



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**  
**Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo**

**GUSTAVO HENRIQUE TONELLI DUTRA DE ALMEIDA**

**MONITORAMENTO DO BIOGÁS PRODUZIDO PELA  
BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS CONFINADOS EM LISÍMETROS**

**CAMPINAS**  
**2016**

**GUSTAVO HENRIQUE TONELLI DUTRA DE ALMEIDA**

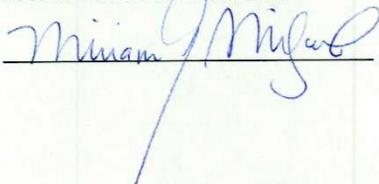
**MONITORAMENTO DO BIOGÁS PRODUZIDO PELA  
BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS CONFINADOS EM LISÍMETROS**

Dissertação de Mestrado apresentada a  
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura  
e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do  
título de Mestre em Engenharia Civil, na  
área de Saneamento e Ambiente.

**Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. MIRIAM GONÇALVES MIGUEL**

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA  
DISSERTAÇÃO OU TESE DEFENDIDA PELO ALUNO  
GUSTAVO HENRIQUE TONELLI DUTRA DE ALMEIDA E  
ORIENTADO PELA PROFA. DRA. MIRIAM GONÇALVES  
MIGUEL

ASSINATURA DA ORIENTADORA

A handwritten signature in blue ink, reading "Miriam Gonçalves Miguel", is written over a horizontal line. The signature is fluid and cursive.

**CAMPINAS  
2016**

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura  
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

AL64m Almeida, Gustavo Henrique Tonelli Dutra de, 1986-  
Monitoramento do biogás produzido pela biodegradação de resíduos sólidos urbanos confinados em lisímetros / Gustavo Henrique Tonelli Dutra de Almeida. – Campinas, SP : [s.n.], 2016.

Orientador: Miriam Gonçalves Miguel.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Aterro sanitário. 2. Biogás. 3. Lisímetro. 4. Biodegradação. 5. Resíduos sólidos. I. Miguel, Miriam Gonçalves, 1970-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Monitoring of biogas produced by the biodegradation of urban solid waste confined in lysimeters

**Palavras-chave em inglês:**

Landfill

Biogas

Lysimeters

Biodegradation

Solid waste

**Área de concentração:** Saneamento e Ambiente

**Titulação:** Mestre em Engenharia Civil

**Banca examinadora:**

Miriam Gonçalves Miguel [Orientador]

Ana Paula Bortoleto

Gustavo Mockaitis

**Data de defesa:** 16-12-2016

**Programa de Pós-Graduação:** Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E  
URBANISMO**

**MONITORAMENTO DO BIOGÁS PRODUZIDO PELA  
BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
URBANOS CONFINADOS EM LISÍMETROS**

**Gustavo Henrique Tonelli Dutra de Almeida**

**Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:**

**Profa. Dra. Miriam Gonçalves Miguel  
Presidente e Orientador (a) /UNICAMP**

**Profa. Dra. Ana Paula Bortoleto  
UNICAMP**

**Prof. Dr. Gustavo Mockaitis  
UNICAMP**

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no processo de vida acadêmica do aluno.

Campinas, 16 de dezembro de 2016

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meus pais, Aluízio e Ângela, por todo apoio e confiança. Sem isso seria impossível chegar até aqui.

À Manuela, por todo companheirismo e compreensão, sempre presente, mesmo que à distância, nos momentos difíceis de dúvidas e aflição.

À Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Miriam Gonçalves Miguel, pela oportunidade da realização do mestrado.

À Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Eglé Novaes Teixeira, coordenadora do projeto de pesquisa, pelo apoio.

Ao grupo de pesquisa, composto por Rafael Lourenço Thomaz Favery, Mariana Politti Manzatto e Renata Lima Moretto, pela lealde e espírito de grupo durante a pesquisa.

