

**UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, NATURAIS E TECNOLOGIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ENSAIO DE REDUÇÃO DE VOLUME POR  
COMPRESSÃO EM AMOSTRAS DE RESÍDUO SÓLIDO DOMICILIAR  
ENFARDADO**

**ENGº CIVIL CARLOS ALBERTO DURAN**

**RIBEIRÃO PRETO  
2009**

# **Livros Grátis**

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

**CARLOS ALBERTO DURAN**

**GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ENSAIO DE REDUÇÃO DE VOLUME POR  
COMPRESSÃO EM AMOSTRAS DE RESÍDUO SÓLIDO DOMICILIAR  
ENFARDADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador - Prof. Dr. Reinaldo Pisani Júnior

**RIBEIRÃO PRETO  
2009**

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento Técnico da  
Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

D948g Duran, Carlos Alberto, 1953 -  
Geração de biogás em ensaio de redução de volume  
por compressão em amostras de resíduo sólido domiciliar  
enfardado / Carlos Alberto Duran.- - Ribeirão Preto, 2009.  
140 f.: il. color.

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Pisani Junior.

Dissertação (mestrado) - Universidade de Ribeirão  
Preto, UNAERP, Tecnologia ambiental. Ribeirão Preto,  
2009.

1. Tecnologia ambiental. 2. Resíduo sólido domiciliar.  
3. Metano – Emissões. 4. Compactação - Resíduos. I. Título.

CDD: 628

**Carlos Alberto Duran**

**GERAÇÃO DE BIOGÁS EM ENSAIO DE REDUÇÃO DE VOLUME POR  
COMPRESSÃO EM AMOSTRAS DE RESÍDUO SÓLIDO DOMICILIAR  
ENFARDADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pósgraduação em Tecnologia Ambiental da Universidade de Ribeirão Preto para obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

**Área de concentração: Tecnologia Ambiental**

**Data da defesa: 26/08/2009**

**Resultado:**

**BANCA EXAMINADORA**



---

Prof. Dr. Reinaldo Pisani Júnior – Orientador  
Universidade de Ribeirão Preto



---

Prof. Dr. Luciano Farias de Novaes  
Universidade de Ribeirão Preto



---

Prof. Dr. Valdir Schalch  
Escola de Engenharia de São Carlos/USP

**RIBEIRÃO PRETO  
2009**

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador **Prof. Dr. Reinaldo Pisani Junior**, pela confiança em meu trabalho, por ter acreditado nas minhas possibilidades e por tantas vezes me ajudado neste caminho cheio de tropeços através de determinantes e criteriosas orientações durante a pesquisa.

Ao **Prof. Rodrigo Latanze**, do laboratório de Química da Universidade de Ribeirão Preto – SP, por realizar as análises cromatográficas no biogás.

Ao **DAERP**, Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto, órgão responsável pela gestão do resíduo sólido de Ribeirão Preto.

**Superintendente** – Darwin José Alves.

**Diretor Técnico** – Adalton Gilberto Santini.

**Supervisor de Departamento** – Marilena do Nascimento Falsarella.

**Eng° de campo** - Carlos de Paula Ferreira Neto.

À **LEÃO LEÃO AMBIENTAL**, concessionária responsável pela coleta e disposição final do resíduo pela cooperação informativa e técnica.

**Diretor Presidente** - Eng° Carlos Eduardo Alvim.

**Gerente Operacional** - Eng° Luciano de Castro Pereira.

À **BASE FUNDAÇÕES**, que cedeu suas instalações e equipamentos como parte desta pesquisa.

**Diretor Técnico** - Ademir dos Santos.

**Diretor Administrativo** - Eng° Ricardo Aparecido Debiagi.

À **ANÍSIO COMUNICAÇÃO VISUAL**, que cedeu suas instalações, materiais e funcionários para confecção de acessórios utilizados nesta pesquisa.

**Diretor** - Anísio da Silva.

À **HS HIDRASEME**, indústria de prensas para papel, alumínio, plástico e bagaço de cana, que forneceu catálogos de diferentes equipamentos e detalhes técnicos.

**Diretor** - Carlos Pereira.

Aos alunos do curso de **ENGENHARIA QUÍMICA**, Alan Renato Margutti Grossi, Flamínio Vitolo Neto, pela cooperação no trabalho de quarteamento, enfardamento no aterro sanitário, montagem dos lisímetros e medições de laboratório.

Aos alunos Mônica de Cássia Luciano e Thiago Oliveira de Souza que realizaram as análises físico-químicas.

## RESUMO

Neste trabalho, fez-se uma avaliação da influência da umidade e da massa específica aparente do resíduo sólido domiciliar (RSD) em lisímetros no período de um ano. O resíduo foi quarteado no aterro sanitário de Ribeirão Preto e 1800 kg foram enfardados em cestos de tela de aço. Conduzidos ao laboratório, os fardos foram dispostos em doze lisímetros de duzentos litros para trabalhar em ambiente anaeróbio subdivididos em três grupos de quatro unidades em função de sua massa específica aparente e da umidade em base úmida. O grupo 1 de lisímetros recebeu fardos com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup> e umidades de 49,2%, 54,2% e 58,7% sendo que dois lisímetros trabalharam em réplica na umidade de 49,2%. O grupo 2 de lisímetros operou com massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup> e umidades de 49,2%, 54,2% e 57,7%, dois lisímetros trabalharam em réplica na umidade de 54,2% e para a umidade de 57,7% obteve-se a saturação do meio poroso com água. O grupo 3 de lisímetros operou com massa específica aparente de 1000 kg/m<sup>3</sup> e umidades de 49,2%, 54,2% e 55,0%, não sendo possível montar a réplica de umidade de 58,7% pois os resíduos saturaram numa umidade 55,0 e 54,7%. A vedação foi executada de forma a não permitir a entrada de ar e todos lisímetros operaram em temperatura ambiente. Foram monitoradas ao longo de um ano a temperatura, a vazão e a composição de biogás (teores CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>). As frações volumétricas de dióxido de carbono e metano foram analisadas em cromatógrafo de fase gasosa em intervalos de tempo de aproximadamente 30 dias, enquanto que a temperatura e a vazão de biogás foram avaliadas diariamente. O aumento da umidade de 49,2% para 58,7% nos lisímetros com massa específica de 800 kg/m<sup>3</sup> implicou no aumento de 594% na produção de biogás, enquanto que para os lisímetros de massa específica de 1000 kg/m<sup>3</sup> esse efeito foi menos significativo, um aumento de 99% quando a umidade foi alterada de 49,2% para 55%. O processo de compactação e enfardamento mostrou-se eficiente em reduzir a emissão de metano. O aumento da massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup> para 1000 kg/m<sup>3</sup> resultou na redução de 90% na produção de metano para a umidade de 54,2%. De maneira geral, a umidade influenciou diretamente no aumento da geração de biogás nos três grupos de lisímetros atestando que a umidade auxiliou na decomposição da massa degradável, todavia com o aumento da massa específica aparente houve redução significativa na geração de biogás e de metano. O aumento da massa específica aparente implicou na redução do pH dos lixiviados para valores mais ácidos e no aumento pronunciado das concentrações de DQO, DBO, Ca e nitrato.

**Palavras-chave:** Resíduo sólido domiciliar; Enfardamento; Compactação; Lisímetro anaeróbio; Emissões de Metano.

## ABSTRACT

In this paper, there was an evaluation of moisture influence and bulk density of domestic solid waste (RSD) in lysimeters during the period of a year. The solid waste was quartered in Ribeirão Preto sanitary landfill site and 1800 kg were baled in steel netting baskets. Twelve bales were taken to laboratory and placed in two hundred liters lysimeters to work in anaerobic environment, subdivided in three (3) groups of four (4) units related to their bulk density and moisture in wet basis. Group 1 of lysimeters has received bales with bulk density of 800 kg/m<sup>3</sup> and moisture of 49.2%, 54.2% and 58.7%; two lysimeters has operated in replication in moisture of 49.2%; group 2 of lysimeters has operated with bulk density of 900 kg/m<sup>3</sup> and moistures of 49.2%, 54.2% and 57.7%; two lysimeters have worked in replication in moisture of 54.2% and for the moisture of 57.7%; it was obtained saturation of porous medium with water and group 3 of lysimeters has operated with bulk density of 1000 kg/m<sup>3</sup> and moisture of 49.2%, 54.2% and 55.0%; however it was not possible to have a moisture replication of 58.7% since the waste has saturated in moisture of 55.0 and 54.7%. The sealing was performed in a way to block air entrance and all lysimeters have operated in environmental temperature. During the period of one year, temperature, outflow and biogas composition (proportion of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>) were monitored. Volume fractions of carbon dioxide and methane were analyzed in gas – phase chromatographic device in approximately 30 day intervals, while temperature and biogas volume were measured daily. The moisture increase in 49.2% and 58.7% in lysimeters with density of 800 kg/m<sup>3</sup> has implicated in the rise of 594% biogas production, as for the lysimeters with density of 1000 kg/ m<sup>3</sup> this effect was less meaningful, an increase of 99% when the moisture was changed from 49.2% to 55%. The compacting and baling processes have shown efficiency in reducing methane emission. The increase of bulk density of 800 kg/m<sup>3</sup> to 1000 kg/m<sup>3</sup> has resulted in the reduction of 90% in methane production for moisture 54.2%. In general, moisture has influenced directly the rise of biogas generation in the 3 (three) groups of lysimeters, proving that moisture has helped degradable mass decomposition, nevertheless under the increasing of bulk density there was a meaningful reduction in biogas and methane generation. The increase of bulk density implicated in the reduction of pH of leachates to more acid values and in the pronounced increase of the concentrations of COD, BOD, Ca and nitrate.

**Keywords:** Domestic solid waste; Baling; Compacting; Anaerobic lysimeter; Methane emissions.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 Pilhas de resíduo obtidas durante o quarteamento nas dependências do aterro sanitário de Ribeirão Preto.....	60
Figura 4.2 Protótipo de lisímetro e equipamentos.....	62
Figura 4.3 Lisímetro e acessórios.....	63
Figura 4.4 Detalhe da montagem dos lisímetros.....	63
Figura 4.5 Armação metálica (a) e armação metálica com revestimento de lona vinílica (b)	64
Figura 4.6 Conjunto moto bomba, prensa e camisa de aço em fase de testes.....	65
Figura 4.7 Macaco hidráulico modelo girafa em processo de assentamento.....	66
Figura 4.8 Termopar de imersão instalado na tampa dos lisímetros.....	67
Figura 4.9 Disposição dos lisímetros no laboratório.....	67
Figura 4.10 Septo adaptado a uma conexão tê para coleta de biogás e registro de estanqueidade.....	68
Figura 5.1 Volume acumulado de biogás para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de $800 \text{ kg/m}^3$ .....	76
Figura 5.2 Volume acumulado de biogás para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de $900 \text{ kg/m}^3$ .....	76
Figura 5.3 Volume acumulado de biogás para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de $1000 \text{ kg/m}^3$ .....	77
Figura 5.4 Vazão volumétrica de biogás em um ano de confinamento para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de $800 \text{ kg/m}^3$ .....	80
Figura 5.5 Vazão volumétrica de biogás em um ano de confinamento para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de $900 \text{ kg/m}^3$ .....	80
Figura 5.6 Vazão volumétrica de biogás em um ano de confinamento para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de $1000 \text{ kg/m}^3$ .....	81
Figura 5.7 Vazão volumétrica de $\text{CO}_2$ para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de $800 \text{ kg/m}^3$ .....	82
Figura 5.8 Vazão volumétrica de $\text{CO}_2$ para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de $900 \text{ kg/m}^3$ .....	82
Figura 5.9 Vazão volumétrica de $\text{CO}_2$ para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de $1000 \text{ kg/m}^3$ .....	83
Figura 5.10 Vazão volumétrica de $\text{CH}_4$ para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de $800 \text{ kg/m}^3$ .....	84

Figura 5.11 Vazão volumétrica de CH <sub>4</sub> para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de 900 kg/m <sup>3</sup> .....	84
Figura 5.12 Vazão volumétrica de CH <sub>4</sub> para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de 1000 kg/m <sup>3</sup> .....	85
Figura 5.13 Volume acumulado de biogás nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m <sup>3</sup> .....	89
Figura 5.14 Volume acumulado de biogás nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de 900 kg/m <sup>3</sup> .....	90
Figura 5.15 Volume acumulado de biogás nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55% sat. e massa específica aparente de 1000 kg/m <sup>3</sup> .....	90
Figura 5.16 Vazão volumétrica de biogás nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m <sup>3</sup> .....	92
Figura 5.17 Vazão volumétrica de biogás nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de 900 kg/m <sup>3</sup> .....	93
Figura 5.18 Vazão volumétrica de biogás nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55% sat. e massa específica aparente de 1000 kg/m <sup>3</sup> .....	93
Figura 5.19 Vazão volumétrica de CO <sub>2</sub> nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m <sup>3</sup> .....	94
Figura 5.20 Vazão volumétrica de CO <sub>2</sub> nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de 900 kg/m <sup>3</sup> .....	94
Figura 5.21 Vazão volumétrica de CO <sub>2</sub> nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55% sat. e massa específica aparente de 1000 kg/m <sup>3</sup> .....	95
Figura 5.22 Vazão volumétrica de CH <sub>4</sub> nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m <sup>3</sup> .....	95
Figura 5.23 Vazão volumétrica de CH <sub>4</sub> nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de 900 kg/m <sup>3</sup> .....	96
Figura 5.24 Vazão volumétrica de CH <sub>4</sub> nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55% sat. e massa específica aparente de 1000 kg/m <sup>3</sup> .....	96
Figura B 1 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 11.....	116
Figura B 2 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 12.....	116
Figura B 3 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 13.....	117
Figura B 4 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 14.....	117
Figura B 5 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 21.....	118

Figura B 6 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 22.....	118
Figura B 7 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 23.....	119
Figura B 8 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 24.....	119
Figura B 9 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 31.....	120
Figura B 10 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 32.....	120
Figura B 11 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 33.....	121
Figura B 12 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 34.....	121
Figura C 1 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 11.....	123
Figura C 2 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 12.....	124
Figura C 3 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 13.....	124
Figura C 4 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 14.....	125
Figura C 5 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 21.....	125
Figura C 6 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 22.....	126
Figura C 7 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 23.....	126
Figura C 8 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 24.....	127
Figura C 9 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 31.....	127
Figura C 10 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 32.....	128
Figura C 11 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 33.....	128
Figura C 12 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 34.....	129

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 Análise gravimétrica para o RSD da cidade de São Paulo, nos anos de 2005 a 2007 (CETESB, 2007).....	31
Tabela 3.2 Composição básica do biogás de aterro.....	46
Tabela 5.1 Caracterização gravimétrica do resíduo coletado no bairro Jardim Irajá em 27/03/2008.....	73
Tabela 5.2 Composição Gravimétrica do Resíduo.....	74
Tabela 5.3 Grupo de lisímetros e respectivas umidades.....	75
Tabela 5.4 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros com massa específica de 800 kg/m <sup>3</sup> ao longo de 1 ano de confinamento.....	78
Tabela 5.5 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros com massa específica de 900 kg/m <sup>3</sup> ao longo de 1 ano de confinamento.....	78
Tabela 5.6 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros com massa específica de 1000 kg/m <sup>3</sup> ao longo de 1 ano de confinamento.....	79
Tabela 5.7 Valores de pH, DBO, DQO, Ca e nitrato na caracterização de lixiviados com 366 dias de confinamento.....	86
Tabela 5.8 Fatores de Emissão médios (FE) do biogás para um ano de confinamento do resíduo.....	87
Tabela 5.9 Fatores de Emissão médios de CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> para um ano de confinamento do resíduo.....	88
Tabela 5.10 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2% com massa específica de 800 kg/m <sup>3</sup> .....	91
Tabela 5.11 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2% com massa específica de 900 kg/m <sup>3</sup> .....	91
Tabela 5.12 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55,0 sat. e massa específica de 1000 kg/m <sup>3</sup> .....	92
Tabela 5.13 Valores de pH, DBO, DQO, Ca e nitrato na caracterização de lixiviados nos lisímetros em reprodutibilidade que geraram lixiviados.....	97
Tabela 5.14 Fatores de Emissão médios (FE) do biogás nos lisímetros em reprodutibilidade.....	97
Tabela 5.15 Fatores de Emissão médios de CO <sub>2</sub> e CH <sub>4</sub> nos lisímetros em reprodutibilidade	98

Tabela D 1 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 11.....	131
Tabela D 2 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 12.....	132
Tabela D 3 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 13.....	133
Tabela D 4 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 21.....	134
Tabela D 5 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 22.....	135
Tabela D 6 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 23.....	136
Tabela D 7 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 24.....	137
Tabela D 8 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 32.....	138
Tabela D 9 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 33.....	139
Tabela D 10 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 34.....	140

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APESB	Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico
AWWA	<i>American Water Works Association</i>
c	Tempo em anos após o fechamento do aterro, (c = 0 durante todo o tempo de operação)
C	Comprimento
CF	Constituição Federal
CNEN	Conselho Nacional de Energia Nuclear
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
COT	Compostos Orgânicos Voláteis
COV	Carbono Orgânico Total
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
DAERP	Departamento de Água e Esgoto de Ribeirão Preto
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio aos 5 dias
DQO	Demanda Química de Oxigênio
€	Euro
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EPA	Agência de Proteção Ambiental Americana ( <i>Environmental Protection Agency</i> )

EPS	Equipamentos de Proteção e Segurança
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FE	Fator de Emissão
$FE_{biogás}$	Fator de emissão de biogás no período de um ano
$FE_{CO_2}$	Fator de emissão de gás carbônico no período de um ano
$FE_{CH_4}$	Fator de emissão de metano no período de um ano
$F_r$	Fração do resíduo rapidamente decomposto
$F_s$	Fração do resíduo lentamente decomposto
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
H	Altura
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas ( <i>International Panel On Climate Change</i> )
K	Constante de Descaimento
K	Fator constante da geração de metano
k	Taxa de 1ª ordem constante no tempo recíproco
kN	Quilograma Newton
$k_s$	Constante de deterioração de 1ª ordem para decomposição lenta do resíduo no tempo total
$k_r$	Constante de deterioração de 1º ordem para decomposição rápida do resíduo no tempo total
L	Largura
$L_0$	Potencial da geração do metano em $m^3/t$
m	Massa de gás no interior do reator em um determinado instante

*	Vazão mássica que entra ou sai do lisímetro
$m$	
$m_{11}$	Massa do substrato seco a 105°C
$m_{22}$	Massa do substrato calcinado a 550°C
$m_i$	Massa de resíduo depositada no ano $i$
$m_{\substack{\text{resíduo} \\ \text{seco} \\ \text{biodegradável}}}$	Massa de resíduo seco biodegradável incubado no lisímetro
$M$	Massa do resíduo em um dado instante
$M_s$	Massa da parte sólida seca
$M_t$	Massa total do resíduo sólido
NBR	Norma Brasileira Registrada
NL	Normal Litro
PEBD	Polietileno de Baixa Densidade
PVC	Policloreto de vinila
$Q$	Vazão volumétrica
$\overline{Q}_{\text{biogás}}$	Vazão volumétrica média de biogás no período de um ano
$\overline{Q}_{\text{CH}_4}$	Vazão volumétrica média de metano no período de um ano
$Q_{\text{CH}_4}$	Vazão volumétrica de metano
$Q_{\text{CH}_4 i}$	Volume de metano produzido no ano $i$ a partir da seção $i$ do resíduo
$\overline{Q}_{\text{CO}_2}$	Vazão volumétrica média de gás carbônico no período de um ano
$Q_{\text{CO}_2}$	Vazão volumétrica de dióxido de carbono
$R$	Taxa de geração de biogás no lisímetro
RIMA	Relatório de Impacto do Meio Ambiente
RSD	Resíduo Sólido Domiciliar
$s$	Constante em tempo recíproco
SEMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente

SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
ST	Sólidos totais
STV	Sólidos totais voláteis
t	Tempo equivalentemente em um ano
t	Tempo ao longo do experimento
t	Tempo em anos decorrido desde o início da operação do aterro
$t_0$	Tempo de início da geração
$t_f$	Tempo de encerramento
TC	Teor de cinzas no resíduo
U	Umidade
UE	União Européia
USEPA	Agência Americana de Proteção Ambiental ( <i>United States Environment Protection Agency</i> )
V	Volume acumulado de biogás
$V_{n+1}$	Volume acumulado até o instante $t_{n+1}$
$V_{n-1}$	Volume acumulado até o instante $t_{n-1}$
$V_s$	Volume de sólidos, descontados os vazios permeáveis
$V_t$	Volume total
$X_{CH_4}$	Fração molar de metano no biogás
$X_{CO_2}$	Fração molar de gás carbônico no biogás
$\rho$	Massa específica aparente
$\rho_d$	Massa específica aparente seca
$\rho_s$	Massa específica da fase sólida

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b> .....	6
<b>ABSTRACT</b> .....	7
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	8
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	11
<b>LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS</b> .....	13
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	19
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	21
2.1 OBJETIVOS GERAIS.....	21
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	22
3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E LEGISLAÇÃO.....	22
3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E MANEJO.....	26
3.2.1 Caracterização do RSD.....	30
3.2.1.1 Composição Gravimétrica.....	30
3.2.1.2 Massa Específica.....	32
3.2.1.3 Teor de Umidade.....	33
3.3. ADENSAMENTO.....	33
3.4 BIODEGRADAÇÃO DE RSD E A FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS.....	36
3.4.1 Biodegradação do RSD.....	36
3.4.2 Formação e Características do Lixiviado.....	42
3.4.3 Características e Geração de Biogás.....	45
3.4.3.1 Características do Biogás.....	45
3.4.3.2 Geração do Biogás.....	47
3.5 ENFARDAMENTO.....	50
3.6 ATERROS DE RESÍDUOS ENFARDADOS.....	52
3.6.1 Biodegradação do Resíduo Sólido Domiciliar Enfardado.....	54
3.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	57
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	59
4.1 DETERMINAÇÃO DA COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA.....	59
4.1.1 Massa Específica Aparente.....	60
4.1.2 Determinação do Teor Umidade.....	61

4.1.3 Teor de Cinzas.....	61
4.2 LISÍMETROS.....	62
4.3 MONTAGEM DOS CESTOS.....	64
4.4 CONSTRUÇÃO DO EQUIPAMENTO DE PRENSAGEM.....	64
4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS.....	68
4.6 BALANÇO MATERIAL NA FASE GASOSA E FATORES DE EMISSÃO.....	69
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>73</b>
<b>6 CONCLUSÕES.....</b>	<b>99</b>
<b>7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>101</b>
<b>APÊNDICE A.....</b>	<b>112</b>
<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>115</b>
<b>APÊNDICE C.....</b>	<b>122</b>
<b>APÊNDICE D.....</b>	<b>130</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários são a principal forma de disposição final de resíduos sólidos domiciliares no Brasil e na maioria dos países, todavia problemas ambientais podem persistir em razão da produção de lixiviados, proliferação de vetores e emissão de biogás, quando este não é utilizado para a geração de energia.

A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais estimou que 168.653 t/d de RSD foram geradas no Brasil em 2007 (ABRELPE, 2007). Constatou também que 16,7% dessa geração em base mássica não foi coletada de forma regular. Com base no número de municípios, a distribuição das formas de disposição final adotadas em 2007 foi: 38,6% em aterros sanitários, 31,8% em aterros controlados e 29,6% em lixões. Portanto, 61,4% dos municípios não dispuseram adequadamente os seus resíduos.

O gás metano ( $\text{CH}_4$ ) tem sido apontado como o segundo maior contribuinte para o incremento do efeito estufa proveniente das atividades humanas de produção e consumo. A evolução secular da concentração desse gás na atmosfera do planeta ressalta a importância de se avaliar novas alternativas de disposição para minimizar as emissões de metano. De acordo com o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 1996), as características de retenção do calor desse gás na atmosfera, superior a do gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), levaram a estabelecer entre eles uma relação de 21/1 em massa, ou seja, 1 tonelada de  $\text{CH}_4$  é equivalente a 21 toneladas de  $\text{CO}_2$ , para um período de cem anos na propagação de efeito estufa.

A formação do biogás em aterros sanitários é um processo proveniente da decomposição da matéria orgânica em meio anaeróbio. Nos aterros mais recentes, onde há mecanismos de confinamento e condução do biogás para pontos pré-determinados, originando uma pressão normalmente maior que a atmosférica, o gás é conduzido por convecção em drenos para ser oxidado em flares ou para usado como fonte alternativa de energia. No entanto, é possível que uma parcela do gás deixe de ser capturada por falhas construtivas ou operacionais que permitem a migração através do solo em decorrência de trincas provocadas por recalques ou retração do solo de cobertura.

A operação de um aterro sanitário envolve etapas distintas como a descarga organizada do resíduo, espalhamento, compactação e seu recobrimento, sendo a compactação associada à geração de biogás o interesse desta pesquisa. Normalmente, é possível uma redução de volume que pode variar de 1/3 a 1/4 em relação ao resíduo solto

quando submetido a uma pressão de 4 kgf/cm<sup>2</sup>, muito acima das reduções e pressões de trabalho nos aterros sanitários, que é de aproximadamente 1 kgf/cm<sup>2</sup> (IBAM, 2001).

A redução de volume em aterros sanitários convencionais geralmente é praticada com o uso de equipamentos de produção em série projetados para prestar serviços de terraplenagem que são também utilizados para a compactação. Um equipamento de esteira exerce uma pressão relativamente baixa sobre a massa de resíduo (1 kgf/cm<sup>2</sup>) em função de sua área de contato e peso. O seu uso está apoiado na prática operacional costumeira de aterros sanitários. No entanto, é possível comprimir e dar forma aos resíduos através de processos mecânicos. O enfardamento de resíduos por meio de prensas pode resultar em maiores reduções de volume, quando comparadas com os resultados obtidos através de tratores de esteira, além de propiciar uma maior seletividade com o emprego da triagem em centros de reciclagem e transbordo.

No presente trabalho, o resíduo sólido domiciliar de um bairro de classe média de Ribeirão Preto foi amostrado de um veículo coletor pelo método do quarteamento. Posteriormente fez-se a caracterização do resíduo com determinação da composição gravimétrica e de parâmetros físico-químicos para a incubação em lisímetros, em função da massa específica aparente e da umidade do resíduo em base úmida, com o intuito de se avaliar a geração de biogás no período de um ano.

## 2 OBJETIVOS

O presente trabalho visou verificar, em escala de laboratório, as implicações técnicas de se proceder a compactação e o enfardamento de resíduos sólidos domiciliares no que diz respeito à produção de biogás.

### 2.1 OBJETIVOS GERAIS

Avaliar tecnicamente a produção de biogás a partir da degradação biológica de resíduo sólido domiciliar em condições semelhantes a de um aterro de resíduos enfardados.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos do presente estudo foram:

- Coletar uma amostra representativa de resíduo sólido domiciliar de forma a permitir realizar os ensaios de geração de biogás em resíduo compactado e enfardado;
- Realizar a compactação de amostras de resíduo sólido domiciliar de forma a obter as massas específicas aparentes de 800, 900 e 1000 kg/m<sup>3</sup>;
- Caracterizar o resíduo amostrado no que diz respeito à sua composição gravimétrica, massa específica aparente, umidade e teor de cinzas;
- Quantificar a produção de biogás a partir do resíduo compactado e enfardado em função da massa específica aparente do resíduo compactado e de sua umidade em base úmida;
- Quantificar as gerações de metano e dióxido de carbono no biogás produzido a partir do resíduo compactado e enfardado em função da massa específica aparente do resíduo e de sua umidade em base úmida;
- Obter fatores de emissão na forma de volume de biogás, metano e dióxido de carbono por unidade de massa de resíduo facilmente degradável e de tempo no período de um ano;
- Verificar a influência da massa específica aparente e da umidade no resíduo enfardado através dos fatores de emissão considerando os percentuais facilmente degradáveis.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os fundamentos desta pesquisa estão embasados na revisão de conceitos relacionados a forma de disposição e degradação do resíduo sólido domiciliar em aterros convencionais e novos processos de compactação.

#### 3.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E LEGISLAÇÃO

Os danos ambientais só passaram a ser considerados importantes nas últimas três décadas. Antes disso, pouco se pensava sobre planejamento urbano, gerenciamento de resíduos. Uma consequência desse desenvolvimento de consciência tardio é a falta de planejamento quanto ao tratamento e à disposição final de resíduos sólidos que a maioria das cidades brasileiras enfrenta. Para solucionar esse problema, é preciso primeiro investir em tecnologias para a gestão integrada dos resíduos sólidos, o que significa trabalhar integralmente no planejamento das ações técnicas e operacionais do sistema de limpeza urbana com os aspectos sociais, ou seja, unir as questões sanitárias, ambientais, econômicas e sociais. Uma união que já deveria ter sido proposta há muito tempo, considerando as fortes relações de causa e consequência existentes entre os temas listados.

Uma das maneiras mais completas de gerenciar adequadamente o resíduo sólido urbano é através da separação dos materiais, um método que envolve a reciclagem e a reutilização, sendo, portanto responsável por grandes economias de energia e de recursos naturais. Essa segregação também proporciona maior eficiência para o serviço de tratamento já que cada espécie de resíduo deve ser processada utilizando metodologias e estruturas específicas, o que proporciona melhorias sociais, ambientais e econômicas (COELHO, 2008).

Há três vertentes legislativas importantes para a instrumentalização do sistema de limpeza urbana, quais sejam: A primeira, de ordem política e econômica, estabelece as formas legais de institucionalização dos gestores do sistema e as formas de remuneração e cobrança dos serviços; a segunda, constitui um código de posturas, orienta, regula, dispõe procedimentos e comportamentos corretos por parte dos contribuintes e dos agentes da limpeza urbana, definindo ainda processos administrativos e penas de multa; e a terceira vertente compõe o aparato legal que regula os cuidados com o meio ambiente de modo geral no país e, em especial, o licenciamento para implantação de atividades que apresentem risco para a saúde pública e para o meio ambiente.

Existe, no Brasil, uma coleção numerosa de leis, decretos, resoluções e normas que evidenciam enorme preocupação com o meio ambiente e, especificamente na questão da limpeza urbana, há ainda iniciativas do legislativo municipal nas leis orgânicas e demais instrumentos legais locais (IBAM, 2001).

Quanto à legislação e normas, Machado (2003) deixa claro que: “o direito ao meio ambiente equilibrado é um direito fundamental da pessoa humana, como forma de preservar a vida e a dignidade das pessoas”, ou seja, todos devem proteger este bem de uso comum, para que assim se possa usufruir do mesmo.

Nesse sentido, a Lei nº 6.938/81, em seu art. 6º instituiu o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) que delega aos órgãos e entidades da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos Territórios e dos Municípios, bem como as fundações instituídas pelo Poder Público, responsáveis pela proteção e melhoria da qualidade ambiental constitui o SISNAMA, como órgão consultivo e deliberativo: o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com a finalidade de assessorar, estudar e propor ao Conselho de Governo, diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais e deliberar, no âmbito de sua competência, sobre normas e padrões compatíveis com o meio ambiente ecologicamente equilibrado e essencial à sadia qualidade de vida.

A Lei nº 5.318/67 instituiu a Política Nacional de Saneamento e criou o Conselho Nacional de Saneamento, onde se destaca, no art. 2º, que a Política Nacional de Saneamento abrangerá o controle da poluição ambiental, incluindo os resíduos sólidos.

A Legislação Ambiental do Estado de São Paulo Regulamentada da Lei nº 997, 31/5/76, aprovada pelo Decreto nº 8468, de 8/9/76 é similar à Lei Federal Resolução CONAMA nº 357/2005, na qual os ensaios de toxicidade não são citados textualmente. Desta forma, a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) continua a controlar os agentes tóxicos nos efluentes líquidos, através dos padrões de emissão e de qualidade das águas.

O instrumento legal estadual diferentemente da União, através do Poder Legislativo Estadual de São Paulo, com base no permissivo constitucional do art. 23, editou a Lei 12.300, de 16 de março de 2006, instituiu a Política Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de São Paulo.

O Decreto nº 99.274/90, a partir do art. 17, explica o processo de licenciamento, determinando que as atividades efetivas ou potencialmente poluidoras e aquelas capazes de causar degradação ambiental dependem de prévio licenciamento do órgão estadual

competente integrante do SISNAMA, sem prejuízo de outras licenças cabíveis, repetindo o texto da Lei Política Nacional de Meio Ambiente.

O art. 19 (Decreto nº 99.274/90) dispõe que o poder público, no exercício de sua competência de controle, tem de expedir as seguintes licenças: prévia, de instalação e de operação.

A Constituição Federal de 1988 elevou o Município à categoria de ente político como se depreende dos arts. 1º e 18 que prevêm que a Federação Brasileira é constituída da União, Estados e Municípios.

O art. 225 da Constituição Federal também ajuda a esclarecer que o Município tem o dever de proteger o meio ambiente, uma vez que impõe ao poder público (União, Estado e Município) e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para os presentes e futuras gerações. Logo, o Município pode legislar sobre a proteção ambiental e exercer o poder de polícia administrativa, mediante planejamento e uso do solo, portanto, as prefeituras podem efetuar cobranças de taxas e tarifas, fazer associações com outras entidades que possam atuar ou convergir esforços, independentemente de sua natureza institucional no país.

O Sistema de Licenciamento Ambiental está previsto na Lei Federal nº 6.938, de 31/8/1981, e foi regulamentado pelo Decreto Federal nº 99.274, de 06/6/1990. Por outro lado, a Resolução CONAMA nº 01/86 define responsabilidades e critérios para avaliação de impacto ambiental e define as atividades que necessitam de Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), entre as quais se inclui a implantação de aterros sanitários.

O CONAMA, no uso das atribuições que lhe são conferidas pelo art. 8º, inciso I, da Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981, e tendo em vista o disposto em seu Regimento Interno, e considerando que a disposição inadequada de resíduos sólidos constitui ameaça à saúde pública e agrava a degradação ambiental, comprometendo a qualidade de vida das populações; considerando as dificuldades que os municípios de pequeno porte enfrentam na implantação e operação de aterro sanitário de resíduos sólidos, para atendimento às exigências do processo de licenciamento ambiental.

E considerando que a implantação de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos deve ser precedida de Licenciamento Ambiental por órgão ambiental competente, nos termos da legislação vigente, propõe a Resolução CONAMA nº 404, de 11 de novembro de 2008, critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos.

Considerando o disposto no artigo 12 da Resolução CONAMA nº 404, que possibilita a adoção de procedimentos simplificados, observadas a natureza, características e peculiaridades da atividade ou empreendimento, resolve que aterros sanitários de pequeno porte aqueles com disposição diária de até 20 t (vinte toneladas) de resíduos sólidos urbanos é dispensada de apresentação de EIA/RIMA, é admitida a disposição final de resíduos sólidos domiciliares, de resíduos de serviços de limpeza urbana, de resíduos de serviços de saúde, bem como de resíduos sólidos provenientes de pequenos estabelecimentos comerciais, industriais e de prestação de serviços.

Consideram-se na classificação brasileiras várias categorias de resíduos sólidos, que envolve a Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, a Comissão Nacional do Meio Ambiente, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA e Conselho Nacional de Energia Nuclear – CNEN.

Conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (NBR 10.004/2004), os resíduos sólidos são definidos como:

*“Aqueles resíduos em estado sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços de varrição e agrícola. Também estão incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgoto ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviável face à melhor tecnologia disponível.” (ABNT, 2004).*

Conforme a Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (NBR 10.004/2004), por exemplo, em conjunto com as normas NBR 10.005/2004, 10.006/2004 e 10.007/2004, classifica, determina procedimentos para a obtenção de extrato de lixiviados, extrato solubilizado e amostragem de resíduos sólidos.

A ABNT (NBR 10.004/2004) classifica os resíduos sólidos como:

- a) resíduos classe I – Perigosos;
  - b) resíduos classe II – Não perigosos;
- E dentre os não perigosos;
- resíduos classe II A – Não inertes.
  - resíduos classe II B – Inertes.

Segundo essa norma, um resíduo é considerado perigoso quando suas propriedades físicas, químicas e infectocontagiosas oferecem risco ao meio ambiente e à saúde pública em função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, toxicidade e patogenicidade.

As propriedades que conferem periculosidade a um resíduo são inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

Já os resíduos não perigosos Classe II A – Não inertes, são os resíduos que não apresentam periculosidade, porém não são inertes, podendo ter propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Os resíduos Classe II B – Inertes - são aqueles que, ao serem submetidos aos testes de solubilização, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizadores em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água exceto cor, turbidez, dureza e sabor.

### 3.2 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E MANEJO

A Secretaria do Estado do Meio Ambiente de Minas Gerais (2006) conceitua como resíduo sólido domiciliar aquele originado da vida diária das unidades familiares, constituídos por restos de alimentos, tais como: cascas de frutas, verduras, produtos deteriorados, restos de alimentos, jornais, revistas, garrafas plásticas e de vidro, embalagens em geral, papel higiênico, fraldas descartáveis, entre outros.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia Estatística, (IBGE, 2000), a maioria dos municípios brasileiros (59%) destina seus resíduos de forma inadequada, em lixões, nos quais não há nenhum tratamento dos efluentes líquidos e gasosos gerados. Entre as outras cidades, 13% dispõem seus resíduos em aterros sanitários e 17% em aterros controlados, sendo que somente 2,8% apresentam sistemas de reciclagem. Essas informações atestam o grande potencial poluidor e de risco a saúde humana, além dos desperdícios de materiais que não são reciclados, associado às formas a disposição dos resíduos sólidos no Brasil. Isso resulta em alto custo financeiro e ambiental, podendo, ainda, comprometer a saúde e o bem-estar da população (CUNHA e CAIXETA FILHO, 2002).

A ABRELPE estimou que 168.653 t/dia de RSD foram geradas no Brasil em 2007 e apenas 65100 t/dia de resíduo foram adequadamente dispostas.

De acordo com o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares de 2007, em 1997, eram geradas no Estado 18.232 toneladas de resíduos domiciliares por dia e apenas 1.987 t/dia foram dispostas adequadamente. Em 2007, a massa total de resíduo sólido domiciliar gerado saltou para 28.505 t/dia e a quantidade de resíduo disposta adequadamente

subiu para 21.192 t/dia (74,3% do total), e o Estado de São Paulo contribuiu com 32,6% do total de disposição adequada de RSD no Brasil para o ano de 2007 (CETESB, 2008).

Para as condições de armazenamento e seletividade, segundo Guarita-Santos (2005), o processo de reciclagem é complexo. É preciso que o RSD seja separado dentro de casa, que a coleta do caminhão mantenha essa separação e que o material chegue aos centros de reciclagem. Lá, os rejeitos são selecionados novamente, e parte do que é aproveitável é revendido. Aquilo que não pode ser reutilizado é conduzido ao aterro de RSD, se for constatado a presença de resíduo perigoso este segue para um aterro especial.

