

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

Estudo da Emissão de Biogás em um Aterro Sanitário
Experimental

Juliana Gonçalves Fernandes

Belo Horizonte
2009

Estudo da Emissão de Biogás em um Aterro Sanitário Experimental

Juliana Gonçalves Fernandes

Juliana Gonçalves Fernandes

Estudo da Emissão de Biogás em um Aterro Sanitário Experimental

Dissertação 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 Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Ferreira Simões

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2009

Fernandes, Juliana Gonçalves
F363e Estudo da emissão de biogás em um aterro sanitário experimental
[manuscrito] / Juliana Gonçalves Fernandes. – 2009.
x, 101 f., enc. : il.

Orientador: Gustavo Ferreira Simões.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 95-101.

1. Meio ambiente – Teses. 2. Resíduos sólidos – Teses. 3. Biogás – Teses.
4. Aterro sanitário – 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 EEUFMG

*Dedico essa vitória aos meus pais, minha base;
minha irmã, amiga fiel; e ao meu querido filho.*

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Edilson e Mara, pelo apoio, incentivo e amor dedicado em todas as fases de minha vida. Agradeço a eles por terem me ensinado a caminhar com minhas próprias pernas, sempre me orientando. A minha irmã Gabriela, sempre amiga e torcendo por mim, pronta para ajudar em qualquer momento. Ao Henrique, meu filho, razão maior de minha luta, pela compreensão e companheirismo.

Ao Professor Gustavo pela compreensão, orientação e críticas fundamentais ao desenvolvimento deste trabalho.

À Superintendência de Limpeza Urbana da Prefeitura de Belo Horizonte pelo apoio financeiro.

Ao CNPQ pela concessão da bolsa.

Aos técnicos e estagiários da SLU pelo apoio, em especial ao Cícero, com seus conselhos técnicos, ao Amarildo e José Antônio.

Ao colega Vinícius Morais pela ajuda na realização dos ensaios de campo.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais pelo incentivo e apoio.

Enfim, obrigado a todos que de maneira direta ou indireta contribuíram para o bom êxito e realização deste importantíssimo e significativo trabalho.

RESUMO

A emissão descontrolada do biogás em aterros sanitários é um grave problema de poluição atmosférica local e global. Os efeitos da liberação dos gases localmente variam do simples odor até possíveis doenças cancerígenas na comunidade circunvizinha ao aterro. Em relação à poluição atmosférica global, o principal efeito da liberação do biogás é o aquecimento do globo terrestre que vem gerando grandes discussões nos últimos anos.

A presente pesquisa aborda estudos de emissões de biogás no Aterro Sanitário Experimental de Belo Horizonte. Foram realizados ensaios em campo, com a utilização de placa de fluxo estática, no intuito de mensurar as emissões de biogás pela camada de cobertura. Também foram avaliadas as emissões de gases pelos 6 drenos presentes no Aterro Experimental. Com os resultados obtidos nos estudos em campo, foi possível a comparação com valores calculados a partir do método empírico LANDGEM da USEPA.

O aterro experimental possui duas configurações de camada de cobertura final. A primeira, denominada barreira capilar, constituída de 30 cm de solo fino sobreposto a 30 cm de resíduos de construção civil (entulho) reciclado, e a segunda camada, denominada evapotranspirativa, com cerca de 60 cm de solo fino.

A estimativa do fluxo médio de CH_4 e CO_2 pela camada de cobertura encontrado utilizando a metodologia da placa de fluxo foi de 375 kg e 353 kg, respectivamente, emitidos para a atmosfera por dia. Os procedimentos utilizados para a determinação do fluxo de gases pelo sistema de drenos implantado no aterro sanitário experimental indicaram vazões muito baixas, sugerindo a pouca eficiência dos mesmos. Pode-se verificar que o aterro sanitário está na fase metanogênica de biodegradação dos resíduos com elevada presença de CH_4 e CO_2 .

Ainda que de forma qualitativa, foram observadas reduções entre 38 e 68% da concentração de metano, quando comparadas as concentração internas e os valores emitidos pela camada de cobertura. Esse fato sugere a possibilidade de oxidação do metano na camada de cobertura que ocorre pela ação de bactérias metanotróficas, no entanto, não foi constatado aumento na concentração de CO_2 .

Comparações dos valores entre os valores obtidos em campo com os valores calculados pelo modelo LANDGEM diferiram bastante. Esses valores aproximaram-se quando foram utilizados valores extremos dos parâmetros de entrada no modelo.

ABSTRACT

Uncontrolled emissions of biogas is a serious problem of local and global air pollution. The effects of the release of gases locally vary from simple bad odor to possible carcinogenic diseases in the community surrounding the landfill. In relation to global air pollution and climate changes, the main effect of the release of biogas is the increasing of greenhouse effect.

The main objective of this study is to evaluate the biogas emissions at the Experimental Sanitary Landfill in Belo Horizonte. Field tests, using static flux chamber device, were carried out in order to measure biogas emissions through the final cover. Gas emissions in 6 drains present in the experimental sanitary landfill have also been measured. The results obtained in field studies enabled the comparison with calculated values using the empirical method LANDGEM from USEPA.

The experimental sanitary landfill has two final cover configurations. The first, called capillary barrier consisted of 30 cm soil overlaying 30 cm of recycled construction and demolition waste, and the second layer, called evapotranspirative cover, with about 60 cm of soil.

The estimative of CH₄ and CO₂ average flow through the final cover using the methodology of flux chamber were 375 kg and 353 kg, respectively, released to the atmosphere per day. The procedures used to determine the gas flow in system of drains indicated very low values, suggesting a small efficiency of the drains. The results confirmed that the experimental sanitary landfill is at methanogenic phase with high concentration of CH₄ and CO₂.

Comparing the internal concentration of methane to the emissions from the final cover, it was observed qualitatively a reduction of methane concentration between 38 and 68%. This fact suggests a possible oxidation of methane in the final cover layer due to presence of methanotrophic bacteria.

Comparisons of values found using flux chamber to the values calculated by the model LANDGEM presented a large variation. These values were similar when extremes values of the parameters suggested by the model were used.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS.....	IX
LISTA DE SIMBOLOS	X
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	1
1.2 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA	1
1.3 APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	2
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 EMISSÃO GLOBAL DO GÁS METANO.....	4
3.2 EMISSÃO DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS	4
3.3 GERAÇÃO DE GASES EM ATERROS SANITÁRIOS.....	5
3.3.1 <i>Microbiologia de decomposição dos resíduos</i>	6
3.3.2 <i>Fatores que influenciam a composição do biogás</i>	9
3.3.3 <i>Fatores que influenciam a geração de biogás</i>	9
3.4 GASES EMITIDOS POR ATERROS SANITÁRIOS PARA A ATMOSFERA	12
3.4.1 <i>Dióxido de Carbono</i>	12
3.4.2 <i>Metano</i>	12
3.4.3 <i>Hidrogênio</i>	12
3.4.4 <i>Compostos Orgânicos não-metanogênicos (NMOC)</i>	13
3.5 MOVIMENTAÇÃO DE GASES NO SOLO	13
3.6 MÉTODOS PARA ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS	14
3.6.1 <i>Modelo Scholl – Canyon</i>	15
3.6.2 <i>Modelo Tchobanoglous, Thessen & Vigil (1993)</i>	19
3.6.3 <i>Modelo MODUELO</i>	23
3.6.4 <i>Modelo de EL-FADEL</i>	24
3.6.5 <i>Modelo YOUNG</i>	26
3.7 ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES “IN SITU”.....	27
3.7.1 <i>Método para medição de gases</i>	28
3.7.2 <i>Placas de fluxo</i>	30
3.8 FATORES QUE INFLUENCIAM A EMISSÃO DE BIOGÁS	33
3.9 SISTEMAS DE COBERTURAS FINAIS DE ATERROS SANITÁRIOS	36
3.9.1 <i>Coberturas tipo barreira capilar</i>	36
3.9.2 <i>Coberturas tipo evapotranspirativa</i>	37

3.9.3	<i>Evaporação</i>	38
3.10	OXIDAÇÃO DO METANO NA CAMADA DE COBERTURA	39
4	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1	LOCALIZAÇÃO DO ATERRO EXPERIMENTAL.....	43
4.2	DESCRIÇÃO GERAL DO ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL.....	46
4.3	ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS UTILIZADOS NA COBERTURA.....	49
4.3.1	<i>Caracterização do solo fino utilizado na camada de cobertura</i>	50
4.3.2	<i>Caracterização do agregado utilizado na camada de cobertura</i>	50
4.4	CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES DE BELO HORIZONTE	52
4.5	INVESTIGAÇÕES DE CAMPO	53
4.5.1	<i>Equipamentos utilizados nas investigações de campo</i>	54
4.5.2	<i>Metodologia – Placa de Fluxo</i>	56
4.5.3	<i>Procedimento de ensaio – Placa de Fluxo</i>	58
4.5.4	<i>Metodologia – Vazão nos drenos</i>	60
4.6	MODELOS EMPÍRICOS UTILIZADOS PARA MENSURAÇÃO DE BIOGÁS	62
4.6.1	<i>Metodologia – LANDGEM</i>	63
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
5.1	CARACTERIZAÇÃO DOS MATERIAIS UTILIZADOS NAS CAMADAS DE COBERTURA.....	64
5.1.1	<i>Caracterização do solo fino utilizado na camada de cobertura</i>	64
5.1.2	<i>Caracterização do agregado utilizado na camada de cobertura final</i>	65
5.2	ENSAIOS UTILIZANDO A PLACA DE FLUXO	66
5.2.1	<i>Determinação do fluxo de CH₄</i>	78
5.2.2	<i>Determinação do fluxo de CO₂</i>	79
5.2.3	<i>Influência da umidade do solo e nível de líquidos na emissão de biogás</i>	81
5.3	MEDIÇÕES NOS DRENOS DE GASES	82
5.4	RETENÇÃO DO METANO NA CAMADA DE COBERTURA	87
5.5	ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS UTILIZANDO O LANDGEM.....	89
5.5.1	<i>Potencial de geração de metano (L₀)</i>	89
5.5.2	<i>Taxa de geração de metano (k)</i>	90
5.5.3	<i>Simulações de Geração de biogás utilizando o LANDGEM</i>	91
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	93
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	95

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 3.1 – FASES DE GERAÇÃO DE GASES EM ATERROS SANITÁRIOS.....	7
FIGURA 3.2 – MODELO TRIANGULAR DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS PARA RESÍDUOS RAPIDAMENTE BIODEGRADÁVEIS (TCHOBANOGLOUS <i>ET AL.</i> , 1993).....	21
FIGURA 3.3 – MODELO TRIANGULAR DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS PARA RESÍDUOS LENTAMENTE BIODEGRADÁVEIS (TCHOBANOGLOUS <i>ET AL.</i> , 1993).....	22
FIGURA 3.4 – PRODUÇÃO DE GÁS DURANTE UM PERÍODO DE CINCO ANOS A PARTIR DE MATERIAIS ORGÂNICOS RAPIDAMENTE E LENTAMENTE DECOMPOSTOS DISPOSTOS EM UM ATERRO (TCHOBANOGLOUS <i>ET AL.</i> , 1993).....	22
FIGURA 3.5 – MODELO DO PROCESSO BIOQUÍMICO CONFORME MODELO DE YOUNG (1995).	26
FIGURA 3.6 – PROJETO DE UMA CAMADA DE COBERTURA – BARREIRA CAPILAR (CATAPRETA, 2008).....	37
FIGURA 3.7 – EFEITO DA UMIDADE DO SOLO NA OXIDAÇÃO DE METANO (CZEPIEL, 1996).....	41
FIGURA 4.1 – LOCALIZAÇÃO CRTS BR 040.	44
FIGURA 4.2 – LOCALIZAÇÃO ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL NA CTRS BR 040.	45
FIGURA 4.3 – VISTA GERAL DA CTRS BR 040 E ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL – 2005	46
FIGURA 4.4 – VISTA AÉREA DO ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL – 2006	46
FIGURA 4.5 – VISTA GERAL DO ATERRO SANITÁRIO EXPERIMENTAL – 2006	46
FIGURA 4.6 – VISTA EM PLANTA DOS DIFERENTES PERFIS DE COBERTURA UTILIZADOS NO ATERRO EXPERIMENTAL.....	47
FIGURA 4.7 – SEÇÃO A – A DOS PERFIS UTILIZADOS NO SISTEMA DE COBERTURA DO ATERRO EXPERIMENTAL.....	47
FIGURA 4.8 – LAY-OUT DOS DRENOS DE BIOGÁS (CATAPRETA, 2008).	48
FIGURA 4.9 – LOCAL DE INSTALAÇÃO DOS INSTRUMENTOS (CATAPRETA, 2008).....	49
FIGURA 4.10 – APARELHO DE DETECÇÃO DE GASES – LANDSURVEYOR 2.	54
FIGURA 4.11 – MULTÍMETRO E TERMÔMETRO DIGITAL.....	55
FIGURA 4.12 – MEDIDOR DA VAZÃO DE GÁS.....	56
FIGURA 4.13 – BOLHÔMETRO.	56
FIGURA 4.14 – ESQUEMA DA PLACA DE FLUXO UTILIZADA NA INVESTIGAÇÃO (MACIEL, 2003).....	57
FIGURA 4.15 – VISTA FRONTAL DA PLACA DE FLUXO.....	58
FIGURA 4.16 – PLACA DE FLUXO CRAVADA NO SOLO DE COBERTURA.....	58
FIGURA 4.17 – ENSAIO UTILIZANDO A PLACA DE FLUXO.	58
FIGURA 4.18 – ENSAIO DA PLACA DE FLUXO UTILIZANDO O GASÔMETRO.	58
FIGURA 4.19 – MARCAÇÃO DO PERÍMETRO.....	59
FIGURA 4.20 – ESCAVAÇÃO MANUAL.....	59
FIGURA 4.21 – COMPACTAÇÃO MANUAL DO SOLO.....	59

FIGURA 4.22 – PLACA CRAVADA NO SOLO.....	59
FIGURA 4.23 – ENSAIO REALIZADO NO DRENO DO ÁTERRO EXPERIMENTAL UTILIZANDO METODOLOGIA SEMELHANTE À PLACA DE FLUXO.....	61
FIGURA 4.24 – MEDIÇÃO DE VAZÃO NO DRENO DO ÁTERRO EXPERIMENTAL.....	62
FIGURA 5.1 – CURVAS GRANULOMÉTRICAS DOS RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO CIVIL BENEFICIADOS.	66
FIGURA 5.2 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E1.....	67
FIGURA 5.3 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E1.....	68
FIGURA 5.4 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E2.....	68
FIGURA 5.5 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E2.....	69
FIGURA 5.6 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E3.....	69
FIGURA 5.7 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E3.....	70
FIGURA 5.8 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E4.....	70
FIGURA 5.9 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO E4.....	71
FIGURA 5.10 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC1.....	71
FIGURA 5.11 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC1.....	72
FIGURA 5.12 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC2.....	72
FIGURA 5.13 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC2.....	73
FIGURA 5.14 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC3.....	73
FIGURA 5.15 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC3.....	74
FIGURA 5.16 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC4.....	74
FIGURA 5.17 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC4.....	75
FIGURA 5.18 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC5.....	75
FIGURA 5.19 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO BC5.....	76
FIGURA 5.20 – ENSAIO DE PLACA DE FLUXO D1.....	76
FIGURA 5.21 – TEMPERATURA INTERNA E EXTERNA DO ENSAIO DE PLACA DE FLUXO D1.....	77
FIGURA 5.22 – ENSAIO DE FLUXO NO DRENO 1.....	83
FIGURA 5.23 – ENSAIO DE FLUXO NO DRENO 2.....	84
FIGURA 5.24 – ENSAIO DE FLUXO NO DRENO 3.....	84
FIGURA 5.25 – ENSAIO DE FLUXO NO DRENO 4.....	85
FIGURA 5.26 – ENSAIO DE FLUXO NO DRENO 5.....	85
FIGURA 5.27 – ENSAIO DE FLUXO NO DRENO 6.....	86

LISTA DE TABELAS

TABELA 3.1 – BALANÇO DE CARBONO (GT C ANO ⁻¹).....	4
TABELA 3.2 – QUANTIFICAÇÃO DA EMISSÃO DE METANO EM ATERROS.....	5
TABELA 3.3 – DURAÇÃO DE CADA FASE NA DECOMPOSIÇÃO DE RESÍDUOS.....	8
TABELA 3.4 – COMPOSIÇÃO BÁSICA DO BIOGÁS DE ATERRO.....	8
TABELA 3.5 – FATOR DE CORREÇÃO DE METANO PARA AS CONDIÇÕES DO ATERRO.....	18
TABELA 3.6 – TEOR DE CARBONO ORGÂNICO DEGRADÁVEL PARA CADA COMPONENTE DO RESÍDUO	18
TABELA 3.7 – COMPONENTES DE RESÍDUOS ORGÂNICOS RAPIDAMENTE E LENTAMENTE BIODEGRADÁVEIS.....	20
TABELA 3.8 – SISTEMA DE EQUAÇÕES DINÂMICAS QUE REPRESENTAM UMA SIMPLIFICAÇÃO DOS ESTÁGIOS DE DECOMPOSIÇÃO ANAERÓBIA DO MODELO EL-FADEL.....	25
TABELA 3.9 – PRINCÍPIOS BÁSICOS DOS MÉTODOS DAS AVALIAÇÃO DE EMISSÕES DE BIOGÁS.....	28
TABELA 3.10 – COMPARAÇÃO TÉCNICA DE DIFERENTES MÉTODOS PARA MEDIÇÃO DE METANO.....	30
TABELA 3.11 – FORMAS E DIMENSÕES DE PLACAS REPORTADAS NA LITERATURA.....	32
TABELA 3.12 – PRINCIPAIS FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES DE GASES.....	33
TABELA 3.13 – PRINCIPAIS PARÂMETROS GEOTÉCNICOS QUE AFETAM A EMISSÃO DE BIOGÁS (MACIEL, 2003).....	35
TABELA 3.14 – TAXAS DE OXIDAÇÃO NA CAMADA DE COBERTURA.....	41
TABELA 4.1 – COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA MÉDIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES / COMERCIAIS COLETADOS NO MUNICÍPIO DE BELO HORIZONTE.....	53
TABELA 5.1 – RESULTADOS DOS ENSAIOS GEOTÉCNICOS DE LABORATÓRIO.....	65
TABELA 5.2 – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE LABORATÓRIO: AGREGADO.....	65
TABELA 5.3 – RESUMO DOS DADOS OBTIDOS NOS ENSAIOS DA PLACA DE FLUXO.....	67
TABELA 5.4 – RESULTADOS DOS FLUXOS DE CH ₄ UTILIZANDO A PLACA DE FLUXO.....	79
TABELA 5.5 – RESULTADOS DOS FLUXOS DE CO ₂ UTILIZANDO A PLACA DE FLUXO.....	80
TABELA 5.6 – INFLUÊNCIA DO NÍVEL DE LÍQUIDOS NO INTERIOR DO ATERRO E UMIDADE DO SOLO.....	81
TABELA 5.7 – RESULTADOS DOS DADOS OBTIDOS EM ENSAIOS NOS DRENOS.....	83
TABELA 5.8 – FLUXOS DE CH ₄ NOS DRENOS.....	87
TABELA 5.9 – FLUXOS DE CO ₂ NOS DRENOS.....	87
TABELA 5.10 – COMPARAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DOS GASES NOS DRENOS E NOS ENSAIOS DE PLACA.....	88
TABELA 5.11 – CONCENTRAÇÃO DE CH ₄ (%) NOS DRENOS DO ATERRO EXPERIMENTAL.....	89
TABELA 5.12 – CONCENTRAÇÃO DE CH ₄ FINAL NOS ENSAIOS DE PLACA DE FLUXO.....	89
TABELA 5.13 – PARÂMETROS PARA O CÁLCULO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE METANO.....	89
TABELA 5.14 – SIMULAÇÕES DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS UTILIZANDO O LANDGEM.....	91

LISTA DE SIMBOLOS

A	fração de papel e papelão no resíduo
A	área de solo coberta pela placa (m^2)
B	fração de resíduos de parques e jardins no resíduo
BC1	ensaio de placa de fluxo na camada de cobertura barreira capilar, 1
BC2	ensaio de placa de fluxo na camada de cobertura barreira capilar, 2
BC3	ensaio de placa de fluxo na camada de cobertura barreira capilar, 3
BC4	ensaio de placa de fluxo na camada de cobertura barreira capilar, 4
BC5	ensaio de placa de fluxo na camada de cobertura barreira capilar, 5
C	fração de restos de alimentos no resíduo
COD	carbono orgânico degradável (t de C/ t resíduo) [M/M]
COD _f	fração de COD que decompõe em condições anaeróbicas
D	fração de tecidos no resíduo
D1	ensaio de placa de fluxo no dique
DDOC _m	massa de carbono orgânico degradável [M]
E	fração de madeira no resíduo
E1	ensaio de placa de fluxo na camada evapotranspirativa, 1
E2	ensaio de placa de fluxo na camada evapotranspirativa, 2
E3	ensaio de placa de fluxo na camada evapotranspirativa, 3
E4	ensaio de placa de fluxo na camada evapotranspirativa, 4
F	fração em volume de metano no biogás
FCM	fator de correção de metano
ha	hectare
J	fluxo (kg/m^2s)
k	constante de geração do metano [T^{-1}]
L _o	Potencial da geração de metano [M/M]
LL	limite de liquidez
LP	limite de plasticidade
m _i	resíduos depositados no ano “i” [M]
t	anos após o fechamento do aterro [T]
V _p	volume útil da placa de fluxo (m^3)
W	massa de resíduo disposto [M]
Q _{CH₄i}	metano produzido no ano “i” [M]
w	teor de umidade
w _o	teor de umidade inicial dos RSU
$\Delta DMb_{Gás}$	incremento no conteúdo de substância biodegradável dissolvida na célula k

$\rho_{gás}$	densidade do gás a determinada temperatura (kg/m^3)
ρ_s	massa específica dos grãos de solo
$\Delta C / \Delta t$	variação da concentração do gás (% vol) com o tempo (s)

1 INTRODUÇÃO

1.1 *Considerações iniciais*

O aterro sanitário é uma das principais formas de disposição de resíduos no mundo. Os resíduos depositados nestes ambientes entram em decomposição gerando gases que podem afetar diretamente o meio ambiente.

A emissão descontrolada do biogás é um grave problema de poluição atmosférica local e global que precisa ser mitigado. Os efeitos da liberação dos gases localmente variam do simples mau odor até possíveis doenças cancerígenas na comunidade circunvizinha ao aterro. Em relação à poluição atmosférica global, o principal efeito da liberação do biogás é o aquecimento do globo terrestre que vem gerando grandes discussões nos últimos anos. O gás metano (CH_4) é o segundo maior contribuinte para o aquecimento global, atrás apenas do dióxido de carbono (CO_2) entre as emissões antrópicas de gases do efeito estufa. Estima-se que o CH_4 seja aproximadamente 21 vezes mais prejudicial que o CO_2 no aprisionamento de calor na atmosfera.

Em aterros sanitários fundamentados em critérios de engenharia, a camada de cobertura final é fundamental para o impedimento da passagem desses gases para a atmosfera, por ser o elo entre o ambiente externo e o interno de um aterro sanitário. Camadas mal dimensionadas podem ocasionar problemas ambientais.

Os procedimentos utilizados em campo para aferição do fluxo dos gases que atravessam a camada de cobertura em aterros são mais recentes, sendo as placas de fluxos a principal metodologia utilizada. As metodologias empíricas utilizadas na estimativa de emissões de gases em aterros foram elaboradas para países com condições climatológicas, econômicas e sociais diferentes das condições do Brasil.

1.2 *Justificativa e relevância*

O controle da emissão de biogás, mais especificamente do metano, reduz a possibilidade de instabilidade dos aterros sanitários devido ao acúmulo de bolsões de gases no interior dos mesmos, minimiza a migração dos gases para as regiões circunvizinhas, evitando problemas ambientais locais e globais, além de possibilitar uma melhor estimativa do potencial energético dos aterros sanitários. Tendo em vista esses dois aspectos, a quantificação do

metano produzido e emitido pelos aterros sanitários se torna de fundamental importância para seus administradores.

Algumas metodologias já foram desenvolvidas para quantificar a geração de gases em aterros sanitários, porém os valores são conflitantes e muitas das vezes não descrevem o real, pois foram desenvolvidas para condições diferentes das apresentadas nos aterros brasileiros e mais especificamente nos aterros de Minas Gerais.

Além dos aspectos expostos acima, a quantificação do metano pode gerar renda aos administradores dos aterros, através da negociação dos créditos de carbono. Tornando assim, a implantação e manutenção do aterro mais viável.

1.3 Apresentação da Dissertação

A dissertação foi estruturada em 6 Capítulos, acrescidos da apresentação das referências bibliográficas. O primeiro Capítulo apresenta a introdução, onde são descritos alguns dos problemas associados à emissão de biogás em 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 da emissão de biogases em Aterros Sanitários.

O Capítulo 4 apresenta a metodologia de trabalho empregada, focando as investigações de campo utilizadas na tentativa de mensurar a emissão de biogás pela camada de cobertura final do Aterro Sanitário Experimental e os gases emitidos pelos drenos, além dos modelos empíricos utilizados nesta Dissertação.

No quinto Capítulo, são apresentados e discutidos os resultados. Neste Capítulo são avaliados os fluxos de gases e suas curvas de concentração em função do tempo.

No sexto Capítulo, são apresentadas as considerações finais e principais conclusões deste trabalho, assim como algumas recomendações para futuros trabalhos.

Por fim, são apresentadas as referências bibliográficas pesquisadas e citadas no trabalho.

2 OBJETIVOS

2.1 *Objetivo geral*

O presente trabalho tem como objetivo geral avaliar a emissão de biogás, enfocando o metano, no Aterro Sanitário Experimental de Belo Horizonte.

2.2 *Objetivos específicos*

Como objetivos específicos este trabalho buscou:

- Determinar experimentalmente o fluxo de gases pelo solo da camada de cobertura final por meio de ensaios de campo (placa de fluxo);
- Avaliar a influência de diferentes configurações da camada de cobertura final nas emissões de biogases;
- Determinar experimentalmente as emissões de biogases pelos drenos de gases do Aterro experimental;
- Avaliar qualitativamente a retenção de gases pela camada de cobertura e suas possíveis causas;
- Calibrar o modelo LANDGEM através dos dados obtidos em campo.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Emissão global do gás metano

O CH₄ é um importante gás do efeito estufa de origem antrópica, mas as fontes individuais de CH₄ não são bem quantificadas, havendo uma diferença de 6 vezes entre as maiores e menores estimativas, pois são na maioria biogênicas (térmitas, pântanos, tundras e águas doces e salgadas) (Campos, 2007). Com relação às emissões antropogênicas destacam-se a agricultura de arroz, a criação de ruminantes, vazamentos de gás natural, resíduos, mineração de carvão e queima de biomassa (Barh et al., 2006).

Na década de 90, as emissões médias de CO₂ e CH₄ oriundas da produção de combustíveis fósseis e da produção de cimento foram de $6,4 \pm 4$ Gt C ano⁻¹ e as emissões devido ao uso na terra foram de 0,5 a 2,7 Gt C ano⁻¹ (20% das emissões totais). No período de 2000 a 2005 as emissões de CO₂ aumentaram para $7,2 \pm 0,3$ Gt C ano⁻¹. Durante a década de 90, houve um incremento líquido anual de $3,3 \pm 0,2$ Gt C ano⁻¹ nos estoques atmosféricos. A Tabela 3.1 apresenta o balanço de carbono nas últimas décadas, os valores negativos são as remoções da atmosfera.

Tabela 3.1 – Balanço de carbono (Gt C ano⁻¹)

	1980	1990	2000-2005
Aumento atmosférico	$3,3 \pm 0,1$	$3,2 \pm 0,1$	$4,1 \pm 0,1$
Emissão de CO ₂ dos combustíveis fósseis	$5,4 \pm 0,3$	$6,4 \pm 0,4$	$7,2 \pm 0,3$
Fluxo líquido do oceano para a atmosfera	$-1,8 \pm 0,8$	$-2,2 \pm 0,4$	$-2,2 \pm 0,5$
Fluxo líquido de biomas terrestres a atmosfera	$-0,3 \pm 0,9$	$-1,0 \pm 0,6$	$-0,9 \pm 0,6$

Fonte: IPCC (2007 – modificado)

3.2 Emissão de metano em Aterros Sanitários

O aterro sanitário pode ser conceituado como um reator bioquímico, sendo suas principais entradas os resíduos sólidos e água e suas saídas os biogases e os líquidos lixiviados. O biogás produzido em aterros sanitários é composto de 45 a 60% de metano, a porcentagem restante é composta de CO₂, vapor de água e alguns gases traço.

O metano proveniente de aterros sanitários é umas das maiores emissões antropogênicas desse gás. Uma tonelada de resíduos sólidos urbanos (RSU) depositados em aterros resulta em

aproximadamente 160 a 250 m³ de biogás. Este biogás consiste de aproximadamente 55% de metano, 44% de CO₂ e 1% de outros gases. Portanto, uma tonelada de RSU produz aproximadamente 88 a 138 m³ de metano. Aproximadamente, 40 a 60 milhões de toneladas de metano são anualmente gerados por aterros sanitários (Humer e Lechner, 1999). Para um aterro sanitário urbano em funcionamento com 20 m de espessura, Hummer e Lechner (1997) prevêem um fator de emissão de cerca de 340 l CH₄/ m². dia.

Reinhart e Cooper (1992) afirmaram que a produção de metano em aterros sanitários de resíduos sólidos foi de aproximadamente 10,5 milhões de toneladas/ano. Segundo Bahr *et al.* (2006) a emissão mundial de metano em aterros sanitários de resíduos sólidos é estimada em 60 milhões de toneladas por ano, sendo 15% deste proveniente de aterros chineses.