À colega Bárbara César Martins pela ajuda fundamental no processo de preenchimento dos lisímetros.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento (LABSAN), Fernando Pena Candello, Daniel Augusto Camargo Bueno e Thiago de Alencar Neves, pelo apoio prestado durante a pesquisa.

Aos funcionários da secretaria da pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil - Unicamp.

A Prefeitura Municipal de Campinas e ao Consórcio Renova Ambiental pela contribuição fundamental ao trabalho.

À capes por ter proporcionado o apoio financeiro por meio de bolsa de pesquisa.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro ao projeto de pesquisa (processo nº 2013/19778-1).

## RESUMO

**PALAVRAS-CHAVES:** Aterro Sanitário, Biodegradação Anaeróbia, Biogás, Lisímetros, Resíduos Sólidos Urbanos, Inibição da Biodegradação

A gestão adequada dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um desafio complexo que deve receber maior importância pelos gestores e sociedade. Apesar dos diversos impactos ambientais atrelados, os aterros sanitários são ainda indispensáveis nos planos de gestão integrada de resíduos sólidos. Células experimentais em escala piloto e os aterros simulados em lisímetros têm contribuído para a análise do comportamento do RSU, possibilitando, para as situações específicas, a avaliação de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos durante a evolução do processo de biodegradação. Principal produto da biodegradação anaeróbia, a predominante nos aterros sanitários, o biogás é cada vez mais um relevante objeto de estudo, devido sua importância ambiental, energética e, conseqüentemente, financeira. Porém diversas substâncias dispostas nos aterros, podem ser tóxicas e inibir a atividade dos microrganismos e, conseqüentemente, a produção de biogás, como por exemplo, o cloreto de sódio (NaCl). Esse estudo visa analisar, qualificando, a concentração do biogás produzido pela biodegradação do RSU em seis lisímetros, sendo três submetidos a recirculação de solução de NaCl. Os lisímetros têm forma prismática, com área de seção transversal média de 2 m<sup>2</sup> e possuem, em média, 2,25 Mg de RSU por lisímetro. Durante o período de estudos (13 meses), foram realizadas aplicações semanais e quinzenais de solução de cloreto de sódio com concentrações de 83 g/L e 200 g/L. A composição química do biogás foi obtida semanalmente por meio de medidor portátil e de análise cromatográfica. Os dados de um dos lisímetros foram descartados, devido a problemas operacionais. A concentração do biogás nos lisímetros sem a aplicação da solução de NaCl alcançaram concentrações da ordem de 60% de CH<sub>4</sub> e da ordem de 40% de CO<sub>2</sub>. As concentrações de metano nos lisímetros submetidos a recirculação salina permaneceram próximas a zero até o 300º dia de operação, a partir daí houve um crescente aumento na concentração de metano atingindo valores entre 30 e 40%. Esses resultados indicaram que houve um retardamento no processo de biodegradação dos RSU. Além disso, verificaram influências da compactação e composição gravimétrica do RSU e da precipitação na liberação e na composição do biogás.

## ABSTRACT

**KEY-WORDS:** Landfill, Anaerobic Biodegradation, Biogas, Lysimeter, Municipal Solid Waste, Inhibition of Biodegradation.