Um aterro busca "confinar a menor quantidade de resíduos possível em um terreno com determinadas garantias de impermeabilização e com a adoção de procedimentos para proteção do meio ambiente". Com este procedimento evita-se a contaminação dos solos naturais e efetua-se sua cobertura definitiva, obtendo-se ao final um espaço verde disponível para a prática de eventos diversos (LINDENBERG, 1997).

Para a escolha do melhor local, para a implantação de um aterro sanitário, órgãos municipais ou empresas privadas têm de se fundamentar em estudos antecedentes como o EIA, que resulte em um RIMA e em normas operacionais, certificando-se que o confinamento dos resíduos sólidos será seguro em termos de Resolução CONAMA 237/1997. Controle de poluição ambiental, proteção ao bem estar social e a qualidade de vida da população.

Sabe-se que um aterro sanitário não é a mesma coisa que um lixão, tendo em vista que no lixão os resíduos são dispostos sem nenhum critério de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública, todavia a implantação de aterros sanitários traz benefícios para sociedade em geral, pois:

- ameniza a agressão para com o meio ambiente;
- reduz o risco de poluição de mananciais ou de lençóis freáticos;
- impede a proliferação de vetores (moscas, baratas, ratos, etc.);
- além de possibilitar a utilização dos gases gerados pela decomposição da matéria orgânica como fonte de energia.

Porém, sua implantação muitas vezes sofre resistência de uma parcela da sociedade que, por falta de informação, teme que o mesmo gere novos impactos na região onde é implantado.

Para evitar qualquer dúvida sobre novos aterros e para legitimar sua implantação com apoio da população, a Legislação Ambiental exige a aprovação do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) através da apresentação do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) em

audiência pública, na qual são esclarecidos e debatidos todos os questionamentos que forem realizados pela comunidade. Tal direito é mantido pelo Ministério Público (Estadual e Federal).

Lindenberg (1997) relata que vários itens são importantes para que um sistema de disposição de resíduos sólidos sobre o solo seja considerado um Aterro Sanitário, e sugere que o terreno a ser utilizado para implantação do aterro deve passar por um estudo criterioso, considerando pelo menos os aspectos ambientais, de saúde pública, topografia do local, sondagens, permeabilidade do solo, dados meteorológicos, zoneamento, atendimento a legislação, vizinhança, custos, circulação de veículos na região, sociais, econômicos e políticos e segue enunciando inúmeros itens que vão desde a implantação ao encerramento.

O aterro sanitário definido pela NBR 8.419 (ABNT, 1984) como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, que não causa danos à saúde pública, minimiza os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, o ou a intervalos menores se necessário.

Vale ressaltar que este meio é economicamente viável, seguro e eficaz, desde que se sigam corretamente as normas que o regulamentam, pois se não for controlado e devidamente fiscalizado, pode tornar-se um grande lixão, sem nenhum benefício ao meio ambiente, deixando de ser uma forma mais adequada de disposição dos resíduos sólidos.

Usado de forma correta, o aterro é eficaz, tem custo de disposição por tonelada de resíduo viável e resguarda a saúde pública. Resta ao poder público resguardar que as normas existentes sejam aplicadas e criar uma política de fiscalização séria que venha a punir os infratores e os responsáveis pela destinação final dos resíduos, que a fizerem de forma negligente e prejudicial à saúde pública e ao meio ambiente no passado recente.

O sistema de fechamento objetiva a criação de um plano de encerramento das atividades de recebimento de resíduos e da manutenção da estabilidade física, química e biológica até que o local fique em condições para uma futura utilização. Após o encerramento do aterro, é necessário fazer o monitoramento da região, manutenções e reparos.

A Associação Portuguesa para Estudos de Saneamento Básico (APESB, 1997) sugere que atingida a cota de projeto do aterro, ou seja, quando é atingida a cota de enchimento, procede-se à sua selagem.

Segue-se uma camada de drenagem de águas pluviais composta por brita. Coloca-se em seguida uma camada de subsolo com espessura de 0,5 m e por fim uma camada de topsolo de 1 m, que é uma camada de solo arável recuperada de escavações. A cobertura final do aterro permite que se proceda a um reflorestamento da zona afetada (APESB, 1997).

Estas áreas verdes podem servir para campos de jogos, jardins públicos, entre outros, uma vez que esta área fica interdita à construção. Este processo também está sendo realizado em lixões que já foram interditados, ressalta-se que estas áreas devem estar fora do perímetro urbano.

A poluição do solo e de águas superficiais e subterrâneas provocada por resíduos sólidos urbanos passou a ser motivo de estudos devido ao reconhecido potencial poluidor e ao grande volume gerado diariamente (ENSINAS, 2003; MATIAS et al., 2003).

A concentração de hidrocarbonetos fluoretados e clorados voláteis no biogás coloca um problema com alguma importância. Devido à sua estabilidade química, especialmente os hidrocarbonetos fluoretados (“freons”), a sua ocorrência na atmosfera causa o desaparecimento de ozônio. Por outro lado, estes “freons” podem escapar do aterro imediatamente, ou em longo prazo, quando contidos em embalagens de “sprays” que, não estando imediatamente disponíveis para volatilização, podem libertar-se quando ocorrer à corrosão do metal das embalagens (RUSSO, 2005).

Muitos componentes do biogás, como por exemplo, o monóxido de carbono e o gás sulfídrico são potencialmente tóxicos para o homem, mas a maior preocupação concentra-se na eventual ocorrência de pequenas concentrações de compostos orgânicos como o cloreto de vinila e o benzeno, devido aos seus efeitos cancerígenos. Contudo a ocorrência de problemas com os compostos orgânicos voláteis tóxicos (COV) não tem sido verificada.

Os impactos de odores deletérios provenientes de aterros derivam da libertação de gás sulfídrico e de compostos orgânicos sulfurosos (mercaptanas). Estes problemas aparecem durante a operação do aterro e decorrentes da fase de fermentação ácida dos resíduos (RUSSO, 2005).

Segundo a NBR 8419 (ABNT, 1984), o aterro sanitário não deve ser construído em áreas sujeitas à inundação. Entre a superfície inferior do aterro e o mais alto nível do lençol freático deve haver uma camada de espessura mínima de 1,5 m de solo insaturado. O nível do solo deve ser medido durante a época de maior precipitação pluviométrica da região. O solo deve ser de baixa permeabilidade (argiloso). O aterro deve ser localizado a uma distância mínima de 200 metros de qualquer curso de água e de fácil acesso.

### 3.2.1 Caracterização de RSD

A caracterização inicial e o monitoramento de RSD envolvem vários parâmetros físico-químicos que podem ser mais ou menos relevantes em função dos objetivos desejados, entretanto, de modo geral, os mais importantes incluem composição gravimétrica, massa específica, teor de umidade, granulometria, temperatura e compressibilidade.

Os aterros sanitários, ao contrário dos maciços compactados ou composições são susceptíveis a processos de biodegradação, os quais afetam e alteram sobremaneira as propriedades e o comportamento geomecânico destes maciços. Neste sentido, a investigação e caracterização “geotécnica” destes materiais apresentam-se como fator de relevada importância para as atividades de projeto, execução, operação e monitoração dos aterros sanitários, mesmo que para análises preliminares e básicas. A quantificação das propriedades físicas e mecânicas dos resíduos sólidos, no entanto, é tarefa difícil (MARQUES, 2001).

#### 3.2.1.1 Composição Gravimétrica

A composição gravimétrica consiste na obtenção de percentuais em massa dos principais componentes do resíduo, tais como: papel, papelão, plástico, vidro, matéria orgânica, metais ferrosos, metais não-ferrosos, dentre outros. O conhecimento dessa composição permite uma avaliação preliminar da degradabilidade, do poder de contaminação ambiental e das possibilidades de reutilização, reciclagem e valorização energética em função da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos urbanos. Sendo, portanto, de grande importância na definição das tecnologias mais adequadas ao tratamento e disposição final dos resíduos.

A técnica do aterramento mediante critérios específicos de engenharia para a disposição de RSD no solo é difundida e aceita em todo o mundo (TATSI e ZOUBOULIS, 2002). No entanto, os processos que ocorrem no interior dos aterros, como os mecanismos de decomposição, a influência da composição dos resíduos nos riscos de contaminação ambientais e nas técnicas de eliminação desses riscos são aspectos relevantes, que ainda não são devidamente gerenciados.

A composição gravimétrica constitui uma informação importante na compreensão do comportamento dos resíduos, aterrados ou não, e expressa, em percentual, a presença de cada componente, em relação à massa total da amostra dos resíduos, (MELO e JUCÁ, 2001; MONTEIRO e JUCA, 1999).

A Tabela 3.1 faz parte do acervo das análises gravimétricas da cidade de São Paulo para os anos 2005, 2006 e 2007.

Tabela 3.1 Análise gravimétrica para o RSD da cidade de São Paulo, nos anos de 2005 a 2007 (CETESB, 2007)

<b>MATERIAIS</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>
Matéria Orgânica	62,9	55,5	57,0
Papel, Papelão e Jornal	8,2	14,7	13,4
Embalagem Longa Vida	1,3	1,1	1,2
Embalagem PET	0,6	0,4	0,5
Isopor	0,3	0,2	0,3
Plástico Mole	9,8	6,4	10,3
Plástico Duro	4,5	8,2	5,0
Metais Ferrosos	1,0	1,0	1,1
Pilhas e Baterias	0,0	0,1	0,1
Vidros	1,3	1,1	1,4
Terra e Pedra	1,2	3,7	2,1
Madeira	0,8	0,5	0,5
Trapos e Panos	2,8	2,5	2,7
Diversos	1,2	1,2	2,2
Alumínio	0,4	0,4	0,4
Borracha	0,3	0,3	0,1
Espuma	0,0	0,0	0,0
Perdas	3,4	2,7	2,0

A composição do RSD de um local varia em função de diferentes fatores, como o número de habitantes do município, o nível educacional da população, o poder aquisitivo e o nível de renda familiar, os hábitos e os costumes da população, as condições climáticas e sazonais e a industrialização de alimentos (VIEIRA e ALVES, 2002).

As propriedades dos resíduos aterrados são de difícil quantificação, por serem muito heterogêneos, variar em diferentes lugares, pela dificuldade de obtenção de amostras representativas e inexistência de amostradores e procedimentos de ensaios adequados, e ainda, por essas propriedades mudarem drasticamente com o tempo devido à variação temporal das propriedades do resíduo (FARIAS e JUCÁ, 2000).

De acordo com Fundação Nacional de Saúde (FUNASA, 2004), em municípios de grande porte, este estudo deve ser realizado por setor ou bairro, uma vez que tal informação é indispensável para a viabilização ou não de um plano de coleta seletiva e/ou compostagem.

### 3.2.1.2 Massa Específica

Os resíduos sólidos domiciliares, por ser um material granular úmido, constituem um sistema de três fases (sólida, líquida e gasosa) e podem ser definidas três massas específicas, a saber: massa específica aparente ( $\rho$ ), massa específica aparente seca ( $\rho_d$ ) e massa específica da fase sólida ( $\rho_s$ ) (ALCÂNTARA, 2007).

Os resultados calculados, conforme as (Equações 3.1 a 3.3), são expressos normalmente em  $\text{kg/m}^3$  ou em  $\text{t/m}^3$ .

$$\rho = \frac{M_t}{V_t} \quad (3.1)$$

$$\rho_d = \frac{M_s}{V_t} \quad (3.2)$$

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} \quad (3.3)$$

Sendo:

$M_t$  é a massa total dos resíduos sólidos;

$M_s$  é a massa da parte sólida seca;

$V_t$  é o volume total;

$V_s$  é o volume de sólidos, descontados os vazios permeáveis.

A maioria dos dados apresentados na literatura refere-se à massa específica aparente úmida ( $\rho$ ), visto que, na política e modelo de gestão bem como o gerenciamento de técnicas, etapas e procedimentos do RSD, na maioria das vezes, o que mais interessa é a massa total dos resíduos que serão depositados e o volume total que estes ocuparão no aterro.

Os valores de  $\rho_d$  e  $\rho_s$  são mais empregados em aplicações da geotecnia ambiental. A determinação da massa específica ( $\rho$ ) do resíduo fresco antes da disposição no aterro é

relativamente simples, e a dificuldade reside apenas na obtenção de uma amostra representativa, normalmente em conformidade com a NBR 10007/2004.

Já a medida desse parâmetro em aterros não é tão simples devido às dificuldades para a retirada de amostras indeformadas que sejam representativas ou de simular em laboratório as mesmas condições de compactação do aterro, a partir de amostras deformadas. De acordo com Lopes e Gomes (2000), a experiência mostra que ensaios *in situ* feitos em poços ou valas onde se relaciona a massa dos resíduos retirados com o volume da cavidade configuram a melhor forma de determinar o valor de  $\rho$ , deve-se enlonar a cavidade e preenchê-la com água para se obter um volume bem próximo do exato. Landva e Clark (1990), através desse método, obtiveram valores para massa específica aparente na faixa de 700 a 1400 kg/m<sup>3</sup>.

### 3.2.1.3 Teor de Umidade

A variação do percentual de água dos resíduos influencia nos parâmetros associados ao seu comportamento mecânico, no desenvolvimento e transporte de microrganismos participantes do processo de degradação da matéria orgânica, sendo apontado por Chugh et al. (1998), como um dos fatores que afetam a biodegradação e sugerem que a taxa de hidrólise seja diretamente proporcional ao teor de umidade dos resíduos.

O princípio de obtenção da umidade do resíduo se baseia em obter massa constante em pesagens sucessivas durante o processo de secagem a temperatura constante.

Estudos de Lange et al. (2003), com amostras de pesos diferentes e em temperaturas de 65°C a 150°C indicaram que a melhor metodologia para a obtenção do teor de umidade no RSD consiste no uso de amostra com  $(100 \pm 2)$  g e temperatura de  $(105 \pm 5)$ °C por 24 horas.

Lima et al. (2002) avaliaram dados de teor de umidade de duas células do aterro da Muribeca, para temperaturas de secagem de 65°C e 105°C e concluíram que a diferença entre os valores foi irrelevante. Resultados semelhantes também foram obtidos por Gomes et al. (2005) para temperaturas de 65°C, 90°C e 105°C.

## 3.3 ADENSAMENTO

O adensamento do resíduo sólido domiciliar pode ser definido como a acomodação das camadas em função da redução do volume quer por esforços dinâmicos ou pela redução da matéria orgânica degradável.

Os resíduos sólidos domiciliares são formados por materiais naturais ou artificiais de diversas categorias, formas e tamanhos, podendo apresentar enormes variações nas suas propriedades de deformação, degradabilidade e tenacidade. Dessa forma, os mecanismos que influenciam as deformações em aterros são muito complexos e envolvem aspectos físicos e bioquímicos, o que torna difícil a estimativa dos recalques da massa de resíduos. Mesmo assim, os estudos desenvolvidos nessa área têm conseguido avançar através da proposição de modelos matemáticos cada vez mais complexos que procuram integrar a biodegradação e o comportamento mecânico dos resíduos aterrados (ALCÂNTARA, 2007).

Segundo Wall e Zeiss (1995), os recalques em aterros ocorrem devidos à compressão inicial, à compressão primária e à secundária.

A compressão imediata ou inicial é o resultado de pressões externas impostas por equipamentos compactadores no instante inicial da disposição. Conforme Moreda (2000), os recalques imediatos não apresentam relação alguma com a biodegradação, pois eles são instantâneos.

Os recalques primários ocorrem nos primeiros trinta dias (WALL e ZEISS, 1995), este tipo de recalque é resultado da expulsão de líquidos e gases do interior da massa de resíduo.

Contudo, recalques secundários ocorrem exclusivamente devido a biodegradação. Este tipo de recalque se prolonga com o tempo e está relacionado com o descaimento biológico e uma progressiva acomodação da estrutura do aterro (MOREDA, 2000; ESPINACE et al., 1997).

Fatores tais como o conteúdo, o fluxo de umidade e a própria composição dos resíduos devem ser considerados nos recalques secundários, bem como, a sua compactação inicial. Esta compactação inicial permitirá um maior ou menor fluxo de umidade no interior da célula, influenciando a degradação biológica e conseqüentemente, nos recalques secundários.

Quando um aterro atinge grandes dimensões e principalmente em altura, é necessário avaliar a intensidade da compactação para evitar recalques e deformações evitando possíveis instabilidades em períodos chuvosos.

A compressividade é o grau de compactação ou a redução do volume que uma massa de resíduo sólido urbano pode sofrer quando compactada.

Submetido a uma pressão de 4 kgf/cm<sup>2</sup>, o volume do resíduo sólido urbano pode ser reduzido de um terço (1/3) a um quarto (1/4) do seu volume original (IBAM, 2001).

Analogamente à compressão, a massa de resíduo tende a se expandir quando é extinta a pressão que a compacta, sem, no entanto, voltar ao volume anterior. Esse fenômeno chama-se empolgação e deve ser considerado nas operações de aterro com resíduo sólido domiciliar.

Propriedades como peso específico e permeabilidade devem ser determinadas como função da porosidade, que é função por sua vez do método de disposição e compactação.

Os aterros sanitários no Brasil foram inicialmente projetados e construídos com adoção de critérios e parâmetros de projeto baseados em aterros da América do Norte e da Europa, que possuem outro padrão sócio-econômico, além de composições diferentes e submetidos a outras condições climáticas. Sendo assim, é necessário um conhecimento mais regionalizado, do ponto de vista geotécnico, sobre o comportamento desses aterros (SANTOS, 1997).

Neste sentido, com a crescente preocupação sobre as questões ambientais, surgiram métodos computacionais com os quais se procura representar com mais detalhes o comportamento hídrico e geotécnico dos aterros sanitários (CORRÊA SOBRINHO, 2000).

Em mecânica dos solos, o processo de compactação visa, através da aplicação de esforços estáticos ou dinâmicos, reduzir os vazios do solo, aumentando a massa específica aparente e a sua resistência. Essa técnica também empregada para os resíduos sólidos procura, principalmente, reduzir os vazios do RSD à semelhança dos solos. Espera-se que o resíduo compactado também apresente melhores características mecânicas, especialmente, no que diz respeito à redução de recalques e de volume.

No tocante à acomodação final do resíduo, esta depende de dois fatores: a compressibilidade, a qual é possível aplicar os conceitos da Mecânica dos Solos e o tempo de degradação da matéria orgânica existente. Interpretado desta maneira admite-se que o adensamento dos aterros pode ser dividido em compressão primária e secundária, além dos processos bioquímicos de geração de lixiviado e gases que obedecem duas fases: fase ácida e fase de estabilização do metano.

A massa específica do resíduo disposto no aterro sanitário varia em função de sua composição, e aumenta proporcionalmente com a profundidade. Landva e Clark (1990) encontraram massas específicas aparentes *in situ* entre 700 e 1400 kg/m<sup>3</sup> em vários aterros de resíduos sólidos no Canadá, apresentando elevado conteúdo de matéria orgânica, acima de 50%.

A utilização de técnicas para melhoria das propriedades dos resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários tem por objetivo aumentar a resistência mecânica dos

mesmos e antecipar os recalques do maciço, seja para obtenção de volumes adicionais de disposição, seja para o reaproveitamento da área para outras finalidades.

A compactação dos resíduos sólidos, realizada pelo tráfego de equipamentos de transporte e espalhamento (tratores de lâmina, etc.) ou por equipamentos específicos para este fim (rolos compactadores), representa o processo mais usual para o adensamento dos resíduos empregado em aterros sanitários. A compactação dos resíduos apresenta-se como fator de elevada importância nas operações de aterros sanitários, visto que maiores massas específicas aparentes implicam, por um lado, volumes adicionais de disposição e conseqüentemente o prolongamento da vida útil para os aterros, e por outro, maiores resistências, melhorando assim a estabilidade dos maciços. Além disso, o processo de adensamento resulta em menores assentamentos, importante aspecto para integridade dos sistemas de drenagem e de recobrimento (BOUAZZA et al., 1996).

### 3.4 BIODEGRADAÇÃO DE RSD E FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS

Os itens 3.4.1 a 3.4.3 abordam o processo de degradação biológica, formação e tratamento dos principais subprodutos de transformação, que são o lixiviado e o biogás.

#### 3.4.1 Biodegradação do RSD

As transformações biológicas complexas da matéria orgânica presente no RSD em produtos mais simples podem ocorrer particularmente na presença ou não de oxigênio molecular, ou ainda, em condições intermediárias nas quais partilhem em um mesmo meio e em áreas distintas ambientes aeróbios e anaeróbios. A conversão da matéria orgânica em ambientes anaeróbios se dá através de um processo bioquímico complexo no qual atua uma gama de microrganismos com grupos específicos para as várias reações. De acordo com Pohland e Harper (1985), são reconhecidas várias etapas do processo, entretanto os autores (ZEHNDER, 1978; GUJER e ZEHNDER, 1983; BARLAZ, 1996) costumam, de forma simplificada, subdividir o processo global em quatro etapas distintas, que são esplanadas de forma elementar:

- **Hidrólise enzimática:** é a etapa inicial, e sua velocidade pode limitar todo o processo de digestão anaeróbia. Nessa fase, as bactérias fermentativas liberam exo-enzimas, que promovem a transformação de compostos de alto peso molecular (lipídios, polissacarídeos, proteínas, etc.) em compostos dissolvidos mais simples (ácidos graxos de cadeia longa, açúcares solúveis, aminoácidos, etc.), que podem ser utilizados no

metabolismo bacteriano, através dos mecanismos de anabolismo e catabolismo. De acordo com Tong et al. (1990), o estado físico, a estrutura do substrato e sua acessibilidade às exoenzimas hidrolíticas são fatores importantes à hidrólise. A acessibilidade pode ser alterada pela formação de certos complexos. Por exemplo, a celulose geralmente pode ser facilmente degradada, mas, uma vez incorporada a um complexo lignocelulítico, sua biodegradabilidade é baixa. Existem três mecanismos principais (ALCÂNTARA, 2007) para a liberação de enzimas e subsequente hidrólise do substrato durante a digestão anaeróbia:

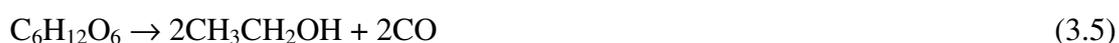
a - os organismos liberam exo-enzimas no meio líquido, que vão aderir às partículas ou reagir com um substrato solúvel;

b - os organismos aderem à superfície das partículas, liberam as enzimas e, em seguida, beneficiam-se do substrato dissolvido;

c - o organismo tem uma enzima fixa, que pode duplicar como um receptor de transporte para o interior da célula, o que requer a adsorção do organismo na superfície da partícula.

Os mecanismos (b) e (c) são mais prováveis de ocorrer, o que significa que, para a hidrólise acontecer teria que haver adsorção da biomassa ao substrato. Chynoweth e Pullammanappallil (1996) preferem denominar essa etapa de despolimerização, uma vez que a hidrólise, embora seja a principal rota de biodegradação, não é a única e citam como exemplo a despolimerização enzimática de pectina através da quebra na qual a água não é envolvida na reação.

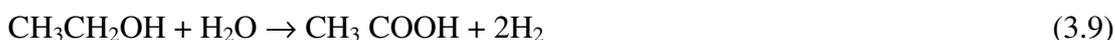
- **Fase Acidogênica:** os compostos solubilizados na hidrólise são metabolizados pelos microrganismos fermentativos, anaeróbios estritos e facultativos, gerando produtos orgânicos intermediários de baixo peso molecular, como ácidos graxos de cadeia curta, álcoois, propionato, piruvato ( $C_3H_4O_3$ ) e substâncias minerais na forma gasosa, como hidrogênio, sulfeto de hidrogênio e, principalmente, dióxido de carbono. As prováveis reações químicas na acidogênese, a partir da glicose, são (Equações 3.4 a 3.7):





- **Fase Acetogênica:** a acetogênese ocorre pela ação de um grupo específico de bactérias anaeróbias estritas, denominadas genericamente de acetogênicas (ALCÂNTARA, 2007).

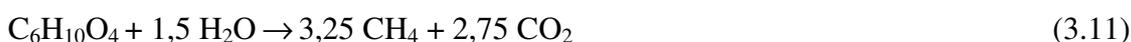
Nessa fase, as substâncias orgânicas produzidas na acidogênese são convertidas, especialmente, em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono, como indicam as reações químicas das (Equações 3.8 a 3.110):



Themelis e Ulloa (2007) explicam que na camada de resíduo próxima da superfície do aterro, na presença do ar atmosférico, os compostos orgânicos são oxidados numa reação aeróbia, que é semelhante à combustão, porque os produtos dessa reação são o dióxido de carbono e vapor de água.

No entanto, a principal biorreação em aterros sanitários é a digestão anaeróbia que ocorre em três fases. Na primeira, as bactérias fermentativas hidrolisam o complexo da matéria orgânica solúvel em moléculas. Na segunda, essas moléculas são convertidas por bactérias acidogênicas formando ácidos orgânicos simples, dióxido de carbono e hidrogênio. Os principais ácidos produzidos são ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e etanol. Finalmente na terceira fase, o metano é formado por bactérias metanogênicas, que devem quebrar os ácidos, reduzindo o dióxido de carbono em ligação com o hidrogênio.

A geração máxima de biogás que se obtém durante uma decomposição anaeróbia pode ser determinada a partir de dados simplificados aproximados, através da Equação 3.11.



Esta reação libera uma pequena quantidade de calor, o produto é biogás, numa proporção de 54% de metano para 46% de dióxido de carbono. O biogás, ou o gás de aterro,

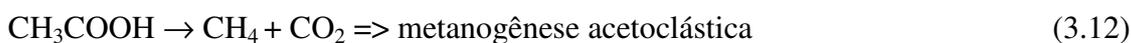
também contém vapor de água perto da saturação correspondente à temperatura da célula de resíduo. Portanto, a reação anaeróbia requer água para produzir biogás.

A relação entre o peso molecular dos compostos orgânicos é 146 g/mol para  $C_6H_{10}O_4$  e 18 g/mol para  $H_2O$ , a Equação 3.11 indica que cada quilograma de água pode reagir bioquimicamente com 5,4 kg de matéria orgânica.

Como exemplo, foi utilizado o percentual de resíduos degradáveis (69,5%) de uma composição gravimétrica feita em RSD de um aterro sanitário no EUA. A produção de metano por tonelada de RSD que contém 69,5% de matéria orgânica e supondo que o montante de 60% dessa biomassa seja matéria orgânica seca resultaria numa estimativa de 417 kg, (2,86 kmol) de  $C_6H_{10}O_4$ /t do total RSD. Um simples balanço dos materiais baseados na Equação 3.11 mostra que a reação de uma tonelada completa de RSD iria gerar 2,08 m<sup>3</sup> de biogás ou 0,149 t de metano (BARLAZ, 2003).

De acordo com Zehnder (1978), esse processo só é termodinamicamente favorável a baixas pressões parciais de hidrogênio ( $10^{-5}$  atm a  $10^{-4}$  atm). Portanto, as bactérias acetogênicas só trabalham em associação sintrófica com microrganismos consumidores de hidrogênio, como as metanogênicas e redutoras de sulfato. Nessa fase, pode, ainda, ocorrer à redução de  $CO_2$  para acetato pelo hidrogênio (homoacetogênese). Essa rota metabólica não tem sido observada em aterros (BARLAZ, 1996), e é pouco provável que aconteça em reatores anaeróbios (ZINDER, 1993, apud FORESTI et al., 1999), pois bactérias as acetogênicas seriam superadas pelas bactérias hidrogenotróficas, uma vez que a formação de metano via  $H_2/CO_2$  é termodinamicamente mais favorável (MEGONIGAL et al., 2004).

- **Fase Metanogênica:** considerada a última etapa do processo de digestão anaeróbia e na qual atuam as arqueias metanogênicas, pode ser subdividida em acetoclástica e hidrogenotrófica, de acordo com o substrato utilizado para a produção de metano. Na metanogênese acetoclástica, o metano é produzido a partir da redução do ácido acético, sendo gerado, também, dióxido de carbono. Na metanogênese hidrogenotrófica, são utilizados hidrogênio e dióxido de carbono e são produzidos metano e água, como indicam as reações químicas representadas pelas (Equações 3.12 e 3.13) (ALCÂNTARA, 2007).



Para Whiticar (1999), as rotas do acetato e do hidrogênio são dominantes na produção de metano, em vários ambientes anaeróbios, e, de forma genérica, pode-se dizer que em ecossistemas de água doce, predominam a via do acetato, e, em água salgada, a via do hidrogênio. Sendo que a contribuição teórica para a produção de metano pela via hidrogenotrófica, durante a degradação de carboidratos é de 33% (MEGONIGAL et al., 2004). Entretanto, os microrganismos que produzem metano a partir de hidrogênio crescem mais rápido que aqueles que usam ácido acético (FORESTI et al., 1999), e a produção de metano pela redução de dióxido de carbono seriam mais altos, porém a limitação de H<sub>2</sub> em reatores anaeróbios conduz a uma maior produção de metano a partir do acetato (OMSTEAD et al., 1980).

Em aterros de RSD, um ecossistema complexo no qual ocorrem, simultaneamente e de forma integrada, vários processos, o material orgânico, que faz parte da composição do resíduo, é convertido, pela ação bioquímica de microrganismos, em subprodutos que dependem do ambiente que prevalece no sistema de tratamento. No ambiente aeróbio, o oxigênio funciona como oxidante, promovendo a mineralização de compostos orgânicos, resultando, principalmente, em dióxido de carbono e água. No ambiente anaeróbio, como citado anteriormente, desenvolvem-se processos fermentativos com vários produtos catabólicos intermediários, sendo que, dentre os produtos finais, estão o metano e o dióxido de carbono.

Embora o tratamento dos resíduos em aterros possa ser feito por digestão aeróbia, a imensa maioria dos aterros em operação tem como concepção técnica a bioestabilização anaeróbia do material orgânico, sendo que condições intermediárias, nas quais coexistem ambientes aeróbios e anaeróbios. Vários autores admitem, de forma conceitual, que a biodegradação de RSD em aterros ocorre em, até, cinco etapas seqüenciais (CHRISTENSEN e KJELDTSEN, 1995; MARQUES, 2001; POHLAND e HARPER, 1985; POHLAND, 1991; TCHOBANOGLOUS et al., 1993; BARLAZ, 1996,) que são discutidas a seguir. Algumas dessas etapas se confundem com as etapas do processo de digestão anaeróbia:

Fase 1: A fase aeróbia inicial dos RSD depositados nos aterros dispõem em seus vazios grande quantidade de oxigênio molecular, o que possibilita, inicialmente, a biodegradação sob condições aeróbias. Nesta fase, que pode durar algumas semanas, ocorre o processo de hidrólise sob condição aeróbia, e a principal fonte de carbono para a atividade dos microrganismos provém de açúcares solúveis. Como consequência de reações aeróbias, fortemente exotérmicas, registra-se um aumento considerável da temperatura nessa fase inicial.

De acordo com Lu et al. (1985), o lixiviado formado durante a fase aeróbia é caracterizado pelo elevado teor de sais solúveis e teores relativamente pequenos de espécies orgânicas, provenientes da biodegradação aeróbia.

Fase 2: A fase de transição é marcada pela queda no nível de oxigênio molecular, o aumento da perda de oxigênio através da liberação de dióxido de carbono na fase gasosa e o início do estabelecimento de condições anaeróbias na massa de resíduo. Em condições anaeróbias, o receptor de elétrons muda de oxigênio para nitrato e sulfatos. No final dessa fase, ocorre o início do acúmulo de ácidos graxos voláteis. Ainda na fase de transição, se a umidade atingir sua capacidade de campo haverá a formação de lixiviado.

Fase 3: A fase ácida anaeróbia engloba os processos de decomposição que são precursores da metanogênese, acentuando a atividade microbiana que resulta numa grande produção e acúmulo de quantidades significativas de ácidos orgânicos e CO<sub>2</sub>, fazendo o pH do resíduo decrescer para valores abaixo de 6,0 (BARLAZ, 1996) ou até valores inferiores a 5,0 (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993) para o lixiviado produzido. É, portanto, nessa fase que a concentração de ácidos carboxílicos alcança um máximo, e o pH atinge valores mínimos durante todo o processo. O acúmulo de ácidos ocorre também devido à baixa atividade de microrganismos consumidores de ácidos, como as acetogênicas e metanogênicas. Finalmente, ainda são características dessa fase os aumentos significativos na DQO, DBO e condutividade do percolado bem como a lixiviação de muitos nutrientes.

Fase 4: Fermentação metânica, nesta acentua-se a atividade dos microrganismos acetotróficos e hidrogenotróficos produtores de metano, muitas vezes já iniciada no final da fase ácida. O consumo de hidrogênio, segundo Barlaz (1996), contribui para uma maior conversão de butirato e propionato para acetato, e o consumo deste possibilita a elevação do pH, favorecendo o crescimento de acetogênicas, o que permite um consumo adicional de ácido carboxílico e aumento adicional na taxa de produção de metano. As concentrações de metano e CO<sub>2</sub> atingem normalmente valores numa faixa de 50% - 70% e 30% - 50% do volume do biogás produzido, respectivamente. Com a elevação do pH para uma faixa de 6,8 a 8,0 (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993), ocorrem reduções nas concentrações de DQO, DBO e de metais pesados do lixiviado. Esta fase, ainda, é caracterizada pelo baixo potencial de oxirredução (PAUL e CLARK, 1989), devido às baixas concentrações de sulfato e nitrato.

Fase 5: Fase de maturação, considerada como a última fase do processo de degradação em aterros, ocorre à redução da atividade biológica em virtude da escassez de nutrientes, uma vez que a maioria dos compostos orgânicos de rápida e média degradação

sob condições anaeróbias já foi convertida em biogás ou retirados do meio juntamente com o lixiviado, restando, apenas, matérias de degradação lenta e inertes.

A fase de maturação é caracterizada pela redução na produção de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$  e pelo aumento nas concentrações de  $\text{O}_2$  e  $\text{N}_2$ . O lixiviado produzido conterá ácidos húmicos e fúlvicos, que são de difícil degradação biológica (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

Beker (1987) também utilizou RSD estabilizado numa larga escala de testes e observou que ao dispor em camadas diminuía o tempo da fase acidogênica e acelerava a fase metanogênica. No seu estudo, uma camada de resíduo novo era sobreposta a uma camada com 3 m de resíduos estabilizados e levemente compactados que aguardavam de 4 a 5 meses antes de receberem a compactação final.

Obteve deste modo elevadas concentrações de metano e a diminuição da fase acidogênica, em comparação com um cenário em que o RSD foi compactado, sem a utilização de uma decomposição aeróbia parcial da camada inferior.

#### 3.4.2 Formação e Características do Lixiviado

O lixiviado pode ser definido como a fase líquida da massa de RSD aterrada, que percola através desta removendo materiais dissolvidos ou suspensos. O potencial de formação do lixiviado pode ser determinado através do balanço de água no aterro. O balanço corresponde à soma de quantidades que entram e à subtração de quantidades de água que são consumidas nas reações químicas e à quantidade de água que deixa o aterro como vapor. O potencial, portanto corresponde à quantidade de água que excede a capacidade de retenção de umidade da massa aterrada (HAMADA, 1997).

As principais fontes de lixiviado correspondem a: (a) água que entra pela face superior; (b) à umidade presente no resíduo sólido domiciliar; e (c) à umidade de lodo, se adicionado.

As principais saídas são: (a) água que deixa o aterro como gases formados (água usada na formação dos gases); (b) vapor de água saturado como um dos componentes dos gases do aterro; e (c) como lixiviado.

O lixiviado é um efluente muito complexo, apresentando ainda variabilidade de composição, uma vez que cada aterro gera chorume com características peculiares, o que demanda uma avaliação do tipo de tratamento viável e eficiente para cada caso.

Um dos principais problemas ambientais dos aterros é a liberação de percolado no local que podem resultar em contaminação do solo e da água. O percolado representa um dos vários fatores de risco para o meio ambiente, uma vez que este apresenta altas concentrações

de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de metais pesados. Vários estudos procuram fazer uma estimativa da geração do percolado (CORREIA SOBRINHO e AZEVEDO, 1999; CAPELO NETO, 1999; MEDEIROS et al., 2002). Alguns métodos podem ser utilizados a fim de estimar o volume de percolado gerado em um aterro, dentre eles: o Método Suíço, Racional e do Balanço Hídrico. Por meio de uma linha de tendência linear, que é uma linha reta de melhor ajuste usada a partir de um conjunto de dados lineares simples, podem-se avaliar erros de cada método empírico utilizado, relacionando a vazão medida *in situ* e a vazão estimada.

Por outro lado, a composição química do lixiviado, varia muito, dependendo da idade do aterro e dos eventos que ocorreram antes da amostragem do mesmo. Por exemplo, se o lixiviado é coletado durante a fase ácida, o pH será baixo, porém parâmetros como, DBO<sub>5</sub>, COT, DQO, nutrientes e metais pesados deverão ser altos. Contudo durante a fase metanogênica o pH varia entre 6,5 e 7,5 e os valores de, DBO<sub>5</sub>, COT, DQO e nutrientes serão significativamente menores.

Nos lixiviados a DQO é uma medida de toda massa oxidável, enquanto a DBO é uma medida de massa orgânica biodegradável. Por isso, a relação DBO/DQO pode ser considerada como uma medida da biodegradabilidade da matéria orgânica e, portanto, utilizada para avaliar a idade dos resíduos do aterro através de seus lixiviados, que normalmente diminui com o tempo.

Pelo outro lado, o carbono orgânico dissolvido (COD) na DQO representa uma medida da disponibilidade de carbono orgânico como fonte de energia. Uma baixa relação DQO/COD representa mais um estado de oxidação biológica de carbono no qual o carbono é menos prontamente disponível como uma fonte de energia (EL-FADEL et al., 2002).

A relação DBO/DQO apresenta-se como um parâmetro importante na avaliação do estado de decomposição da matéria orgânica determinando assim as características do aterro como: DBO/DQO > 0,5 para aterros instáveis, jovens, 0,5 < DBO/DQO < 0,1 para aterros moderadamente estáveis e DBO/DQO < 0,1 para aterros estáveis (antigos).

Karnchanawong et al. (2004) avaliaram a geração de biogás durante 44 meses em lisímetros de 1,0 m de diâmetro por 3,0 m de altura.

Os lisímetros operaram com uma carga de 751,1 kg a uma massa específica aparente de 478,0 kg/m<sup>3</sup> do resíduo onde foram retirados sacos plásticos e papel. A umidade foi trabalhada em 5 etapas sucessivas com o intuito de respeitar as precipitações pluviométricas da região. Em cada etapa foram avaliados a umidade, a massa específica, os sólidos voláteis, o teor de cinzas e o carbono orgânico.