Os aterros podem gerar cerca de até 125 metros cúbicos de gás metano por tonelada de resíduo em um período de 10 a 40 anos. Segundo a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, CETESB (1999), esta geração no Brasil é de 677 t/ ano, podendo representar cerca de 945 milhões de metros cúbicos por ano. A Tabela 3.2 apresenta algumas referências bibliográficas sobre emissões de metano em aterros sanitários.

Tabela 3.2 – Quantificação da emissão de metano em aterros

Fonte de metano	Carga por área (l CH ₄ / m ² .d)	Referência
Aterro em funcionamento nos primeiros 10 anos, 20 m de profundidade	340	Hummer e Lechner, (1997)
Resíduo restante após a separação do resíduo orgânico, nos primeiros 10-15 anos, 20 m de profundidade	120-160	Hummer e Lechner, (1997)
Resíduo tratado através de processo mecânico e biológico, 20 m de profundidade	< 25	Hummer e Lechner, (1997)
Resíduo tratado através de processo mecânico e biológico	72	Fricke <i>et al.</i> (1997)
Áreas abandonadas, após 10-15 anos	90-110	Hummer e Lechner, (1997)
Lixão doméstico	400	Kightley e Nedwell (1994)

Fonte: Bahr *et al.* (2006)

3.3 Geração de Gases em Aterros Sanitários

Os aterros sanitários de resíduos sólidos constituem ecossistemas únicos, nos quais várias espécies de microrganismos estão presentes. Os principais decompositores da matéria orgânica presente na

massa de resíduo são as bactérias, e em menor escala fungos e protozoários. Os grupos de bactérias presentes na decomposição anaeróbia da matéria orgânica são as bactérias fermentativas, acetogênicas produtoras de H₂, acetogênicas consumidoras de H₂ e as metanogênicas.

Segundo Castilhos *et al.* (2003), o processo de degradação dos resíduos sólidos é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pelas águas das precipitações.

Segundo a USEPA (1991) a produção do biogás pode ser realizada a partir da vaporização, decomposição biológica e reações químicas. A vaporização é a mudança de estado líquido para gasoso que ocorre até que sejam atingidas concentrações de equilíbrio nos gases do aterro. A decomposição biológica ocorre quando compostos orgânicos de grande massa molecular são decompostos por bactérias, gerando compostos voláteis. A reação química ocorre como resultado do contato entre o resíduo e os gases reativos gerados no aterro.

No entanto, para entender as interações químicas, físicas e biológicas que ocorrem em aterros sanitários e o seu comportamento ao longo do tempo, faz-se necessário estudar diversos fatores que interferem no processo de degradação biológica, principalmente pelo fato de que, em países subdesenvolvidos, a maior parte dos resíduos depositados é matéria orgânica (Monteiro, 2003).

A biodegradação que ocorre nos aterros sanitários é predominantemente anaeróbia, sem a presença de oxigênio, porém ocorre também a degradação aeróbia, com presença de oxigênio, em um pequeno espaço de tempo, logo após o aterramento. Logo, os microrganismos presentes na massa de resíduo que irão proporcionar a degradação podem ser aeróbios (necessitam do oxigênio para degradar a matéria orgânica), anaeróbios (degradam a matéria orgânica na ausência de oxigênio) ou aeróbios facultativos (degradam a matéria orgânica na presença ou ausência de oxigênio).

3.3.1 Microbiologia de decomposição dos resíduos

A decomposição dos resíduos é um dos principais fatores que influenciam a geração de biogás. Segundo Tchobanoglous *et al.*(1993) e Bidone (1999), a geração do biogás ocorre em cinco fases, como ilustrado na Figura 3.1.

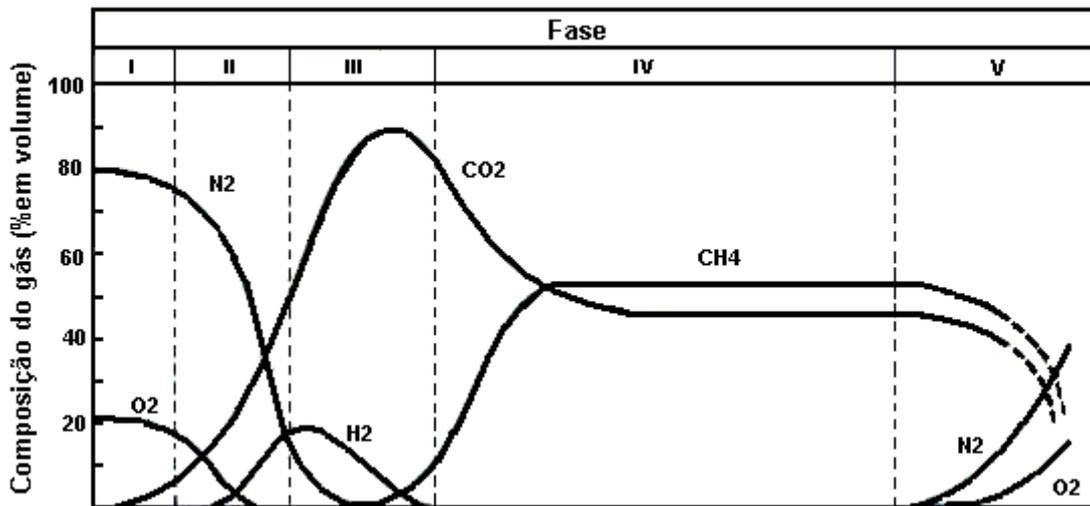


Figura 3.1– Fases de geração de gases em aterros sanitários.

Fase I: A primeira fase é a de ajuste inicial. Nessa fase ocorre a biodegradação aeróbia devido à quantidade de ar que é enterrado juntamente com o resíduo.

Fase II: Fase identificada como fase de transição. O oxigênio é consumido e as condições anaeróbicas começam a prevalecer. Os principais aceptores finais de elétrons na fase anaeróbica são o nitrato e o sulfato. Ocorre a conversão de matéria orgânica solúvel em ácidos graxos voláteis. Nesta fase predomina a formação de CO₂ e H₂, conhecida como fase acidogênica.

Fase III: Fase ácida. As reações iniciadas na fase de transição são aceleradas com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e quantidades menores de gás hidrogênio. O dióxido de carbono é o principal gás gerado durante esta fase e os microorganismos envolvidos nesta conversão, descritos como não metanogênicos, são constituídos por bactérias anaeróbias estritas e facultativas. Esta fase também é conhecida como acetogênica, pois ocorre a conversão de ácidos graxos voláteis em ácido acético (CH₃COOH).

Fase IV: Fase metanogênica. Nesta fase predominam microrganismos estritamente anaeróbios, denominados metanogênicos, que convertem ácido acético e gás hidrogênio em CO₂ e CH₄ em uma proporção de 35-50% e de 45-60%, respectivamente. A formação do metano e dos ácidos prossegue simultaneamente, embora a taxa de formação dos ácidos seja reduzida consideravelmente.

Fase V: Fase de maturação. Esta fase ocorre após grande quantidade do material orgânico ter sido biodegradado e convertido em CH₄ e CO₂ durante a fase metanogênica. A taxa de

geração do gás diminui consideravelmente, pois a maioria dos nutrientes disponíveis foi consumida nas fases anteriores e os substratos que restam no aterro são de degradação lenta. Condições aeróbias, pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio, podem voltar a ocorrer dependendo da suscetibilidade do aterro a condições atmosféricas.

A duração de cada etapa pode variar, dependendo da quantidade de nutrientes, da quantidade de água presente na massa de resíduos e principalmente da compactação dada à camada de resíduos. Segundo Augenstein e Pacey (1991) a duração de cada etapa está descrita na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Duração de cada fase na decomposição de resíduos

Fases	Intervalo de duração das fases
I	Algumas horas a 1 semana
II	1 mês a 6 meses
III	3 meses a 3 anos
IV	8 anos a 40 anos
V	1 ano a mais de 40 anos

O biogás de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos é composto por vários gases, sendo o gás metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂) seus principais constituintes. A Tabela 3.4. apresenta os valores típicos de sua composição.

Tabela 3.4 – Composição básica do biogás de aterro

Composição	Porcentagem (base seca)
Metano	45 - 60
Dióxido de Carbono	40 - 60
Nitrogênio	2 - 5
Oxigênio	0,1 - 1,0
Enxofre, Mercaptanas	0 - 1,0
Amônia	0,1 - 1,0
Hidrogênio	0 - 0,2
Monóxido de Carbono	0 - 0,2
Gases em menor concentração	0,01 - 0,6

Fonte: Tchobanoglous, Theisen & Vigil (1993)

Segundo Tabasaran (1982), a pequena diferença existente entre a concentração de gás metano e dióxido de carbono encontrada no biogás se deve à dissolução de parte do CO₂ na fração aquosa da massa de resíduos.

3.3.2 Fatores que influenciam a composição do biogás

A composição do biogás varia de um local para outro e mesmo de uma célula para outra no mesmo aterro sanitário. Esta variação ocorre a todo o tempo. Segundo a Agência Ambiental da Inglaterra (2004), os fatores que podem influenciar a composição do biogás são os seguintes:

- Diferenças na composição do resíduo, pré-tratamento e armazenamento;
- Mudança na forma predominante da atividade microbológica (anaeróbio e/ou aeróbio);
- Idade do resíduo;
- Características hidráulicas do local;
- Propriedades físico-químicas dos componentes do resíduo;
- Diferentes propriedades dos componentes do biogás
- Temperatura do aterro.

3.3.3 Fatores que influenciam a geração de biogás

A geração de gás em aterros sanitários é afetada por diversas variáveis, entre as quais podem ser citadas: natureza dos resíduos, umidade presente nos resíduos, estado físico dos resíduos (tamanho das partículas), pH, temperatura, nutrientes, capacidade tampão e taxa de oxigenação. Estes fatores são os responsáveis pelo desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia de substratos orgânicos (Castilhos *et al.*, 2003).

Brito Filho (2005) apresenta os principais fatores que afetam a geração de gases em aterros sanitários:

- **Composição do resíduo**

A maioria dos resíduos residenciais e comerciais dispostos em um aterro sanitário de resíduos sólidos municipal são biodegradáveis. A outra parte consiste de vários materiais inertes tais como

concreto, cinza, solo, metais, plásticos e outros materiais não biodegradáveis. Quanto mais facilmente é decomposta a fração orgânica do resíduo, mais acelerada será a taxa de produção de gases no aterro. Resíduos de alimentos estão incluídos nesta categoria. Deste modo, um alto percentual de resíduos de alimento no aterro provavelmente resultará em uma acelerada taxa de geração de gás. Alguns resíduos biodegradáveis, tais como grandes pedaços de madeira, que não são inertes, mas se decompõem lentamente, na prática, não contribuem de forma significativa com a geração de gás.

- **Umidade dos resíduos**

Em muitos aterros, depois da composição gravimétrica dos resíduos, o teor de umidade é o fator mais importante para a taxa de produção de gás no aterro. Existe uma faixa ótima de umidade, quanto maior o teor de umidade, maior será a taxa de produção de gás, isso ocorre até a umidade de saturação. O teor de umidade em um aterro convencional mudará ao longo do tempo. Essas alterações no teor de umidade do aterro podem resultar das mudanças na infiltração de águas superficiais e/ou influxo de águas subterrâneas, liberação de água como resultado da decomposição dos resíduos, e variações sazonais do teor de umidade dos resíduos.

- **Tamanho das partículas**

Quanto menor a unidade ou partícula do resíduo disposto, maior será a área da superfície específica. A partícula de resíduo com uma área superficial maior decomporá mais rapidamente do que uma partícula com uma área menor. Por exemplo, a decomposição de um tronco de madeira ocorrerá muito mais rápida se este for cortado em pedaços menores do que se for disposto inteiro. Por essa razão, um aterro que aceita pedaços de resíduo terá uma taxa de decomposição mais rápida e completa (i.e., rápida taxa de geração de gás) do que um aterro que recebe somente resíduos inteiros.

- **Idade do resíduo**

A geração de gás (metano) em um aterro possui duas variáveis dependentes do tempo: tempo de atraso e tempo de conversão. O tempo de atraso (retardo) é o período que vai da disposição dos resíduos até o início da geração do metano (início da Fase III). O tempo de conversão é o período que vai da disposição dos resíduos até o final da geração do metano (final da Fase V). Por exemplo, os resíduos de jardim têm os tempos de atraso e conversão menores, enquanto que o couro e o plástico possuem tempos de atraso e conversão maiores.

- **pH**

A faixa de pH ótimo para a maioria das bactérias anaeróbias é 6,7 a 7,5 ou próximo do neutro [i.e., pH = 7,0] (McBean *et al.*, 1995). Dentro da faixa ótima de pH, a metanogênese aumenta para uma taxa elevada de tal modo que a produção de metano é maximizada. Fora da faixa ótima – um pH abaixo de 6 ou acima de 8 – a produção de metano fica estritamente limitada. A maioria dos aterros tende ter ambientes levemente ácidos.

- **Temperatura**

As condições de temperatura de um aterro influenciam os tipos de bactérias predominantes e o nível de produção de gás. A faixa ótima de temperatura para bactérias mesofílicas é de 30 a 35°C (86 a 95°F), enquanto que para as bactérias termofílicas é de 45 a 65°C (113 a 149°F). As termófilas geralmente produzem altas taxas de geração de gás; contudo, a maior parte dos aterros ocorre na faixa das mesófilas. As máximas temperaturas do aterro freqüentemente são alcançadas dentro de 45 dias após a disposição dos resíduos como um resultado da atividade aeróbia microbiológica. Uma vez desenvolvida a condição anaeróbia, a temperatura do aterro diminui.

Grandes flutuações de temperatura são típicas nas camadas superficiais de um aterro como um resultado de mudanças na temperatura de ar ambiente. Os resíduos dispostos a uma profundidade de 15 m ou mais não sofrem a influência da temperatura externa. Elevadas temperaturas de gás dentro de um aterro são o resultado da atividade biológica. As temperaturas típicas do gás produzido num aterro variam entre 30 a 60°C.

- **Outros fatores**

Outros fatores que podem influenciar a taxa de geração de gás são a presença de nutrientes, bactérias, potencial de oxidação-redução, compactação dos resíduos, dimensões do aterro (área e profundidade), operação do aterro e processamento de resíduos variáveis.

3.4 Gases emitidos por aterros sanitários para a atmosfera

Os gases emitidos de aterros sanitários causam vários impactos nas regiões circunvizinhas em diferentes escalas e impactos globais, como o aumento do efeito estufa. As emissões continuam por um longo período após o fechamento do aterro sanitário. Estes podem gerar incômodos pelo mau cheiro e problemas de saúde.

3.4.1 Dióxido de Carbono

O CO₂ é a principal forma gasosa do carbono. Este gás é produzido na biodegradação da matéria orgânica tanto aerobiamente como anaerobiamente. Por este motivo é um dos principais gases produzido em aterros sanitários. A concentração de CO₂ no biogás varia de 35 a 45%.

O CO₂ é classificado como um gás intermediário entre tóxico e não-tóxico. Acima de 5%, representa um grave perigo para a vida. O valor limite de CO₂ é 0,5%, com um limite de exposição curta de 1%. Em 3%, respirar torna-se difícil e pode-se desenvolver dores de cabeça ou sonolência (Fischer *et al.*, 1999).

3.4.2 Metano

O metano é produzido na biodegradação anaeróbia da matéria orgânica e sua concentração em aterros sanitários varia de 35 a 60%. O metano possui um maior potencial de aquecimento global quando comparado ao dióxido de carbono. Isso ocorre devido ao alto coeficiente de absorção por radiação ultra-violeta e longa residência na atmosfera (Christophersen *et al.*, 2001 apud Lelieveld, 1998). Vários valores do potencial de aquecimento global do metano são relatados na literatura e variam entre 21 a 27 vezes maior que o CO₂ (Fischer *et al.*, 1999; Barh *et al.*, 2006).

Segundo USEPA (1991) devido às altas concentrações de gás metano no biogás, existe o risco de incêndios e explosões em instalações próximas aos aterros.

O intervalo de inflamabilidade para o metano em condições de pressão atmosférica e temperatura ambiente é de 5 a 15%. O limite de concentração seguro em ambientes fechados é de 1%. (Fischer *et al.*, 1999).

3.4.3 Hidrogênio

O hidrogênio é um gás não venenoso, inodoro e incolor, mas altamente inflamável. É produzido por bactérias acetogênicas e fermentativas e consumido pelas metanogênicas. Como as bactérias metanogênicas são mais lentas, ocorre um acúmulo de hidrogênio, principalmente em aterros

jovens, chegando a concentrações maiores que o limite de explosividade de 4% (Fischer *et al.*, 1999).

3.4.4 Compostos Orgânicos não-metanogênicos (NMOC)

Os gases de aterros sanitários possuem uma variedade de compostos orgânicos traços, que juntos constituem 1% do volume do biogás. Alguns estudos detectaram entre 100 e 200 compostos diferentes. Esses compostos são subprodutos de processos químicos e biológicos que ocorrem na massa de resíduo e consistem dos compostos oxidados do carbono como: álcool, acetona, ácidos orgânicos, furanos e compostos sulfurados (Fischer *et al.*, 1999).

O potencial de perigo de explosão varia pela química do componente. Contudo, o benzeno e outros NMOCs sozinhos são improváveis de serem coletados em concentrações altas o bastante para trazerem perigos de explosão (Brito Filho, 2005).

3.5 Movimentação de gases no solo

As formas de transporte de gás em solos, tradicionalmente consideradas, são a advecção e a difusão por diferença de concentração, tendo sido esta última considerada como mais importante, já que a primeira deve responder por menos de 10% do fluxo total de massa gasosa (Ignatius, 1999).

Uma importante diferença entre o fluxo de líquidos e o fluxo de gases em meios porosos é o fato de que, para gases, a velocidade junto às paredes sólidas não pode ser considerada igual a zero, como no caso dos líquidos.

Difusão

O transporte conhecido como difusão de gases tem como característica a movimentação no solo devido a gradientes de pressões parciais. Esse processo de transporte de massa resulta do movimento natural de íons e moléculas em solução, e tende a diminuir gradientes de concentração existentes (Ignatius, 1999).

Advecção

Alguns mecanismos advectivos podem ser localmente importantes em algumas situações. Os mecanismos indutores de movimento advectivo de gás nos solos podem ser: variações na pressão atmosférica, temperatura ou vento à superfície, deslocamento provocado por água que se infiltra, diferenças de densidade, além de diferenças de pressão na amostragem de gás ou na aplicação de

técnicas de remediação de terrenos contaminados, por ventilação dos solos. O gás metano, por exemplo, é menos denso que o ar atmosférico tendendo, portanto, a subir enquanto dióxido de carbono e a quase totalidade dos vapores produzidos por líquidos orgânicos voláteis são mais densos que o ar, tendendo a decrescer, quando liberado na atmosfera gasosa do solo (Ignatius, 1999).

Sorção

A sorção é um mecanismo de retardamento da propagação de certos componentes gasosos na massa de resíduos. Esse fenômeno envolve a partição do contaminante em outros sub-compostos (Maciel, 2003).

Atenuação Microbiológica

A atenuação microbiológica é um processo de redução do total de gases emitidos pelo aterro. Esta atenuação é a transformação de compostos ou gases de estrutura mais complexa em substâncias mais simples por meio de microrganismos. Como condição essencial para a ocorrência deste processo, deve sempre existir um agente doador e um receptor de elétrons. As bactérias funcionam como agentes para ocorrência desta troca (Maciel, 2003).

Dispersão

O transporte de massa por dispersão mecânica ocorre devido à interação entre o gás que se move e as irregularidades e interferências existentes no interior dos poros do solo. Choques e mudanças de direção provocam componentes de dispersão. Geralmente a dispersão longitudinal é maior que a transversal (Ignatius, 1999).

A dispersão provoca movimento macroscopicamente similar ao movimento provocado pela difusão. Devido à dificuldade de distinção entre os dois fenômenos, já que os dois ocorrem geralmente associados, a dispersão hidrodinâmica foi criada. Na verdade, esta é a soma do fluxo de dispersão e difusão (Ignatius, 1999).

3.6 Métodos para estimativa da produção de biogás

Os modelos existentes para quantificação da produção de gases em aterros sanitários podem ser estequiométricos (cálculo estático) ou estimativas cinéticas (simulação dinâmica). No modelo estequiométrico é feito o cálculo da produção máxima teórica, levando em consideração as reações de decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Nas estimativas cinéticas, as taxas de

produção de gás são descritas por modelos empíricos, baseados em equações matemáticas, que simulam o processo biológico e físico-químico da produção de biogás no aterro (Paraskaki e Lazaridis, 2005).

A formação de biogás ocorre em função da biodegradação dos resíduos presentes na massa de resíduos e a estimativa da sua produção pode ser realizada com a utilização de modelos, baseados na composição do resíduo, na presença ou não de oxigênio e na cinética da degradação, ou através de medições reais da geração de gases em estudos laboratoriais (lisímetros e digestores) ou em células experimentais em campo. Porém esta última técnica é de difícil mensuração devido às perdas na captação e fugas pelas laterais (Maciel, 2003).

Para a utilização de modelos é de fundamental importância a caracterização química dos resíduos. Dessa forma obtém-se o potencial de produção teórica do biogás. Caso não se tenha em mãos estes dados pode-se utilizar de forma indireta a composição gravimétrica dos resíduos.

Há numerosos modelos disponíveis para estimar a produção de biogás. Todos esses modelos podem ser usados para desenvolver uma curva de geração que prediz a geração de gás por algum tempo. A produção de gás total e a taxa em que os gases são gerados podem variar um pouco com os diferentes modelos, mas o parâmetro de entrada mais importante, que é comum a todos os modelos, é a quantidade do resíduo presumido passível de decomposição.

Os outros parâmetros de entrada podem variar dependendo do modelo usado e são influenciados por diversas variáveis, incluindo os fatores que influenciam a geração de biogás e as incertezas nas informações disponíveis sobre o local, bem como o manejo da extração que afeta a geração deste, ao induzir qualquer infiltração de ar. Outro fator importante é a quantidade de tempo presumida entre a colocação do resíduo e o início da decomposição anaeróbia ou fase metanogênica dentro da massa de resíduos (Augenstein, 1991).

Modelos matemáticos são ferramentas úteis e econômicas para avaliar o potencial de geração de biogás no local. Os resultados dos modelos podem ser usados na avaliação do potencial de migração/emissões perigosas de biogás, e para avaliar a viabilidade do projeto de gestão destes gases (Banco Mundial, 2004).

3.6.1 Modelo Scholl – Canyon

Modelos cinéticos de primeira ordem são usados frequentemente para avaliar a produção de metano durante a vida de um aterro. Esses modelos são adaptados para aterros específicos por numerosas hipóteses sobre as condições no aterro. O modelo empírico mais amplamente aceito,

de primeira ordem, da decomposição e usado pela indústria e por agências reguladoras, inclusive a EPA norte-americana, é o relativamente simples e objetivo Modelo Scholl Canyon. Este modelo está baseado na premissa de que há uma fração constante de material biodegradável no aterro por unidade de tempo (Banco Mundial, 2004).

A equação que rege o Modelo Scholl-Canyon é a base do programa Landfill Gas Generation (LANDGEM) da USEPA. Conforme Fisher *et al.* (1999), o modelo mais utilizado para quantificar a geração de gases é o LANDGEM. Segundo Paraskaki e Lazaridis (2005), o modelo LANDGEM estima a geração de biogás e não a emissão deste para a atmosfera. Isto é aceito, pois é suposto que todo o biogás produzido será emitido pelas fraturas ou outras aberturas no solo. Ainda segundo Paraskaki e Lazaridis (2005), o modelo LANDGEM é conservador, assim, gera valores de produção de biogás mais próximos aos valores medidos diretamente no aterro, quando comparado com os modelos estequiométricos. Este modelo estabelece a seguinte equação de primeira ordem:

$$Q_{CH_4,i} = k \times L_0 \times m_i \times e^{-kt} \quad (\text{Equação 3.1})$$

Em que:

$Q_{CH_4,i}$ = metano produzido no ano “i” [M];

k = constante de geração do metano [T^{-1}];

L_0 = Potencial da geração de metano [M/M];

m_i = resíduos depositados no ano “i” [M];

t = anos após o fechamento do aterro [T].

O programa LANDGEM designa valores pré-estabelecidos aos parâmetros k e L_0 , para uma avaliação preliminar conservadora do aterro. No entanto, esses parâmetros de entrada precisam ser selecionados com conhecimento das condições específicas do aterro e da localização geográfica. Sendo assim, para obter uma simulação mais precisa é necessário calcular L_0 e k nas condições locais do aterro.

3.6.1.1 Potencial de geração de metano – L_0

Segundo USEPA (1991) o fator L_0 depende da composição do resíduo e das condições do aterro para o processo de metanização, estando os valores encontrados na literatura entre 6,2 e 270 m^3 de

CH₄/ t de resíduo para aterros americanos. O valor padrão utilizado é de L_o= 170 m³ de metano por tonelada de resíduos (USEPA, 2005).

O cálculo do potencial de geração de metano a partir do resíduo (L_o) pode ser obtido utilizando a metodologia apresentada por IPCC (2006), descrita pela seguinte equação:

$$L_o = DDOC_m \times F \times \left(\frac{16}{12}\right) \quad (\text{Equação 3.2})$$

Em que:

L_o: potencial de geração de metano do resíduo (t de CH₄/ t de resíduo) [M/M];

DDOC_m: massa de carbono orgânico degradável [M];

F: fração em volume de metano no biogás;

(16/12): fator de conversão de carbono em metano (t de CH₄/ t de C).

Sendo,

$$DDOC_m = W \times COD \times COD_f \times FCM \quad (\text{Equação 3.3})$$

Em que:

W: massa de resíduo disposto [M];

COD: carbono orgânico degradável (t de C/ t resíduo) [M/M];

COD_f: fração de COD que decompõe em condições anaeróbicas;

FCM: fator de correção de metano.

O fator de correção de metano (FCM) é tabelado pelo IPCC (Tabela 3.5). Este valor varia com a condição de disposição do resíduo aterrado, levando em consideração que o resíduo disposto de forma inadequada produzirá menos metano.

Tabela 3.5 – Fator de correção de metano para as condições do aterro

Tipo de local	FCM - Fator de correção de metano
Controlado- anaeróbio	1,0
Controlado- semi-aeróbio	0,5
Inadequado – profundo (> 5m de resíduo)	0,8
Inadequado – raso (<5m de resíduo)	0,4

O cálculo da fração de carbono orgânico degradável (COD) é baseado na composição do resíduo e a quantidade de carbono presente em cada fração. Para cada fração existe um COD descrito pelo IPCC (2006), apresentado na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Teor de carbono orgânico degradável para cada componente do resíduo

Componente	Porcentagem COD (em % de resíduo úmido)
A – papel e papelão	40
B – resíduos de parques e jardins	20
C – restos de alimentos	15
D – tecidos	24
E – madeira*	43

*exceto lignina

Os valores apresentados na Tabela 3.5 estão presentes na Equação 3.4.

$$COD = (0,4 \times A) + (0,2 \times B) + (0,15 \times C) + (0,24 \times D) + (0,43 \times E) \quad (\text{Equação 3.4})$$

Em que:

A: fração de papel e papelão no resíduo;

B: fração de resíduos de parques e jardins no resíduo;

C: fração de restos de alimentos no resíduo;

D: fração de tecidos no resíduo;

E: fração de madeira no resíduo.

A fração COD_f é a fração do carbono orgânico que decompõe sob condições anaeróbicas (Carvalho *et al.*, 2008). O valor sugerido por IPCC (2006) é de 0,5.

3.6.1.2 Constante de decaimento – k

A constante de decaimento (k) está relacionada com o tempo necessário para a fração de carbono orgânico degradável (COD) do resíduo decair para metade de sua massa inicial, podendo ser obtida por processo iterativo quando são conhecidas a vazão de gás metano do aterro, o valor de L_0 e a quantidade e o tempo de deposição do resíduos no local (Ensinas, 2003).

A constante de decaimento varia em função de vários parâmetros, tais como: umidade, composição do resíduo, potencial de oxi-redução, alcalinidade, pH e tamanho das partículas (Garg *et al.*, 2006).

Segundo a USEPA (2005), os valores do parâmetro k variam de 0,02 a 0,07, sendo que esta usa 0,05 nos aterros onde a precipitação anual é superior a 25 polegadas (63,5 cm).

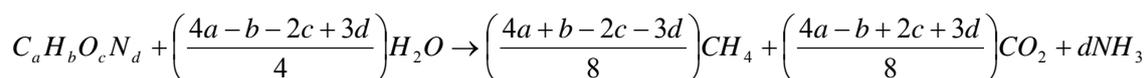
Garg *et al.* (2006) apresentam as formas tradicionais para a estimativa de k:

- Comparação com aterros similares nos quais o valor de k é conhecido;
- Aplicação do método iterativo quando conhecida a vazão de gás no aterro;
- Utilização do método da placa de fluxo para determinar as emissões da superfície. Esse método é utilizado em aterros sanitários que não possuem sistemas de drenagem de gases;

Garg *et al.* (2006) desenvolveram uma metodologia para estimar k em aterros sanitários utilizando a metodologia Fuzzy. O modelo foi desenvolvido utilizando parâmetros de entrada de fácil mensuração e dados climatológicos. Os dados necessários em seus estudos são: média anual de precipitação, média diária de temperatura, fração biodegradável do resíduo e profundidade do aterro. Em cinco dos seis aterros estudados, a geração acumulada de metano usando o k do modelo obteve um erro de 12% em um período de 30 anos.