The proper management of municipal solid waste (MSW) is a complex challenge that should receive greater importance by the managers and society. In spite of several environmental impacts related, landfills are still indispensable in the integrated solid waste management chain. Experimental cells in pilot scale and simulated landfills in lysimeters have contributed to the analysis of MSW behavior, allowing for specific situations, the evaluation of physical, chemical and microbiological parameters during the biodegradation process. Regarded as the main product of anaerobic biodegradation, which is predominant in landfills, the biogas is increasingly an important object of study due to its environmental, energy and consequently financial importance. However several substances disposed in landfills may be toxic coming to inhibit the activity of microorganisms and hence the biogas production, for example, the presence of high concentrations of sodium chloride (NaCl). This study aims to analyze, qualifying the concentration of biogas originated from the biodegradation of MSW disposed in six lysimeters, being three subjected to NaCl solution recirculation. The lysimeters have a prismatic shape with an average cross-sectional area of 2m<sup>2</sup> and about 2.25 Mg of MSW confined in each one. During the monitoring period (13 months), weekly and biweekly applications of sodium chloride solution with concentrations of 83g/L and 200g/L were performed. The biogas chemical composition was obtained on a weekly basis using a portable meter and by chromatographic analysis. The data obtained from one of the lysimeters were discarded due to operational problems. The biogas concentration obtained from the lysimeters operated without the application of NaCl solution reached values approximately 60% of CH<sub>4</sub> and 40% of CO<sub>2</sub>. The methane concentrations from the lysimeters submitted to a saline recirculation remained close to zero until the 300<sup>th</sup> day of the monitoring period, thereafter there was an increase in methane concentrations reaching values between 30 and 40%. These results indicated that there was a delay in the MSW biodegradation process. In addition, influences were verified due to the compression, gravimetric composition of MSW and precipitation over the release and biogas composition.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1 Contribuição global de RSU, por regiões econômicas .....	21
Figura 3-2 Evolução da geração anual per capita de RSU .....	22
Figura 3-3 Evolução da geração anual per capita de RSU em Campinas-SP .....	22
Figura 3-4 Relação PIB x RSU para cidade de Campinas .....	23
Figura 3-5 Geração de RSU diária per capita .....	23
Figura 3-6 Comparação da composição gravimétrica .....	25
Figura 3-7 Disposição anual médio de RSU mundialmente .....	27
Figura 3-8 Disposição final de RSU no Brasil.....	28
Figura 3-9 Formas de tratamento dos RSU na Europa de 1995-2014 .....	30
Figura 3-10 Principais componentes de um aterro sanitário .....	31
Figura 3-11 Esquema conceitual de biocobertura.....	36
Figura 3-12 Projeto Conceito de Camada de Capilaridade .....	37
Figura 3-13 Fases da biodegradação em aterros sanitários e geração do biogás de aterro sanitário .....	40
Figura 3-14 Efeito do Sal Na Digestão Anaeróbia.....	56
Figura 4-1 Tanques existentes .....	61
Figura 4-2 Localização da área de estudo .....	61
Figura 4-3 Planta baixa dos lisímetros projetados.....	62
Figura 4-4 Corte esquemático dos lisímetros.....	63
Figura 4-5 Sistema de recirculação de solução salina .....	65
Figura 4-6 Locação das placas de recalque.....	67
Figura 4-7 Execução do primeiro lance de cintamento da estrutura dos lisímetros ..	68
Figura 4-8 Construção dos lisímetros.....	68
Figura 4-9 Detalhe do piso dos lisímetros construídos.....	69
Figura 4-10 Sistema de amostragem de RSU.....	70
Figura 4-11 Locação dos furos.....	71
Figura 4-12 Planta Baixa dos Lisímetros construídos – “As Built”.....	73
Figura 4-13 Croqui da previsão dos lisímetros preenchidos .....	76
Figura 4-14 Composição do RSU para preenchimento dos lisímetros.....	78
Figura 4-15 Descarregamento do caminhão na área dos lisímetros .....	79
Figura 4-16 RSU disposto sobre a lona .....	79