Verificaram que a quantidade de biogás gerada foi muito alta aproximadamente até o 30º dia, devido à decomposição aeróbia da matéria orgânica facilmente degradável no início do período, e que a fase de hidrólise extinguiu-se em 2 meses e depois, começou a fase metanogênica. A composição do metano durante o período de 400 e 650 dias foi na faixa de 50-60%, a partir decresceu até chegar a níveis de 30 e 25% ao término do experimento. A metade da matéria orgânica nos resíduos foi decomposta dentro de 2 anos.

Concluíram que a taxa de geração do gás metano no aterro convencional foi mais elevada durante o 1º ano após a disposição dos resíduos, enquanto que a concentração do gás metano mostrou-se máxima entre o 17º e 19º mês após a disposição dos resíduos nos lisímetros.

Em experimento de laboratório, Chiemchaisri et al. (2002) operaram quatro lisímetros com 0,9 m de diâmetro e 2,7 m de altura com o objetivo de estudar estratégias para aumentar a degradação do resíduo sólido domiciliar. As amostras foram compostas de resíduo e lodo das estações de tratamento de esgoto, as quais foram adicionadas água de chuva simulando a precipitação da região por 140 dias. Concomitantemente, foi feita a recirculação do lixiviado para ser comparado aos formados nos resíduos de células do aterro convencional. Posteriormente, dois dos lisímetros tiveram a recirculação interrompida para simular o período de estação seca.

Verificaram que houve uma acomodação do resíduo nos lisímetros 1 e 2 que foram maiores do que a acomodação nos lisímetros 3 e 4 numa variação de 7,5 cm após 195 dias, enquanto que os lixiviados também apresentaram redução de volume no mesmo período. E que o pH do lixiviado foi mantido relativamente constante, (pH 6) em todos os lisímetros. A condutividade dos lixiviados durante o período das chuvas foi ligeiramente diferente entre os lisímetros, mas manteve no intervalo de 30 e 40 mS/cm, uma tendência de queda na condutividade foi observada no período seco. A concentração da DBO e DQO dos lixiviados apontou um intervalo de 40000 a 60000 mg/L e 40000 a 70000 mg/L, respectivamente. A relação DBO/DQO sugeriu que o lixiviado foi altamente biodegradável o que é normal para os aterros jovens. A concentração de NTK nos lisímetros 1 e 2 foi ligeiramente superior às dos lisímetros 3 e 4, mas eram todos na faixa entre 2000 e 3500 mg/L.

Concluíram que a recirculação do lixiviado ajudou na manutenção de umidade durante a ausência de precipitação e na melhoria da biodegradação do resíduo sólido domiciliar.

A composição de lixiviados nos aterros pode exibir considerável variação espacial e temporal em função das características e processos internos sobre operações e práticas de

gestão dos resíduos (HARMSSEN, 1983; VAGLIASINDI, 1995) sumarizam os fatores que são comumente conhecidos nos lixiviados de aterros por afetar sua composição. A idade dos resíduos e as correspondentes fases de fermentação são geralmente grandes determinantes da composição dos lixiviados e citaram como exemplo os valores de pH que varia conforme o tempo de disposição, pH entre 3 e 6 para aterros de 0 a 5 anos, pH entre 6 e 7 para aterros de 5 a 10 anos, pH entre 7 e 7,5 para aterros de 10 a 20 anos e pH acima de 7,5 para aterros com mais de 20 anos.

### 3.4.3 Características e Geração de Biogás

Os aterros sanitários são a principal forma de destinação final dos resíduos sólidos urbanos apresenta-se no Brasil e na maioria dos países.

No aterramento do resíduo, diversos problemas ambientais devem ser considerados, sendo um deles a emissão de gases pela decomposição do material orgânico. Os principais constituintes desse biogás são o dióxido de carbono e o gás metano, sendo este último um combustível, possível de ser coletado e utilizado como fonte de energia.

O aterramento do resíduo é apontado, juntamente com o tratamento anaeróbico de esgotos domésticos e efluentes industriais, como uma das maiores fontes de metano liberado para a atmosfera. Segundo o *International Panel on Climate Change*, IPCC (1996), os aterros são responsáveis por cerca de 5 a 20% do total de metano liberado por fontes com origem em atividades humanas.

Em Vieira e Alves (2002), foram apresentados resultados do inventário nacional de emissões de metano decorrentes da disposição de resíduos sólidos e do tratamento de águas residuárias no Brasil, para o período de 1990 a 1994, com base na metodologia sugerida pelo IPCC (1996). A partir de dados estatísticos de população e fatores estimados de geração de resíduos, chegou-se a uma quantidade de emissões de gás metano por resíduos sólidos no Brasil para o ano de 1990 de 618.000 toneladas, aumentando para 677.000 toneladas no ano de 1994.

#### 3.4.3.1 Características do Biogás

Quanto à composição, o biogás é constituído por uma série de gases que se apresentam em maiores ou menores proporções, sendo o metano (CH<sub>4</sub>) e o gás carbônico (CO<sub>2</sub>) os de maior representação em termos do volume gerado durante a vida do aterro. A Tabela 3.2 apresenta a composição típica dos gases gerados em um aterro sanitário, de onde pode ser observado que cerca de 90% dos gases gerados é representada por CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>,

sendo o restante uma composição de outros gases ( $O_2$  e  $N_2$ , entre outros), denominados traços de gases ou gases secundários.

Estudos feitos por Keller (1988 apud BORGES DE CASTILHOS, 2003) indicaram que os gases de aterro sanitário contém seis classes de compostos: hidrocarbonetos saturados e insaturados, álcoois orgânicos e hidrocarbonetos ácidos, hidrocarbonetos aromáticos, compostos halogenados, sulfurados e compostos inorgânicos.

Tabela 3.2 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 et al., (1993)

Outros estudos, feitos por Allen et al. (1997 apud BORGES DE CASTILHOS, 2003) em aterros da Inglaterra, identificam 140 compostos orgânicos voláteis (COV), dos quais 90 são detectados na composição de todas as amostras colhidas. São eles: alcanos, compostos aromáticos, ciclo-alcanos, terpenos, álcoois e cetonas, e compostos halogenados.

A concentração e a taxa de geração dos principais constituintes do biogás são variáveis ao longo do tempo (AUGENSTEIN e PACEY, 1991; OLIVIER e GOURC, 2007). Dessa forma, o monitoramento da concentração de gases no interior da massa de resíduos juntamente com outros parâmetros permite acompanhar a evolução do processo de degradação da matéria orgânica. Esse monitoramento é feito através de medições periódicas *in situ* ou coleta de amostras para análise em laboratório. As medições ou coleta do biogás são feitas em poços instalados no corpo do aterro.

São determinadas *in situ*, normalmente, as concentrações de  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $O_2$ ,  $CO$  e  $H_2S$ . Para isso, podem ser utilizados cromatógrafos portáteis ou detectores multigás capazes de medir a concentração desses gases diretamente nas tubulações de captação.

### 3.4.3.2 Geração do Biogás

Apesar da formação de metano poder ocorrer em condições extremas de temperatura, que podem variar de 0 a 97°C (ZEHNDER et al., 1980), a temperatura é um fator importante para se ter o processo viável tecnologicamente, principalmente para o uso de reatores de alta taxa, uma vez que as bactérias metanogênicas são bastante sensíveis.

Pode-se enquadrar a maioria das espécies de bactérias metanogênicas na faixa mesofílica, entre 30 a 40°C, e na termofílica, entre 50 a 60°C (PAES, 2003).

Segundo De Bord (2007), a massa específica aparente, resulta da relação entre a espessura das camadas do aterro e o número de passadas do equipamento compactador, sendo influenciada pela composição dos resíduos, e determinante para uma boa extração de gás. Para camadas com espessura entre 0,60 e 0,90 m, o número ideal é de 3 a 5 passadas de rolo compactador.

Nos Estados Unidos, aterros com esses requisitos alcançam massas específicas aparentes entre 635 e 725,2 kg/m<sup>3</sup>. Um rolo compactador dependendo de seu peso operacional compacta o resíduo entre 533,9 e 1067,8 kg/m<sup>3</sup>. Já na América Latina, China e Índia, onde os resíduos sólidos têm características diferentes, a Caterpillar está reunindo dados para determinar o número ideal de passadas do rolo. “É recomendável, que a massa específica aparente não supere 750 kg/m<sup>3</sup> para não inibir a decomposição do resíduo,” e conseqüentemente a formação de biogás (De BORD, 2007).

Comprovado que um aumento de 1 a 2% de matéria orgânica equivale a um aumento de 10 a 20% na fração de argila com respeito ao índice de plasticidade da massa de resíduos. Além da oxidação, a matéria orgânica existente vai desencadear processos bioquímicos para a geração de chorume e de gás na massa de resíduo (MITCHELL, 1993).

Como efeito, um aterro sanitário de RSD pode ser equiparado a um grande biorreator, onde ocorre, naturalmente, a biodegradação da matéria orgânica existente no resíduo, em ambiente predominantemente anaeróbio. Desta biodegradação resulta a geração do biogás composto basicamente de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, em quantidades dependentes da forma de disposição como será visto mais adiante, pelo menos durante a fase de operação.

O metano gerado é um gás combustível dotado de alto poder calorífico, havendo situações, onde se implantou sistemas de captação deste gás para posterior uso como gás doméstico, gás combustível industrial ou veicular (COSTA LEITE, 2005).

Além disso, o metano é um poderoso gás causador do efeito estufa, o que significa que a redução de sua emissão para a atmosfera é considerada como uma atividade passível de gerar créditos de carbono, de acordo com os mecanismos de desenvolvimento limpo

previstos no protocolo de Quioto, portanto gerando receitas para o empreendedor do aterro sanitário.

Esta redução de emissão se refere ao metano, e não ao CO<sub>2</sub>, devendo-se registrar que, a simples queima do metano, transformando-o em H<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> já configura uma redução de emissão, uma vez que o metano é 21 vezes mais causador de efeito estufa que o CO<sub>2</sub>.

O Manual de Preparação de Projetos de Biogás de Aterros Sanitários, do Banco Mundial (2003), estabelece uma taxa de geração de biogás que vai de 0,05 a 0,40 m<sup>3</sup> de gás por kg de resíduos sólidos urbanos, dependendo basicamente das características dos mesmos, da forma construtiva do aterro e de condições ambientais ligadas ao clima da região onde está localizado o aterro de resíduos sólidos domiciliares.

Os processos cinéticos auxiliam os projetistas e operadores de um aterro sanitário em prever o volume estimado de biogás para a produção de energia, o excedente produzido e recuperado é queimado em flares.

Os modelos matemáticos e programas de computador para prever a geração de metano estão difundidos e disponíveis no mercado.

A seguir alguns exemplos de modelo matemático da geração de gás que são usados de forma adaptada segundo a necessidade de cada objetivo.

Em um modelo de ordem zero (Equação 3.14), a formação do gás no aterro sanitário é constante ao longo do tempo e, portanto, nenhum efeito da idade resíduo é incorporado (SWANA, 1998).

$$Q_{CH_4} = \frac{ML_0}{(t_f - t_o)} \quad (3.14)$$

Sendo que:

$Q_{CH_4}$  é a vazão volumétrica de metano.

M é a massa do resíduo em um dado instante.

L<sub>0</sub> é o potencial da geração do metano em m<sup>3</sup>/t.

t<sub>0</sub> é o tempo de início da geração.

t<sub>f</sub> é o tempo de encerramento.

O efeito da idade do resíduo na produção do gás é incorporado no modelo de 1<sup>a</sup> ordem. Para cada quantidade de unidade de resíduo, as taxas da geração do gás do aterro

declinam de forma exponencial. Este modelo pode ser representado pela Equação 3.15 (SWANA, 1998).

$$Q_{CH_4} = M.L_0.k e^{-k.(t-t_0)} \quad (3.15)$$

Na qual:

k é a taxa de 1ª ordem constante no tempo recíproco.

O modelo de Primeira Ordem Modificado supõe que a geração de metano é inicialmente baixa e aumenta para um máximo antes de declinar de forma exponencial. A formulação deste modelo é representada pela Equação 3.16 (ZANTEN e SCHEEPERS, 1995).

$$Q_{CH_4} = M.L_0.\frac{k+s}{s} \cdot [1 - e^{-s.(t-t_0)}] k.e^{-k.(t-t_0)} \quad (3.16)$$

Em que:

s é a constante em tempo recíproco.

O modelo de multifase é baseado na equação de 1ª ordem. Distinguem-se diferentes frações de resíduo com taxas diferentes de biodegradação e prediz taxas mais alta na geração de metano nos primeiros anos e formação prolongada no final Equação 3.17 (SWANA, 1998).

$$Q_{CH_4} = M.L_0.\left[F_r.k_r.e^{-k_r.(t-t_0)} + F_s.k_s.e^{-k_s.(t-t_0)}\right] \quad (3.17)$$

Na qual:

$k_r$  é a constante de deterioração de 1º ordem para decomposição rápida do resíduo no tempo total.

$k_s$  é a constante de deterioração de 1ª ordem para decomposição lenta do resíduo no tempo total.

$F_r$  é a fração do resíduo rapidamente decomposto.

$F_s$  é a fração do resíduo lentamente decomposto.

Um modelo muito conhecido é o chamado “Scholl-Canyon”, desenvolvido na Califórnia e usado no Manual de Preparação de Projetos de Biogás do Banco Mundial (2003), que estabelece a Equação 3.18 de primeira ordem:

$$Q_{CH_{4i}} = K.L_o.m_i.(e^{-k.c} - e^{-k.t}) \quad (3.18)$$

Em que:

$Q_{CH_{4i}}$  .é o volume de metano produzido no ano  $i$  a partir da seção  $i$  do resíduo.

$K$  é o fator constante da geração de metano.

$L_o$  é o potencial da geração de metano.

$m_i$  é a massa de resíduo depositada no ano  $i$ .

$t$  é o tempo em anos decorrido desde o início da operação do aterro.

$c$  é o tempo em anos após o fechamento do aterro, ( $c = 0$  durante todo o tempo de operação).

Os valores do parâmetro  $K$  variam de  $0,02 \text{ anos}^{-1}$  a  $0,07 \text{ anos}^{-1}$ , sendo que a *United States Environmental Protection Agency*, (US EPA, 1996) usa  $0,05 \text{ ano}^{-1}$  nos aterros onde a precipitação anual é superior a  $63,5 \text{ mm}$  e usa o valor padrão de  $L_o = 170 \text{ m}^3$  de metano por tonelada de resíduos aterrado. Valores típicos para o parâmetro  $L_o$  variam de  $125$  a  $310 \text{ m}^3$  de metano/tonelada de resíduo depositado no aterro (BANCO MUNDIAL, 2003).

### 3.5 ENFARDAMENTO

Segundo Marques (2001), a crescente escassez de áreas apropriadas para disposição de resíduos sólidos vem aumentando o interesse na utilização de técnicas e processos que reduzam previamente o volume lançado nos aterros, prolongando assim a vida útil dos mesmos, ou buscando novas metodologias executivas que conduzam à melhoria das propriedades mecânicas dos resíduos, possibilitando assim, viabilizar ampliações dos maciços, dentro de níveis de segurança adequados. Entre outras podem ser citadas as técnicas de trituração e de enfardamento dos resíduos, enquanto que para uma segunda, despontam como mais usuais, os processos de compactação intensiva, compactação dinâmica e pré-carregamento do maciço. Em outra linha de atuação, devem ser igualmente citadas as

intervenções para recuperação e mineração de aterros sanitários encerrados, visando o reaproveitamento das áreas ocupadas pelos mesmos.

Algumas técnicas para minimização prévia envolvem processos e sistemas que procuram reduzir o volume de resíduos antes do lançamento nos aterros sanitários, sendo os procedimentos mais utilizados a trituração e o enfardamento. Ressalte-se que tais técnicas constituem parte do processo de disposição dos resíduos, uma vez que após o tratamento, os mesmos deverão ser conduzidos às frentes de trabalho do aterro para lançamento, espalhamento e compactação (resíduos triturados) ou para simples posicionamento dos fardos (enfardamento).

O processo de trituração de resíduos sólidos foi iniciado no começo da década de 30 nos Estados Unidos, porém somente a partir da década de 70 é que o processo passou a ser utilizado em maior escala (inclusive na Europa), em face da necessidade do aumento da vida útil dos aterros. Os trituradores são constituídos basicamente por uma câmara de carga, cilindros de trituração, equipamento de descarga e um motor para acionamento e operação do sistema. Existem, no mercado, diversos modelos, os quais apresentam variações de rendimento em função da capacidade de processamento, tipo do resíduo a ser processado, dimensões do resíduo pós-processado e sistema de instalação (fixo ou móvel), aspectos estes a serem considerados na seleção do equipamento para um determinado aterro (DIAZ et al., 1997).

As principais vantagens da trituração, seguida de uma compactação adequada, podem ser sintetizadas em: redução dos odores; aumento da massa específica aparente após a compactação (cerca de 30 a 40% em relação às obtidas com resíduos brutos, sob mesmas condições de compactação); diminuição dos custos de transporte, quando utilizada em unidades de transbordo, menor risco de incêndio, necessidade de menor quantidade de material de recobrimento e aceleração dos processos de biodegradação. Quanto às desvantagens, podem ser citadas: custos iniciais mais elevados (maior número de instalações e equipamentos, com necessidade de sistemas elétricos, hidráulicos ou a diesel de média a grande potência); perda do efeito de entrelaçamento dos materiais e maior nível de ruído na região do aterro (NAHAS et al., 1996).

### 3.6 ATERRO DE RESÍDUOS ENFARDADOS

Em Robinson (1996), Nahas et al. (1996) e Kent et al. (2003), salienta-se que o enfardamento de resíduos é caracterizado pela compactação e prensagem prévia dos materiais em dispositivos apropriados, gerando fardos auto-sustentáveis e amarrados, os quais são transportados e empilhados no aterro sanitário. De forma geral, tal processo opera com uma esteira transportadora, que recebe e conduz os resíduos à câmara de prensagem, normalmente composta por cilindro compactador acionado por mecanismo hidráulico.

À prensa, está associado um sistema de amarração automática com arames de aço, que fornece maior segurança e conformidade aos fardos, cujo formato é um paralelogramo que facilita sobremaneira as operações de transporte e empilhamento no aterro. As dimensões dos fardos produzidos são funções do equipamento, podendo, no entanto, serem citadas dimensões básicas da ordem de 1,0 m x 1,0 m x 1,5 m (H x L x C), com massa específica aparente em torno de 1200 kg/m<sup>3</sup>.

Algumas vantagens importantes no processo de enfardamento que merecem destaque é a redução prévia na umidade dos resíduos, a redução do potencial de geração dos líquidos percolados e gases e a possibilidade de transporte em reboques abertos de forma mais segura e econômica.

Uma desvantagem importante no processo de enfardamento que merece destaque é o acréscimo de considerável investimento financeiro para a incorporação deste processo às dependências de um aterro convencional. A capacidade de processamento do fardo está determinada em projeto e prevê certa flexibilidade. A produção lenta de lixiviados torna necessária a coleta, tratamento e acompanhamento por período mais longo após o encerramento do aterro. Altos custos de manutenção, embora este tenha sido reduzido nos últimos anos devido ao desenvolvimento de enfardadeiras projetadas e dimensionadas para RSD.

Baldasano et al. (2003) obtiveram custos de investimento para os três modelos de aterro sanitário, (aterro para fardos retangulares plastificados, aterro para fardos cilíndricos plastificados e aterro convencional), e mostraram que o aterro para fardos retangulares plastificados requereu um menor investimento por tonelada de resíduo.

Cerca de 40 a 65% do custo foi devido à aquisição de terras, a preparação da cava, a aquisição de máquinas e outras despesas significativas, dado que a massa de resíduo aterrada anualmente determina a necessária capacidade da cava, as massas específicas obtidas para cada método são essenciais para explicar as diferenças dos custos.

O aterro para fardos retangulares plastificados otimizou o volume da cava, enquanto que a capacidade do aterro para fardos cilíndricos plastificados foi reduzida porque lacunas significativas apareceram entre os fardos cilíndricos quando foram empilhados.

O custo do tratamento por tonelada de resíduos diminuiu com o aumento da capacidade do aterro. Para toda massa de resíduo aterrada anualmente, um aterro para fardos retangulares plastificados é uma opção competitiva em comparação com um aterro convencional.

O uso de fardos retangulares levou ao melhor aproveitamento da área do aterro diminuindo o investimento na aquisição de terras e custos relacionados à preparação do aterro, compensando o aumento de custos com equipamentos, energia e mão-de-obra exigida pelo método, em comparação com o aterro convencional. O aterro para fardos cilíndricos plastificados mostrou-se ineficiente em função da baixa massa específica dos fardos, a geometria cilíndrica e a baixa capacidade das máquinas.

Um aumento na altura introduz uma redução brusca no custo de disposição por tonelada de resíduo. Esta redução foi principalmente devido ao fato da ocupação do espaço. Deve-se ter em mente que o modelo apresentava uma movimentação de terra  $0,93 \text{ €/m}^3$  que não variava com a altura. No início da operação, o custo unitário do aterro convencional, que se mostrava menos econômico, diminuiu mais rapidamente do que para um aterro de fardos retangulares plastificados. Quando a altura aumentou, as diferenças tenderam a diminuir em função do grau de ocupação das terras. O custo foi mais elevado para o aterro convencional entre 10 metros e 22 metros aproximadamente e para além de 22 m, o aterro de fardos retangulares plastificados foi ligeiramente menos econômico.

Do ponto de vista ambiental, concluíram que os aterros que operam com fardos plastificados mostraram-se como opção promissora na eliminação dos resíduos ao introduzir tecnologias mais limpas que eliminavam grande parte da contaminação de vetores que estavam presentes no aterro convencional.

A UE através de uma pauta na Diretiva 1999/31 alerta para a necessidade de uma redução brusca nos resíduos biodegradáveis em aterros sanitários. Também encoraja a compostagem, reciclagem, coleta seletiva e o encerramento de muitos aterros não controlados. Este é um contexto que favorece ainda mais a utilização de fardos envelopados com PEBD que resolve os problemas de lixiviados e a geração biogás. Além disso, o aterro para fardos retangulares plastificados tem-se revelado uma opção economicamente competitiva em comparação ao aterro convencional, pois o modelo de projeto é o mesmo para ambos, assim como os sistemas de segurança e critérios das condições de construção,

operação e manutenção e pós-encerramento exigidos pela Diretiva Européia 1999/31, embora muitas delas não fossem realmente necessárias para o método de enfardamento e acondicionamento nos aterros.

Em Baldasano et al. (2001), um processo de avaliação com padrões de bom, regular e deficiente nos aspectos de impacto visual, lixiviados, emissão de gás e odores, detritos aerotransportados, não presença de pássaros, ignição espontânea, densidade, contribuição dos materiais, operação trabalho, infra-estrutura de recepção, movimentação de máquinas, serviços de infra-estrutura, encerramento e reciclagem futura para 3 modelos de aterros sanitários ditos como aterro convencional, aterro de enfardados e aterro de enfardados plastificados revelou que o aterro de enfardados plastificados é deficiente apenas no quesito infra-estrutura de recepção e regular nos quesitos de operação de trabalho e serviços de infra-estrutura, e bom para os demais quesitos. O aterro de enfardados é deficiente apenas no quesito infra-estrutura de recepção, bom para os quesitos de espalhamento de detritos pelo vento, ignição espontânea, densidade e movimentação de máquinas, e regular para os demais quesitos. O aterro convencional é apenas regular nos quesitos de ignição espontânea, infra-estrutura de recepção e serviços de infra-estrutura, os demais quesitos são considerados deficientes.

### 3.6.1 Biodegradação de Resíduo Sólido Domiciliar Enfardado

Dekra (1996) acompanhou o comportamento do RSD acondicionado em fardos durante nove meses e observou que, após serem embalados em plástico-filme, polietileno de baixa densidade (PEBD), a água e ar foram impedidos de entrar em contacto com o resíduo. Nos primeiros dias ocorreu um rápido processo de fermentação aeróbia, que consumiu quase todo o oxigênio disponível no interior do fardo, deixando apenas baixos níveis de O<sub>2</sub>. Como consequência, o processo aeróbio produziu CO<sub>2</sub>. A produção de CO<sub>2</sub> durou apenas alguns dias, em função de depender da quantidade de oxigênio presente no interior do fardo. Depois de atingir um máximo de cerca de 30%, os níveis de CO<sub>2</sub> estabilizaram-se entre 20 e 25%.

Como resultado desse processo de fermentação aeróbica, a temperatura aumentou vários graus no interior dos fardos acondicionados durante os primeiros dias. Esse aumento de temperatura foi limitado pela alta umidade interna; também causou certa quantidade de evaporação de água, que pôde escapar para o exterior através do filme de PEBD. A temperatura interior dos fardos acondicionados nunca foi superior a 40°C.

Uma vez que o oxigênio foi quase todo consumido, o processo aeróbio praticamente parou e a fase anaeróbia deveria começar, mas somente traços de CH<sub>4</sub> apareceram.

A medição de pH efetuada após várias semanas de armazenamento deu resultados ligeiramente ácidos variando entre 5 e 6. Isto foi explicado pelo fato de que os ácidos orgânicos foram formados durante a primeira fase de decomposição.

Na maioria dos ensaios realizados, verificou-se que nas emissões de gases provenientes dos fardos não foram detectados compostos orgânicos em quantidades significativas.

As medições de massa indicaram uma perda média de  $\pm 30$  kg nos fardos plastificados de 850 kg após 9 meses, o que significou uma perda de 3,5% de massa do fardo.

Dekra (1996) concluiu que a razão para a falta de fermentação anaeróbica foi o ambiente demasiado ácido para os microrganismos desenvolverem-se. As bactérias metanogênicas têm necessidade de trabalhar em conjunto com as bactérias acidogênicas em acetogênese para poder continuar o processo de digestão.

O teor umidade, provavelmente devido à compactação e/ou evaporação, foi insuficiente para manter o metabolismo bacteriano. A umidade é de grande importância para os microrganismos, uma vez que o processo ocorre primeiramente em fase líquida. Em caso de baixa umidade em geral a atividade microbiana é drasticamente diminuída.

Foi concluído que, levando-se em consideração que os fardos continham resíduo sólido domiciliar ou fração, rejeitos ou poda de plantas, houve estabilização do processo sem produzir metano, em uma fase ácida não metanogênica, com uma concentração relativamente elevada de CO<sub>2</sub>. A temperatura no interior dos fardos tendeu a ser muito semelhante à temperatura ambiente.

El-Fadel et al. (2002) relataram em seu experimento realizado com resíduo enfardado plastificado que os níveis iniciais de DBO e DQO do lixiviado foram elevados quando comparados com dados relatados na literatura nos aterros convencionais. O nível inicial de DBO amostrado foi de 50.000 mg/L, bem acima dos 5000 a 30000 mg/L normalmente observado em aterros convencionais. No entanto, valores de DBO com 1000 mg/L, ao final de 2 anos, tempo do término do experimento são típicos de aterros com 10 anos.

Do mesmo modo, a formação inicial da DQO nos fardos plastificados, na faixa de 100000 mg/L, esteve acima dos valores tipicamente encontrados nos aterros convencionais, normalmente de 10000 a 60000 mg/L. Por sua vez, os níveis de DQO nos fardos plastificados decresceram acentuadamente ao término de 2 anos para cerca de 3000 mg/L, um nível normalmente encontrado em lixiviados de aterros sanitários convencionais de 15 anos.

Os valores de DBO e DQO encontrados podem ser atribuídos à alta umidade inicial (55 a 65%) contida no resíduo que rico em matéria orgânica promoveu uma significativa atividade biológica da fase aeróbia. O rápido esgotamento da matéria orgânica facilmente biodegradável, bem como o escoamento do excesso de umidade contribuiu para a redução acentuada na atividade biológica e, conseqüentemente, ocorreu diminuição nos níveis de DQO e DBO.

A variação no pH confirmou as conclusões que foram baseadas nas variações de DQO e DBO, este começou em 5,5 e aumentou para cerca de 8 após 2 anos do início das operações no local, o pH alcalino ( $> 7$ ) normalmente é encontrado em aterros após 10 anos de disposição dos resíduos.

Cerca de 14 meses após o início das operações, o pH tinha subido acima de 7 indicando um declínio da atividade acetogênica, a relação DBO/DQO caiu abaixo de 0,3 confirmando que os resíduos já estavam moderadamente estáveis. Mesmo as camadas recém-depositadas na parte superior do aterro apresentaram características de meio acetogênico, os lixiviados coletados que emanavam do fundo dessas camadas residiu tempo suficiente para reorientar a sua atividade a bacteriana anaeróbia.

Robles-Martinez e Gourdon (1999) objetivaram avaliar os efeitos da compactação e do pH na degradação do resíduo domiciliar enfardado. Utilizaram quatro reatores de polietileno com capacidade de 15 L, em condição anaeróbia, variando a massa específica entre 750 e 850 kg/m<sup>3</sup> (compactada) e 450 kg/m<sup>3</sup> (não compactada) e umidade inicial de 40% em base úmida. A temperatura foi controlada em  $28 \pm 2^\circ\text{C}$  e após várias semanas de incubação realizaram ajustamento de pH em parte das amostras.

Nos reatores 1 e 2 as amostras foram mantidas em condição de umidade baixa (40%), durante todo experimento, sendo que uma foi compactada e a outra não compactada.

Observaram que houve produção de biogás e, portanto que houve biodegradação anaeróbia de resíduo. A biodegradação acidogênica foi insignificante, sendo limitada pela pequena quantidade de O<sub>2</sub> nos reatores, conforme demonstrado pela ausência da produção de calor. A geração de biogás foi da ordem de 8 e 16 L/kg de matéria orgânica seca em resíduo compactado ou não, tendo, porém apresentado valores menores na amostra compactada. Presumiu-se que a compactação tenha limitado as condições de incubação do meio confinado. Os resultados mostraram que a biodegradação foi muito baixa para os ensaios realizados em condições não-saturadas, condições estas que simulam as condições reais de umidade do resíduo domiciliar enfardado.

Nos reatores 3 e 4, as amostras foram mantidas em condição de saturação com água, sendo que uma foi compactada e a outra não compactada. A biodegradação acidogênica também foi insignificante, limitada pela pequena quantidade de O<sub>2</sub> nos reatores. A inibição observada na atividade biológica sob condição saturada foi causada pela acidificação do meio. Esta acidificação deveu-se a produção de ácidos graxos voláteis durante os primeiros dias de incubação anaeróbia facultativa por microrganismos, sob condição anóxica. Sob tais condições, bactérias anaeróbias facultativas liberaram ácidos carboxílicos, no meio que não foram degradadas pelas bactérias anaeróbias acetogênicas ou metanogênicas, cuja atividade foi inibida pelo baixo conteúdo de oxigênio residual. Esta situação induziu o acúmulo de ácidos que causam a acidificação dos resíduos e inibindo progressivamente todos os grupos de bactérias, protegendo assim o resíduo da biodegradação.

A biodegradação foi significativamente aumentada quando o resíduo foi saturado com água e o pH ajustado acima de 6,5 tanto para o resíduo compactado quanto para o não compactado. Neste caso, o total da produção de biogás foi de 250 (resíduo compactado) e 290 (resíduo não-compactado) litros de gás/kg de matéria orgânica seca, com uma concentração de 60% de metano. Através do experimento foi concluído que a produção de biogás foi inibida pela acidez do meio. Isto pôde ser comprovado quando, após a elevação do pH acima de 6,5, a metanogênese reiniciou.

### 3.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A disposição do resíduo sólido urbano está bem regulamentada tanto pela legislação quanto pela normatização na implantação, operação, tratamento de efluentes e encerramento dos aterros sanitários. O tratamento de subprodutos resultantes da degradação da matéria orgânica presente no RSD tem sido intensamente pesquisado no sentido de se encontrar uma tecnologia eficiente que possa minimizar possíveis danos à saúde pública e ao meio ambiente em função do grande volume de lixiviados e a geração de biogás.

De um modo geral, as pesquisas avançaram de forma significativa quanto aos lixiviados no controle do pH, DQO e metais. Quanto ao biogás, uma observação que se faz ao verificar os trabalhos citados anteriormente, que dados o grande volume, a heterogeneidade do resíduo, as variáveis físico-químicas e as intempéries envolvidas no processo de decomposição do RSD distorcem cálculos que embora exatos passem ser estimativas permitindo uma ampla tolerância nos fatores de geração do biogás (EPA, 1996;

BANCO MUNDIAL, 2003), não sendo diferentes as pesquisas relacionadas aos resíduos enfardados e posteriormente envelopados.

Pelo aspecto global os resultados alcançados com o enfardamento tendo em vista os custos de investimento semelhante aos aterros convencionais, redução de volume, baixa geração de lixiviados e biogás sugerem novas estratégias de gerenciamento na disposição de resíduos nos aterros e os resultados indicados na revisão com resíduos enfardados são promissores no sentido de minimizar a geração de lixiviados e gases bem como otimizar a área de disposição.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho exigiu a construção e monitoramento de doze lisímetros simulando o enfardamento de resíduo sólido domiciliar. Neste capítulo, são apresentados os procedimentos adotados e os materiais utilizados nas etapas relacionadas a esse trabalho de pesquisa experimental, a saber: elaboração e montagem de equipamentos e lisímetros, métodos de coleta, análises físico-químicas e avaliação dos processos de decomposição nos resíduos confinados.

As etapas do trabalho em ordem cronológica envolveram a determinação da composição gravimétrica, determinação do teor umidade, massa específica aparente, teor de cinzas, coleta e análise dos gases, a construção de lisímetros, montagem dos cestos, equipamento de prensagem, análises físico-químicas, balanço material na fase gasosa e cálculo dos fatores de emissão.

### 4.1 DETERMINAÇÃO DA COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA

O método utilizado para a determinação da composição gravimétrica envolveu o quarteamento da amostra com base na NBR 10007/2004. Após a indicação do veículo coletor em função de sua rota por um bairro de classe média em dia de semana e período diurno, do mesmo foi extraída aproximadamente 8,0 toneladas de resíduos sólidos. A amostra foi transferida para uma área previamente forrada com lona plástica, foram usadas ferramentas e equipamentos de proteção e segurança (EPS). A instrumentação, materiais e acessórios estão disponíveis no Apêndice A.

A metodologia utilizada foi descrita por Mandelli (1997), Pessin (1998), De Conto et al. (2002) e as principais etapas foram:

- descarga do resíduo e rompimento de sacos;
- homogeneização do resíduo;
- divisão da massa de resíduo em quatro montes iguais descartando-se dois em diagonal;
- repetiu-se a operação por mais uma vez objetivando 2,0 t;
- ao término do quarteamento, na amostra de aproximadamente 200 L foram identificados os componentes presentes na mesma, diferenciando-os nas seguintes categorias: papel, papelão, plástico filme, plástico duro, vidro, metal ferroso, metal não-

ferroso, tecido, couro, madeira, matéria orgânica, embalagem cartonada, borracha, isopor e outros. A Figura 4.1 mostra uma etapa do quarteamento executada.



Figura 4.1 Pilhas de resíduo obtidas durante o quarteamento nas dependências do aterro sanitário de Ribeirão Preto

Os dados obtidos para a composição gravimétrica dos resíduos sólidos da coleta regular podem ser visualizados no Capítulo 5, p 74.

#### 4.1.1 Massa Específica Aparente

Os resíduos sólidos constituem um sistema de três fases (sólida, líquida e gasosa) e, à semelhança dos solos, podem ser definidas três massas específicas, a saber: massa específica aparente ( $\rho$ ), massa específica aparente seca ( $\rho_d$ ) e massa específica da fase sólida ( $\rho_s$ ).

O procedimento utilizado para determinar a massa específica aparente segundo (IBAM, 2001) consistiu em:

- determinar a tara de cinco latões de 200 L;
- preencher os latões com o RSD quarteado e solto, (sem adensá-lo);
- pesar cada um dos latões cheios e determinar o peso do RSD, descontando sua tara;
- somar os pesos obtidos;

- determinar a massa específica aparente através do valor da soma obtida dividida pelo volume total dos latões.

#### 4.1.2 Determinação do Teor de Umidade

O teor de umidade representa a quantidade de água presente no resíduo, medida em percentual de sua massa em base úmida. Esse parâmetro se altera em função das estações do ano e da incidência de chuvas, podendo-se estimar um teor de umidade variando em torno de 40 a 60% (IBAM, 2001).

Da amostra que foi quarteada para preencher os cestos de aço, aproximadamente 2 L foram separados e guardados em saco de plástico hermeticamente fechado e transportado ao laboratório seguindo-se as operações (IBAM, 2001).

- aquecimento em estufa a 105°C por um dia até se obter massa constante;
- pesagem do material seco após obter massa constante.

#### 4.1.3 Teor de Cinzas

O teor de cinzas foi obtido a partir de parte da massa de resíduo que foi utilizada para determinar o teor de umidade, os sólidos totais e suas frações foram determinados de acordo com os métodos preconizados pelo *Standard Methods for the Examination Of Water And Wastewater* (AWWA, 1998).

A determinação de sólidos totais (ST) foi obtida pela diferença de 100 menos o teor de umidade (U) a 105°C encontrada em percentual, conforme mostrado na Equação 4.1.

$$ST(\%) = 100 - U(\%) \quad (4.1)$$

A determinação do teor de sólidos totais voláteis (STV) (matéria orgânica total) foi obtida, multiplicando-se por 100 a diferença entre o peso da amostra seca a 105°C e o peso calcinado a 550°C em mufla dividido pelo peso seco a 105°C, conforme mostra a Equação 4.2.

$$STV(\%) = (m_1 - m_2) / m_1 \cdot 100 \quad (4.2)$$

Na qual:

$m_1$ : Massa do substrato seco a 105°C

$m_2$ : Massa do substrato calcinado a 550°C

O teor de cinzas (TC) foi obtido pela diferença do teor de sólidos totais voláteis a 550°C encontrada menos 100%, conforme mostrado na Equação 4.3.

$$TC(\%) = 100 - STV \quad (4.3)$$

## 4.2 LISÍMETROS

Lisímetros ou reatores são dispositivos volumétricos das mais variadas formas e materiais que permitem a nível laboratorial avaliar, reproduzir e simular reações que ocorrem na natureza ou advindos de processos físico-químicos produzidos pela atividade humana a fim de quantificá-los.

Um protótipo de lisímetro com 15 L foi montado e preenchido com RSD para uma avaliação preliminar de geração do biogás, conforme Figura 4.2.