3.6.2 Modelo Tchobanoglous, Thessen & Vigil (1993)

Este modelo foi desenvolvido para determinar o volume de gás a partir dos componentes lentamente e rapidamente biodegradáveis do resíduo e da constituição química de cada um de seus elementos em ambientes anaeróbios. O volume de gás estimado a partir da Equação 3.5 supõe a conversão completa dos resíduos orgânicos biodegradáveis em CO_2 e CH_4 .



(Equação 3.5)

Os índices “a”, “b”, “c” e “d” são estimados pela constituição típica de diversos componentes do resíduo doméstico. Em geral os materiais orgânicos presentes nos resíduos são divididos em duas classificações: materiais que se decompõem rapidamente (duração de três meses a cinco anos) e materiais que se decompõem lentamente (até 50 anos ou mais). Na Tabela 3.7 são identificados os componentes da fração orgânica dos RSU que são utilizados para estimar a quantidade de gás que pode ser gerado a partir da porção biodegradável dos resíduos orgânicos nos RSU.

Tabela 3.7 – Componentes de resíduos orgânicos rapidamente e lentamente biodegradáveis

Componentes de Resíduos Orgânicos	Rapidamente Biodegradável	Lentamente Biodegradável
Restos alimentares	Sim	
Papel de jornal	Sim	
Papel de escritório	Sim	
Papelão	Sim	
Plástico ^a		
Têxteis		Sim
Borracha		Sim
Couro		Sim
Resíduo de jardim	Sim ^b	Sim ^c
Madeira		Sim
Orgânicos variados		Sim

Fonte: Tchobanoglous *et al.* (1994)

a – plástico geralmente é considerado não degradável

b – folhas e recortes de grama. Normalmente 60% dos resíduos de jardim são considerados como rapidamente biodegradáveis.

c – porções lenhosas de resíduos de jardim

Conhecendo a relação molar, a massa de gás metano e de dióxido de carbono é então determinada, por meio de equações de decomposição. Com a massa determinada e a densidade de cada gás, pode-se conhecer o volume de gás gerado, obtendo-se assim as quantidades volumétricas de cada gás para as massas de resíduos rapidamente e lentamente degradáveis determinadas inicialmente.

Tchobanoglous *et al.* (1993) assumem que as taxas anuais de decomposição para materiais rapidamente e lentamente decompostos se baseiam em um modelo triangular (Figuras 3.2 e 3.3) de produção de gás em que a taxa pontual de produção de gás é produzida em 1 e 5 anos, respectivamente, após o início da produção de gás. Supõe-se que a produção de gás é iniciada ao final do primeiro ano da área em funcionamento do aterro. A área abaixo do triângulo é igual à metade da base pela altura; portanto, a quantidade de gás procedente dos resíduos colocados durante o primeiro ano é igual a:

Total de gás produzido (kg/m^3) = $\frac{1}{2}$ (base:ano).(altura:taxa pontual de produção de gás, kg/m^3 .ano)

(Equação 3.6)

Tchobanoglous, Theisen & Vigil (1993) também assumem que respectivamente 75% e 50% dos resíduos rapidamente e lentamente degradáveis estão disponíveis, pois nem toda massa de resíduo está exposta à umidade necessária para a decomposição microbológica.

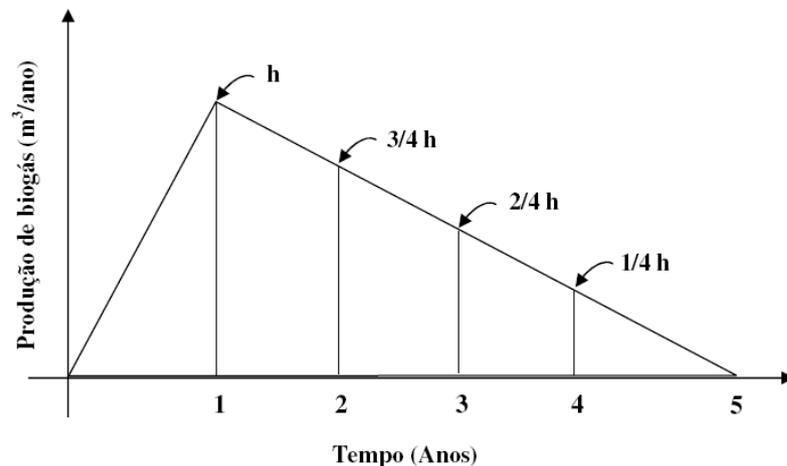


Figura 3.2 – Modelo triangular de produção de biogás para resíduos rapidamente biodegradáveis (Tchobanoglous *et al.*, 1993)

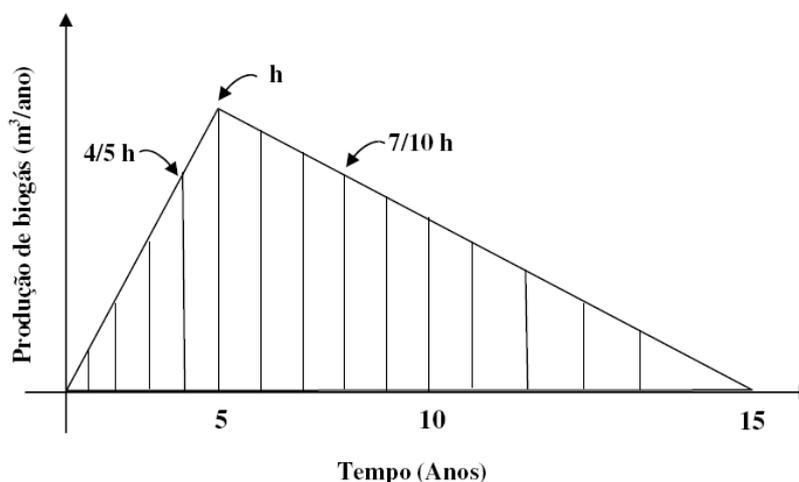


Figura 3.3 – Modelo triangular de produção de biogás para resíduos lentamente biodegradáveis (Tchobanoglous *et al.*, 1993)

Utilizando o modelo triangular de produção de gás, a taxa total de produção de gás em um aterro em que se depositam resíduos durante um período de 5 anos é obtida graficamente somando o que é produzido pelas porções de RSU rapidamente e lentamente biodegradáveis depositadas a cada ano. A quantidade total de gás produzido corresponde diretamente com a área abaixo da curva (Figura 3.4).

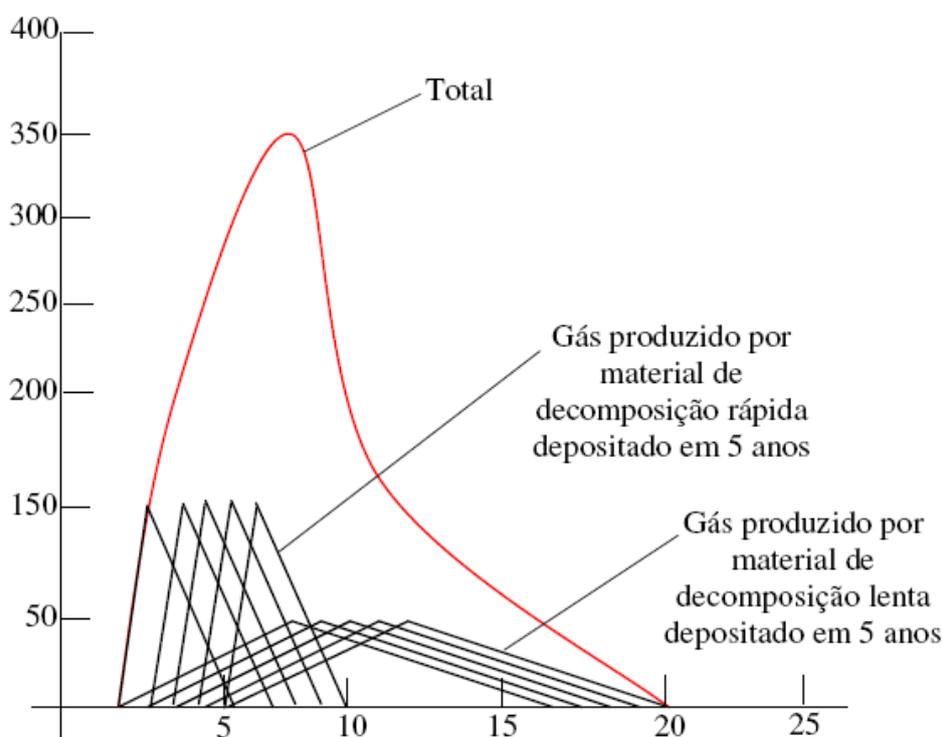


Figura 3.4 – Produção de gás durante um período de cinco anos a partir de materiais orgânicos rapidamente e lentamente decompostos dispostos em um aterro (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

3.6.3 Modelo MODUELO

Segundo Cortázar (2003), o Moduelo é uma ferramenta desenvolvida para a avaliação ambiental de aterros sanitários. Neste modelo são calculados valores de vazão de líquidos lixiviados, sua contaminação orgânica, e o biogás gerado nas células dos aterros sanitários. É um programa desenvolvido no ambiente C++ que representa a célula como uma malha em três dimensões, em formatos de paralelepípedos. O modelo estima o fluxo de água, transporte advectivo de substâncias e os processos de degradação biológica, gerando então resultados de contaminação de lixiviado e biogás.

O modelo de degradação do resíduo calcula, a partir da umidade, a matéria orgânica dissolvida no lixiviado (expressada como contendo C, H, N, O e S em forma de matéria biodegradável e não biodegradável, NH₃ procedente da degradação de nitrogênio orgânico e os parâmetros DBO e DQO), a que permanece com parte dos resíduos e em volume de biogás gerado, apresentado como CH₄ e CO₂.

Os fenômenos de decomposição são simplificados em dois, ambos com cinética de primeira ordem: a dissolução da matéria orgânica sólida hidrolisável e a degradação biológica anaeróbia da matéria dissolvida biodegradável. A matéria que aparece contaminando o lixiviado é constituída por substâncias que foram dissolvidas, porém não foram degradadas até biogás, por serem não-biodegradáveis ou por não ter transcorrido tempo suficiente.

A decomposição da material orgânica dissolvida (DMb) a gás (BM) segue uma cinética de primeira ordem com velocidade k_{bio} constante e igual para todas as substâncias biodegradáveis.

$$\Delta DMb_{Gás}(k;t) = k_{bio} \times DMb(k;t) \times \Delta t \quad (\text{Equação 3.7})$$

$$\Delta BM(t) = -\sum_k \Delta DMb_{Gás}(k;t) \quad (\text{Equação 3.8})$$

Em que: $\Delta DMb_{Gás}(k;t)$: Incremento no conteúdo de substância biodegradável dissolvida na célula k devido à conversão em biogás.

Ao término da degradação, toda a matéria orgânica biodegradável hidrolisada (C_aH_bO_cN_d) se transforma em dióxido de carbono, metano e amônio. Observa-se nesta expressão que a cinética de degradação final (Equações 3.7 e 3.8) somente é aplicada para a fração biodegradável do carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio (enxofre e cinzas não sofrem degradação final).

Tanto o metano como o dióxido de carbono se gasifica de maneira imediata e são extraídos diretamente. No entanto, o NH_3 permanece dissolvido no lixiviado. Não são considerados, portanto, os fenômenos de dissolução do gás no lixiviado e migração do mesmo. A matéria orgânica que foi hidrolisada, porém não degradada, aparece como contaminação no líquido infiltrado.

Com as simplificações apresentadas são estimadas as quantidades globais de biogás e contaminantes que serão emitidos pelo aterro, com uma precisão temporal sempre menor que a diária, porque não se incluem os fenômenos que retardam o movimento de gás para o exterior. Assim, por exemplo, a quantidade mensal de biogás emitido poderia ser conhecida com aproximação aceitável (supondo que ao final do tempo todo o gás é gerado), porém a que emana diariamente do aterro não poderia.

3.6.4 Modelo de EL-FADEL

O modelo é constituído basicamente por 3 subsistemas: geração de gás, transporte de gases e geração e transporte de calor na massa de resíduos e foi desenvolvido e aplicado em um Aterro Sanitário existente na Califórnia (EUA) (EL-FADEL *et al*, 1996b). No modelo de geração de gás, os resíduos são considerados como uma mistura de três componentes, lentamente, moderadamente e rapidamente hidrolisável, onde cada um tem uma taxa de hidrólise e de biodegradação específica.

O produto da hidrólise, o carbono orgânico, é metabolizado pela massa acidogênica formando dióxido de carbono e ácidos orgânicos. O acetato, que é utilizado no modelo como um substituto para todos os ácidos orgânicos formados, é metabolizado posteriormente pela biomassa metanogênica produzindo assim dióxido de carbono e metano.

A hidrólise é considerada como uma equação de primeira ordem, enquanto que as equações referentes às fases de acidogênese e metanogênese são baseadas na cinética do tipo Monod, que consiste em relacionar a taxa específica de crescimento microbiano com a concentração de substrato limitante e constantes biocinéticas. Sendo assim, as equações resultantes da aplicação do balanço de massa são apresentadas na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Sistema de equações dinâmicas que representam uma simplificação dos estágios de decomposição anaeróbia do modelo EL-FADEL

$$\begin{aligned} \dot{C}_{(S)i} &= \sum_{j=1}^3 (K_{hi} \cdot C_{(S)i}) \\ \dot{C}_{(aq)} &= \sum_{i=1}^3 (K_{hi} \cdot C_{(S)i}) - \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) \cdot C_{(XA)} \\ \dot{C}_{(XA)} &= \left[\left(\frac{\mu_A \cdot C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) - K_{dA} \right] \cdot C_{(XA)} \\ \dot{C}_{(XM)} &= \left[\left(\frac{\mu_M \cdot C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) - K_{dM} \right] \cdot C_{(XM)} \\ \dot{C}_{(Ac)} &= Y_{HAc} \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) + K_{dA} \right] C_{(XA)} + \left[\left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) \right] \cdot C_{(XM)} \\ \dot{C}_{(CH_4)} &= Y_{CH_4} \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) + K_{dM} \right] \cdot C_{(XM)} \\ \dot{C}_{(CO_2)} &= (1 - Y_{HAc}) \left[(1 - Y_A) \left(\frac{\mu_A}{Y_A} \right) \left(\frac{C_{(aq)}}{K_{SA} + C_{(aq)}} \right) + K_{dA} \right] C_{(XA)} + \dots \\ &\dots (1 - Y_{CH_4}) \left[(1 - Y_M) \left(\frac{\mu_M}{Y_M} \right) \left(\frac{C_{(Ac)}}{K_{SM} + C_{(Ac)}} \right) + K_{dM} \right] \cdot C_{(XM)} \end{aligned}$$

Fonte: EL-FADEL *et al* (1996a).

Em que: K_{hi} é a taxa de hidrólise dos constituintes rapidamente ($i=1$), moderadamente ($i=2$) e lentamente degradável ($i=3$) em d^{-1} ; $C_{(S)i}$ é a densidade de carbono sólido em kg/m^3 ; $C_{(aq)}$ é a densidade de carbono hidrolisado em kg/m^3 ; $C_{(XA)}$ é a densidade de carbono na biomassa acidogênica em kg/m^3 ; $C_{(XM)}$ é a densidade de carbono na biomassa metanogênica em kg/m^3 ; $C_{(Ac)}$ é a densidade de carbono na forma de acetato em kg/m^3 ; $C_{(CO_2)}$ é a densidade de carbono na forma de dióxido de carbono em kg/m^3 ; $C_{(CH_4)}$ é a densidade de carbono na forma de metano em kg/m^3 ; Y_A é a massa de biomassa acidogênica por massa de carbono utilizado em kg/kg ; A é constante da taxa de crescimento máximo específico da biomassa acidogênica em d^{-1} ; K_{SA} é a constante de meia saturação para a acidogênese em kg/m^3 ; K_{dA} é a taxa constante de diminuição da biomassa acidogênica em d^{-1} ; Y_M é a massa de biomassa metanogênica por massa de carbono utilizado em kg/kg ; M é constante da taxa de crescimento máximo específico da biomassa metanogênica em d^{-1} ; K_{SM} é a constante de meia saturação para a metanogênese em kg/m^3 ; K_{dM} é a taxa constante de diminuição da biomassa metanogênica em d^{-1} ; Y_{Ac} é o coeficiente de rendimento da formação da fração de carbono na forma de acetato

em kg/kg; Y_{CH_4} é o coeficiente de rendimento da formação da fração de carbono na forma de metano em kg/kg.

A maioria dos modelos de crescimento microbiano de geração de gás afirma que a taxa de hidrólise da matéria orgânica é um dos fatores mais importantes na simulação da geração de gás, pois é um parâmetro extremamente sensível e comumente utilizado para calibração do modelo pelo fato de raramente obter este dado experimentalmente (EL-FADEL *et al*, 1997b). Os parâmetros biocinéticos também estão próximos no controle do processo de biodegradação, principalmente que definem a fase metanogênica, e muitos deles podem ser encontrados em EL-FADEL *et al* (1997a).

3.6.5 Modelo YOUNG

O Modelo de YOUNG (1992) foi desenvolvido na Universidade de Oxford, onde os estudos da biodegradação dos RSU foram baseados no metabolismo de decomposição dos substratos primários (principalmente papel e matéria vegetal) a açúcares, ácidos orgânicos e outros que formarão subsequentemente o metano, como mostra a Figura 3.5, que apresenta um esquema simplificado deste sistema, com as setas indicando a direção de conversão da massa.

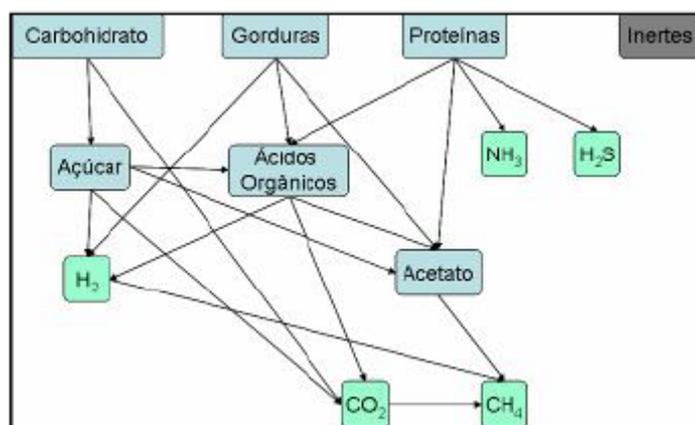


Figura 3.5 – Modelo do processo bioquímico conforme modelo de YOUNG (1995).

Neste modelo estão incluídas oito reações de degradação que correspondem a quatro etapas de decomposição. O resíduo é caracterizado inicialmente como uma mistura de quatro tipos de componentes: carboidratos, proteínas, gorduras e material inerte. Os três primeiros são classificados em grupos de rapidamente, moderadamente e lentamente degradáveis. Na decomposição primária se agrupam as distintas vias de fermentação dos carboidratos, a degradação de proteínas e de gorduras, que são representadas pela cinética de primeira ordem

(Equação 3.9) tendo a constante cinética variável em função do pH, teor de umidade e temperatura dos resíduos.

$$\frac{d(G_{ij})}{dt} = -v_j \cdot \xi(T, pH, \phi) \cdot G_{ij} \quad \xi(T, pH, \phi) = \frac{T \cdot \phi \cdot e^{\left[-\{pH-7\}^2 \cdot \ln(4/3)\right]}}{\phi_{\max} \cdot \left\{1 + e^{\left(\frac{T}{4-18}\right)}\right\}} \quad (\text{Equação 3.9})$$

Em que: i é o tipo de resíduo (carboidrato, proteína, gorduras); j é a categoria do decaimento (rapidamente, moderadamente ou lentamente); v_j uma constante empírica em s^{-1} que depende da categoria do tipo do resíduo; T é a temperatura em $^{\circ}C$; Φ é a fração de água existente e Φ_{max} é o valor máximo ou saturado.

A decomposição secundária refere-se à acidogênese de açúcares e alcoóis formando os ácidos carboxílicos, e à acetogênese dos ácidos carboxílicos formando o acetato e outros subprodutos. As fases acidogênica e acetogênica são representadas por equações de primeira ordem, Equação 3.10 e 3.11, respectivamente.

$$\frac{dZ_b}{dt} = -\lambda_b Z_b \quad (\text{Equação 3.10})$$

$$\frac{dX_a}{dt} = -\lambda_{A, X_{A \max}} \cdot \left\{ 0, \ln \left(\frac{Z_A}{Z_a \cdot Z_h^{4,63}} \right) \right\} \quad (\text{Equação 3.11})$$

Em que: a constante cinética λ_b depende do tempo de meia do componente (pode ser igual a $8 \cdot 10^{-6} s^{-1}$, com um tempo de meia vida de 1 dia); a concentração de glicose/álcool dada por Z_b ; Z_h , Z_a e Z_A são as concentrações dissolvidas de hidrogênio, ácido acético e outros compostos ácidos em mg/dm^3 ; X_A é a massa dissolvida de compostos ácidos em mg/dm^3 no total do volume do aterro.

3.7 Estimativas de emissões de gases “in situ”

Segundo Pereira *et al.* (2002), a quantificação de gases emitidos pela camada de cobertura de aterros sanitários são requeridos por três propósitos:

- Entender a magnitude do problema causado por aterros individualmente e, conseqüentemente, o problema global causado pela disposição de resíduos orgânicos em aterros;

- Identificar e implementar métodos para o controle de emissões atmosféricas;
- Avaliar a eficiência dos métodos de controle das emissões de gases dos aterros para a atmosfera.

Os gases se movem pela subsuperfície devido à influência de sua concentração e do gradiente de pressão, principalmente pelos movimentos de difusão e advecção (Fisher, 1999). Geralmente ocorre a predominância de uma forma de movimentação, quando existe o fluxo advectivo este predomina sobre o difusivo, e quanto maior a permeabilidade dos resíduos aos gases, maior será essa diferença (Maciel, 2003).

Não existe ainda um método que estime com precisão a emissão de gases de aterros de RSU, no entanto, muitas técnicas têm sido desenvolvidas e estudadas para diversas situações em busca da melhor opção. Algumas são utilizadas para estimar emissões de áreas pontuais, outros de emissões de grandes áreas. O método da placa de fluxo e o da medição do gradiente vertical da subsuperfície fazem parte do primeiro grupo, enquanto o método micrometeorológico e a análise por infravermelho, do segundo.

3.7.1 Método para medição de gases

Os principais métodos para avaliar as emissões superficiais de gases em aterros sanitários são os da placa de fluxo (estática e dinâmica) e análises por infravermelho. A Tabela 3.9 apresenta o princípio de medição e a resolução dos métodos citados (Maciel, 2003).

Tabela 3.9 – Princípios básicos dos métodos das avaliação de emissões de biogás

Método	Princípio	Abrangência	
		Espacial	Temporal
Placas de Fluxo	Avaliação da concentração dos gases com o tempo em caixas fechadas (estática) ou semi-abertas (dinâmica) cravadas no solo de cobertura.	m ²	horária
Análise por infravermelho	Detecta a concentração do biogás acima da superfície do aterro por processos óticos e/ou térmicos através da passagem de luz infravermelha.	ha	horária ou contínua

Fonte: Maciel (2003).

Conhecer as vantagens e desvantagens dessas técnicas é fundamental para a escolha da mais adequada para cada caso. Maciel (2003) cita esses pontos, descritos abaixo.

Placas de fluxo (estática e dinâmica)

Vantagens: mais preciso na determinação de emissão pontual, larga experiência prática, baixo custo, simples instalação, necessita mão-de-obra pouco especializada, possibilidade de determinar parâmetros do solo da camada de cobertura, permite avaliação simultânea de vários gases.

Desvantagens: necessita de inúmeros ensaios para obtenção da emissão total do aterro, duração do ensaio prolongada a depender das dimensões da placa e possibilidade de modificação das características da cobertura na cravação.

Análises por infravermelho

Vantagens: mais preciso na obtenção da emissão total do aterro cobrindo rapidamente vários hectares e passível de localizar a dispersão da pluma de contaminação.

Desvantagens: alto custo, tecnologia nem sempre disponível, necessita mão-de-obra qualificada, não identifica as causas reais da emissão, maior susceptibilidade a condições meteorológicas, número de gases analisados limitado.

Tréggourés *et al.*(1999) compararam métodos atmosféricos e de placa de fluxo, estática e dinâmica. O método atmosférico consiste na passagem de um equipamento detector de biogás pela camada de cobertura, identificando os locais que este está presente e sua concentração em termos de CH₄. Na Tabela 3.10 é apresentada a comparação técnica e econômica dos métodos.

Tabela 3.10 – Comparação técnica de diferentes métodos para medição de metano

Método	Placas de fluxo		Método Atmosférico	
	Dinâmica	Estática	Medição dentro do aterro	Balanco de massa
Portabilidade				
Excelente		X		
Necessário veículo	X		X	
Material imóvel				X
Resistência				
Excelente		X		
Boa	X		X	
Média				X
Vento				
> 5 m/s	incerteza	X	X	
Pouco vento	X	X	X	X
Sem vento	X	X		X
Acesso ao local				
Essencial	X	X	X	X
Não essencial				
Emissões heterogêneas				
Admissível	X	X	X	X
Não admissível				
Cartografia				
Possível	X	X	strips	setores
Não possível				

Fonte: Modificado de Trégourés *et al.* (1999)

O método que será utilizado neste estudo para avaliar as emissões superficiais de gases é o da placa de fluxo, pela facilidade de medição e possibilidade de coleta de dados locais no Aterro Experimental.

3.7.2 Placas de fluxo

Segundo Czepiel *et al.* (1996), o método mais popular utilizado na avaliação da emissão de biogás para a atmosfera é o das placas de fluxo dinâmicas ou estáticas.

As placas de fluxo utilizam como princípio a avaliação da concentração dos gases com o tempo em caixas fechadas (estáticas) ou semi-abertas (dinâmica) cravadas no solo de

cobertura. No modelo dinâmico, os gases no interior da placa são diluídos através de um fluxo contínuo de ar para serem em seguida analisados e por fim dispersados na atmosfera. No método estático, os gases são analisados sem diluição e retornam em seguida para a placa em um fluxo fechado (Maciel, 2003). Utilizando a placa de fluxo é possível medir a emissão de gases diretamente. A placa é usada envolvendo uma área definida da camada de cobertura (Reinhart e Cooper, 1992).

A placa de fluxo estática é usada para mensurar o fluxo de gases nos aterros em determinados pontos da camada de cobertura. O fluxo é obtido no ponto de emissão para a atmosfera, após o gás ter passado por algumas camadas do próprio aterro. Este método é simples e é usado em alguns aterros para alcançar tais objetivos (Reinhart e Cooper, 1992).

O gás coletado em placas de fluxo estáticas não é continuamente diluído pelo ar externo. Por este motivo, pequenos fluxos podem ser mensurados pelo método. A principal desvantagem das placas de fluxo estáticas é a influência da própria placa no fluxo de gás. Com o acúmulo de gases na placa, o incremento na concentração diminui a taxa de fluxo (Pereira *et al.*, 2002).

A placa dinâmica requer um período de tempo maior, durante a realização dos ensaios; necessita de um bom sistema de calibração em função do seu volume interno e do nível de emissão superficial para se tornar um instrumento satisfatório. A placa de fluxo estática é mais simples e de menor custo, sendo mais indicada quando se precisa de uma grande quantidade de ensaios em um curto período de tempo (Cossu *et al.*, 1997).

Segundo Fourie e Morris (2004) *apud* Livingston e Hutchinson (1995), na medição do fluxo de gases em locais com grandes taxas de emissões é melhor utilizar placas de fluxo com uma proporção maior de volume sobre área ($V:A$) e menor tempo de duração de ensaios. Pequenas placas de fluxo podem ser utilizadas por períodos maiores de tempo em locais com fluxos menores. As proporções $V:A$ são normalmente superiores a 150 L.m^{-2} . Outros autores apresentam valores que variam de 60 L.m^{-2} a 300 L.m^{-2} (Fourie e Morris, 2004).

Placas de fluxo menores proporcionam uma maior difusão dos gases no interior da placa, tornando-os o mais próximo da homogeneidade. Placas de fluxo com configurações desproporcionais e características do solo da camada de cobertura do aterro podem subestimar o fluxo de gases em até 65% (Pereira *et al.*, 2002). Algumas formas e dimensões de placas reportadas na literatura são apresentadas na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 – Formas e dimensões de placas reportadas na literatura

Referência	Forma da placa	Dimensões (cm)		Área (m ²)	Volume (litros)
		Base	Altura		
Rolston(1986)	circular	φ 88,0	17,0	0,61	103,4
Jones e Nedwell(1993)	retangular	21,5 x 24,5	7,5	0,05	4,0
Kjeldsen e Fischer (1995)	circular	φ 57,0	5,0	0,25	12,7
Czepiel <i>et al.</i> (1996)	N.I.	N.I.	18,2	0,05	9,3
Boeckx <i>et al.</i> (1996)	circular	φ 15,0	60,0	0,02	10,6
Christensen <i>et al.</i> (1996)	retangular	20,0 x 70,0	21,5	0,14	30,0
Borjesson e Svensson (1997)	retangular	45,0 x 45,0	25,0	0,21	51,3
Cossu <i>et al.</i> (1997)	circular	φ 50,0	20,0	0,79	157
Tanaka <i>et al.</i> (1997)	circular	φ 20,0	16,5	0,03	5,0
Park e Shin (2001)	circular	φ 40,0	30,0	0,13	40,0
Maurice e Lagerkvist (2002)	circular	φ 29,0	24,0	0,07	15,9
Maurice e Lagerkvist (2002)	retangular	44,0 x 44,0	13,0	0,19	25,2
Lindberg <i>et al.</i> (2002)	retangular	20,0 x 60,0	20,0	0,12	24
Lindberg <i>et al.</i> (2002)	retangular	10,0 x 30,0	10,0	0,03	3,0
Lindberg <i>et al.</i> (2002)	circular	φ 9,6	3,5	<0,01	0,25
Lindberg <i>et al.</i> (2002)	circular	φ 24,0	9,0	0,04	4,1
Fourie e Morris (2004)	cônica	N.I.	N.I.	0,5	100

N.I. não informado

Fonte: Modificado de Maciel (2003).

