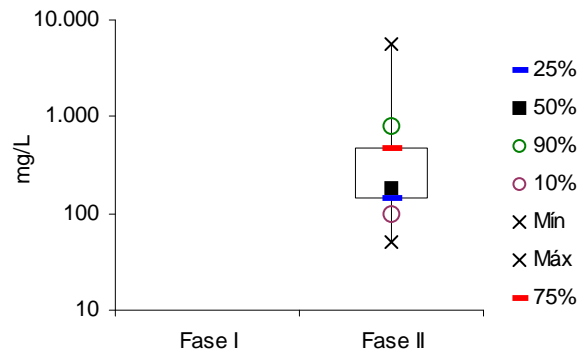


Figura 5.68 - Distribuição dos resultados do DBO

Os resultados das análises de DBO também devem ser avaliados com mais critério, já que a condução do ensaio para determinação da sua concentração pode estar sujeita a interferências, tais como a existência de materiais lentamente degradáveis. No presente estudo, estas interferências não foram consideradas, sendo as análises executadas em conformidade com o procedimento padronizado no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

Relação DBO/DQO

A análise da relação DBO/DQO é realizada geralmente para auxiliar na avaliação do processo de digestão anaeróbia e, por conseguinte, de suas etapas. Segundo Monteiro (2003) a relação DBO/DQO também é utilizada como indicador da biodegradabilidade da fração orgânica.

Em relação ao comportamento dessa relação, esta apresentou valores bastante variados e foi prejudicada pela não obtenção dos valores de DBO no início das análises. No entanto, conforme citado por Junqueira (2000), os valores mais elevados dessa relação, em torno de 0,70, são característicos de aterros novos, enquanto que, para aterros mais antigos, os valores devem situar-se em torno de 0,20. Dessa forma, pode-se observar que a partir de fevereiro de 2006 a maioria dos valores para essa relação, mesmo apresentando variações, mostrou-se próximo deste valor, que pode ser um indicativo que a fase metanogênica está de fato ocorrendo e a estabilização dos resíduos vem acontecendo, apesar das últimas análises indicarem uma elevação dos valores desta relação.

Neste estudo, a maioria dos valores mais elevados da razão DBO/DQO foram observados em períodos de chuva na região onde se encontra instalado o Aterro Sanitário Experimental, sugerindo haver uma relação entre o regime de chuvas e essa razão. Chen (1996), citado por

Cintra (2003), também indicou a ocorrência de valores elevados da razão DBO/DQO em períodos de chuvas.

Na Fase II, o valor médio observado para a relação foi de 0,37. O valor mínimo observado foi de 0,06 e máximo de 0,77. Na Fase I, como mencionado anteriormente, não foi possível realizar esta avaliação, devido ao fato da análise de DBO não ter sido realizada.

Destaca-se que o resultado apresentado para a amostra coletada em 15/12/2005, (DBO/DQO = 1,0) aparentemente é incorreto, uma vez que os valores de DBO e DQO foram idênticos. Provavelmente devido a erros ocorridos na realização das análises em laboratório.

As Figuras 5.69 e 5.70 apresentam a evolução da relação DBO/DQO ao longo do período de monitoramento

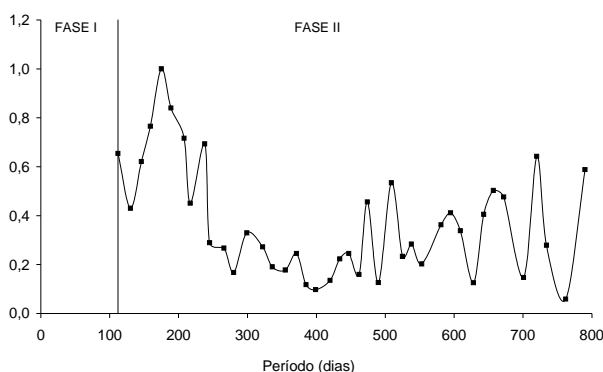


Figura 5.69 – Evolução da relação DBO/DQO

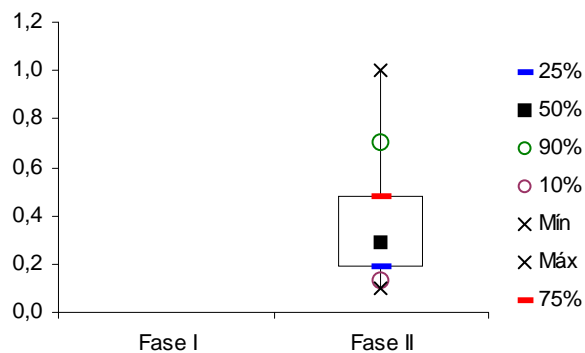


Figura 5.70 - Distribuição dos resultados da relação DBO/DQO

5.6.2.6 Inibição e Toxicidade

A toxicidade está relacionada com a concentração de agentes, tais como a presença de cloretos, sulfatos e sulfetos, que podem inibir ou estimular o processo de digestão anaeróbia. A Tabela 5.40 apresenta a estatística descritiva dos resultados das análises realizadas para determinação da evolução da concentração dos teores de cloretos, sulfato e sulfetos, durante o período de monitoramento do Aterro Sanitário Experimental.

Tabela 5.40 - Estatística descritiva dos resultados de pH e Ácidos Graxos Voláteis (AGV) dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental

Fase	Parâmetro	Cloretos	Sulfatos	Sulfeto total
		mg/L Cl	mg/L SO ₄ -2	mg/L S
1	N	6	7	-
	Média	892	778	-
	Mediana	31	204	-
	Mínimo	20	149	-
	Máximo	3.181	2.534	-
	Desvio Padrão	1.386	920	-
	Coefficiente de variação	1,55	1,18	-
	1º Quartil	28	178	-
	3º Quartil	1.556	1.101	-
	Amplitude inter-quartis	1.528	923	-
2	N	44	38	35
	Média	904	101	25
	Mediana	744	37	21
	Mínimo	1	2	0,80
	Máximo	2983	1344	70
	Desvio Padrão	768	232	20
	Coefficiente de variação	0,85	2,29	0,81
	1º Quartil	209	20	7
	3º Quartil	1513	74	39
	Amplitude inter-quartis	1304	54	3

Cloretos

Os cloretos são indicadores da evolução do tratamento biológico e dos processos que ocorrem dentro do aterro, assim como também indicam a presença de sais minerais nos resíduos aterrados, de origem doméstica ou mesmo associados a atividades industriais e comerciais. As Figuras 5.71 e 5.72 mostram a evolução dos cloretos ao longo do período de monitoramento. Observa-se uma grande variação dos teores de cloretos, que apresentou valores entre 5,30 mg/L Cl⁻ a 3.181 mg/L Cl⁻.

Assim como os demais parâmetros avaliados até o momento, parece haver uma certa relação entre os resultados encontrados e o regime de chuvas, sugerindo a ocorrência de aumento na carga efluente de cloretos nos períodos de chuva, quando os resultados são avaliados por meio da relação entre a concentração e a vazão de líquidos, e diluição da concentração.

Na 1ª Fase, o valor médio observado foi de 892 mg/L, com valores mínimos de 20 mg/L e máximos de 3.181 mg/L. Na 2ª fase, o valor médio observado foi de 904 mg/L, como mínimo de 1,0 mg/L e máximo de 2.983 mg/L. Nota-se que os valores médios observados não diferem muito de uma Fase para outra.

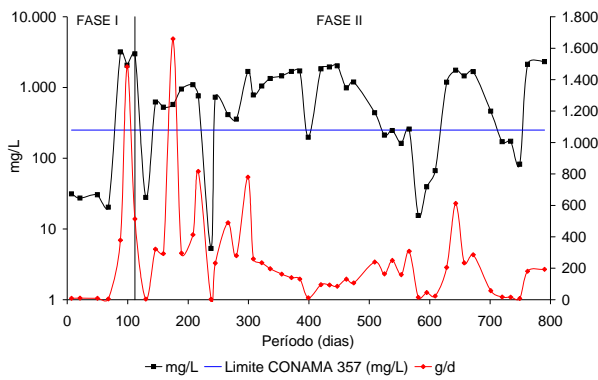


Figura 5.71 - Evolução do comportamento dos Cloretos

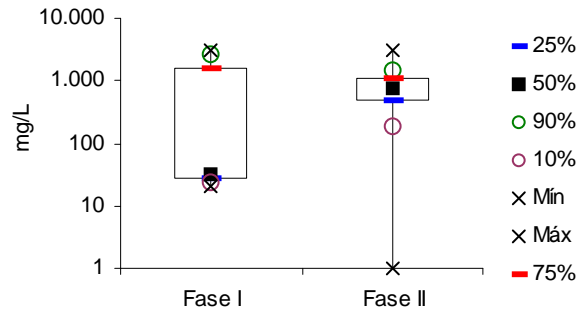


Figura 5.72 - Distribuição dos resultados dos cloretos

Segundo Pohland e Harper (1985) *apud* Coelho (2005), a faixa de valores de cloretos em aterros sanitários é de 30 a 5000 mg/L, estando, portanto, os valores observados nas análises realizadas nos líquidos do Aterro Sanitário Experimental na faixa descrita e dentro do esperado.

Verifica-se que, do ponto de vista de atendimento à legislação, a maioria dos resultados observados indica que as concentrações estão acima do permitido pela legislação, demonstrando a necessidade de redução dos teores de cloretos para posterior descarte.

Sulfeto Total e Sulfatos

A produção de sulfetos é um processo no qual o sulfato e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons durante a oxidação de compostos orgânicos. Durante este processo, os sulfatos, os sulfitos e outros componentes sulfurados são reduzidos a sulfetos através de um grupo de bactérias anaeróbias estritas, denominadas de bactérias redutoras de sulfatos, ou bactérias sulforredutoras. O processo de conversão é conhecido como sulfurogênese (Chernicharo, 1997).

Assim, o sulfato pode ser indicativo de atividade microbiana dentro do aterro, uma vez que os sulfatos também compõem o ciclo do enxofre quando da formação de gases.

Nas Figuras 5.73 a 5.76 podem ser observados os resultados da evolução ao longo do período de monitoramento dos sulfatos e sulfetos totais.

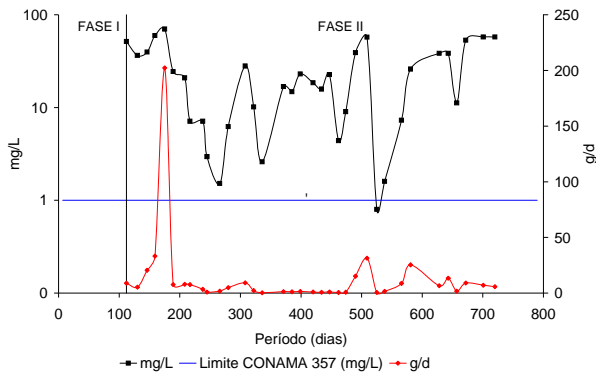


Figura 5.73 - Evolução do comportamento do Sulfeto Total

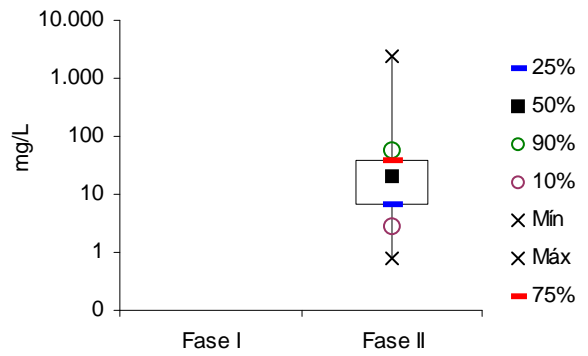


Figura 5.74 - Distribuição dos resultados do Sulfeto Total

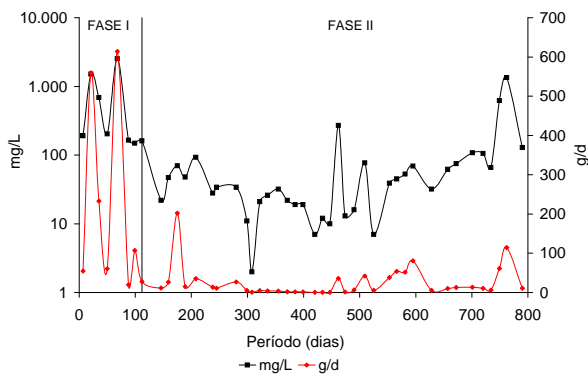


Figura 5.75 - Evolução do comportamento dos Sulfatos

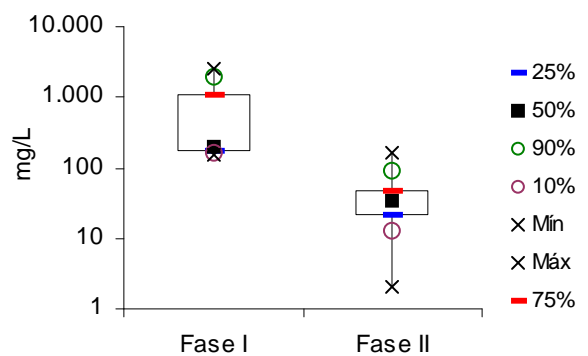


Figura 5.76 - Distribuição dos resultados dos Sulfatos

Quanto aos sulfetos, este somente começou a ser monitorado a partir de outubro de 2005 e os valores observados, durante a maior parte do período de acompanhamento, estiveram baixos, inferiores a 60 mg/L. O valor médio observado foi de 21 mg/L (o valor mínimo observado foi de 0,80 mg/L e o máximo de 70 mg/L).

Para os sulfatos, os valores encontrados no início do processo foram elevados. Durante a 1ª Fase, o valor médio observado foi de 778 mg/L, sendo o valor mínimo observado de 149 mg/L e o máximo de 2.534 mg/L. Na 2ª Fase, o valor médio foi de 101,32 mg/L, sendo o valor mínimo observado de 2,0 mg/L e o máximo de 1.344 mg/.

Avaliando a evolução carga efluente dos sulfetos e sulfatos, verifica-se também que nos períodos chuvosos, os resultados sugerem que há um aumento dessa, em função do descrito no item 5.6.2.2.

5.6.2.7 Série Nitrogenada

Em se tratando das espécies nitrogenadas, o parâmetro mais importante para análise dos líquidos lixiviados é o nitrogênio amoniacal.

A decomposição pelas bactérias transforma o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, depois em nitrito e, por último, em nitrato. Os altos teores de nitrogênio amoniacal e os baixos teores de nitrato são indicativos de que ainda há bastante matéria orgânica a ser decomposta e que os líquidos lixiviados resultantes não estão estabilizados em termos da demanda de oxigênio que possa provocar quando descartado em cursos d'água (Metcalf & Eddy, 1985).

Na Tabela 5.41 é apresentada a estatística descritiva dos resultados das análises realizadas para determinar as concentrações de Nitrogênio Amoniacal e Nitrato.

Tabela 5.41 - Estatística descritiva dos resultados do Nitrato e Nitrogênio Amoniacal dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.

Fase	Parâmetro	Nitrato	Nitrogênio amoniacal
		mg/L N-NO ₃	mg/L N-NH ₃
1	N	3	7
	Média	1,87	1.466
	Mediana	1,50	1.675
	Mínimo	1,20	400
	Máximo	2,90	2.150
	Desvio Padrão	0,91	729
	Coefficiente de variação	0,49	0,50
	1º Quartil	1,35	958
	3º Quartil	2,20	2.063
	Amplitude inter-quartis	0,85	1.105
2	N	13	44
	Média	5,25	1.053
	Mediana	3,60	927
	Mínimo	0,10	140
	Máximo	13,40	3.136
	Desvio Padrão	4,83	767
	Coefficiente de variação	0,92	0,73
	1º Quartil	1,40	413
	3º Quartil	8,89	1.542
	Amplitude inter-quartis	7,49	1.129

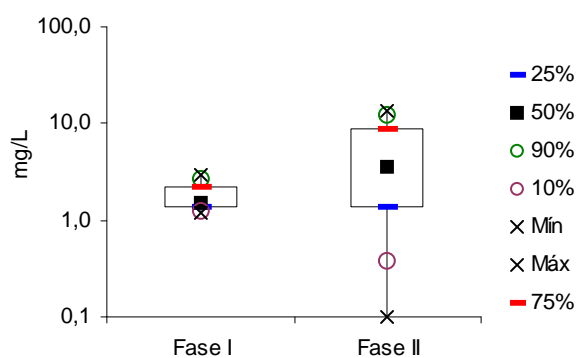
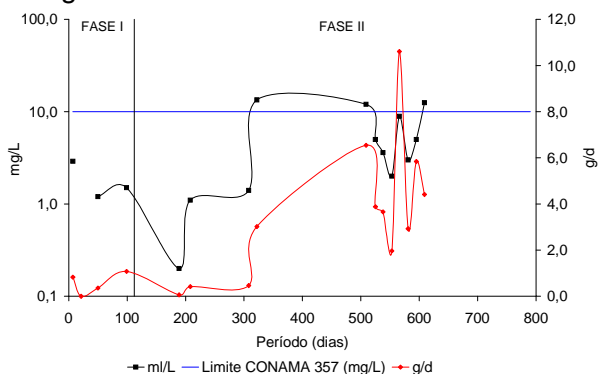
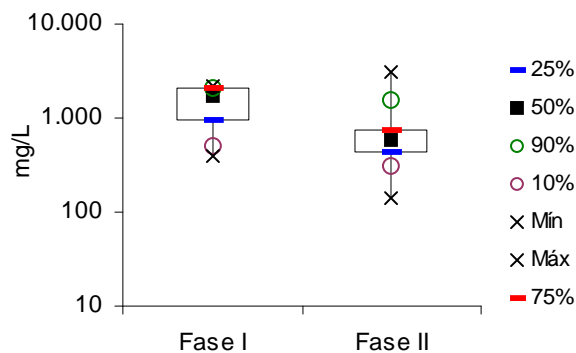
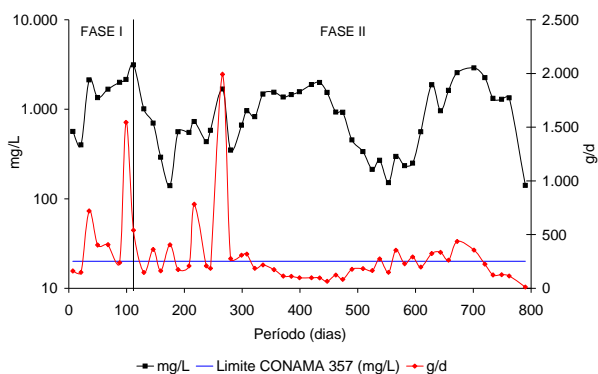


Figura 5.79 - Evolução do comportamento do Nitrato Total

Figura 5.80 - Distribuição dos resultados do Nitrato Total

Conforme Figura 5.77 a 5.80, não se percebe uma relação entre o teor de nitrogênio amoniacal e nitrato. A partir do 129º dia, percebe-se uma redução nos valores de nitrogênio amoniacal, sendo que após o 300º dia, aproximadamente, verifica-se uma elevação da concentração deste parâmetro, seguida de nova redução após o dia 450º de monitoramento e elevação após o 600º dia.

A análise desses parâmetros foi, de certa maneira, prejudicada por não se monitorar o nitrogênio total, assim como para os nitratos em muitos momentos não foi possível obter os resultados das análises, em função do limite de detecção do aparelho. Verifica-se que o nitrogênio amoniacal corresponde a um percentual bem mais elevado que os nitratos.

Para o nitrogênio amoniacal observou-se um valor médio de 1.466 mg/L (valor mínimo de 400 mg/L e máximo de 2.150 mg/L), durante a primeira fase. Após, na segunda fase, observou-se um valor médio de 1.053 mg/L (valor mínimo de 140 mg/L e máximo de 3.136 mg/L).

A concentração de nitrato, que foi obtido por meio de método colorimétrico, apresentou valor médio de 1,87 mg/L (valor mínimo de 1,20 mg/L e máximo de 2,90 mg/L). Na segunda fase,

verificou-se valor mínimo de 0,10 mg/L e máximo de 13,40 mg/L e média de 5,25 mg/L. Contudo, destaca-se que os resultados de nitrato apresentam-se apenas como uma referência nesse trabalho, já que os mesmos foram bastante variados não podendo-se chegar a nenhuma conclusão.

Nos períodos chuvosos, com conseqüente aumento da vazão devido à infiltração de águas de chuva, os resultados observados sugerem elevação da carga efluente para o nitrogênio amoniacal que, conforme já comentado anteriormente, pode ter sido ocasionado pela lixiviação da massa de resíduos.

Os resultados da evolução das concentrações ao longo do período monitorado também sugerem influência da precipitação pluviométrica, sendo que nos períodos de chuvas essas são mais baixas sugerindo uma diluição, enquanto que nos períodos de seca a concentração se eleva.

Para os nitratos, não foi possível verificar essa relação, em função dos poucos resultados obtidos serem insuficientes para essa análise.

Do ponto de vista de atendimento à legislação ambiental, verifica-se que a maioria dos valores ultrapassou o limite estabelecido pela Resolução nº 357 do CONAMA, indicando que esse efluente não poderia ser lançado sem tratamento em um corpo d'água.

5.6.2.8 Série Sólidos

Para série sólidos, foram avaliados os sólidos voláteis, sólidos totais, sólidos em suspensão e sólidos sedimentáveis. De acordo Cintra (2003), os sólidos, principalmente os voláteis, são importantes indicadores da degradabilidade de resíduos sólidos. Assim como a DBO e a DQO, também demonstram o grau de estabilização da matéria orgânica.

A seguir é apresentada uma análise desses parâmetros. De uma maneira geral, os resultados de monitoramento da série sólidos indicam uma clara predominância dos sólidos dissolvidos em relação às demais ocorrências. Verificou-se, de maneira geral, uma relação entre o período chuvoso e a conseqüente diluição dos líquidos lixiviados. Por outro lado coincide com outros parâmetros que indicam a mudança de fase na digestão dos resíduos.

Na Tabela 5.42 são apresentados os resultados da estatística descritiva dos resultados, enquanto que no Anexo V são apresentados os resultados gerais das análises.

Tabela 5.42 - Estatística descritiva dos resultados da série sólidos dos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental.

Fase	Parâmetro	Sólidos Dissolvidos Totais	Sólidos Sedimentáveis	Sólidos em Suspensão	Sólidos Voláteis
		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1	N	6	7	7	6
	Média	26.771	5,63	2.714	13.155
	Mediana	32.146	4,00	2.193	10.101
	Mínimo	12.960	1,40	360	1.416
	Máximo	33.755	20,00	6.080	27.728
	Desvio Padrão	9.374	6,54	1.902	11.269
	Coeficiente de variação	0,35	1,16	0,70	0,86
	1º Quartil	20.330	2,00	1.723	4.641
	3º Quartil	32.958	5,00	3.460	22.595
	Amplitude inter-quartis	12.629	3,00	1.738	17.954
2	N	42	40	43	43
	Média	3.959	2,89	226	1089
	Mediana	3.365	1,50	101	1003
	Mínimo	1.051	0,20	13	293
	Máximo	9.284	27,00	3220	4467
	Desvio Padrão	2.266	4,88	514	795
	Coeficiente de variação	0,57	1,69	2,27	0,73
	1º Quartil	1.971	0,58	64	569
	3º Quartil	5.795	2,50	197	1280
	Amplitude inter-quartis	3.824	1,93	133	712

Sólidos Voláteis - SSV

As Figuras 5.81 e 5.82 mostram a tendência da evolução dos sólidos voláteis com o tempo e a distribuição dos resultados por Fase.

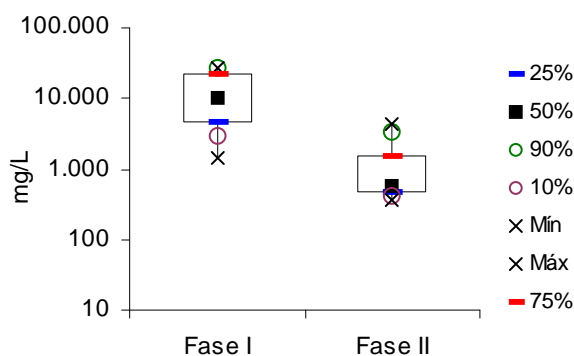
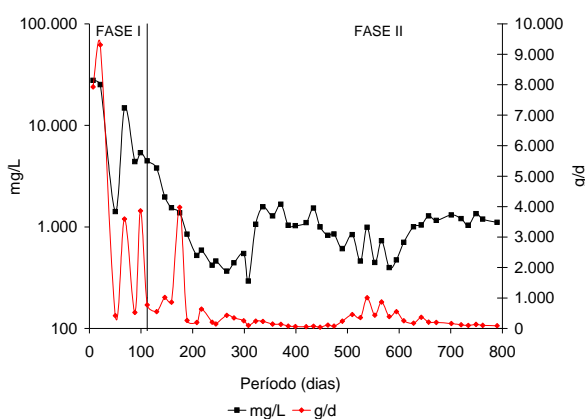


Figura 5.81 - Evolução do comportamento dos Sólidos Voláteis

Figura 5.82 - Distribuição dos Sólidos Voláteis

Assim, como a maioria dos parâmetros analisados anteriormente, os SSV apresentaram valores elevados no início, reduzindo ao longo do período de monitoramento, notadamente a partir do mês de outubro de 2005.

Durante a primeira fase, o valor médio observado foi de 13.155 mg/L (o valor mínimo observado foi de 1.416 mg/L e o máximo de 27.728 mg/L). A partir da segunda fase, o valor médio de 1.090 mg/L, com mínimo de 293 mg/L e o máximo de 4.467 mg/L.

Valores elevados (27.728 mg/L) no início do processo de digestão anaeróbia também foram verificados por Baldochi *et al.* (1996). No mesmo experimento, ao final de 400 dias de monitoramento, esta autora observou valores da ordem de 4,0 g/L, bem inferior aos observados no estudo em análise.