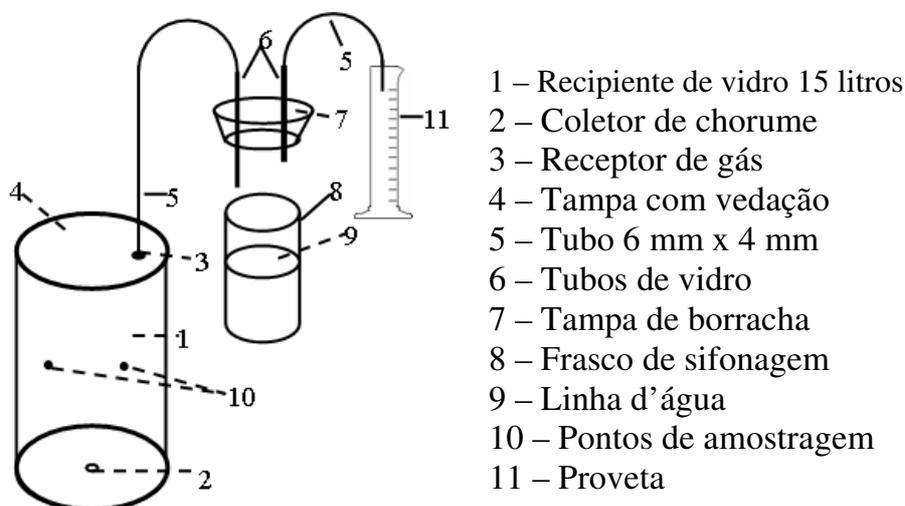


Figura 4.2 Protótipo de lisímetro e equipamentos

Avaliada a produção diária do protótipo concluiu-se que seria possível operar um reator com capacidade de 200 L, conforme Figura 4.3. Foram adaptados doze tambores de 200 L com tampa tipo removível, sendo disponibilizado em cada tampa a instalação de um registro de esfera que permitisse interromper o fluxo de biogás para a pesagem da massa de água deslocada por sistema de sifonamento, e um termopar com haste de 500 mm, instalado para atingir o centro do lisímetro, permitindo a medição diária da temperatura.

Foi disponibilizado na parte inferior dos lisímetros um registro de esfera para a coleta de chorume ao final do estudo.

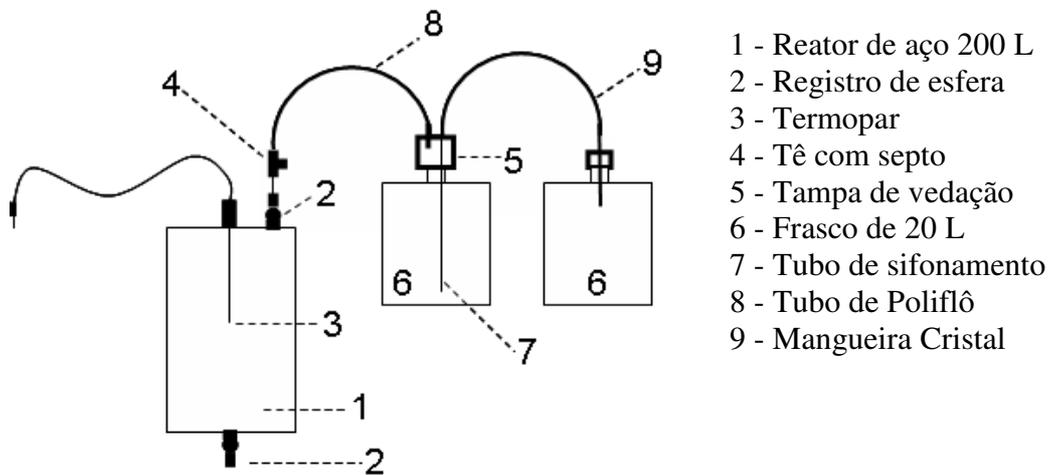


Figura 4.3 Lisímetro e acessórios

A Figura 4.4 mostra detalhes do lisímetro em corte (4), frasco coletor de biogás (8) e frasco de água para pesagem (9).

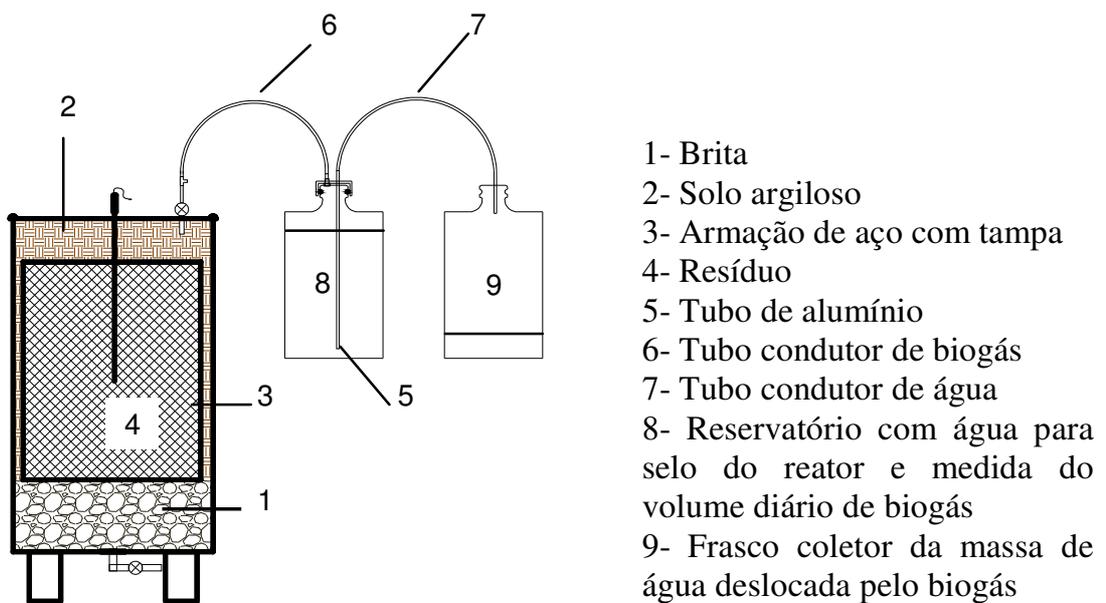


Figura 4.4 Detalhe da montagem dos lisímetros

### 4.3 MONTAGEM DOS CESTOS

O RSD, por conter muitas embalagens, apresenta muitos espaços vazios impossibilitando uma boa compactação. Para minimizar este efeito, foram confeccionados doze cilindros com 550 mm de diâmetro por 700 mm de altura em tela de aço galvanizado e malha de 35 mm utilizado para acondicionar determinado volume e dar forma definida ao resíduo compactado. O diâmetro do cilindro foi 30 mm menor que o diâmetro interno do lisímetro para evitar possíveis deformações no mesmo em função de sua fragilidade e vedação.

Foi confeccionado um fundo e tampa em tela de aço suportado por anel de aço 1020 diâmetro 8,0 mm para dar conformidade circular ao cesto, para evitar uma possível perda de umidade ou líquidos na prensagem e transporte do RSD, os cestos foram revestidos com lona vinílica de 0,5 mm de espessura, representado na Figura 4.5.

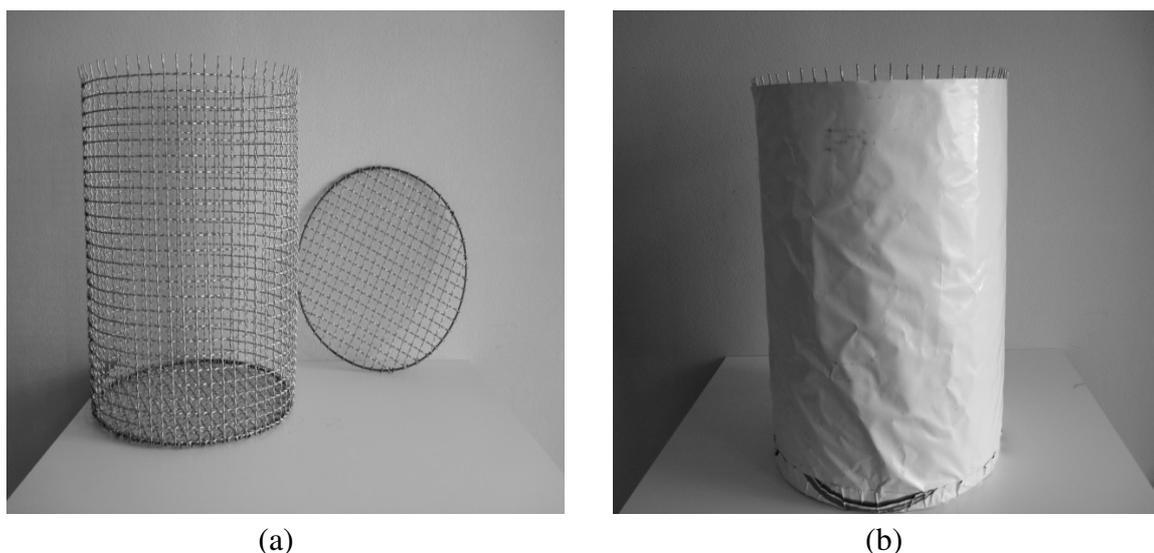


Figura 4.5 Armação metálica (a) e armação metálica com revestimento de lona vinílica (b)

### 4.4 CONSTRUÇÃO DO EQUIPAMENTO DE PRENSAGEM

Baseado no princípio de Pascal, existe no mercado de equipamentos mecânicos um dispositivo hidráulico denominado prensa hidráulica que consiste de um pórtico metálico onde foi alojado um cilindro que recebe a força de outro menor acionado manualmente, a partir deste mecanismo foi montado um sistema de prensagem eficiente e seguro.

Foram usadas na montagem do pórtico vigas de aço laminadas de 250 mm em perfis (U) e (I) para servir de suporte a um cilindro hidráulico (pistão) com 800 mm de curso

acionado por conjunto moto-bomba hidráulica com capacidade de pressão até 200,0 kgf/cm<sup>2</sup> resultando uma pressão final de 5,0 kgf/cm<sup>2</sup> no flange de compactação, bem acima da compressão de 1,0 kgf/cm<sup>2</sup> que o trator de esteira exerce sobre o RSD, ainda fizeram parte deste conjunto uma camisa de aço que dava conformidade ao cesto de tela para evitar deformações no mesmo durante o processo de prensagem.

A Figura 4.6 mostra o conjunto moto bomba, prensa e cesto em posição de receber o resíduo.



Figura 4.6 Conjunto moto bomba, prensa e camisa de aço em fase de testes

A partir da massa de 2,0 t foi efetuado o preenchimento de 12 cestos em tela de aço e compactados, subdivididos em três grupos de quatro unidades determinados como:

- Grupo 1 de lisímetros denominados R 11, R 12, R 13 e R 14 com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>.
- Grupo 2 de lisímetros denominados R 21, R 22, R 23 e R 24 com massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup>.

- Grupo 3 de lisímetros denominados R 31, R 32, R 33 e R 34 com massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$ .

Depois de assentados sobre calços de madeira, os lisímetros receberam no fundo uma camada de brita para dreno, sobre a brita foi assentado o cesto com resíduo e o espaço vazio entre o cesto e a face superior do lisímetro foi preenchido com  $19,9 \text{ kg}$  de solo argiloso e umidade de  $24,3\%$ . Essa massa de argila envolveu todo o resíduo em contorno e a superfície coberta com  $5,0 \text{ cm}$  de espessura com o intuito de reduzir o volume livre disponível para o ar na partida do experimento.

O controle da umidade foi estimado a partir do balanceamento das umidades do resíduo e do solo argiloso, os valores encontrados estão no Capítulo 5 p. 75.

Um macaco hidráulico tipo girafa (Figura 4.7) foi utilizado na operação de assentamento do cesto de resíduo compactado para o interior do lisímetro.



Figura 4.7 Macaco hidráulico modelo girafa em processo de assentamento

Ao ser suspenso o cesto e estar posicionado de forma concêntrica, a parte inferior do envelopamento foi retirada para dar passagem ao lixiviado, que por gravidade deveriam acumular no fundo do lisímetro de onde poderiam ser colhidas amostras para posteriores análises físico-químicas. Os lisímetros foram selados e um orifício no centro da tampa permitiu a instalação de um termopar de imersão ( $3 \times 500 \text{ mm}$ ), conforme a Figura 4.8, em posição vertical e de forma concêntrica para atingir o centro de massa do resíduo.



Figura 4.8 Termopar de imersão instalado na tampa dos lisímetros

Uma solução econômica encontrada para solucionar a medição do biogás foi a de se medir a massa de água deslocada em um determinado espaço de tempo, nunca maior que 24 horas, através de um processo de sifonagem. O biogás exerce pressão sobre a água, e esta através de um duto é deslocada para outro recipiente tarado. Foram adquiridos vinte e quatro garrafas de água mineral de 20 L (vinte litros), sendo que a conformação da boca da garrafa permitiu a instalação de um anel de vedação “O ring” para evitar perdas de biogás. A Figura 4.9 mostra os lisímetros em operação dentro do laboratório.

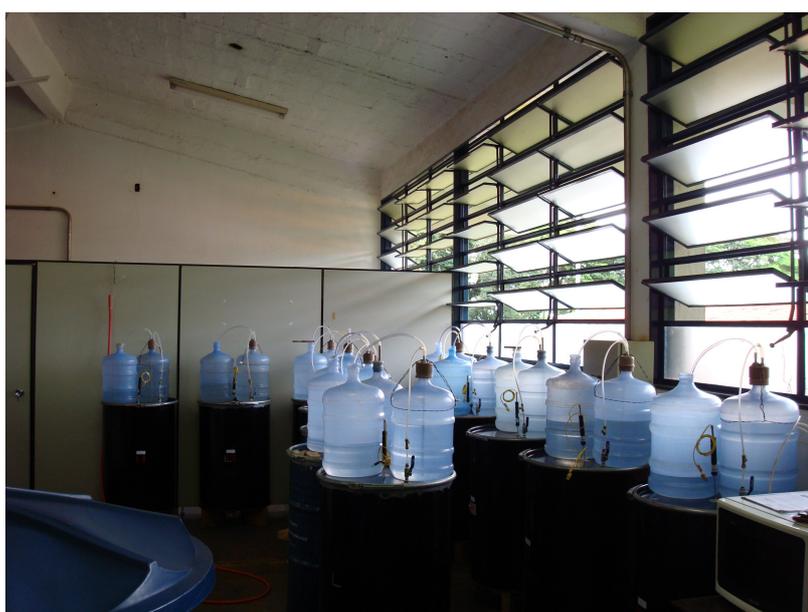


Figura 4.9 Disposição dos lisímetros no laboratório

#### 4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Não foram efetuadas análises físico-químicas do percolado durante o período de medição do biogás, por precaução quanto à estanqueidade do sistema de vedação. Os parâmetros analisados após o encerramento das medições foram o pH, DQO, DBO<sub>5</sub> a 20°C, Condutividade, Alcalinidade Bicarbonatos, Alcalinidade Carbonato, Alcalinidade Hidróxido, Cloretos, Fósforo, NTK, Amônia, Nitrogênio Orgânico (NTK-Amônia), Nitrato, Nitrito, Ferro, Manganês, Chumbo, Cádmio, Cálcio, Magnésio, Níquel, Prata, Cobre, Zinco, Alumínio, Sódio, Potássio, Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Totais Fixos, Sólidos Suspensos Totais Voláteis, Sólidos Dissolvidos Totais, Sólidos Dissolvidos Totais Fixos e Sólidos Dissolvidos Totais Voláteis, o resultado das análises estão disponíveis no Apêndice D e seguiu-se *Standard Methods for the Examination Of Water And Wastewater* (AWWA,1998).

As amostras de biogás foram coletadas com o auxílio de uma seringa *gastight*, 500 µL através de um septo alojado em um Tê instalado na tubulação de gás logo acima do registro de esfera que faz conexão com a parte superior do lisímetro.

O objetivo do registro de esfera é estancar o fluxo de biogás no instante da medição volumétrica diária, conforme mostra a Figura 4.10.



Figura 4.10 Septo adaptado a uma conexão Tê para coleta de biogás e registro de estanqueidade

As amostras foram analisadas em um cromatógrafo Varian Star 3600 CX onde se obteve a relação  $\text{CH}_4/\text{CO}_2$  em percentual volumétrico, os resultados foram tabelados e trabalhados de forma a se obter gráficos que demonstraram o comportamento da formação do biogás.

#### 4.6 BALANÇO MATERIAL NA FASE GASOSA E FATORES DE EMISSÃO

O somatório dos volumes diários permite obter o volume total gerado ao longo do estudo em cada lisímetro. A vazão volumétrica é definida pela Equação 4.4.

$$Q = \frac{dV}{dt} \quad (4.4)$$

Na qual:

Q é a vazão volumétrica;

V é o volume acumulado de biogás;

t é o tempo ao longo do experimento.

A derivação numérica dos pontos experimentais de volume de biogás em função do tempo foi realizada com base no ponto central, segundo a Equação 4.5:

$$\frac{dV_n}{dt} = \frac{V_{n+1} - V_{n-1}}{t_{n+1} - t_{n-1}} \quad (4.5)$$

Em que:

$\frac{dV_n}{dt}$  é a vazão volumétrica no instante  $t_n$ ;

$V_{n+1}$  é o volume acumulado até o instante  $t_{n+1}$ ;

$V_{n-1}$  é o volume acumulado até o instante  $t_{n-1}$ .

O Princípio de Conservação da Massa aplicado à fase gasosa emanada dos lisímetros fornece a Equação 4.6:

$$m_{\text{biogás}}^* \text{entra} - m_{\text{biogás}}^* \text{sai} + R_{\text{gera biogás reator}} = \frac{dm_{\text{biogás reator}}}{dt} \quad (4.6)$$

Na qual:

$m^*$  a vazão mássica que entra ou sai do lisímetro,

R é a taxa de geração de biogás no lisímetro;

$\frac{dm}{dt}$  é a taxa de acúmulo de massa no lisímetro.

No caso particular de lisímetros semi-contínuos com corrente de saída e sem acúmulo considerável de biogás no interior do lisímetro, a Equação 4.6 se transforma na Equação 4.7:

$$R_{\text{gera biogás reator}} = m_{\text{biogás}}^* \text{sai} \quad (4.7)$$

Por outro lado, em base volumétrica, as vazões de metano ( $Q_{CH_4}$ ) e de gás carbônico ( $Q_{CO_2}$ ) podem ser obtidas diretamente dos resultados das análises cromatográficas ( $X_{CH_4}$  e  $X_{CO_2}$ ) e das vazões volumétricas de biogás obtidas no mesmo instante de amostragem dos gases, uma vez que a composição analisada era correspondente à vazão em um dado instante e não do volume total de biogás gerado. Sendo assim, (Equações 4.8 e 4.9):

$$Q_{CH_4} = X_{CH_4} \cdot \frac{dV}{dt} \quad (4.8)$$

Em que:

$X_{CH_4}$  é a fração molar de metano no biogás.

$$Q_{CO_2} = X_{CO_2} \cdot \frac{dV}{dt} \quad (4.9)$$

Em que:

$X_{CO_2}$  é a fração molar de gás carbônico no biogás.

O Teorema da Média permite obter os valores médios de uma função (Equação 4.10).

$$\overline{f(x)} = \frac{1}{x_2 - x_1} \int_{x_1}^{x_2} f(x) dx \quad (4.10)$$

No caso das vazões do biogás,  $CO_2$  e  $CH_4$ , a Equação 4.10 resulta nas equações 4.11, 4.12 e 4.13:

$$\overline{Q_{biogás}} = \frac{1}{t_{final} - t_{inicial}} \int_{t_{inicial}}^{t_{final}} Q_{biogás} .dt \quad (4.11)$$

$$\overline{Q_{CO_2}} = \frac{1}{t_{final} - t_{inicial}} \int_{t_{inicial}}^{t_{final}} Q_{CO_2} .dt \quad (4.12)$$

$$\overline{Q_{CH_4}} = \frac{1}{t_{final} - t_{inicial}} \int_{t_{inicial}}^{t_{final}} Q_{CH_4} .dt \quad (4.13)$$

A regra do trapézio permite calcular os integrais presentes nas equações 4.10 a 4.13 a partir dos pontos de vazão em função do tempo expressa pela Equação 4.14.

$$\int_{x_1}^{x_2} f(x) dx = \frac{(f(x_2) + f(x_1)) \cdot (x_2 - x_1)}{2} \quad (4.14)$$

O fator de emissão (FE) do biogás também pode ser obtido através da divisão da vazão volumétrica média pela massa de resíduo sólido facilmente degradável em base seca, expresso pela (Equação 4.15).

$$FE_{biogás} = \frac{\overline{Q_{biogás}}}{m_{\substack{\text{resíduo} \\ \text{seco} \\ \text{bio degradável}}}} \quad (4.15)$$

Os fatores de emissão, especificamente para os gases CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> são normalmente expressos em volume de gás por massa de sólido facilmente degradável em base seca aterrado em um ano e podem ser calculados pelas (Equações 4.16 e 4.17):

$$FE_{CO_2} = \frac{\overline{Q_{CO_2}}}{m_{\substack{\text{resíduo} \\ \text{seco} \\ \text{bio deg radável}}}} \quad (4.16)$$

$$FE_{CH_4} = \frac{\overline{Q_{CH_4}}}{m_{\substack{\text{resíduo} \\ \text{seco} \\ \text{bio deg radável}}}} \quad (4.17)$$

Nas quais:

$FE_{\text{biogás}}$  é o fator de emissão de gás carbônico no período de um ano;

$FE_{CO_2}$  é o fator de emissão de gás carbônico no período de um ano;

$FE_{CH_4}$  é o fator de emissão de metano no período de um ano;

$\overline{Q_{\text{biogás}}}$  é a vazão volumétrica média de biogás no período de um ano;

$\overline{Q_{CO_2}}$  é a vazão volumétrica média de gás carbônico no período de um ano;

$\overline{Q_{CH_4}}$  é a vazão volumétrica média de metano no período de um ano;

t é o tempo equivalente em um ano;

$m_{\substack{\text{resíduo} \\ \text{seco} \\ \text{bio deg radável}}}}$  é a massa de resíduo seco degradável incubada ou aterrada.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados desse trabalho foram obtidos em etapas distintas com resultados imediatos como a caracterização gravimétrica, composição gravimétrica e balanço das umidades, e resultados advindos da evolução do confinamento do resíduo como a geração acumulada de biogás, análise periódica dos teores de metano e dióxido de carbono e finalmente a avaliação dos dados compilados, montagem de gráficos, tabelas de fatores de emissão e avaliação dos resultados físico-químicos nos lixiviados.

Na seqüência, são apresentados os resultados obtidos na caracterização do RSD não compactado (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 Caracterização do resíduo coletado no bairro Jardim Irajá em 27/03/2008

Caracterização Gravimétrica	
Massa específica aparente (kg/m <sup>3</sup> )	246,6
Teor de umidade em base úmida (%)	52,5
Teor de sólidos totais voláteis em base seca (STV) (%)	82,4
Teor de cinzas em base seca (%)	17,6

Apesar da amostra ter sido coletada após dois dias de chuvas, o valor encontrado da massa específica aparente de 246,6 kg/m<sup>3</sup> não foi substancialmente superior ao valor de referência de 230 kg/m<sup>3</sup> (IBAM, 2001).

A composição gravimétrica mostrada na Tabela 5.2 foi obtida em resíduo coletado no bairro Jardim Irajá em 27/03/2008 e objetivou determinar todos os componentes do resíduo e em especial a matéria orgânica (facilmente biodegradável) e papel e papelão (moderadamente biodegradável), cujo percentual foi utilizado para determinar a massa de resíduo sólido biodegradável.

Tabela 5.2 Composição Gravimétrica do Resíduo

Resíduo Sólido	Massa (kg)	(%)
Matéria Orgânica	57,21	67,99
Papel	12,0505	14,32
Papelão	1,1207	1,33
Plástico Filme	3,4531	4,1
Plástico Duro	4,8211	5,73
Met. Não-Ferroso	0,2102	0,25
Metal Ferroso	0,5005	0,59
Vidro	1,2005	1,43
Tecido	1,0012	1,19
Couro	0	0
Madeira	0,9109	1,08
Tetra Pak	0,6502	0,77
Borracha	0,1813	0,22
Isopor	0,2005	0,24
Outros	0,6301	0,75
Total	84,14	100

O resíduo sólido domiciliar foi retirado de um veículo coletor no aterro sanitário de Ribeirão Preto. A amostra não foi representativa da média da cidade pela forma como foi coletada, todavia aproximou em alguns itens das características de outras cidades, como exemplo de dados comparativos da Tabela 3.1 (CETESB, 2007).

O balanço das umidades no RSD enfardado foi determinado num intervalo que variou entre o percentual obtido com a adição do solo argiloso e o percentual de saturação do resíduo, e foram distribuídas da seguinte forma. Os fardos foram confinados em 12 lisímetros subdivididos em 3 grupos de 4 lisímetros em função de sua massa específica aparente e da umidade em base úmida. O Grupo 1 de lisímetros recebeu fardos com massa específica aparente de  $800 \text{ kg/m}^3$  e umidades de 49,2% para réplica, 54,2% e 58,7%, o Grupo 2 de lisímetros operou com massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$  e umidades de 49,2%, 54,2% para réplica e 57,7%, sendo que para umidade de 57,7% atingiu-se a saturação do meio poroso com água e o Grupo 3 de lisímetros que operou com massa específica aparente

de 1000 kg/m<sup>3</sup> e umidades de 49,2%, 54,2%, 55,0% e 54,7% para réplica, na umidade de 55,0% e 54,7% atingiu-se a saturação do resíduo com água. A Tabela 5.3 resume os lisímetros com suas respectivas umidades.

Tabela 5.3 Grupo de lisímetros e respectivas umidades

Grupo 1		Grupo 2		Grupo 3	
Lisímetro	U (%)	Lisímetro	U (%)	Lisímetro	U (%)
R 11	49,2	R 21	49,2	R 31	49,2
R 12	54,2	R 22	54,2	R 32	54,2
R 13	58,7	R 23	57,7sat.	R 33	55,0 sat.
R 14	49,2	R 24	54,2	R 34	54,7 sat.

O monitoramento diário da temperatura interna nos lisímetros teve como referencial a temperatura ambiente do local onde um recipiente com 20 litros de água foi instalado junto ao experimento. Notou-se que a variação da temperatura do resíduo no decorrer do experimento manteve-se entre 16,8°C e 28,9°C estando essencialmente correlacionadas com a mudança na temperatura exterior.

A projeção gráfica da temperatura esta disposta nos apêndices (B e C) juntamente com o volume acumulado de biogás e a vazão volumétrica de biogás.

As Figuras 5.1, 5.2 e 5.3 mostram o comportamento da geração acumulada de biogás para os três grupos de lisímetros nas diferentes condições de massa específica aparente e umidade, estão disponíveis isoladamente no Apêndice B os gráficos de volume acumulado de biogás.

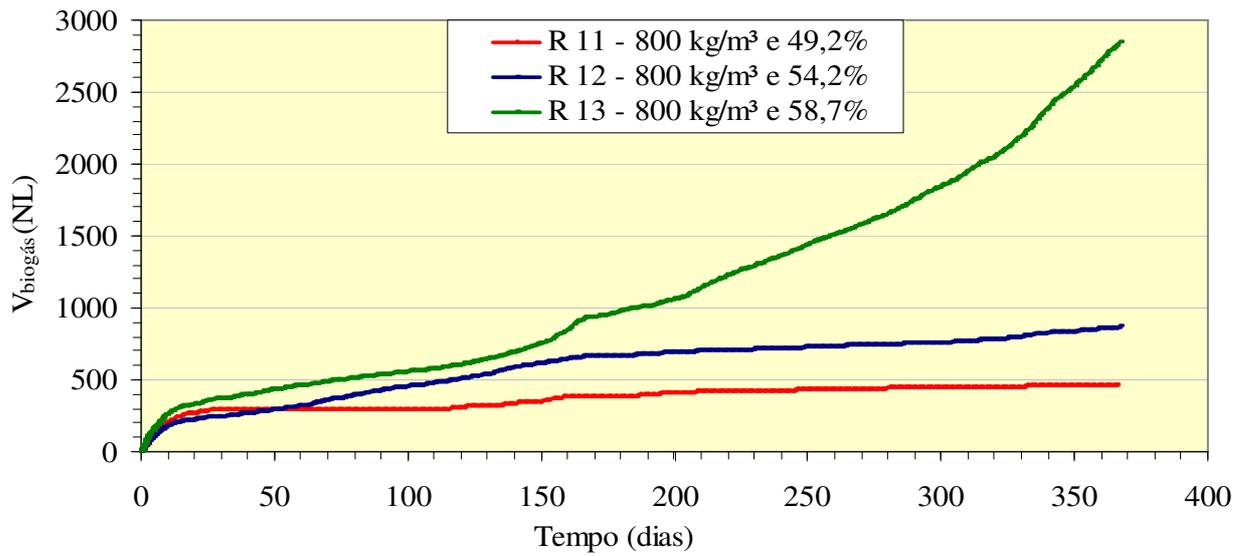


Figura 5.1 Volume acumulado de biogás para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de  $800 \text{ kg/m}^3$

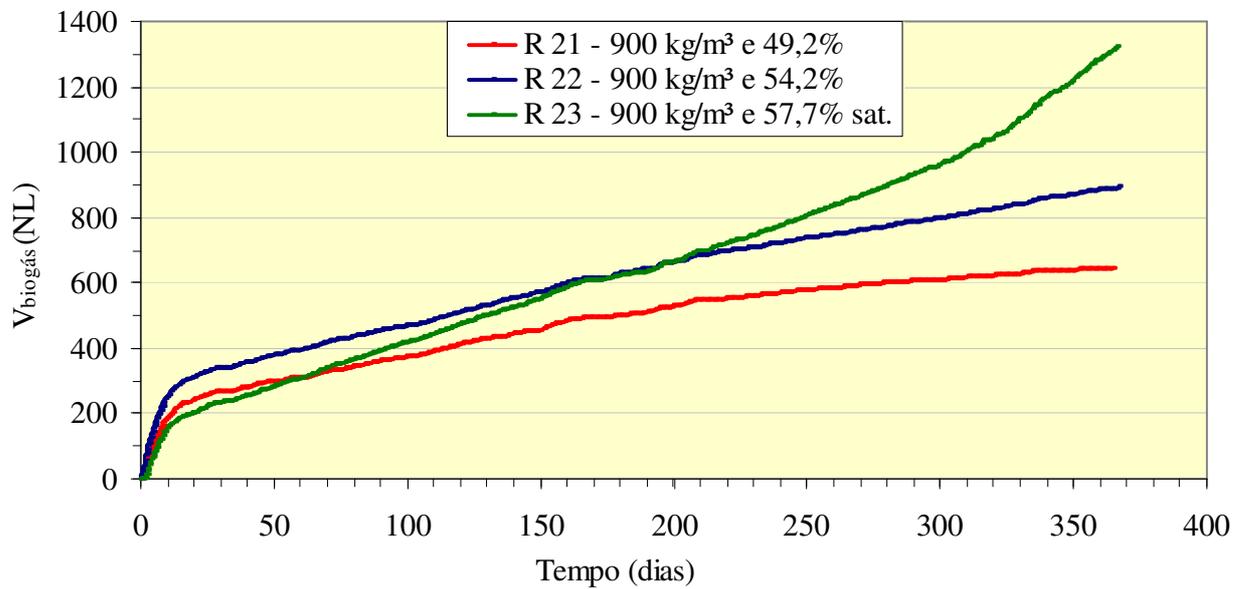


Figura 5.2 Volume acumulado de biogás para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$

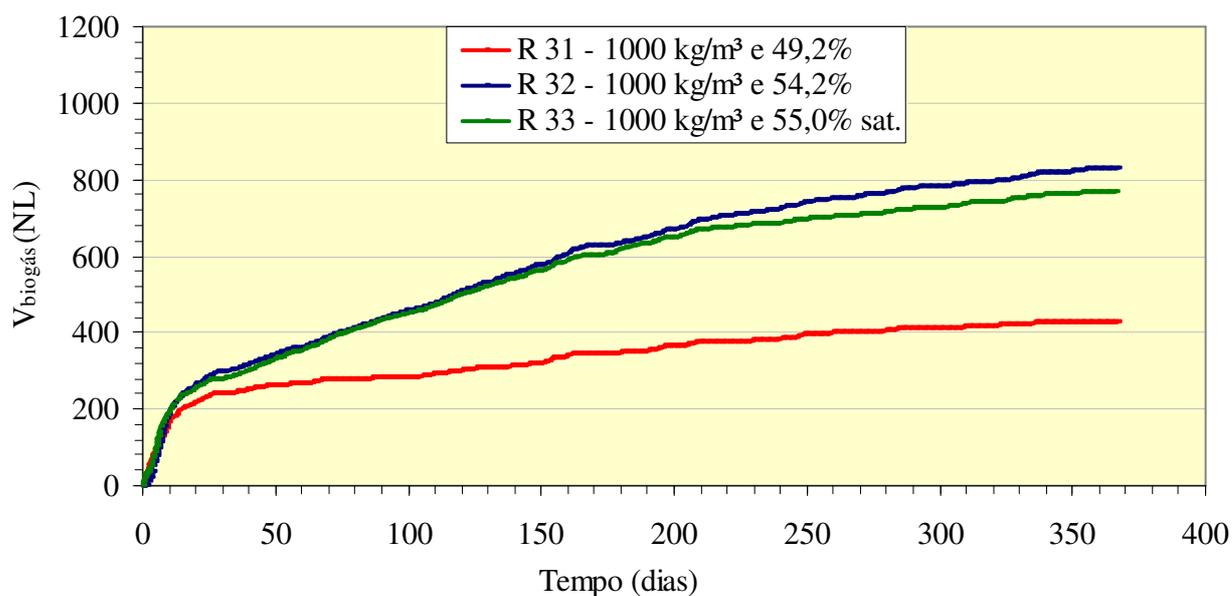


Figura 5.3 Volume acumulado de biogás para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$

Os lisímetros R 23, R 33 e R 34 com massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 57,7%, com massa específica de aproximadamente  $1000 \text{ kg/m}^3$  respectivamente e umidades de 55,0 e 54,7% resultaram em meios porosos saturados com água. E por isso, não foi possível obter as umidades de 58,7% para esses lisímetros.

Nota-se pelas figuras 5.1, 5.2 e 5.3 que a umidade do resíduo teve influência determinante na produção de biogás. Por exemplo, para a massa específica aparente de  $800 \text{ kg/m}^3$  o aumento da umidade de 49,2% para 58,7% produziu um incremento de 6 vezes no volume total de biogás. Enquanto que para a massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$ , o aumento da umidade de 49,2% para 55,0% provocou um aumento de 94% no volume de biogás.

O aumento da massa específica aparente de 800, 900 e  $1000 \text{ kg/m}^3$  no grupo de lisímetros 1, 2 e 3 não resultou em redução considerável na formação de biogás por exemplo, para a umidade de 54,2% os volumes finais de biogás foram respectivamente de 866 NL, 892 NL e 832 NL, as considerações anteriores levam em conta valores obtidos em 365 dias de duração do experimento.

O aumento da massa específica aparente de 800 para  $900 \text{ kg/m}^3$  e umidades de 58,7 e 57,7% no grupo de lisímetros 1 e 2 resultou em redução de 53,4% no volume de biogás.

As Tabelas 5.4, 5.5 e 5.6 contém os valores das análises cromatográficas de metano e dióxido de carbono em percentual separadamente para cada grupo de lisímetros.

Tabela 5.4 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros com massa específica de 800 kg/m<sup>3</sup> ao longo de 1 ano de confinamento

Tempo de Coleta e análise	R 11		R 12		R 13	
	$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$	
	U = 49,2% (% v/v)		U = 54,2% (% v/v)		U = 58,7% (% v/v)	
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>
14	80,2	0,6	92,7	0,83	89,5	0,71
26	91,0	0,00	95,0	0,75	95,9	1,1
64	90,7	0,0	75,4	20,3	85,4	11,0
71	94,4	0,0	67,2	28,9	68,6	8,93
89	89,0	0,05	60,0	36,9	82,6	15,7
128	92,85	0,00	58,83	37,03	60,82	36,65
156	91,08	0,18	53,40	39,39	43,05	49,14
195	93,15	0,29	60,89	35,90	51,36	43,94
229	92,20	0,32	56,89	38,13	40,97	54,35
251	89,01	0,33	56,36	40,95	42,45	54,03
295	90,69	0,24	51,00	46,88	38,97	57,45
323	88,32	0,34	46,82	48,00	37,32	57,14
351	82,52	0,30	42,65	51,41	35,41	56,72
366	82,01	0,23	41,06	52,17	35,64	58,00

Tabela 5.5 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros com massa específica de 900 kg/m<sup>3</sup> ao longo de 1 ano de confinamento

Tempo de Coleta e análise	R 21		R 22		R 23	
	$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$	
	U = 49,2% (% v/v)		U = 54,2% (% v/v)		U = 57,7% Sat. (% v/v)	
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>
14	88,0	0,7	77,0	0,7	90,2	1,0
26	91,5	0,0	95,7	0,23	91,5	2,01
64	95,5	0,4	94,1	1,6	89,8	13,0
71	96,7	0,4	96,6	1,7	81,2	11,5
89	96,4	0,57	94,3	2,51	77,8	15,3
128	95,74	1,01	93,56	3,88	63,46	15,08
156	91,54	0,88	88,83	5,15	72,82	20,41
195	94,31	1,07	85,47	9,72	64,97	30,34
229	92,16	1,39	79,82	16,51	54,01	40,56
251	94,60	1,58	79,02	19,44	54,65	40,23
295	92,19	2,03	70,12	25,96	47,51	48,75
323	89,98	2,29	63,80	28,53	44,40	47,54
351	88,97	2,68	60,29	33,50	41,65	51,90
366	89,09	2,09	59,37	35,87	40,15	53,09

Tabela 5.6 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros com massa específica de 1000 kg/m<sup>3</sup> ao longo de 1 ano de confinamento

Tempo de Coleta e análise	R 31		R 32		R 33	
	$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ U = 49,2%		$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ U = 54,2%		$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$ U = 55,0% Sat.	
	(% v/v)		(% v/v)		(% v/v)	
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>
14	91,2	0,64	92,1	0,7	86,8	0,62
26	70,8	0,00	94,1	0,47	95,3	0,00
64	94,0	0,00	94,1	2,28	94,4	0,20
71	94,3	0,01	41,5	0,73	93,9	0,29
89	88,1	6,95	91,0	2,89	76,9	0,51
128	94,83	1,21	43,23	2,25	93,58	1,95
156	91,36	1,34	90,02	4,40	92,1	2,43
195	92,36	1,53	88,69	5,85	90,44	3,38
229	90,41	1,70	91,06	8,54	90,75	4,61
251	90,93	1,62	86,17	8,27	90,88	4,62
295	90,27	1,44	85,57	11,06	91,08	5,29
323	86,39	1,16	80,64	11,72	87,02	5,43
351	83,45	0,94	78,82	16,25	86,36	6,54
366	85,60	1,09	74,94	17,76	86,06	7,23

Nota-se pelas tabelas 5.4, 5.5 e 5.6 que tanto a umidade quanto a massa específica aparente foram bastante interferentes na composição do biogás produzido. O aumento da umidade de 49,2% para 58,7% no grupo 1 de lisímetros com massa específica de 800 kg/m<sup>3</sup> implicou no aumento do teor de metano de 0,23% para 58,0%. Por outro lado, um incremento na massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup> para 1000 kg/m<sup>3</sup> na umidade de 54,2% resultou em uma redução da fração de metano de 52,17% para 17,76%, indicando uma diminuição de 66%. Os lisímetros R 12, R 13 e R 23 respectivamente apresentaram percentuais de CH<sub>4</sub> compatíveis com a elevada atividade anaeróbia.