O fluxo de gás, ou simplesmente, a taxa de emissão superficial determinada pelo método estático pode ser calculada pela seguinte equação:

$$J = \frac{V_p \times \rho_{gás}}{A} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad (\text{Equação 3.12})$$

Em que:

V_p = volume útil da placa de fluxo (m³);

A = área de solo coberta pela placa (m²);

$\rho_{gás}$ = densidade do gás a determinada temperatura (kg/m³) e

$\frac{\Delta C}{\Delta t}$ = variação da concentração do gás (% vol) com o tempo (s). O fluxo (J) é expresso em unidades de kg/m²s.

O tempo de realização do ensaio é uma variável fundamental para o cálculo do fluxo de gás (J). Após certo intervalo de tempo, a pressão, temperatura e concentração dos gases no interior da placa aumentam e o fluxo tende a decrescer até a estabilização em valores próximos a zero. Mudanças nas características geotécnicas do solo de cobertura também podem ocorrer após um longo período de ensaio (Maciel, 2003).

Segundo Maciel (2003), alguns autores sugerem para ensaios de placas estáticas, um intervalo de tempo que varia de 15 minutos a 3 horas. Em seus ensaios Maciel (2003) utilizou o tempo de 25 minutos e Bogner *et al.*(1993) sugere intervalos de 20 a 40 minutos.

Segundo Trégourés *et al.* (1999), a qualidade dos valores encontrados pelo método da placa de fluxo é mais dependente da quantidade de pontos avaliados do que da qualidade de cada medição. Este método tem como vantagens a mobilidade do equipamento, a capacidade de quantificar emissões heterogêneas, simples instalação e maior precisão na determinação de emissões pontuais.

3.8 Fatores que influenciam a emissão de biogás

Segundo McBain (2005), é evidente na literatura que a migração do biogás e o seu fluxo variam espacialmente e temporalmente, provavelmente pela variação de fatores tais como condições ambientais, geotécnicas e atmosféricas no aterro. Além desses fatores, a geometria, operação e ambiente externo ao aterro também interferem neste processo (Maciel, 2003). A Tabela 3.12 apresenta os principais fatores que influenciam as emissões de gases em aterros, segundo sua natureza.

Tabela 3.12 – Principais fatores que influenciam as emissões de gases

Fatores do ambiente interno a massa de resíduos	Fatores da camada de cobertura	Fatores climáticos ou sazonais
Decomposição dos resíduos	Aspectos geotécnicos	Precipitação
Drenagem interna dos gases	Aspectos microbiológicos	Pressão atmosférica
Recalques diferenciais	Composição da cobertura	Velocidade do vento
		Temperatura ambiente

Fonte: Maciel (2003)

A decomposição dos resíduos e a drenagem interna dos gases são os principais fatores relativos ao ambiente interno da massa de resíduos. Esses fatores influenciam diretamente os níveis de pressão e concentração dos gases que atingem a camada de cobertura. Esses parâmetros são fundamentais para descrever o fluxo dos gases por advecção e difusão, no solo da camada de cobertura (Maciel, 2003).

Os recalques diferenciais que ocorrem em aterros, se não monitorados, podem gerar grandes fissuras. Estas expostas à atmosfera por um elevado tempo facilitam a emissão de gases, diminuindo as barreiras que devem ser percorridas até chegar à superfície do aterro.

Um dos principais aspectos microbiológicos presente na camada de cobertura, capaz de influenciar a emissão de gases é a oxidação do metano na camada de cobertura. Muitos estudos foram realizados com o intuito de utilizar os microrganismos que oxidam o metano no controle de emissões de metano de aterros para a atmosfera.

Os parâmetros geotécnicos e da camada de cobertura facilitam o entendimento de resultados obtidos em ensaios de placa de fluxo. A Tabela 3.13 apresenta os principais parâmetros geotécnicos citados por Maciel (2003).

Tabela 3.13 – Principais parâmetros geotécnicos que afetam a emissão de biogás (Maciel, 2003)

Parâmetros Geotécnicos	Possíveis efeitos nas emissões de gases para a atmosfera
Tipo de solo	Solo de granulometria fina (argilas) são preferidos para controle das emissões (menor permeabilidade e maior retenção de umidade).
Espessura	Quanto maior espessura da camada, maior a possibilidade de retenção física, química e biológica dos gases.
Umidade/Saturação	A presença de água nos vazios do solo reduz o fluxo dos gases. Redução drástica para valores acima de 75% de saturação.
Conteúdo volumétrico de ar	Quanto maior a presença de poros aerados na matriz, mais rápida é a velocidade dos gases no meio, conseqüentemente maiores as emissões.
Densidade/Compactação	O aumento da densidade dificulta a passagem dos gases (menor porosidade e permeabilidade) minimizando as emissões.
Sucção	Importante relação com a retenção/absorção da umidade na camada, especialmente nas camadas evapotranspirativas.
Temperatura	A elevação da temperatura do solo favorece as emissões dos gases
Coefficiente de permeabilidade	Parâmetro que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por advecção. Grandeza proporcional às emissões de gases.
Coefficiente de difusão	Parâmetro que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por advecção. Grandeza proporcional ao fluxo de gás emitido.
Contração/ expansão e fissuras	Ciclos de umedecimentos/secagem favorecem o aparecimento de fissuras em solos argilosos, aumentando os níveis de emissão.
Mineralogia	Possíveis reações físico-químicas dos minerais do solo com os gases podem retê-los na cobertura.

Os fatores climáticos ou sazonais podem afetar diretamente a emissão de gases em aterros sanitários. Christophersen *et al.* (2001) reportam em seus estudos a redução de emissões de gases durante eventos de precipitação. O rápido decréscimo no valor do fluxo de metano ocorre, provavelmente, devido a ocupação dos poros, presentes no solo da camada de cobertura, por água da chuva (McBain *et al.*, 2005).

McBain *et al.* (2005) encontraram uma significativa correlação negativa entre metano e pressão barométrica.

A variação da temperatura ambiente ao longo do dia também influencia as emissões de gases devido às alterações na temperatura do solo (Maciel, 2003). Park e Shin (2001) observaram que o aumento do fluxo do gás está diretamente relacionado com a elevação da temperatura do solo na camada. Ao longo das 24 horas do dia, o fluxo de gases entre as 20:00 e as 04:00 horas foi

mínimo comparado com medições realizadas das 12:00 às 18:00 horas. Esse fato foi observado em diferentes épocas do ano, onde as temperaturas do solo variam de -10° C a 35°C.

3.9 Sistemas de coberturas finais de Aterros Sanitários

Um dos pontos críticos do projeto de aterros sanitários é a camada de cobertura final, pois esta atua diretamente na eficiência do aterro. A cobertura final tem basicamente 4 funções principais: diminuição da infiltração de água; diminuição da proliferação de vetores e odores; proteção contra a ação antrópica; controle do fluxo de gás para a atmosfera (Vieira, 2005).

Um projeto de um sistema de cobertura de uma região não vale necessariamente para outra região, pois a adoção de um sistema de cobertura depende das condições climatológicas da região e das características geológicas e geotécnicas dos materiais empregados. Faz-se então necessário conhecer os materiais utilizados e as condições climáticas do local para um projeto eficiente do aterro sanitário. Os projetos de coberturas são mais complexos em climas que apresentam estações predominantemente secas e chuvosas. Essa configuração de clima faz com que as coberturas evaporativas e barreiras capilares trabalhem sob condições extremas com prolongados períodos de molhagem e secagem (Simões, 2007).

3.9.1 Coberturas tipo barreira capilar

Nos aterros sanitários, existe uma necessidade de evitar a ascensão capilar de água do resíduo para a cobertura, diminuir o escape de gases do aterro e armazenar as águas que infiltram. Todas essas características são realizadas pela camada de cobertura que utiliza o princípio da barreira capilar.

As barreiras capilares para uso em aterros devem ser projetadas de maneira a assegurar certo controle do fluxo de água e/ou oxigênio para dentro do aterro. Assim a barreira funciona como meio de minoração das variações do perfil de sucção do solo, mantendo um perfil de sucção mínimo necessário à diminuição do fluxo de água e/ou oxigênio que entrará em contato com o resíduo. O desempenho em longo prazo de um aterro de resíduos está diretamente ligado a um sistema de cobertura eficiente e duradouro (Vieira, 2005).

A barreira capilar funciona armazenando a água da chuva e no período de seca esta é perdida pelo processo de evapotranspiração. A camada de cobertura é constituída por uma camada de argila (solo fino) seguida de solo granular, como ilustrado na Figura 3.6. O potencial mátrico

da camada superior é maior do que o da camada inferior. Por este motivo, a água infiltrada tende a permanecer na camada de solo fino para que o equilíbrio seja atingido.

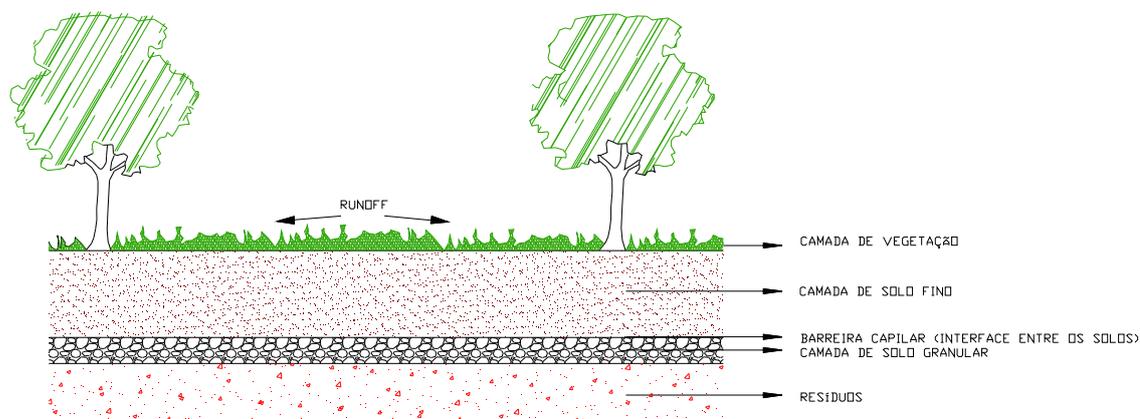


Figura 3.6 – Projeto de uma camada de cobertura – barreira capilar (Catapreta, 2008).

Quando ocorre uma infiltração no solo superior, 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 acima da interface promova a penetração na camada de solo granular. Uma parcela de água ficará 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 penetrará no aterro.

3.9.2 Coberturas tipo evapotranspirativa

São formadas por camadas de materiais argilosos de baixa permeabilidade. O seu funcionamento pode ser mais bem compreendido pela realização do balanço hídrico na cobertura.

Do volume total precipitado, uma parcela considerável do líquido se transforma em escoamento superficial, direcionado pela declividade da cobertura, devido à baixa taxa de infiltração da camada argilosa. A parcela do volume total que não se transformou em escoamento superficial infiltra no terreno, sendo uma parte desta armazenada nos poros do solo (através da sucção total) e nas plantas (raízes absorvem uma parte do volume infiltrado) durante o avanço da frente de umedecimento. A outra parte pode atingir os RSU ou ser evaporada antes, dependendo da velocidade do avanço na massa percolada.

Em geral, devido à baixa permeabilidade do solo, o tempo gasto para o percolado atingir os resíduos sólidos é longo e a evapotranspiração começa a atuar secando o solo antes de a água

alcançar o RSU. Cabe ao projetista minimizar este volume de água que atinge os RSU em função da espessura da camada, permeabilidade, curva de retenção, índices de precipitação e taxas de evaporação. Desta forma, estas camadas devem apresentar uma espessura, porosidade, material e cobertura vegetal compatível com os índices de precipitações da região do aterro sanitário, para não aumentar o volume de lixiviados a serem tratados ou a poluição hidrogeológica do local nos períodos chuvosos. O volume máximo de água que um solo consegue reter contra a ação da gravidade é definido pela sua capacidade de campo.

3.9.3 Evaporação

A evaporação atua diretamente nos solos da camada de cobertura de aterros, a água armazenada nos poros volta para atmosfera devido à radiação solar. Locais com alta evaporação tornam mais simples a continuidade de operação do aterro. No entanto, são necessários projetos eficientes que considerem tais benefícios.

A evaporação é o processo pelo qual água é convertida de líquido para vapor pela aplicação de energia. Para um determinado grupo de condições de contorno, a evaporação ocorrerá de uma superfície de água livre ou de um solo em uma temperatura na proporção da diferença entre a chamada pressão de vapor de saturação da superfície de água, ou daquela de onde a massa líquida estiver contida, e a pressão de vapor do ar acima desta superfície. As moléculas de água continuarão a sair até que estas pressões se igualem.

Conforme discutido por Vieira (2005), o solo apresenta 3 estágios de evaporação. O primeiro estágio refere-se à razão de evaporação de uma superfície de solo saturado, sendo relativamente constante para condições de evaporação uniforme. No segundo estágio, o acréscimo na quantidade de energia requerida (devido ao aumento de sucção no solo) para retirar a água do solo para a atmosfera provoca uma pequena diminuição na evaporação, pois a quantidade de energia necessária para evaporar uma mesma massa unitária do solo é bem maior que a energia (sucção) necessária para conservar essa massa, mesmo quando comparadas a sucções da ordem de 1500 kPa (a diferença fica em torno de 1700 vezes). Quando o teor de umidade volumétrica do solo diminuir para níveis baixos (aumento da sucção e diminuição da permeabilidade), tal que a permeabilidade do solo venha a ser menor que a demanda atmosférica, a razão de evaporação de água do solo sofre um decréscimo. Como consequência dessa diminuição, a seção por onde a água passa diminui e a sucção aumenta, dificultando o fluxo de saída, e, assim, requerendo uma energia maior para retirada da água do solo, como destaca Vieira (2005). Quando a superfície do solo fica

suficientemente seca, ocorre o terceiro estágio de secagem. Nesse estágio, a água não se move para a superfície como um líquido, mas como um vapor de água com baixa razão de fluxo entre camadas. Ocorre, assim, uma grande redução na razão de evaporação devido ao rebaixamento da zona de evaporação.

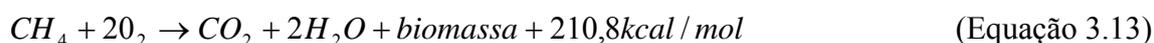
3.10 Oxidação do metano na camada de cobertura

A habilidade de certas bactérias em oxidar metano oferece em longo prazo e sob um baixo custo, a possibilidade de redução da emissão de metano pelos aterros. Em aterros sanitários ocorre a passagem do fluxo de biogás pelas camadas de cobertura, que atua como um enorme biofiltro (Wawra e Holfelder, 2003). Borjesson (2001) estima a redução de 35% da emissão de CH₄ para atmosfera através do processo de oxidação do metano.

Por todos os lugares onde o metano recentemente gerado, seja ele fóssil ou abiogênico, alcança a área aeróbia da atmosfera, ocorre uma oxidação aeróbica do metano em dióxido de carbono e água e uma assimilação do carbono metanogênico pelas substâncias orgânicas através da atividade de um grupo de microrganismos que pode ser encontrado em toda a parte. Este processo conhecido há muitos anos especialmente em ecossistemas aquáticos. No entanto, em ambientes aquáticos predomina a oxidação anaeróbia do metano (Valentine, 2002).

Segundo Humer e Lechner (1999), a oxidação do metano é baseada nos seguintes fatores: existência de microrganismos metanotróficos, suprimento de O₂, nutrientes necessários para os microrganismos e condições ambientes adequadas.

A oxidação biológica de metano pelas bactérias metanotróficas segue a seguinte fórmula estequiométrica:



A oxidação consiste na conversão de metano em água, CO₂ e biomassa pela ação microbiana. Essa conversão mitiga a emissão de CH₄ para atmosfera sob condições aeróbias da camada de cobertura.

Segundo Bahr *et al.* (2006), o crescimento de bactérias metanotróficas é limitado pela disponibilidade de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e enxofre (S) em alguns casos

raros. Além disto, existe uma dependência clara da oxidação do metano quanto à relação C/N. As bactérias metanotróficas absorvem nitrogênio na forma de nitrato ou amônia. Por este motivo, algumas ligações persistentes como cloreto de amônio ou nitrito inibem fortemente a oxidação de metano. A redução principal do metano em um perfil de solo concentra-se na maioria dos casos na região entre 10 e 30 centímetros de espessura, conhecida como horizonte de oxidação de metano.

O teor de umidade também se apresenta como um parâmetro fundamental. A atividade do agente oxidante de metano diminui para teores de umidade abaixo de 15%. De acordo com Bahr *et al.* (2006), as maiores taxas de oxidação de metano são obtidas na faixa entre 40% e 80% de umidade.

A temperatura é um fator importante, tendo em vista que a oxidação do metano é um processo biológico. Christophersen *et al.* (2001), em seus experimentos de laboratório observaram taxas ótimas de oxidação entre 25 e 35°C. Humer e Lechner (1999), apud Whalen *et al.* (1990), mostram em experimentos de laboratório que o aumento da temperatura de 15 a 20°C chega a duplicar a oxidação de metano. Este processo é exotérmico, o calor produzido pode causar a dessecação do solo.

Os microrganismos metanotróficos são tolerantes a variação de pH entre 4 e 9. Porém, o valor ótimo para seu crescimento está entre 5,5 e 8,5. O processo biológico da oxidação do metano é rápido, sendo a camada de cobertura de aterros sanitários um ambiente propício para que ocorra a transformação do metano em CO₂ (Christophersen *et al.*, 2001).

Bogner *et al.* (1997) descrevem que existem basicamente dois grupos de bactérias metanotróficas. Um grupo de bactérias que suportam apenas uma quantidade muito pequena de metano (metano-limitadas) e se desenvolvem quando expostas ao O₂ em condições ambientais normais. O segundo grupo se desenvolve apenas na presença de altas concentrações de metano e sob condições limitadas de oxigênio. Não ocorre nenhuma alteração significativa na faixa de 0,45 até 20% de oxigênio. Somente em porcentagens abaixo de 0,37 e acima de 63% ocorre uma redução clara no rendimento da oxidação do metano.

A camada de cobertura funciona como uma barreira reativa biológica para a emissão de CH₄ para a atmosfera. A Tabela 3.14 apresenta algumas taxas de oxidação do CH₄ encontradas na literatura e as profundidades das camadas que contribuem para esse efeito (Maciel, 2003).

Tabela 3.14 – Taxas de oxidação na camada de cobertura

Referências	Tipo de estudo	Taxas de oxidação (g/m ² .dia)	Máxima oxidação verificada entre
Whalen <i>et al.</i> (1990)	Laboratório	45	0-12cm
Jones e Nedwell (1993)	Campo	0,0003-7,21	10-32cm
Kightley <i>et al.</i> (1995)	N.I.	166	N.I.
Czepiel <i>et al.</i> (1996)	Laboratório	1,1-70	5-10cm
Borjensson e Svensson (1997)	Laboratório	3,4-403	50-60cm
Maurice e Lagerkvist (2002)	Laboratório	7-58	<10cm

N.I.= não informado

Fonte: Maciel (2003)

Pode-se notar que o maior consumo de CH₄ ocorre nos 30 primeiros centímetros da camada de cobertura, exceto para os valores encontrados por Borjensson e Svensson (1997), que observaram a máxima oxidação ocorrendo entre 50 e 60 cm da camada de cobertura.

Segundo Czepiel *et al.* (1996) a umidade do solo é o principal parâmetro regulador da oxidação do CH₄, existindo uma faixa ótima de umidade que favorece o desenvolvimento das atividades microbiológicas. A Figura 3.7 ilustra graficamente a relação da oxidação do CH₄ com a variação da umidade do solo.

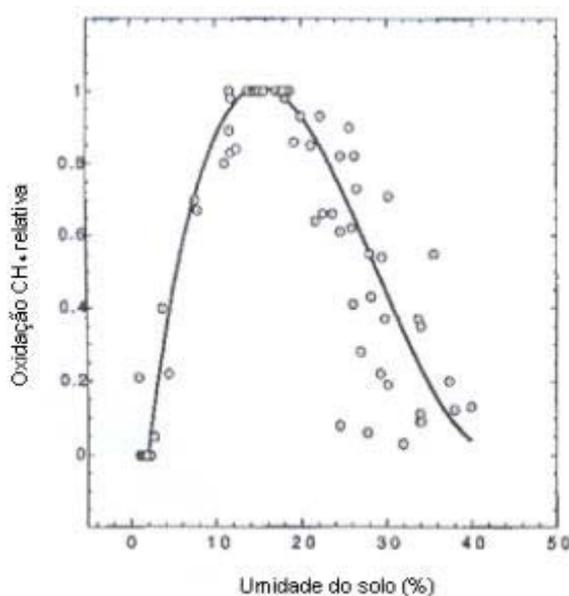


Figura 3.7 – Efeito da umidade do solo na oxidação de metano (Czepiel, 1996)

Segundo Maciel (2003), a baixa umidade do solo limita a microflora bacteriana por dessecação, enquanto que solos próximos à completa saturação tendem a dificultar a entrada de O₂, diminuindo assim, as atividades da oxidação. A passagem de metano na

camada, tanto por advecção quanto por difusão e, conseqüentemente, sua disponibilidade para as bactérias metanotróficas também fica reduzida em solos com elevado teor de umidade.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 *Localização do Aterro 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 da 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 aterro experimental está localizado sobre o topo nivelado de uma antiga célula de disposição já encerrada (Célula AC 01).

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 4.1 e 4.2, 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 4.3 e 4.4 ilustram o aterro sanitário de Belo Horizonte e o Aterro Sanitário Experimental (Catapreta, 2008).

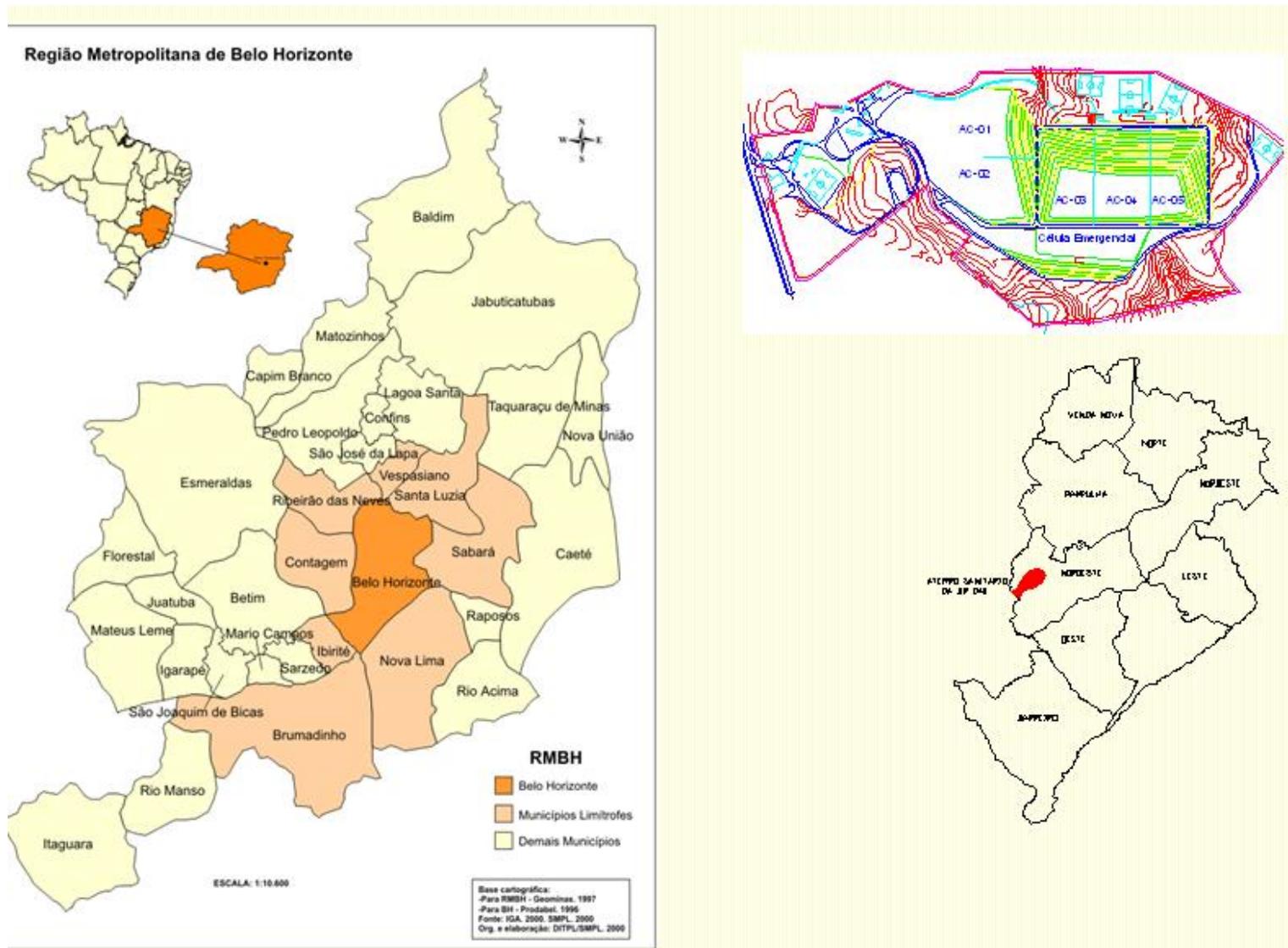


Figura 4.1 – Localização CRTS BR 040.

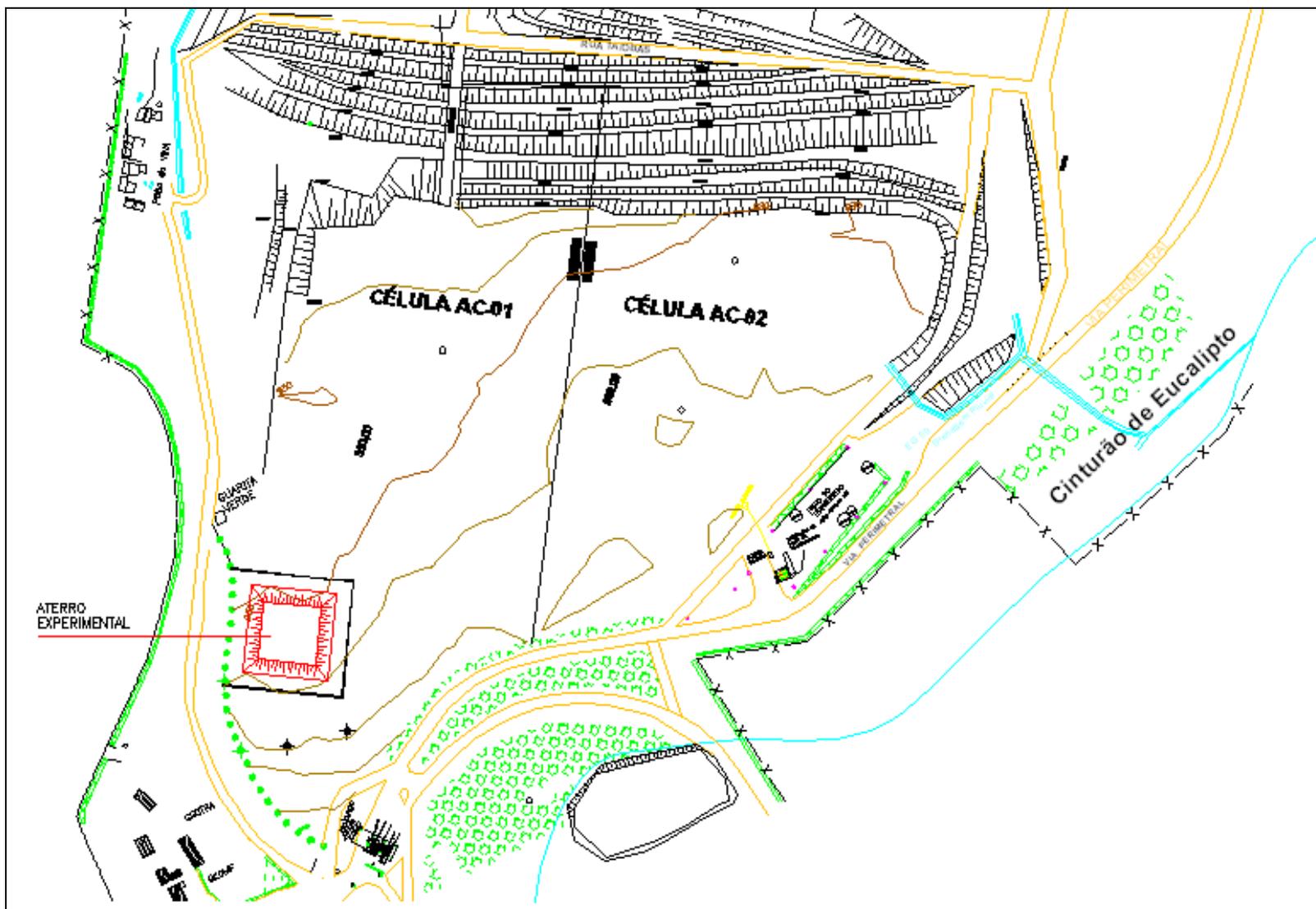


Figura 4.2 – Localização Aterro Sanitário Experimental na CTRs BR 040.