Figura 4-17 Fluxograma do processo de preenchimento dos lisímetros .....	80
Figura 4-18 Execução do sistema de drenagem de gases .....	81
Figura 4-19 Baldes com RSU prontos para serem pesados e depositados .....	82
Figura 4-20 Irrigação com solução salina após compactação da camada .....	83
Figura 4-21 Sistema de irrigação para aplicação da solução salina.....	84
Figura 4-22 Sistema de bombeamento da solução salina.....	85
Figura 4-23 Monitoramento da Temperatura.....	87
Figura 4-24 Monitoramento do biogás com equipamento portátil.....	88
Figura 4-25 Datas do monitoramento do biogás com equipamento portátil .....	88
Figura 4-26 Coleta de amostra do biogás para análise espectrométrica .....	90
Figura 5-1 Gravimetria Média dos RSU .....	95
Figura 5-2 Comparação Gravimétrica .....	96
Figura 5-3 Corte dos Lisímetros 1 ao 3 preenchidos.....	97
Figura 5-4 Corte dos Lisímetros 4 ao 6 preenchidos.....	98
Figura 5-5 Distribuição granulométrica.....	101
Figura 5-6 Temperaturas x Dias de Operação dos Lisímetros .....	103
Figura 5-7 Dados Pluviométricos .....	104
Figura 5-8 Pluviometria acumulada.....	105
Figura 5-9 Furos expostos do tubo de drenagem do L4.....	108
Figura 5-10 Lisímetro 4: Biogás x Dados lixiviado.....	108
Figura 5-11 Lisímetro 5: Biogás x Dados lixiviado.....	109
Figura 5-12 Lisímetro 6: Biogás x Dados lixiviado.....	109
Figura 5-13 Lisímetro 1: Biogás x Dados lixiviado.....	112
Figura 5-14 Lisímetro 2: Biogás x Dados lixiviado.....	112
Figura 5-15 Lisímetro 3: Biogás x Dados lixiviado.....	113
Figura 5-16 Concentração CH <sub>4</sub> x Pluviometria - L1, L2, L3.....	115
Figura 5-17 Concentração CH <sub>4</sub> x Pluviometria - L4, L5, L6.....	116

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1 Composição do biogás de aterro, de digestores de lodo e de plantas instaladas com resíduo de fazendas .....	50
Tabela 3-2 Características do Biogás de Aterro .....	51
Tabela 3-3 Valores típicos de densidade e viscosidade a 0°C e pressão atmosférica .....	51
Tabela 3-4 Taxa de produção de metano por composto bioquímico.....	52
Tabela 3-5 Composição orgânica de resíduos residenciais (% de massa seca).....	52
Tabela 3-6 Parâmetros utilizados para avaliar a biodegradação dos RSU .....	53
Tabela 3-7 Efeitos por concentrações dos sais .....	56
Tabela 3-8 Efeito da Amônia no Processo Anaeróbio .....	57
Tabela 3-9 agentes inibidores e suas concentrações .....	57
Tabela 4-1 Sistemas constituintes dos lisímetros.....	63
Tabela 4-2 Declividades de todos os lisímetros .....	70
Tabela 4-3 Medidas da Locação dos Furos .....	72
Tabela 4-4 Dimensões dos Lisímetros Construídos.....	73
Tabela 4-5 Composição do RSU de Campinas.....	74
Tabela 4-6 Cronograma da Caracterização .....	75
Tabela 4-7 Categorias para caracterização gravimétrica .....	75
Tabela 4-8 Previsão das medidas das camadas para o preenchimento .....	77
Tabela 4-9 Datas da aplicação da solução salina .....	86
Tabela 4-10 Datas das análises no Instituto de Química - Unicamp .....	90
Tabela 5-1 Resultado das Caracterizações Gravimétricas .....	92
Tabela 5-2 Composição Gravimétrica Agrupada.....	94
Tabela 5-3 <i>As Built</i> dos Lisímetros Preenchidos .....	99
Tabela 5-4 Características físicas dos solos utilizados na camada de cobertura....	101
Tabela 5-5 Médias das Temperaturas do RSU nos Lisímetros .....	102
Tabela 5-6 Comparação das medições do biogás feito com equipamento portátil e por cromatografia .....	106