As figuras 5.4 a 5.6 representam a vazão volumétrica de biogás calculadas diariamente nos Grupos 1, 2 e 3 de lisímetros em função do tempo. As figuras representando os valores diários do biogás e temperatura para cada lisímetro isoladamente estão em APÊNDICE C.

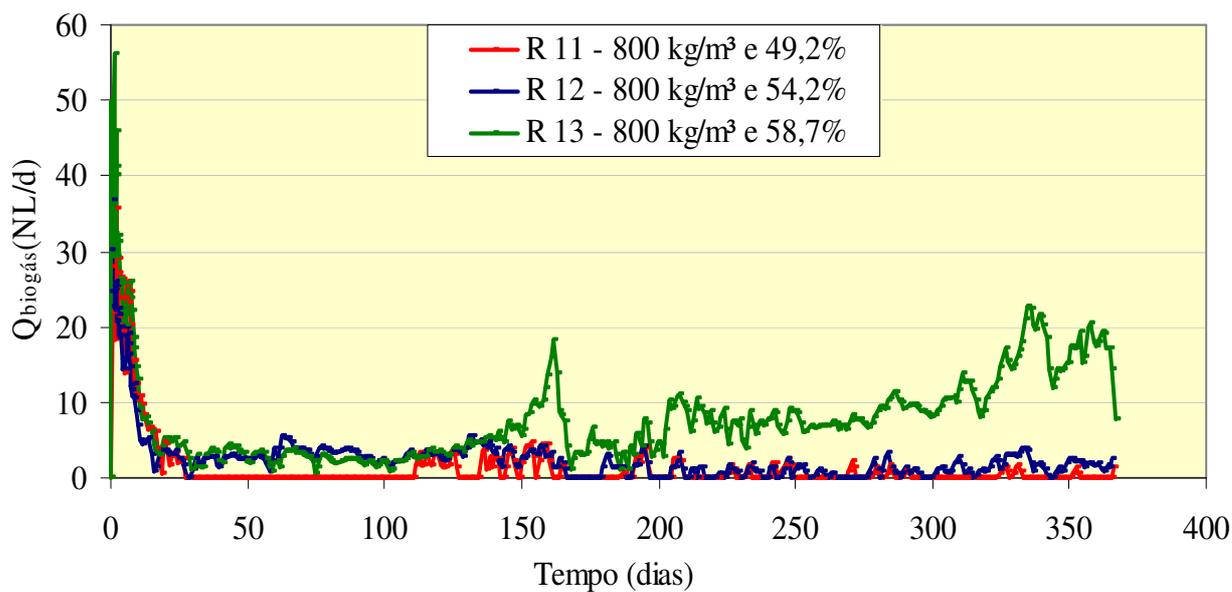


Figura 5.4 Vazão volumétrica de biogás em um ano de confinamento para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>

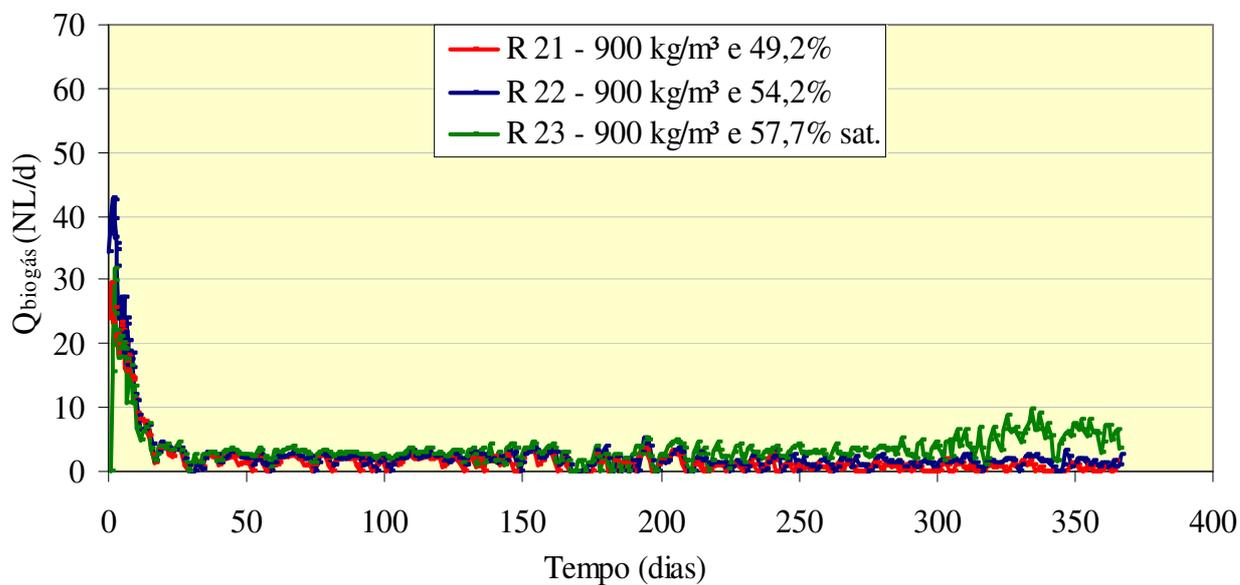


Figura 5.5 Vazão volumétrica de biogás em um ano de confinamento para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup>

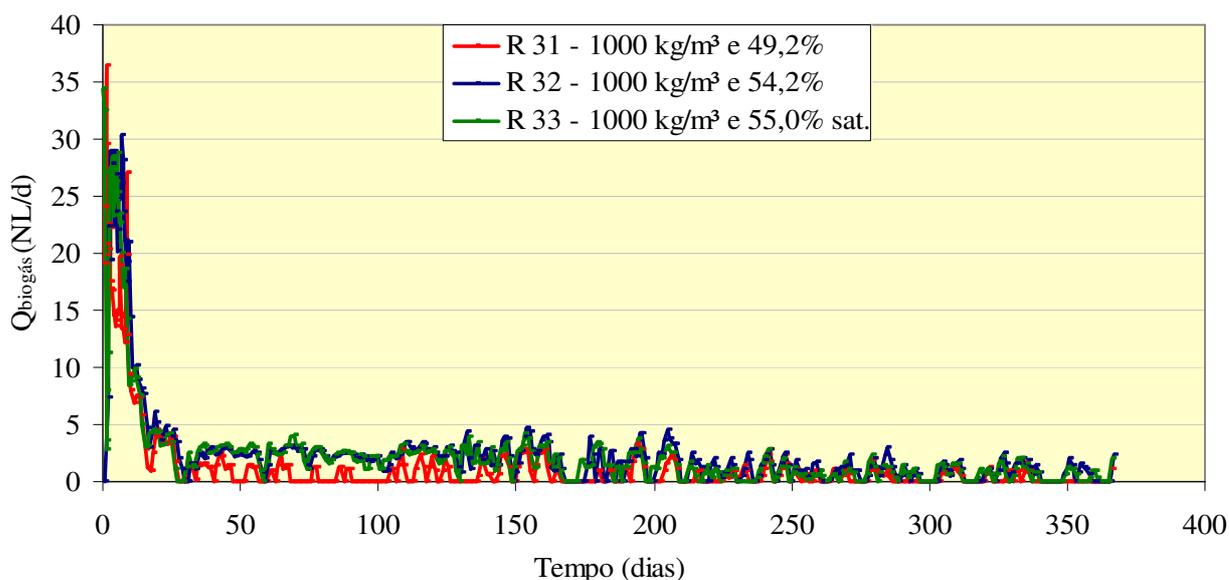


Figura 5.6 Vazão volumétrica de biogás em um ano de confinamento para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$

A queda acentuada na geração de biogás até atingir um patamar de vazão mais estável próximo ao 25º dia nos três grupos de lisímetros foi devido ao consumo da matéria orgânica rapidamente degradável, pela presença de  $\text{O}_2$  existente no ar retido dentro do lisímetro e o  $\text{O}_2$  molecular presente na matéria orgânica (fase anaeróbia acidogênica). A partir desse ponto, todos os lisímetros com exceção dos lisímetros R 13 e R 23 apresentaram vazão quase estável e descendente, sendo provável que a variação da temperatura ( $16,8^\circ\text{C}$  e  $28,9^\circ\text{C}$ ) tenha causado esta instabilidade, o fato pode ser observado em APÊNDICE C.

As figuras 5.7 a 5.9 representam a vazão volumétrica de  $\text{CO}_2$  nos dias de coleta de biogás distribuída ao longo de um ano de confinamento do resíduo com base na análise cromatográfica para os três grupos de lisímetros.

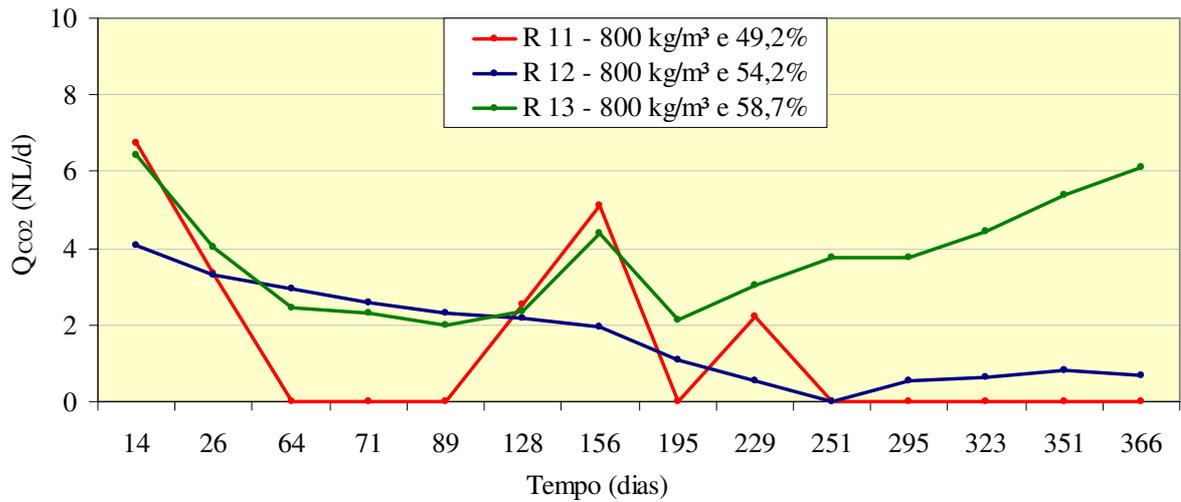


Figura 5.7 Vazão volumétrica de CO<sub>2</sub> para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>

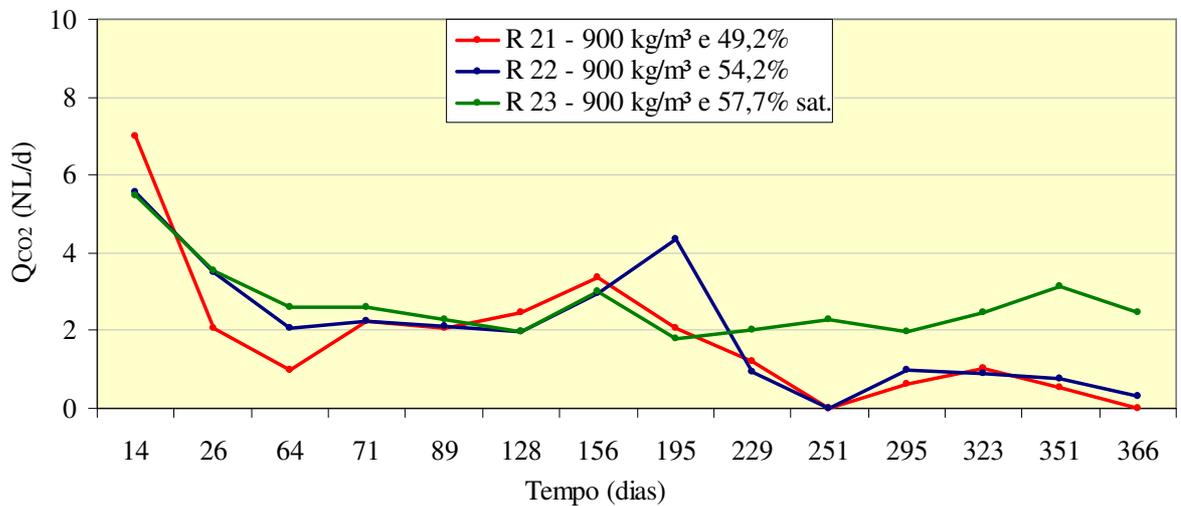


Figura 5.8 Vazão volumétrica de CO<sub>2</sub> para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup>

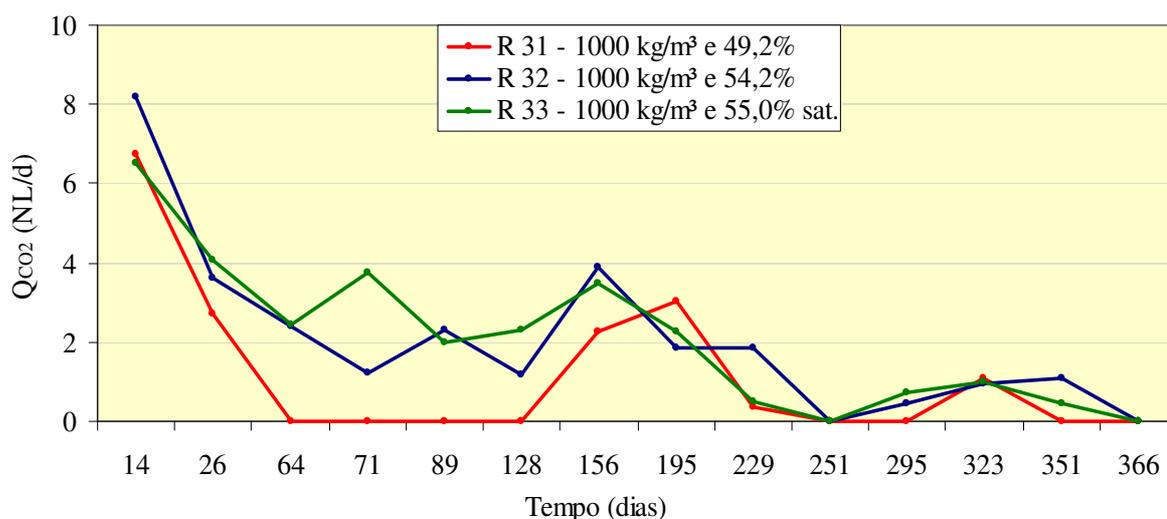


Figura 5.9 Vazão volumétrica de CO<sub>2</sub> para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de 1000 kg/m<sup>3</sup>

As figuras 5.7, 5.8 e 5.9 de modo geral indicam uma vazão média entre 4,0 e 8,2 NL/d de CO<sub>2</sub> no início do experimento tendendo para 0,0 NL/d aos 366 dias exceto os lisímetros R 13 e R 23.

O lisímetro R 13 apresentou uma vazão média inicial de 6,5 NL/d, declinou para 2,0 NL/d aos 89 dias e evoluiu para 6,0 NL/d aos 366 dias.

O lisímetro R 23 em condição saturada apresentou uma vazão média inicial de 5,5 NL/d, declinou para 3,0 NL/d aos 156 dias declinando para 2,5 NL/d no final do experimento.

A significativa vazão média inicial de CO<sub>2</sub> é devida a matéria orgânica rapidamente degradável que forneceu carbono orgânico e oxigênio ao sistema, ao O<sub>2</sub> presente no ar através de espaços vazios tanto no lisímetro quanto do fardo.

As figuras 5.10 a 5.12 representam a vazão volumétrica de CH<sub>4</sub> nos dias de coleta de biogás para análise cromatográfica nos grupos 1, 2 e 3 de lisímetros.

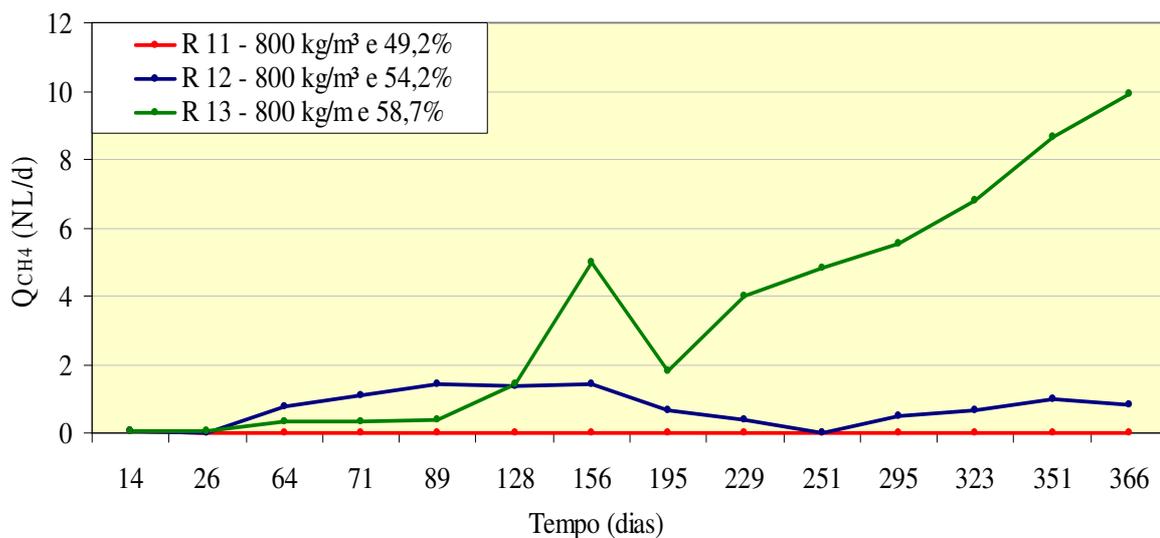


Figura 5.10 Vazão volumétrica de CH<sub>4</sub> para o grupo 1 de lisímetros com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>

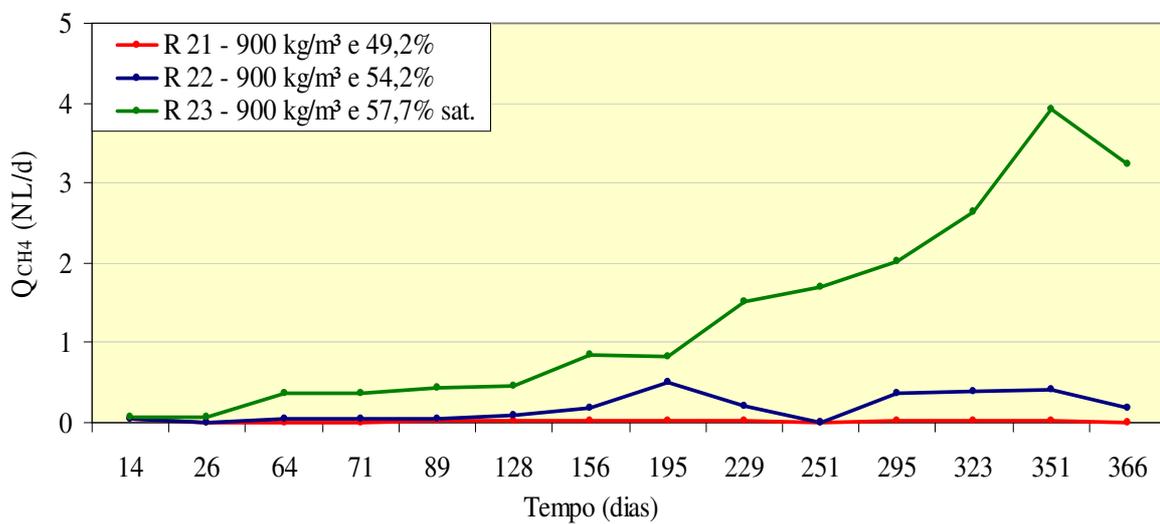


Figura 5.11 Vazão volumétrica de CH<sub>4</sub> para o grupo 2 de lisímetros com massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup>

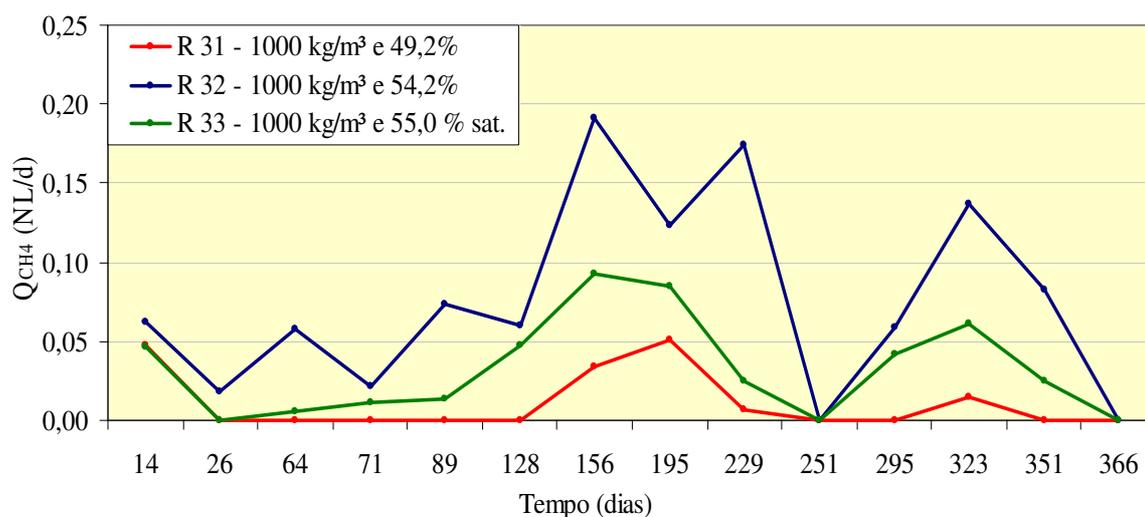


Figura 5.12 Vazão volumétrica de  $\text{CH}_4$  para o grupo 3 de lisímetros com massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$

De modo geral a vazão média inicial de  $\text{CH}_4$  refletiu o baixo percentual de metano apresentado nas tabelas 5.4, 5.5 e 5.6, abaixo de 1% indicando o início da fase acetogênica, todavia esta foi afetada pelo meio ácido da fase de hidrólise, as vazões médias mais altas constatadas para a maioria dos lisímetros foram de 2,0 NL/d aos 195 dias do experimento.

Diferentemente dos demais, os lisímetros R 13 e R 23 apresentaram um aumento de vazão ascendente de 0,0 NL/d no início a 10 e 3,5 NL/d aos 366 dias respectivamente.

As figuras 5.10, 5.11 e 5.12 de modo geral indicam uma vazão muito baixa de  $\text{CH}_4$  do início ao fim do experimento exceto para os lisímetros R 13 e R 23 que aos 366 dias apresentavam vazões de 10 e 3,5 NL/d respectivamente.

São apresentados na Tabela 5.7 valores de pH, DBO, DQO, Ca e nitrato nas análises de lixiviados com 366 dias de confinamento. No apêndice D estão disponíveis as tabelas completas de todos os parâmetros avaliados no lixiviado. O lisímetro R 31 não gerou lixiviado suficiente para as análises.

A análise do pH (Tabela 5.7) revelou que de maneira geral houve um aumento na acidez em função do aumento da massa específica aparente de 800 para  $1000 \text{ kg/m}^3$ , ou seja, quando se aumenta a massa específica aparente, a concentração de ácidos orgânicos na etapa acidogênica é elevado de forma a resultar em pH abaixo de 6, com conseqüente inibição da metanogênese.

Tabela 5.7 Valores de pH, DBO, DQO, Ca e nitrato na caracterização de lixiviados com 366 dias de confinamento

Lisímetro	M <sub>lixiviado</sub> (kg)	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	DBO/DQO	Cálcio (mg/L)	Nitrato (mg/L)
R 11	1,26	5,94	83100	43450	0,52	4595	352
R 12	1,58	7,71	4050	725	0,18	98	53
R 13	12,97	7,57	5433	1413	0,26	101	135
R 21	0,55	5,60	79825	30950	0,39	373	242
R 22	8,48	5,57	69250	23800	0,34	426	241
R 23	9,82	5,68	56350	22180	0,39	146	224
R 31	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
R 32	8,39	5,57	71150	32560	0,46	1755	272
R 33	6,87	5,67	69150	34750	0,5	1445	305

Os altos valores de DQO, DBO e baixo pH (Tabela 5.7) no lixiviado indicam acidez no resíduo reforçando as afirmativas de Baldasano et al. (2003), Robles-Martinez e Gourdon (1999) e Dekra (1996) que ao se iniciar um processo anaeróbico acidogênico a pequena quantidade de O<sub>2</sub> existente no ar e na matéria orgânica que está sendo degradada é consumida rapidamente inibindo quase que completamente a fase acetogênica e metanogênica resultando numa baixa produção de metano.

Os baixos valores de pH indicam um meio ácido, valores semelhantes aos encontrados em lixiviados de aterros novos, por outro lado o pH dos lisímetros R 12 e R 13 com valores acima de 7 estariam a caminho da estabilização apenas com 1 ano de confinamento. Esses valores são encontrados em lixiviados de resíduos com 10 anos de disposição nos aterros convencionais (EL-FADEL et al., 2002). A relação DBO/DQO expressa pelas análises do lixiviado após o término do experimento revelou que 8 entre 10 lisímetros já operavam em condições de degradação moderada ( $\leq 0,5$ ) e apenas os lisímetros R. 11 e R 24 operaram em condição instável ( $> 0,5$ ), (Tabelas 5.7 e 5.13) p, 85 e 96.

Os lisímetros R 12 e R 13 apresentaram os menores valores de DBO e DQO, pH acima de 7 e os menores valores de Cálcio, esse conjunto de características são típicas de

resíduos que estão praticamente estabilizados principalmente pelo consumo de cálcio, fator que eleva o pH.

A Tabela 5.8 mostra a vazão média e o fator de emissão (FE) do biogás durante os 366 dias de degradação do resíduo. No cálculo dos fatores de emissão considerou-se como resíduo facilmente biodegradável ( $m_{rsb}$ ) a matéria orgânica, papel e papelão em base seca (BARLAZ, 2003).

Tabela 5.8 Fatores de Emissão médios (FE) do biogás para um ano de confinamento do resíduo

Lisímetro	$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	U (%)	$m_{\text{Resíduo}}$ (kg)	$m_{\text{RSb}}$ (kg)	$\overline{Q}_{\text{biogás}}$ (NL/d)	FE <sub>biogás</sub> (NmL.d <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )
R 11	800	49,2	137,9	54,79	1,24	22,63
R 12	800	54,2	135,9	53,99	2,35	43,57
R 13	800	58,7	137,5	54,63	7,72	141,36
R 21	900	49,2	150,5	59,79	1,76	29,38
R 22	900	54,2	149,9	59,55	2,42	40,66
R 23	900	57,7sat.	151,5	60,19	3,61	60,00
R 31	1000	49,2	170	67,54	1,16	17,18
R 32	1000	54,2	166,2	66,03	2,27	34,38
R 33	1000	55,0 sat.	167,4	66,51	2,09	31,40

O fator de emissão apresentado na Tabela 5.8 indica que o aumento da massa específica do resíduo atenuou a influência da umidade na produção de biogás. De forma geral, o aumento da umidade fez com que o fator de emissão de biogás aumentasse. Para a massa específica de 800 kg/m<sup>3</sup>, o aumento na umidade de 49,2% para 54,2% provocou um aumento no fator de emissão de biogás de 92,5%, enquanto que para a massa específica de 1000 kg/m<sup>3</sup> o aumento foi de 100% nas mesmas condições. Para a massa específica de 800 kg/m<sup>3</sup>, o aumento na umidade de 49,2% para 58,7% provocou um aumento no fator de emissão de biogás de 524,7%.

A Tabela 5.9 mostra a vazão média e os fatores de emissão de metano e dióxido de carbono para cada lisímetro durante um ano de confinamento do resíduo, para se determinar o FE de cada lisímetro, utilizou-se o mesmo princípio da Tabela 5.8 quanto aos resíduos biodegradáveis.

Tabela 5.9 Fatores de Emissão médios de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> para um ano de confinamento do resíduo

Lisímetro	$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	U (%)	m <sub>Resíduo</sub> (kg)	$\overline{Q}_{CO_2}$ (NL/d)	$\overline{Q}_{CH_4}$ (NL/d)	FE <sub>CO<sub>2</sub></sub> (NmL.d <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )	FE <sub>CH<sub>4</sub></sub> (NmL.d <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )
R 11	800	49,2	137,9	0,98	0,00	17,86	0,07
R 12	800	54,2	135,9	1,50	0,72	27,87	13,32
R 13	800	58,7	137,5	3,44	3,35	62,91	61,25
R 21	900	49,2	150,5	1,70	0,02	28,35	0,28
R 22	900	54,2	149,9	1,97	0,19	33,12	3,23
R 23	900	57,7sat.	151,5	2,47	1,25	41,11	20,73
R 31	1000	49,2	170	1,05	0,01	15,48	0,17
R 32	1000	54,2	166,2	1,88	0,08	28,48	1,26
R 33	1000	55,0sat.	167,4	1,91	0,04	28,74	0,55

Os fatores de emissão apresentados na Tabela 5.9 permitiram comparar a geração de CH<sub>4</sub> nos diversos lisímetros para se verificar a influência da massa específica aparente e da umidade, uma vez que foi eliminada a influência das diferentes massas de material facilmente biodegradável em cada lisímetro. Na umidade de 49,2%, o aumento da massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup> para 1000 kg/m<sup>3</sup> acarretou no aumento de 2,4 vezes na geração de metano, porém a atividade de geração foi bastante inferior às demais umidades, indicando que ocorreu limitação da geração de metano pela escassez de água. Na umidade de 54,2%, o efeito da massa específica aparente foi inverso, o aumento de 800 kg/m<sup>3</sup> para 1000 kg/m<sup>3</sup> resultou em uma redução de 90,5% na produção de metano de 13,32 NmL.d<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> Lisímetro para 1,26 NmL.d<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup>. Na condição de resíduos saturados com água (lisímetros R 23 e R 33), a compactação com o aumento da massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup> para

1000 kg/m<sup>3</sup> provocou na produção de metano de 20,73 NmL.d<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup> para 0,55 NmL.d<sup>-1</sup>.kg<sup>-1</sup>, ou seja queda de 97,3%. A inibição da metanogênese com o aumento da massa específica aparente pôde ser atribuída ao aumento na concentração de ácidos voláteis durante a fase acidogênica, cuja redução do potencial hidrogeniônico do meio pode ter inibido a atividade das bactérias metanogênicas (EL-FADEL et al., 2002; ROBLES-MARTINEZ e GOURDON, 1999).

Os três grupos de lisímetros em duplicata foram utilizados com o intuito de se avaliar a reprodutibilidade dos resultados (figuras 5.13 a 5.24 e pelas tabelas 5.10 a 5.16).

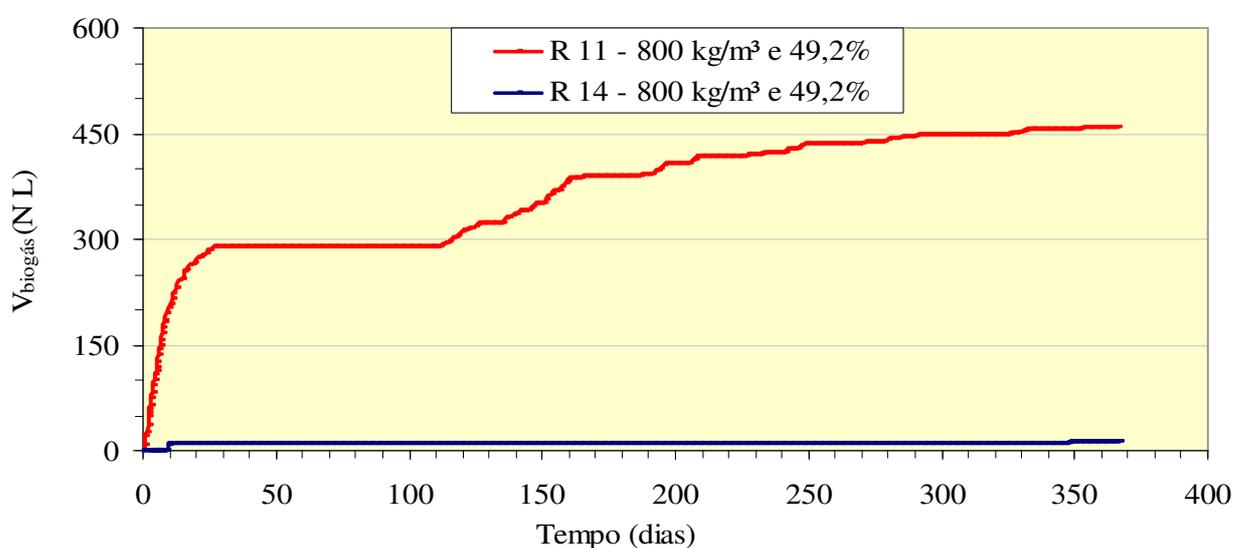


Figura 5.13 Volume acumulado de biogás nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>

Nota-se pela Figura 5.13, que não houve atividade biológica considerável no lisímetro R 14, comprometendo a análise de reprodutibilidade para essas considerações (massa específica de 800 kg/m<sup>3</sup> e umidade de 49,2%).

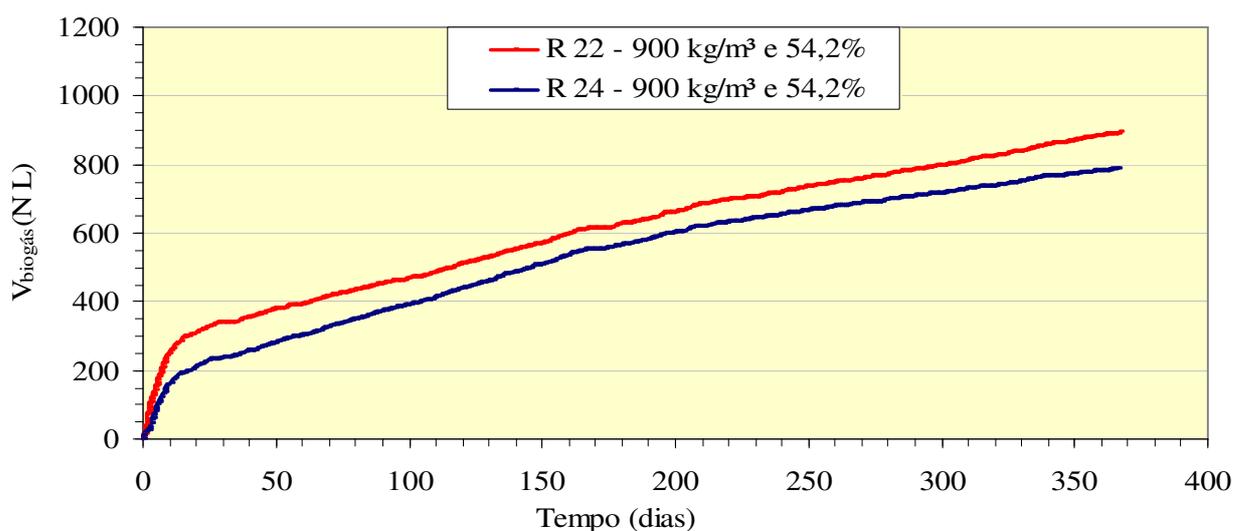


Figura 5.14 Volume acumulado de biogás nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$

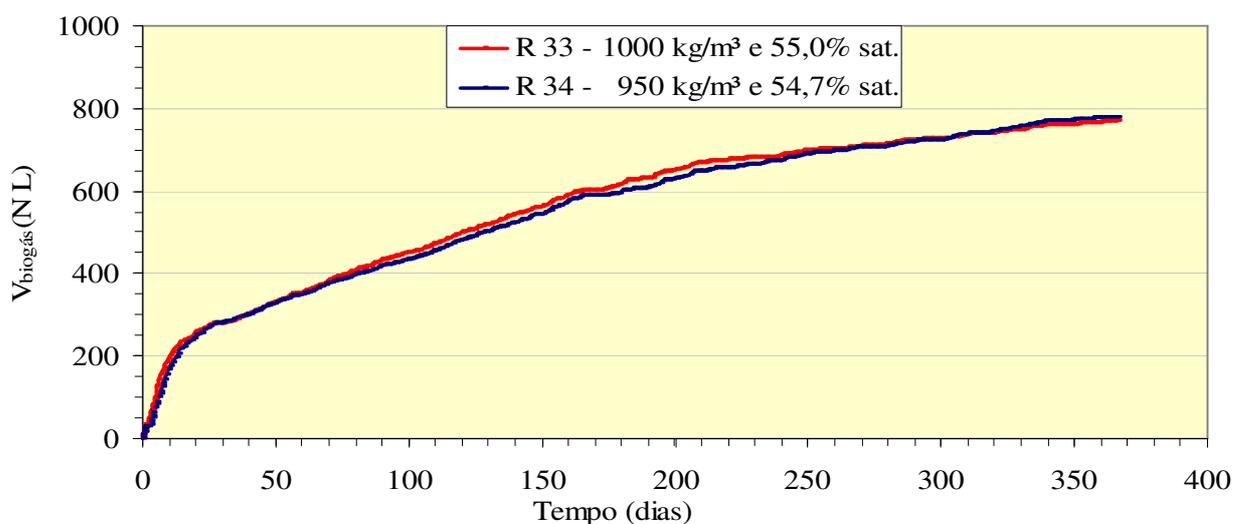


Figura 5.15 Volume acumulado de biogás nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55,0% sat. e massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$

Nas condições da Figura 5.14 os comportamentos foram idênticos com um desvio do percentual dos volumes acumulados de aproximadamente 12% após 366 dias de experimento. Já as condições da Figura 5.15 as curvas foram praticamente coincidentes.

Os lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade com massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$  saturaram na umidade de 55,0% e 54,7% com água respectivamente não sendo possível obter a umidade de 58,7%.