Figura 4.3 – Vista geral da CTRS BR 040 e Aterro Sanitário Experimental – 2005



Figura 4.4 – Vista aérea do Aterro Sanitário Experimental – 2006



Figura 4.5 – Vista geral do Aterro Sanitário Experimental – 2006

4.2 Descrição Geral do Aterro Sanitário Experimental

Segundo Catapreta (2008), 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 m² 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 m x 73,60 m, enquanto que as internas foram 51,80 m x 52,80 m. Os principais elementos 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%.

Para possibilitar a avaliação do desempenho de sistemas de cobertura finais em condições de implantação e climatológicas reais, após o enchimento do aterro sanitário experimental com RSU, foram construídos dois tipos de camadas de coberturas finais. A primeira camada, denominada barreira capilar (perfil 1), apresenta uma espessura de 30 cm de solo fino sobreposto a 30 cm de resíduos de construção civil (entulho) reciclado. A segunda camada, denominada de evaporativa (perfil 2), apresenta uma espessura de 60 cm de solo fino. Ambas as camadas receberam na parte superior mais 5 cm de entulho para proteger o solo fino de formação trincas e fornecer uma melhor capacidade de suporte ao sistema de cobertura (Simões, 2007).

As Figuras 4.6. e 4.7. ilustram os perfis construídos e a sua localização no aterro experimental.

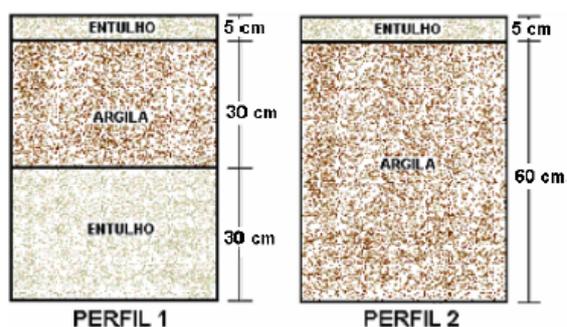
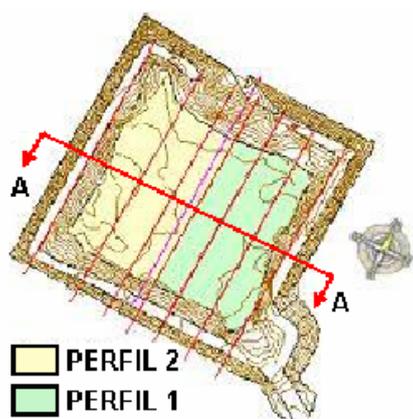


Figura 4.6 – Vista em planta dos diferentes perfis de cobertura utilizados no aterro experimental.

Figura 4.7 – Seção A – A dos perfis utilizados no sistema de cobertura do aterro experimental.

Segundo Catapreta (2008), para a definição das dimensões e quantidade de drenos a serem implantados, considerou-se a formulação proposta pela CETESB (1992). 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”. Desta forma foram instalados 6 drenos circulares ($D= 0,60$ m) com altura total de 4,10 m. Os 6 drenos verticais estão 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.

Além disso, foi previsto que os drenos possuiriam em seu interior uma tubulação de 0,05 m de diâmetro para permitir a medição da vazão de gases e extração de amostras de biogás para realização de análises, bem como a medição de nível de líquidos no interior do aterro (Figura 4.8).

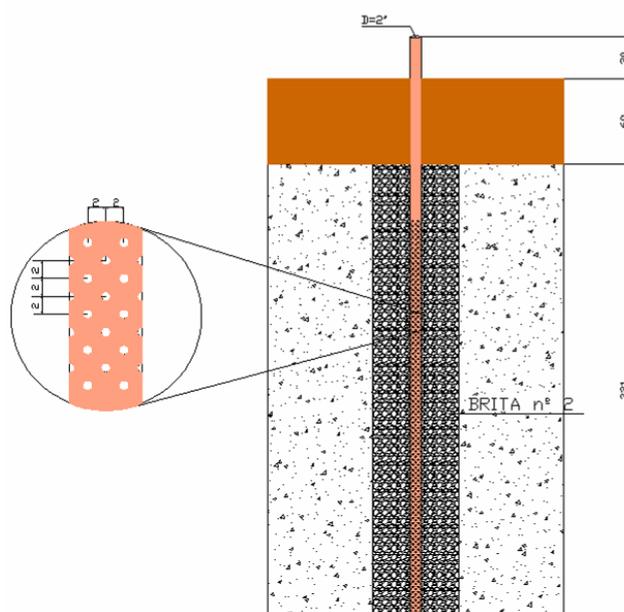


Figura 4.8 – Lay-out dos drenos de biogás (Catapreta, 2008).

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.

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.

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 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, permitiram estimar o volume das regiões saturadas e não saturadas no interior do aterro.

No intuito de monitorar a camada de cobertura 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 (Figura 4.9), 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.



Figura 4.9 – Local de instalação dos instrumentos (Catapreta, 2008).

4.3 Ensaios de caracterização dos materiais utilizados na cobertura

Os ensaios de laboratório são de fundamental importância para prever o comportamento do solo, nas diversas condições hidráulicas e estruturais a que o mesmo venha a ser submetido.

Caracterizar um material é conhecer as suas propriedades intrínsecas, ou seja: a sua natureza, a sua origem, a constituição, o seu comportamento, e finalmente os requisitos técnicos que ele deve atender para cumprir determinadas funções estabelecidas.

Os dois materiais utilizados na cobertura apresentam características físicas e químicas bem distintas. A caracterização do material fino foi realizada utilizando ensaios segundo as normas brasileiras para solos. Já o material granular (entulho) foi caracterizado segundo as normas brasileiras para agregados.

Para a realização dos ensaios, os materiais de cobertura foram coletados como amostras deformadas, de modo representativo da camada e devidamente identificadas.

4.3.1 Caracterização do solo fino utilizado na camada de cobertura

O material fino foi proveniente da região central de Belo Horizonte, originado de uma obra de corte que se localizava na Avenida Augusto de Lima, próximo à Praça Raul Soares. Foram coletadas 3 amostras representativas do solo utilizado na camada de cobertura do aterro experimental (AM1C, AM2C e AM3C) e uma quarta amostra (AM4C-M) foi obtida misturando parcelas iguais de cada uma das três amostras anteriores, resultando em 4 amostras com aproximadamente 30 kg. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais.

Uma identificação visual e tátil inicial do material fino demonstrou que o solo não apresenta matéria orgânica, possui composição homogênea, coloração avermelhada, apresenta plasticidade e possui partículas predominantes argilosas e siltosas.

As amostras de solo foram preparadas conforme a NBR 6457/1986. Os ensaios de caracterização foram realizados conforme os procedimentos da ABNT: Granulometria com sedimentação (NBR 7181/1984), Massa Específica dos Grãos (NBR 6508/1984), Limite de Liquidez (NBR 6459/1984), Limite de Plasticidade (NBR 7180/1984) e Compactação (NBR 7182/1986) em diferentes energias (proctor). Posteriormente as amostras foram classificadas segundo o Sistema Unificado e a American Association of State Highway and Transportation Officials (AASHTO).

4.3.2 Caracterização do agregado utilizado na camada de cobertura

Conforme destaca Cassa (2001), no Brasil, uma parcela importante, que gera uma grande quantidade de resíduos sólidos, é a indústria da construção. A tecnologia construtiva normalmente aplicada favorece o desperdício na execução das novas edificações. Enquanto em países

desenvolvidos a média de resíduos proveniente de novas edificações encontra-se abaixo de 100 kg/m², em nosso país este índice gira em torno de 300 kg/m².

Em termos quantitativos, esse material corresponde a algo em torno de 50% da quantidade em peso de resíduos sólidos urbanos coletados em cidades com mais de 500 mil habitantes de diferentes países, inclusive o Brasil. Em termos de composição, os resíduos da construção civil são uma mistura de materiais, tais como concreto, argamassa, madeira, plásticos, papelão, vidros, metais, cerâmica e terra.

As características do agregado reciclado dependem também do processo de produção adotado. De modo geral, o processo de reciclagem é constituído das etapas de seleção prévia; limpeza; homogeneização; trituração; extração de contaminantes (podas, papel, papelão, madeira, matéria orgânica, plásticos, solos, metais e outros) e estocagem para expedição.

A utilização do entulho na camada de cobertura de aterros sanitários promove a redução dos impactos ambientais e sociais do descarte inadequado e de suas conseqüências negativas; reduções nos custos do orçamento municipal, onde resíduos reciclados substituem os agregados naturais; geração de emprego e renda e, em muitos casos, de materiais com menor custo e melhor qualidade tecnológica.

O material granular utilizado na camada de cobertura final foi proveniente das usinas de beneficiamento de entulho Estoril e Pampulha, localizadas na cidade de Belo Horizonte. Os ensaios realizados em laboratório não são provenientes da mesma amostra utilizada na camada de cobertura final do aterro experimental. Porém os resultados dos ensaios com amostras, coletadas em diferentes datas e usinas, comprovaram que as características do entulho reciclado são muito semelhantes, tendo em vista o seu processo de produção em britadores.

Uma identificação visual e táctil inicial do material granular demonstrou que o agregado não apresenta matéria orgânica, possui composição heterogênea, aparentemente inerte, não apresenta plasticidade, e possui partículas predominantes arenosas e pedregulhosas. Foram realizados os seguintes ensaios: Análise Granulometria (NBR 7217/1987), Teor de Materiais Pulverulentos (NBR 7219/2003) e Torrões de Argila (NBR 7218/1987). A caracterização do entulho foi complementada com outros dados de ensaios obtidos na literatura como massa específica, massa unitária, inchamento, absorção de água, índice de forma, abrasão Los Angeles, permeabilidade, lixiviação e solubilização. Os ensaios foram realizados no Laboratório de Materiais de Construção da Universidade Federal de Minas Gerais.

4.4 Características dos resíduos sólidos domiciliares de Belo Horizonte

O conhecimento da composição gravimétrica dos resíduos é de extrema importância no entendimento da formação do biogás. Este varia de acordo com a porcentagem de materiais aterrados e seu grau de degradação, tendo em vista que o biogás é proveniente da biodegradação dos resíduos através dos microrganismos.

A Superintendência Municipal de Limpeza Urbana (SMLU), em 2004, conduziu um estudo da composição física dos resíduos gerados em Belo Horizonte, de forma 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. 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 4.1.

Tabela 4.1 – Composição gravimétrica média dos resíduos sólidos domiciliares / comerciais coletados no Município de Belo Horizonte

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

Fonte: SMLU (2004)

4.5 Investigações de campo

As investigações de campo tiveram como objetivo estimar as vazões de gases (metano, dióxido de carbono e oxigênio) que atingem a atmosfera através da camada de cobertura no Aterro Experimental de Belo Horizonte. A vazão de gases nos drenos do sistema de drenagem de gases do Aterro Experimental também foi alvo deste estudo.

4.5.1 Equipamentos utilizados nas investigações de campo

Nas investigações de campo foram utilizados equipamentos que fornecessem dados referentes à composição, concentração e vazão do biogás gerado no Aterro Sanitário Experimental.

4.5.1.1 Detector de gases: Landsurveyor 2

O Landsurveyor 2 é um detector de gases construído especificamente para ser utilizado em Aterros Sanitários (Figura 4.10). Este detecta metano, dióxido de carbono e oxigênio. O equipamento é fabricado pela Empresa GMI Gasurveyor.

Na detecção de metano e dióxido de carbono é utilizada a técnica infravermelha. Sensores eletroquímicos são utilizados na detecção de oxigênio. O equipamento afere medições de 0 a 100% de metano e dióxido de carbono, com uma precisão de 0,1% para concentrações até 5% e 1% para valores maiores que 5%. Para oxigênio a faixa varia de 0 a 25% com uma precisão de 0,5%.

Uma característica importante deste equipamento é a mobilidade e a presença de um canal de entrada e um de saída, possibilitando a utilização do equipamento na metodologia da placa de fluxo estática.



Figura 4.10 – Aparelho de detecção de gases – Landsurveyor 2.

4.5.1.2 Multímetro e termômetro digital

Utilizou-se o multímetro e termômetro digital para a medição das temperaturas internas à placa de fluxo e a temperatura ambiente. O equipamento utilizado é o Multímetro e termômetro digital ET – 2042 fabricado pela Minipa, mostrado na Figura 4.11. As faixas de medições para temperatura

variam entre -40°C e 1000°C , com resolução de 1°C . Para realização do ensaio é utilizado um Termopar Tipo K.

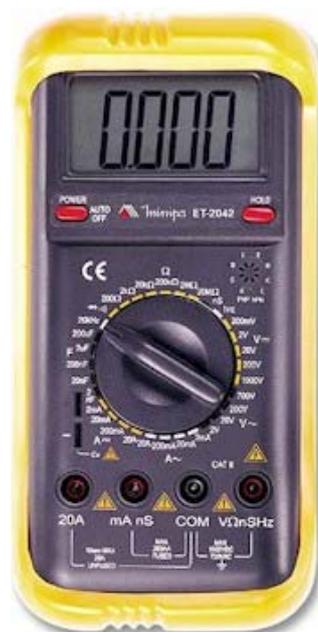


Figura 4.11 – Multímetro e termômetro digital

4.5.1.3 Medidor de vazão de gases

O equipamento utilizado na medição das vazões dos gases foi o Medidor de Gás G0.6 fabricado pela LAO, conforme mostrado na Figura 4.12. Este medidor volumétrico de diafragma é apto para medição de consumo doméstico e gás natural, GLP ou manufaturado. O tamanho compacto do medidor facilita o manuseio e instalação. O Medidor G0.6 é provido de sistema de irreversibilidade, evitando a totalização do consumo de gás no sentido contrário ao da instalação.

A carcaça, confeccionada em alumínio através do processo de fundição sob pressão, é protegida por uma camada de pintura a base de tinta em pó poliéster cinza. Os componentes internos são fabricados em plástico de engenharia, garantindo estabilidade dimensional, resistência aos hidrocarbonetos, baixo desgaste e reduzido atrito entre suas peças. O peso do medidor é de 1,2 kg.

O princípio de funcionamento consiste em um sistema de canais comunicantes entre as quatro câmaras que, enquanto se enchem, movimentam os diafragmas que coordenam a carga e descarga do sistema, acionando a válvula rotativa que movimenta o sistema de integração. O totalizador é do tipo ciclométrico com 8 dígitos, fabricado em termoplástico de engenharia, protegido por tampa de policarbonato. A leitura máxima é de $99999,999\text{ m}^3$ e a mínima de $0,2\text{ dm}^3$.



Figura 4.12 – Medidor da vazão de gás.

4.5.1.4 Bolhômetro

O bolhômetro é um instrumento utilizado para medir a vazão de gás. O bolhômetro utilizado na pesquisa é uma vidraria com marcações de 1, 10 e 100 mL, como ilustrado na Figura 4.13. O bolhômetro é conectado ao dreno de saída do biogás no Aterro Experimental, um pouco de sabão é inserido no duto da vidraria para a formação da bolha com a passagem do biogás. Para obter a vazão de biogás é medido o tempo necessário para a bolha de sabão percorrer o curso delimitado no instrumento.



Figura 4.13 – Bolhômetro.

4.5.2 Metodologia – Placa de Fluxo

Nas medições de gases que atravessam a camada de cobertura e atingem a atmosfera foi utilizada a metodologia da placa de fluxo. A Placa utilizada é semelhante à descrita por Maciel (2003).

Trata-se de uma placa estática onde ocorre o retorno dos gases para o interior da mesma. As dimensões propostas para a placa (área de base igual a 0,16 m² e 8L de volume) estão dentro dos valores encontrados na literatura. O projeto da placa está apresentado no esquema da Figura 4.14.

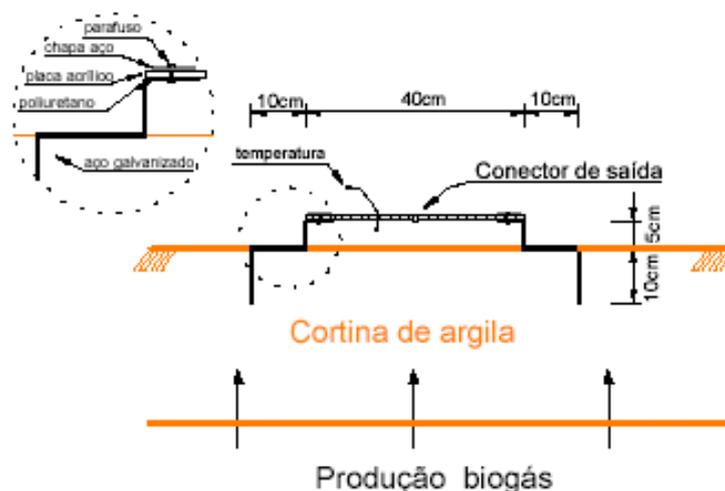


Figura 4.14 – Esquema da placa de fluxo utilizada na investigação (Maciel, 2003).

A placa foi construída lateralmente com chapas de aço. A chapa utilizada no degrau foi de 2 mm de espessura, tendo sido escolhida por ser mais resistente, evitando possíveis alterações na placa durante a cravação no solo. A lateral superior foi construída com aço de 2 mm de espessura e a parte superior de acrílico cristal de 8 mm. O acrílico foi fixado à placa por 8 parafusos, dois em cada lado. Para evitar perda de gases na interface entre placa de acrílico e chapa de aço colocou-se uma espuma de poliuretano de alta densidade e silicone em todas as conexões. A placa é apresentada nas Figuras 4.15 e 4.16.

A configuração da placa em forma de degrau (10 cm de altura e largura) foi concebido para evitar a entrada de ar atmosférico para o interior da caixa induzida pelo vento. Esta configuração também é bastante útil durante a cravação da placa na cobertura, uma vez que a mesma pode ser pressionada de encontro ao solo. O degrau deve ficar em contato direto com o solo, garantindo assim a passagem do fluxo apenas na área de 40 cm x 40 cm, de outra maneira, qualquer espaço deixado entre o solo e a placa pode alterar os resultados encontrados (Maciel, 2003).

A placa de fluxo possuía duas conexões do tipo engate rápido, posicionado no topo da caixa, que eram ligadas ao equipamento de medição de gases (LandSurveyor2) de forma que uma conexão realiza a retirada do gás do interior da placa e outra retorna o gás à placa (Figura 4.17). Este aparelho faz as leituras dos fluxos de CO₂, CH₄ e O₂. Instalou-se na placa um termopar para a avaliação da temperatura do gás confinado. Um termômetro foi utilizado para medição da temperatura ambiente.



Figura 4.15 – Vista frontal da placa de fluxo.



Figura 4.16 – Placa de fluxo cravada no solo de cobertura.

Os primeiros ensaios foram executados da forma descrita anteriormente. Porém, após alguns ensaios foi inserido ao sistema um medidor de vazões de gases (gasômetro). Após a passagem do gás no equipamento de medição de concentração dos gases, o gás passava pelo gasômetro e posteriormente era retornado à placa de fluxo (Figura 4.18). Este equipamento foi inserido para registrar a vazão que passava pelo detector de concentração de gases. Desta forma era possível conferir os dados do gasômetro com os valores encontrados utilizando a formulação da placa de fluxo, descrita anteriormente.



Figura 4.17 – Ensaio utilizando a placa de fluxo.



Figura 4.18 – Ensaio da placa de fluxo utilizando o gasômetro.

4.5.3 Procedimento de ensaio – Placa de Fluxo

Os ensaios foram realizados nas duas configurações de camadas de cobertura do Aterro Sanitário Experimental de Belo Horizonte. Estes locais foram escolhidos para uma possível correlação das emissões com os tipos de camada de cobertura.

4.5.3.1 Cravação da placa no solo

Inicialmente, coloca-se a placa no local de realização do ensaio para a marcação do perímetro da placa no solo da camada de cobertura. Posteriormente, retira-se a placa e uma escavação manual é feita deixando uma folga lateral para a entrada da placa verticalmente. A escavação deve ser feita com o máximo cuidado para evitar a modificação das condições naturais do solo. Feita a cava, a placa de fluxo é inserida no local e pressionada através do degrau. Finalmente, com a placa no local de realização do ensaio, recompõe-se o solo manualmente na folga lateral, compactando-o. O procedimento de cravação está mostrado nas Figuras 4.19, 4.20, 4.21 e 4.22.



Figura 4.19 – Marcação do perímetro.



Figura 4.20 – Escavação manual.



Figura 4.21 – Compactação manual do solo.

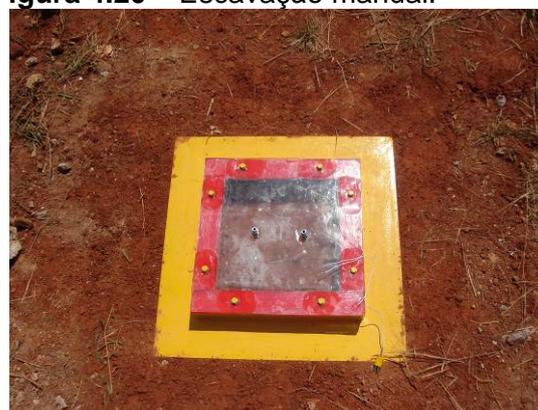


Figura 4.22 – Placa cravada no solo.

4.5.3.2 Procedimento de leitura

As leituras começavam após a cravação da placa no solo. As leituras no Landsurveyor 2 (CO₂, CH₄ e O₂), no multímetro (temperatura interna a placa e temperatura ambiente) e no gasômetro foram realizados com um intervalo de 2 minutos. Os primeiros ensaios tiveram duração média de 1 hora e os últimos duração de 3 horas, tendo em vista que a vazão deve ser

calculada utilizando os valores de concentração dos primeiros minutos de ensaio. Em seu ensaios Maciel (2003) utilizou o tempo de 25 minutos e Bogner *et al.*(1993) sugere intervalos de 20 a 40 minutos.

O Landsurveyor 2 permaneceu ligado e conectado à placa durante todo o tempo de realização do ensaio. Dois ensaios foram realizados, utilizando a metodologia descrita por Maciel (2003), no qual o equipamento era acoplado à placa somente no momento das leituras. Porém, comparando com os dados anteriores não ocorreram modificações. Para simplificar os ensaios, tomando como referência os intervalos de leitura, o equipamento de medição das concentrações dos gases foi mantido ligado.

Nas medições das temperaturas, tanto interna quanto externa, era alternado o termopar no multímetro. Havia um termopar conectado a placa para a aferição da temperatura interna dos gases e um outro termopar na temperatura ambiente. Devido ao ensaio ser ininterrupto, o gasômetro permaneceu no sistema registrando as vazões que por ele passavam.

4.5.4 Metodologia – Vazão nos drenos

O aterro sanitário experimental possui um sistema de drenagem de gases, constituído de tubos de PVC perfurados e envolvidos por material granular, instalados em seis pontos. Teoricamente, por esse sistema grande parte do fluxo de biogás gerado no aterro chega à atmosfera, sendo este o principal caminho de emissão do biogás.

O valor da vazão dos drenos é de fundamental importância neste estudo com estes valores podemos avaliar de forma mais concreta o que ocorre no Aterro Experimental. Na tentativa de medir as vazões nos drenos foram utilizadas três metodologias. A primeira técnica foi semelhante a da placa de fluxo, na segunda foi utilizado a bolhometro para medição da vazão e por último o gasômetro.

4.5.4.1 Técnica semelhante à placa de fluxo.

Para detectar o fluxo pelos drenos, foi utilizada a técnica semelhante a da placa de fluxo. Nos drenos de saída foram acoplados caps de PVC vedando a passagem do gás à atmosfera. Nos caps foram adaptadas duas conexões, tipo engate rápido, com tubos em suas extremidades, um para a sucção do gás até o equipamento de medição de gases (Landsurveyor 2) e o outro para retorno o gás ao dreno (Figura 4.23). A temperatura interna dos dutos foi medida no

início e no final do ensaio. Já a temperatura ambiente foi aferida ao longo do ensaio. Os ensaios foram realizados nos seis drenos presentes na célula.

Com os dados em mãos, utilizou-se a formulação descrita na Equação 3.9 com algumas modificações. O volume útil utilizado foi o do dreno de gases do Aterro Experimental e não foi feita a divisão pela área, levando em consideração que a soma das vazões dos seis drenos é o valor da vazão de gases de todo o aterro.



Figura 4.23 – Ensaio realizado no dreno do Aterro Experimental utilizando metodologia semelhante à placa de fluxo.

4.5.4.2 Bolhômetro

O bolhômetro utilizado no ensaio possui volume máximo de 100 mL e mínimo de 1 mL. Para a utilização do bolhômetro, o dreno de gases do Aterro Experimental foi coberto por um cap de PVC impedindo a passagem de gases para a atmosfera. No cap de PVC havia um conector, tipo engate rápido, com mangueiras que ligavam o cap ao bolhômetro. O ensaio consistiu na passagem de uma bolha de sabão, formada por gases que saem do dreno em contato com o detergente previamente inserido no instrumento, pelo bolhômetro. Desta forma pode-se registrar o volume percorrido pela bolha de sabão em determinado tempo. Assim, obtêm-se a vazão de cada dreno. Este equipamento é rotineiramente utilizado em laboratórios para medição de pequenas vazões. Utilizou-se no Aterro Experimental após o diagnóstico de baixas vazões de gases.

4.5.4.3 Gasômetro

O equipamento utilizado para aferição de vazões nos drenos foi o mesmo utilizado na placa de fluxo, que possuía precisão para baixas vazões. O gasômetro foi acoplado ao dreno de forma semelhante à metodologia utilizada no bolhômetro, por meio de caps para vedar a passagem de gases e um conector com mangueira para a passagem do gás até o bolhômetro (Figura 4.24). Inicialmente, a duração do ensaio foi de uma hora. No entanto, nenhum resultado foi obtido devido à baixa vazão de gases. Posteriormente, manteve-se o dreno com o cap permanentemente por 20 dias para possível detecção de vazões de gases.



Figura 4.24 – Medição de vazão no dreno do Aterro Experimental.

No Aterro Experimental foram realizados 16 ensaios de placa, sendo 15 na camada de cobertura e 1 no Dique. Nos drenos foram realizados 8 ensaios de concentrações, nos 2 primeiros não foi medida a concentração de oxigênio, pois o detector deste gás não estava em funcionamento.

4.6 Modelos empíricos utilizados para mensuração de biogás

O modelo LANDGEM foi utilizado neste trabalho para a estimativa da geração de gases no Aterro Sanitário Experimental.

4.6.1 Metodologia – LANDGEM

O programa LANDGEM sugere valores de entrada para k e L_0 , quando não existem dados suficientes no local. Inicialmente, foram realizadas simulações utilizando os valores sugeridos pelo programa para posterior comparação com os dados obtidos em campo.

Posteriormente o cálculo foi feito utilizando o valor de L_0 calculado para o Aterro de Belo Horizonte. Para o cálculo de L_0 é necessário conhecer a composição gravimétrica do resíduo depositado e as condições de controle e operação do aterro. Neste caso, foi calculado o valor de L_0 utilizando a metodologia proposta por IPCC (2001).

Não foi possível calcular o valor de k para este Aterro, pois os dados de vazão nos drenos eram muito baixos, não sendo possível aferi-los com os equipamentos utilizados. Na falta dos dados dos drenos, o fluxo total de biogás não foi estimado. No entanto, foi possível utilizar o modelo LANDGEM simulando-o com valores de k encontrados na literatura do Aterro de Bandeirantes, em São Paulo, e no Aterro Delta, em Campinas. Esses aterros possuem o valor de k de 0,0395/ano e 0,0283/ano, respectivamente (Ensinas, 2003).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados referentes aos ensaios realizados utilizando a placa de fluxo, as emissões de gases dos drenos do Aterro Experimental, comparando as duas diferentes camadas de cobertura. Os resultados encontrados no modelo empírico LANDGEM também são analisados.

5.1 *Caracterização dos materiais utilizados nas camadas de cobertura*

Na construção do Aterro Sanitário Experimental foram utilizados diversos materiais. Para este estudo, se torna de grande importância o conhecimento dos materiais empregados na camada de cobertura. Conforme citado anteriormente, o Aterro Sanitário Experimental possui dois tipos de cobertura, a evapotranspirativa e a barreira capilar.

5.1.1 *Caracterização do solo fino utilizado na camada de cobertura*

Os resultados dos ensaios de caracterização realizados nas amostras são apresentados na Tabela 5.1. A Tabela 5.1 também apresenta as classificações das amostras segundo o Sistema Unificado e a American Association of State Highway and Transportation Officials (AASHTO).

Segundo Catapreta (2008), os solos utilizados no Aterro Sanitário Experimental foram classificados como argilosos pela AASHTO (AASHTO, 1978). No entanto, quando analisado pelo Sistema Unificado de Classificação de Solos (UCS - *Unified Soil Classification System*), a sua classificação é variada. No entanto, foi classificado de uma maneira geral como silte com areia.

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 (Catapreta, 2008).

Tabela 5.1 – Resultados dos ensaios geotécnicos de laboratório

Amostra	Granulometria (%)								Limites Consistência (%)			M.E. Grãos	Compactação				Classificação		IG
	ABNT				ASTM				LL	LP	IP		Normal		Modificado		Sistema Unificado	AASHTO	
	P	A	S	Ar	P	A	S	Ar					Wotm	pdmax	Wotm	pdmax			
AM1C	5	23	24	48	2	18	32	48	49	29	20	2,85	24,5	1,60	20,7	1,74	Argila com Areia	A-7-6 Argiloso	18
AM2C	8	19	27	46	6	14	34	46	45	30	15	2,81	23,5	1,60			Silte com Areia	A-7-5 Argiloso	13
AM3C	4	17	30	49	3	15	33	49	45	30	15	2,78	21,0	1,63			Silte com Areia	A-7-5 Argiloso	12
AM4C-M	6	19	30	45	4	17	34	45	46	30	16	2,81	23,0	1,61			Silte com Areia	A-7-5 Argiloso	13
Média	6	20	27	47	4	16	33	47	46	30	16	2,81	23,0	1,61			Silte com Areia	A-7-5 Argiloso	14

Durante a execução das camadas de cobertura, o grau de compactação obtido em campo foi superior a 100% e os desvios de umidade máximos de 2% (Catapreta, 2008).