Os resultados também sugerem uma elevação na carga efluente de SSV, no segundo período chuvoso, provavelmente influenciado pelo regime de chuvas (Figura 5.69), e conseqüente aumento da vazão de líquidos. No primeiro período chuvoso esta relação não pôde ser observada com clareza.

Em relação à concentração de SSV, os resultados sugerem que houve diluição nos períodos chuvosos, indicando possível influência do regime de chuvas na região.

Do ponto de vista de atendimento à legislação ambiental, para este parâmetro a Resolução nº 357 do CONAMA não estabelece limite de lançamento.

Sólidos em Suspensão

As Figuras 5.83 e 5.84 apresentam a tendência da evolução dos sólidos suspensos com o tempo e a distribuição dos resultados observados. Também apresentou valores elevados nos primeiros meses de monitoramento, mas ao longo do tempo esses valores decresceram.

Os valores observados no início do monitoramento (1ª Fase) indicam um valor médio de 2.714 mg/L (o valor mínimo observado foi de 360 mg/L e o máximo de 6.080 mg/L). A partir da segunda fase, o valor médio de 226 mg/L (o valor mínimo observado foi de 13 mg/L e o máximo de 3.220 mg/L).

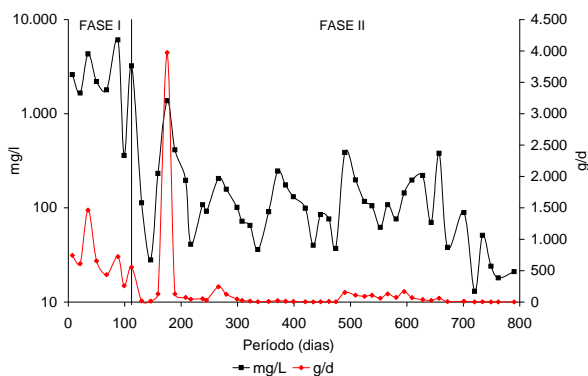


Figura 5.83 - Evolução do comportamento dos Sólidos em Suspensão

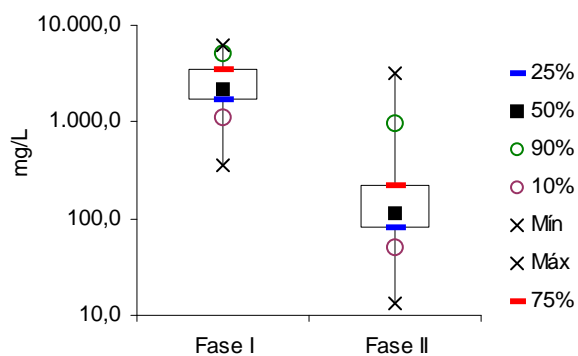


Figura 5.84 - Distribuição dos resultados dos Sólidos em Suspensão

Outra observação que deve ser feita diz respeito à relação entre sólidos em suspensão – S_{susp} e sólidos voláteis – S_{SV}. Observa-se que a relação reduz com o aumento da idade do Aterro Sanitário Experimental, demonstrando que a degradação da matéria orgânica ao longo do tempo diminui a fração de sólidos voláteis.

Assim como para os S_{SV}, os resultados também sugerem uma ligeira elevação na concentração de S_{susp} nos períodos chuvosos, principalmente no segundo período chuvoso. No primeiro período chuvoso esta relação também não pôde ser observada com clareza.

Do ponto de vista de atendimento à legislação ambiental, para este parâmetro a Resolução nº 357 do CONAMA não estabelece limite de lançamento.

Sólidos Dissolvidos Totais

Os teores de sólidos totais dissolvidos apresentaram altos valores, chegando à 33.755 mg/L na primeira análise realizada em junho de 2005. Na primeira fase do processo, o valor mínimo observado foi de 12.960 g/L e a média igual a 26.771 g/L.

O valor médio observado na Fase II foi de 4.046 mg/L, sendo o mínimo observado de 1.051 mg/L e o máximo de 9.284 mg/L. As Figuras 5.85 e 5.86 ilustram o comportamento dos Sólidos Dissolvidos Totais durante o período monitorado.

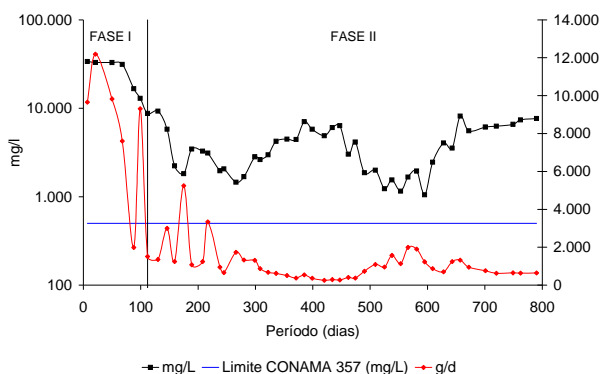


Figura 5.85 - Evolução do comportamento dos Sólidos Dissolvidos Totais

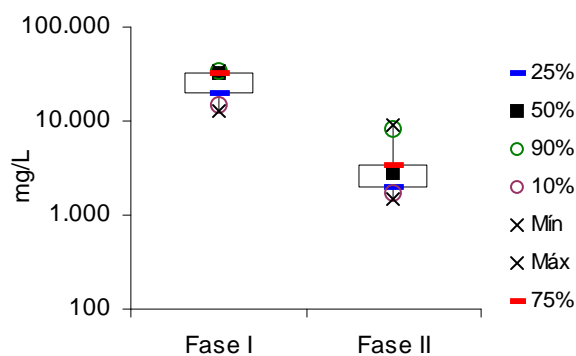


Figura 5.86 - Distribuição dos resultados dos Sólidos Dissolvidos Totais

Os resultados na primeira fase apresentaram-se elevados e superiores às demais concentrações de sólidos, o que pode estar relacionado à grande quantidade de material inerte (terra) solto utilizado na proteção mecânica da manta asfáltica e que pode ter sido arrastado pelo movimento dos líquidos dentro do aterro. Na Fase seguinte as concentrações decresceram, mas continuaram superiores às demais concentrações de sólidos.

Nos períodos chuvosos, quando a vazão de líquidos aumenta, os resultados sugerem aumento na carga efluente dos sólidos dissolvidos, assim como os demais parâmetros avaliados até o final do período monitorado (agosto/2007).

Em relação à concentração de sólidos dissolvidos totais, os resultados também sugerem que houve diluição nos períodos chuvosos, indicando possível influência do regime de chuvas na região.

Do ponto de vista de atendimento à legislação ambiental, nota-se que no início do monitoramento os resultados estiveram acima do permitido pela Resolução no 357 do CONAMA, o que impediria o seu lançamento em um corpo d'água sem um pré-tratamento. No entanto, a partir do 220º dia de monitoramento, aproximadamente, os resultados se situaram abaixo do valor máximo permitido.

Sólidos Sedimentáveis

As Figuras 5.87 e 5.88 apresentam a tendência da evolução dos sólidos sedimentáveis com o tempo e a distribuição dos resultados observados.

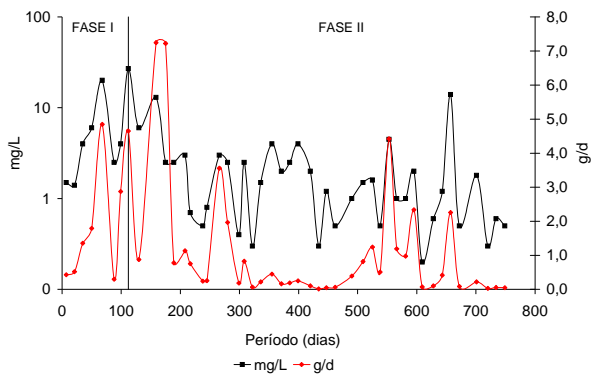


Figura 5.87 - Evolução do comportamento dos Sólidos Sedimentáveis

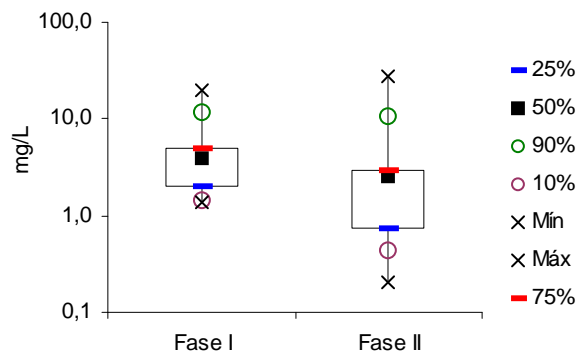


Figura 5.88 - Distribuição dos resultados dos Sólidos Sedimentáveis

A evolução dos SSed ao longo do período de monitoramento apresentou comportamento um pouco diferente dos demais parâmetros, apresentando valores baixos no início do processo, seguido de uma elevação acentuada e posterior redução.

Os valores iniciais apresentaram média de 5,63 mg/L, com valor mínimo de 1,40 mg/L e máximo de 20 mg/L. Na etapa seguinte, o valor médio observado foi de 2,89 mg/L, com mínimo de 0,20 mg/L e máximo de 27 mg/L.

Quando se avalia a carga efluente, os resultados também sugerem uma relação com a precipitação, tanto no primeiro quanto no segundo período de chuvas. Tal fato pode estar relacionado ao aumento da vazão de líquidos e carregamento de partículas sólidas com os líquidos.

Do ponto de vista de atendimento à legislação ambiental, para este parâmetro a Resolução nº 357 do CONAMA não estabelece limite de lançamento.

5.6.2.9 Metais

A análise dos metais foi realizada considerando-os na forma de elemento e não na forma de compostos, associados a outros elementos.

Foram avaliados os seguintes elementos: Alumínio, Cádmio Total, Chumbo Total, Cobre Total, Cromo Total, Ferro Solúvel, Mercúrio Total, Níquel Total e Zinco Total. Na grande maioria dos casos, foram encontrados resultados abaixo do limite de detecção do equipamento utilizado e, quando não, valores inferiores ou ligeiramente superiores aos limites legais. Esta tendência repetiu-se em todo o período de monitoramento.

Verificou-se também que a evolução do comportamento dos líquidos lixiviados indicou baixas concentrações dos íons metálicos, que podem ser atribuídas à baixa solubilidade de vários destes metais nas condições do ambiente interno do Aterro Sanitário Experimental e da variação de alguns elementos ao longo do período de monitoramento (e.g., variação do pH, teor de matéria orgânica etc.).

Na Tabela 5.43 são apresentados os resultados da estatística descritiva dos resultados, enquanto que no Anexo V são apresentados os resultados gerais das análises.

Tabela 5.43 - Estatística básica dos resultados dos metais presentes nos líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental

Fase	Parâmetro	Alumínio	Cádmio	Chumbo	Cobre	Cromo	Ferro	Mercúrio	Níquel	Zinco
		Total	Total	Total	Total	Total	Solúvel	Total	Total	Total
		mg/L Al	mg/L Cd	mg/L Pb	mg/L Cu	mg/L Cr	mg/L Fe	mg/L Hg	Mg/L Ni	mg/L Zn
1	N	7	7	3	7	7	7	4	7	7
	Média	5,97	0,11	0,04	0,12	0,99	120,39	0,0009	0,49	3,01
	Mediana	4,31	0,09	0,04	0,10	0,69	59,56	0,0009	0,56	1,47
	Mínimo	2,19	0,06	0,03	0,05	0,34	9,34	0,0004	0,26	0,78
	Máximo	14,25	0,17	0,05	0,25	2,21	315,06	0,0014	0,63	9,01
	Desvio Padrão	4,19	0,04	0,01	0,07	0,64	117,50	0,0004	0,14	3,06
	Coefficiente de variação	0,70	0,40	0,23	0,56	0,64	0,98	0,4536	0,29	1,01
	1º Quartil	3,33	0,08	0,04	0,08	0,63	33,66	0,0008	0,40	1,11
	3º Quartil	7,19	0,16	0,04	0,13	1,21	195,73	0,0010	0,59	3,81
	Amplitude inter-quartis	3,86	0,08	0,01	0,05	0,58	162,07	0,0003	0,19	2,69
2	N	33	26	11	18	18	43	12	31	44
	Média	1,02	0,02	0,05	0,02	0,17	2,36	0,0007	0,130	0,21
	Mediana	0,41	0,02	0,03	0,02	0,13	1,92	0,0006	0,140	0,11
	Mínimo	0,10	0,01	0,01	0,01	0,05	0,08	0,0002	0,020	0,01
	Máximo	9,41	0,04	0,25	0,10	0,60	10,78	0,0016	0,223	1,47
	Desvio Padrão	1,81	0,01	0,07	0,02	0,16	2,19	0,0004	0,063	0,30
	Coefficiente de variação	1,77	0,43	1,43	0,95	0,90	0,92	0,5917	0,487	1,44
	1º Quartil	0,25	0,02	0,02	0,01	0,07	0,85	0,0003	0,072	0,08
	3º Quartil	0,70	0,03	0,04	0,03	0,17	3,06	0,0008	0,184	0,17
	Amplitude inter-quartis	0,45	0,01	0,02	0,02	0,10	2,21	0,0005	0,112	0,09

Alumínio (Al)

Os resultados mostram que a concentração de alumínio apresentou-se bastante elevada no início do monitoramento, decrescendo com o tempo. Este comportamento provavelmente se deve aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro de um aterro sanitário, devido à digestão anaeróbia.

As análises realizadas sugerem uma leve tendência à elevação da concentração desse elemento nos períodos chuvosos, fato este que pode estar relacionado à infiltração das águas de chuva, e conseqüente aumento das vazões de líquidos.

Os resultados sugerem também que pode estar ocorrendo a sua solubilização em função do processo de digestão anaeróbia, já que a partir do 175º dia, aproximadamente, foi observada uma redução na concentração no interior do Aterro Sanitário Experimental. Após este período, ainda foram observados alguns picos, porém, em sua maioria os valores se apresentaram baixos.

Os valores de Al indicaram uma alta concentração, que variou entre 2,19 e 14,25 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 5,97 mg/L. Na Fase II o valor mínimo observado foi de 0,10 e o máximo 9,410 mg/L, com média de 1,02 mg/L. As Figuras 5.89 e 5.90 apresentam a evolução do alumínio ao longo do tempo e distribuição dos resultados, por fases.

O alumínio total não tem limites legais, estabelecidos pelo CONAMA, de suas concentrações para efeito de avaliação de lançamento de efluentes, mas é importante o conhecimento de seu comportamento para auxiliar na compreensão e avaliação de sua presença nos líquidos lixiviados e do processo anaeróbio. Para o Alumínio Total não há limite estabelecido, porém para o dissolvido o limite estabelecido pelo CONAMA é de 1,0 mg/L.

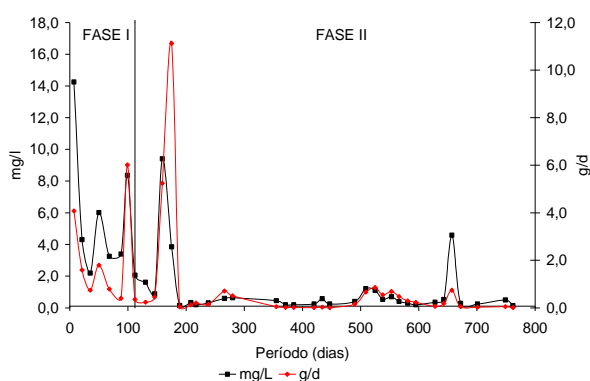


Figura 5.89 - Evolução do comportamento do Alumínio Total

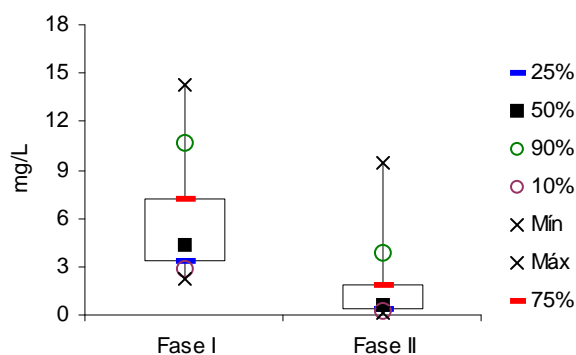


Figura 5.90 - Distribuição dos resultados do Alumínio Total

Cobre (Cu)

A análise das concentrações de cobre foi prejudicada pelo limite de detecção do aparelho utilizado na realização das análises. Assim, a avaliação foi realizada com os dados obtidos até o 581º dia.

As concentrações de cobre total observadas nas amostras de líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental foram semelhantes à do alumínio, sendo observadas concentrações elevadas no início do processo seguidas de redução ao longo do período de monitoramento. As últimas análises realizadas mostram um pequeno aumento na concentração deste parâmetro.

Os resultados sugerem uma relação das concentrações de cobre com o primeiro período chuvoso, porém isto não pode ser comprovado, já que não se conseguiu obter resultados válidos em todo o segundo período chuvoso, apesar dos últimos resultados sugerirem que a elevação dessa concentração ocorreria.

Observa-se que as concentrações de cobre decresceram ao longo do período de monitoramento, de ordem de 0,246 mg/L para 0,01 mg/L. Os valores de Cu indicaram uma alta concentração, que variou entre 0,246 e 0,053 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 0,119 mg/L. Na Fase II o valor mínimo observado foi de 0,010 e o máximo 0,096 mg/L, com média de 0,022 g/L. As Figuras 5.91 e 5.92 apresentam a evolução do cobre o longo do tempo e distribuição dos resultados, por fases.

Conforme mencionado, estes valores são baixos e encontram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357 (CONAMA, 2005) para lançamento de efluentes, cujo limite é de 1,0 mg/L.

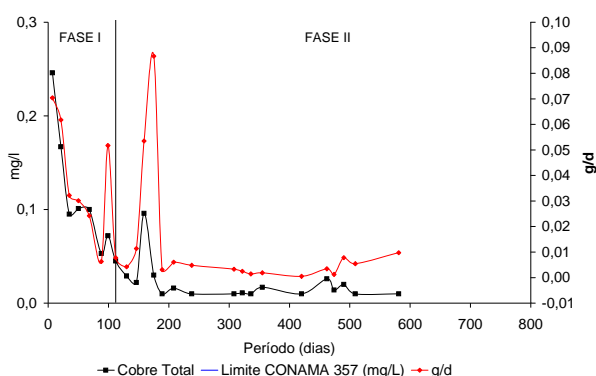


Figura 5.91 - Evolução do comportamento do Cobre Total

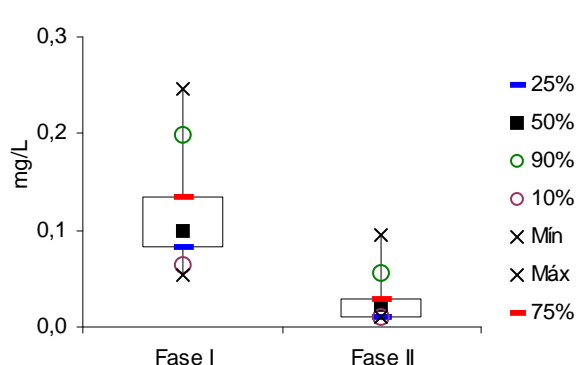


Figura 5.92 - Distribuição dos resultados do Cobre Total

Chumbo (Pb)

A exemplo do cobre, a análise das concentrações de chumbo foi prejudicada pelo limite de detecção do aparelho utilizado na realização das análises. Assim, a avaliação foi realizada com os dados obtidos até o 643º dia.

As Figuras 5.93 e 5.94 apresentam a evolução do chumbo ao longo do tempo e distribuição dos resultados, por fases. Os resultados mostram que as concentrações de chumbo apresentam comportamento temporal semelhante aos demais parâmetros, com concentrações mais elevadas no início do monitoramento, reduzindo-se ao longo do período de monitoramento.

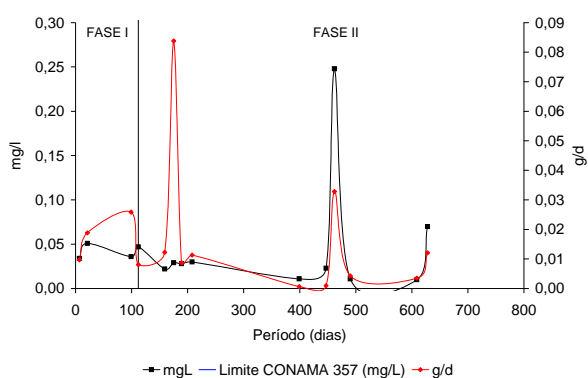


Figura 5.93 - Evolução do comportamento do Chumbo Total

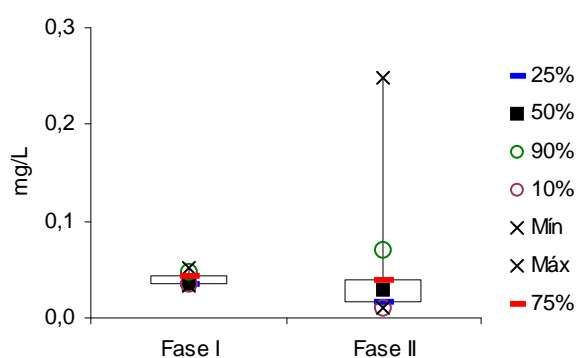


Figura 5.94 - Distribuição dos resultados do Chumbo

Foram observados alguns picos ao longo do período monitorado, porém não foi observado nenhum fator que pudesse ter influenciado a concentração deste elemento nestes momentos. Provavelmente isto se deve a algum procedimento durante a realização das análises.

Os valores de Pb indicaram uma concentração, que variou entre 0,034 e 0,510 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 0,040 mg/L. Na Fase II o valor mínimo observado foi de 0,010 e o máximo 0,248 mg/L, com média de 0,048 mg/L.

Não foi possível avaliar a influência do regime de chuvas sobre a concentração do chumbo, apesar de se ter verificado alguns picos nesses períodos, o que se deve provavelmente à lixiviação da massa de resíduos.

Do ponto de vista de legislação, este ultrapassou o limite máximo permitido pela Resolução CONAMA N° 357 (CONAMA, 2005), que é de 0,50 mg/L, somente uma vez.

Cádmio (Cd)

As Figuras 5.95 e 5.96 ilustram a evolução temporal da concentração de cádmio e a distribuição dos resultados, respectivamente.

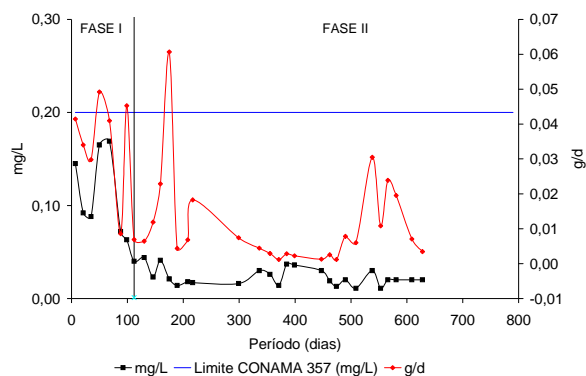


Figura 5.95 - Evolução do comportamento do Cádmio Total

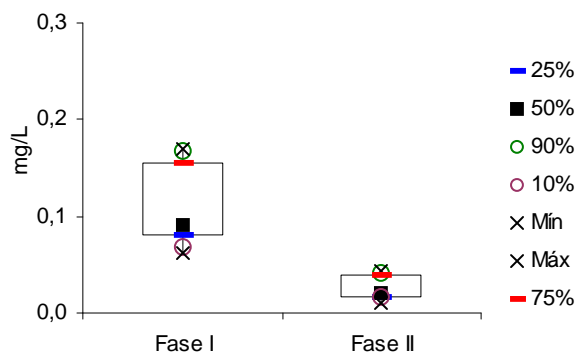


Figura 5.96 - Distribuição dos resultados do Cádmio Total

As concentrações de cádmio total observadas nas amostras de líquidos lixiviados do Aterro Sanitário Experimental foram muito baixas de uma maneira geral, sendo, no entanto, mais elevadas no início do monitoramento e mais baixas nos meses finais (Figura 5.97).

Como alguns dos demais parâmetros avaliados, observa-se uma correlação entre os índices pluviométricos e o comportamento temporal desse parâmetro, sugerindo uma elevação da concentração em massa nesses períodos, que pode ter sido ocasionada pela lixiviação da massa de resíduos.

Os valores de Cd indicaram uma concentração, que variou entre 0,063 e 0,169 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 0,113 mg/L. Na Fase II o valor mínimo observado foi de 0,010 e o máximo 0,044 mg/L, com média de 0,023 mg/L.

Os valores observados são baixos e encontram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357 (CONAMA, 2005) para lançamento de efluentes, cujo limite é de 0,20 mg/L. Somente no início do monitoramento é que foram observados alguns valores acima do limite estabelecido pela legislação.

Mercúrio Total (Hg)

Esta análise também foi prejudicada pelo limite de detecção do aparelho utilizado na realização das análises. Assim, a avaliação foi realizada com os dados obtidos até o 490º dia, anterior ao segundo período chuvoso, assim como somente conseguiu-se validar apenas 12 resultados.

As Figuras 5.97 e 5.98 ilustram a evolução temporal da concentração do mercúrio e a distribuição dos resultados, respectivamente. Os valores de Hg indicaram uma concentração, que variou entre 0,0004 e 0,0014 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 0,0009 mg/L. Na Fase II o valor mínimo observado foi de 0,0002 e o máximo 0,0016 mg/L, com média de 0,0007 mg/L.