Tabela 5.10 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2% com massa específica de 800 kg/m<sup>3</sup>

Tempo de coleta e análise	R 11		R 14	
	$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$ U = 49,2%		$\rho = 800 \text{ kg/m}^3$ U = 49,2%	
	(% v/v)		(% v/v)	
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>
14	80,2	0,6	85,1	0,59
26	91,0	0,00	94,3	0,41
64	90,7	0,0	89,4	0,00
71	94,4	0,0	91,5	0,00
89	89,0	0,05	57,3	0,00
128	92,85	0,00	90,04	0,76
156	91,08	0,18	86,87	0,92
195	93,15	0,29	88,75	1,12
229	92,20	0,32	87,54	1,34
251	89,01	0,33	87,39	1,39
295	90,69	0,24	85,76	1,65
323	88,32	0,34	62,10	1,43
351	82,52	0,30	73,02	1,83
366	82,01	0,23	78,93	2,17

Tabela 5.11 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2% com massa específica de 900 kg/m<sup>3</sup>

Tempo de coleta e análise	R 22		R 24	
	$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$ U = 54,2%		$\rho = 900 \text{ kg/m}^3$ U = 54,2%	
	(% v/v)		(% v/v)	
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>
14	77,0	0,7	93,2	0,9
26	95,7	0,23	93,8	1,38
64	94,1	1,6	88,7	5,6
71	96,6	1,7	91,7	5,7
89	94,3	2,51	82,5	6,45
128	93,56	3,88	90,29	1,91
156	88,83	5,15	85,72	8,88
195	85,47	9,72	83,05	10,96
229	79,82	16,51	81,03	14,86
251	79,02	19,44	79,62	16,29
295	70,12	25,96	73,08	20,31
323	63,80	28,53	70,05	22,64
351	60,29	33,50	66,10	25,85
366	59,37	35,87	65,51	28,92

Tabela 5.12 Teores de dióxido de carbono e metano nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55,0% sat. e massa específica de 1000 kg/m<sup>3</sup>

Tempo de coleta e análise	R 33		R 34	
	$\rho = 1000 \text{ kg/m}^3$		$\rho = 950 \text{ kg/m}^3$	
	U = 55,0% Sat. (% v/v)		U = 54,7% Sat. (% v/v)	
	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>
14	86,8	0,62	92,6	0,61
26	95,3	0,00	94,7	0,00
64	94,4	0,20	94,8	0,62
71	93,9	0,29	93,2	0,7
89	76,9	0,51	95,5	0,26
128	93,58	1,95	87,95	1,87
156	92,1	2,43	88,63	2,23
195	90,44	3,38	87,49	2,68
229	90,75	4,61	82,97	2,66
251	90,88	4,62	83,96	2,94
295	91,08	5,29	80,75	3,52
323	87,02	5,43	76,08	3,50
351	86,36	6,54	75,23	4,07
366	86,06	7,23	74,08	4,47

Por análise superficial pode-se dizer que os pares de lisímetros apresentam reprodutibilidade no percentual de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> exceto o par de lisímetros R 11 e R 14 no percentual de CH<sub>4</sub>.

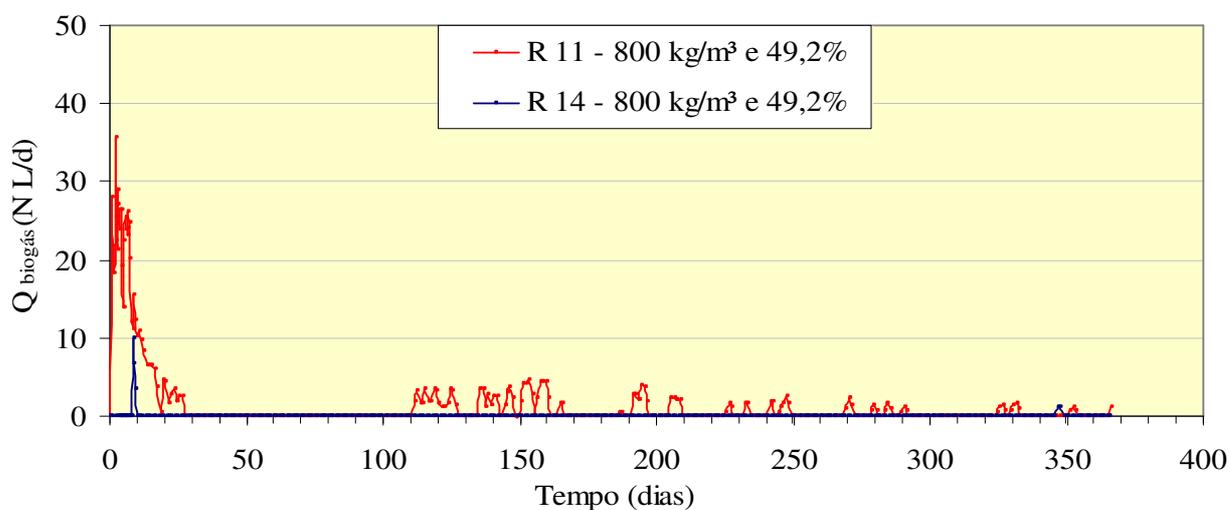


Figura 5.16 Vazão volumétrica de biogás nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>

O lisímetro R 14 praticamente não apresentou geração de biogás, portanto não foi possível fazer uma comparação gráfica entre as linhas que representam os lisímetros R 11 e R 14.

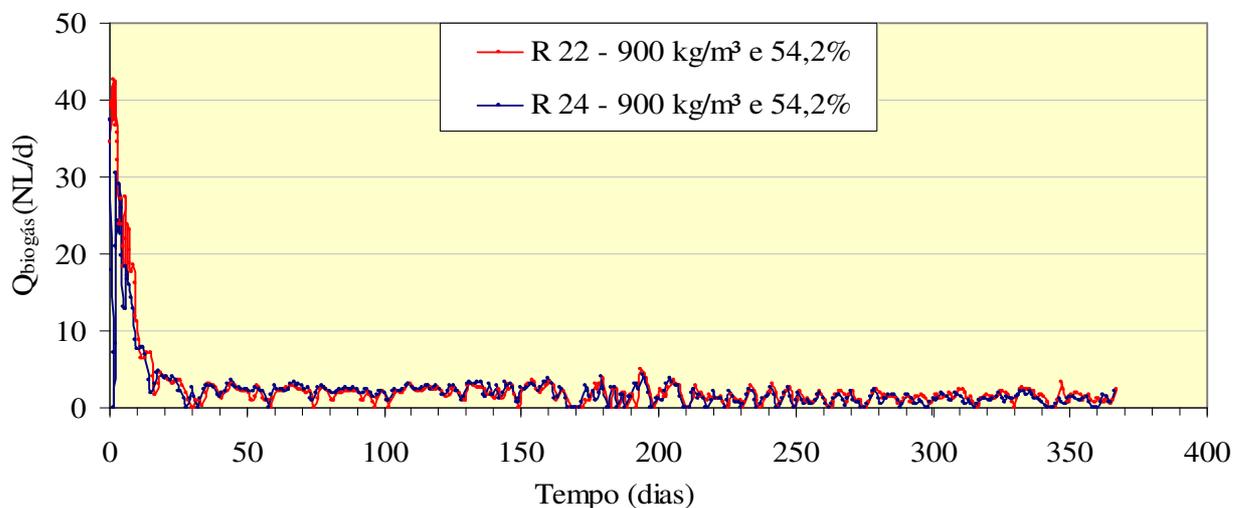


Figura 5.17 Vazão volumétrica de biogás nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$

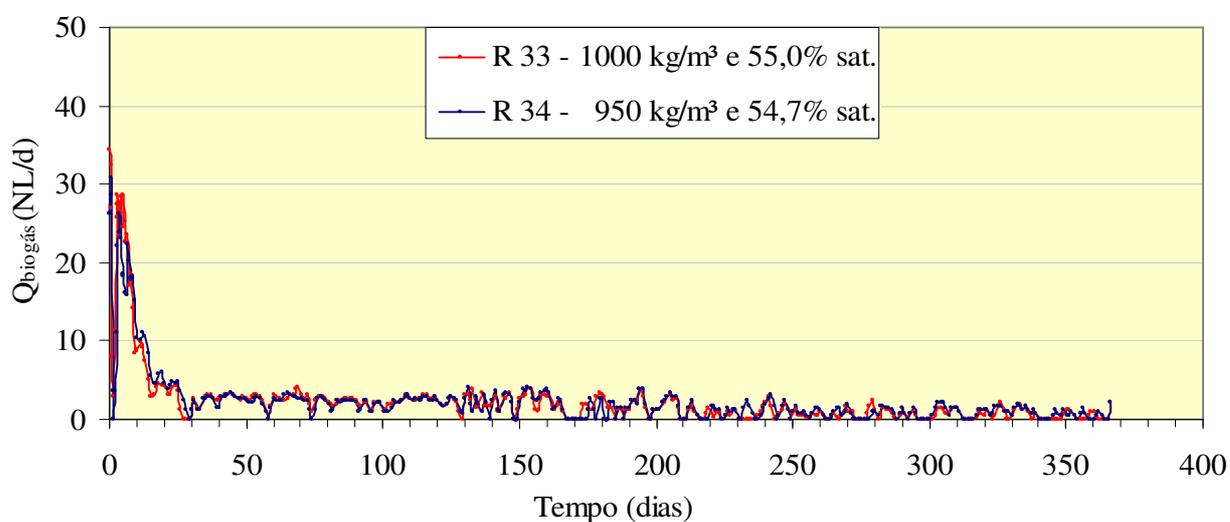


Figura 5.18 Vazão volumétrica de biogás nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55,0% sat. e massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$

A reprodutibilidade foi confirmada na coincidência das linhas traçadas pela vazão volumétrica diária de biogás nos lisímetros R 22, R 24 e R 33, R 34 exceto nos primeiros dias de geração onde é possível observar distorções maiores.

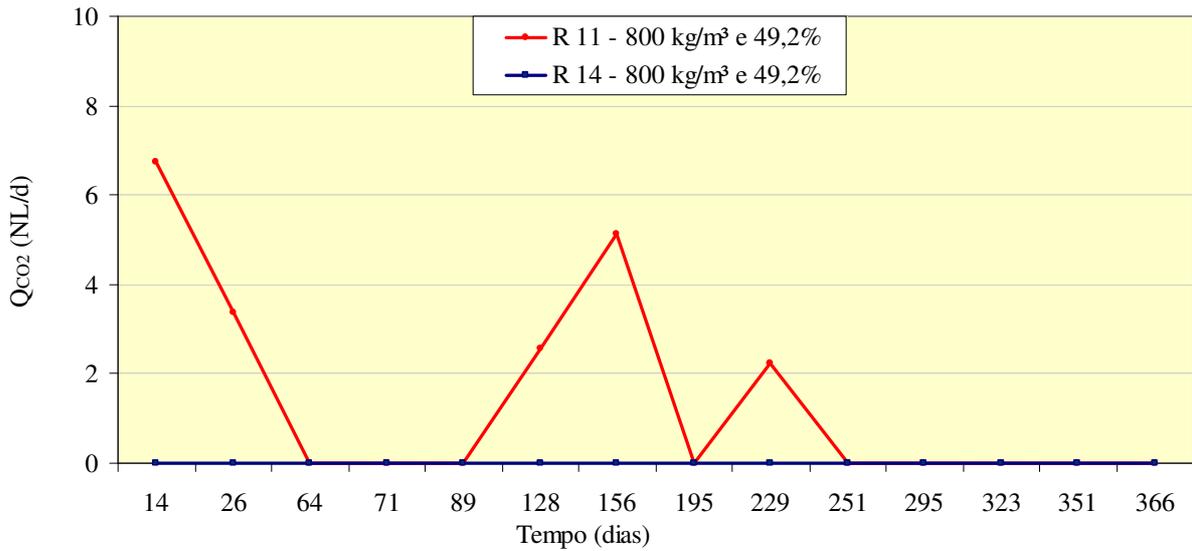


Figura 5.19 Vazão volumétrica de CO<sub>2</sub> nos lisímetros R 11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>

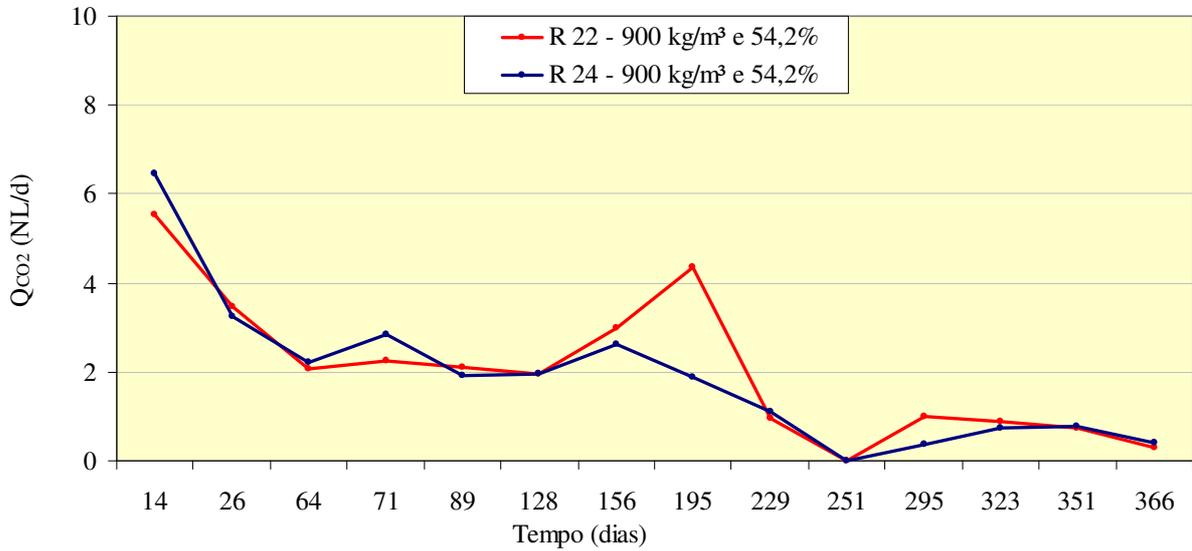


Figura 5.20 Vazão volumétrica de CO<sub>2</sub> nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup>

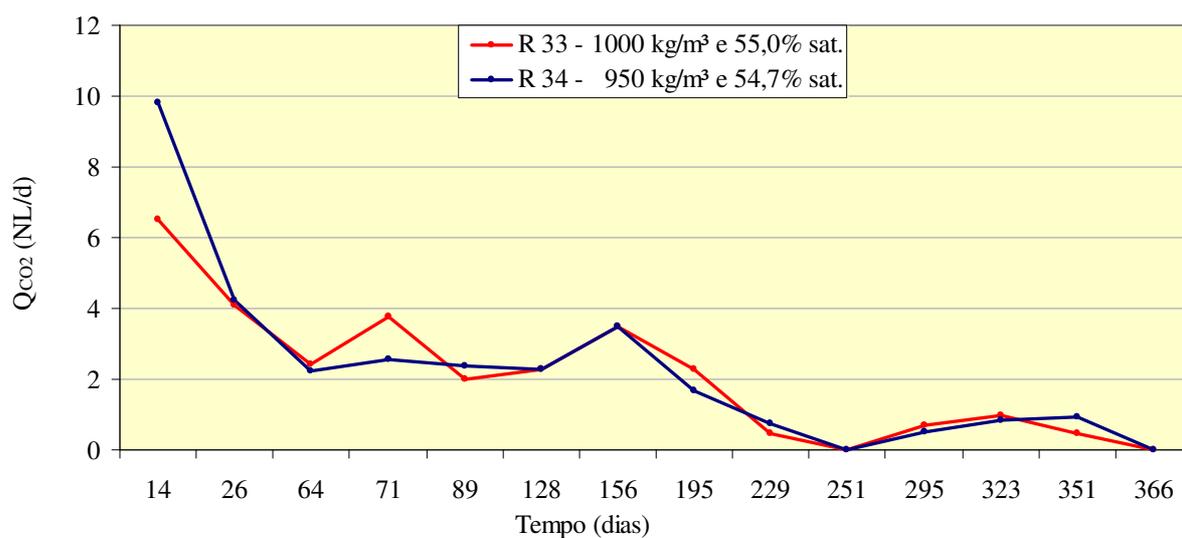


Figura 5.21 Vazão volumétrica de CO<sub>2</sub> nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55% sat. e massa específica aparente de 1000 kg/m<sup>3</sup>

De modo geral, a reprodutibilidade para a vazão volumétrica de CO<sub>2</sub> se mantém com as mesmas características da análise de vazão do biogás, todavia apresenta picos de variação mais acentuados no lisímetro R 22 no 195° dia e o lisímetro R 33 no 71° dia.

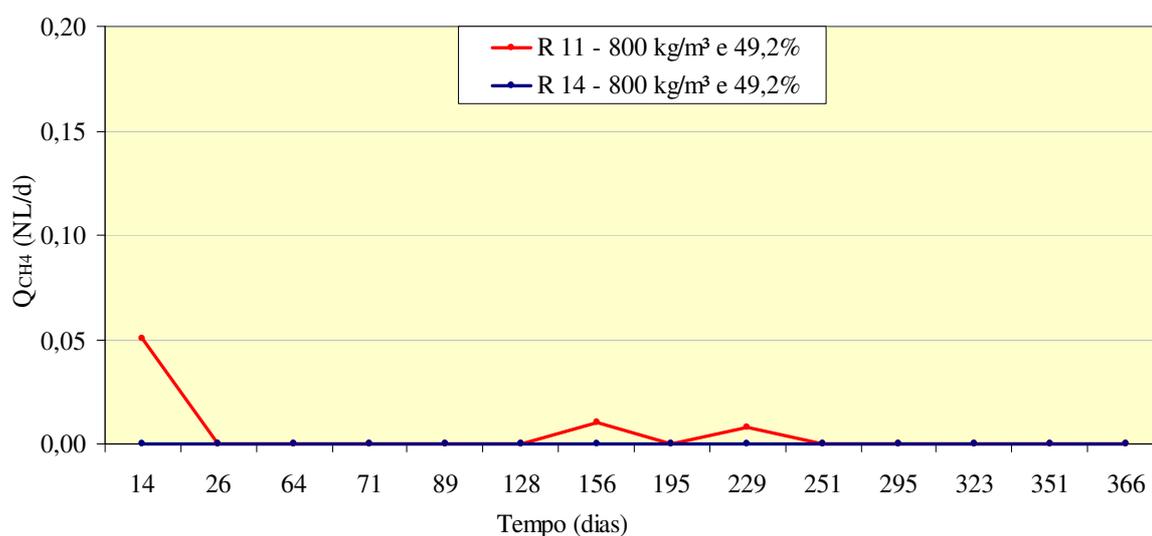


Figura 5.22 Vazão volumétrica de CH<sub>4</sub> nos lisímetros R11 e R 14 em reprodutibilidade na umidade de 49,2%, com massa específica aparente de 800 kg/m<sup>3</sup>

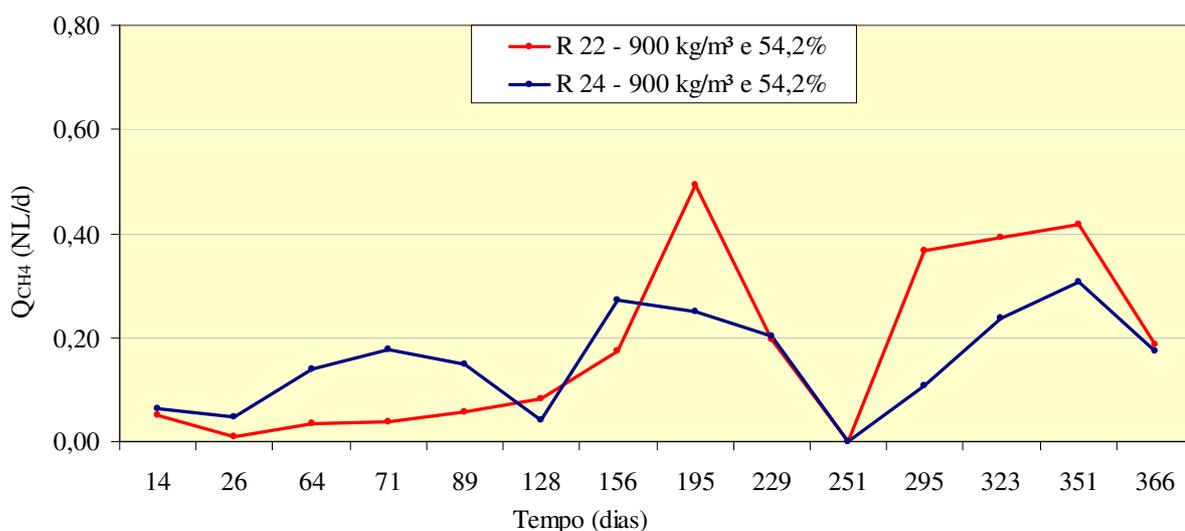


Figura 5.23 Vazão volumétrica de CH<sub>4</sub> nos lisímetros R 22 e R 24 em reprodutibilidade na umidade de 54,2%, com massa específica aparente de 900 kg/m<sup>3</sup>

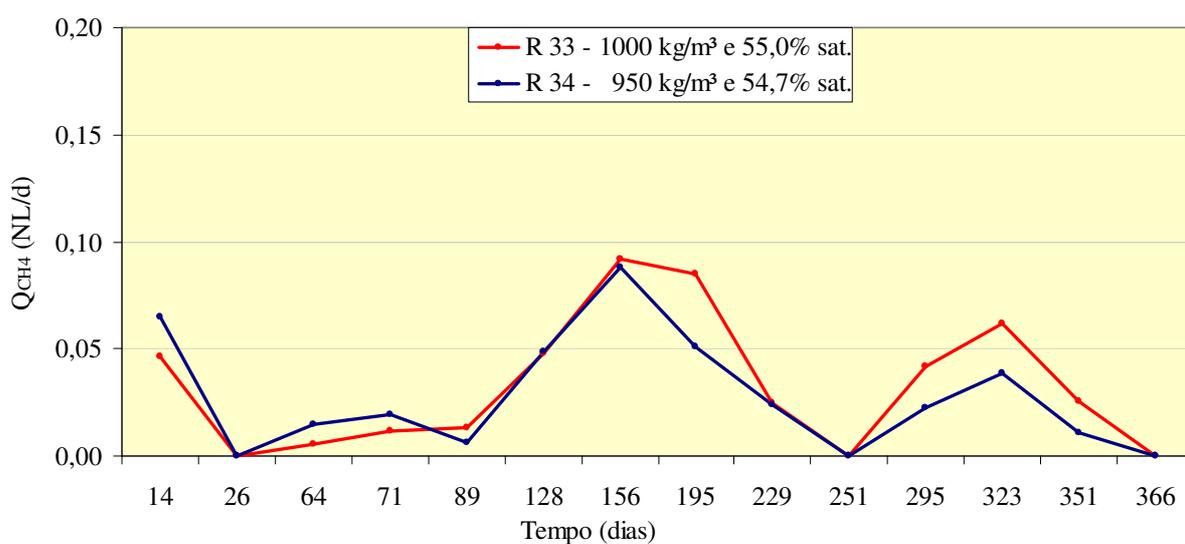


Figura 5.24 Vazão volumétrica de CH<sub>4</sub> nos lisímetros R 33 e R 34 em reprodutibilidade na umidade de aproximadamente 55% sat. e massa específica aparente de 1000 kg/m<sup>3</sup>

De modo geral, os ensaios de reprodutibilidade foram satisfatórios na maioria das questões avaliadas, a pequena variação mostrada nas figuras 5.17 a 5.24 pode estar associada ao tamanho e forma dos componentes da matéria orgânica, pois o resíduo não foi triturado, exclui-se desta avaliação a figura 5.16, pois o lisímetro R 14 não apresentou geração de biogás.

Tabela 5.13 Valores de pH, DBO, DQO, Ca e nitrato na caracterização de lixiviados nos lisímetros em reprodutibilidade que geraram lixiviados

Lisímetro	M <sub>lixiviado</sub> (kg)	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	DBO/DQO	Cálcio (mg/L)	Nitrato (mg/L)
R 11	1,26	5,94	83100	43450	0,52	4595	352
R 14	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
R 22	8,48	5,57	69250	23800	0,34	426	241
R 24	10,05	5,64	61200	35000	0,57	2119	253
R 33	6,87	5,67	69150	34750	0,5	1445	305
R 34	9,28	5,51	66650	27923	0,42	1613	246

Levando em consideração que a umidade interfere diretamente na formação e consumo dos compostos, as análises das réplicas de lisímetros apresentadas na Tabela 5.13 indicam que os lisímetros R 22 e R 24 apresentaram maior semelhança em nitrato e pH e maior dispersão em DBO e os lisímetros R 33 e R 34 apresentaram semelhança em DQO e pH e maior dispersão em nitrato.

Tabela 5.14 Fatores de Emissão médios (FE) do biogás nos lisímetros em reprodutibilidade

Lisímetro	$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	U (%)	m <sub>Resíduo</sub> (kg)	m <sub>RSb</sub> (kg)	$\overline{Q}_{biogás}$ (NL/d)	FE <sub>biogás</sub> (NmL.d <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )
R 11	800	49,2	137,9	54,79	1,24	22,63
R 14	800	49,2	136,5	54,23	0,00	0,00
R 22	900	54,2	149,9	59,55	2,42	40,66
R 24	900	54,2	150,2	59,67	2,14	35,82
R 33	1000	55,0 sat	167,4	66,51	2,09	31,40
R 34	950	54,7 sat	158,6	63,01	2,12	33,65

Nota-se pela Tabela 5.14 que os desvios percentuais entre as vazões médias e os fatores de emissão de biogás para os lisímetros R 22 e R 24 foram ambos iguais a 12%.

Já para os lisímetros R 33 e R 34, o desvio percentual das vazões médias de biogás foi de 1,4% e do fator de emissão esse desvio foi de 6,7%.

Tabela 5.15 Fatores de Emissão médios de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> nos lisímetros em reprodutibilidade

Lisímetro	$\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	U (%)	m <sub>Resíduo</sub> (kg)	$\overline{Q}_{CO_2}$ (NL/d)	$\overline{Q}_{CH_4}$ (NL/d)	FE <sub>CO<sub>2</sub></sub> (NmL.d <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )	FE <sub>CH<sub>4</sub></sub> (NmL.d <sup>-1</sup> .kg <sup>-1</sup> )
R 11	800	49,2	137,9	0,98	0,00	17,86	0,06
R 14	800	49,2	136,5	0,00	0,00	0,00	0,00
R 22	900	54,2	149,9	1,97	0,19	33,12	3,23
R 24	900	54,2	150,2	1,67	0,15	28,03	2,53
R 33	1000	55,0 sat	167,4	1,91	0,04	28,74	0,55
R 34	950	54,7 sat	158,6	1,97	0,03	31,27	0,47

Nota-se pela Tabela 5.15 que os fatores de emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> nos lisímetros R 22 e R 24 apresentaram uma variação de 15% e 22% respectivamente. Já para os lisímetros R 33 e R 34, os fatores de emissão de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> apresentaram uma variação de 8,1% e 14,5% respectivamente.

## 6 CONCLUSÕES

A realização do presente trabalho permitiu concluir que:

- A produção de biogás e metano mostrou-se bastante dependente das variáveis estudadas (umidade em base úmida e massa específica aparente) nos ensaios de degradação anaeróbia do resíduo sólido domiciliar compactado, enfardado e acondicionado em lisímetros. O aumento da massa específica de  $800 \text{ kg/m}^3$  para  $1000 \text{ kg/m}^3$  causou uma redução de 90% na produção de metano na umidade de 54,2%.

- O aumento da umidade influenciou diretamente no aumento da geração de biogás nos três grupos de lisímetros atestando que a umidade auxilia na decomposição da massa de resíduo degradável, todavia com o aumento da massa específica aparente houve uma redução significativa na geração de metano e atenuação da influência da umidade na produção de biogás.

- O aumento da massa específica aparente do resíduo sólido domiciliar através do enfardamento de alta compactação pode inibir consideravelmente a atividade metanogênica, podendo ser uma estratégia importante para se reduzir emissões de gases do efeito estufa quando o seu reaproveitamento não for viável.

- As altas concentrações de DQO e DBO e o pH ácido apresentados nas análises físico-químicas realizada após o encerramento do experimento (366 dias) com valores da DQO na faixa de 60.000 e 83.000 mg/L foram muito acima dos valores encontrados nos lixiviados de aterros jovens. Por outro lado, 20% dos lisímetros com pH de neutro para básico e baixas DQO e DBO indicaram uma rápida estabilização do resíduo.

- As condições em que operou o lisímetro R 13 foram as mais próximas das condições de operação nos aterros sanitários em função da umidade e compactação, daí a alta produtividade de biogás expressa pelo FE. No entanto, os lisímetros R 23 e R 33 embora saturados tivessem sua produtividade de biogás reduzida de forma decrescente em função do aumento da compactação.

- A relação DBO/DQO nos lisímetros que formou lixiviados após o término das medições de biogás e temperatura indicaram que 8 entre 10 lisímetros já haviam atingido um estágio de maturação e apenas um lisímetro trabalhava em fase instável de degradação da matéria orgânica, fator importante pois o resíduo tendesse a estabilizar-se com baixa produção de metano numa proporção de 1/5 anos comparado aos resíduos dispostos em aterros convencionais.

- As baixas concentrações de cálcio, 98 e 101 mg/L, apresentadas nos lisímetros R 12 e R 13 estão diretamente relacionadas com o aumento do pH, 7,71 e 7,57 para níveis básicos, fato que confirma a rápida estabilização do resíduo enfardado e plastificado.

- Por fim, os resultados puderam ser considerados reprodutíveis, em função dos comportamentos e dos desvios percentuais obtidos nos ensaios em réplica, apesar do lisímetro R 14 não ter apresentado atividade biológica na geração de biogás e lixiviado.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da Influência da Composição de Resíduos Sólidos Urbanos no Comportamento de Aterros Simulados**. 2007. 364 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALLEN, M. R.; BRAITHWITE, A. & HILLS, C. C. Trace organic compounds in landfill gas at seven U.K. waste disposal sites. **Environmental Science Technology**, n. 31, p. 1054-1061, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2007. Disponível em: <[www.dec.uem.br/simpgeu/pdf/125.pdf](http://www.dec.uem.br/simpgeu/pdf/125.pdf)>. Acesso: maio, 2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: Procedimentos. Rio de Janeiro, 1984.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10004**: Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10005**: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10006**: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR-10007**: Amostragem de resíduos: Procedimentos. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA PARA ESTUDOS DE SANEAMENTO BÁSICO. **Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC). Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos**, Lisboa, 1997. Disponível em: <<http://www.netresiduos.com/cir/rsurb/aterros.htm>>. Acesso: setembro, 2008

AUGENSTEIN, D.; PACEY, J. Modeling landfill methane generation. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 3., 1991, Sardinia. **Anais do III International Landfill Symposium**. Sardinia, 1991

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**, 20 ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Environment Federation, 1998.

BANCO MUNDIAL. **Manual de Preparação de Projetos de Biogás de Aterros Sanitários**. 2003. Disponível em: <[www.resol.com](http://www.resol.com)>. Acesso: setembro, 2007.

BANCO MUNDIAL, **Manual para a Preparação de Gás de Aterro Sanitário para Projetos de Energia na América Latina e Caribe**. Washinton, 2004. Disponível em: <[www.resol.com](http://www.resol.com)>. Acesso: dezembro, 2007.

BALDASANO, J. M.; GASSÓ, S.; PÉREZ, C. Análisis de costes comparativo entre un vertedero tradicional y un vertedero de balas plastificadas rectangulares. **Residues**, n. 63, p. 92–99, 2001.

BALDASANO, J. M.; GASSÓ, S.; PÉREZ, C. Environmental performance review and cost analysis of MSW landfilling by baling-wrapping technology versus conventional system. **Waste Management**, n. 23, p. 795–806, 2003.

BARLAZ, M. A. Relationship of Compressibility Parameters to Municipal Solid Waste Decomposition. **Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, n. 12, p. 1151-1158, 2003

BARLAZ, M. A. Microbiology of solid waste landfills. In: PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. (org.). **Microbiology of solid waste**. New York: CRC Press, 1996.

BEKER, I. D. Control of acid phase degradation, Proceedings Sardinia. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 1., 1987, Cagliari. **Anais do I International Landfill Symposium**. Cagliari: CISA, 1987, n. 2 p. 1-22.

BORGES de CASTILHOS, A. Jr. **Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Pequenos Municípios de Pequeno Porte**. Florianópolis: PROSAB. c 2, p. 36, 2003.

BOUAZZA, A.; VAN IMPE, W. F.; HAEGEMAN, W. Quality control of dynamic compaction in waste fills. In: PROCEEDINGS AND INTERNATIONAL CONGRESS ON ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, 2., 1996, Osaka. **Anais do II International Congress on Environmental Geotechnics**. Osaka, 1996, c. 2, p 635-640.

BRASIL. **Constituição da Republica Federativa do Brasil – CF**, 1988. Disponível em: <<http://www.senado.gov.br/sf/legislacao/const/>>. Acesso: 15 mai. 2007

BRASIL. **Lei Federal nº 5318 de 16 de setembro de 1967**. Institui a Política Nacional de Saneamento e cria o Conselho Nacional de Saneamento.

BRASIL. **Lei Federal nº 6938 de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

BRASIL. **Decreto nº 99.274, de 06 de junho de 1990**. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de Abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981, que dispõem, respectivamente, sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 01 de 23 de janeiro 1986**. Estabelece definições, responsabilidades, critérios básicos e diretrizes gerais para a implementação da Avaliação de Impactos Ambientais. Diário Oficial da União de 12 de fevereiro de 1986.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE **Resolução nº 237 de 19 de dezembro 1997**. Regulamenta os aspectos de licenciamento ambiental estabelecido na Política Nacional do Meio Ambiente.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357 de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 404 de 2008**. Estabelece critérios e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterro sanitário de pequeno porte de resíduos sólidos urbanos.

CAPELO NETO, J. **Estudo Quanti-Qualitativo do Percolado Gerado no Aterro Sanitário Oeste, em CAUCAIA (CE)**. 1999. 108 f. Dissertação (Mestrado de Engenharia Química) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 1999.

CHIENCHAISRI, C.; CHIENCHAISRI, W.; NONTHAPUND, U.; SITTICHOKTAM, S. Acceleration of solid waste biodegradation in tropical landfill using bioreactor landfill concept. **Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering Kasetsart University, Bangkok 10900, Thailand, 2002.**

CHYNOWETH, D. P.; PULLAMMANAPPALLIL, P. Anaerobic digestion of municipal solid wastes. In: PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. (org.). **Microbiology of solid waste**. New York: CRC Press, 1996

CHRISTENSEN, T. H. e KJELDSEN, P. Landfill Emissions and Environmental Impact. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 50., 1995, Cagliari. **Anais do L International Landfill Symposium**. Cagliari, 1995.

CHUGH, S.; CLARKE, W.; PULLAMMANAPPALLIL, P.; RUDOLPH, V. Effect of Recirculated Leachate Volume on MSW Degradation. **Waste Management and Research**, n. 16, p 564-573, 1998.

COELHO, L. S. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2008. Disponível em: <<http://www.licenciamentoambiental.eng.br/gerenciamento-de-residuos-solidos-urbanos/>>. Acesso: janeiro, 2009.

COMMISSION OF EUROPEAN COMMUNITIES. **Council Directive 1999/31/EC on the landfill of waste**, abril, 1999.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares**, 2007. São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso: 05 setembro, 2008.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Secretaria Municipal de Serviços Departamento de Limpeza Urbana**, 2007. São Paulo, 2007. Disponível em: <[http://www.cetesb.sp.gov.br/noticentro/2007/10/pref\\_saopaulo.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/noticentro/2007/10/pref_saopaulo.pdf)> Acesso: outubro, 2008.

CORREIA SOBRINHO, N. L; AZEVEDO, R. F. Avaliação do balanço hídrico em aterros sanitários com utilização de materiais geossintéticos na composição do sistema de cobertura. In: SIMPOSIO SUL-AMERICANO DE GEOSSINTETICOS, 1., 1999, Rio de Janeiro. **Anais do I Simposio Sul-Americano de Geossinteticos**. Rio de Janeiro, 1999.

CORRÊA SOBRINHO, M. A presença da informática em Santarém. In: CONGRESSO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DA AMAZÔNIA, 1., 2000, Santarém. **Anais do I Congresso de Ciência e Tecnologia da Amazônia**. Santarém, 2000.

COSTA LEITE, L. E. Avaliação do potencial de receitas derivadas do biogás de aterros. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais do XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande: ABES, 2005. Disponível em: <[www.scribd.com/.../Avaliacao-do-potencial-de-receitas-derivadas-do-biogas-de-aterros-artigo](http://www.scribd.com/.../Avaliacao-do-potencial-de-receitas-derivadas-do-biogas-de-aterros-artigo)>. Acesso em: 11 abril 2007.

CUNHA, V.; CAIXETA FILHO, J. V. Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: estruturação e aplicação de modelo não-linear de programação por metas. **Gestão & Produção**. Agosto, 2002.

De BORD, W. Meio Ambiente: Operação Caterpillar. **Revista Elo** n. 27, 2007. Disponível em: <[www.revistaelo.com.br/downloads/facto-lixoutil.doc](http://www.revistaelo.com.br/downloads/facto-lixoutil.doc)> Acesso em: 25 julho 2008.

De CONTO, S. M.; ZATERRA, A. J.; CARVALHO, G. A.; MATTÉ, L. L. Composição Gravimétrica de Resíduos Sólidos Domésticos. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 6., 2002, Gramado. **Anais do VI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos**. Gramado: ABES, 2002.

DEKRA, **Informe final sobre el ensayo piloto de almacenaje intermedio de basura según el método RPP**. DEKRA Umwelt Gmb H, Munich (Germany), 1996.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M.; HAM, R. K. **Landfill Technology in the United States**. ISWA Times, n. 3, p. 12-15, 1997.

EL-FADEL, M.; BOU-ZEIDA, E.; CHAHINE, W.; ALAYLI, B. **Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content**. Waste Management, 22, p. 269–282, 2002.

ENSINAS, A. V. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas (SP)**. 2003. 143 f. (Dissertação de Mestrado) - Faculdade de Engenharia Mecânica, UNICAMP, Campinas, 2003.

ESPINACE, R.; PALMA, J.; SZANTÓ, M.; SCHIAPPACASSE, M. C.; CHAMY, R. Asentamientos de un vertedero controlado a escala con recirculación de lixiviados In: CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA GEOTÉCNICA, 4., 1997, Valparaíso. **Anais do IV Congreso Chileno de Ingeniería Geotécnica**. Valparaíso, Chile, 1997.

FARIAS, A.; JUCÁ, J. F. T. Propriedades físicas dos resíduos sólidos do aterro de Muribeca. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, 2000.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. V. Fundamentos do Tratamento Anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Org.). **Sistemas anaeróbios para Tratamento de Esgoto Doméstico**. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Orientações técnicas para apresentação de projetos de resíduos sólidos urbanos**. Brasília: Funasa, p. 46, 2004.