5.1.2 Caracterização do agregado utilizado na camada de cobertura final

A Tabela 5.2. apresenta um quadro resumo dos ensaios realizados.

Tabela 5.2 – Resultados dos ensaios de laboratório: agregado

Massa Específica	Massa Unitária	Absorção de água	Índice de Forma	Abrasão Los Angeles	Lixiviação	Solubilidade	Permeabilidade (cm/s)	Classificação	Índice de Grupo
								AASHTO	
2,19	1,07	8,2	2,6	45	Inerte	Inerte	$2,22 \times 10^{-4}$	A-2-4 (0)	0

A Figura 5.1 apresenta as curvas granulométricas típicas dos resíduos utilizados, que foram obtidos nas Usinas de Reciclagem de Entulho do Município de Belo Horizonte (Catapreta, 2008).

Catapreta (2008) caracterizou 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. Este constatou que as amostras apresentaram valores de DMC máximos de 50 milímetros e mínimo de 16 milímetros. Entretanto o valor de 25 milímetros apresenta a maior representatividade da camada 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 (Catapreta, 2008).

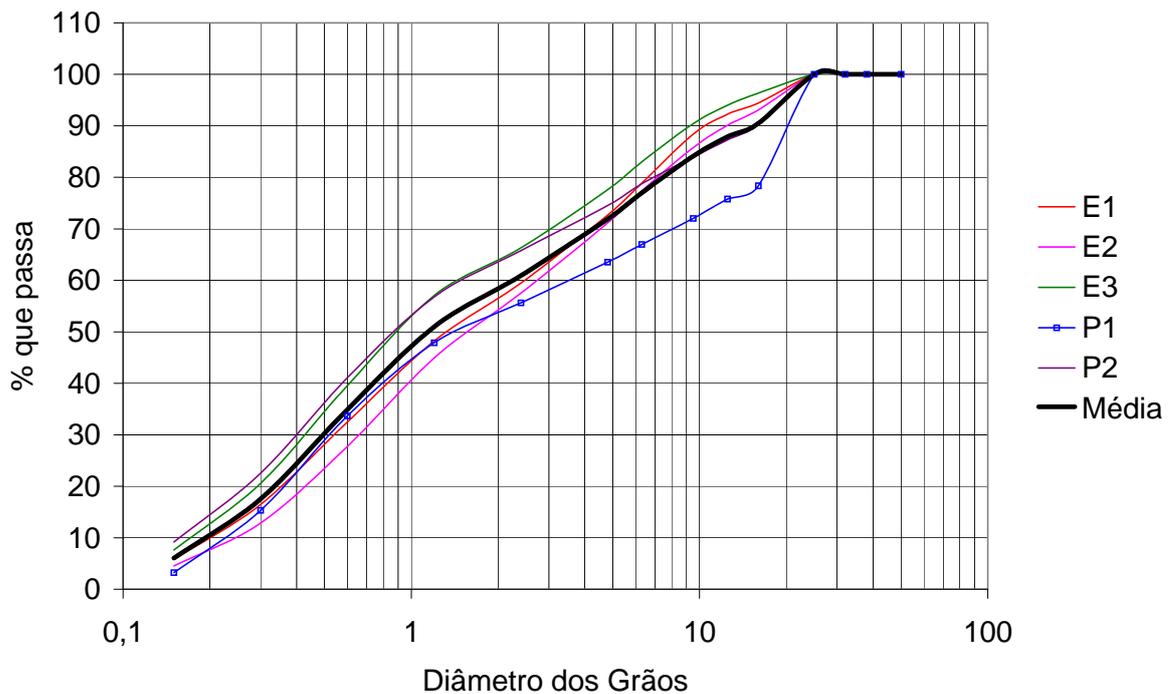


Figura 5.1 – Curvas granulométricas dos resíduos de construção civil beneficiados.

5.2 Ensaios utilizando a Placa de Fluxo

Os resultados dos ensaios realizados utilizando a placa de fluxo têm como finalidade determinar as emissões dos gases que passam pela camada de cobertura do Aterro Sanitário Experimental de Belo Horizonte. As informações obtidas nesses ensaios referem-se às concentrações de CO_2 , CH_4 e O_2 e as temperaturas internas à placa e do ambiente externo que são utilizados para o cálculo do fluxo. Foram realizados 16 ensaios de placa de fluxo, porém alguns possuíam valores discrepantes devido à imprecisão dos equipamentos. Por este motivo, neste estudo serão utilizados e analisados 10 ensaios.

Os resultados das concentrações finais dos gases na placa e da temperatura estão apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Resumo dos dados obtidos nos ensaios da placa de fluxo

Ensaio	Data	Concentração final dos gases na Placa de Fluxo (%)			Temperatura Média (°C)		Tipo da camada de cobertura	Duração do ensaio (min)
		CH ₄	CO ₂	O ₂	interna	externa		
E1	30/10/2007	12	8	16,9	44	32	Evapotranspirativa	89
E2	22/01/2008	28	11	9	28	25	Evapotranspirativa	71
E3	25/01/2008	31	9	11,4	26	24	Evapotranspirativa	62
E4	30/04/2008	7	7	7,9	27	29	Evapotranspirativa	180
BC1	29/10/2007	10	3,8	9,4	34	25	Barreira Capilar	69
BC2	26/11/2007	19	18	12,2	33	26	Barreira Capilar	93
BC3	24/04/2008	4,1	7	13,1	37	36	Barreira Capilar	180
BC4	02/05/2008	5,2	4,8	12,9	30	24	Barreira Capilar	180
BC5	22/07/2008	18	12	9,3	26	35	Barreira Capilar	180
D1	18/12/2007	16	1,1	17,7	45	30	Dique	61

Os resultados de todos os ensaios de placa de fluxo são apresentados nas Figuras 5.2 à 5.21. Nestas figuras estão apresentadas os gráficos de variação das concentrações dos gases em função do tempo de duração do ensaio e a variação da temperatura interna à placa e externa (ambiente) em função do tempo de duração do ensaio.

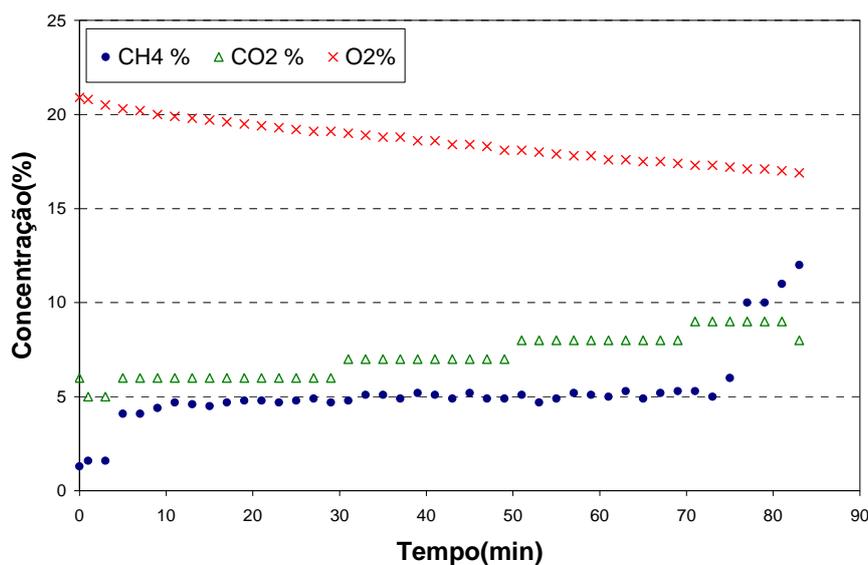


Figura 5.2 – Ensaio de placa de fluxo E1.

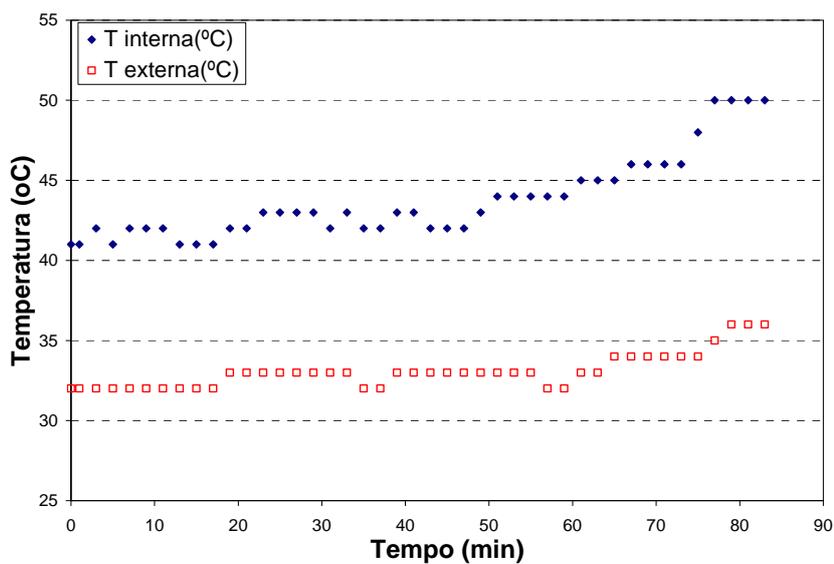


Figura 5.3 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo E1

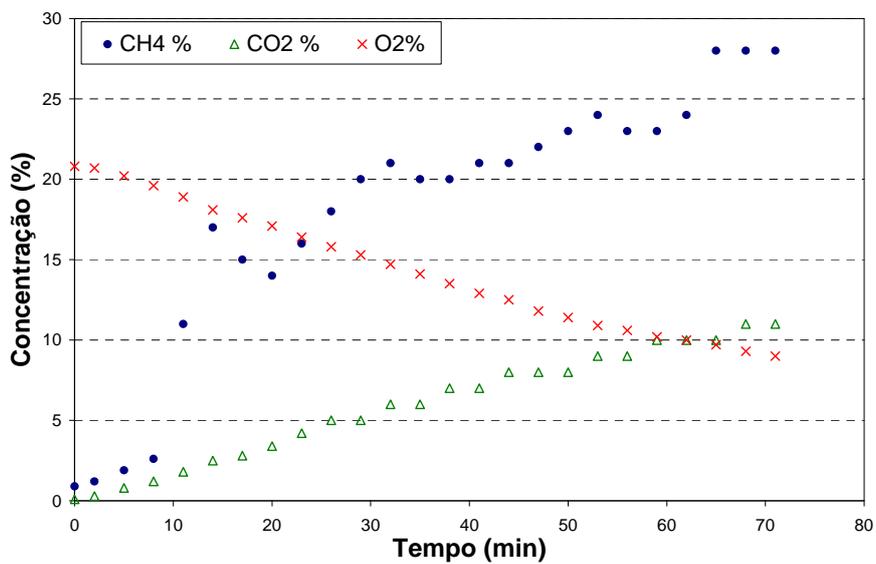


Figura 5.4 – Ensaio de placa de fluxo E2.

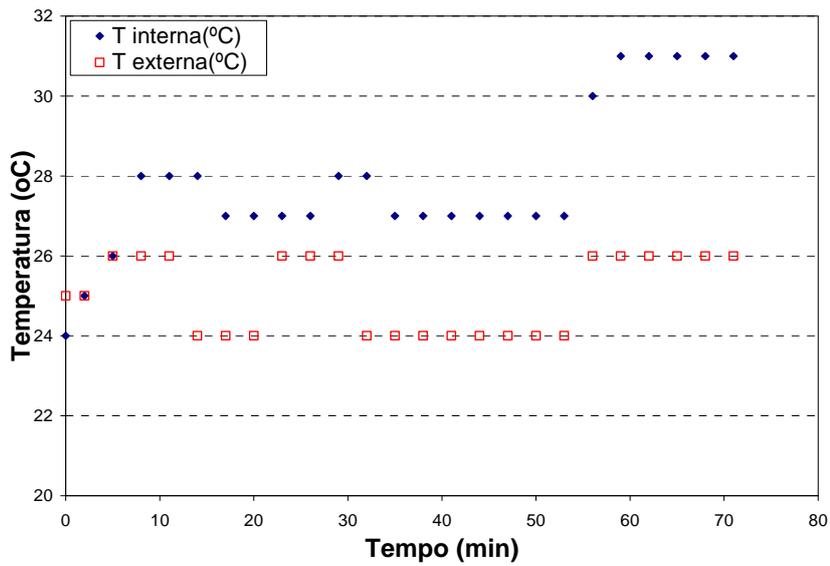


Figura 5.5 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo E2.

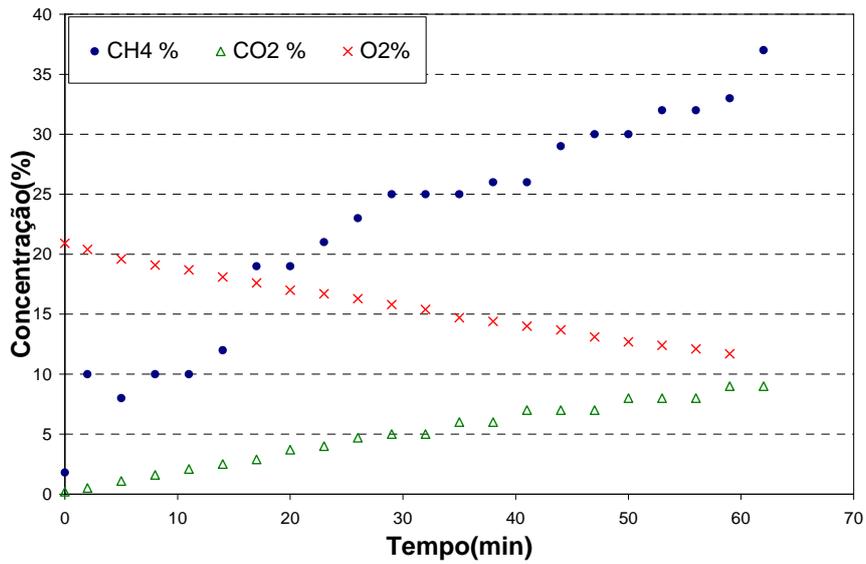


Figura 5.6 – Ensaio de placa de fluxo E3.

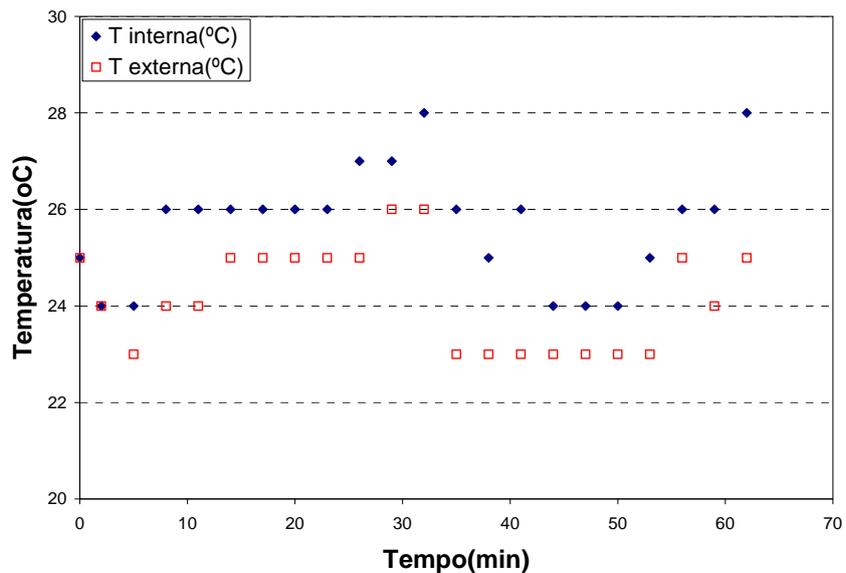


Figura 5.7 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo E3.

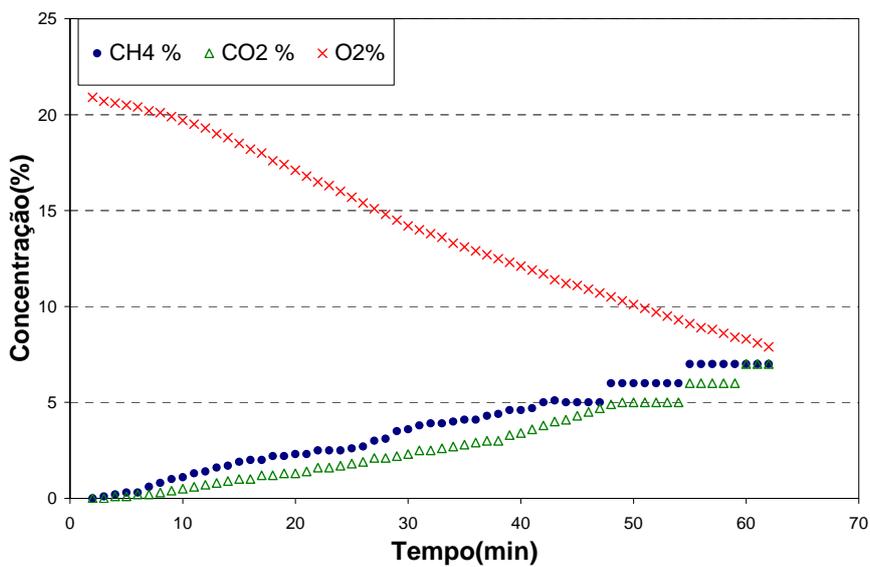


Figura 5.8 – Ensaio de placa de fluxo E4.

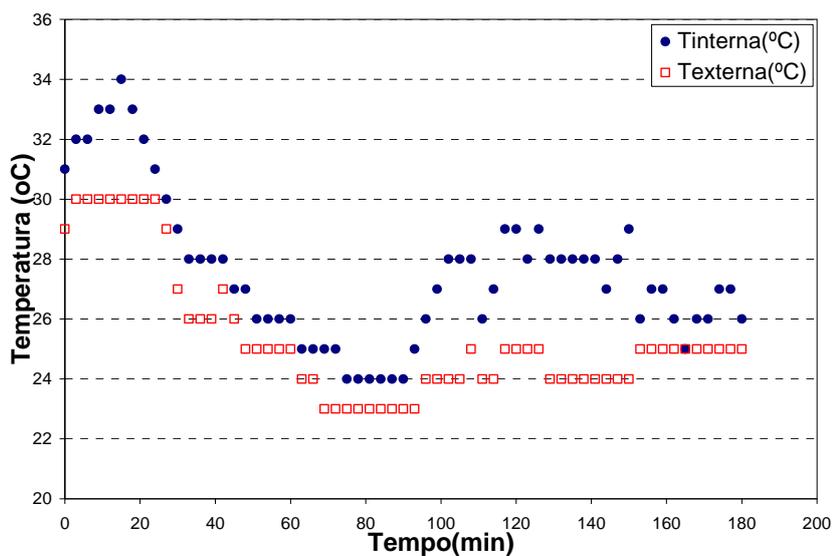


Figura 5.9 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo E4.

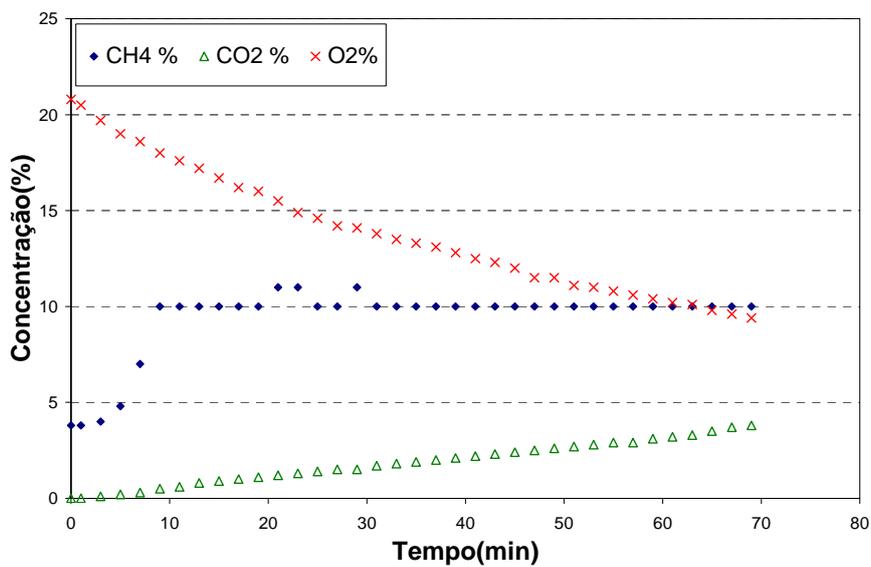


Figura 5.10 – Ensaio de placa de fluxo BC1

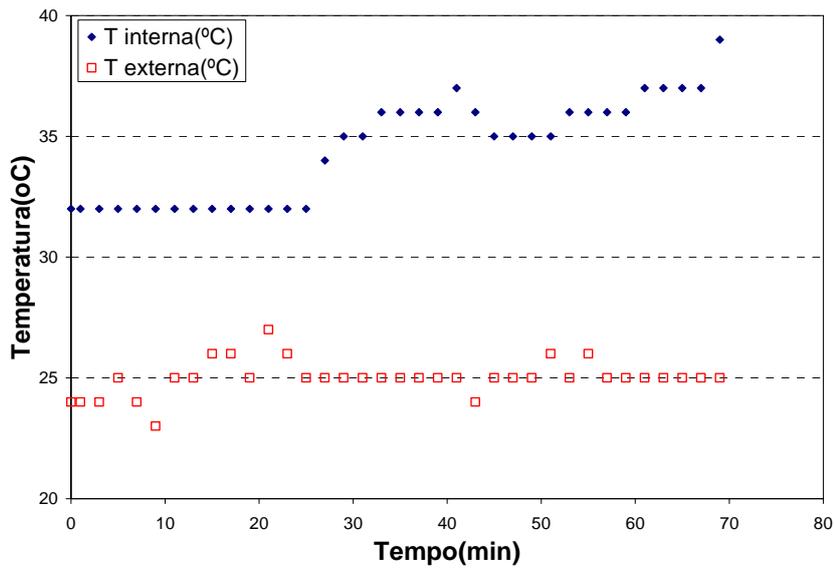


Figura 5.11 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo BC1.

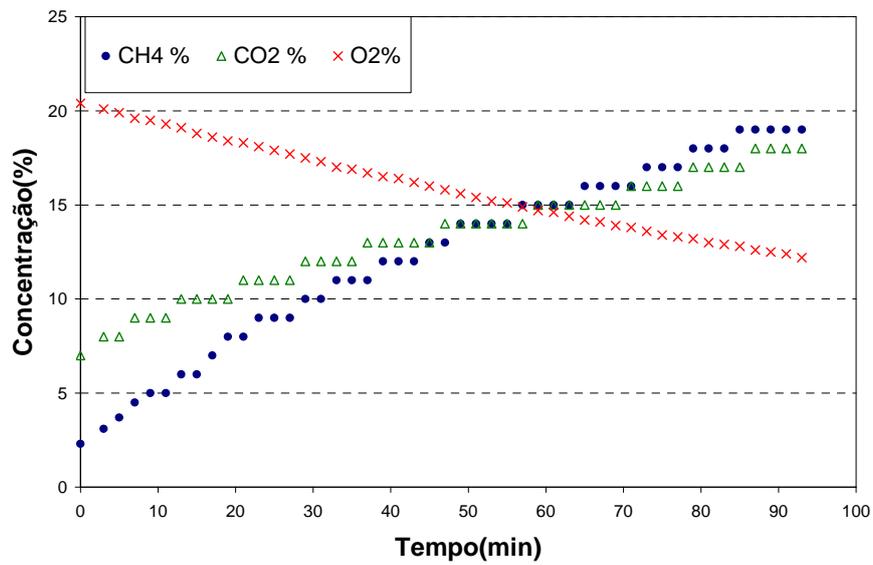


Figura 5.12 – Ensaio de placa de fluxo BC2.

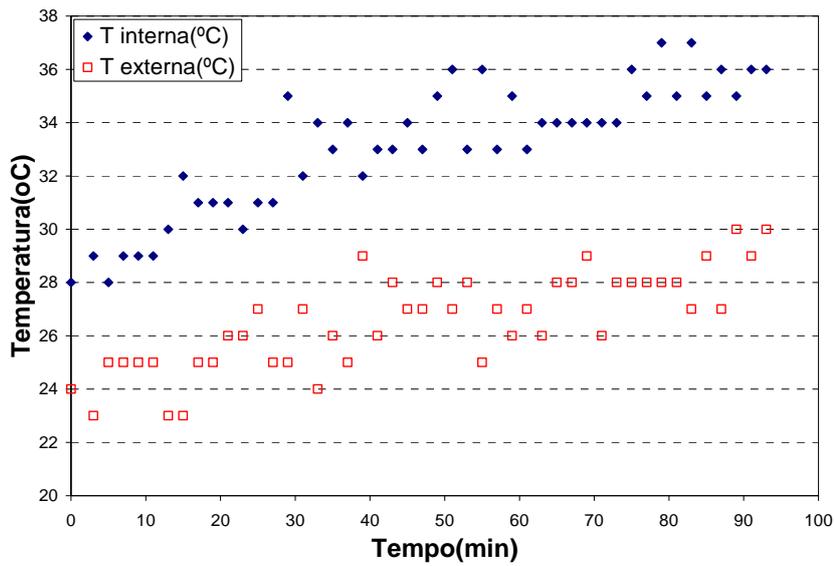


Figura 5.13 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo BC2

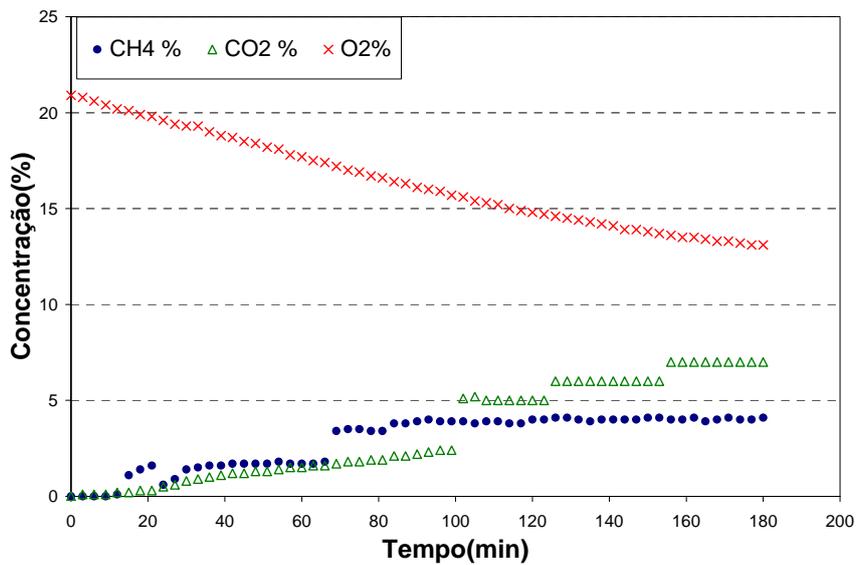


Figura 5.14 – Ensaio de placa de fluxo BC3

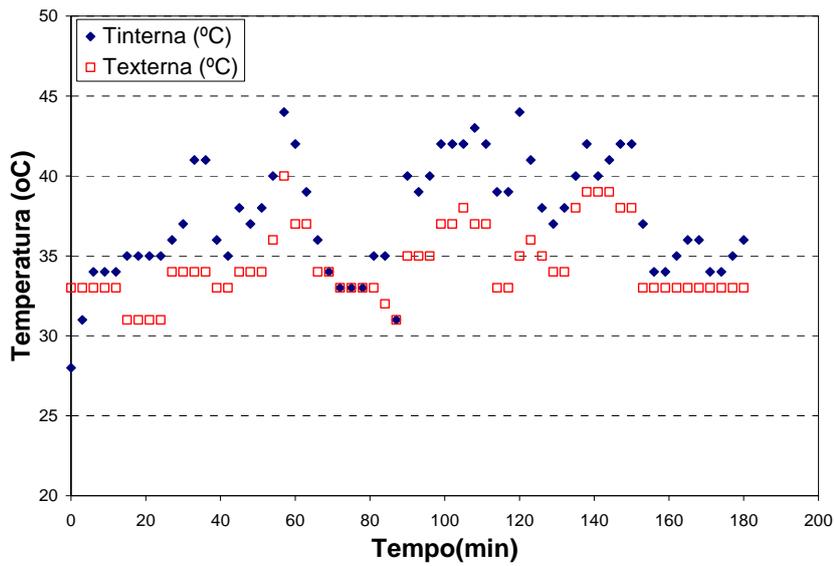


Figura 5.15 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo BC3.

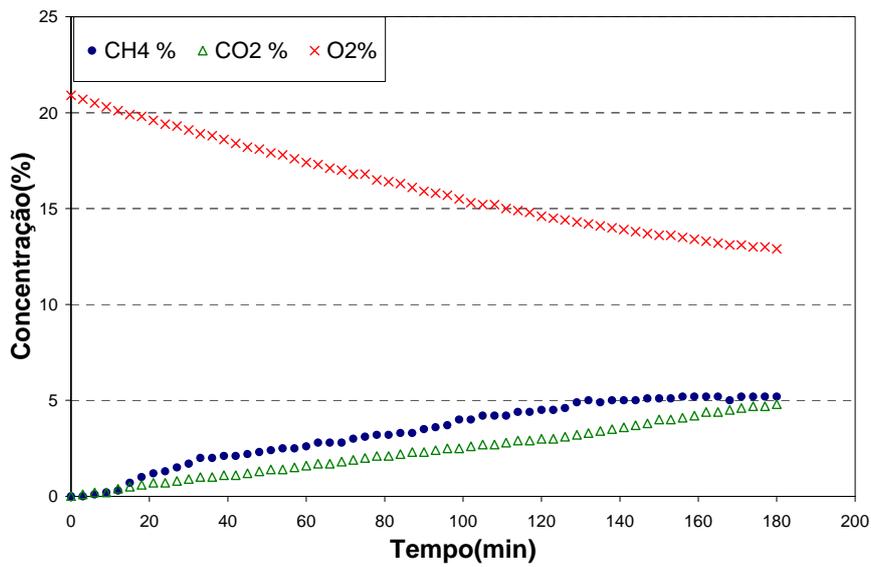


Figura 5.16 – Ensaio de placa de fluxo BC4.