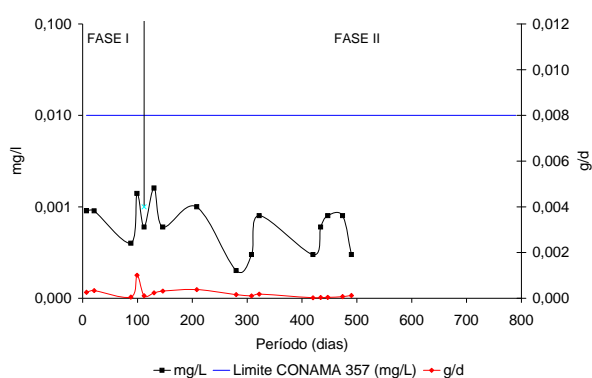


Figura 5.97 - Evolução do comportamento do Mercúrio Total

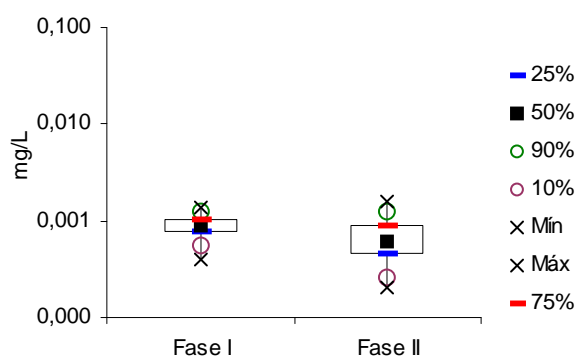


Figura 5.98 - Distribuição dos resultados do Mercúrio Total

Assim como os demais parâmetros avaliados, o mercúrio total apresentou valores iniciais elevados e que decresceram ao longo do tempo. No entanto, os resultados mostram, de uma maneira geral, que as concentrações observadas foram baixas na maioria das amostras.

Diferentemente dos demais parâmetros avaliados, não se observou uma relação clara com o regime de chuvas. No entanto, o reduzido número de análises aproveitadas e o fato de não ter sido obtido nenhum resultado durante o segundo período de chuvas dificulta avaliar esta relação.

Deve-se destacar que pode ter ocorrido uma elevada diluição dos líquidos lixiviados que conseqüentemente afetou as concentrações de Hg, inviabilizando a obtenção dos resultados. Em estudos futuros, pode-se avaliar a adoção de metodologias que permitam obter resultados de análises cujos elementos apresentem baixa concentração.

Quanto ao atendimento à legislação, todos os resultados situaram-se abaixo do limite estabelecido, que é de 0,01 mg/L, apesar de terem sido verificadas algumas variações significativas em sua concentração ao longo do período monitorado.

Cromo Total (Cr)

As Figuras 5.99 e 5.100 ilustram a evolução temporal da concentração do cromo e a distribuição dos resultados, respectivamente. Os valores de Cr indicaram uma concentração, que variou entre 0,343 e 2,213 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 0,988 mg/L. Na Fase seguinte o valor mínimo observado foi de 0,046 e o máximo 0,595 mg/L, com média de 0,174 mg/L.

As concentrações de cromo total apresentaram-se alta no início do processo e em seguida tendência de redução, assim como a maioria dos parâmetros avaliados.

Os dados sugerem que nos períodos chuvosos há uma ligeira tendência de aumento na carga efluente de Cr.

Os valores encontrados nos primeiros 5 meses de monitoramento estiveram bem acima do permitido pela legislação, que é de 0,50 mg/L. Após o mês de outubro de 2005, estes valores reduziram para patamares inferiores ao recomendado pela legislação.

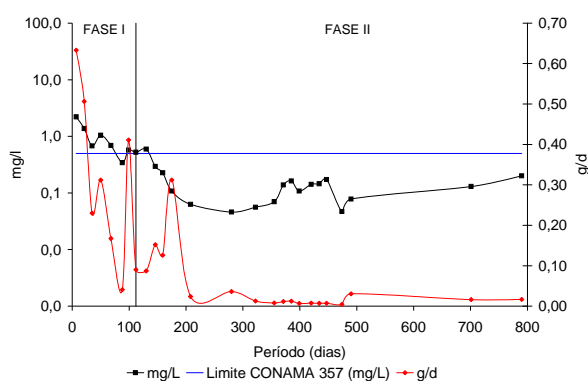


Figura 5.99 - Evolução do comportamento do Cromo Total

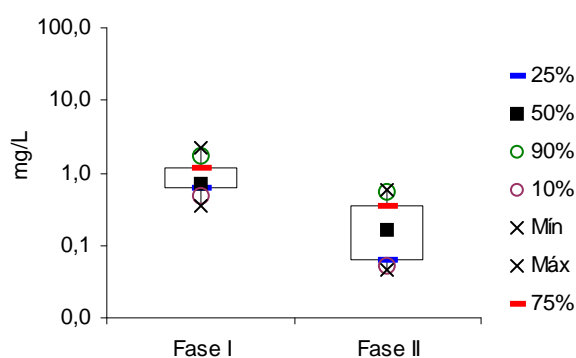


Figura 5.100 - Distribuição dos resultados do Cromo Total

Zinco Total (Zn)

Os teores de zinco, de uma maneira geral, permaneceram baixos. Somente no início do monitoramento do Aterro Sanitário Experimental, como a maioria dos parâmetros analisados

anteriormente, as concentrações observadas foram mais elevadas. Ao longo do período de monitoramento estes valores decresceram bastante.

O maior valor observado foi de 9,005 mg/L e o menor 0,012 mg/L. No início do período de monitoramento o valor máximo observado foi de 9,005 mg/L e o mínimo de 0,780 mg/L, com média de 3,013 mg/L. Posteriormente, na fase metanogênica instável, foi observado um valor máximo de 1,470 mg/L e mínimo de 0,012 mg/L, com média de 0,209 mg/L. Nas Figuras 5.101 e 5.102 pode ser observada a evolução temporal das concentrações de zinco e a distribuição dos resultados, por Fase.

Assim como para outros parâmetros, os resultados também sugerem uma pequena elevação na carga efluente de Zn nos períodos chuvosos, que pode ter sido ocasionada pela infiltração de águas de chuva. No primeiro período chuvoso esta relação pode ser observada com maior clareza.

Do ponto de vista de atendimento à legislação, o valor limite estabelecido pela Resolução CONAMA N° 357 (CONAMA, 2005) é de 5,0mg/L. Observa-se então, que somente as duas primeiras análises apresentaram concentrações acima do limite.

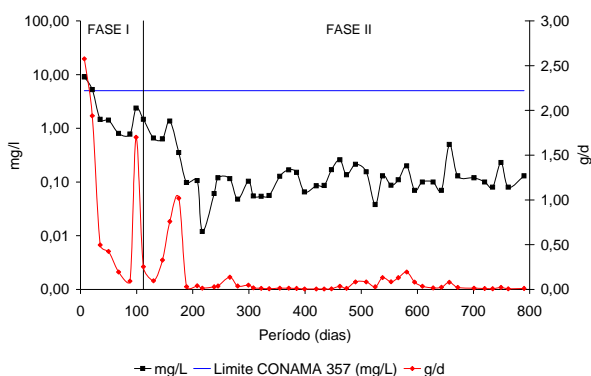


Figura 5.101 - Evolução do comportamento do Zinco Total

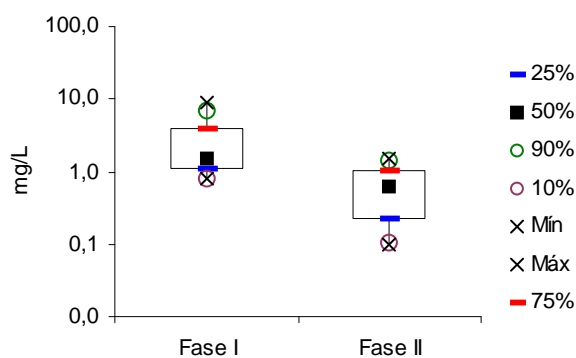


Figura 5.102 - Distribuição dos resultados do Zinco Total

Ferro Solúvel (Fe)

Conforme descrito por Segato e Silva (2000), os materiais eletrônicos e latas de conserva em geral contribuem para a presença de ferro nos líquidos lixiviados. Deve-se considerar também que a região do chamado Quadrilátero Ferrífero, onde se encontra inserida a cidade de Belo Horizonte, possui solos cuja presença de ferro é bastante comum (adaptado de Gomes, 2005).

Desta forma é muito provável que os solos empregados na construção e execução do Aterro Sanitário Experimental possam ter contribuído para as concentrações de ferro nos líquidos gerados no Aterro Sanitário Experimental. Não foram realizadas análises para verificar a presença e concentração de manganês, o que poderia ter contribuído para uma melhor avaliação desta hipótese.

As concentrações de ferro apresentaram-se inicialmente baixas, sendo observado em seguida uma elevação considerável. Posteriormente, ao longo do período de monitoramento foi observado um decréscimo gradual de suas concentrações. Um das possíveis explicações, é que pode estar ocorrendo uma imobilização desses metais na forma de sais insolúveis (sulfetos e outros), no corpo do aterro.

As Figuras 5.103 e 5.104 ilustram a evolução temporal da concentração do ferro e a distribuição dos resultados, respectivamente.

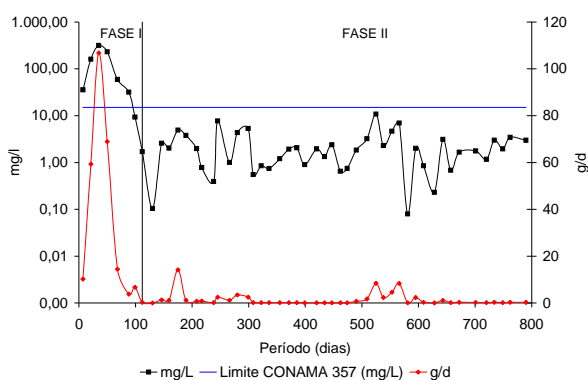


Figura 5.103 - Evolução do comportamento do Ferro Solúvel

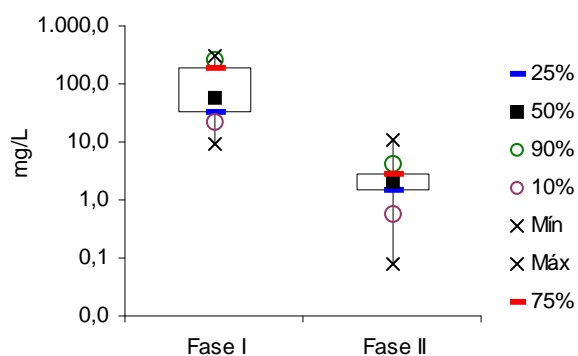


Figura 5.104 - Distribuição dos resultados do Ferro Solúvel

Foi observada uma variação de 315,06 mg/L (valor máximo observado) para 0,104 mg/L (valor mínimo). No início do monitoramento, os valores de Fe indicaram concentração, que variou entre 9,34 e 315,06 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 120,39 mg/L. Na Fase seguinte o valor mínimo observado foi de 0,08 e o máximo 10,78 mg/L, com média de 2,38 mg/L. As Figuras 5.103 e 5.104 apresentam a evolução do ferro solúvel ao longo do tempo e distribuição dos resultados, por fases.

O limite permitido pela legislação para ferro dissolvido é de 15 mg/L, demonstrando que nos períodos iniciais este parâmetro apresentou-se bem acima do permitido pela Legislação CONAMA N° 357 (CONAMA, 2005). Posteriormente não foram observados valores acima do estabelecido pela legislação.

Os resultados também sugerem uma ligeira redução na carga efluente de Fe nos períodos chuvosos, que pode ter sido ocasionada pela infiltração de águas de chuva. Entretanto, diferentemente dos demais parâmetros, neste caso houve diluição e não aumento na concentração.

Níquel Total (Ni)

As Figuras 5.105 e 5.106 ilustram a evolução temporal da concentração de Níquel e a distribuição dos resultados, respectivamente. Os valores de Ni indicaram uma concentração, que variou entre 0,255 e 0,634 mg/L (Fase I), e o valor médio observado foi de 0,487 mg/L. Na Fase seguinte o valor mínimo observado foi de 0,020 e o máximo 0,223 mg/L, com média de 0,130 mg/L.

As concentrações de níquel apresentaram-se inicialmente elevadas, sendo observado em seguida um decréscimo gradual. No entanto, a partir do 300º dia de monitoramento foi observada uma elevação considerável. Posteriormente, ao longo do período de monitoramento vem sendo observado um decréscimo gradual dessas concentrações.

O limite estabelecido pela legislação para a presença de níquel em efluente é de 2,0 mg/L, demonstrando que os valores observados encontraram-se abaixo deste valor em todo o período monitorado.

Os resultados sugerem ter havido diluição da concentração de Ni nos períodos de chuva que, assim como os demais parâmetros onde esta relação foi verificada, pode ter sido ocasionada pela infiltração das águas de chuva no Aterro Sanitário Experimental.

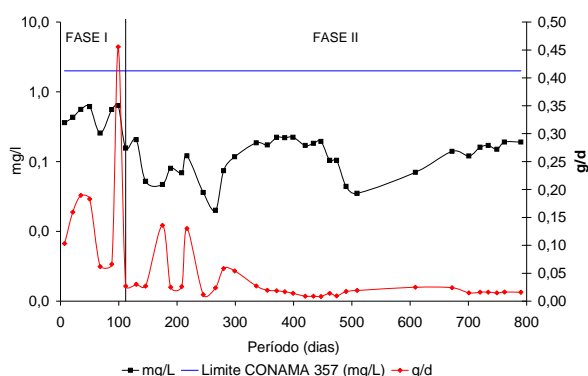


Figura 5.105 - Evolução do comportamento do Níquel Total

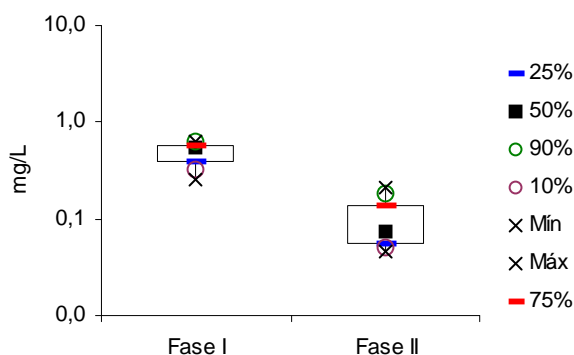


Figura 5.106 - Distribuição dos resultados do Níquel Total

Potencial Redox (Eh)

No interior de um aterro sanitário onde predomina o ambiente anaeróbico, os processos biológicos utilizados pelos microrganismos são diferentes dos que ocorrem em ambientes ricos em oxigênio.

O potencial Redox, ou potencial de oxiredução, mede a tendência de um meio a ser oxidante (acceptor de elétrons – ambiente anaeróbico) ou redutor (doador de elétrons – ambiente aeróbico), ou seja, de causar oxidação ou a redução das espécies químicas presentes no meio.

O Eh juntamente com o pH fornecem ainda informações importantes sobre a possibilidade de solubilização ou complexação de metais, podendo ser útil para avaliar a solubilização de metais pesados em aterros sanitários (Alcântara, 2007).

O processo biológico no interior de um aterro sanitário passa por duas fases: uma aeróbia e outra anaeróbia. Com a eliminação do oxigênio disponível na fase aeróbia, as bactérias aeróbias são eliminadas.

Passam a existir nesse ambiente apenas as bactérias anaeróbias e as facultativas, que utilizam outros agentes oxidantes, diferentes do oxigênio, para metabolizar os compostos orgânicos ricos em carbono (principalmente) e obter energia necessária a sua reprodução. Com a continuidade da oxidação, o meio vai se tornando cada vez mais redutor e o potencial Redox tende a valores cada vez mais negativos.

No caso do Aterro Sanitário Experimental o potencial redox foi medido apenas nos líquidos lixiviados e os resultados da evolução deste com o tempo são apresentados na Tabela 5.44 representados na Figura 5.107, assim como na Figura 5.108 é apresentada a distribuição dos resultados.

Tabela 5.44 – Resultados das análises do potencial redox (Eh)

Fase	Parâmetro	Potencial Redox	
		mV/L	
1	N	5	
	Média	-88,60	
	Mediana	-96,00	
	Mínimo	-184,00	
	Máximo	29,00	
	Desvio Padrão	76,04	
	Coefficiente de variação	-0,86	
	1º Quartil	-100,00	
	3º Quartil	-92,00	
	Amplitude inter-quartis	8,00	
2	N	41	
	Média	-81,67	
	Mediana	-89,30	
	Mínimo	-259,00	
	Máximo	97,00	
	Desvio Padrão	74,74	
	Coefficiente de variação	-0,92	
	1º Quartil	-128,00	
	3º Quartil	-34,00	
	Amplitude inter-quartis	94,00	

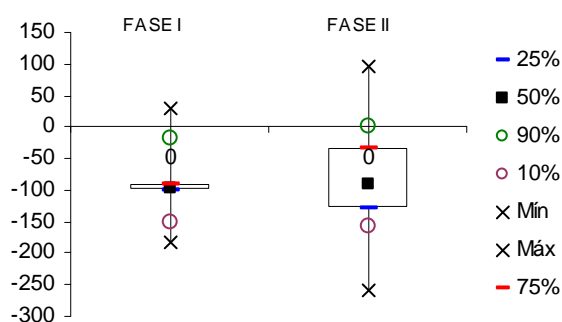
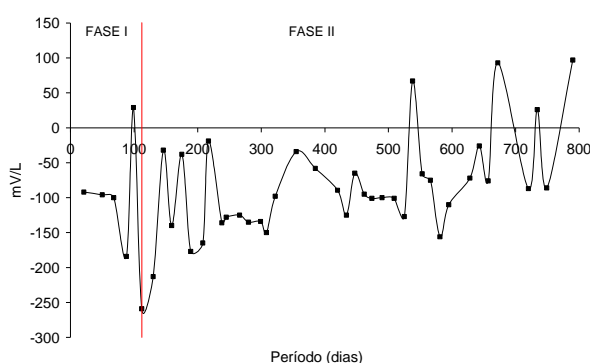


Figura 5.107 - Evolução do comportamento do Potencial Redox

Figura 5.108 - Distribuição dos resultados do Potencial Redox

A tendência descrita anteriormente não foi observada, tendo os resultados se mostrado bastante variados, porém apresentam-se mais negativos no início e tendem a aumentar (se tornarem menos negativos) ao longo do período de monitoramento, apresentando uma tendência do ambiente se tornar cada vez mais oxidante, com valores próximos a -100 mV.

Uma possível explicação para isto seria a infiltração da água de chuva e/ou de oxigênio no interior do Aterro Sanitário Experimental, pois se observa que nos períodos chuvosos os valores do potencial redox se tornaram menos negativos. Esta hipótese é reforçada pelo comportamento da camada de cobertura, como discutido anteriormente, onde a mesma

apresentou várias trincas e susceptível à saturação, permitindo a entrada de água no aterro, alterando a qualidade dos líquidos lixiviados. Isto pôde ser notado por meio das análises de outros parâmetros, onde se verificou esta alteração nos períodos chuvosos.

Percebe-se que a variação do Eh apresenta comportamento semelhante com o pH, o qual indica um meio cada vez mais alcalino, conforme pode ser observado nas Figuras 5.60 e 5.107. Entretanto, o pH apresentou uma variação menor que o Eh.

Na primeira Fase, foi observado um valor mínimo de $-184,00$ mV e máximo de $29,00$ mV, com média de $-88,60$ mV. Estes resultados iniciais demonstravam a predominância de um ambiente redutor no início do processo, apesar da elevação observada na 6^a leitura (99^o dia), a qual apresentou valor positivo.

Na segunda Fase, verificou-se um valor mínimo de $-259,00$ mV e máximo de $97,00$ mV, com média de $-81,67$ mV. Nota-se que as últimas análises indicam que o ambiente interno do Aterro Sanitário Experimental tende a ficar oxidante, conforme descrito anteriormente.

Entretanto, na análise dos resultados do potencial redox apresentados deve ser levado em consideração que pode ter ocorrido exposição das amostras ao ar e à falta de controle do teor de oxigênio dissolvido na água utilizada para diluição da amostra. Estes mesmos problemas foram observados e descritos por Alcântara (2007).

O fato de que as primeiras análises de Redox não foram realizadas *in loco* pode ter contribuído para o descrito anteriormente. Até a 30^o campanha de amostragem as análises eram realizadas em laboratório. Após a 31^o campanha de amostragem, os mesmos passaram a ser realizados em campo, como mencionado, no momento da coleta.

5.6.3 Considerações finais

Os resultados das análises de líquidos lixiviados gerados no Aterro Sanitário Experimental permitiram avaliar a sua evolução ao longo de um período de 2 anos de monitoramento, sugerindo que os métodos construtivos proporcionaram condições que podem ter levado as características desses líquidos serem influenciadas pelas condições climáticas na região onde o aterro foi implantado.

Isto pode ser constatado mais claramente quando foram avaliadas as concentrações dos elementos investigados por meio de sua relação com a vazão de líquidos.

Verificou-se também que a carga orgânica decresceu rapidamente, considerando que o tempo decorrido desde a finalização da aterragem (2 anos), este aterro poderia ser considerado um aterro novo. Conforme descrito no Capítulo 3, os parâmetros deveriam apresentar valores mais elevados. Entretanto, dois aspectos merecem atenção: 1) o tipo de resíduo disposto no Aterro Sanitário Experimental e; 2) o estudo ter sido realizado em escala real e não em laboratório.

Quanto ao tipo de resíduo, destaca-se que a maioria da literatura costuma apresentar as características dos lixiviados sem apresentar a composição gravimétrica que deu origem ao lixiviado gerado e aos aspectos operacionais que envolvem os aterros, notadamente a forma de disposição, ou experimentos considerados.

Os estudos sobre disposição de RSU por meio de experimentos em escala real representam mais as condições de campo. Porém, apresentam o inconveniente de consistirem em um sistema onde as interferências externas são mais difíceis de serem controladas, como em experimentos em escala de laboratório. Talvez por isso os estudos em escala real sejam mais representativos, pois os resultados obtidos nestes experimentos incorporam esses fatores externos e tendem a apresentar resultados que sejam mais adequados para implementação em aterros sanitários reais.

Muito se tem discutido sobre as metodologias empregadas para realização de análises físico-químicas para identificar as características dos líquidos lixiviados, notadamente a DBO. No entanto, pouca atenção tem sido dada ao parâmetro DQO, o qual tem sido muito utilizado para identificar o potencial de matéria orgânica presente nos lixiviados. Entretanto, conforme descrito em Amaral *et al.* (2007), embora este parâmetro seja preferido por prover um balanço de elétrons e energia entre o substrato orgânico, biomassa e oxigênio utilizado, ele não diferencia a matéria orgânica biodegradável da inerte, nem mesmo a matéria orgânica presente no afluente daquela produzida pelo sistema de tratamento biológico. A fração de material inerte passa pelo tratamento inalterada, mascarando o resultado de tratabilidade biológica e dificultando o estabelecimento de um critério de limitação expresso em termos de DQO.

Ainda segundo Amaral *et al.* (2007), a quantificação e a avaliação da composição da fração inerte de lixiviados de aterro sanitário é uma ferramenta que pode subsidiar a escolha e projeto de sistemas de tratamento bem como auxiliar na avaliação da eficiência do processo.

Como exemplo, um sistema de tratamento que apresente baixa eficiência de remoção de matéria orgânica não necessariamente implica em um processo fora de controle ou ineficiente caso a fração de DQO inerte a processos aeróbios e anaeróbios seja elevada. Para efluente com estas características, qualquer tratamento biológico apresentará baixa eficiência de remoção de matéria orgânica.

Amaral *et al.* (2007) apresentam uma abordagem conceitual ampla sobre a DQO inerte e sobre procedimentos para realização de sua análise, assim como apresenta resultados, e discussão dos mesmos, de análises realizadas em lixiviado gerado no aterro sanitário de Belo Horizonte. No caso do Aterro Sanitário Experimental, esta análise não foi realizada, o que certamente poderia fornecer resultados mais precisos acerca da DQO e do potencial de matéria orgânica presente no lixiviado gerado.

5.7 Caracterização do biogás gerado

5.7.1 Considerações iniciais

A análise de gases gerados no processo de decomposição anaeróbia é importante, uma vez que se pode inferir o grau de degradação ou estabilização dos resíduos orgânicos em um aterro sanitário, e auxiliar a inferir as etapas em que o processo de decomposição anaeróbia se encontra. As concentrações dos gases podem também indicar o potencial de utilização destes para geração de energia.

No caso de Aterro Sanitário Experimental em estudo, foi realizado um acompanhamento qualitativo dos gases gerados, de forma a auxiliar na caracterização das fases de degradação dos RSU dispostos.

Foram monitoradas as concentrações de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂) e oxigênio (O₂), cujas metodologias de análise e coleta foram descritas no Capítulo anterior, sendo que aqui são apresentados os resultados e discussão dos mesmos.

Destaca-se que somente foi possível iniciar o monitoramento a partir do mês de outubro de 2005, quando a calibração do equipamento foi concluída.

5.7.2 Resultados

A Tabela 5.45 apresenta, numericamente, a evolução da concentração do gás metano, dióxido de carbono e oxigênio observado nos drenos do Aterro Sanitário Experimental, enquanto que a Figura 5.109 ilustra esta evolução. Os resultados referem-se a um período de monitoramento de 625 dias (1,7 anos), com frequência quinzenal.