GOMES, C.; LOPES, M. L.; LOPES, M. G. A Study of MSW properties of a Portuguese landfill. In: INTERNATIONAL WORKSHOP, 2005, Grenoble. **Anais do International Workshop**. Grenoble: LIRIGM, 2005.

GUARITÁ-SANTOS, A. J. M. Reciclagem. **Águaonline**, 2005. Disponível em: <<http://www.aguaonline.com.br/materias.php?id=2572&cid=3&edicao=393>>

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, n. 15, p. 127-167, 1983.

HAMADA, J. Estimativas de Geração e Caracterização do Chorume em Aterros Sanitários. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Fox do Iguaçu. **Anais do XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária E Ambiental**. Fox do Iguaçu: ABES, 1997.

Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes>>. Acesso em: 15 junho 2007.

HARMSSEN, J. Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. **Water Research**, p. 699-714, 1983.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2001. 193 p. Disponível em: <<http://resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>>. Acesso em: 28 maio 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Disponível em:

<[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo\\_coletado/lixo\\_coletado109.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo_coletado/lixo_coletado109.shtm)>. Acesso em: 19 mai. 2007.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Inventories: Reference Manual (Vol.3)**. 1996. Disponível em: <<http://www.ipcc-ngip.iges.or.jp/public/gl/invs6>>. Acesso em dezembro 2007.

KARNCHANAWONG, S.; THALANGKARN, S.; KLADPRASERT, S.; KARNCHANAWONG, S. Methane Gas Generation from Municipal Solid Waste Landfill Lysimeter. In: THE JOINT INTERNATIONAL CONFERENCE, 2004, Thailand, 2004.

KENT, R.; MARSHALL, P.; HAWKE, L. **Background Report for Updating the Guidelines for the Planning, Design, Operations and Maintenance of Modified Solid Waste Sites in the Northwest Territories**, Yellowknife: The Department of Municipal and Community Affairs - Government of the Northwest Territories, 2003.

LANDVA, A. O e CLARK, J. I. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice, ASTM STP 1070. In: ARVID LANDVA, G. DAVID KNOWLES (org.). Philadelphia, 1990.

LANGE, L. C.; COELHO, H M. G.; SANTANA, D. W. E. E.; SIMÕES, G. F. FERREIRA, C. F. A.; SILVA, F. V. B. Metodologias para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos, líquidos lixiviados de aterros sanitários e solos. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Org.). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, 249 p., 2003.

LIMA, A. L.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R.; MELO, M. C. Estudos comparativos de diferentes metodologias para determinação de umidade e sólidos voláteis aplicadas em resíduos sólidos urbanos. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais do VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vitória, 2002.

LINDENBERG, R. D C. ABC do Aterro Sanitário. **Revista Limpeza Pública, São Paulo**. n 44, p. 13-15, 1997.

LOPES, M. L.; GOMES, C. C. Problemas Relativos à Estabilidade de Aterros de Resíduos. **Revista Sociedade Portuguesa de Geotecnia**, n. 87, p. 1-55, 2000.

LU, J. C. S.; EICHENBERG, B.; STEARNS, R. J. Leachate from Municipal Landfills Production and Management. In: Pollution Technology Review, New Jersey: Noyes Publications, 1985.

MACHADO, P. A. L. **Direito Ambiental Brasileiro**. 7.ed. São Paulo: Malheiros, 2003.

MANDELLI, S. M. D. C. **Variáveis que interferem no Comportamento da População Urbana no Manejo de Resíduos Sólidos Domésticos no âmbito das residências**. 1997. Tese (Doutorado em Educação), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1997.

MARQUES, A. C. M. **Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos**. 2001. 408 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - EESC/USP, São Carlos, 2001.

MATIAS, W. G.; CASTILHO JUNIOR, A. B.; FINKLER, R.; CARVALHO-PINTO, C. R. S.; GUIMARÃES, V.; MOSER, M. C. **Determinação do potencial tóxico e genotóxico de líquido percolado gerado em aterramento de resíduos sólidos urbanos**. Universidade Federal de Santa Catarina, 2003. Disponível em:

<[http://www.canalciencia.ibict.br/pesquisas/pesquisa.php?ref\\_pesquisa=170](http://www.canalciencia.ibict.br/pesquisas/pesquisa.php?ref_pesquisa=170)>. Acesso em: 05 Abril 2008.

MEDEIROS, P. A.; CASTILHOS JUNIOR, A. B.; OLIVEIRA, J. C. S.; SOARES, S. R. Geração de líquidos percolados em resíduos urbanos com cobertura permeável. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais do VI Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vitória, 2002.

MELO, V. L. A. e JUCÁ, J. F. T. Diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos a partir de estudos de referência. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. João Pessoa: ABES, 2001.

MEGONIGAL, J. P.; HINES, M. E.; VISSCHER, P. T. Anaerobic Metabolism: Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes. In: SCHLESINGER, W.H. (org.). **Biogeochemistry**. Oxford, UK: Elsevier-Pergamon, 2004.

MITCHELL, J. K. **Fundamentals of Soil Behavior**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1993.

MONTEIRO, V. E. D. e JUCÁ, J. F. T. Gestão ambiental no processo de recuperação da área do aterro de resíduos sólidos de Muribeca. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 3., 1999, Recife. **Anais do III Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**. Recife, 1999.

MOREDA, I. L. El Asentamiento en un Relleno Sanitario y su Relación con la Biodegradación. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais do XXVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental**. Porto Alegre, 2000.

NAHAS, C. M.; FRANCOSE, N. C. T.; FOLLONI, R. Novas Tecnologias para Otimização de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários e de Inertes. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2., 1996, Porto Alegre. **Anais do II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**. Porto Alegre, 1996.

OLIVIER, F. e GOURC, J. Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large scale compression reactor cell. **Waste Management**, v. 27, n. 4, p. 40-58, 2007.

OMSTEAD, D. R.; JEFFRIES, T.W.; NAUGHTON, R.; GREGOE, H. P. Membrane-Controlled Digestion: Anaerobic Production of Methane and Organic Acids. In: BIOTECHNOLOGY AND BIOENGINEERING SYMPOSIUM, 10., 1980, New York. **Anais do X Biotechnology and Bioengineering Symposium**. New York, 1980 p. 247-258.

PAES, R. F. C. **Caracterização do chorume produzido no Aterro da Muribeca (PE)**. 2003. 150 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

PAUL, E. A e CLARK, F. E. **Soil Microbiology and Biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1989.

PESSIN, N. Determinação da Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domésticos da cidade de Caxias do Sul In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2., 1998, Porto Alegre. **Anais do II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**. Porto Alegre, 1998.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Cincinnati: In EPA/600/2-86/07 US Environmental Protection Agency, 1985.

POHLAND, F.G. Fundamental principles and management strategies for landfill codisposal practice. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 3., 1991, Imola. **Anais do III International Landfill Symposium**. Imola, 1991, n. 2, p. 1445-1460.

ROBINSON, H. D. The Technical Aspects of Controlled Waste Management: a review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. **Environment Agency Technical**, 500 p., 1996.

ROBLES-MARTÍNEZ, F. e GOURGON, R. Effect of baling on the behaviour of domestic wastes: laboratory study on the role of pH in biodegradation. **Bioresource Technology**, n. 69, p. 15-22, 1999.

ROBLES-MARTÍNEZ, F. e GOURGON, R. Long-term behaviour of baled household waste. **Bioresource Technology**, n. 72, p. 125-130, 2000.

RUSSO, M. A. T. **Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário**. 2005. 298 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, 2005.

SANTOS, S. M. **Propriedades Geotécnicas de Um Aterro de Resíduos Sólidos**. 1997. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 1997.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 8468**. Regulamenta a Lei n. 997, de 31 de maio de 1976. Que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio-ambiente.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº. 997, de 31 de maio de 1976**. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio-ambiente.

SÃO PAULO (Estado). **Lei Estadual nº 12.300, de 16 de março de 2006**. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes.

SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE DE MINAS GERAIS, **Resíduos Sólidos**. Compucell Informática, 2006. Disponível em: <[http://www.votorantim.sp.gov.br/sema/residuos\\_solidos/residuos\\_solidos.html](http://www.votorantim.sp.gov.br/sema/residuos_solidos/residuos_solidos.html)>. Acesso em: 10 março 2009.

SOLID WASTE ASSOCIATION OF NORTH AMERICA **Comparison of Models for Predicting Landfill Methane Recovery Publication**. GR-LG 0075, 1998.

THEMELIS, N. J. e ULLOA, P. A. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, n. 32, p. 1243-1257, 2007.

TATSI, A. A. e ZOUBOULIS, A. I. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate Thessaloniki, Greece. **Environmental Research**, n.6, p. 207-219, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York, MacGraw-Hill International Editions, 5978 p., 1993.

TONG, X., SMITH, L. H., McCARTY, P. L. Methane fermentation of selected lignocellulosic materials. **Biomass**, n. 21, p 239–255, 1990.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **A Guide for Methane Mitigation Projects**, 1996.

VAGLIASINDI, F. G. A. Landfill leachate: quantification, characterization, and treatment options. In: ESPEY W. H, COMBS P. G. (org.). **Groundwater management**, San Antonio: ASCE, p. 14–16, 121–126, 1995.

VIEIRA, S. M. M. e ALVES, J. W. S. **Emissão de Metano no Tratamento e na Disposição de Resíduos**. São Paulo: CETESB, 2002.

WALL, D. K. e ZEISS, C. Municipal Landfill Biodegradation and Settlement. **Journal of Environmental Engineering**, n. 121, p. 214-224, (1995).

WHITICAR, M. J. Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane. **Chemical Geology**, n. 161, p. 291-314, 1999.

ZANTEN, V. B. e SCHEEPERS, M. J. J. Modeling of Landfill Gas Potentials. In: ANNUAL LANDFILL GAS SYMPOSIUM. 18., 1995. New Orleans. **Anais do XVIII Annual Landfill Gas Symposium**. New Orleans: SWANA, 1995.

ZEHNDER, A. Ecology of Methane Formation. In: MITCHELL, R. (org.). **Water pollution microbiology**. New York: John Wiley & Sons, 1978.

ZEHNDER, A. J. B.; HUSER, B. A.; BROCK, T. D.; WUHRMANN, K. Characterization of an acetate decarboxylating non hydrogen oxidizing methane bacterium. **Archives of Microbiology**, n 124, p 1-11, 1980.

ZINDER, S. H. Physiological ecology of methanogens. In: FERRY, J. G. (org.). **Methanogenesis**. New York: Chapman & Hall, p. 128-205, 1993.

## **APÊNDICE A**

Materiais diversos utilizados no desenvolvimento do experimento

Segue-se uma listagem de materiais, acessórios e equipamentos de proteção e segurança que fizeram parte das diferentes etapas deste trabalho é apresentada neste capítulo.

- Resíduo Sólido Domiciliar;
- Lona plástica para confinamento da massa a ensaiar, evitando perdas de resíduo e umidade para o solo e ar;
- Ferramentas para romper os sacos, separar, misturar e amontoar os resíduos;
- Luvas de PVC;
- Luvas com malha de aço;
- Luvas cirúrgicas;
- Botas de borracha;
- Balança analógica com capacidade para 250 kg;
- Cesto de tela de aço com tampa, volume 170 L;
- Tambores de plástico, 200 L;
- Solo de cobertura, 400 L;
- Mangueira de silicone diâmetro 10 mm;
- Tubo de poliflo com diâmetro de ¼ inch;
- 24 Registros de Esfera diâmetro ¼ GAS;
- 12 Tês diâmetro ¼ GAS com adaptação para coleta de Biogás;
- Anéis de Vedação;
- Tubo de Alumínio diâmetro 10,0 mm;
- Tambores de Aço, 200 L com tampa de vedação;
- Sacos de lona vinílica para transporte e confinamento;
- 24 frascos de água mineral, 20 L;
- Brita lavada;
- Sacos plásticos de 200 L;
- Manta geotextil;
- Prensa hidráulica com capacidade nominal de 20 t;
- Termopar p/ imersão (3 x 500 mm);
- Termômetro digital SALVTERM SK-5 precisão 0,1°C;
- Cromatógrafo;
- Seringa *gastight*, 500µL;
- Conjunto moto bomba hidráulico;

- Prensa hidráulica;
- Caminhão munck;
- Macaco Hidráulico (modelo cegonha);
- Ferramentas elétricas manuais de apoio.

## **APÊNDICE B**

Gráficos representativos do volume acumulado de biogás e temperatura em medição diária para os três grupos de lisímetros.

As figuras B.1 a B.12 representam o volume acumulado de biogás e temperatura medidos diariamente durante 366 dias, tempo em que durou o experimento.

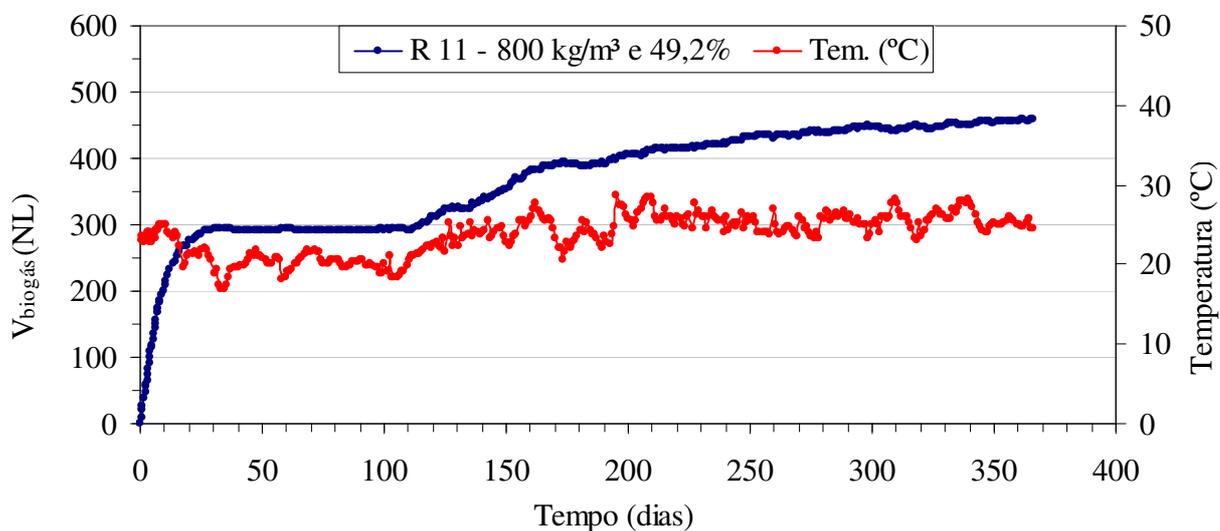


Figura B.1 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 11

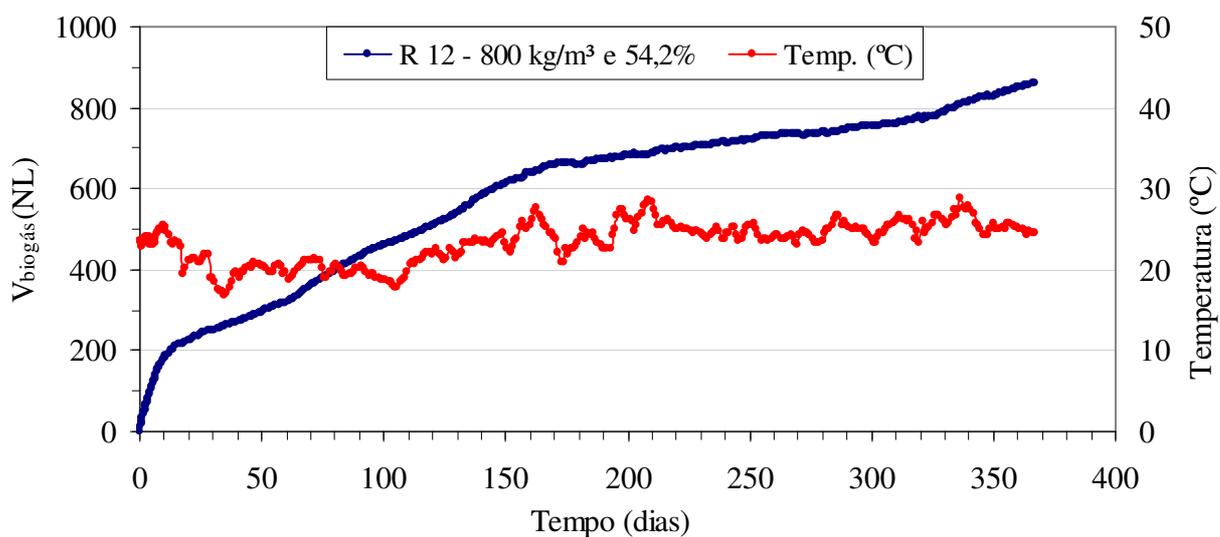


Figura B 2 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 12

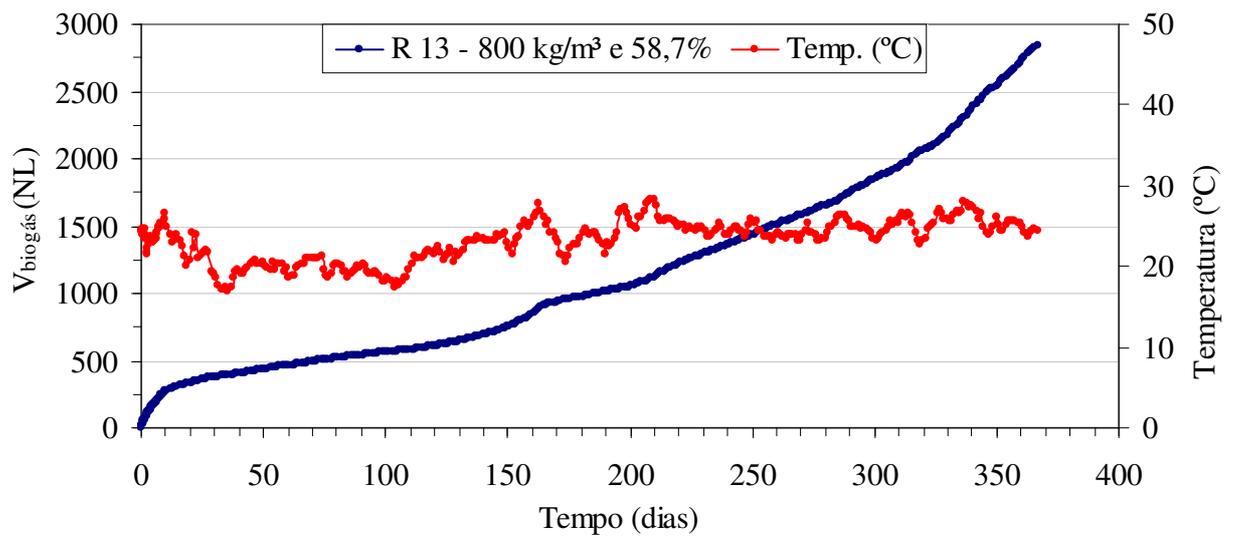


Figura B.3 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 13

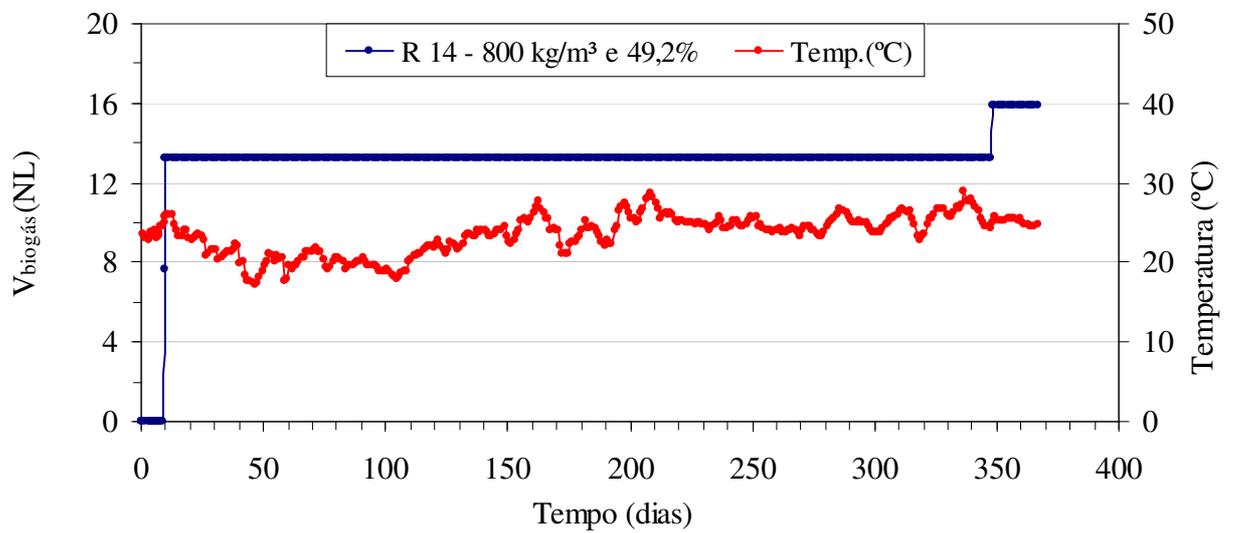


Figura B.4 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 14

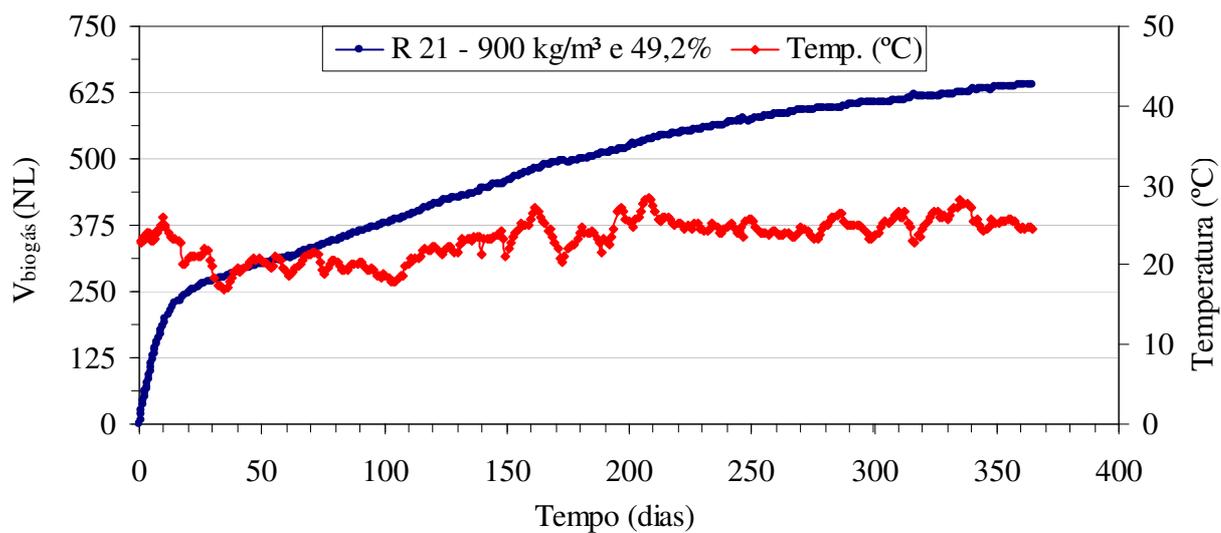


Figura B.5 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 21

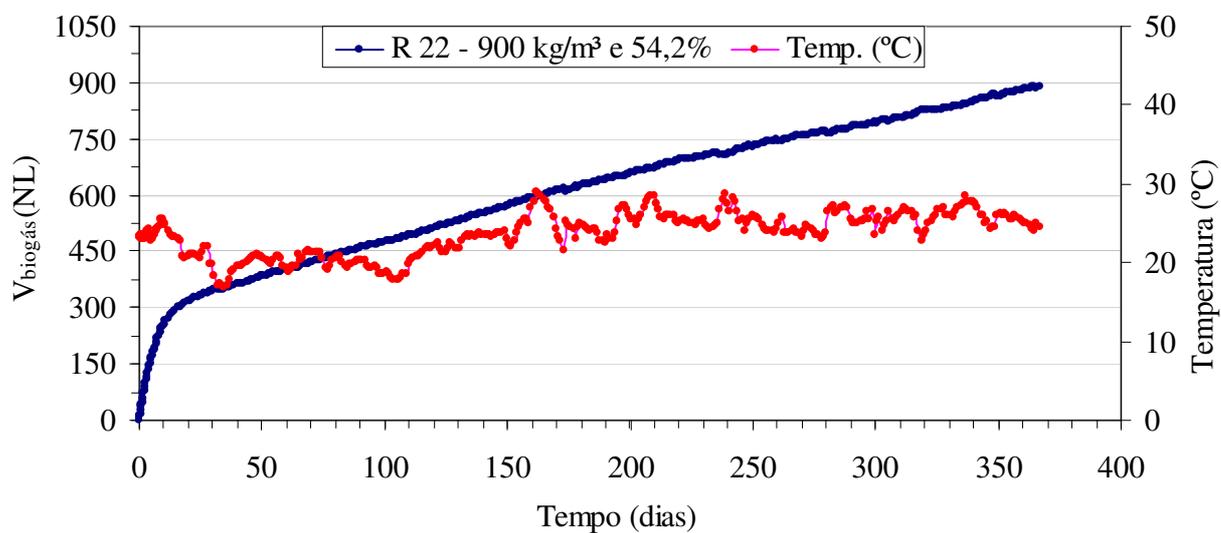


Figura B.6 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 22

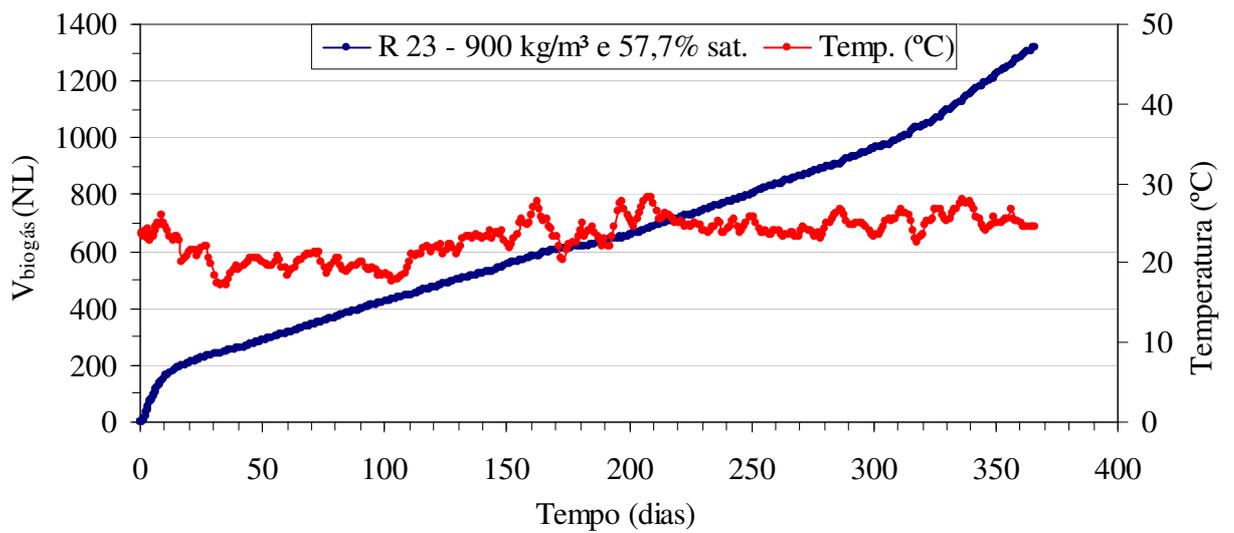


Figura B.7 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 23

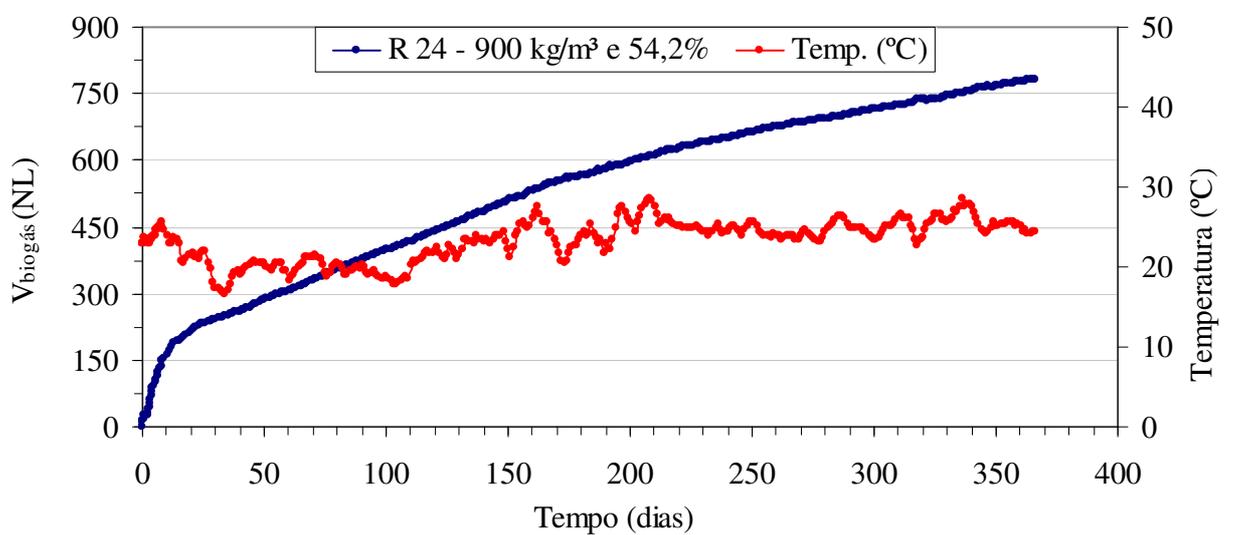


Figura B.8 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 24

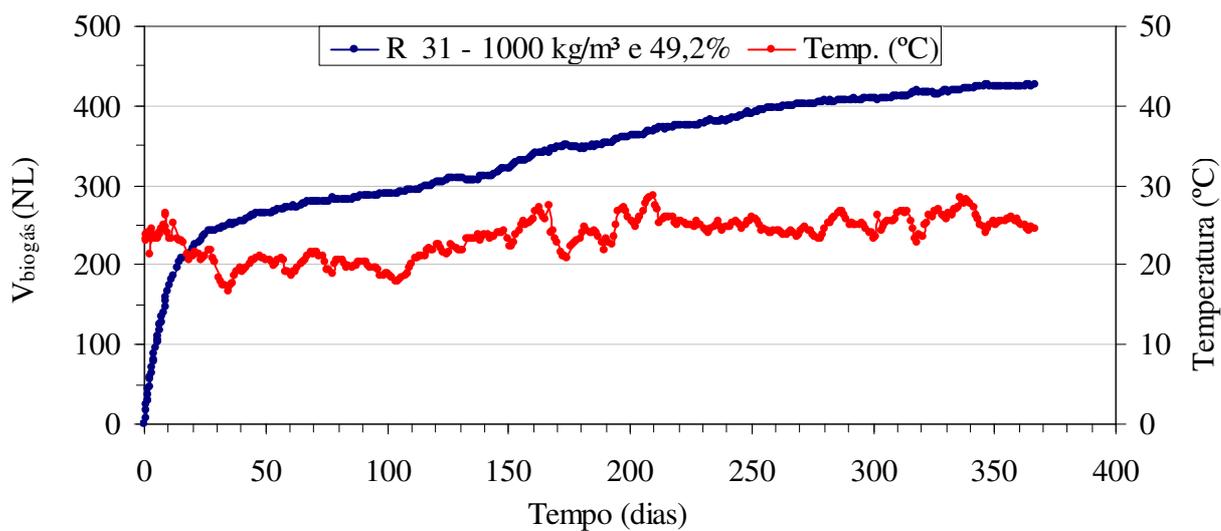


Figura B.9 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 31

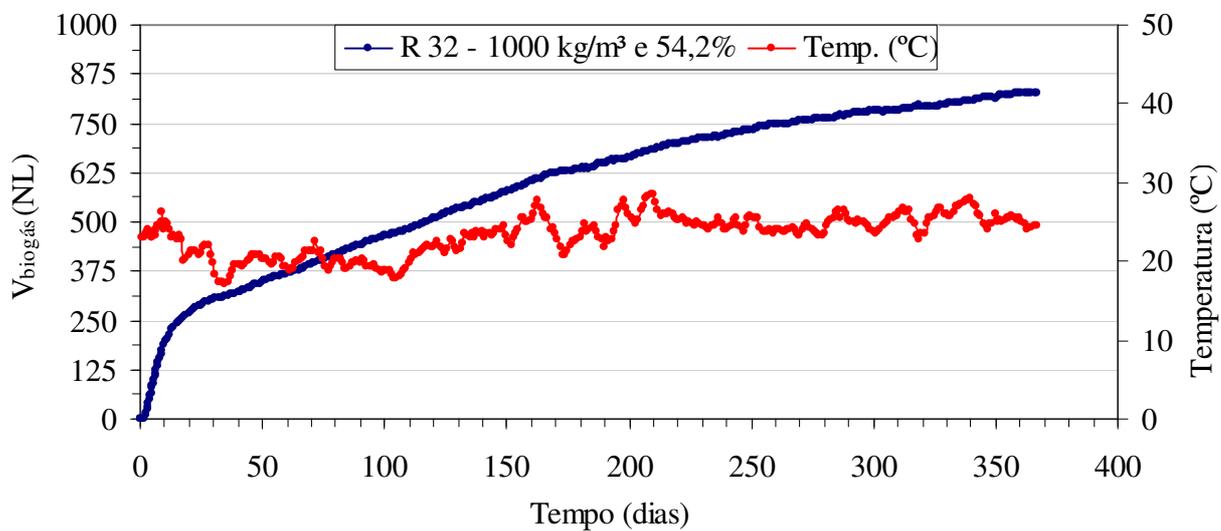


Figura B.10 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 32

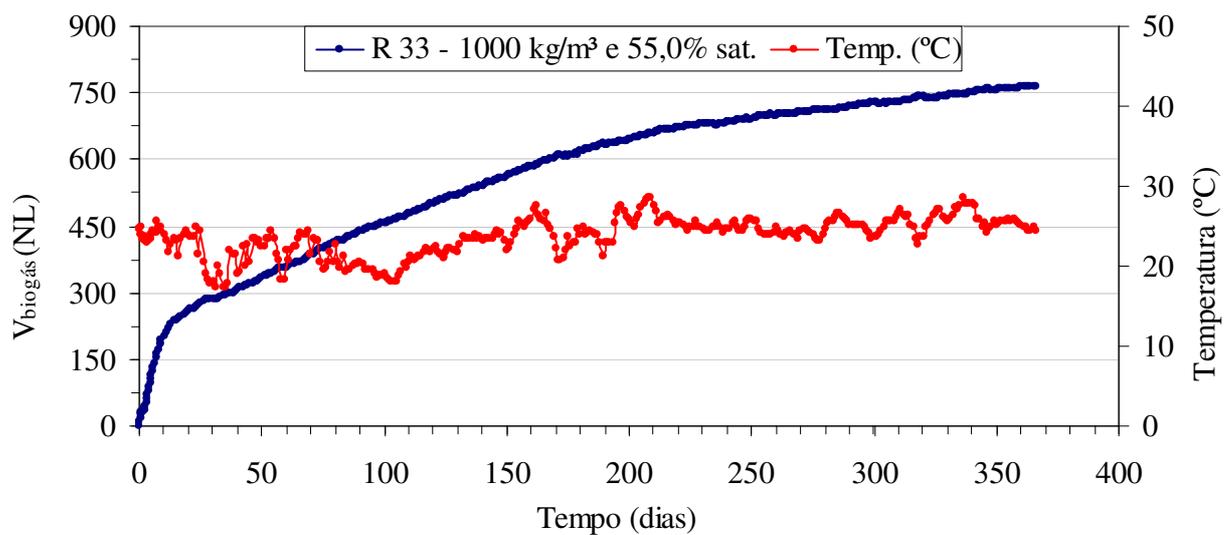


Figura B.11 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 33

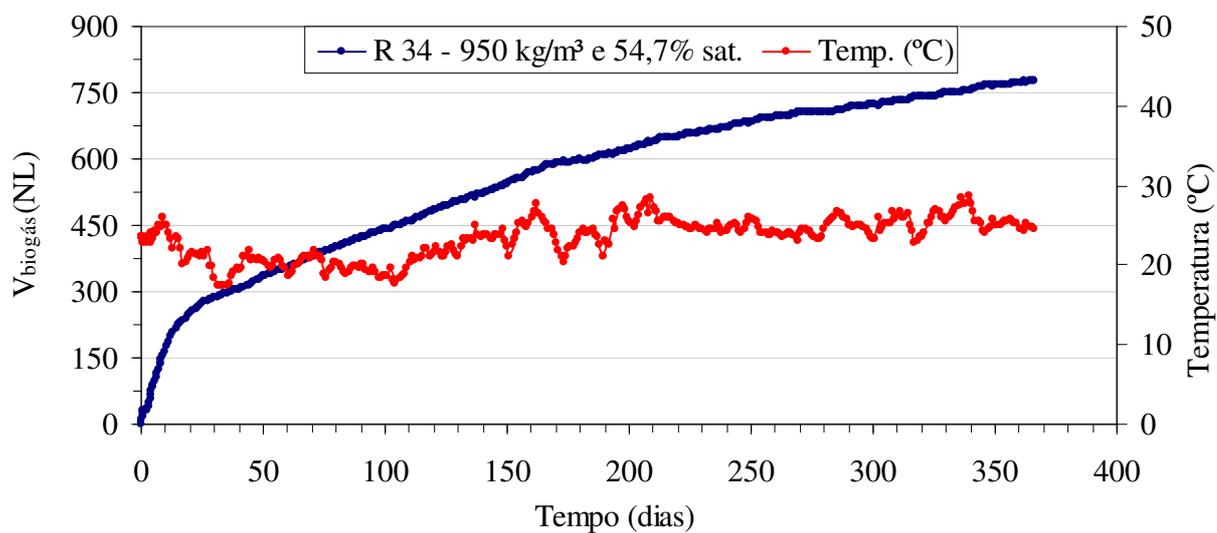


Figura B.12 Medição acumulada de biogás e temperatura do lisímetro R 34

## APÊNDICE C

Gráficos representativos da vazão volumétrica de biogás e temperatura medidos diariamente para os três grupos de lisímetros no período de 366 dias.

As Figuras C.1 a C.12 representam a vazão volumétrica de biogás determinada através de uma derivada centrada, a temperatura interna diária dos lisímetros.