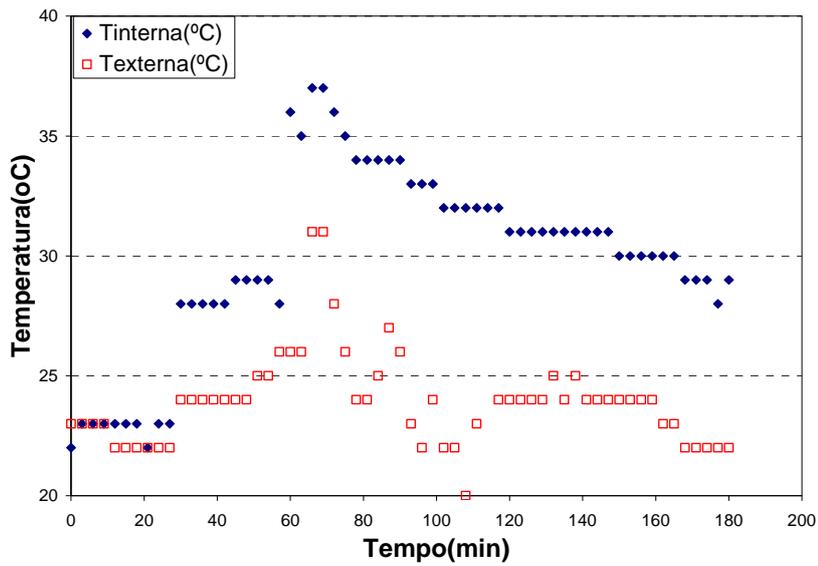


Figura 5.17– Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo BC4.

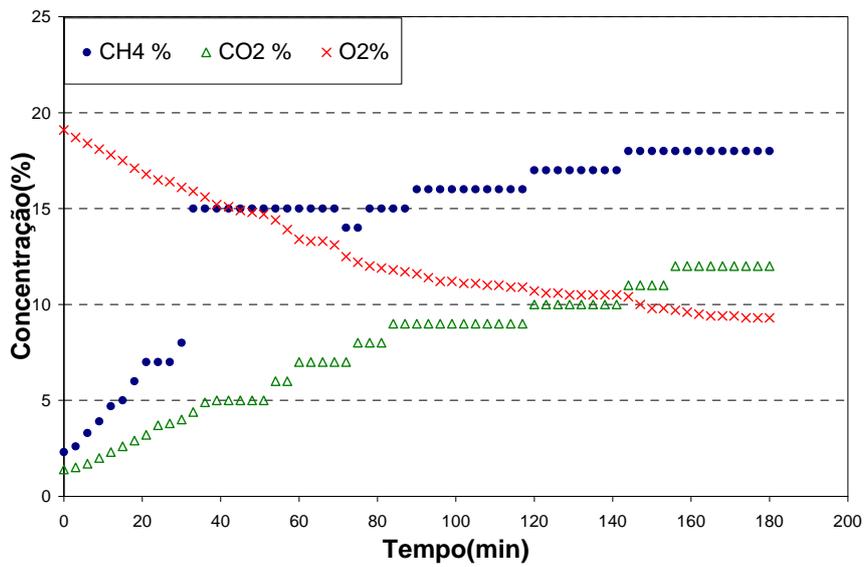


Figura 5.18 – Ensaio de placa de fluxo BC5.

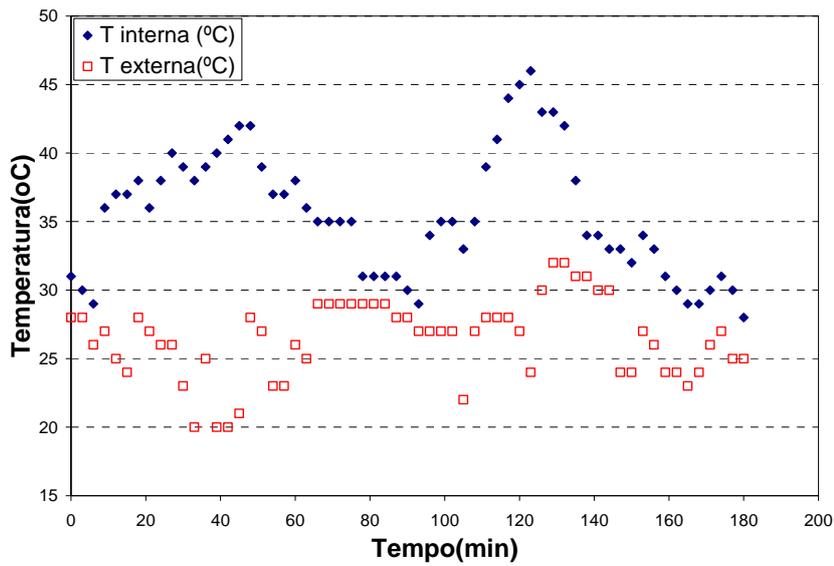


Figura 5.19 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo BC5.

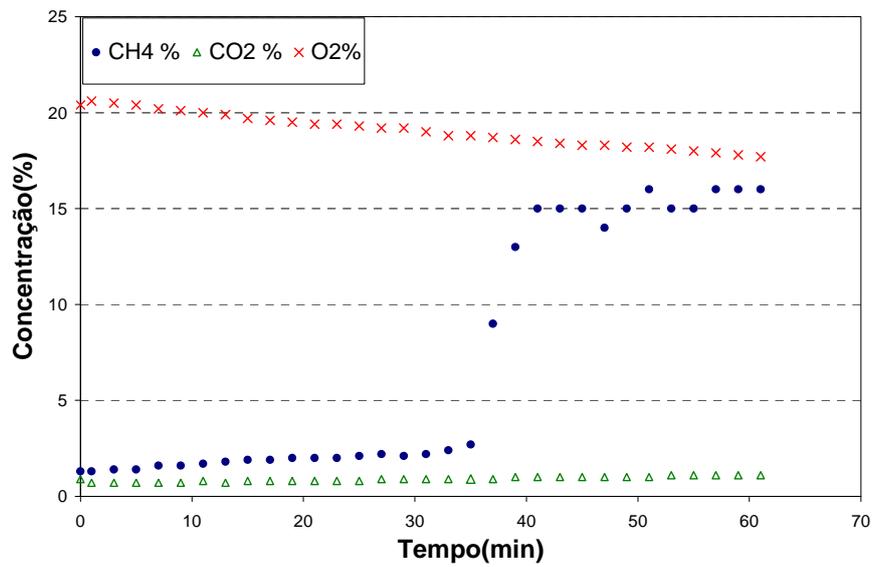


Figura 5.20 – Ensaio de placa de fluxo D1.

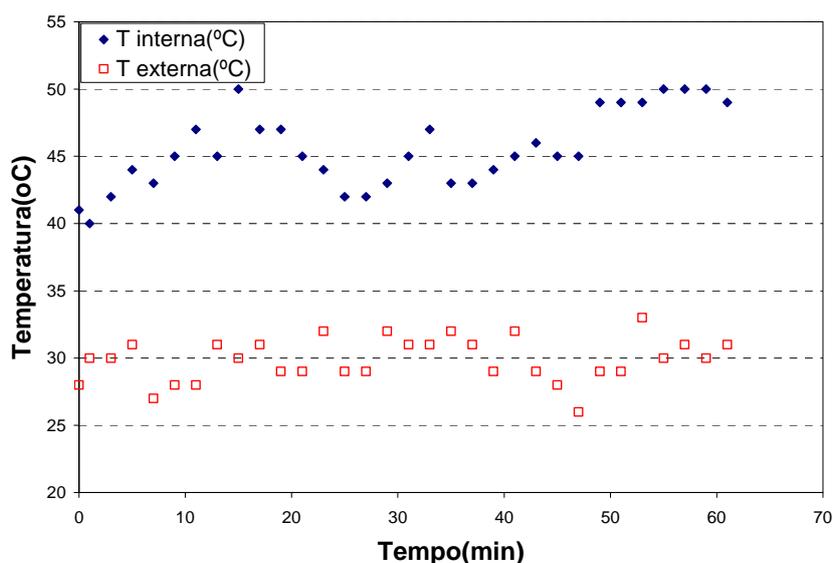


Figura 5.21 – Temperatura interna e externa do ensaio de placa de fluxo D1.

De uma forma geral as curvas de variação de concentração com o tempo apresentam comportamento qualitativo semelhante. Ocorre o aumento das concentrações de CH_4 e CO_2 e as curvas de O_2 são sempre decrescentes, sugerindo que não houve entrada de oxigênio durante o ensaio, seja pelas conexões, pelos tubos ou pelas laterais da placa. A configuração da placa em forma de degrau aparenta ser eficiente, evitando a entrada de ar atmosférico, conforme sugestão de Maciel (2003).

Nos ensaios E1, BC1 e BC5, observa-se a variação máxima na concentração de CH_4 entre 10 e 40 minutos de ensaios. Após esse intervalo, os valores de concentração mantiveram-se constantes, sugerindo a estabilização do crescimento do gás e indicando a máxima concentração de CH_4 no interior da placa. No ensaio E3 a estabilização ocorreu próximo aos 30 minutos de ensaio. Nos demais, a estabilização da concentração de CH_4 ocorreu entre 80 e 140 minutos. Deve ser ressaltado que a margem de erro do equipamento varia entre 5% a mais ou menos da concentração mostrada no visor do aparelho, esse fato pode explicar algumas variações nas curvas apresentadas. O comportamento verificado por diversos autores é a ocorrência da estabilização da concentração entre 140 e 200 minutos (Maciel e Jucá, 2000, Maciel, 2003 e Mariano, 2008). Neste estudo a estabilização ocorreu em diversos momentos. Isso pode ter acontecido devido às condições climáticas, tais como a temperatura ambiente e

pluviosidade, e características geotécnicas do Aterro Sanitário de Belo Horizonte. Deve-se levar em consideração que os ensaios foram realizados em épocas do ano variadas.

Segundo a Agência de Proteção Ambiental da Inglaterra (2004), o tempo necessário para se realizar o ensaio é de 30 minutos a 1 hora, com esses valores é possível calcular o fluxo de gás pela camada de cobertura. O fluxo de CH_4 deve ser calculado no intervalo inicial de cada ensaio para assim obter a máxima taxa de percolação do gás no solo (Maciel, 2003). Neste trabalho foi utilizado o intervalo de 30 minutos.

Durante o ensaio, ocorre o decaimento da variação da concentração com o tempo. No início do ensaio a concentração do gás na placa é nula, sendo o gradiente de concentração máximo. No decorrer do ensaio, o volume do gás dentro da placa vai aumentando, a concentração interna aumenta, o gradiente de concentração diminui e o fluxo de gás é reduzido de acordo com a Lei de Fick (Mariano, 2008).

A temperatura é um fator que interfere no ensaio da placa de fluxo, pode-se notar nas Figuras 5.2 a 5.21 que a temperatura interna oscila em função da temperatura externa. Nestes ensaios as temperaturas internas foram maiores que as externas (do ambiente). A temperatura influencia a densidade dos gases confinados, tendo sido este fato considerado nos cálculos do fluxo de gases.

5.2.1 Determinação do fluxo de CH_4

Os fluxos de CH_4 determinados pelos ensaios de placa na cobertura da Célula Experimental do Aterro Sanitário de Belo Horizonte em termos de peso, estão apresentados na Tabela 5.4.

O fluxo variou entre 23,24 e 337,67 g/dia.m². Apesar de apresentar uma grande variação do fluxo de CH_4 , os mesmos encontram-se dentro da faixa encontrada na literatura. Mariano (2008), em seus ensaios na célula do Aterro de Aguazinha – PE, encontrou valores variando na faixa de 18 a 401 g/dia.m². Tomando como base a área do Aterro Experimental de aproximadamente 3.000 m², e considerando que metade da área do aterro é constituída da camada de cobertura evapotranspirativa e que a outra metade é barreira capilar, obtém-se o valor médio de 375 kg de CH_4 emitido para a atmosfera por dia.

O ensaio realizado no dique do Aterro Experimental de Belo Horizonte (D1), apresenta fluxos mínimos de CH₄, indicando que o fluxo lateral de gases no interior da Célula Experimental é baixo.

Tabela 5.4 – Resultados dos fluxos de CH₄ utilizando a placa de fluxo

Ensaio	Concentração Final de CH ₄ na placa	Fluxo (JCH ₄)		
		g/m ² .s	g/m ² .d	kg/m ² .ano
E1	12	4,85x10 ⁻⁰⁴	41,87	15,28
E2	28	3,51x10 ⁻⁰³	303,26	110,69
E3	31	3,91x10 ⁻⁰³	337,67	123,25
E4	7	2,70x10 ⁻⁰⁴	23,32	8,51
BC1	10	1,22x10 ⁻⁰³	105,07	38,35
BC2	19	1,37x10 ⁻⁰³	118,48	43,24
BC3	4,1	2,69x10 ⁻⁰⁴	23,24	8,48
BC4	5,2	3,39x10 ⁻⁰⁴	29,26	10,68
BC5	18	1,07x10 ⁻⁰³	92,30	33,69
D1	16	1,56x10 ⁻⁰⁴	13,45	4,91

Ao comparar os valores de fluxo de metano dos ensaios E1 e BC1, que ocorrem em datas próximas, 30/10/2007 e 29/10/2007, respectivamente, nota-se que a vazão na camada barreira capilar (38,35 kg/m².ano) é maior que o da camada evapotranspirativa (15,28 kg/m².ano). Esse fato pode ser explicado, pois nesta época do ano o solo está mais seco e como a primeira camada da barreira capilar possui maior espaço de vazios, a presença de oxigênio é maior nesta do que na camada evapotranspirativa constituída basicamente de solo fino (argiloso). Sendo assim o fluxo de gases tem maior facilidade de passagem na camada barreira capilar.

A emissão média da barreira capilar, 73,67 g/dia.m², é menor quando comparado com a camada evapotranspirativa 176,53 g/dia.m². No entanto, nota-se pontos extremos de fluxo no mês de janeiro em ensaios na camada evapotranspirativa, o que ocasionou o aumento desta média. Tendo em vista que neste mês não houve ensaios na camada barreira capilar, torna-se difícil avaliar a eficiência das camadas quanto à oxidação de metano, considerando que os ensaios foram realizados em épocas do ano diferentes, com condições ambientais variáveis.

5.2.2 Determinação do fluxo de CO₂

O fluxo de CO₂ foi obtido utilizando a mesma metodologia descrita para o gás CH₄. Em todos os ensaios de placa de fluxo foi medida a concentração de CO₂ em função do tempo. As curvas de CO₂ apresentadas nas Figuras 5.2 a 5.21 mostram comportamentos semelhantes qualitativamente e as mesmas fases das curvas de CH₄. Para o cálculo dos fluxos foi utilizado

o intervalo de 30 minutos, assim como no cálculo do fluxo de CH₄. Na Tabela 5.5 são apresentados os fluxos de CO₂ em termos mássicos.

Tabela 5.5 – Resultados dos fluxos de CO₂ utilizando a placa de fluxo

Ensaio	Concentração final de CO ₂ na placa	Fluxo (J _{CO2})		
		g/m ² .s	g/m ² .d	kg/m ² .ano
E1	8	1,21x10 ⁻⁰³	104,88	38,28
E2	11	2,70x10 ⁻⁰³	233,24	85,13
E3	9	2,51x10 ⁻⁰³	217,07	79,23
E4	7	3,52x10 ⁻⁰⁴	30,45	11,11
BC1	3,8	8,27x10 ⁻⁰⁴	71,48	26,09
BC2	18	2,16x10 ⁻⁰³	186,30	68,00
BC3	7	3,37x10 ⁻⁰⁴	29,09	10,62
BC4	4,8	4,48x10 ⁻⁰⁴	38,70	14,13
BC5	12	1,42x10 ⁻⁰³	122,32	44,65
D1	1,1	6,90x10 ⁻⁰⁵	5,96	2,18

O fluxo de CO₂ variou entre 29,09 e 233,24 g/dia.m², estando dentro das faixas reportadas na literatura. Mariano (2008) em seus ensaios encontrou variações entre 0 e 387,89 g/dia.m². Considerando a área do Aterro Sanitário Experimental e as diferentes camadas de cobertura a emissão média de CO₂ é de 353,98 kg por dia.

Assim como acontece com o CH₄, o fluxo de CO₂ é menor na camada de cobertura barreira capilar (146,41 g/dia.m²) quando comparado com a camada evapotranspirativa (89,58 g/dia.m²).

Analisando os resultados pode-se observar que nos ensaios E1, E4, BC2, BC4 e BC5, apesar de o crescimento volumétrico de CH₄ ser maior ou igual ao de CO₂, a presença em massa de CO₂ é maior. Isso se deve a diferença de densidade dos gases ($\rho_{CO_2} = 2,75\rho_{CH_4}$). Este tipo de comportamento está coerente com o visto na literatura. Maciel e Jucá (2000) determinaram em seus estudos fluxo volumétrico do CH₄ até 1,75 vezes maior do que o de CO₂.

Este comportamento, que não ocorreu nos ensaios E2, E3, BC1, BC3 e D1, pode ser justificado pela concentração volumétrica de CH₄ ser maior que o dobro da concentração de CO₂.

O ensaio D1 apresenta baixos valores de emissão de CO₂, comportamento semelhante ao encontrado para o fluxo de CO₂.

5.2.3 Influência da umidade do solo e nível de líquidos na emissão de biogás

Os dados de umidade do solo da camada de cobertura e do nível de líquidos no interior do aterro, obtidos de monitoramento do Aterro Experimental de Belo Horizonte (Catapreta, 2008), foram utilizados no entendimento da influência destes na emissão de biogás (Tabela 5.6).

Os valores de umidade correspondem a pontos no interior da camada de cobertura em profundidades de 10 cm, 25 cm e 50 cm. Os níveis de líquidos apresentados se referem aos piezômetros mais próximos ao local de realização dos ensaios de placa e à média dos seis piezômetros em toda a área do aterro sanitário experimental.

Tabela 5.6 – Influência do nível de líquidos no interior do aterro e umidade do solo

Ensaio	Data	Fluxo de CH ₄ kg/m ² .ano	Fluxo de CO ₂ kg/m ² .ano	Nível de Líquidos Interno		Teor de Umidade		
				Dreno	Média	10 cm	25 cm	50 cm
E1	30/10/2007	15,28	38,28	1,05	0,58	37,55	26,96	37,67
E2	22/01/2008	110,69	85,13	2,89	2,23	38,77	36,08	26,96
E3	25/01/2008	123,25	79,23	3,39	3,18	31,83	38,86	38,86
E4	30/04/2008	8,51	11,11	1,23	1,83	27,79	38,57	38,57
BC1	29/10/2007	38,35	26,09	0,06	0,58	30,18	30,53	1,12
BC2	26/11/2007	43,24	68	1,08	0,91	35,76	36,63	3,23
BC3	24/04/2008	8,48	10,62	1,66	1,83	26,96	26,96	1,03
BC4	02/05/2008	10,68	14,13	1,33	1,58	32,64	35,55	5,00
BC5	22/07/2008	33,69	44,65	0,95	1,00	30,74	34,58	2,07

Nota-se que não há uma relação direta entre umidade da camada de cobertura final e a emissão de biogás. Isso pode ser explicado pelo fato de que os valores de umidade ótima para solos empregados na camada de cobertura do Aterro Experimental encontradas por Catapreta (2008) variam entre 21 e 23,8%, e observa-se que os resultados apresentados na Tabela 5.6 nos pontos 10 cm e 25 cm são maiores que a umidade ótima. Segundo Maciel (2003), a permeabilidade de solos compactados ao gás depende da relação umidade-densidade. A permeabilidade decresce lentamente com o aumento de umidade de compactação e umidade no ramo seco da curva de compactação. No entanto, quando a umidade se aproxima da ótima, a permeabilidade decresce rapidamente com pequenos decréscimos de umidades.

Com relação ao nível de líquidos interno, observa-se nos ensaios E2 e E3, ambos ocorridos no mês de janeiro, uma maior taxa de emissão de metano e os maiores valores de nível de líquidos no interior do Aterro Experimental. Uma possível explicação para o aumento da emissão de biogás é o incremento da umidade na massa de resíduos, conseqüentemente a maior taxa de produção de biogás pelos microrganismos biodegradadores de matéria orgânica.

A umidade do solo nos pontos de 50 cm para barreira capilar é menor quando comparada com os solos da camada evapotranspirativa, pois a finalidade da camada superior da cobertura barreira capilar é a de barrar e armazenar água, não deixando que esta infiltre pelo interior do aterro.

5.3 *Medições nos drenos de gases*

Três metodologias foram empregadas para detectar as vazões de gases nos seis drenos presentes no Aterro Sanitário Experimental de Belo Horizonte. Na execução da primeira técnica, utilizou-se o bolhômetro na saída do dreno, como descrito na seção 4.6.4.2. Nenhum resultado foi obtido com essa metodologia, mesmo sendo o bolhômetro um equipamento utilizado para detectar baixas vazões.

Com a utilização do gasômetro, segunda metodologia utilizada, não foi possível obter resultados. Inicialmente a duração do ensaio foi de uma hora. Devido à baixa vazão de gases, manteve-se o dreno fechado com o cap por um período de 20 dias, para possível detecção da vazão de gases. Porém nenhum resultado foi obtido nos dois cenários analisados.

Na terceira metodologia empregou-se técnica semelhante à placa de fluxo, descrita na seção 4.6.4.1. A Tabela 5.6 apresenta os valores de vazões encontrados em cada um dos seis drenos.

Tabela 5.7 – Resultados dos dados obtidos em ensaios nos drenos

Ensaio	Data	Concentração final dos gases no dreno (%)			Temperatura Média (°C)		Duração do ensaio(min)
		CH ₄	CO ₂	O ₂	interna	externa	
A1 (Dreno1)	04/12/2007	37	46	0,7	33	27	15
A2 (Dreno2)	30/10/2007	29	40	0,8	32	25	15
A3 (Dreno3)	21/11/2007	39	32	0,5	30	25	15
A4 (Dreno4)	29/10/2007	44	56	1,9	32	29	15
A5 (Dreno5)	26/11/2007	38	38	0,5	31	24	15
A6 (Dreno6)	27/11/2007	50	37	0,7	30	24	15

As curvas dos ensaios de fluxo nos drenos são apresentadas nas Figuras 5.22 a 5.27. As Figuras apresentam os gráficos de variação das concentrações dos gases em função do tempo de duração do ensaio.

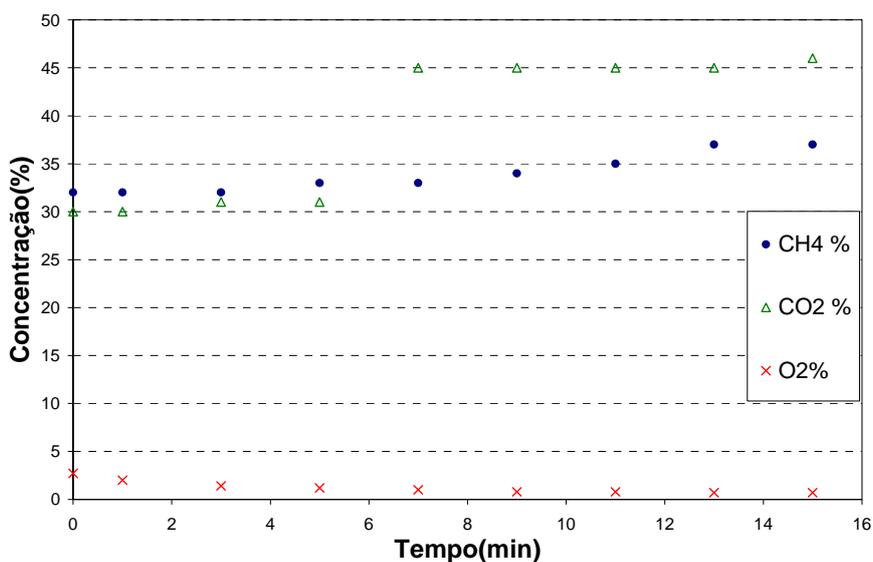


Figura 5.22 – Ensaio de fluxo no dreno 1.

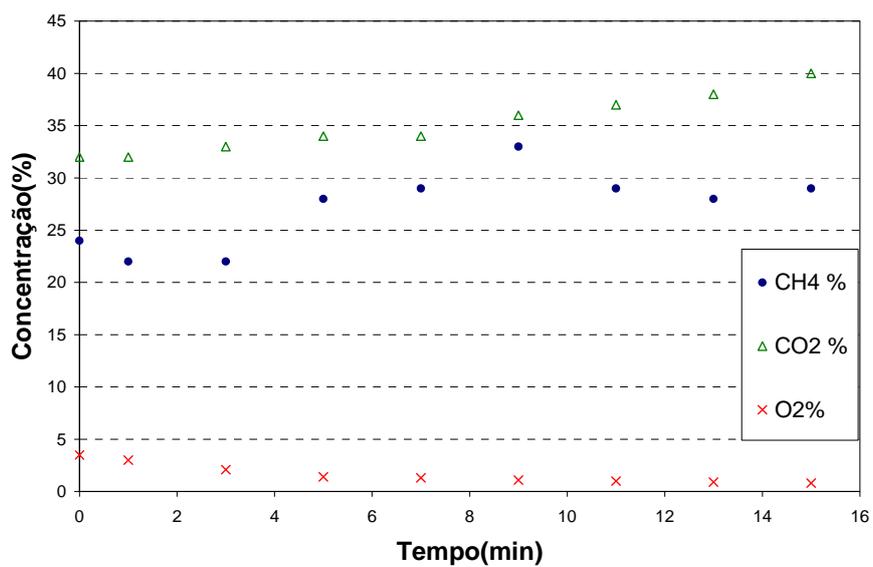


Figura 5.23 – Ensaio de fluxo no dreno 2.

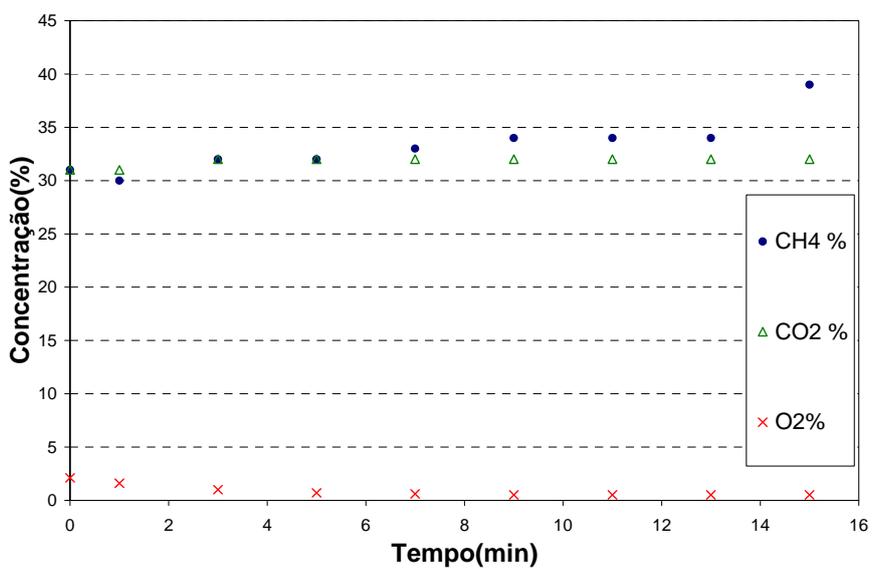


Figura 5.24 – Ensaio de fluxo no dreno 3.

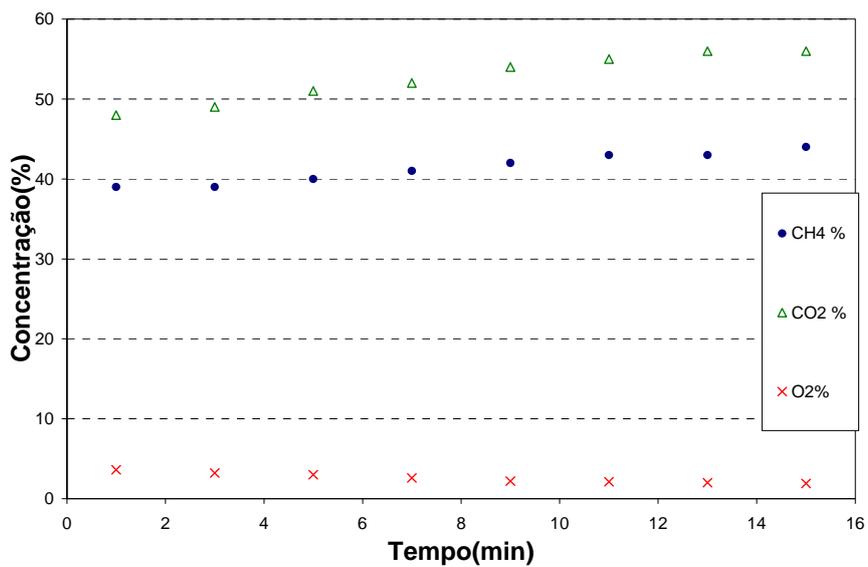


Figura 5.25 – Ensaio de fluxo no dreno 4.