Tabela 5.45 - Concentração do biogás gerado no Aterro Sanitário Experimental (%) (continua)

Data	Dias	DG 01			DG 02			DG 03			DG 04			DG 05			DG 06		
		O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂
11-out-05	110	12,20	12,00	20,00	9,40	17,00	23,00	3,50	25,00	30,00	0,70	35,00	49,00	2,60	29,00	32,00	3,50	29,00	32,00
28-out-05	127	0,80	30,00	42,00	0,80	30,00	35,00	0,40	33,00	35,00	0,70	37,00	46,00	1,10	36,00	33,00	0,60	38,00	38,00
17-nov-05	147	8,00	31,00	33,00	0,50	32,00	45,00	0,40	35,00	40,00	0,50	38,00	47,00	0,50	39,00	33,00	1,80	35,00	34,00
1-dez-05	161	20,60	0,80	1,40	9,00	30,00	19,00	0,60	45,00	42,00	1,30	28,00	39,00	0,50	30,00	37,00	6,50	32,00	26,00
23-dez-05	183	20,80	-	0,30	3,40	23,00	28,00	0,70	40,00	31,00	1,70	41,00	35,00	0,70	37,00	36,00	3,10	34,00	30,00
29-dez-05	189	20,90	-	0,20	1,50	30,00	30,00	0,60	31,00	32,00	0,70	32,00	37,00	1,20	32,00	32,00	2,30	31,00	31,00
19-jan-06	210	6,60	17,00	23,00	3,60	22,00	27,00	2,10	25,00	29,00	1,00	39,00	34,00	3,60	33,00	28,00	2,80	35,00	29,00
17-fev-06	239	20,50	-	0,90	18,90	4,10	5,00	2,70	30,00	29,00	5,70	32,00	27,00	3,90	34,00	29,00	3,10	35,00	30,00
9-mar-06	259	-	-	-	-	-	-	3,80	32,00	29,00	5,60	30,00	27,00	4,00	32,00	29,00	4,30	31,00	28,00
23-mar-06	273	-	-	-	-	-	-	0,50	34,00	32,00	9,60	23,00	21,00	6,00	29,00	26,00	2,70	34,00	30,00
6-abr-06	287	18,90	3,50	5,00	0,80	32,00	30,00	0,90	36,00	31,00	1,00	40,00	32,00	2,30	37,00	30,00	2,70	37,00	29,00
20-abr-06	301	1,00	32,00	33,00	1,30	33,00	32,00	0,80	36,00	33,00	0,70	38,00	35,00	1,70	37,00	32,00	2,00	36,00	31,00
18-mai-06	329	1,00	32,00	31,00	2,60	28,00	27,00	1,40	29,00	29,00	1,10	38,00	32,00	2,50	33,00	30,00	0,90	38,00	32,00
1-jun-06	343	1,20	27,00	30,00	2,80	22,00	26,00	1,20	28,00	29,00	1,00	39,00	33,00	2,00	34,00	30,00	2,00	35,00	30,00
22-jun-06	364	0,80	26,00	30,00	5,20	18,00	23,00	4,10	18,00	24,00	1,00	35,00	33,00	2,00	29,00	29,00	0,80	31,00	31,00
6-jul-06	378	0,70	36,00	31,00	2,40	31,00	27,00	0,80	25,00	29,00	0,80	43,00	34,00	1,60	31,00	31,00	0,90	33,00	32,00
27-jul-06	399	0,60	33,00	30,00	1,40	31,00	28,00	1,20	30,00	27,00	0,90	42,00	33,00	1,90	37,00	30,00	1,80	38,00	30,00
24-ago-06	427	0,40	31,00	30,00	2,20	26,00	25,00	3,80	27,00	24,00	1,10	40,00	32,00	1,70	33,00	28,00	1,00	35,00	29,00
14-set-06	448	0,40	24,00	29,00	3,10	19,00	24,00	7,70	18,00	19,00	0,90	38,00	33,00	1,70	29,00	29,00	0,60	33,00	31,00
31-out-06	495	0,60	35,00	33,00	1,90	30,00	28,00	0,90	37,00	29,00	0,80	41,00	34,00	2,70	36,00	33,00	1,90	40,00	30,00
9-nov-06	504	0,60	36,00	34,00	2,80	31,00	29,00	2,30	33,00	27,00	0,70	38,00	35,00	6,60	26,00	23,00	2,20	37,00	30,00
7-dez-06	532	0,40	41,00	33,00	2,00	40,00	30,00	0,40	42,00	32,00	1,00	41,00	32,00	1,54	41,00	31,00	0,80	42,00	32,00
18-jan-07	574	-	-	-	-	-	-	1,50	38,00	30,00	5,00	33,00	28,00	5,00	32,00	27,00	0,80	39,00	32,00

Tabela 5.45 - Concentração do biogás gerado no Aterro Sanitário Experimental (%) (conclusão)

Data	Dias	DG 01			DG 02			DG 03			DG 04			DG 05			DG 06		
		O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂
2-fev-07	589	-	-	-	4,00	33,00	28,00	0,90	40,00	31,00	3,00	38,00	30,00	3,00	33,00	26,00	0,80	40,00	32,00
15-mar-07	630	0,50	39,00	31,00	2,70	29,00	26,00	0,70	31,00	28,00	1,20	41,00	32,00	1,70	36,00	30,00	0,90	39,00	31,00
10-mai-07	686	-	33,00	31,00	-	25,00	28,00	-	22,00	27,00	-	36,00	31,00	-	31,00	31,00	-	35,00	32,00
31-mai-07	707	-	35,00	29,00	-	24,00	24,00	-	38,00	33,00	-	41,00	32,00	-	33,00	29,00	-	35,00	30,00
28-jun-07	735	-	50,00	36,00	-	42,00	36,00	-	47,00	43,00	-	33,00	48,00	-	46,00	56,00	-	46,00	49,00
N		21,00	21,00	24,00	22,00	25,00	25,00	25,00	28,00	28,00	25,00	28,00	28,00	25,00	28,00	28,00	25,00	28,00	28,00
Média		6,55	28,78	24,87	3,74	27,28	27,32	1,76	32,32	30,50	1,91	36,79	34,32	2,48	33,75	31,07	2,03	35,82	31,46
Mediana		1,00	32,00	30,00	2,65	30,00	28,00	0,90	32,50	29,50	1,00	38,00	33,00	2,00	33,00	30,00	1,90	35,00	31,00
Mínimo		0,40	0,80	0,20	0,50	4,10	5,00	0,40	18,00	19,00	0,50	23,00	21,00	0,50	26,00	23,00	0,60	29,00	26,00
Máximo		20,90	50,00	42,00	18,90	42,00	45,00	7,70	47,00	43,00	9,60	43,00	49,00	6,60	46,00	56,00	6,50	46,00	49,00
Desvio Padrão		8,47	11,89	12,88	4,09	7,78	6,87	1,71	7,36	5,07	2,22	4,67	6,45	1,60	4,21	5,69	1,39	3,71	4,02
Coefficiente de variação		1,29	0,41	0,52	1,09	0,29	0,25	0,98	0,23	0,17	1,16	0,13	0,19	0,64	0,12	0,18	0,68	0,10	0,13
1º Quartil		0,60	26,00	22,25	1,60	23,00	25,00	0,70	27,75	28,75	0,80	34,50	32,00	1,60	31,00	29,00	0,90	33,75	30,00
3º Quartil		12,20	35,00	33,00	3,55	31,00	30,00	2,30	37,25	32,00	1,30	40,25	35,00	3,00	36,25	32,00	2,70	38,00	32,00
Amplitude inter-quartis		11,60	9,00	10,75	1,95	8,00	5,00	1,60	9,50	3,25	0,50	5,75	3,00	1,40	5,25	3,00	1,80	4,25	2,00

Nos dias 9 e 23 de março de 2006 não foram realizadas leituras em função do nível de líquidos estar elevado no interior do Aterro Sanitário Experimental.

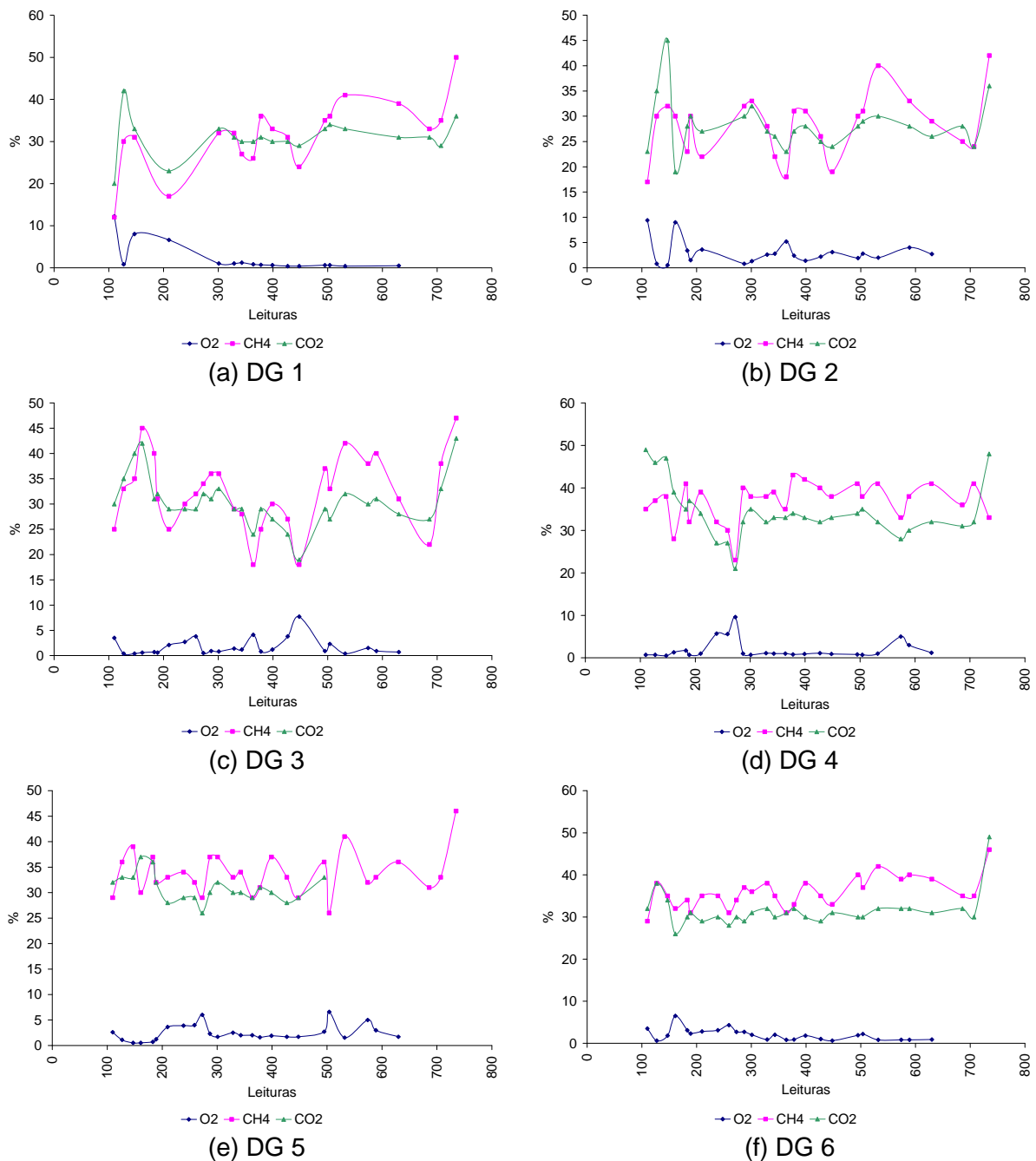


Figura 5.109 - Evolução da concentração de CH₄, CO₂ e O₂

5.7.3 Discussão dos resultados

Devido ao fato de não se ter monitorado a concentração do biogás desde o instante inicial, não foi possível verificar o incremento desses gases até a realização da primeira leitura. Observa-se que, nos períodos em que foi possível mensurar a concentração dos gases, verificou-se uma predominância do metano e dióxido de carbono, indicando um possível processo de metanização dos resíduos dispostos.

De maneira geral também se observaram elevados teores de oxigênio, que provavelmente foram ocasionados pela infiltração de águas de chuva e/ou ar atmosférico pelas trincas observadas na camada de cobertura. Para minimizar este viés e tentar eliminar esta possível influência, foi realizada recomposição da camada de cobertura, nesses pontos, por meio do tamponamento das trincas com o mesmo material argiloso empregado na construção da camada de cobertura.

Dreno DG 01

As concentrações observadas no período do monitoramento variaram entre 0,80 % e 50,0 % para CH₄, com média de 28,78 %, e 0,20 % a 42,0 % para CO₂, com média de 24,87 %. O oxigênio ficou, em média, em torno de 6,55 %, com uma concentração máxima de 20,90 % e mínima de 0,4 % ao longo do período monitorado.

As baixas concentrações verificadas nas leituras iniciais podem estar indicando uma dinâmica de reação mais lenta nesse ponto, que poderia estar relacionada ao elevado nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental verificado na região próxima a este dreno.

Como as leituras iniciaram-se durante o primeiro período chuvoso (setembro/2005 a março/2006), estando o nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental elevado, os resultados sugerem que houve uma inibição do processo neste ponto.

O valor do nível de líquidos nesse ponto, no mês de dezembro de 2005, estava a 0,40 m do topo do aterro, segundo as leituras realizadas, indicando, aparentemente, quase que uma saturação total da massa de resíduos.

Geralmente, nota-se que nos períodos chuvosos, e após os mesmos, foram observadas elevações nas concentrações dos gases gerados, pois espera-se que nesta época a umidade dos RSU aumente, exercendo influência direta sobre a geração de gases no interior do aterro, devido ao aumento da atividade microbiológica em seu interior.

No entanto, a afirmação anterior não considera a saturação da massa de resíduos, como aparentemente ocorreu no Aterro Sanitário Experimental, levando a uma possível inibição do meio. A possibilidade da ocorrência dessa inibição encontra-se descrita no Item 3.3.3.

As leituras seguintes passaram a indicar concentrações mais elevadas de metano e dióxido de carbono, em detrimento do oxigênio, que se apresentava elevado inicialmente.

Dreno DG 02

O monitoramento da evolução das concentrações de gases neste ponto apresentou comportamento um pouco semelhante ao DG 01, com valores de CH₄ e CO₂ variando bastante. Os valores das concentrações de O₂ apresentaram-se elevadas no início do monitoramento, reduzindo-se ao longo do período de acompanhamento.

Considerando todo o período de monitoramento desse ponto, as concentrações observadas apresentaram valores que variaram entre 17,0 % e 42,0 % para CH₄ (com uma leitura atípica de 4,1 %), com média de 27,28 %, e 19,0 % a 45,0 % (com uma leitura atípica de 5,0 %) para CO₂, com média de 28,25 %. O oxigênio ficou, em média, em torno de 3,74 %, com uma concentração máxima de 9,4 %, observada no início do monitoramento (com uma leitura atípica de 18,9 %), e 0,5 % ao longo do período monitorado.

Estas leituras atípicas se referem à leitura realizada no 239º dia (17/02/2007), indicando que pode ter ocorrido uma concentração de gases próxima a este ponto no dia da leitura ou algum desajuste do aparelho, já que não houve nenhum outro fator que contribuisse para que esta leitura apresentasse valores diferentes da série de dados deste ponto.

Os resultados sugerem, assim como para o DG 01, que um processo de metanização já se encontra em curso nessa região do Aterro Sanitário Experimental. Observa-se, no entanto, que a concentração de O₂ neste ponto é menor que no anterior (DG 01), quando comparado com os dos demais gases mensurados.

A avaliação deste ponto também foi prejudicada devido ao fato do monitoramento ter-se iniciado após o 100º dia do término da aterragem de resíduos e pelo elevado nível de líquidos no interior do aterro, como mencionado anteriormente.

Dreno DG 03

O resultado do monitoramento de gases nesse ponto indicou comportamento semelhante aos pontos comentados anteriormente, porém as primeiras leituras já indicavam concentrações de CH₄ e CO₂ mais elevadas que os demais pontos.

As concentrações observadas apresentaram valores que variaram entre 18,0 % e 47,0 % para CH₄, com média de 32,32 %, e 19,0 % a 43,0 % para CO₂, com média de 30,50 %. O oxigênio

ficou, em média, em torno de 1,51 %, com uma concentração máxima de 4,10 % e mínima de 0,4 % ao longo do período monitorado.

Entretanto, como pode ser observado na Figura 5.109 (c), os resultados sugerem que nos períodos chuvosos as concentrações de CH₄ e CO₂ diminuíram e O₂ aumentou, o que pode ser indicativo da influência da saturação da massa de resíduos pelas águas de chuva que podem ter adentrado a massa de resíduos, que acabou por inibir o processo de digestão anaeróbia, assim como no DG 01 e 02.

Dreno DG 04

A concentração de gases mensurada nesse ponto apresentou comportamento diferente, tendo sido observadas elevadas concentrações de CH₄ e CO₂ no início do monitoramento seguido de uma tendência de decréscimo (160° ao 260° dia, aproximadamente - 30,0 a 41,0 % de CH₄ e 27,0 a 37,0 % de CO₂) e posterior elevação das concentrações desses gases (260° ao 625° dia – 33,0 a 43,0 % de CH₄ e 28,0 a 48,0 % de CO₂). Após esta última elevação (após o 260° dia), verificou-se uma tendência das concentrações desses gases estabilizarem, com poucas variações.

As concentrações observadas apresentaram valores que variaram entre 28,0 % e 43,0 % para CH₄, com média de 37,30 %, e 27,0 % a 49,0 % para CO₂, com média de 34,81 %. O oxigênio ficou, em média, em torno de 1,59 %, com uma concentração máxima de 5,70 % e mínima de 0,5 % ao longo do período monitorado.

A partir do segundo período chuvoso, verifica-se que os valores das concentrações desses gases tenderam a estabilizar, mantendo-se na ordem de 38% para o CH₄ e 33% para o CO₂.

Dreno DG 05

Os gases mensurados nesse ponto apresentaram comportamento mais uniforme, variando pouco. Os resultados sugerem que o estágio de degradação dos resíduos nesse ponto pode ter atingido a fase metanogênica estável do processo de digestão anaeróbia de RSU descrita no Capítulo 3. Não se observa influência de fatores externos, como as condições climáticas.

As concentrações observadas apresentaram valores que variaram entre 26,0 % e 46,0 % para CH₄, com média de 33,75 %, e 23,0 % a 56,0 % para CO₂, com média de 31,07 %. O

oxigênio ficou, em média, em torno de 2,48 %, com uma concentração máxima de 6,60 % e mínima de 0,5 % ao longo do período monitorado.

Dreno DG 06

Esse ponto apresentou comportamento semelhante ao DG 05, tendo os gases monitorados apresentados concentrações semelhantes e mais estáveis.

As concentrações observadas apresentaram valores que variaram entre 29,0 % e 46,0 % para CH₄, com média de 35,82 %, e 26,0 % a 49,0 % para CO₂, com média de 31,46 %. O oxigênio ficou, em média, em torno de 2,03 %, com uma concentração máxima de 6,50 % e mínima de 0,6 % ao longo do período monitorado.

5.7.4 Considerações finais

Analisando os resultados do comportamento dos gases gerados no Aterro Sanitário Experimental, nota-se que os mesmos sugerem que a fase metanogênica do processo de digestão anaeróbia dos resíduos foi atingida, desde o início do monitoramento de gases (\approx 100^o dia), uma vez que se verificaram elevadas concentrações de metano e dióxido de carbono.

No entanto, as concentrações de CH₄ e CO₂ verificadas estão abaixo do esperado, que seria em torno de 40 a 45% para cada gás monitorado, como indica a literatura (Capítulo 3), assim como as curvas observadas não se aproximam daquelas descritas no modelo conceitual de Pohland & Harper (1985) apresentado no Capítulo 3.

Pelos valores apresentados na Tabela 5.45, e ilustrados na Figura 5.109, pode-se observar que as concentrações dos gases gerados são semelhantes podendo-se supor que o processo de formação de gás baseado na digestão anaeróbia dos resíduos no interior do aterro acontece de forma semelhante em toda a massa de resíduos disposta.

No entanto, deve-se considerar que foram verificadas algumas variações nas concentrações de gases em alguns dos pontos no início do monitoramento, indicando que poderia ter corrido uma maior concentração de gases, principalmente, nos pontos DG 04, 05 e 06, que apresentaram maiores valores de concentração de CH₄ e CO₂ e uma maior uniformidade das curvas de geração traçadas.

Não se deve desconsiderar também que pode ter havido contaminação das amostras com oxigênio quando da sucção destas no dreno de gás, pelo aparelho, durante a realização das leituras, apesar desta hipótese ser pouco provável.

Pode ter ocorrido também o fato de que as águas de chuva que infiltraram no Aterro Sanitário Experimental possuísem um teor de oxigênio dissolvido elevado, o que pode ter contribuído para o aumento dos teores de oxigênio nas medições realizadas, principalmente no segundo período e chuvas.

Aparentemente o nível de líquidos e, conseqüentemente, o teor de umidade dos resíduos no interior do Aterro Sanitário Experimental parece influenciar a concentração de gases. Nos drenos DG 01 e DG 02, pode-se observar mais claramente esse fato, pois apresentaram comportamento diferenciado em períodos em que o nível de líquidos apresentava-se elevado, o que pode ter prejudicado ou inibido o processo de digestão anaeróbia nessa região do aterro, não tendo sido verificado nenhum outro fato que pudesse ter contribuído para isto. Ressalta-se que, embora existam estudos sobre a influência do teor de umidade dos resíduos nos processos de digestão anaeróbica, em aterros sanitários operando em escala real a literatura não apresenta resultados contínuos do monitoramento desse teor de umidade, que neste trabalho foi inferido a partir do registro sistemático no nível de líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental.

O elevado nível de líquidos nos períodos chuvosos também dificultou a realização de algumas leituras, em função da sensibilidade do aparelho.

Outro fator que deve ser considerado e que vem sendo estudado no Aterro Sanitário Experimental, diz respeito à migração de gases pela sua camada de cobertura. Estudos tendo como finalidade avaliar este fluxo de gases nas camadas de revestimento de aterros sanitários tem despertado interesse na área ambiental, segundo Alcântara (2007), devido à possibilidade de migração dos gases que são gerados nessas unidades para áreas adjacentes às mesmas. A possibilidade de migração de gases por essas camadas e alcance de áreas vizinhas a aterros também é relatada por Martín *et. al.* (2001) e Tchobanoglous *et. al.* (1993).

Em relação ao Aterro Sanitário Experimental, este estudo vem sendo realizado utilizando uma placa de fluxo, o que permitirá determinar as taxas de emissão de gases em diferentes pontos do aterro, assim como prever a liberação total de gases. O estudo está em fase inicial

(novembro de 2007) e ainda não há resultados significativos que possam ser considerados neste trabalho.

5.8 Matrizes de Correlação

5.8.1 Considerações iniciais

Conforme descrito no Item 5.5, foram elaboradas matrizes de correlação com o objetivo de verificar a existência de correlações significativas entre diferentes conjuntos de dados obtidos no período de monitoramento do Aterro Sanitário Experimental. Nesse sentido, foi avaliada a existência de correlação entre os seguintes parâmetros:

- Parâmetros físico-químicos (DBO, DQO, AGVT, SV e pH);
- Parâmetros físico-químicos e recalques;
- Recalques observados;
- Gases CH₄ e CO₂;
- Gases CH₄, CO₂ e recalques e;
- Potencial Redox e metais.

Para todas as matrizes também foram realizadas comparações com as vazões e precipitação observada.

5.8.2 Resultados

Nas Tabelas 5.46 a 5.52 são apresentados os resultados obtidos para as matrizes de correlação elaboradas para avaliar a relação entre alguns dos parâmetros físico-químicos, recalques, biogás, precipitação e vazão, do Aterro Sanitário Experimental. Como comentado no Item 4.5.2, as correlações acima de 0,60 foram consideradas adequadas.

Tabela 5.46 – Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos, por Faixa de Trabalho

	pH	DBO	DQO	AGV	SV
pH	1,00				
DBO	0,07	1,00			
DQO	-0,67	0,95	1,00		
AGV	-0,51	-0,02	0,81	1,00	
SV	-0,47	0,88	0,88	0,77	1,00

Tabela 5.47 – Matriz de correlação de recalques, por Faixa de Trabalho

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
F1	1,00					
F2	0,84	1,00				
F3	0,83	1,00	1,00			
F4	0,84	1,00	1,00	1,00		
F5	0,70	0,84	0,85	0,85	1,00	
F6	0,70	0,85	0,85	0,85	1,00	1,00

Tabela 5.48 – Matriz de correlação dos parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados e recalques, por faixa de Trabalho

	pH	DBO	DQO	AGV	F1	F2	F3	F4	F5	F6
pH	1,00									
DBO	0,07	1,00								
DQO	-0,67	0,95	1,00							
AGV	-0,51	-0,02	0,81	1,00						
F1	0,47	-0,26	-0,64	-0,50	1,00					
F2	0,64	-0,40	-0,76	-0,63	0,84	1,00				
F3	0,65	-0,42	-0,81	-0,68	0,83	1,00	1,00			
F4	0,65	-0,41	-0,80	-0,68	0,84	1,00	1,00	1,00		
F5	0,58	-0,32	-0,71	-0,61	0,70	0,84	0,85	0,85	1,00	
F6	0,57	-0,36	-0,72	-0,60	0,70	0,85	0,85	0,85	1,00	1,00

Tabela 5.49 – Matriz de correlação de Biogás (CH₄), por dreno de biogás

	DG01	DG02	DG03	DG04	DG05	DG06
DG01	1,00					
DG02	0,52	1,00				
DG03	0,03	0,60	1,00			
DG04	0,44	0,21	-0,14	1,00		
DG05	0,31	0,53	0,56	0,30	1,00	
DG06	0,62	0,63	0,56	0,28	0,69	1,00

Tabela 5.50 – Matriz de correlação de Biogás (CO₂), por dreno de biogás

	DG01	DG02	DG03	DG04	DG05	DG06
DG01	1,00					
DG02	0,48	1,00				
DG03	-0,12	0,39	1,00			
DG04	0,18	0,53	0,51	1,00		
DG05	0,00	0,29	0,64	0,61	1,00	
DG06	0,42	0,47	0,45	0,56	0,75	1,00

Tabela 5.51 – Matriz de correlação de CO₂ e CH₄, por dreno de biogás

Dreno	CH ₄					
	DG01	DG02	DG03	DG04	DG05	DG06
CO ₂	0,93					
DG01		0,74				
DG02			0,77			
DG03				0,15		
DG04					0,67	
DG05						0,58
DG06						

Tabela 5.52 – Matriz de correlação de potencial redox e metais

Parâmetro	Potencial redox	Al	Cd	Fe	Ni	Zn
Potencial redox	1,00					
Al	-0,04	1,00				
Cd	-0,07	0,64	1,00			
Fe	-0,06	0,26	0,63	1,00		
Ni	0,07	0,60	0,69	0,53	1,00	
Zn	-0,08	0,81	0,62	0,72	0,49	1,00

5.8.3 Discussão dos resultados

Analisando a matriz realizada para os parâmetros físico-químicos (Tabela 5.46), os resultados sugerem haver uma boa correlação entre os mesmos. Destaca-se o pH, que apresentou correlação negativa com a maioria dos parâmetros, indicando que conforme estes parâmetros diminuem, o pH se eleva. Não foi observada uma boa correlação entre a vazão e precipitação com os parâmetros físico-químicos, mostrando uma certa coerência com análise procedida para os parâmetros físico-químicos (Item 5.6), onde foi observada pouca influência do regime de chuvas e vazão sobre a concentração dos parâmetros físico-químicos.