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AOV	Ácidos Orgânicos Voláteis
ASTDR	<i>Agency For Toxic Substances And Disease Registry</i>
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
C/L	Relação Celulose/Lignina
CH <sub>4</sub>	Gás Metano
CO <sub>2</sub>	Gás Carbônico
CT	Carbono Total
DBO	Demanda Bioquímica De Oxigênio
DNA	Ácido Desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química De Oxigênio
GCL	<i>Geosynthetic Clay Liner</i>
GEE	Gás do Efeito Estufa
GWP	<i>Global Warming Potential</i>
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de hidrogênio
IEA	<i>International Energy Agency</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
ISWA	<i>The International Solid Waste Association</i>
L1	Lisímetro 1
L2	Lisímetro 2
L3	Lisímetro 3
L4	Lisímetro 4
L5	Lisímetro 5
L6	Lisímetro 6
MCF	Fator de Correção de Carbono
MCOD	Quantidade De Carbono Orgânico Degradável
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
NaCl	Cloreto de Sódio
NBR	Norma Brasileira
NMOC	<i>Non-Methane Organic Compounds</i>

O <sub>2</sub>	Gás Oxigênio
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNRS	Política Nacional De Resíduos Sólidos
ppb	Partes por Bilhão
PVC	Policloreto de Vinila
RNA	Ácido Ribonucleico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TKN	Teor De Nitrogênio Kjehldal
UNFCCC	<i>United Nations Framework Convention on Climate Change</i>
US EPA	<i>The United States Environmental Protection Agency</i>
W&CC	<i>Waste and Climate Change</i>

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS.....	18
2.1	Objetivo principal .....	18
2.2	Objetivos específicos .....	18
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	19
3.1	Resíduos Sólidos Urbanos .....	19
3.2	Geração e composição dos resíduos sólidos urbanos .....	20
3.3	Disposição final dos RSU. ....	26
3.3.1	O aterro sanitário. ....	30
3.3.1.1	Camada de base ( <i>liner</i> ).....	31
3.3.1.2	Coleta do Lixiviado .....	32
3.3.1.3	Drenagem Pluvial Superficial.....	32
3.3.1.4	Drenagem e Coleta de Gás .....	33
3.3.1.5	Camada de Cobertura .....	33
3.3.1.6	Eficiência do sistema de coleta de gás.....	37
3.4	Biodegradação dos Resíduos Orgânicos no Aterro Sanitário.....	39
3.5	Biogás de aterro sanitário .....	43
3.5.1	Mecanismos de Formação dos Gases.....	43
3.5.2	Fatores que afetam a geração de gases .....	44
3.5.3	Características do biogás de aterro sanitário.....	48
3.5.4	Produção de Biogás e a relação com o substrato .....	51
3.6	Inibição da produção de biogás .....	54
3.7	Aterros Simulados .....	58
4	MATERIAIS E MÉTODOS .....	61
4.1	Projeto e concepção dos Lisímetros.....	61
4.1.1	Projeto dos Lisímetros .....	62
4.1.1.1	Sistema de Drenagem e Coleta de Lixiviado.....	63
4.1.1.2	Sistema de Drenagem e Coleta de Gases .....	64
4.1.1.3	Sistema de recirculação de solução salina.....	64
4.1.1.4	Camada de Cobertura .....	65
4.1.1.5	Sistema de Amostragem de RSU.....	65
4.1.1.6	Instrumentação.....	66

4.2	Construção dos Lisímetros .....	67
4.3	Caracterização e Preenchimento dos Lisímetros .....	74
4.3.1	Caracterização Gravimétrica do RSU .....	74
4.3.2	Preenchimento dos lisímetros.....	76
4.3.3	Caracterização do Solo Utilizado na Camada de Cobertura.....	84
4.4	Operação e Monitoramento dos Lisímetros .....	85
4.4.1	Aplicação da Solução Salina de Cloreto de Sódio.....	85
4.4.2	Monitoramento da Temperatura da Massa de RSU .....	87
4.4.3	Biogás.....	87
5	RESULTADOS.....	91
5.1	Caracterização Gravimétrica do RSU.....	91
5.2	Lisímetros preenchidos com RSU .....	96
5.3	Características do solo da camada de cobertura.....	100
5.4	Monitoramento das Temperaturas.....	102
5.5	Pluviometria .....	103
5.6	Monitoramento do Biogás .....	105
5.6.1	Variação da Concentração do Biogás .....	105
6	CONCLUSÕES.....	118
7	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	119
8	REFERÊNCIAS .....	120
	APÊNDICES.....	132
	APÊNDICE A : Planilha controle do preenchimento dos lisímetros.....	133
	APÊNDICE B – Planilha de Monitoramento do Biogás para os lisímetros L1,L2 e L3.....	139
	APÊNDICE C – Planilha de Monitoramento do Biogás para os lisímetros L4,L5 e L6.....	144