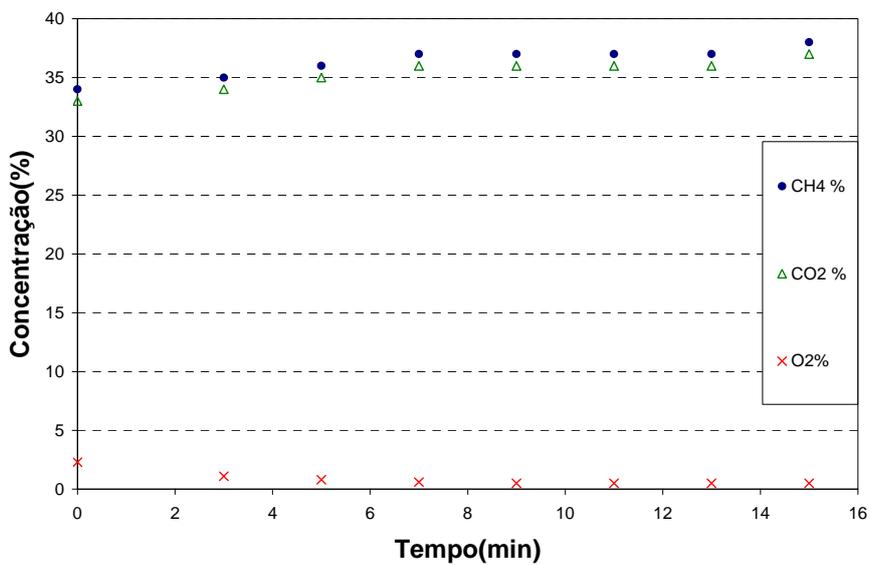


Figura 5.26 – Ensaio de fluxo no dreno 5.

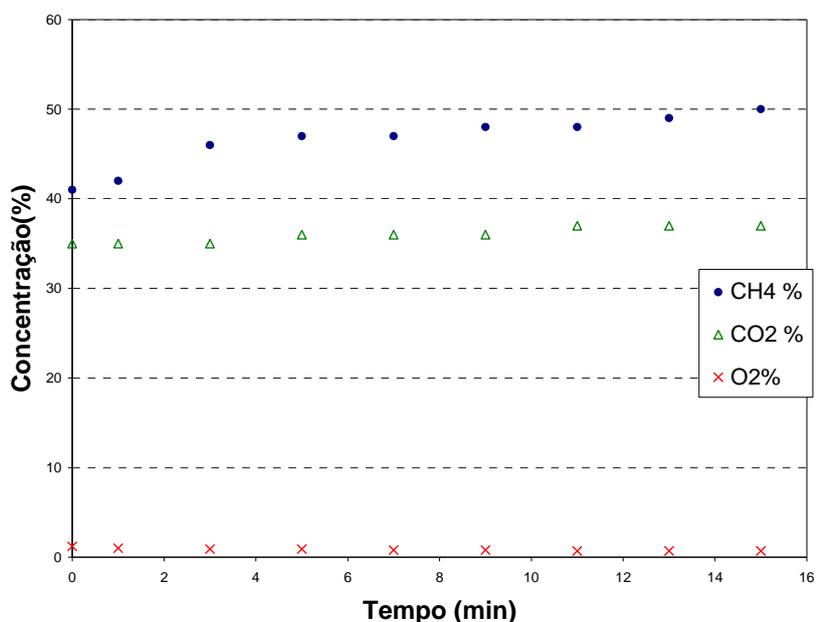


Figura 5.27 – Ensaio de fluxo no dreno 6.

Os ensaios realizados nos drenos tiveram duração de 15 minutos, pois a concentração de O_2 já estava bem próxima a zero. Como nos ensaios da placa de fluxo, as concentrações de CH_4 e CO_2 foram crescentes e a de O_2 decrescente, indicando que não havia a entrada de ar.

Os gráficos mostram comportamento semelhante. A inclinação é mais acentuada nos primeiros 5 minutos de ensaio. Após esses minutos iniciais as curvas tendem a manter-se constantes, indicando a estabilização da concentração dos gases. Embora não tenha sido encontrada na literatura metodologia comprovada para o cálculo do fluxo em drenos a partir dos resultados do procedimento realizado, as mesmas equações utilizadas para a avaliação do fluxo pela camada de cobertura foram empregadas com algumas modificações. O volume útil utilizado foi o do dreno de gases e não é feita a divisão pela área, considerando que a soma das vazões dos seis drenos é o valor da vazão de gases de todo o aterro. As Tabelas 5.7 e 5.8 apresentam os fluxos de CH_4 e CO_2 nos drenos.

Tabela 5.8 – Fluxos de CH₄ nos drenos

Ensaio	Concentração final no dreno	Fluxo (JCH ₄)		
		J (kg/s)	J(g/s)	J(g/d)
A1 (Dreno1)	37	$3,33 \times 10^{-7}$	$3,33 \times 10^{-04}$	28,81
A2 (Dreno2)	29	$1,46 \times 10^{-06}$	$1,46 \times 10^{-03}$	126,14
A3 (Dreno3)	39	$5,82 \times 10^{-07}$	$5,82 \times 10^{-04}$	50,25
A4 (Dreno4)	44	$4,49 \times 10^{-07}$	$4,49 \times 10^{-04}$	38,76
A5 (Dreno5)	38	$7,11 \times 10^{-07}$	$7,11 \times 10^{-04}$	61,40
A6 (Dreno6)	50	$2,33 \times 10^{-06}$	$2,33 \times 10^{-03}$	201,03
Total (Seis drenos)		$5,86 \times 10^{-06}$	$5,86 \times 10^{-03}$	506,38

Tabela 5.9 – Fluxos de CO₂ nos drenos

Ensaio	Concentração final no dreno	Fluxo (JCO ₂)		
		J (kg/s)	J(g/s)	J(g/d)
A1 (Dreno1)	46	$1,17 \times 10^{-06}$	$1,17 \times 10^{-03}$	100,85
A2 (Dreno2)	40	$2,09 \times 10^{-06}$	$2,09 \times 10^{-03}$	180,65
A3 (Dreno3)	32	$1,18 \times 10^{-06}$	$1,18 \times 10^{-03}$	101,84
A4 (Dreno4)	56	$3,7 \times 10^{-06}$	$3,70 \times 10^{-03}$	319,77
A5 (Dreno5)	38	$1,95 \times 10^{-06}$	$1,95 \times 10^{-03}$	168,84
A6 (Dreno6)	37	$9,26 \times 10^{-07}$	$9,26 \times 10^{-04}$	80,00
Total (Seis drenos)		$1,10 \times 10^{-05}$	$1,10 \times 10^{-02}$	951,95

O fluxo encontrado utilizando esta metodologia variou nos drenos entre 80 e 319,77 g/dia para CO₂ e 28,81 a 201,03 para CH₄. O somatório dos drenos, total emitido por estes, foi de 953,95 g/d de CO₂ e 506,38 g/d de CH₄. Essas vazões são extremamente baixas, confirmando o que já havia sido identificado nas duas metodologias empregas e citadas anteriormente.

Uma das possíveis causas para os baixos fluxos de gases nos drenos é o mau funcionamento ou até dimensionamento dos drenos. No entanto para assumir tais conclusões, há a necessidade de maior aprofundamento sobre o assunto em questão.

5.4 Retenção do metano na camada de cobertura

Embora ainda de forma qualitativa e preliminar, observa-se uma redução significativa das concentrações de metano, quando são comparados os valores obtidos no interior do aterro sanitário experimental e na sua superfície.

Na Tabela 5.9 são apresentados os valores finais das concentrações dos gases CH₄, CO₂ e O₂ no interior do aterro, medido através dos drenos de gases, e os valores obtidos nos ensaios da placa de fluxo.

Tabela 5.10 – Comparação das concentrações dos gases nos drenos e nos ensaios de placa

Data	Placa			Dreno			CH ₄ placa/CH ₄ dreno (%)	Redução CH ₄ (%)
	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂		
29/10/2007	10	3,8	9,4	40	30	1,9	25	75
30/10/2007	12	8	16,9	37	29	0,9	32	68
26/11/2007	19	18	12,2	37	30	2,2	51	49
22/01/2008	28	11	9	38	30	0,4	74	26
25/01/2008	31	9	11,4	36	31	0,5	86	14
24/04/2008	4,1	7	13,1	35	32	0,9	12	88
30/04/2008	7	7	7,9	25	28	1,4	28	72
02/05/2008	5,2	4,8	12,9	31	31	0,8	17	83
22/07/2008	18	12	9,3	38	30	1,8	47	53

Ao analisar a Tabela 5.9, nota-se a redução da concentração de metano na superfície em relação ao interior do aterro sanitário experimental. A redução variou entre 14 e 88%, com uma média de 59%. No mês de janeiro de 2008, quando ocorreram as maiores emissões pela camada de cobertura, conforme Tabela 5.5 (Ensaio E2 e E3), observa-se a menor redução de metano. A menor redução pode ser explicada pela menor concentração de oxigênio devido ao solo estar com elevado grau de saturação. O valor médio de retenção está de acordo com o observado na literatura. Maciel (2003) constatou a redução máxima de 60%.

De acordo com a literatura a principal razão de retenção do CH₄ nas camadas de cobertura final de aterros é a retenção biológica do gás através da oxidação do metano, realizada por bactérias metanotróficas. Vale ressaltar que a oxidação acontece apenas com o metano, e como resultado dessa reação obtêm-se o CO₂. No entanto, foi observada a redução da concentração de CO₂. Segundo a reação de oxidação de metano deveria haver o aumento da concentração deste gás após a passagem pela camada de cobertura. Esse fato também foi observado por Teixeira (2008).

Catapreta (2008) em seus estudos apresenta os resultados do monitoramento sistemático das concentrações dos gases nos drenos do aterro sanitário experimental, realizado durante dois anos. Na Tabela 5.11 são apresentados os valores médios e medianos de CH₄ encontrados nos ensaios e na Tabela 5.12 são apresentadas as concentrações finais de metano nos ensaios das placas de fluxo.

Tabela 5.11 – Concentração de CH₄ (%) nos drenos do Aterro Experimental

	Dreno 1	Dreno 2	Dreno 3	Dreno 4	Dreno 5	Dreno 6
Média	28,8	27,3	32,3	36,8	33,8	35,8
Mediana	32,0	30,0	32,5	38,0	33,0	35,0

Fonte: Modificado de Catapreta (2008).

Tabela 5.12 – Concentração de CH₄ final nos ensaios de placa de fluxo

Ensaio	E1	E2	E3	E4	BC1	BC2	BC3	BC4	BC5
Concentração de CH₄ (%)	12,0	28,0	31,0	7,0	10,0	19,0	4,1	5,2	18,0

Os valores médios das concentrações medidas nos drenos situados na área da camada evapotranspirativa e de barreira capilar foram de 31,5% e 35,5%, respectivamente. Comparando esses resultados aos valores médios obtidos na superfície com a placa de fluxo, 19,5% na camada evapotranspirativa e 11,26% na barreira capilar, observam-se reduções médias de 38% e 68% para a camada evapotranspirativa e barreira capilar, respectivamente.

Notadamente, na camada de cobertura barreira capilar a emissão de CH₄ é menor. Esse fato pode ser explicado pela maior retenção na camada de cobertura, seja física, química ou biologicamente.

Para afirmar a ocorrência da oxidação do metano nas camadas de coberturas, há a necessidade de estudos microbiológicos, que confirmem a presença das bactérias metanotróficas oxidadoras de metano.

5.5. Estimativa da Produção de Biogás utilizando o LANDGEM

5.5.1 Potencial de geração de metano (L_o)

Os parâmetros necessários para a obtenção de L_o, segundo a Equação 3.2, estão descritos na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 – Parâmetros para o cálculo do potencial de geração de metano

Parâmetro	Valor
FCM	1,0
COD	145,96 kg de C/ t resíduo
COD_f	0,5
F	0,55
L_o	53,52 kg de CH ₄ / t de resíduo ou 84,33 m ³ de CH ₄ / t de resíduo

Tendo em vista, que o aterro experimental em estudo, foi construído dentro dos padrões de engenharia, tal como um aterro sanitário totalmente controlado e monitorado, o valor mais adequado, segundo a Tabela 3.5 é de FCM=1,0.

Para o cálculo de COD utilizou-se a Equação 3.3 e os valores da Tabela 3.6, que traz a composição gravimétrica dos resíduos depositados no aterro sanitário experimental. A composição gravimétrica dos componentes madeira e tecidos foi inserida em um único grupo na caracterização dos resíduos. Por este motivo, para o cálculo de COD, o valor foi dividido a metade, sendo 2,02% para tecidos e 2,02% para madeira. Segundo Kollmann & Coté (1968) citado por Ensinas (2003), somente 70% da madeira é passível de ser biodegradada, pois os 30% restantes são compostos por lignina que não degrada ou degrada a taxas muito pequenas. Portanto adotou-se que a quantidade de madeira degradável representa 1,41% do total da massa de resíduo.

O valor encontrado para COD foi de 145,96 kg de C/ t resíduo, inferior àquele apresentado por Ensinas (2003), que encontrou o valor de 198,8 kg de Carbono Orgânico Degradável por tonelada de resíduo doméstico no Aterro Delta em Campinas – São Paulo.

Com os dados obtidos anteriormente, foi calculado o valor de L_0 . Utilizando a fração em volume de biogás de 55%, porcentagem recomendada pela USEPA (2001), o valor de L_0 foi de 53,52 kg de CH_4 / t de resíduo.

O valor encontrado por Ensinas (2003) para o Aterro Delta, em Campinas, utilizando a metodologia do IPCC (1996) foi de 159,9 m^3 de CH_4 / t de resíduo. Carvalho *et al.* (2008) em seus estudos no Aterro Metropolitano Centro – Salvador, utilizando a mesma metodologia empregada neste trabalho, obtiveram o valor de L_0 variando entre 65,9 e 66,62 m^3 de CH_4 / t de resíduo. A diferença nos valores encontrados pode ser justificada pela diferença na composição gravimétrica do resíduo depositado no aterro.

5.5.2 Taxa de geração de metano (k)

Para o cálculo de k é necessário conhecer a vazão de gás metano, L_0 , a quantidade e tempo de deposição do resíduo no local. Quando todos esses parâmetros são conhecidos o cálculo é feito por meio de método iterativo.

Para a simulação do modelo LANDGEM os valores de k utilizados foram os encontrados na literatura para o Aterro de Bandeirantes, em São Paulo, e Aterro Delta, em Campinas. Esses aterros possuem o valor de k de 0,0395/ano e 0,0283/ano, respectivamente (Ensinas, 2003).

5.5.3 Simulações de Geração de biogás utilizando o LANDGEM

Foram realizadas simulações utilizando os valores sugeridos pelo programa. Os resultados referentes ao segundo ano da simulação, que corresponde ao instante real de realização dos ensaios de placa, indicam que estariam sendo produzidas 142 toneladas de metano por ano, utilizando parâmetros extremos. Considerando parâmetros mais conservadores obteve-se 11 toneladas de metano por ano (Tabela 5.14). Notam-se valores de vazão muito discrepantes. Por este motivo, torna-se de importante utilizar parâmetros de entrada mais próximos da realidade do aterro.

A Tabela 5.14 apresenta os valores de simulações utilizando o parâmetro de entrada L_0 calculado para o aterro sanitário experimental e para k, os valores encontrados em estudos feitos no Aterro de Bandeirantes, em São Paulo, e no Aterro Delta, em Campinas.

Tabela 5.14 – Simulações de produção de biogás utilizando o LANDGEM

Especificação	Valores de entrada		Produção de gás (t/ano)		
	k	L_0	CH ₄	CO ₂	Total
Convencional	0,05	170	45	100	158
Áreas áridas	0,02	170	18	42	66
Inventário Convencional	0,04	100	21	48	75
Inventário áreas áridas	0,02	100	11	25	38
Inventário áreas úmidas	0,7	96	142	320	498
L_0 calculado/ k (Aterro Delta)	0,0283	84	13	29	45
L_0 calculado/ k (Aterro Bandeirantes)	0,0395	84	18	40	63

Os valores obtidos, utilizando os valores de k do Aterro Delta e do Bandeirantes, são significativamente inferiores aos encontrados no aterro sanitário experimental com a utilização da placa de fluxo. Os valores obtidos com o LANDGEM deveriam ser maiores do que os valores encontrados em ensaios de campo, pois o primeiro retorna a taxa de geração de biogás, enquanto o segundo retorna valores de emissões para a atmosfera. Estes valores devem ser menores devido às transformações químicas e biológicas, tal como a oxidação do metano, que ocorrem no interior do aterro e na camada de cobertura.

O valor estimado a partir dos ensaios da placa de fluxo realizados encontra-se próximo aos obtidos pelo modelo LANDGEM utilizando valores extremos para os parâmetros k e L_0 , sugeridos pelo próprio programa. Os valores extremos são referentes ao inventário para áreas úmidas, mesmo assim, esse valor é inferior a vazão calculada através de métodos “in situ”, utilizando a placa de fluxo de estática. Esses dados confirmam a necessidade de estudos aprofundados em aterros sanitários para o cálculo da vazão de metano, tendo em vista que o Modelo LANDGEM é utilizado para estimativa de vazões que são utilizadas em processo de Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL).

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Neste capítulo serão apresentadas as conclusões obtidas a partir dos estudos realizados e as sugestões para futuras pesquisas.

- A técnica da placa de fluxo, bem como sua configuração, mostrou-se adequada para a realização dos ensaios, cujos procedimentos foram simples e de baixo custo.
- As concentrações finais do biogás na placa variaram entre 25 a 42% para o CH₄ e 25 e 33% para o CO₂. Esta variação ocorre devido as condições climáticas da área do aterro e geotécnicas das camadas de cobertura. Pode-se indentificar que o aterro sanitário está na fase metanogênica de biodegradação do RSU.
- Todos os procedimentos utilizados para a determinação do fluxo de gases pelo sistema de drenos implantado no aterro sanitário experimental indicaram vazões muito baixas, sugerindo a pouca eficiência dos mesmos.
- O fluxo de CH₄ pela camada de cobertura encontrado utilizando a metodologia da placa de fluxo variou entre 23,24 e 337,67 g/dia.m², emitindo para a atmosfera em média 375 kg por dia. O fluxo de dióxido de carbono variou entre 29,09 e 233,24 g/dia.m², sendo em média 353 kg por dia. Os valores tanto de fluxo de metano quanto o de dióxido de carbono apresentam grande variação tanto em massa quanto em vazão. No entanto, estão dentro das faixas encontradas na literatura.
- A emissão média de biogás pela barreira capilar foi menor quando comparado com a camada evapotranspirativa. No entanto, não foi possível avaliar qual a barreira com a maior eficiência quanto à retenção do biogás e oxidação do metano.
- Embora ainda de forma preliminar, observou-se uma redução significativa das concentrações de metano, quando são comparados os valores obtidos no interior do aterro sanitário experimental e na sua superfície, configurando uma possível oxidação do mesmo nas camadas de cobertura com valor médio de 59%. Observam-se reduções médias de 38% e 68% para a camada evapotranspirativa e barreira capilar, respectivamente.

- Os valores encontrados com a simulação do modelo LANDGEM não representaram as possíveis vazões de produção de biogás. Utilizando o valor de L_0 calculado pela metodologia descrita em IPCC (2006) e valores de k encontrados na literatura calculados para aterros similares ao aterro experimental, os valores encontrados apresentaram-se menores que as vazões emitidas para a atmosfera. Portanto, ao comparar as emissões de biogás obtidas pelos ensaios de campo com as previstas com o modelo LANDGEM, observou-se uma grande dispersão dos resultados e não coerência com os dados obtidos em campo.

Baseado nesta pesquisa, recomenda-se para futuros trabalhos:

- Estudos aprofundados sobre a oxidação do metano na camada de cobertura do Aterro Sanitário Experimental, utilizando ferramentas da microbiologia para entendimento do fenômeno que ocorre neste meio;
- Quantificação da emissão de biogás pelas fissuras presentes na camada de cobertura, podendo assim, entender a interferência desta na emissão dos gases para a atmosfera;
- Modelar a emissão do biogás utilizando outros modelos, tal como o MODUELO;
- Incluir o acompanhamento da geração de outros gases no monitoramento do biogás gerado.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN ASSOCIATION FOR STATE HIGHWAY AND TRANSPORTATION OFFICIALS (AASHTO). **Standard specifications for transportation materials and methods of sampling and testing**. Specifications, part 1 and tests, part 2, Washington, 1978.

AUGENSTEIN, D.;PACEY, J. Modelling landfill methane generation. **Proceedings of the Third International Landfill Symposium**, Sardenha, Italia, v. 1, p115-148, 1991.

BAHR, T.; FRICKE, K; HILLEBRECHT, K.; KOLSH, F.; REINHARD, B. **Clean Development Mechanism – Tratamento de resíduos sólidos e oxidação de gás metano para minimização de emissões**. 2006.

BANCO MUNDIAL. **Manual para a Preparação de Gás de Aterro Sanitário para Projetos de Energia na América Latina e Caribe**. 2004.

BIDONE, F.R.A. **Conceitos básicos de Resíduos Sólidos**. São Carlos – EESC/USP, 120p, 1999.

BOGNER J.; SCHEUTZ C.; CHANTON J.; BLAKE D.;MORCET M.; ARAN C. E.; KJELDSSEN, P. Field measurement of nonmethane organic compound emissions from landfill cover soils. **International Waste Management and Landfill Symposium**, 2003.

BÖRJESSON, G. Inhibition of methane oxidation by volatile sulfur compounds (CH₃SH and CS₂) in landfill cover soils. **Waste Management & Research**, v.19, p 314-319, 2001.

BRITO FILHO, L.F. **Estudo de gases em aterros. Casos: Nova Iguaçu e Terra Brava**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

CAMPOS, C. P. **Emissões históricas do CO₂ da mudança do uso da terra para agricultura e pastagem e a contribuição dos países para a mudança do clima- A proposta do Brasil para a Convenção do Clima**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 148 p, 2007.

CARVALHO, M.F.; MACHADO, S. L.; NASCIMENTO, J.C.F.; SANTOS, A.C. Procedimento Simplificado para Obtenção de Parâmetros de Geração de Metano em Regiões Tropicais. In: **Anais COBRAMSEG**. p. 123- 130, 2008.

CASSA, J. C. S. **Reciclagem de entulho para a produção de materiais de construção, Projeto Entulho Bom**. Salvador. EDUFBA, 312p., 2001.

CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES / RiMa, 294 p., 2003.

CATAPRETA, C.A.A. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto e construção**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. 314 p, 2008.

CHRISTOPHERSEN, M.; KJELDSEN, P.; HOLST, H.; CHANTON, J. Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation. **Waste Management & Research**. nº 19. p 595-612, 2001a.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. **Applied Geochemistry (Journal of the International Association of GeoChemistry)**, v.16, n 7-8, pp.659-718, 2001b.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Resíduos sólidos industriais**. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 2a edição, 233 p., 1992.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Inventário Estadual de Resíduos Domiciliares**. São Paulo, SP, 2004.

CORTÁZAR, A. L.G. **Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado.UNIVERSIDADE DE CANTABRIA. 2003

COSSU, R.; MUNTONI, A.; CHIARANTINI, L.; MASSACCI, G.; SERRA, P.; SCOLLETTA, A.; STERZI, G. Biogas emission measurements using static and dynamic flux

chambers and infrared methods. **Proceedings of the Sixth International Landfill Symposium, Sardenha**, Italia, v. 4, p 103-114, 1997.

CZEPIEL, P.M.; MOSHER, B.; HARRISS, R.C. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, No D11, p 711-719, 1996.

EL FADEL, M. FINDIKAKIS, A.N., LECKIE, J.O. Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills. I. Model formulation. **Waste Management & Research**, v.14, p.483-504, 1996a.

EL FADEL, M. FINDIKAKIS, A.N., LECKIE, J.O. Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills II. Model application. **Waste Management & Research**, v.14, p.537-551, 1996b.

ENSINAS, A.V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas – SP**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, 129 p., 2003.

ENVIRONMENT AGENCY. **Guidance on monitoring landfill gas surface emissions**. Inglaterra, 63 p, 2004.

FIRMO, A.L.B. **Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos: Calibração de experimentos em diferentes escalas**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 130p, 2008.

FISCHER, C.; MAURICE, C.; LAGERKVIST, A. **Gas Emission from Landfills an overview of issues and research needs**. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden.55p, 1999.

FOURIE, A.B.; MORRIS, J.W.F. Measured gas emission from four landfills in south africa and some implications for landfill design and methane recovery in semi-arid climates. **Waste Management and Research**, v.22, p 440-453, 2004.

GARG, A.; ACHARI G.; JOSHI, R.C. A model to estimate the methane generation rate constant in sanitary landfills using fuzzy synthetic evaluation. **Waste management and Research**, v.24, p 363-375, 2006.

HUMER, M.; LECHNER, P. Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. **Waste Management & Research**, v.17, p 443-452, 1999.

HUMER, M.; LECHNER, P. Compost covers as a measure for minimisation of methane emissions and leachate from landfills. **Proceedings of the International Conference Orbit on Biological Proceedings of Waste**. Berlim, 2001.

IGNATIUS, S.G. **Fluxo unidirecional de gás através de um solo compactado - Determinação laboratorial de parâmetros**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 337p, 1999.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual**. v.3. 1996.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Waste. In: Climate Change 2001: A Scientific Basis**. p 6.1-6.20, 2001.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual**. v.3, 2006.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. 996pp, 2007.

MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T. Laboratory and field test for studying gas flow through MSW landfill cover soil. **ASCE Geotechnical Special Publication (Denver-USA)**, nº 99, pp.569-585, 2000.

MACIEL, F.J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, 173 p., 2003.

MARIANO, M.O.H. **A avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. 233p, 2008.

MATSUFUJI, Y. **Technical guideline on sanitary landfill**. S. I.: JICA, 1994. (JICA WJA04c).

MCBAIN, M.C.; WARLAND, J.S.; MCBRIDE, R.A.; RIDDLE, C. W. Micrometeorological measurements of N₂O and CH₄ emissions from a municipal solid waste landfill. **Waste Management & Research**. nº 23. p 409-419, 2005.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no Estudo do comportamento do aterro sanitário da Muribeca**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. 2003.

PARASKAKI, I.; LAZARIDIS, M. Quantification of landfill emission to air: a case study of the Ano Liosia site in the greater Athens area. **Waste Management & Research**, nº 23. p 199-208, 2005.

PARK, J.W. E SHIN, H.C. Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. **Atmospheric Environment**. v. 35 , p. 3445-3451, 2001.

PEREIRA NETTO, A. D.; SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. & ARBILLA, G. Polycyclic aromatic hydrocarbons in leachate from a municipal solid waste dump of Niterói city, RJ, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, 68:148-154, 2002

REINHART, D.R., COOPER D.C. Flux chamber design and operation for the measurement of municipal solid waste landfill gas emission rates. **Air Waste Management Association**. p.1067-1070.1992.

SECRETARIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA (SMLU). **Caracterização dos Resíduos Sólidos de Belo Horizonte**. Belo Horizonte: SMLU, 52 p, 2004.

SIMÕES, G.F. **Avaliação do desempenho de barreiras evapotranspirativas utilizadas em camadas de cobertura final de aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos**. Relatório Técnico Final de Projeto de Pesquisa, FAPEMIG, Processo EDT 2158/03. 54p, 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G., THIESEN, H., VIGIL, S. A.. **Integrated solid waste management - engineering principles and management issues**. New York: McGraw-Hill International Editions. 978 p, 1993.

TEIXEIRA, P.F. **Oxidação Biológica do Metano em Coberturas de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Dinâmica do Processo e Aspectos Geotécnicos**. Tese de Doutorado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. SÃO PAULO, 149 p., 2008.

TRÉGOURÉS, A.; BENEITO, A.; BERNE, P.; GONZE, M.A.; SABROUX, J.C.; SAVANNE, D.; POKRYSZKA, Z.; TAUZIÉDE, C.; CELLIER, P.; LAVILLE, P.; MILWARD, R.; ARNAUD, A.; LEVY, F.; BURKHALTER, R. Comparison of seven methods for measuring methane flux at a municipal solid waste landfill site. **Waste Management & Research**. n° 17. p 453-458, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **Air Emissions from Municipal Solid Waste Landfills – Background Information for Proposed Standards and Guidelines**. Emission Standards Division. 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **Turning a liability into an asset: A landfill gas-to-energy project development handbook**. 139p, 1996.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **Adapting boilers to utilize landfill gas: Feasible and cost-effective**. Office of Air and Radiation. 2001.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Evapotranspiration landfill cover system**. Fact sheet. 12 p, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **LANDGEM (Landfill Gas Emission Model)**, Version 3.01 – User’s Guide, EPA – Environmental Research Group, 2005.

VALENTINE, D.L. **Biogeochemistry and microbial ecology of methane oxidation in anoxic environments: a review**. In: Antonie van Leeuwenhoek. v. 81, p. 271-282, 2002.

VIEIRA, A. M. **Estudo de barreiras capilares como cobertura final de aterro de resíduo**. Tese de Doutorado. Escola Politécnica – USP, 287 p., 2005.

YOUNG, A. **Applications of Computer Modelling to Landfill Process**. DoE Report Number CWM 039A/92. Department of the Environmental. University of Oxford, 1992.

WAWRA, B.; HOLFELDER, T. Development of a landfill cover with capillary barrier for methane oxidation- the capillary barrier as gas distribution layer. **Proceedings Sardinia Ninth International waste management and landfill Symposium**, Itália, 2006.

YOUNG, A., **Mathematical Modeling of the Methanogenic Ecosystem**, **Microbiology of Landfill Sites**, 2º edição, p.67-89, 1995.