O grupo 1 de lisímetros representado pelas Figuras C.1 a C.4 operou durante 366 dias nas seguintes condições:

- o lisímetro R 11, massa específica aparente de  $800 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 49,2% em base úmida;

- o lisímetro R 12, massa específica aparente de  $800 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 54,2% em base úmida;

- o lisímetro R 13, massa específica aparente de  $800 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 58,7% em base úmida;

- o lisímetro R 14, massa específica aparente de  $800 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 49,2% em base úmida como réplica do lisímetro R 11.

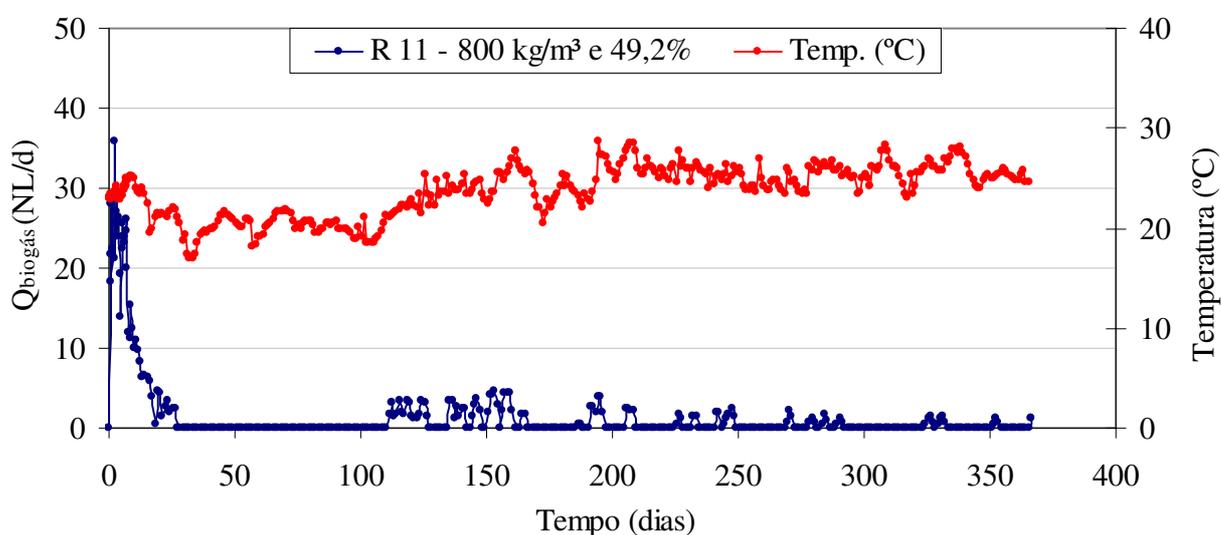


Figura C.1 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 11

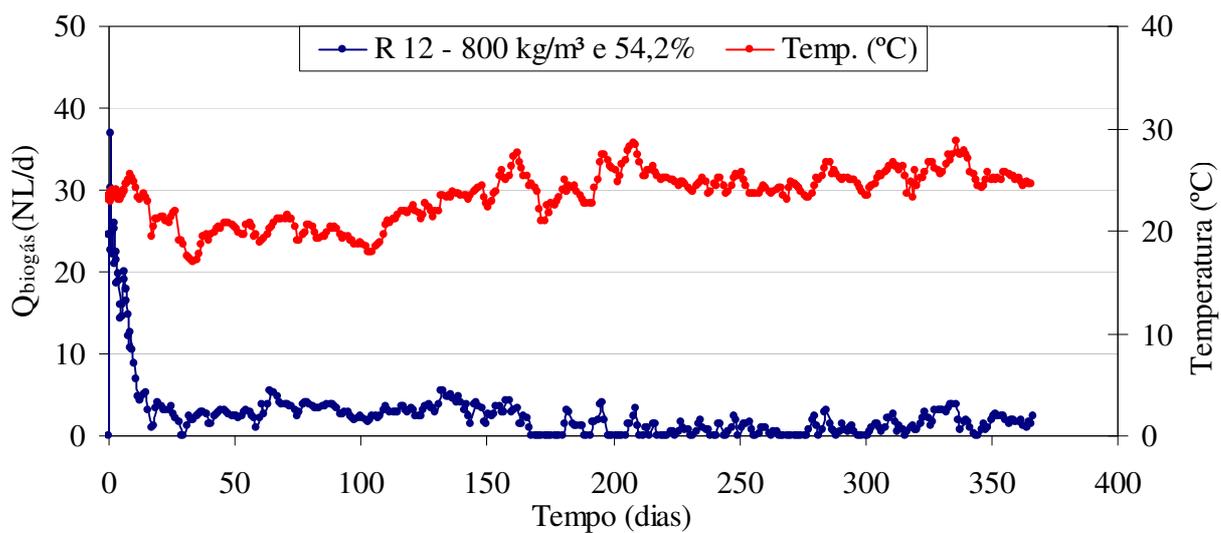


Figura C.2 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 12

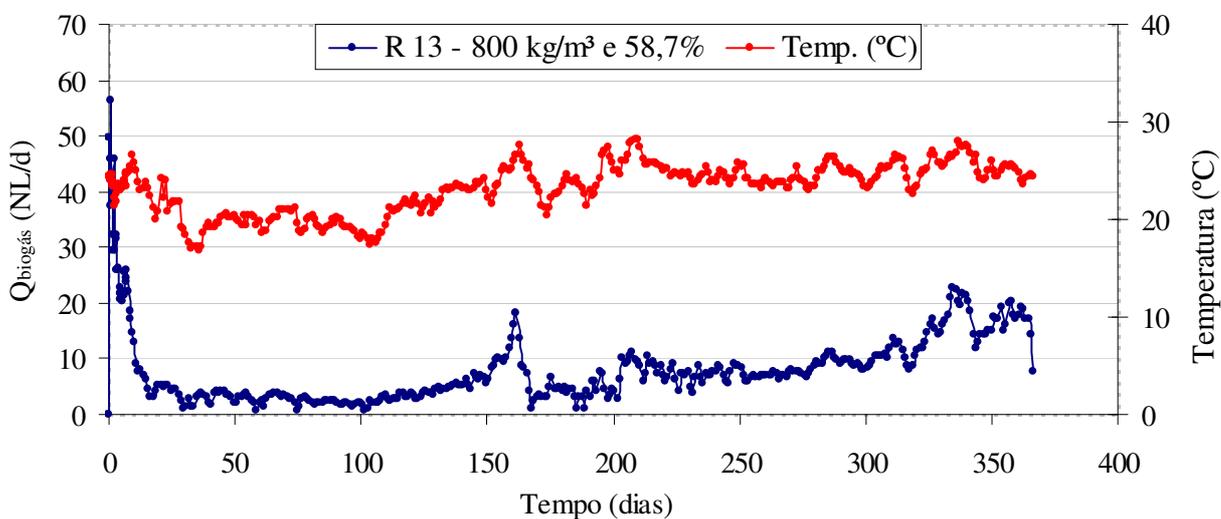


Figura C.3 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 13

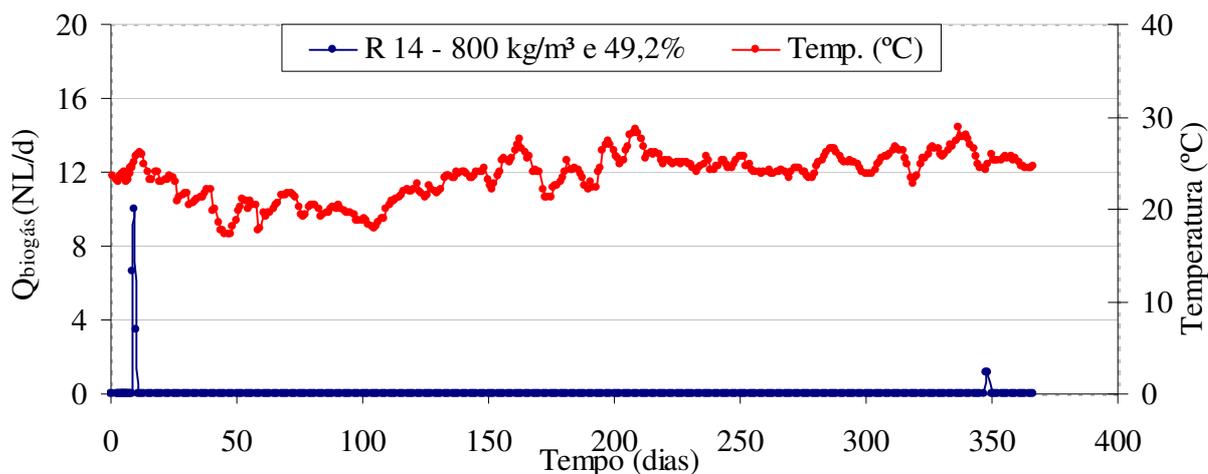


Figura C.4 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 14

O grupo 2 de lisímetros representado pelas Figuras C.5 a C.8 operou durante 366 dias nas seguintes condições:

- o lisímetro R 21, massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 49,2% em base úmida;
- o lisímetro R 22, massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 54,2% em base úmida;
- o lisímetro R 23, massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 57,7% em base úmida;
- o lisímetro R 24, massa específica aparente de  $900 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 54,2% em base úmida como réplica do lisímetro R 22.

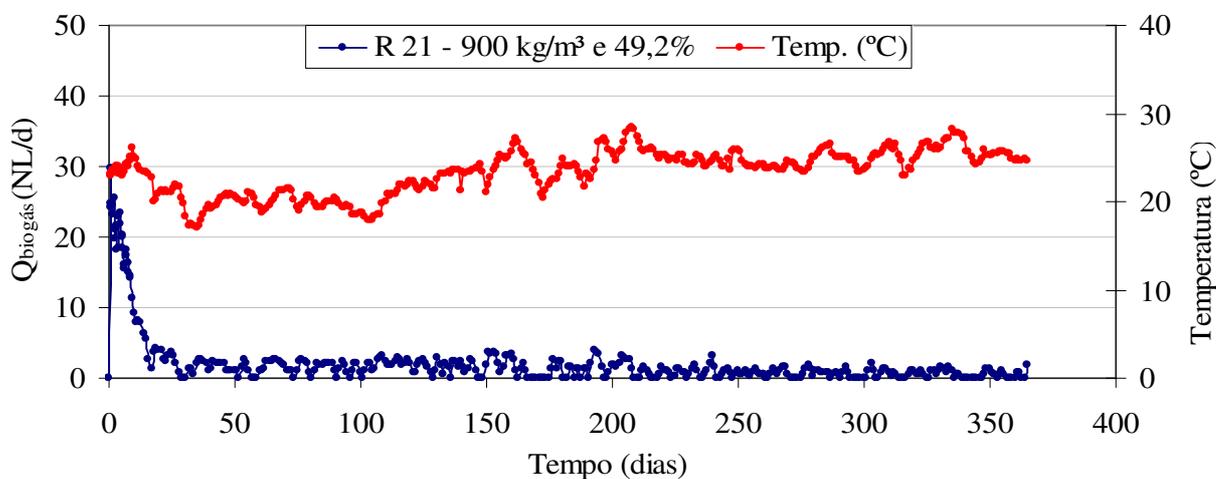


Figura C.5 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 21

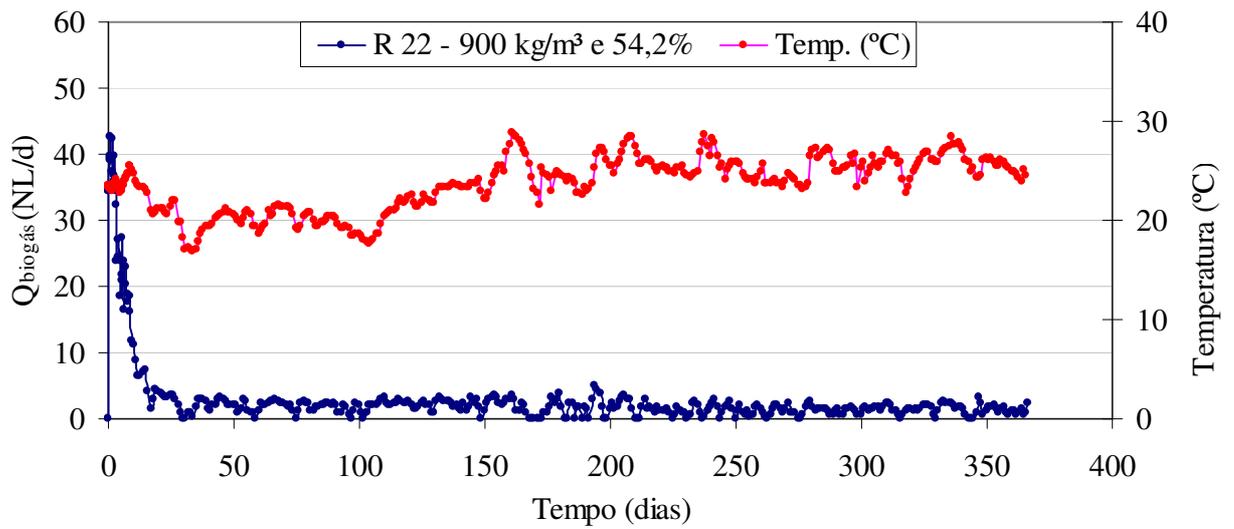


Figura C.6 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 22

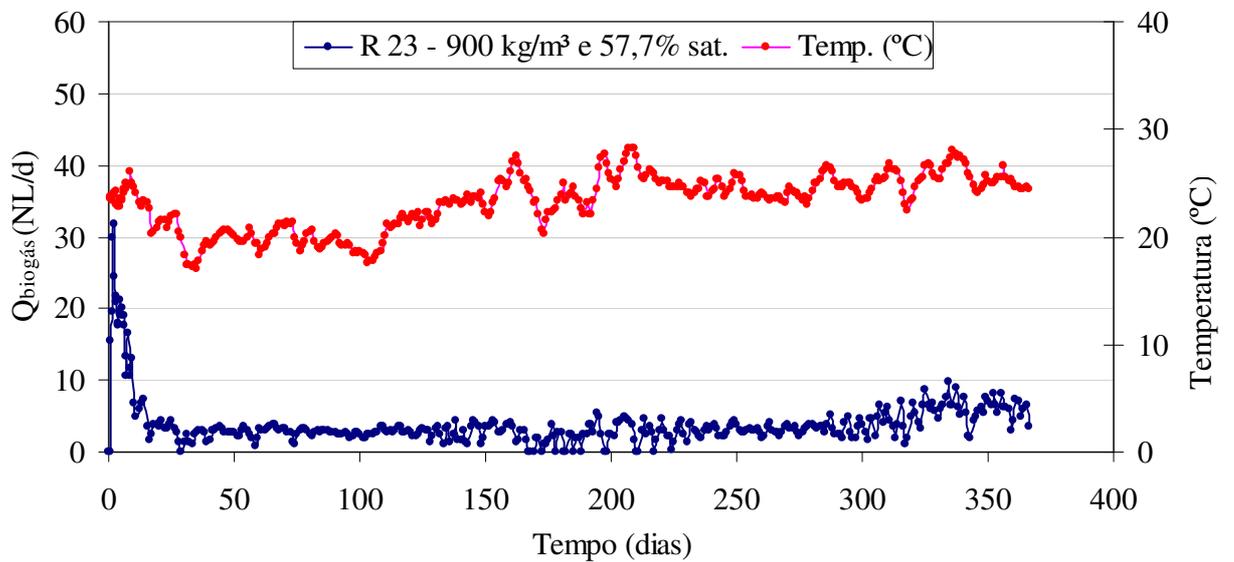


Figura C.7 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 23

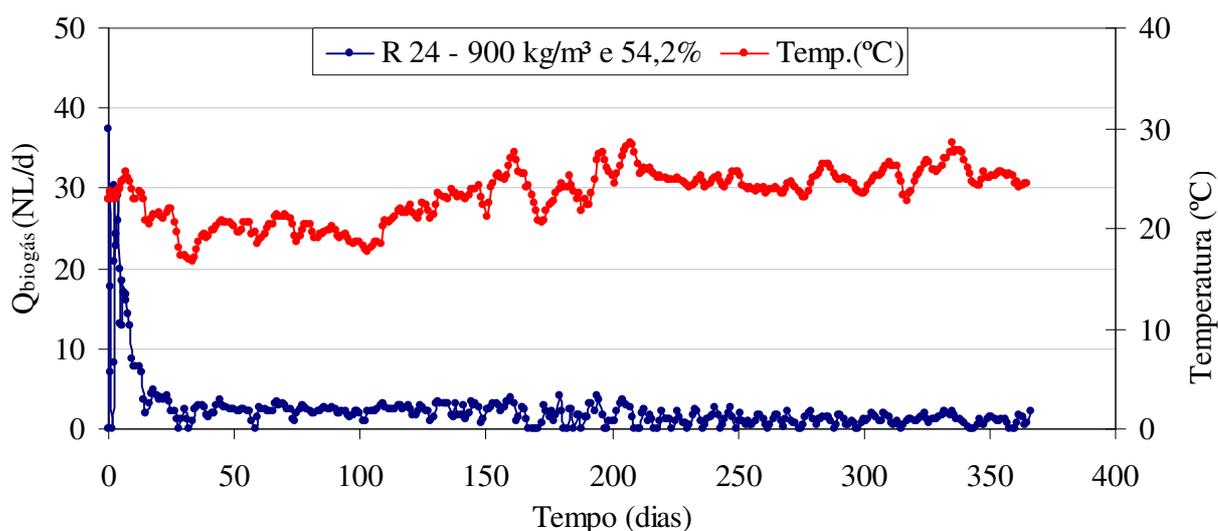


Figura C.8 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 24

O grupo 3 de lisímetros representado pelas Figuras C.9 a C.12 operou durante 366 dias nas seguintes condições:

- o lisímetro R 31, massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 49,2% em base úmida;

- o lisímetro R 32, massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 54,2% em base úmida;

- o lisímetro R 33, massa específica aparente de  $1000 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 55,0% em base úmida como réplica do lisímetro R 34;

- o lisímetro R 34, massa específica aparente de  $950 \text{ kg/m}^3$  e umidade de 55,4% em base úmida.

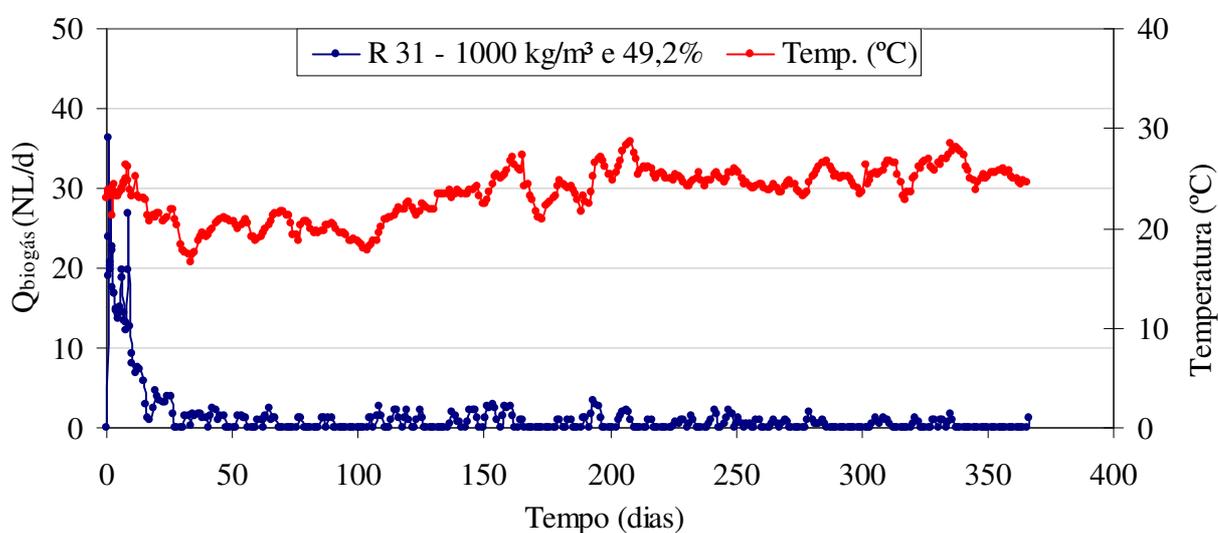


Figura C.9 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 31

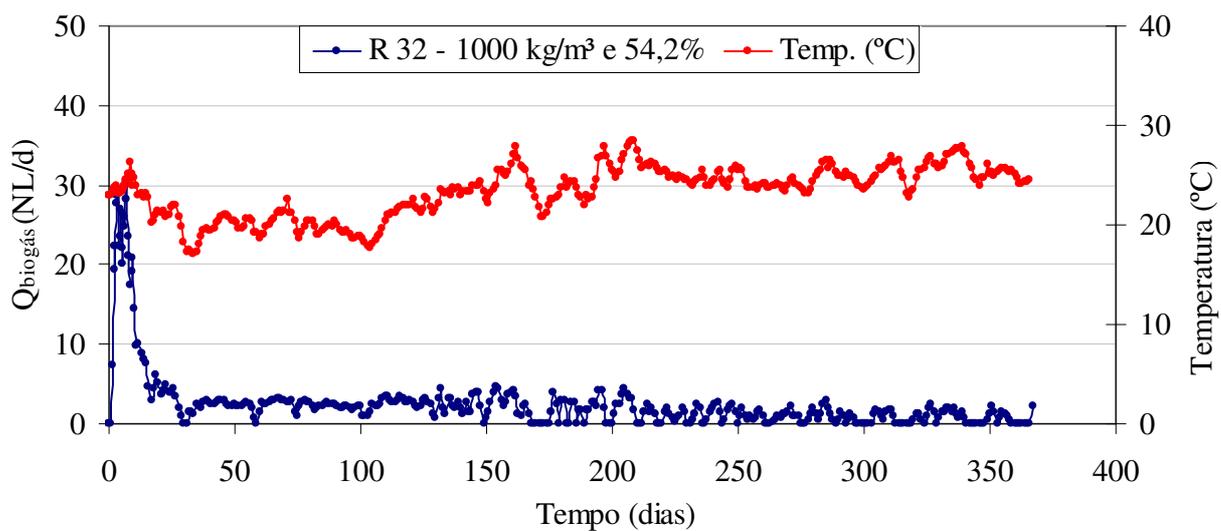


Figura C.10 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 32

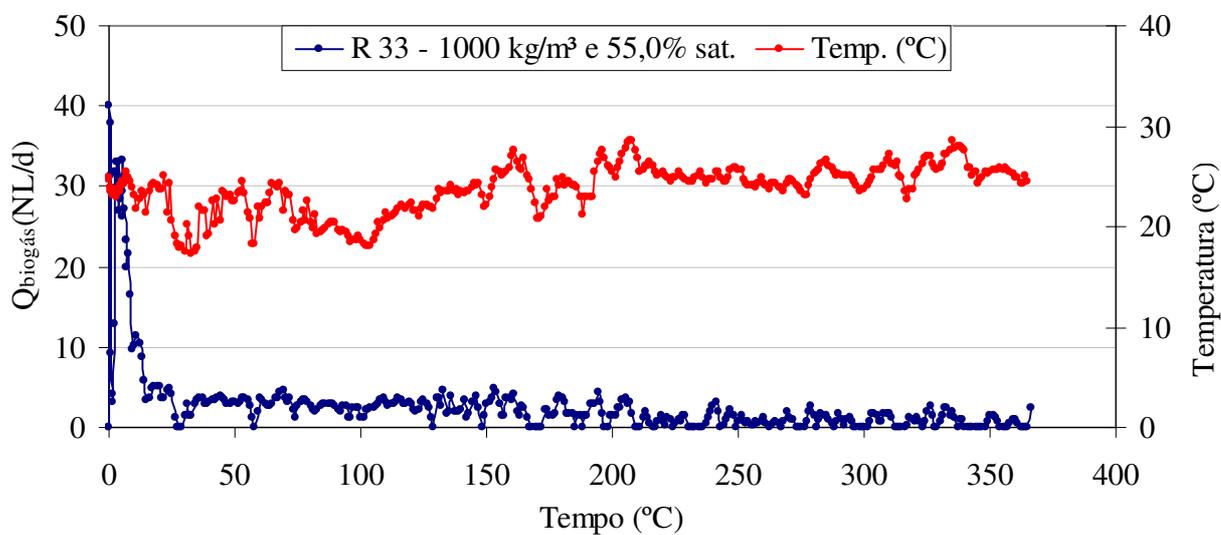


Figura C.11 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 33

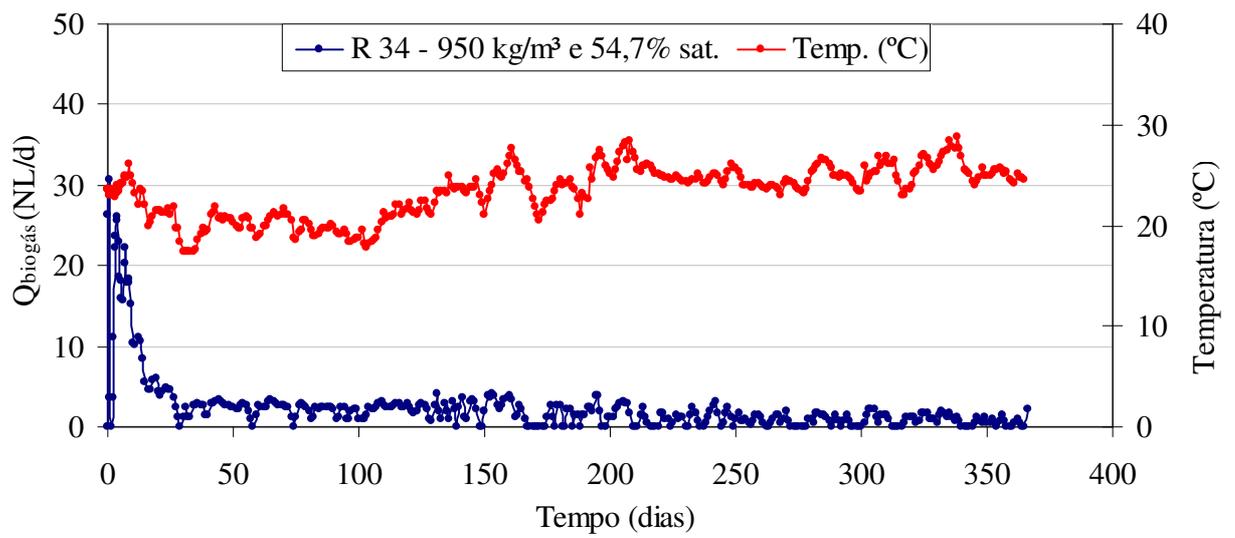


Figura C.12 Vazão volumétrica de biogás e temperatura do lisímetro R 34

## APÊNDICE D

Resultado da caracterização dos lixiviados formados nos lisímetros.

Tabela D.1 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 11

LISÍMETRO R 11			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,94
DQO	mg/L	titulométrico	83100
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		43450
Condutividade	mS/cm		5,03
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		26270,00
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,0
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,0
Cloretos	mg/L		3792,11
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	0,12
NTK	mg/L		2165,6
Amônia	mg/L		1320
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		845
Nitrato	mg/L		351,8
Nitrito	mg/L		0,9
Ferro	mg/L	Absorção atômica	1987,5
Manganês	mg/L	Absorção atômica	28,5
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	0,6
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,13
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	4595
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	761
Níquel	mg/L	Absorção atômica	1,536
Prata	mg/L		0,06
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,14
Zinco	mg/L	Absorção atômica	106,2
Alumínio	mg/L		83
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	2713,33
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2986
Sólidos Totais			
M1	g		80,1633
M2	g		88,9475
M3	g		83,0029
Sólidos Totais	mg/L		87842
Sólidos Totais Fixos	mg/L		28396
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		59446
Sólidos Suspensos Totais			
M1	g		0,0895
M2	g		0,1092
M3	g		0,096
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		1970
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		650
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		1320
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		85872
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		27746
Sólidos Dis. T.Voláteis	mg/L		58126

Tabela D.2 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 12

LISÍMETRO R 12			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	7,71
DQO	mg/L	titulométrico	4050
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		725
Condutividade	mS/cm		9,1
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		5565
Alcalinidade Carbonato	mg/L		2443
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,0
Cloretos	mg/L		1819,83
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	2,4
NTK	mg/L		1579,8
Amônia	mg/L		360
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		1219,8
Nitrato	mg/L		53
Nitrito	mg/L		1,2
Ferro	mg/L	Absorção atômica	6,4
Manganês	mg/L	Absorção atômica	0,039
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	0,7
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,04
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	98
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	40
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,244
Prata	mg/L		0,011
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,06
Zinco	mg/L	Absorção atômica	3,27
Alumínio	mg/L		83
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1193,33
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	1610,5
Sólidos Totais			
M1			82,5803
M2			83,3292
M3			83,1636
Sólidos Totais	mg/L		7489
Sólidos Totais Fixos	mg/L		5833
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		1656
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0903
M2			0,0932
M3			0,0908
Sólidos Suspensos Totais	MG/L		290
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		50
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		240
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		7199
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		5783
Sólidos Dis. T.Voláteis	mg/L		1416

Tabela D.3 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 13

LISÍMETRO R 13			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	7,57
DQO	mg/L	titulométrico	5433,3
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		1413
Condutividade	mS/cm		11,48
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		8964
Alcalinidade Carbonato	mg/L		1930,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		3115,63
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	3,72
NTK	mg/L		2199,2
Amônia	mg/L		2070
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		129,2
Nitrato	mg/L		135
Nitrito	mg/L		0,4
Ferro	mg/L	Absorção atômica	14,03
Manganês	mg/L	Absorção atômica	0,053
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	0,7
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,03
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	101
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	83
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,327
Prata	mg/L		0,046
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,11
Zinco	mg/L	Absorção atômica	1,536
Alumínio	mg/L		8,7
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1797,5
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2467
Sólidos Totais			
M1			74,2308
M2			76,4556
M3			75,1072
Sólidos Totais	mg/L		22248
Sólidos Totais Fixos	mg/L		8764
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		13484
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0891
M2			0,0945
M3			0,0894
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		540
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		30
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		510
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		21708
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		8734
Sólidos Dis. T.Voláteis	mg/L		12974

Tabela D.4 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 21

LISÍMETRO R 21			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,6
DQO	mg/L	titulométrico	79825
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		30950
Condutividade	mS/cm		1478
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		25078
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		3515,8
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	0,09
NTK	mg/L		1040,8
Amônia	mg/L		592
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		448,8
Nitrato	mg/L		242
Nitrito	mg/L		2,7
Ferro	mg/L	Absorção atômica	1230
Manganês	mg/L	Absorção atômica	35,04
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	1,1
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,93
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	373
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	712
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,883
Prata	mg/L		0,068
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,21
Zinco	mg/L	Absorção atômica	2269
Alumínio	mg/L		68
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	2410
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	1538
Sólidos Totais			
M1			53,8453
M2			60,043
M3			56,1277
Sólidos Totais	mg/L		61977
Sólidos Totais Fixos	mg/L		22824
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		39153
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0895
M2			0,1078
M3			0,0966
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		1830
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		710
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		1120
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		60147
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		22114
Sólidos Dis. T.Voláteis	mg/L		38033

Tabela D.5 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 22

LISÍMETRO R 22			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,57
DQO	mg/L	titulométrico	69250
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		23800
Condutividade	mS/cm		5,22
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		16095
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		3139
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	3,7
NTK	mg/L		2121,7
Amônia	mg/L		1435
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		686,7
Nitrato	mg/L		241
Nitrito	mg/L		1,7
Ferro	mg/L	Absorção atômica	920
Manganês	mg/L	Absorção atômica	14,12
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	1,5
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,9
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	426
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	364
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,674
Prata	mg/L		0,034
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,12
Zinco	mg/L	Absorção atômica	663,9
Alumínio	mg/L		58
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1860
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2835
Sólidos Totais			
M1			98,1113
M2			102,458
M3			99,9101
Sólidos Totais	mg/L		43467
Sólidos Totais Fixos	mg/L		17988
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		25479
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0891
M2			0,0987
M3			0,093
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		960
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		390
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		570
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		42507
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		17598
Sólidos Dis. T. Voláteis	mg/L		24909

Tabela D.6 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 23

LISÍMETRO R 23			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,68
DQO	mg/L	titulométrico	56350
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		22180
Condutividade	mS/cm		4,88
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		13780
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		2791,7
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	4,9
NTK	mg/L		1838
Amônia	mg/L		240
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		1598
Nitrato	mg/L		224
Nitrito	mg/L		0,7
Ferro	mg/L	Absorção atômica	980
Manganês	mg/L	Absorção atômica	15,15
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	1,1
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,15
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	146
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	413
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,55
Prata	mg/L		0,189
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,11
Zinco	mg/L	Absorção atômica	253,2
Alumínio	mg/L		6,8
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1360
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2197
Sólidos Totais			
M1			52,8703
M2			56,6594
M3			54,246
Sólidos Totais	mg/L		37891
Sólidos Totais Fixos	mg/L		13757
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		24134
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0892
M2			0,1065
M3			0,0955
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		1730
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		630
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		1100
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		36161
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		13127
Sólidos Dis. T. Voláteis	mg/L		23034

Tabela D.7 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 24

LISÍMETRO R 24			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,64
DQO	mg/L	titulométrico	61200
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		3500
Condutividade	mS/cm		5,36
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		16184
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		3306,2
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	4,9
NTK	mg/L		2282,52
Amônia	mg/L		1060
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		1222,52
Nitrato	mg/L		253,2
Nitrito	mg/L		2
Ferro	mg/L	Absorção atômica	712,66
Manganês	mg/L	Absorção atômica	14,11
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	1,2
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,11
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	2119
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	454
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,518
Prata	mg/L		0,03
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,22
Zinco	mg/L	Absorção atômica	451,7
Alumínio	mg/L		14,5
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1737,5
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2615
Sólidos Totais			
M1			68,7332
M2			72,7961
M3			70,2511
Sólidos Totais	mg/L		40629
Sólidos Totais Fixos	mg/L		15179
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		25450
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0897
M2			0,097
M3			0,09242
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		730
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		272
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		458
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		39899
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		14907
Sólidos Dis. T.Voláteis	mg/L		24992

Tabela D.8 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 32

LISÍMETRO R 32			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,57
DQO	mg/L	titulométrico	71150
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		32560
Condutividade	mS/cm		4,08
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		14229
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		3325,24
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	4,5
NTK	mg/L		2377,1
Amônia	mg/L		1410
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		967,1
Nitrato	mg/L		272
Nitrito	mg/L		3,2
Ferro	mg/L	Absorção atômica	1132,5
Manganês	mg/L	Absorção atômica	16,41
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	1,1
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,57
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	1755
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	493
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,698
Prata	mg/L		0,034
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,12
Zinco	mg/L	Absorção atômica	379
Alumínio	mg/L		48
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1650
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2791
Sólidos Totais			
M1			72,9141
M2			77,5866
M3			74,6925
Sólidos Totais	mg/L		46725
Sólidos Totais Fixos	mg/L		17784
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		28941
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0879
M2			0,0945
M3			0,0905
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		660
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		260
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		400
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		46065
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		17524
Sólidos Dis. T. Voláteis	mg/L		28541

Tabela D.9 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 33

LISÍMETRO R 33			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,67
DQO	mg/L	titulométrico	69150
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		34750
Condutividade	mS/cm		4,74
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		16794
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		3382,41
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	4,4
NTK	mg/L		2390
Amônia	mg/L		2070
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		320
Nitrato	mg/L		305
Nitrito	mg/L		2,4
Ferro	mg/L	Absorção atômica	1130
Manganês	mg/L	Absorção atômica	15,91
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	1,7
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,09
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	1445
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	339
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,813
Prata	mg/L		0,134
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,08
Zinco	mg/L	Absorção atômica	238
Alumínio	mg/L		4,2
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1647,5
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2823
Sólidos Totais			
M1			90,5659
M2			94,8463
M3			92,3358
Sólidos Totais	mg/L		42804
Sólidos Totais Fixos	mg/L		17699
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		25105
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0898
M2			0,1088
M3			0,0967
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		1900
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		690
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		1210
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		40904
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		17009
Sólidos Dis. T. Voláteis	mg/L		23895

Tabela D.10 Resultado da caracterização do lixiviado no lisímetro R 34

LISÍMETRO R 34			
Parâmetro	Unidade	Método	Resultados
pH		Potenciômetro	5,51
DQO	mg/L	titulométrico	66650
DBO 5 dias a 20°C	mg/L		27923,3
Condutividade	mS/cm		1635
Alcalinidade bicarbonatos	mg/L		14933
Alcalinidade Carbonato	mg/L		0,00
Alcalinidade Hidróxido	mg/L		0,00
Cloretos	mg/L		2653,5
Fósforo	mg/L	espectrofotometria	9,4
NTK	mg/L		2181,9
Amônia	mg/L		1780
N. Org. (NTK-Amônia)	mg/L		401,9
Nitrato	mg/L		246
Nitrito	mg/L		2,1
Ferro	mg/L	Absorção atômica	990
Manganês	mg/L	Absorção atômica	14,72
Chumbo	mg/L	Absorção atômica	1,2
Cádmio	mg/L	Absorção atômica	0,25
Cálcio	mg/L	Absorção atômica	1613
Magnésio	mg/L	Absorção atômica	402
Níquel	mg/L	Absorção atômica	0,545
Prata	mg/L		0,039
Cobre	mg/L	Absorção atômica	0,11
Zinco	mg/L	Absorção atômica	364,1
Alumínio	mg/L		6,2
Sódio	mg/L	Fotômetro de chama	1485
Potássio	mg/L	Fotômetro de chama	2462
Sólidos Totais			
M1			82,5654
M2			86,4824
M3			84,0204
Sólidos Totais	mg/L		39170
Sólidos Totais Fixos	mg/L		14550
Sólidos Totais Voláteis	mg/L		24620
Sólidos Suspensos Totais			
M1			0,0888
M2			0,107
M3			0,0959
Sólidos Suspensos Totais	mg/L		1820
Sólidos Susp. Totais Fixos	mg/L		710
Sólidos Susp. T. Voláteis	mg/L		1110
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L		37350
Sólidos Dis. Totais Fixos	mg/L		13840
Sólidos Dis. T.Voláteis	mg/L		23510

# Livros Grátis

( <http://www.livrosgratis.com.br> )

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)  
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)  
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)  
[Baixar livros de Matemática](#)  
[Baixar livros de Medicina](#)  
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)  
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)  
[Baixar livros de Meteorologia](#)  
[Baixar Monografias e TCC](#)  
[Baixar livros Multidisciplinar](#)  
[Baixar livros de Música](#)  
[Baixar livros de Psicologia](#)  
[Baixar livros de Química](#)  
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)  
[Baixar livros de Serviço Social](#)  
[Baixar livros de Sociologia](#)  
[Baixar livros de Teologia](#)  
[Baixar livros de Trabalho](#)  
[Baixar livros de Turismo](#)