## 1 INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta sérios problemas associados aos resíduos sólidos urbanos (RSU). Sua geração tem crescido ano após ano, muito em função da urbanização crescente, aumento da renda e do consumo e mudanças de hábitos. Os problemas vão desde a aplicação das políticas, na qual se deveria focar a prevenção da geração de resíduos, até a disposição final adequada. Os RSU causam impactos ambientais durante todo o seu ciclo de vida, desde a extração de matéria-prima, produção, consumo, reciclagem e disposição.

O objetivo primordial da gestão de RSU é proteger a saúde humana e o meio ambiente. Segundo a ABRELPE (2016) a destinação em aterros sanitários, no Brasil, tem aumentado, porém isso é função da crescente geração de resíduos pelas grandes cidades do que pelo banimento da disposição de forma inadequada, uma vez que o montante disposto em lixões e aterros controlados – forma inadequada – também cresce.

Mesmo considerado como forma ambientalmente adequada e segura sanitariamente à saúde da população, os aterros sanitários causam grandes impactos ambientais e sociais como: imobilização de grandes áreas, risco de contaminação das águas subterrâneas, contaminação do solo, emissão de gases do efeito estufa pela degradação anaeróbia dos resíduos, pela operação do aterro e pelo longo transporte dos resíduos dos polos geradores até os aterros sanitários.

A disposição em aterros sanitários propicia a geração de biogás que é composto por vários gases, principalmente CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, os quais são gases contribuintes para o efeito estufa. O Potencial de Aquecimento Global (GWP) do Metano é de 25 (baseado no dióxido de carbono) para um horizonte de 100 anos e de 72 para o horizonte de 20 anos (W&CC, 2010). Segundo estimativas apresentadas pelo MCT (2010), no Brasil, as emissões de CH<sub>4</sub> do Setor de Tratamento de Resíduos nos anos de 2000 e 2005 foram de 1,060 e 1,104 milhões de Mg, respectivamente, apresentando um crescimento de aproximadamente 4% na emissão deste gás no setor. As atividades relacionadas ao gerenciamento dos resíduos sólidos contribuem com 14% do metano total emitido por atividades antropogênicas (IEA, 2008).

O potencial de geração de biogás em aterros sanitários pode chegar a 240 m<sup>3</sup>/Mg de resíduo, tendo em sua composição diversos gases (O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, etc), que variam ao longo das fases de decomposição dos resíduos e sofrem a

influência de fatores intervenientes no processo de degradação, como composição dos resíduos, clima, formas de operação e outros (MACIEL, 2003).

O biogás é biogênico em origem e, portanto, ao utilizá-lo como combustível para produção de energia, em substituição aos combustíveis fósseis, pode reduzir as emissões de gases do efeito estufa (W&CC, 2010). O manejo adequado do biogás gerado em aterros sanitários pode propiciar retornos ambientais e financeiros. Através da geração de energia (elétrica ou não), assim o manejo adequado permite a redução de fugas dos gases do efeito estufa (GEE) e a melhoria do índice de conversão do metano, importante para o cálculo das emissões de créditos de carbono dentro do mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL). Mesmo com grande potencial, o Brasil tem 46 projetos registrados no MDL (UNFCCC, 2016), porém a maioria conta apenas com a queima controlada do biogás com poucas unidades gerando energia elétrica.