Os parâmetros DBO, DQO, AGVT e SV apresentaram correlações positivas, acima de 0,80, indicando também haver uma boa correspondência entre estes parâmetros. A DBO apresenta uma correlação de 0,95 em relação à DQO, enquanto que esta, em relação aos AGVT e SV, apresentam correlação de 0,81 e 0,88, respectivamente. Uma boa correlação também é verificada entre o AGVT e SV, sendo índice de 0,77.

Os dados mostram também uma correlação positiva de 0,74 entre a vazão e a precipitação, indicando haver uma correspondência direta entre estas variáveis.

Em relação aos recalques médios observados, verifica-se correlação positiva acima de 0,83 para quase todas as faixas (Tabela 5.47), demonstrando haver correspondência e homogeneidade entre as deformações monitoradas. Isto já era esperado, pois conforme pode ser observado nos resultados do monitoramento de recalques apresentado no Item 5.3, as diferenças entre as deformações não foram tão significativas. Somente entre o DG 01, em relação ao DG 05 e DG 06, foi observada uma correlação mais baixa, de 0,70.

Verificando a existência de correlação entre os dados de recalque e físico-químicos (Tabela 5.48), também foram observadas correlações negativas, demonstrando que à medida que os recalques foram ocorrendo de forma crescente no Aterro Sanitário Experimental, os valores de DQO, DQO, AGVT e SV foram diminuindo.

Conforme Tabela 5.48, os recalques médios observados para as faixas de trabalho apresentaram correlações positivas acima de 0,47, quando comparado com os valores de pH, demonstrando boa correlação. Tal observação também é relatada por Coelho (2005), o qual observou correlações acima de 0,60 entre os recalques e pH monitorados em uma célula experimental de RSU.

Considerando o biogás gerado, verifica-se para o CH₄ (Tabela 5.49), quando se faz uma comparação entre os drenos de gás, que as correlações observadas são, em geral, boas, porém com alguns valores baixos e até mesmo negativos. Para o CO₂ (Tabela 5.50) também é observado o mesmo padrão. Em ambos os casos, destaca-se a relação entre o DG01 e DG03, onde foram observados os valores mais baixos.

Avaliando as correlações existentes entre o gás metano e dióxido de carbono gerado (Tabela 5.51) nos poços monitorados nota-se que, de maneira geral, há uma boa relação entre os mesmos. O valor mais baixo observado entre os gases gerados em um mesmo ponto foi observado no DG04, o qual apresentou uma correlação de 0,15. Já a maior observada foi no DG01.

Não se verificou a existência de correlação entre o potencial redox e alguns dos metais presentes nos líquidos lixiviados e analisados no Capítulo anterior. Verificou-se uma boa correlação entre os metais, à exceção do Fe/Al, Ni/Fe e Zn/Fe, que apresentaram valores abaixo de 0,60. Em relação ao potencial redox e os metais a correlação verificada foi muito baixa.

5.8.4 Comentários Finais

A avaliação dos recalques e gases gerados, analisados de forma independente entre si, mostrou uma boa correlação, sugerindo um comportamento semelhante em todas as regiões do Aterro Sanitário Experimental.

Boa correlação foi observada entre a DQO e os demais parâmetros físico-químicos avaliados – pH, DBO, AGVT e SV -, o que já era esperado, já que estes parâmetros de alguma forma relacionam-se entre si.

Destaca-se que em todos os casos, não foi observada uma boa relação entre as variáveis analisadas e a vazão e precipitação, sugerindo que estas atuam de forma independente dos parâmetros considerados. No entanto, entre vazão e precipitação é observada uma boa correlação, mostrando que as vazões do aterro experimentais estão relacionadas ao regime de chuvas da área.

Por fim, destaca-se que de uma maneira geral, os resultados sugerem que o Aterro Sanitário Experimental vem apresentando um comportamento uniforme e que o processo de degradação dos resíduos, no caso já na fase metanogênica identificado no Item 5.6, ocorre de forma semelhante em todo o Aterro Sanitário Experimental.

6 CONCLUSÕES

Apresentam-se, neste capítulo, as principais conclusões dos resultados apresentados e discutidos neste trabalho, assim como algumas recomendações e sugestões para futuras pesquisas e trabalhos.

6.1 Avaliação dos materiais empregados na construção e execução

Os métodos construtivos empregados na construção do Aterro Sanitário Experimental, incluindo a caracterização dos materiais utilizados, de maneira geral indicaram que os mesmos foram adequados, podendo-se concluir que:

- Apesar dos procedimentos de execução terem sido adequados, a construção da camada de cobertura apresentou falhas, sendo que o atraso na expedição dos teores de umidade por parte do laboratório contribuiu para que houvesse um excesso de umidade inicial do material (solo) em alguns pontos, o que pode ter contribuído para o surgimento de trincas;
- A falta de uma camada de proteção de maior espessura sobre o solo utilizado na camada de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental aparentemente também foi prejudicial, podendo ter contribuído para o surgimento de trincas;
- A utilização dos resíduos de construção civil como parte da cobertura do aterro mostrou-se adequada tanto para esta finalidade quanto para os estudos das camadas de cobertura evapotranspirativa e capilar, indicando que a cobertura em aterros sanitários pode ser realizada com materiais menos nobres associados a outros mais nobres, levando à redução de custos e reutilização de materiais que seriam descartados como resíduos.

6.2 Avaliação da Compactação dos RSU

Como discutido neste trabalho, verificou-se que os aspectos operacionais adotados na execução do Aterro Sanitário Experimental influenciaram o seu comportamento ao longo do período monitorado.

Dentre os fatores que podem exercer uma maior influência sobre o comportamento de um aterro sanitário está a compactação dos RSU. Os resultados obtidos com o Aterro Sanitário Experimental, em relação à compactação permitiram concluir que:

- Os resultados sugerem que o peso específico dos RSU é influenciado diretamente pela inclinação da rampa de compactação, sendo que maiores inclinações resultaram em pesos específicos mais baixos;
- O peso específico dos resíduos também é influenciado pelo número de passadas, sendo que poucas passadas (3) permitiram obter baixos pesos específicos, assim como pesos específicos maiores foram obtidos com um número maior de passadas (5);
- Os resultados indicaram também, que para um número mais elevado de passadas (7), o ganho em termos de compactação dos RSU é pequeno, sugerindo que o equipamento compactador acaba sendo utilizado desnecessariamente. Em termos de operação de aterros sanitários reais, isto é extremamente importante, pois o tempo despendido desnecessariamente na busca por uma melhor compactação pode acabar por afetar o sistema como um todo, podendo até, em aterros maiores, provocar um acúmulo de resíduos expostos na frente de operação. A questão econômica também deve ser considerada, pois a otimização da utilização do equipamento compactador proporciona um melhor custo-benefício operacional.

6.3 Avaliação da compressibilidade

O monitoramento de recalques por meio dos medidores instalados no Aterro Sanitário Experimental permitiu avaliar o seu comportamento mecânico, assim como verificar a influência do peso específico dos RSU dispostos na ocorrência de recalques e obter parâmetros de compressibilidade que regem os modelos matemáticos considerados.

Assim como para a compactação dos RSU, os aspectos operacionais exerceram influência sobre a ocorrência de recalques, sendo que os resultados sugerem que as deformações totais observadas são influenciadas pelo peso específico dos resíduos, tendo sido observado que quanto maior o peso específico ($8,2 \text{ kN/m}^3$) maiores são os recalques ($0,574 \text{ m}$), assim como para pesos específicos menores ($7,3 \text{ kN/m}^3$) menores recalques foram observados ($0,485 \text{ m}$).

Como comentado anteriormente, esse resultado parece, em princípio, contrário ao esperado, pois resíduos de mesma composição com menores pesos específicos são mais compressíveis, principalmente quando submetidos a acréscimos de tensão. No entanto essa influência pode não ter tido efeito, pois no Aterro Sanitário Experimental não houve construção de novas camadas, a menos da camada de cobertura final que impôs níveis de tensão semelhantes em

todas as faixas. Desta forma, considerando o comportamento de longo prazo, embora mais compressíveis, os resíduos com menores pesos específicos estariam sujeitos a menores tensões devidas ao peso próprio e os resíduos com maiores pesos específicos e, em princípio, menos compressíveis, estariam sujeitos a maiores tensões devidas ao seu peso próprio. Isso poderia estar contribuindo para a ocorrência de maiores recalques nas faixas mais densas.

Os resultados permitiram concluir que os modelos matemáticos existentes na literatura e considerados neste estudo não reproduzem com fidelidade a ocorrência de recalques, sendo ainda:

- As curvas de recalques verificadas para os medidores de recalques apresentaram o mesmo padrão de movimentação, semelhantes a curvas típicas de recalques em aterros sanitários, assim como demonstraram que o comportamento mecânico dos resíduos é similar em todo o aterro, porém com velocidades de deformação diferentes para cada Faixa de Trabalho;
- A calibração dos modelos avaliados apresentou um bom ajuste aos dados de campo. No entanto, observou-se que os modelos não foram capazes de prever, com precisão, recalques a longo prazo, tanto quando se utilizaram os dados de 360 dias para prever a ocorrência de recalques para 714 dias e, os dados totais observados para a previsão dos recalques para um período de 30 anos;
- Ainda para a previsão de recalques a longo prazo, considerando os modelos estudados, o que melhor apresentou um ajuste entre os dados de campo e as curvas de previsão de recalques foi o modelo Reológico Compósito, o qual considera além da parcela mecânica, também uma biológica;
- Para a previsão de recalques a longo prazo, os modelos Reológico, Meruelo e Hiperbólico, não apresentaram resultados satisfatórios, já que os valores observados na previsão de recalques indicaram que o aterro estaria em fase final de estabilização, o que, à luz da literatura, não poderia estar ocorrendo, devido aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no interior de um aterro sanitário;
- Quando da previsão de recalques em aterro sanitários, os estudos não devem se limitar a um só modelo, mas devem ser considerados outros, buscando avaliar qual melhor se adapta à situação. Entretanto, quando da utilização desses modelos matemáticos para

previsão de recalques, deve-se pensar na obtenção de faixas de variação de valores, em vez de valores absolutos, dada a dificuldade de obtê-los com precisão.

O monitoramento dos recalques e a realização de retro-análises, por meio da calibração dos modelos, permitiu obter valores para os principais parâmetros de compressibilidade dos modelos estudados, e os RSU dispostos no Aterro Sanitário Experimental. Os valores obtidos estão coerentes com aqueles descritos na literatura, como indicado na análise realizada no Capítulo anterior.

Considerando o período de monitoramento (714 dias), a máxima deformação observada foi de 15,12%. Considerando que as deformações em um aterro sanitário podem atingir valores superiores a 30% da sua altura inicial, conforme descrito no Capítulo 3, a deformação observada no Aterro Sanitário Experimental pode ser considerada normal e condizente com o descrito.

6.4 Avaliação da camada de cobertura final

A implantação e o monitoramento das duas configurações de camadas de cobertura final no Aterro Sanitário Experimental e dos lisímetros construídos em laboratório associados às simulações numéricas possibilitaram o entendimento do comportamento e a comparação do desempenho das camadas evaporativas e barreiras capilares, podendo-se concluir que:

- A utilização de uma camada de 5 cm de entulho na parte superior das camadas de cobertura em campo aparentemente promoveu um aumento da capacidade de suporte e diminuição da erodibilidade da cobertura. Porém pode ter diminuído a taxa de evaporação, com conseqüente aumento da infiltração, tornando mais crítica a situação em termos hídricos. Por outro lado, embora não tenha sido implantada a cobertura vegetal, observou-se que ao longo do tempo esta ocorreu de forma espontânea, o que pode ter contribuído para a parcela de evapotranspiração e redução dos processos erosivos;
- O monitoramento dos lisímetros em laboratório permitiu a retroanálise dos parâmetros da curva característica de retenção de água dos materiais utilizados, que foram posteriormente utilizados na avaliação dos desempenhos das camadas construídas em campo e nas simulações numéricas;

- As configurações de camadas utilizadas foram adequadas para índices mensais de precipitação inferiores a 100 mm. As camadas evaporativas apresentaram melhor desempenho, em termos dos volumes percolados. No entanto, a partir da realização de simulações numéricas, observou-se que um aumento de 50% da altura da camada de solo fino na barreira capilar torna os desempenhos similares;
- A camada evaporativa apresentou uma vazão de líquidos mais regular. As barreiras capilares não apresentam produção de líquidos no início do processo, porém quando ocorre o ponto de invasão, o potencial gravitacional governa o fluxo e rapidamente o líquido percola para as camadas subjacentes;
- A escolha do melhor tipo de camada a ser adotado deve ser realizada a partir de uma análise do custo-benefício entre as técnicas disponíveis e dos aspectos ambientais. A utilização de camadas de cobertura alternativas, como as aqui estudadas, deve ser vista como uma possibilidade viável para as condições climáticas e econômicas brasileiras.

6.5 Avaliação do balanço hídrico

O monitoramento do Aterro Sanitário Experimental permitiu avaliar o seu comportamento hidráulico por meio da avaliação do balanço hídrico, considerando a hipótese estudada e os modelos existentes na literatura, assim como verificar a influência dos aspectos construtivos no seu desempenho. As principais conclusões são:

- O volume de líquidos líquidos no interior do Aterro Sanitário Experimental é influenciado diretamente pelo regime pluviométrico, sendo que tal influência se deveu principalmente aos aspectos operacionais, notadamente à camada de cobertura, que não exerceu a função de barreira impeditiva, como discutido neste trabalho;
- A estimativa de produção de líquidos líquidos por meio da hipótese considerada indicou que esta não corresponde à vazão real observada. Isto permitiu concluir que a utilização do referencial teórico para previsão de produção desses líquidos em aterros sanitários necessita de mais estudos, de forma a se conseguir uma maior aproximação entre a estimativa teórica e real;
- A vazão de líquidos líquidos é influenciada pelo regime de chuvas na região onde o Aterro Sanitário Experimental encontra-se instalado;

- De uma maneira geral verificou-se que as condições climáticas influenciaram o comportamento do Aterro Sanitário Experimental, como pode ser observado nos resultados físico-químicos e vazão de líquidos lixiviados;
- Verificou-se que as leituras obtidas em piezômetros, ou poços de monitoramento do nível de líquidos em aterros sanitários, não indicam, necessariamente, que a região abaixo desses níveis encontra-se saturada.

6.6 Caracterização dos líquidos lixiviados

O monitoramento realizado permitiu obter a evolução temporal dos parâmetros físico-químico dos líquidos lixiviados gerados no Aterro Sanitário Experimental desde o fim das atividades de aterragem de RSU, o que constitui uma contribuição considerável, uma vez que relatos do monitoramento dessas variáveis em aterros operando em escala real são praticamente inexistentes, considerando o início de sua operação.

O estudo dos líquidos lixiviados gerados no Aterro Sanitário Experimental permitiu concluir que:

- A análise da evolução das concentrações, mg/L, e das cargas efluentes, em g/d, dos parâmetros considerados, permitiu verificar que a análise apenas pela concentração em mg/L pode induzir a uma avaliação errada do comportamento destes ao longo do tempo. Em muitos momentos, a análise apenas por mg/L indicava a ocorrência de diluição, enquanto que em g/d demonstrava que ocorria a elevação das concentrações dos parâmetros avaliados, associados ao aumento de vazão de líquidos;
- Do ponto de vista de lançamento de efluentes, a análise das cargas efluentes não possui muito significado, já que a legislação considera a concentração em mg/L;
- A evolução temporal dos parâmetros físico-químicos dos líquidos lixiviados é influenciada pelo regime de chuvas, indicando, para a maioria dos parâmetros avaliados, cargas efluentes mais elevadas nos períodos de maiores precipitações;
- Quanto ao atendimento à legislação ambiental referente a padrões de lançamento de efluentes líquidos, percebe-se que houve alternância das concentrações dos parâmetros avaliados ao longo do período de monitoramento, indicando concentrações ora abaixo do limites permitidos pela legislação ora com valores acima destes. Desta forma conclui-se

que, na eventualidade de realização do descarte desses líquidos, o mesmo não poderia ocorrer sem antes submetê-lo a um tratamento;

- Que o aterro provavelmente encontra-se na fase metanogênica do processo de digestão anaeróbia, considerando os dados observados no período monitorado (junho/2005 a agosto/2007). Essa conclusão é reforçada pelos resultados das medições de concentração dos gases metano e dióxido de carbono, que indicaram elevadas concentrações desses gases.

6.7 Caracterização do biogás gerado

A análise das concentrações de biogás mensuradas ao longo de quase dois anos de monitoramento permitiu concluir que:

- Os resultados sugerem que o processo de degradação da fração orgânica dos RSU vem ocorrendo em todo o Aterro Sanitário Experimental, considerando os dados observados no período monitorado (junho/2005 a agosto/2007). No entanto, este processo parece ocorrer de forma mais lenta em alguns pontos, que pode ter sido ocasionado pela saturação da massa de resíduos, devido à infiltração de águas de chuva pela camada de cobertura, provocando uma inibição do processo;
- A não realização do monitoramento do biogás no período compreendido entre o fim da aterragem de resíduos (junho/2005) e início do primeiro período chuvoso (setembro/2005), de certa maneira prejudicou a realização de uma avaliação mais precisa do início do processo de digestão anaeróbia no Aterro Sanitário Experimental;
- Da mesma forma, o monitoramento de apenas três gases limitou a realização de uma avaliação mais precisa do início do processo de digestão anaeróbia no Aterro Sanitário Experimental;

6.8 Matrizes de Correlação

Os resultados indicaram, como discutido anteriormente, a existência de correlações e semelhanças de comportamento entre os parâmetros físico-químicos, gases e recalques monitorados, sendo concluído que:

- A correlação entre recalques e gases gerados (metano e dióxido de carbono) sugere um comportamento semelhante em todas as regiões do Aterro Sanitário Experimental.
- Boa correlação foi observada entre os parâmetros físico-químicos avaliados demonstrando que os mesmos são interdependentes;
- A boa relação verificada entre a vazão e precipitação reforça a conclusão de que o comportamento do Aterro Sanitário Experimental é influenciado pelo regime de chuvas;

6.9 Considerações finais

De maneira geral, o estudo demonstrou que os procedimentos operacionais influenciam a disposição de resíduos sólidos urbanos e, posteriormente, o comportamento do Aterro Sanitário Experimental.

Ficou evidenciado, quando se avaliou o balanço hídrico, que este sofreu influência direta da cobertura final, a qual permitiu a infiltração das águas de chuva e que, por conseguinte influenciou as vazões de líquidos lixiviados e as concentrações e cargas efluentes dos parâmetros físico-químicos investigados.

Em relação à compressibilidade verificou-se que os recalques foram influenciados pelas pesos específicos iniciais dos resíduos e que os modelos matemáticos utilizados para estimativa de deformações em aterros sanitários devem ser utilizados com cautela.

Este estudo também permitiu verificar que a evolução do comportamento dos parâmetros físico-químicos de um aterro sanitário monitorado desde o fim das atividades de aterragem de resíduos não necessariamente reflete o normalmente descrito na literatura, haja visto que os parâmetros avaliados se posicionaram em uma faixa diferente daqueles comumente referenciados.

6.10 Recomendações para futuros trabalhos

Para realização de futuros trabalhos, recomenda-se:

- Que as faixas de trabalho sejam isoladas por uma barreira física, de forma que possam ser avaliadas de maneira mais controlada;

- Sejam implantados drenos testemunhos sob a camada de impermeabilização de fundo do aterro, para que se possa avaliar a sua funcionalidade;
- Construir sistema de drenagem independente, por faixa de trabalho, para que seja avaliada a degradação dos resíduos e o balanço hídrico de forma independente;
- Avaliar numericamente de forma mais detalhada o desempenho das camadas de cobertura final, a partir dos ensaios e dados de campo;
- Avaliar, a longo prazo, o comportamento da manta asfáltica sob os efeitos dos constituintes dos líquidos lixiviados e sua funcionalidade como material impermeabilizante em aterros sanitários, já que a mesma nunca foi utilizada para esta finalidade;
- Incluir o acompanhamento da geração de outros gases no monitoramento do biogás gerado;
- Medir quantitativamente e não somente qualitativamente o biogás gerado;
- Realizar análises físico-químicas na fração de sólidos com o intuito de contribuir para uma melhor avaliação do processo de digestão anaeróbia dos RSU em aterros sanitários;
- Realizar outros estudos visando padronizar a operação, manutenção e monitoramento de aterros sanitários, considerando as condições brasileiras.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABICHOU, T., LANGONI, G., TAWFIQ, K. **Assessment of alternative earthen final covers for Florida landfills**. Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management. University of Florida, 2003, 107 p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6508 - Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica**. Rio de Janeiro, 1984a. 8 p.

_____. **NBR 7181 - Solo - Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 1984b. 13 p.

_____. **NBR 6459 - Solo - Determinação do limite de liquidez**. Rio de Janeiro, 1984c. 6 p.

_____. **NBR 7180 - Solo - Determinação do limite de plasticidade**. Rio de Janeiro, 1984d. 3p.

_____. **NBR 6457 - Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro, 1986a. 9 p.

_____. **NBR 7182 - Solo - Ensaio de compactação**. Rio de Janeiro, 1986b. 10 p.

_____. **NBR 7218 - Agregados - Determinação do teor de argila em torrões e materiais friáveis**. Rio de Janeiro, 1987. 2 p.

_____. **NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992. 7 p.

_____. **NBR 13896 - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação - Procedimento**. Rio de Janeiro, 1997. 12 p.

_____. **NBRNM 248 - Agregados - Determinação da composição granulométrica**. Rio de Janeiro, 2003a. 6 p.

_____. **NBRNM 46 - Agregados - Determinação do material fino que passa através da peneira 75 micrometro, por lavagem**. Rio de Janeiro, 2003b. 6 p.

_____. **NBR 15115 - Agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil - Execução de camadas de pavimentação – Procedimentos**. Rio de Janeiro, 2004a, 10 p.

_____. **NBR 7211 - Agregado para concreto – Especificação**. Rio de Janeiro, 2004b, 10p.

_____. **NBR 9952 - Manta asfáltica para impermeabilização**. Rio de Janeiro, 2007. 31 p.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Recife: UFPE, 2007. 366 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALCÂNTARA, P. B.; MONTEIRO, V. E. D.; PALHA, M. A. P.; ARAÚJO, J. M.; JUCÁ, J. F. T. **Construção e monitoramento de uma célula de RSU em escala reduzida.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

AMARAL, M. C. S. **Caracterização de lixiviados empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos.** Belo Horizonte: EE-UFGM, 2007. 236 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

AMARAL, M. C. S.; FERREIRA, C. F. A.; LANGE, L. C.; AQUINO, S. F.; GONÇALVES, F. M. **Avaliação da DQO solúvel inerte a processos aeróbio e anaeróbio presente em lixiviados de aterro sanitário.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, Belo Horizonte, MG. **Anais ...** Rio de Janeiro: ABES, 2007.

ANDRADE, S. M. A. **Caracterização físico-química e tratabilidade por coagulação-floculação dos líquidos percolados gerados no aterro sanitário de Uberlândia-MG.** Uberlândia: UFU, 2002, 182 p.. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2002.

AWWA/APHA /WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington: APHA, 20th ed., 1998.

BALDOCHI, V.; VARESCHE, M.; POVINELLI, J.; VAZOLLER, R. **Anaerobic biomass evaluation during biodigestion of solid wastes amended with organic substrates and using leachate as a seed.** In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 25, 1996, Cidade do México, México. **Anais...** Cidade do México: AIDIS, 1996.

BARROS, H. L. **Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões.** Viçosa: UFV, 2004. 112 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

BJARNGARD, A. E.; EDGERS, L. **Settlements of municipal solid waste landfills.** In: Annual Madison Waste Conference, 13, 1990, Madison, USA, **Proceedings...** Madison, 1990, pp. 192-205.

BORGES, M. E. **Disposição inadequada: o problema dos lixões no Brasil.** In: Seminário Nacional de Resíduos Sólidos e Limpeza Pública, 7, 2000, Curitiba, PR. **Anais...** São Paulo: ABLP, 2000.

BOSCOV, M. E. G. E ABREU, R.C. **Aterros sanitários previsão de desempenho x comportamento real.** In: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica / Núcleo Regional de São Paulo (Org.). **Previsão de Desempenho x Comportamento Real.** São Paulo: ABMS/NRSP, 2000.

BOWDERS, J. J.; BOUAZZA A.; LOEHR J. E.; RUSSELL, M. **Settlement of municipal solid waste landfills.** In: Kansai Int'l Geotechnical Forum, 4, 2000, Kyoto, Japan, **Proceedings...** Kyoto, Japan, 2000.

CAPELO NETO, J.; MOTA, S.; SILVA, F. J. A. **Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa**. In: Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 4, n. 3, pp. 160-167, 1999.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos**. São Carlos: EESC-USP, 1999. 306 p. Tese (Doutorado) Programa de Pós-Graduação em Geotecnia. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1999.

CARVALHO, A. R. **Percâmetro: Um novo equipamento para medidas de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos. Desenvolvimento e Aplicação no Aterro Sanitário de Santo André**. Viçosa: UFV, 2002. 114 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós - Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2002.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. (org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES / RiMa, 2003, 294 p.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G.F.; BATISTA, H. P.; OLIVEIRA, A. F. G.; OLIVEIRA L. C. M. **Influência da umidade e fatores operacionais na compactação de resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de Belo Horizonte, MG**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

CATAPRETA C. A. A.; SIMÕES, G. F.; MARTINS, H. L.. **Avaliação da inclinação da rampa de compactação e da densidade dos RSU dispostos no aterro sanitário de Belo Horizonte, MG**. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8, 2006, Fortaleza, CE. **Anais** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

CATAPRETA, C. A. A.; SIMÕES, G.F. **Procedimentos operacionais de aterros sanitários: análise de 6 anos de monitoramento do aterro sanitário de Belo Horizonte, MG** In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 6, 2007, Recife, PE. **Anais...** São Paulo: ABMS, 2007a.

CATAPRETA, C. A. A.; BATISTA, H. P.; SIMÕES, G.F. **Caracterização dos líquidos lixiviados gerados em uma das células do aterro sanitário de Belo Horizonte, MG**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007b.

CATTERPILAR. **Manual de gerenciamento de resíduos** (ref. APDS0227). Washington: Caterpillar, 2001.

CÉLERE, M. S., OLIVEIRA, A. S., TREVILATO, T. M. B., MUÑOZ, S. I. S. **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública**. In: Cadernos de Saúde Pública, v. 23, n. 4, pp.939-947, 2007.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Resíduos sólidos industriais**. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 2ª edição, 1992, 233 p.

CHEN, P. H. **Assessment of leachate from sanitary landfills: impact of age, rainfall and treatment.** In: Environmental International, v. 22, n. 2, pp. 225-237, 1996 *apud* CINTRA, I. S. **Estudo da influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado na aceleração do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.** Belo Horizonte: EE-UFGM, 2003. 457 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).** Belo Horizonte: DESA/UFGM, 1997, 246 p.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P. **Basic biochemical processes in landfills.** In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (eds.): **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact.** London, GB: Academic Press, pp. 29-49, 1989.

CINTRA, F. H.; HAMADA, J.; FILHO, G. S. C. **Fatores que afetam a qualidade do chorume gerado em aterro controlado de resíduos sólidos urbanos.** In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória, ES. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2002.

CINTRA, I. S. **Estudo da influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado na aceleração do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.** Belo Horizonte: EE-UFGM, 2003. 457 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

CINTRA, I. S.; LIBÂNIO, P. A. C.; COSTA, B. M. P., CHERNICHARO, C. A. L. **Influência da recirculação de chorume cru e chorume inoculado nas fases de digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

COELHO, H. M. G. **Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados.** Belo Horizonte: EE-UFGM, 2005. 160 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 2005.

CORTÁZAR, A. L. G.; LANTARÓN, J. H.; FERNÁNDEZ, O. M.; MONZÓN, I. T., LAMIA, M. F. **Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology).** In: Waste Management & Research, v. 20, n. 2, pp. 198-210, 2002.

COSTA, B. M. P. **Estudo da Influência da Recirculação de Chorume na Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos.** Belo Horizonte: EE-UFGM, 2002. 122 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

CPRM – COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Projeto Pampulha: estudo hidrogeológico da Bacia da Pampulha**. Belo Horizonte: CPRM/Prefeitura de Belo Horizonte/Prefeitura de Contagem, 2001.

DANIEL, D. E. **Geotechnical practice for waste disposal**. New York: Chapman & Hall, 1993, 704 p.

DANTAS, A. M. M.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; LOPES, W. S.; ATHAYDE JUNIOR, G. B.; SILVA, J. V. N. **Balanço de massa de dco em reator anaeróbio de batelada tratando resíduos sólidos orgânicos**. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, 2002, Vitória, ES. **Anais...**Rio de Janeiro: ABES, 2002.

DIAZ, J. G. L.; NAREA, M. S.; SANCHEZ-ALCITURRI, J. M.; IBARRA, A. A., MONZON, I.T.; GONZALEZ, J. P.; LAMIA, M.F. **Estimating material losses in sanitary landfills through biological degradation**. In: International Landfill Symposium, 5, 1995, Sardinia, Itália. **Proceedings...** Sardinia: 1995.

DIXON, N., LANGER, U. **Development of a MSW classification system for the evaluation of mechanical properties**. In: Waste Management, v. 26, n. 3, pp. 220-232, 2005.

EDGERS, L.; NOBLE, J.J.; E WILLIAMS. **A biologic model for long term settlement in landfills**. In: Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology, 1992, Rotherdan, The Netherlands. **Proceedings...** Rotherdan, The Netherlands: Balkema, pp. 177-184, 1992.

EDIL, T.B.; RANGUETE, V.J.; E WUELLNER, W.W. **Settlement of Municipal Refuse**. In: Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice. Philadelphia: ASTM, pp 225-239, 1990.

EL-FADEL, M.; SHAZBAK, S.; SALIBY, E.; LECKIE, J. **Comparative assessment of settlement models for municipal solid waste landfill applications**. In: Waste Management & Research, v. 17, n. 5, pp. 347-368, 1999.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. **Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content**. In: Waste Management, v.22, n. 3,pp.269-282, 2002.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. **Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling**. In: Journal of Environmental Management, v. 50, n. 1, pp. 1 – 25, 1997.

EL-FADEL, M.; KHOURY, R. **Modeling settlement in MSW landfills: a critical review**. In: Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 30, n. 3, pp. 327 – 361, 2000.

ELSHORBAGY, W.A., MOHAMED, A. M. O. **Evaluation of using municipal solid waste compost in landfill closure caps in arid areas**. In: Waste Management, v. 20, n. 1, pp. 499-507, 2000.

EHRIG, H.J. **Quality and quantity of sanitary landfill leachate**. In: Waste Management & Research, v.1, n. 1, pp. 53-68, 1983.

ESPINACE, R.; PALMA, G.; SANCHEZ-ALCITURRI, J. M. (1999). **Experiencias de aplicacion de modelos para la determinacion de los asentamientos de rellenos sanitarios**. In: Panamerican Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, 11, 1999, Foz do Iguacu, Brasil. **Proceedings...** Foz do Iguacu, 1999.

FAKHER, A. **Experimental study on the compaction of waste**. In: International Congress on Environmental Geotechnics, 5, 2006, Cardiff, England. **Proceedings...** Cardiff, 2006.

FARIAS, A. B. **Parâmetros de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos**. Recife: UFPE, 2000. 86 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.

FASSET, J. B.; LEONARDS, G. A.; Y REPETTO, P. C. **Geotechnical properties of municipal solid wastes and their use in landfill design**. In: Landfill Technology Conference - WasteTech '94, 1994, Charleston, South Caroline/USA. **Proceedings...** Charleston: National Solid Waste Management Association, 1994.

FAYER, M. J. **UNSAT-H Version 3.0: Unsaturated soil water and heat flow model - Theory, User Manual, and Examples**. Richland, Washington: Pacific Northwest Laboratory (PNNL - 13249), 184 p, 2000.

FELIZOLA, C. S.; LEITE, V. D; PRASAD, S. **Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás**. In: Revista Agropecuária Técnica. v. 27, n. 1, pp.53–62, 2006.

FENN, D.G.; HANLEY, K. J; DeGEARE, T. V. **Use of water balance method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites**. Washington: USEPA, (Report EPA/530/SW-168), 1975.

FIGUEREDO, D. V. **Monitoramento e avaliação da ocorrência de chuvas ácidas na Região Metropolitana de Belo Horizonte – RMBH**. Belo Horizonte: EE-UFMG, 1994. 162 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1994.

FREDLUNG, D. G., XING, A. **Equations for the soil-water characteristic curve**. In: **Canadian Geotechnical Journal.**, v. 31, n. 3, pp.521-532, 1994.

FUCALE, S. P.; JUCÁ, J. F. T. **Investigação laboratorial sobre a resistência de resíduos sólidos velhos e pré-tratados mecânica e biologicamente**. In: Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 6, 2007, Recife, PE. **Anais....** Recife: ABMS, 2007.

GIBSON, R. E; LO, K. Y. **A theory of consolidation for soils exhibiting secondary compression**. In: Norwegian Geotechnical Institute Publications, n. 41, pp.1-16, 1961

GOLDBERG, M. S.; AL-HOMSI, N.; GOULET, L.; RIBERDY, H. **Incidence of cancer among persons living near a municipal solid waste landfill Site in Montreal, Quebec**. In: Archives of Environmental Health, v. 50, n. 6, pp. 416 - 424, 1995.

GOLDEN SOFTWARE, INC. **Surfer 8.0 – Demo version**. Golden, Colorado: Golden Software, Inc., 2006 (Disponível em: <http://www.goldensoftware.com>).

GOMES, I. **Sistema naturais em áreas urbanas: estudos da Regional Barreiro, Belo Horizonte (MG)**. In: Revista Caminhos de Geografia (Revista on-line). v 63, n. 14, pp. 139 - 150, UFU: Instituto de Geografia. 2005. Disponível em (www.ig.ufu.br/caminhos_de_geografia.html. Acesso em 04/01/2008.

GOMES, L. P.; CONCEIÇÃO, D. C.; FLECK, A. **Avaliação dos recalques em sistemas piloto de aterramento de resíduos sólidos urbanos**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1997, Foz do Iguaçu, PR. **Anais ...** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

GOUZIE, D.; BERGER, S.; MOORE, G. **Fresh kills – teamwork leads to better understanding of potential landfill health effects, article in Hazardous Substances & Health**. Newsletter of the U.S. Department of Health and Human Services/Agency for Toxic Substances and Disease Registry. New York, v. 8, n. 2. 1998.

GRISOLIA, M.; NAPOLEONI, Q. **Geotechnical Characterization of Municipal Solid Waste: Choice of Design Parameters**. In: International Congress on Environmental Geotechnics, 2, Osaka, Japan, **Proceedings...** Osaka, Japan, 1996.

GUYONNET, D.; DIIDER-GUELORGET, B.; PROVOST, G.,; FEUILLET, C. **Accounting for water storage effects in landfill leachate modeling**. In: Waste Management & Research, v. 16, n. 3, pp. 285-295, 1998.

GUYONNET, D.; BOURIN, A. **MOBYDEC (Modèle Global de Bilan Hydrique de Décharge), version 2 1 User's manual**. ANTEA Report A01419 (unpublished), 1994.

HAMADA, J. **Estimativas de geração e caracterização do chorume em aterros sanitários**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

HELLER, L.; CATAPRETA, C. A. A. **Solid waste disposal in urban areas and health – the case of Belo Horizonte, Brazil**. In: Waste Management & Research, v. 21, n. 6, pp. 549 - 556, 2003.

HOSSAIN, M. S.; GABR, M. A.; BARLAZ, M. A. **Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition**. In: Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 129, n. 12, pp. 1251-1158, 2003.

IBAM – INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001, 200 p.

IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DE SÃO PAULO/ CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIA PARA RECICLAGEM. **Lixo Municipal - Manual de Gerenciamento Integrado**. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2.ed., 2000, 370 p.

JOHNSON, R. A. **SOILINER Model - Documentation and User's Guide**. Washington: USEPA, (Report EPA-530-SW-86-006a), 1986.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do comportamento de resíduos urbanos e sistemas drenos filtrantes em diferentes escalas, com referência ao Aterro do Jóquei Clube**. Brasília, DF:

UNB, 2000. 315 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Geotecnia. Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2000.

KAIMOTO, L. S. A.; CEPOLLINA, M. **Considerações sobre alguns condicionantes e critérios geotécnicos de projeto e executivos de aterros sanitários**. In: Simpósio Internacional da Qualidade Ambiental, 1, 1996. Porto Alegre, **Anais...** Porto Alegre, 1996.

KATTABI, H.; ALEYA, L.; MANIA, J. **Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste**. In: Waste Management & Research, v. 20, n. 4, pp. 357 - 364, 2002.

KHANBILVARDI, R. M.; SHABBIR, A.; GLEASON, P.J. **Flow investigation for landfill leachate (FILL)**. In: Journal Environmental Engineering, v.. 121, n. 1, pp. 45–57, 1995.

KHIRE, M. V.; BENSON, C. H.; BOSSCHER, P. J. **Water balance modeling of earthen final covers**. In: Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 123, n. 8, 1997, pp. 744-754.

KHIRE, M.; MEERDINK, J.; BENSON, C.; AND BOSSCHER, P. **Unsaturated hydraulic conductivity and water balance predictions for earthen landfill final Covers**. In: W. Wray, W.; Houston, S. (eds.). **Soil suction applications in geotechnical engineering practice** (GSP n°. 48), ASCE, pp. 38-57, 1995.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**, Piracicaba, S.P., 1998, 171.

KNISEL, W.G.; NICKS, A.D. **CREAMS - A Field Scale Model for Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management System**. Washinngton, DC: USDA, (Conservation Research Report, 26), 1980.

KOERNER, R. M.; DANIEL, D. E. **Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps**. Reston, Virginia / USA: ASCE, 1997, 256 p.

KÖNIG, D.; JESSBERGER, H. L. **Waste mechanics**. In: ISSMFE Technical Committee TC5 5 (Environmental Geotechnics), Sub Committee 3 (Waste Mechanics). International Society of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, pp. 35 – 76, 1997.

LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. **Geotechnics of waste fill**. In: Geotechnics of Waste Fill - Theory and Practice. Philadelphia, PA: ASTM, pp. 86–106, 1990.

LARSEN, R. J.; M. L. MARX. **An introduction to mathematical statistics and its applications**. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, , 1986, 790 p.

LEITE, V. D.; SOUSA, J. T.; VIEIRA, F. F.; LOPES, W. S.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B. **Aspectos quantitativos do potencial energético de resíduos sólidos orgânicos**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

LEITE, V. D.; SOUZA, J. T.; LOPES, W. S.; PRASAD, S.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.;; DANTAS, A. M. M. **Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras**

livres em reator anaeróbio de batelada. In: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 7, n. 2, pp.318-322, 2003.

LEITE, V. D.; SOUZA, J. T.; LOPES, W. S. **Processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos urbanos e rurais.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1997, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

LEVIN, J. **Estatística Aplicada a Ciências Humanas.** 2ª edição, São Paulo, Editora Harbra, 1987, 397 p.

LIBÂNIO, P. A. C. **Avaliação da Eficiência e Aplicabilidade de um Sistema Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos e de Chorume.** Belo Horizonte: EE-UFGM, 2002, 155 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.

LIDE, D. R. **Handbook of Chemistry and Physics.** Boca Raton, FL: CRC-Press. 80th Edition, 1999, 2.457 p.

LING, H.I.; LESHCHINSKY, D.; MOHRI, Y. E.; KAWABATA, T. **Estimation of municipal solid waste landfill settlement.** In: Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 124, n. 1, pp. 21-28, 1998.

LINS, E. A. M.; JUCÁ, J. F. T. **A utilização de métodos empíricos para a estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22, 2003, Joinville, SC. **Anais...** Joinville: ABES, 2003.

LIU, C. N.; CHEN, R. H.; CHEN, K. S. **Unsaturated consolidation theory for the prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement.** In: Waste Management & Research, v. 24, n. 1, pp. 80-91, 2006.

LUCIO, P. S.; TOSCANO, E. M. M.; ABREU, M. L. **Caracterização de séries climatológicas pontuais via análise canônica de correspondência. Estudo de caso: Belo Horizonte - MG (Brasil).** In: Revista Brasileira de Geofísica, v.17, n. 2-3, pp. 193 – 207, 1999.

LUZ, F. X. R. **Aterro Sanitário.** São Paulo: CETESB, 1976, 13 p.

MANASSERO, M.; VAN IMPE, W. F.; BOUAZZA, A. **Waste disposal and containment.** In: International Congress on Environmental. Geotechnology, 2, 1996, Osaka, Japan. **Proceedings...** Osaka, Japan. Balkema,1996.

MARIANO, M. O. H.; JUCÁ, J. F. T. **Recalques superficiais no aterro da Muribeca - valores medidos e previstos.** In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9, 2000, Porto Seguro, BA. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J.; FUCALE, S. P.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R. **Composição gravimétrica e volumétrica dos RSU da célula piloto do aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007.

MARQUES, A. C. M.; FILZ, G. M.; VILLAR, O. M. **Composite Compressibility Model for Municipal Solid Waste**. In: Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering v. 129, n. 4, pp. 372 – 378, 2003.

MARQUES, A.C.M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos**. São Carlos: EESC-USP, 2001. v. 1 e 2, 469 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Geotecnia. Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

MARTÍN, S.; MARAÑÓN, E.; SASTRE, H. **Mathematical modeling of landfill gas migration in MSW sanitary landfills**. In: Waste Management & Research, v. 19, n. 5, pp. 425 – 435, 2001.

MARTINS, H. L. **Avaliação da resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de ensaios de cisalhamento direto em equipamento de grandes dimensões**. Belo Horizonte: EE-UFGM, 2006. 133 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

MATOS, B. T.; LOPES, C. Q.; NARID, D. C. A.; OROFINO, F.; PIRES, T. S. L. ; BICCA, V. R. ; PHILIPPI, L. S. ; MILLER, P. R. M. ; BRALL, N. B. ; FIGUEIREDO, L. . **Considerando mais o Lixo**. Florianópolis: Insular, 1999 (Documento Técnico).

MATSUFUJI, Y. **Technical guideline on sanitary landfill**. Japan: (S. I.): JICA, 1994. (JICA WJA04c).

MCCARTNEY, J.; ZORNBERG, J. G. **Use of moisture profiles and lysimetry to assess evapotranspirative cover performance**. In: International PhD Symposium in Civil Engineering, 5, 2004, London, UK, **Proceedings...** London: Taylor & Francis Group, 2004.

MEDEIROS, P. A.; SILVA, J. D.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B. **Balço Hídrico em aterros de resíduos sólidos urbanos escala experimental de laboratório**. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N.. (Org.). **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades**. Rio de Janeiro: ABES / RiMa, 2002.

MERBACH JUNIOR, P. S. **Estudos de avaliação de metais pesados em percolado de aterro sanitário em função do tempo de disposição**. São Paulo: EEUSP, 1989, 83 p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. São Paulo, 1989 *apud* PAES, R. F. C. **Caracterização do chorume produzido no aterro da Muribeca - PE**. Recife: UFPE, 2003. 150 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MERCEDES, S. S. **Perfil de geração de resíduos sólidos domiciliares no município de Belo Horizonte no ano de 1995**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, 1995, Salvador, BA. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1995.

METCALF-EDDY. **Ingeniería sanitaria: tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales**. Barcelona / ESP: Editorial Labor S.A. 2ª Edición, 1985, 969 p.

MICKEY, R. M.; DUNN, O. J.; CLARK, V. A. **Applied statistics: analysis of variance and regression**. Washington: Wiley-Interscience, 3rd Edition, 2004, 448 p.

Microsoft Co. Microsoft Office Professional Ed 2003.

MILLER, C. J.; MISHRA, M. **Modeling of leakage through cracked clay liners - II: a new perspective**. In: Journal of the American Water Resources Association, v. 25, n. 3, pp. 557-563, 1989b .

MILLER, C.J.; MISHRA, M. **Modeling of leakage through cracked clay liners I: State of the art**. In: Journal of the American Water Resources Association, v. 25, n. 3, pp. 551-556, 1989a .

MILLER, P. A.; CLESCERI, N. L. **Waste sites as biological reactors - characterization and modeling**. Washington: CRC Press, 2003, 398 p.

MITCHELL, J. K. **Fundamentals of Soil Behavior**. New York: John Wiley and Sons Inc., 1986, 422.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no Estudo do comportamento do aterro sanitário da Muribeca**. Recife: UFPE, 2003. p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

NOBLE, J. J.; ARNOLD, A. E. **Experimental and Mathematical Modeling of Moisture Transport in Landfill**. Department of Chemical Engineering, Tufts University, Medford, v. 100, n. 1, pp. 95–111, 1991.

O'LEARY, P. R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Landfilling**. In: KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. New York: McGraw Hill, Inc., 1994, pp. 14-1 – 14-93.

OUVRY, J. F., PAGE, B. **Settlement of waste package in chaffs in a domestic waste disposal**. In: International Workshop Hydro – Physico - Mechanics Of Landfills, Grenoble, France, 2005. **Proceedings...** Grenoble: Grenoble University, 2005.

OWEIS, I. S. **Stability of landfills**. In: Daniel, D. E. (Ed.). **Geotechnical Practice for Waste Disposal**. London: Chapman and Hall, 1993, pp. 244 – 268.

OZONOFF, D. *et al.* **Health Problems reported by residents of a neighborhood contaminated by a hazardous waste facility**. In: American Journal of Medicine, v. 11, pp. 581 - 597, 1987.

PADILLA, R. S. **Avaliação e calibração de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários**. Belo Horizonte: EE-UFMG, 2007. 122 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

PAES, R. F. C. **Caracterização do chorume produzido no aterro da Muribeca - PE**. Recife: UFPE, 2003. 150 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

PALMA, J. H. **Comportamiento geotécnico de vertederos controlados de residuos sólidos urbanos**. Santander, Espanha, 1995. Tese (Doutorado) - Universidade de Cantabria, Santander, Espanha, 1995.

PARK, H. I.; LEE, S. R.; DO, N. Y. **Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills**. In: Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 124, n. 1, pp. 107-118, 2002.

PARK, H. I.; LEE, S.R. **Long-term settlement behavior of MSW landfills with various fill ages**. Waste Management & Research, v. 20, pp. 259-268, 2002.

PARSONS, R. **Water balance method to predict leachate generation. geohydrological experience**. In: International Landfill Symposium, 5, 1995, Sardinia, Itália. **Proceedings...** Sardinia, Itália, 1995, *apud...* GUYONNET, D. DIIDER-GUELORGET, B., PROVOST, G., FEUILLET, C. **Accounting for water storage effects in landfill leachate modeling**. In: Waste Management & Research, v. 16, n. 3, pp. 285-295, 1998

PEREIRA, A. R. **Simplifying the Thornthwaite-Mather water balance**. In: Instituto Agronômico de São Paulo, Bragantia, v. 64, n. 2, pp.311-313, 2005.

PERRIER, E. R., GIBSON, A. C. **Hydrologic simulation on solid waste disposal sites (HSSWDS)**. Washington DC: USEPA (Report/EPA-530/SW-868), 1981

PESSIN, N.; SILVA, A. R.; PANAROTTO, C. T. **Monitoramento de aterros sustentáveis para municípios de pequeno porte**. In: Armando Borges de Castilhos Junior. (Org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: RiMa Editora, 2003.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfill**. Cincinnati, OH: USEPA, 1985, 212 p.

POVINELLI, J.; BIDONE, R. A. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999, 120p.

QASIM, S. R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate - Generation, Control and Treatment**. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Co, Inc., 1994, 323p.

QUIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. **Geotechnical aspects of landfill design and construction**. New Jersey: Prentice Hall, 2001, 768 p.

REICHERT, G. A. **Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

REINHART, D. R.; FAOUR, A. A.; YOU, H. **First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills**. Washington: USEPA, Contract EP-C-04-023, 2005, 66 p.

REINHART, D. R.; GROSH, C. J. **Analysis of Florida MSW Landfill Leachate Quality**. Gainesville, FL: University of Central Florida / Civil and Environmental Engineering Department, 1998, 108 p.

REINHART, D. R.; AL-YOUSFI, A. B. **The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics**. In: Waste Management & Research, v. 14, n. 4, pp. 337 – 346, 1996.

RUSSO, M. A. T.; VIEIRA, C. **Estudos sobre tratamento de lixiviados de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9, 2000, Porto Seguro, BA. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2000.

SANTOS, S. M. **Propriedades geotécnicas de um aterro de resíduos sólidos**. Recife: UFPE, 1997, 98 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1997.

SAVAGE, G. M.; DIAZ, L. F.; GOLUEKE, C. G.; MARTONE, C., HAM, R. K. **Guidance for landfilling waste in economically developing countries**. Washington: USEPA, (Report EPA/600/R-98-040), 1998.

SCHROEDER, P. R.; DOZIER, T. S.; ZAPPI, P. A.; MCENROE, B. M.; SJOSTROM, J. W.; PEYTON, R. L. **The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: engineering documentation for version 3**. Washington DC: USEPA (Report EPA/600/R-94/168b), 1994a.

SCHROEDER, P. R.; LLOYD, C. M.; ZAPPI, P. A.; AZIZ, N. M. **The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model: user's guide for version 3**. Washington DC: USEPA (Report EPA/600/R-94/168a). 1994b.

SEGATO, L. M.; SILVA, C. L. **Caracterização do chorume do aterro sanitário de Bauru**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000.

SHARMA, H. D.; LEWIS, S. P. **Waste Containment Systems, Waste Stabilization and Landfills – Design and Evaluation**. New York: John Wiley and Sons, 1994, 608 p.

SILVA, F. V. B. **Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos**. Belo Horizonte: EE-UFGM, 2005. 133 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2005.

SILVEIRA, A. M. M. **Estudo do Peso Específico de Resíduos Sólidos Urbanos**. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2004, 106 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

SIMÕES, G. F. **Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: PUC-Rio, 2000. 136 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

SIMÕES, G. F.; CARVALHO, S. N.; ALMEIDA, L. L. **Desenvolvimento de uma ferramenta computacional para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande, MS. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2005.

SINGH, P. **Landfill settlement effects**. In: Annual Conference, Workshop and Expo, 2005, Rotorua, New Zeland. **Proceedings...** Rotorua, NZ, 2005.

SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA, R. M. **Resíduos sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2000, 142 p.

SMLU - SECRETARIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA. **Caracterização dos Resíduos Sólidos de Belo Horizonte**. Belo Horizonte: SMLU, 52 p, 2004.

SOBRINHO, N. L. C. **Uma análise do balanço hídrico do aterro sanitário de Presidente Prudente**. Viçosa: UFV, 2000. 117 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

SOUTO, G. D. B., POVINELLI, J. **Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, 2007, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2007.

SOWERS, G. F. **Settlement of waste disposal fills**. In: International Conference on Soil Mechanics Foundation Engineering, 8, 1973. Moscow, RU. **Proceedings....** Moscow, 1973. Part 2.

TANG, W. H.; GILBERT, R. B.; ANGULO, M.; WILLIAMS, R. S. **Probabilistic observation method for settlement-based design of a landfill cover**. In: Settlement'94, College Station, Texas. **Proceedings...** College Station, Texas: ASCE, pp. 1573–1589, 1994.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THIESEN, H.; VIGIL, S. A.. **Integrated solid waste management - engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill International Editions, 1993, 978 p.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. Centerton, NJ: Drexel Institute of Technology / Laboratory of Climatology Publications in Climatology, v. VIII, n.1, 104 p., 1955.

UGUCCIONI, M., ZEISS, CH. **Improvement of Leachate Prediction through Municipal Solid Waste Layers**. In: Journal of the American Water Resources Association, v. 33, n. 6, pp. 1265–1278, 1997.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Evapotranspiration landfill cover system fact sheet**. Washington: USEPA (EPA 542-F-03-015, 2003), 12 p.

VAN GENUTCHEN, M. T. **A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity unsaturated soils**. In: Soil Science Society of American Journal. Madison, v. 44, pp. 892-898, 1980.

VAN HANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento Anaeróbio de Esgoto: Um Manual para Regiões de Clima Quente**. Campina Grande PB: Epgraf., 1994.

VELÁSQUEZ, M.T. O.; RIVERA, R. VALENCIA; N. R. RAMÍREZ; I. M., GÓMEZ; J. S. **Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills**. In: Waste Management & Research, v. 21, n. 2, pp. 127-136, 2003.

VIAPOL IMPERMEABILIZANTES. **Manual Torodin Hydros**. São Paulo: Viapol (CTT047-t.hydr – 12/06), 2006.

VIEIRA, A. M. **Estudo de barreiras capilares como cobertura final de aterro de resíduo**. São Paulo (Capital): Escola Politécnica - USP, 2005. 287 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade de São Paulo, São Paulo (Capital), 2005.

WALL, D.K. E ZEISS, C. **Municipal landfill biodegradation and settlement**. Journal of Environmental Engineering, v. 121, n. 3, pp. 214-224, 1995.

WILHELM V. **Occupational safety at landfills**. In: International Landfill Symposium, 2, 1989, Sardinia, Itália. **Proceedings...**Sardinia, Itália, 1989.

YEN, B.C.; SCANLON, B. S. **Sanitary landfill settlement rates**. In: Journal of the Geotechnical Engineering Division, v. 101, n. GT5, pp. 475-487; 1975.

YILDIZ, E. D., KAHRAMAN. Ü., ROWE, R. KERRY. **Modelling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills**. In: Waste Management & Research, v. 22, n. 2, pp. 22 – 28, 2004.

YOUCAI, Z., ZHUGEN, C.; QINGWEN, S.; RENHUA, H. **Monitoring and long-term prediction of refuse compositions and settlement in large-scale landfill**. In: Waste Management & Research v.19, n.2 , pp. 160–168, 2001.

ZORNBERG, J. G., LAFOUNTAIN, L.; CALDWEL J. A. **Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill**. In: Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 129, n. 6, pp. 427 - 438, 2003.

8 ANEXOS

8.1 Anexo I - Grau de compactação do solo empregado na cobertura final

Tabela 8.1 - Grau de compactação do solo empregado na cobertura final do Aterro Experimental resíduos

Faixa	Amostra n°	Grau de Compactação
F1	26	1,03
	27	1,02
	28	0,94
	29	1,05
	30	0,99
	Média	1,01
F2	24	1,08
	31	1,00
	32	1,04
	33	1,18
	34	0,96
	Média	1,05
F3	17	1,08
	18	1,23
	22	1,08
	23	1,09
	25	1,06
	Média	1,11
F4	12	1,08
	13	1,02
	14	1,05
	15	1,04
	16	1,08
	21	0,99
Média	1,04	
F5	05	1,00
	07	1,14
	08	1,03
	09	1,01
	10	1,07
	11	1,08
	20	1,04
Média	1,05	
F6	01	1,03
	02	1,13
	03	1,14
	04	1,08
	06	1,07
	19	1,06
Média	1,08	

8.2 Anexo II – Resultados dos ensaios de peso específico “in situ”

Tabela 8.2 - Resultados dos ensaios de peso específico *in situ* do solo empregado na cobertura final do Aterro Experimental resíduos

Faixa	Amostra n°	Peso Específico	Peso Específico
		Base Úmida (kN/m ³)	Base Seca (kN/m ³)
F1	26	17,69	16,73
	27	19,30	16,57
	28	18,59	15,27
	29	20,20	17,10
	30	19,30	16,15
F2	24	19,48	17,54
	31	20,20	16,25
	32	20,37	16,84
	33	22,16	19,22
	34	19,84	15,60
F3	17	21,45	17,55
	18	22,34	19,94
	22	21,98	17,51
	23	21,62	17,75
	25	20,91	17,22
F4	12	21,45	17,56
	13	20,20	16,54
	14	21,27	17,07
	15	20,55	16,93
	16	21,45	17,59
	21	20,55	16,02
F5	05	19,66	16,32
	07	22,52	18,50
	08	20,37	16,78
	09	20,37	16,44
	10	20,91	17,33
	11	21,80	17,56
	20	20,91	16,95
F6	01	20,55	16,67
	02	20,20	18,35
	03	21,62	18,50
	04	21,45	17,60
	06	21,27	17,38
	19	21,45	17,23

8.3 Anexo III - Resultados da análise de umidade do solo

Tabela 8.3 – Resultados da análise de umidade do solo quando da execução da camada de cobertura final

Faixa	Amostra n°	Umidade Base Seca (%)
F1	26	5,73
	27	16,50
	28	21,72
	29	18,12
	30	19,51
F2	24	11,06
	31	24,31
	32	21,01
	33	15,28
	34	27,17
F3	17	22,18
	18	12,06
	22	25,56
	23	21,81
	25	21,42
F4	12	22,16
	13	22,14
	14	24,60
	15	21,40
	16	21,91
	21	28,33
F5	05	20,44
	07	21,70
	08	21,40
	09	23,90
	10	20,67
	11	24,18
	20	23,37
F6	01	23,27
	02	10,05
	03	16,86
	04	21,86
	06	22,39
	19	24,48

8.4 Anexo IV - Resultados analíticos de umidade e sólidos voláteis

Tabela 8.4 - Resultados analíticos de umidade e sólidos voláteis para amostras de resíduos domiciliares

Data Amostragem	Faixa de Trabalho	Umidade (Base Úmida) (%)		Sólidos Voláteis (%)	
		Amostra Bruta	Amostra Triada	Amostra Bruta	Amostra Triada
25/05/2005	F1	45,20	59,47	75,42	84,59
01/06/2005	F1	47,13	67,48	71,88	84,61
02/06/2005	F1	-	53,03	-	72,34
03/06/2005	F1	56,85	73,10	79,46	86,89
07/06/2005	F1	52,39	68,41	78,45	86,47
09/06/2005	F1	46,31	60,20	69,81	74,95
Média		49,58	63,62	47,56	75,00
02/06/2005	F2	61,06	35,43	73,89	58,27
03/06/2005	F2	59,55	75,73	85,69	90,66
07/06/2005	F2	47,29	65,76	74,18	79,85
07/06/2005	F2	47,90	72,25	77,04	88,02
09/06/2005	F2	32,82	52,65	50,97	63,82
09/06/2005	F2	50,20	65,32	74,35	80,91
14/06/2005	F2	48,50	68,80	73,68	85,01
15/06/2005	F2	37,23	62,78	59,24	77,81
Média		48,07	62,34	45,50	71,13
09/06/2005	F3	48,04	63,68	71,98	80,07
10/06/2005	F3	53,45	68,94	78,36	90,84
14/06/2005	F3	37,54	59,71	56,81	71,88
15/06/2005	F3	47,92	64,71	70,85	81,90
Média		46,74	64,26	43,62	69,50
16/06/2005	F4	33,68	51,39	47,97	73,70
17/06/2005	F4	53,13	67,23	75,17	83,79
21/06/2005	F4	41,39	61,98	54,86	69,69
22/06/2005	F4	34,64	58,07	52,17	67,41
Média		40,71	59,67	29,60	57,54
16/06/2005	F5	36,19	62,95	58,75	75,62
17/06/2005	F5	46,31	69,68	72,20	86,11
21/06/2005	F5	49,44	64,53	68,46	78,82
22/06/2005	F5	48,84	68,77	72,98	82,04
Média		45,20	66,48	42,09	68,10
14/06/2005	F6	45,14	70,72	70,02	85,51
15/06/2005	F6	44,44	60,90	65,37	79,01
16/06/2005	F6	53,31	69,88	63,52	84,07
17/06/2005	F6	43,77	69,65	65,09	83,61
21/06/2005	F6	34,18	42,58	50,21	53,70
Média		44,17	62,75	33,43	62,84
Média Geral		46,13	63,09	41,22	67,96
Mínimo		32,82	35,43	21,55	47,97
Máximo		61,06	75,73	64,62	85,69

8.5 Anexo V - Resultados análises físico-químicas de líquidos lixiviados

Tabela 8.5 - Resultados análises físico-químicas de líquidos lixiviados gerados no Aterro Experimental (continua)

	Dias	AVG	DBO	DQO	DBO/DQO	pH	Alcalinidade Bicarbonato	Potencial redox	Nitrato	Nitrogênio amoniacal	Cloreto	Ssdiss.	Ssed	Ssusp	SV	Sulfato	Sulfeto total	Al	Cd	Pb	Cu	Cr	Fe	Hg	Ni	Zn
FASE I	6	3.770	>2.091,90	76.536	-	6,5	10.450	-	2,90	565	31,3	33.755	1,50	2.600	27.728	191	-	14,25	0,15	0,03	0,25	2,21	35,54	0,0009	0,360	9,01
	20	692	>2.107,52	67.595	-	6,2	-	-92	<0,5	400	27,3	32.970	1,40	1.655	25.185	1.514	-	4,31	0,09	0,05	0,17	1,37	160,38	0,0009	0,431	5,25
	34	-	-	37.551	-	5,8	-	-	-	2.125	-	-	4,00	4.320	-	687	-	2,19	0,09	<0,02	0,10	0,68	315,06	<0,0001	0,559	1,47
	49	1.418	>2.162,12	50.790	-	6,0	-	-96	1,20	1.350	30,4	32.923	6,00	2.193	1.416	204	-	6,01	0,17	<0,02	0,10	1,05	231,08	<0,0002	0,613	1,42
	67	1.218	>2.002,20	66.666	-	5,9	-	-100	<0,5	1.675	20,3	31.368	20,00	1.790	14.825	2.534	-	3,26	0,17	<0,02	0,10	0,69	59,56	<0,0001	0,255	0,80
	87	557	>2.207,90	36.144	-	6,8	-	-184	<0,5	2.000	3.181,1	16.650	2,50	6.080	4.396	165	-	3,40	0,07	<0,02	0,05	0,34	31,78	0,0004	0,556	0,78
	98	363	>2.074,80	8.870	-	7,7	-	29	1,50	2.150	2.064,1	12.960	4,00	360	5.377	149	-	8,37	0,06	0,04	0,07	0,57	9,34	0,00	0,634	2,37
FASE II	112	140	5.275	8.064	0,65	7,6	-	-259	<0,5	3.136	2.983,1	8.744	27,00	3.220	4.467	161	51,46	2,06	0,04	0,05	0,05	0,52	1,70	0,00	0,156	1,47
	130	198	5.747	13.358	0,43	7,3	-	-213	<0,5	1.008	27,9	9.284	6,00	113	3.793	<20	36,48	1,62	0,04	<0,02	0,03	0,60	0,10	0,00	0,206	0,66
	146	141	2.190	3.529	0,62	7,5	-	-32	<0,5	700	622,4	5.791	<0,20	28	1.970	22	39,68	0,88	0,02	<0,02	0,02	0,29	2,59	0,00	0,052	0,63
	159	217	810	1.058	0,77	7,3	-	-140	<0,1	291	526,4	2.232	13,00	232	1.546	47	59,57	9,41	0,04	0,02	0,10	0,23	2,03	<0,0001	<0,01	1,36
	175	147	829	829	1,00	6,7	-	-38	<0,5	140	574,3	1.816	2,50	1.375	1.376	70	70,00	3,85	0,02	0,03	0,03	0,11	4,90	<0,0001	0,047	0,35
	189	276	755	899	0,84	7,3	-	-177	0,20	560	950,0	3.452	2,50	413	847	48	24,42	0,15	0,01	0,03	0,01	<0,05	3,77	0,00	0,080	0,10
	208	234	543	759	0,72	7,1	-	-165	1,10	550	1.092,6	3.277	3,00	196	524	93	20,86	0,34	0,02	0,03	0,02	<0,05	1,98	0,00	0,069	0,11
	217	133	310	688	0,45	7,3	-	-19	<0,2	728	760,0	3.106	0,70	41	590	<20	7,12	0,19	0,02	<0,02	<0,01	<0,05	0,78	<0,0001	0,121	0,01
	238	199	227	328	0,69	7,0	-	-136	<0,1	434	5,3	1.963	0,50	108	420	28	7,12	0,31	<0,01	<0,02	0,01	<0,05	0,40	<0,0001	<0,01	0,06
	245	202	102	352	0,29	7,4	-	-128	<0,1	581	728,5	2.058	0,80	92	460	34	2,96	<0,1	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	7,71	<0,0001	0,036	0,12
	266	237	120	449	0,27	7,0	-	-125	0,10	1.680	412,8	1.458	3,00	205	366	<2,00	1,52	0,60	<0,01	<0,02	<0,01	<0,05	1,01	0,00	0,020	0,12
	280	325	59	350	0,17	6,9	-	-135	<0,1	350	356,3	1.683	2,50	158	443	34	6,24	0,64	<0,01	<0,02	<0,01	0,05	4,35	0,00	0,074	0,05
	299	175	178	541	0,33	7,1	-	-134	<0,1	665	1.686	2.826	0,40	101	547	11	-	<0,1	0,02	<0,02	<0,01	<0,05	5,35	<0,0001	0,117	0,10
	308	141	-	401	-	7,1	-	-150	1,40	963	784	2.626	2,50	72	293	2	28,00	<0,1	<0,01	<0,02	0,01	<0,05	0,55	0,00	<0,01	0,06
	322	259	163	597	0,27	7,4	-	-98	13,40	826	1.045	2.972	0,30	65	1.060	21	10,16	<0,1	<0,01	<0,02	0,01	0,06	0,85	0,00	<0,01	0,05
	336	201	134	703	0,19	7,7	-	-	<1,0	1.477	1.340	4.228	1,50	36	1.574	26	2,60	<0,1	0,03	<0,02	0,01	<0,05	0,75	<0,0001	0,185	0,06
	355	144	177	996	0,18	7,5	-	-34	<1,0	1.547	1.460	4.481	4,00	91	1.280	32	-	0,45	0,03	<0,02	0,02	0,07	1,20	<0,0001	0,173	0,13
	371	107	156	635	0,24	7,7	-	-15	<1,0	1.372	1.686	4.436	2,00	246	1.670	22	16,80	0,20	0,01	<0,02	<0,01	0,14	1,92	<0,0001	0,222	0,17
	385	175	150	1.275	0,12	7,5	-	-58	<0,5	1.456	1.710	7.051	2,50	175	1.037	19	14,80	0,20	0,04	<0,02	<0,01	0,16	2,07	<0,0001	0,219	0,15
399	94	72	744	0,10	7,6	-	-	<5,0	1.568	198	5.796	4,00	131	1.027	19	23,00	<0,1	0,04	0,01	<0,01	0,11	0,90	<0,0001	0,223	0,07	
420	67	123	909	0,14	7,6	-	-89	<5,0	1.887	1.832	4.879	2,00	99	1.103	7	18,50	0,25	<0,01	<0,02	0,01	0,14	1,95	0,00	0,170	0,09	

Tabela 8.5 - Resultados análises físico-químicas de líquidos lixiviados gerados no Aterro Experimental (conclusão)

	Dias	AVG	DBO	DQO	DBO/DQO	pH	Alcalinidade Bicarbonato	Potencial redox	Nitrato	Nitrogênio amoniacal	Cloreto	Ssdiss.	Ssed	Ssusp	SV	Sulfato	Sulfeto total	Al	Cd	Pb	Cu	Cr	Fe	Hg	Ni	Zn
FASE II	434	131	157	703	0,22	7,8	-	-125	<5,0	1.994	1.954	6.044	0,30	40	1.533	12	15,80	0,58	0,01	<0,02	<0,01	0,15	1,34	0,00	0,182	0,09
	447	254	284	1.158	0,25	7,6	-	-65	<0,5	1.540	2.025	6.361	1,20	85	1.000	10	22,64	0,25	0,03	0,02	<0,01	<0,01	2,40	0,00	0,194	0,17
	462	113	82	514	0,16	7,4	-	-95	<0,5	930	988	3.024	0,50	76	827	270	4,40	<0,1	0,02	0,25	0,03	<0,01	0,65	<0,0001	0,104	0,26
	474	71	185	405	0,46	7,6	-	-101	<5,0	924	1.191	4.147	<	0	850	13	9,04	<0,1	0,01	0,01	0,01	0,05	0,75	0,00	0,104	0,14
	490	208	51	405	0,13	6,9	-	-100	<0,5	454	1	1.864	1,00	387	610	16	39,00	0,41	0,02	0,01	0,02	0,08	1,84	0,00	0,044	0,21
	509	265	725	1.358	0,53	6,8	-	-101	12,00	336	440	1.996	1,50	198	840	77	57,40	1,22	0,01	<0,02	0,01	<0,1	3,22	<0,0001	0,035	0,16
	525	178	217	932	0,23	6,8	-	-127	5,00	213	212	1.229	1,60	117	460	7	0,80	1,10	<0,01	<0,02	<0,01	<0,05	10,78	<0,0001	<0,01	0,04
	538	496	265	932	0,28	6,8	-	-67	3,60	269	246	1.543	0,50	105	990	<20	1,60	0,54	0,03	<0,02	<0,01	<0,05	2,29	<0,0001	<0,01	0,13
	553	162	155	766	0,20	6,8	-	-66	2,00	151	162	1.152	4,50	62	446	39	<0,01	0,70	0,01	<0,02	<0,01	<0,05	4,64	<0,0001	<0,01	0,09
	566	239	-	464	-	6,9	1434	-75	8,89	297	258	1665	1,00	108	730	45	7,3	0,40	0,02	<0,02	<0,01	<0,05	6,98	<0,0001	<0,01	0,11
	581	129	335	924	0,36	7,0	-	-156	3,00	234	16	1.947	1,00	76	397	53	26,00	0,30	0,02	<0,02	0,01	<0,05	0,08	<0,0001	<0,01	0,20
	595	12	348	847	0,41	7,0	1.075	-110	5,00	250	40	1.051	2,00	144	473	69	<0,001	0,20	<0,1	<0,02	<0,01	<0,05	2,00	<0,0001	<0,01	0,07
	609	263	116	344	0,34	7,3	-	-18	12,50	560	67	2.453	0,20	197	704	<10	<0,001	0,10	0,02	0,01	<0,01	<0,20	0,85	<0,0001	0,070	0,10
	628	227	140	1.120	0,13	7,4	1.875	-72	<5,0	1.875	1.187	4.048	0,60	221	1.003	32	8,05	0,36	0,02	0,07	<0,2	<0,2	0,23	<0,0001	<0,1	0,10
	643	321	494	1.219	0,41	7,9	188	-26	<5,0	960	1.756	3.543	1,20	70	1.046	<10	38,40	0,53	<0,01	<0,01	<0,2	<0,2	3,12	<0,0001	<0,1	0,07
	657	97	157	312	0,50	7,6	5.175	-76	<5,0	1.624	1.455	8.170	14,00	380	1.280	62	11,20	4,58	<0,1	<0,01	<0,2	<0,2	0,68	<0,0001	<0,1	0,50
	672	233	571	1.200	0,48	7,3	5.975	93	<5,0	2.555	1.674	5.546	0,50	38	1.160	75	53,20	0,29	<0,1	<0,1	<0,2	<0,2	1,66	<0,0001	0,140	0,13
	701	95	150	1.020	0,15	7,9	-	-7	<5,0	2.894	464	6.127	1,80	89	1.310	108	57,60	0,24	<0,1	<0,1	<0,2	<0,13	1,76	<0,0001	0,120	0,12
	720	-	447	696	0,64	7,6	6.625	-87	<5,0	2.255	171	6.281	0,30	13	1.207	106	57,60	<0,01	<0,1	<0,1	<0,2	<0,2	1,17	<0,0001	0,160	0,10
	734	126	373	1.336	0,28	7,6	6.788	26	<5,0	1.321	174	277	0,60	51	1.037	66	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,2	3,00	<0,0001	0,170	0,08
749	101	2	230	0,28	7,7	6.225	-86	<5,0	1.290	82	6.576	0,50	24	1.347	621	-	0,50	<0,1	<0,2	<0,2	<0,2	1,95	<0,0001	0,150	0,23	
762	166	153	2.611	0,06	7,6	6.913	-2	<5,0	1.343	2.126	7.368	<0,2	18	1.190	1.344	-	0,14	<0,1	<0,1	<0,3	<0,2	3,44	<0,0001	0,190	0,08	
790	80	635	1.080	0,59	8,4	4.744	97	<5,0	141	2.319	7.679	<0,2	21	1.107	129	-	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,20	2,99	<0,0001	0,190	0,13	

8.6 Anexo VI - Resultados do teste de Tukey aplicado aos dados de recalques

Tabela 8.6 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 7º e 56º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
11/07/2005	7	-0,027	-0,022	-0,012	-0,033	-0,030	-0,051	-0,053	-0,054	-0,075	-0,080	-0,083	-0,077	-0,066	-0,063	-0,072	-0,047	-0,048	-0,050
18/07/2005	14	-0,030	-0,030	-0,030	-0,030	-0,029	-0,029	-0,029	-0,029	-0,029	-0,020	-0,020	-0,020	-0,020	-0,020	-0,020	-0,030	-0,030	-0,030
25/07/2005	21	-0,045	-0,028	-0,047	-0,040	-0,032	-0,038	-0,036	-0,033	-0,042	-0,044	-0,038	-0,051	-0,038	-0,043	-0,053	-0,030	-0,027	-0,051
01/08/2005	28	0,011	-0,009	0,006	-0,009	0,001	-0,016	0,005	-0,016	-0,024	-0,018	-0,018	-0,024	-0,011	-0,005	-0,024	-0,013	-0,009	-0,013
08/08/2005	35	-0,023	-0,018	-0,027	-0,008	-0,038	-0,007	-0,032	-0,014	-0,012	-0,010	-0,007	-0,006	-0,004	-0,016	-0,016	-0,021	-0,028	-0,016
17/08/2005	44	-0,003	-0,007	-0,022	-0,002	0,009	-0,014	-0,012	-0,005	-0,008	-0,028	-0,013	-0,031	-0,023	-0,020	-0,016	0,003	0,022	-0,017
22/08/2005	49	-0,025	-0,011	-0,012	-0,021	-0,019	-0,020	-0,028	-0,023	-0,017	-0,030	-0,026	-0,008	-0,012	-0,011	-0,018	-0,012	-0,036	-0,017
29/08/2005	56	0,001	-0,007	0,006	0,000	0,018	-0,008	0,005	0,001	-0,005	0,011	0,003	0,003	0,009	-0,009	-0,016	-0,005	0,012	0,009
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	0,002	0,002	0,000	0,003	0,001	-0,002	0,001	0,002	0,000	0,001	0,001	0,000	-0,001	-0,001	0,000	0,000	-0,002	-0,002
	I.C. de Tukey	-0,001	0,000	0,001	-0,003	0,005	0,008	-0,001	0,004	0,005	-0,002	-0,001	0,001	0,003	0,009	0,006	-0,001	0,004	0,005
		-0,028	-0,027	-0,026	-0,032	-0,024	-0,022	-0,035	-0,030	-0,029	-0,047	-0,045	-0,043	-0,033	-0,027	-0,030	-1,680	-1,675	-1,673
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.7 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 66º e 112º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
08/09/2005	66	-0,007	-0,006	0,005	0,000	-0,010	0,011	-0,016	-0,020	-0,013	-0,017	-0,008	-0,013	-0,018	0,000	0,006	0,002	-0,010	-0,015
12/09/2005	70	-0,015	-0,016	-0,021	0,000	-0,027	-0,036	-0,017	-0,019	-0,027	-0,020	-0,024	-0,018	-0,030	-0,022	-0,022	-0,025	-0,027	-0,032
19/09/2005	77	-0,017	-0,016	-0,031	-0,040	-0,026	-0,026	-0,013	-0,015	-0,005	-0,020	-0,019	-0,032	-0,015	-0,024	-0,021	-0,054	-0,048	-0,035
26/09/2005	84	-0,002	0,005	0,001	0,000	0,005	0,019	0,001	0,013	0,010	0,006	0,008	0,020	0,014	0,015	0,013	0,042	0,033	0,033
03/10/2005	91	-0,026	-0,021	-0,015	-0,027	-0,017	-0,038	-0,035	-0,028	-0,054	-0,040	-0,036	-0,048	-0,042	-0,033	-0,049	-0,029	-0,029	-0,051
10/10/2005	98	-0,033	-0,034	-0,024	-0,039	-0,028	-0,016	-0,038	-0,032	-0,011	-0,045	-0,019	-0,013	-0,046	-0,039	-0,010	-0,039	-0,034	-0,016
17/10/2005	105	0,014	0,010	0,004	0,013	0,008	-0,008	0,016	0,005	-0,015	0,018	-0,005	-0,015	0,007	0,014	-0,014	0,004	0,012	-0,011
24/10/2005	112	-0,054	-0,040	-0,036	-0,045	-0,037	-0,023	-0,044	-0,044	-0,034	-0,052	-0,034	-0,031	-0,038	-0,050	-0,032	-0,032	-0,053	-0,033
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	-0,003	-0,003	0,000	-0,001	-0,003	-0,002	-0,001	0,000	0,001	-0,004	-0,002	0,002	-0,004	-0,005	-0,001	0,003	0,004	0,001
	I.C. de Tukey	-0,033	-0,033	-0,031	-0,035	-0,037	-0,036	-0,034	-0,032	-0,032	-0,038	-0,036	-0,032	-0,041	-0,042	-0,039	-1,675	-1,675	-1,678
		0,028	0,028	0,030	0,033	0,031	0,032	0,032	0,033	0,034	0,030	0,031	0,035	0,034	0,033	0,036	1,682	1,682	1,679
	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.8 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 122º e 168º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
03/11/2005	122	0,021	0,020	0,014	0,017	0,008	0,009	0,018	0,018	0,022	0,017	0,023	0,018	0,017	0,000	0,022	0,016	0,029	0,017
10/11/2005	129	0,020	0,015	0,014	0,021	0,015	0,003	0,015	0,019	0,007	0,021	0,012	0,013	0,015	-0,022	0,001	0,027	0,031	0,005
14/11/2005	133	-0,016	-0,009	-0,010	-0,009	-0,013	-0,005	-0,020	-0,009	-0,018	-0,018	-0,015	-0,022	-0,017	-0,024	-0,019	-0,020	-0,018	-0,007
24/11/2005	143	-0,027	-0,027	-0,030	-0,023	-0,007	-0,021	-0,023	-0,030	-0,015	-0,017	-0,023	-0,021	-0,015	0,015	-0,007	-0,025	-0,044	-0,028
28/11/2005	147	0,033	0,022	0,012	0,033	0,006	0,023	0,030	0,029	0,018	0,021	0,044	0,033	0,028	-0,033	0,012	-0,048	-0,009	-0,018
05/12/2005	154	-0,063	-0,045	-0,035	-0,060	-0,031	-0,037	-0,047	-0,051	-0,043	-0,052	-0,057	-0,045	-0,062	-0,039	-0,041	0,009	-0,010	-0,013
12/12/2005	161	0,004	-0,006	0,009	0,001	0,002	-0,004	-0,003	0,004	0,010	0,001	0,006	0,011	0,013	0,014	0,004	0,005	-0,001	0,011
19/12/2005	168	0,028	0,032	0,022	0,034	0,030	0,023	0,030	0,041	0,022	0,043	0,023	0,015	0,028	-0,050	0,013	0,040	0,052	0,013
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	0,000	0,001	0,001	0,001	0,003	0,002	-0,003	0,000	0,002	0,000	0,002	0,001	0,018	0,003	-0,016	-0,003	0,003	0,006
	I.C. de Tukey	-0,047	-0,046	-0,046	-0,041	-0,038	-0,039	-0,049	-0,047	-0,044	-0,049	-0,048	-0,048	-0,025	-0,040	-0,058	-1,682	-1,675	-1,672
		0,046	0,047	0,047	0,042	0,044	0,043	0,044	0,046	0,049	0,050	0,051	0,051	0,061	0,046	0,027	1,675	1,681	1,685
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.9 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 178º e 231º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
29/12/2005	178	0,028	0,025	0,018	0,025	-0,002	0,015	0,026	0,017	0,004	0,013	0,043	0,009	0,025	0,018	0,011	0,013	0,013	0,019
09/01/2006	189	-0,075	-0,074	-0,059	-0,075	-0,041	-0,047	-0,071	-0,064	-0,041	-0,067	-0,077	-0,042	-0,073	-0,076	-0,039	-0,064	-0,069	-0,055
16/01/2006	196	0,040	0,039	0,026	0,039	0,035	0,024	0,044	0,041	0,027	0,036	0,032	0,028	0,049	0,052	0,015	0,044	0,046	0,018
22/01/2006	202	-0,052	-0,045	-0,035	-0,052	-0,047	-0,035	-0,059	-0,047	-0,040	-0,053	-0,053	-0,042	-0,055	-0,064	-0,041	-0,048	0,155	-0,046
30/01/2006	210	0,023	0,028	0,024	0,032	0,032	0,031	0,034	0,028	0,031	0,030	0,029	0,030	0,029	0,034	0,033	0,026	-0,189	0,035
06/02/2006	217	0,004	-0,005	-0,001	-0,003	0,001	0,004	0,002	0,002	-0,004	-0,001	0,012	0,008	0,000	0,004	0,002	-0,002	0,004	-0,004
13/02/2006	224	0,009	0,018	0,017	0,021	0,015	0,010	0,003	0,023	0,015	0,014	0,010	0,002	0,008	0,020	0,008	0,010	0,014	-0,002
20/02/2006	231	-0,028	-0,031	-0,035	-0,034	-0,026	-0,025	-0,021	-0,040	-0,024	-0,026	-0,030	-0,026	-0,020	-0,041	-0,028	-0,025	-0,040	-0,012
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	-0,001	-0,001	0,000	-0,002	-0,003	-0,001	0,000	-0,001	-0,001	-0,002	-0,003	0,000	0,002	0,000	-0,002	0,002	0,000	-0,002
	I.C. de Tukey	-0,065	-0,065	-0,064	-0,060	-0,062	-0,060	-0,063	-0,064	-0,064	-0,065	-0,066	-0,063	-0,065	-0,067	-0,069	-1,676	-1,678	-1,681
		0,064	0,064	0,064	0,057	0,056	0,057	0,062	0,061	0,062	0,060	0,060	0,063	0,069	0,067	0,065	1,681	1,679	1,676
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.10 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 238º e 301º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
27/02/2006	238	-0,002	0,000	0,002	-0,003	0,000	0,000	0,002	0,002	-0,002	-0,005	0,002	0,001	-0,005	0,000	0,000	0,003	0,011	-0,004
06/03/2006	245	-0,008	-0,006	-0,003	-0,001	0,002	0,001	-0,003	0,008	0,003	0,004	-0,002	0,000	0,002	0,007	0,007	0,001	0,007	-0,006
13/03/2006	252	0,000	-0,001	-0,010	-0,007	-0,009	-0,008	-0,009	-0,007	-0,007	-0,007	-0,007	-0,009	0,000	-0,005	-0,012	-0,022	-0,019	-0,009
20/03/2006	259	-0,010	-0,004	0,002	-0,004	-0,001	0,001	-0,003	-0,011	-0,004	-0,010	0,000	-0,005	-0,011	-0,010	-0,005	0,000	0,006	-0,014
27/03/2006	266	0,019	0,017	0,016	0,024	0,022	0,017	0,019	0,030	0,027	0,031	0,024	0,028	0,028	0,033	0,018	0,030	0,031	0,028
03/04/2006	273	-0,002	-0,005	-0,008	0,001	-0,009	0,001	0,002	-0,012	-0,010	-0,005	-0,007	-0,006	-0,006	-0,013	0,004	0,003	-0,017	0,016
10/04/2006	280	0,005	0,005	0,009	0,007	0,010	0,004	0,009	0,019	0,003	0,007	0,006	0,001	0,019	0,012	-0,001	0,009	0,016	-0,005
01/05/2006	301	-0,017	-0,012	-0,024	-0,026	-0,019	-0,021	-0,020	-0,018	-0,020	-0,022	-0,010	-0,025	-0,025	-0,013	-0,016	-0,024	-0,033	-0,018
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	-0,001	0,000	0,001	-0,001	-0,001	0,000	-0,002	0,001	0,003	-0,002	0,001	0,003	-0,001	0,001	0,002	0,000	0,002	0,002
	I.C. de Tukey	-0,019	-0,018	-0,017	-0,022	-0,021	-0,021	-0,025	-0,023	-0,021	-0,025	-0,022	-0,021	-0,026	-0,024	-0,023	-1,679	-1,677	-1,677
		0,017	0,018	0,019	0,020	0,020	0,021	0,022	0,025	0,026	0,022	0,024	0,026	0,023	0,025	0,027	1,678	1,680	1,680
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.11 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 336º e 385º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
05/06/2006	336	-0,028	-0,036	-0,026	-0,040	-0,052	-0,030	-0,039	-0,050	-0,039	-0,035	-0,049	-0,035	-0,043	-0,047	-0,054	-0,040	-0,041	-0,042
14/06/2006	345	0,009	0,018	0,024	0,009	0,038	0,012	0,011	0,033	0,031	0,019	0,034	0,022	0,024	0,033	0,047	0,038	0,050	0,018
19/06/2006	350	-0,011	-0,010	-0,011	-0,008	-0,020	-0,007	-0,012	-0,019	-0,010	-0,018	-0,016	-0,018	-0,019	-0,015	-0,024	-0,020	-0,017	-0,015
26/06/2006	357	-0,005	-0,005	-0,001	-0,006	-0,004	-0,006	-0,008	0,004	-0,003	0,001	-0,002	-0,005	-0,005	0,004	-0,005	0,003	-0,012	-0,011
29/06/2006	360	-0,003	-0,014	-0,017	-0,008	-0,017	-0,014	-0,003	-0,016	-0,019	-0,010	-0,015	-0,014	-0,006	-0,028	-0,021	-0,023	-0,008	0,002
10/07/2006	371	0,013	0,027	0,020	0,018	0,021	-0,004	0,026	0,018	0,026	0,016	0,017	0,030	0,008	0,037	0,031	0,025	0,028	0,023
17/07/2006	378	-0,039	-0,042	-0,034	-0,033	-0,029	-0,005	-0,049	-0,036	-0,042	-0,040	-0,032	-0,038	-0,027	-0,036	-0,043	-0,025	-0,033	-0,042
24/07/2006	385	0,008	0,006	0,008	-0,001	0,003	0,004	0,011	0,017	0,013	0,010	0,006	-0,002	0,009	-0,005	0,035	0,001	0,007	0,011
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	0,000	-0,002	-0,002	-0,001	-0,002	-0,001	-0,002	-0,002	-0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,003	-0,003	-0,002	0,002	0,004
	I.C. de Tukey	-0,036	-0,038	-0,038	-0,037	-0,038	-0,037	-0,048	-0,048	-0,047	-0,041	-0,041	-0,041	-0,052	-0,055	-0,055	-1,680	-1,677	-1,675
		0,036	0,033	0,033	0,034	0,033	0,034	0,044	0,043	0,045	0,041	0,042	0,042	0,051	0,049	0,049	1,677	1,680	1,682
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.12 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 391º e 462º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
30/07/2006	391	-0,009	-0,002	-0,010	-0,010	-0,016	-0,010	-0,008	-0,013	-0,011	-0,008	-0,008	-0,003	-0,010	0,001	-0,033	-0,003	-0,016	-0,021
07/08/2006	399	-0,009	-0,017	-0,007	-0,016	-0,011	-0,012	-0,014	-0,008	-0,014	-0,034	-0,011	-0,022	-0,035	-0,024	-0,015	-0,033	-0,021	-934,727
14/08/2006	406	0,010	0,016	0,000	0,014	0,012	0,016	0,012	-0,001	0,024	0,038	0,008	0,023	0,034	0,019	0,013	0,034	0,025	934,729
04/09/2006	427	-0,008	0,141	-0,007	-0,012	-0,016	-0,003	-0,007	-0,001	-0,021	-0,012	-0,001	-0,008	-0,007	-0,004	-0,005	-0,015	-0,006	-0,012
11/09/2006	434	-0,017	-0,156	0,001	-0,006	-0,002	-0,012	-0,008	-0,010	0,001	-0,015	-0,010	-0,013	-0,006	-0,001	-0,018	-0,003	-0,009	-0,001
18/09/2006	441	0,008	-0,002	-0,009	0,000	-0,002	-0,012	-0,006	-0,001	-0,006	-0,010	-0,014	-0,004	-0,007	-0,018	0,000	-0,022	-0,006	-0,016
02/10/2006	455	-935,167	-0,015	-0,014	-0,016	-0,009	0,000	-0,008	-0,014	-0,003	-0,002	0,003	-0,004	-0,019	-0,010	-0,008	0,004	-0,010	-0,005
09/10/2006	462	935,154	0,004	0,010	0,000	0,002	0,003	-0,001	0,006	0,002	0,009	-0,006	0,001	0,012	0,014	0,002	0,000	0,011	0,008
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	-0,001	0,000	0,001	-0,001	-0,002	-0,001	0,000	-0,002	-0,002	0,001	0,000	-0,001	-0,002	0,003	0,005	-0,001	0,001	0,002
	I.C. de Tukey	-484,409	-484,408	-484,408	-0,017	-0,019	-0,018	-0,016	-0,018	-0,018	-0,024	-0,025	-0,026	-0,030	-0,025	-0,023	-1,679	-1,678	-1,677
		484,407	484,408	484,409	0,016	0,015	0,015	0,017	0,015	0,015	0,026	0,024	0,024	0,026	0,031	0,033	1,678	1,679	1,680
	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.13 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 469º e 518º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
16/10/2006	469	0,001	-0,008	-0,010	0,013	-0,010	-0,009	0,004	-0,003	-0,013	0,001	0,002	-0,009	-0,006	-0,014	-0,019	0,000	-0,015	-0,005
23/10/2006	476	0,001	0,157	0,009	-0,008	0,008	0,018	0,000	0,004	-0,004	-0,003	0,001	0,013	0,004	0,007	0,019	-0,003	0,016	0,011
31/10/2006	484	-0,013	-0,158	-0,014	-0,017	-0,015	-0,015	-0,020	-0,017	0,002	-0,015	-0,015	-0,027	-0,016	-0,013	-0,026	-0,021	-0,035	-0,032
06/11/2006	490	-0,001	-0,003	0,003	-0,001	-0,002	0,003	0,006	0,007	0,001	0,000	0,011	0,012	-0,009	0,008	0,003	0,009	0,011	0,000
13/11/2006	497	-0,002	-0,008	-0,004	0,000	0,007	-0,004	-0,008	-0,011	-0,015	-0,011	-0,013	0,000	-0,006	-0,009	0,005	-0,016	-0,004	0,004
21/11/2006	505	0,001	0,008	-0,005	0,003	0,000	0,001	0,009	0,015	0,009	0,011	0,008	-0,006	0,016	0,001	0,005	0,010	0,004	-0,010
27/11/2006	511	-0,005	0,003	0,007	-0,001	-0,007	0,001	-0,005	-0,004	0,003	-0,008	-0,007	-0,015	-0,008	-0,006	0,029	0,003	-0,003	0,050
04/12/2006	518	-0,006	-0,018	-0,004	-0,017	-0,009	-0,011	-0,006	-0,003	-0,013	-0,005	0,003	0,013	0,001	-0,003	-0,039	-0,014	-0,010	-0,039
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	0,000	-0,001	-0,001	0,000	-0,002	-0,002	-0,001	0,001	0,002	-0,002	-0,001	0,001	0,001	0,000	-0,001	0,001	-0,001	-0,002
	I.C. de Tukey	-0,082	-0,083	-0,084	-0,016	-0,018	-0,018	-0,017	-0,015	-0,014	-0,021	-0,020	-0,018	-0,025	-0,026	-0,026	-1,678	-1,680	-1,680
		0,083	0,082	0,081	0,016	0,015	0,015	0,015	0,017	0,018	0,016	0,017	0,020	0,026	0,026	0,025	1,679	1,677	1,677
	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	

Tabela 8.14 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 525º e 574º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																				
Data	Dias	Faixa de Trabalho																		
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06			
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18	
11/12/2006	525	-0,015	0,006	-0,008	-0,001	0,009	0,005	-0,005	-0,011	0,002	0,003	-0,005	-0,010	-0,007	0,005	-0,014	0,005	0,009	-0,012	
18/12/2006	532	0,016	0,001	-0,001	0,011	0,004	0,006	0,013	0,021	0,006	0,006	0,007	0,020	0,010	0,004	0,004	0,016	0,004	-0,012	
26/12/2006	540	0,002	0,003	0,008	0,013	0,014	-0,003	-0,004	0,007	0,001	0,005	0,003	0,001	-0,001	0,008	-0,003	-0,006	-0,001	0,015	
02/01/2007	547	0,000	-0,005	-0,005	-0,006	-0,012	-0,001	-0,002	-0,016	0,004	-0,012	-0,003	-0,017	0,003	-0,007	-0,008	-0,005	0,003	-0,004	
08/01/2007	553	-0,016	-0,016	-0,007	-0,020	-0,018	-0,012	-0,009	-0,004	-0,019	-0,005	-0,026	-0,001	-0,021	-0,018	-0,001	-0,020	-0,030	-0,021	
15/01/2007	560	0,001	0,012	0,002	-0,001	0,010	0,005	0,009	-0,007	-0,002	-0,003	0,012	0,001	0,008	0,020	-0,011	0,001	0,015	0,014	
22/01/2007	567	0,006	-0,004	0,002	0,007	0,000	0,002	-0,014	0,003	0,008	-0,003	0,001	-0,008	0,014	0,002	0,008	0,011	-0,003	0,008	
29/01/2007	574	-0,017	-0,008	-0,013	-0,012	-0,009	-0,008	0,002	-0,004	-0,010	-0,001	0,008	-0,004	-0,010	-0,016	-0,012	0,016	0,022	-0,015	
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais			
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	
	Contraste	-0,002	0,000	0,001	-0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	-0,001	0,001	0,002	0,000	0,004	0,004	0,000	0,006	0,006	
	I.C. de Tukey	-0,017	-0,016	-0,014	-0,018	-0,017	-0,017	-0,017	-0,017	-0,017	-0,017	-0,017	-0,016	-0,015	-0,019	-0,014	-0,014	-1,679	-1,673	-1,673
		0,014	0,016	0,017	0,016	0,017	0,018	0,017	0,017	0,017	0,016	0,018	0,018	0,018	0,018	0,023	0,023	1,678	1,684	1,684
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	

Tabela 8.15 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 583º e 630º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
07/02/2007	583	0,002	-0,005	-0,004	0,003	-0,003	0,000	0,003	-0,009	-0,001	-0,008	-0,002	0,001	-0,013	0,004	0,007	-0,028	-0,023	-0,018
12/02/2007	588	-0,058	-0,045	-0,024	-0,044	-0,033	-0,061	-0,048	-0,042	-0,048	-0,049	-0,052	-0,048	-0,051	-0,062	-0,033	-0,046	-0,055	-0,043
21/02/2007	597	0,058	0,048	0,037	0,052	0,039	0,062	0,051	0,056	0,057	0,063	0,059	0,055	0,063	0,068	0,046	0,061	0,064	0,059
27/02/2007	603	-0,369	0,042	0,368	-0,353	0,213	0,167	-0,435	0,032	0,439	-0,268	0,138	0,606	-0,010	-0,059	0,518	-935,132	0,130	0,554
05/03/2007	609	0,354	-0,060	-0,391	0,326	-0,245	-0,182	0,399	-0,046	-0,468	0,244	-0,170	-0,634	-0,017	0,036	-0,554	935,107	-0,161	-0,584
13/03/2007	617	0,011	0,005	0,017	0,007	-0,013	-0,010	0,014	-0,021	0,014	0,004	-0,002	0,000	-0,003	-0,001	-0,001	0,002	0,004	-0,013
19/03/2007	623	-0,004	0,013	-0,007	0,003	0,030	0,017	0,012	0,025	-0,006	0,008	0,018	0,009	0,020	0,013	0,018	0,020	0,018	0,028
26/03/2007	630	0,024	0,003	0,005	0,016	-0,003	0,009	0,026	0,015	0,021	0,011	0,006	0,008	0,008	0,008	0,004	-0,003	0,008	0,017
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	0,002	0,002	0,000	0,003	0,001	-0,002	0,001	0,002	0,000	0,001	0,001	0,000	-0,001	-0,001	0,000	0,000	-0,002	-0,002
	I.C. de Tukey	-0,274	-0,274	-0,277	-0,232	-0,235	-0,238	-0,323	-0,322	-0,324	-0,359	-0,359	-0,360	-0,285	-0,285	-0,284	-1,679	-1,681	-1,680
		0,279	0,279	0,276	0,239	0,237	0,234	0,325	0,325	0,324	0,361	0,361	0,360	0,283	0,283	0,284	1,678	1,676	1,677
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.16 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 658º e 707º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
23/04/2007	658	-0,030	-0,022	-0,018	-0,026	-0,019	-0,027	-0,035	-0,035	-0,032	-0,023	-0,024	-0,037	-0,019	-0,023	-0,024	-0,016	-0,018	-0,034
30/04/2007	665	0,007	0,011	0,012	0,006	0,000	0,001	0,014	0,025	0,011	0,007	0,017	0,022	0,011	0,015	0,023	0,007	0,009	0,011
07/05/2007	672	-0,021	-0,023	-0,020	-0,018	-0,012	-0,017	-0,028	-0,038	-0,024	-0,013	-0,036	-0,032	-0,028	-0,028	-0,038	-0,021	-0,019	-0,015
14/05/2007	679	0,020	0,019	0,000	-0,004	0,002	0,005	0,056	0,011	0,009	0,011	0,013	0,008	0,023	0,013	0,026	0,006	0,012	0,005
21/05/2007	686	-0,017	-0,018	-0,002	0,004	-0,004	-0,007	-0,067	-0,010	-0,008	-0,022	-0,007	0,000	-0,017	-0,004	-0,014	-0,004	-0,015	-0,009
28/05/2007	693	-0,003	0,011	0,003	-0,006	0,001	0,003	-0,001	0,003	0,006	-0,004	-0,006	-0,002	-0,016	-0,008	1,409	0,003	-0,008	1,412
04/06/2007	700	-0,003	-0,012	-0,005	-0,007	-0,003	-0,008	0,010	0,002	-0,006	0,018	0,006	-0,010	0,009	0,005	-1,417	0,000	0,010	-1,411
11/06/2007	707	-0,007	-0,007	-0,014	-0,007	-0,020	-0,002	-0,018	-0,006	-0,015	-0,026	-0,014	-0,009	-0,029	-0,010	-0,017	-0,014	-0,025	-0,008
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	-0,001	0,000	0,000	-0,001	0,000	-0,003	-0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	-0,003	-0,002	0,001	0,002	0,001	-0,001	-0,001
	I.C. de Tukey	-0,026	-0,024	-0,017	-0,018	-0,017	-0,047	-0,046	-0,043	-0,031	-0,030	-0,030	-0,736	-0,734	-0,731	-1,676	-1,677	-1,679	-0,026
		0,024	0,025	0,017	0,017	0,017	0,042	0,043	0,046	0,031	0,032	0,032	0,729	0,731	0,734	1,681	1,680	1,678	0,024
	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita

Tabela 8.17 - Cálculo da ANOVA e teste de Tukey entre 714º e 763º dia.

PLANILHA PARA ANÁLISE DOS RECALQUES																			
Data	Dias	Faixa de Trabalho																	
		Faixa 01			Faixa 02			Faixa 03			Faixa 04			Faixa 05			Faixa 06		
		PR 01	PR 02	PR 03	PR 04	PR 05	PR 06	PR 07	PR 08	PR 09	PR 10	PR 11	PR 12	PR 13	PR 14	PR 15	PR 16	PR 17	PR 18
18/06/2007	714	0,006	0,015	0,013	0,046	-0,002	0,017	-0,003	0,000	0,014	0,022	0,004	0,008	0,016	-0,002	0,001	-0,004	0,020	0,001
25/06/2007	721	0,009	-0,016	-0,009	-0,052	0,007	-0,037	0,004	-0,023	-0,004	-0,018	-0,019	-0,017	0,006	-0,015	-0,008	0,008	-0,010	-0,009
02/07/2007	728	-0,025	0,005	-0,001	-0,003	-0,001	0,006	-0,006	0,012	-0,010	-0,039	0,026	0,008	-0,038	-0,010	-0,007	-0,042	-0,007	-0,007
09/07/2007	735	-0,011	-0,020	-0,002	-0,024	-0,020	0,003	-0,013	-0,023	-0,005	0,011	-0,026	-0,032	0,010	-0,007	-0,016	0,006	-0,018	-0,012
16/07/2007	742	0,031	0,021	-0,007	0,021	0,016	0,022	0,014	0,034	0,043	0,037	0,005	0,040	0,027	0,040	0,030	0,040	0,053	0,011
23/07/2007	749	-0,026	-0,022	0,003	-0,002	-0,021	-0,026	-0,010	-0,027	-0,052	-0,018	-0,009	-0,020	-0,017	-0,025	-0,001	-0,014	-0,035	-0,005
30/07/2007	756	0,011	0,008	0,004	0,007	0,012	0,002	0,013	0,011	0,007	0,012	0,003	0,002	0,004	-934,832	-0,009	0,001	0,003	-0,004
06/08/2007	763	-0,005	-0,008	-0,016	-0,017	-0,014	-0,008	-0,011	-0,010	-0,004	-0,020	-0,006	-0,012	-0,003	934,833	-0,001	-0,012	0,000	0,014
Resultado	Comparação Múltipla	As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos Tratamentos são iguais			As médias dos tratamentos são iguais		
		$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$	$\mu_1 - \mu_2$	$\mu_1 - \mu_3$	$\mu_2 - \mu_3$
	Contraste	-0,001	0,000	0,000	-0,001	0,000	-0,003	-0,001	0,001	0,000	0,001	0,001	-0,003	-0,002	0,001	0,002	0,001	-0,001	-0,001
	I.C. de Tukey	-0,026	-0,024	-0,017	-0,018	-0,017	-0,047	-0,046	-0,043	-0,031	-0,030	-0,030	-0,736	-0,734	-0,731	-1,676	-1,677	-1,679	-0,026
		0,024	0,025	0,017	0,017	0,017	0,042	0,043	0,046	0,031	0,032	0,032	0,729	0,731	0,734	1,681	1,680	1,678	0,024
		Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita	Aceita