Visto a importância dos aterros sanitários na gestão de RSU no Brasil, e a importância do gerenciamento adequado do biogás, a determinação experimental dos parâmetros de biodegradação sob condições locais, especialmente as climáticas, se faz necessária, podendo minimizar as incertezas existentes na estimativa do potencial de geração de biogás, tendo vista a possibilidade de aproveitamento energético de aterros sanitários no país.

Desta forma, nesta pesquisa, foi monitorada a composição do biogás produzido pelo RSU, proveniente da cidade de Campinas-SP, confinado em 6 lisímetros em escala piloto, devidamente projetados e instrumentados, durante 15 meses nesse estudo. Em metade dos lisímetros, o RSU sofreu processo de recirculação de solução de cloreto de sódio (NaCl), na tentativa de inibir ou retardar as fases de biodegradação, especialmente a fase de produção de metano.

Para entender os efeitos tóxicos dos sais, por exemplo o NaCl, sobre o processo de biodegradação anaeróbia do RSU, a recirculação salina tem importância, principalmente, no uso de aterros sanitários biorreatores, aqueles que ocorrem recirculação de líquidos, principalmente o próprio lixiviado produzido no aterro sanitário. A recirculação nos aterros biorreatores, pode propiciar a aceleração do processo de biodegradação do RSU, otimizando a operação e monitoramento dos aterros. Em regiões áridas e semiáridas, bem como em regiões litorâneas, o uso de água com alto teor de sais (salobra) ou até salina, pode ser uma alternativa para a operação dos aterros biorreatores nessas regiões onde a disponibilidade hídrica pode ser escassa.

Os monitoramentos periódicos da composição do biogás permitiram relacioná-la com o processo de biodegradação dos lisímetros com e sem recirculação de solução de NaCl.

O uso de lisímetros, dispositivo para medições experimentais com controles de variáveis, com RSU confinados, em pesquisas experimentais, têm sido empregados pela importância na obtenção de dados sobre os processos de biodegradação RSU em ambiente mais controlado que os aterros sanitários, porém deve-se levar em consideração a escala do projeto para que as análises dos resultados sejam adequadas.

Visto isso, este estudo busca monitorou a composição do biogás, decorrente do processo de biodegradação anaeróbia do RSU confinado em lisímetros. Foi avaliado também, o efeito do cloreto de sódio sobre a composição do biogás.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo principal**

O objetivo principal desse estudo é monitoramento da composição do biogás de RSU produzido na cidade de Campinas-SP e confinado em lisímetros, sob duas condições: com e sem a aplicação de solução de cloreto de sódio (NaCl).

### **2.2 Objetivos específicos**

São objetivos específicos desse estudo:

- Determinar a composição volumétrica dos principais componentes do biogás produzido pelo RSU também submetido nas duas condições;
- Analisar a composição do biogás em função da fase de biodegradação do resíduo sólido urbano;
- Analisar a influência da aplicação da solução salina na composição do biogás.
- Avaliar o efeito do peso específico do RSU na composição do biogás.
- Avaliar a influência da pluviosidade e da camada de cobertura na composição do biogás;

### **3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1 Resíduos Sólidos Urbanos**

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) na NBR 10.004/2004 (ABNT, 2004) define os Resíduos Sólidos como “resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição”. Ainda se incluem nesta definição os lodos gerados nos sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos de controle de poluição, assim também, líquidos que sejam inviáveis o seu lançamento na rede pública de esgoto.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos estabelecida pela Lei Federal nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010a) e regulamentada pelo Decreto 7.004/2010 (BRASIL, 2010c), segundo o Art.3º, Inciso XVI, define resíduos sólidos como qualquer material, substância, objeto ou bem descartado oriundo de atividades humanas em sociedade a cuja destinação final se procede, se propõe a proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido e semissólido. Estão inclusos nessa definição os gases contidos em recipientes e os líquidos cujas particularidades tornem inviável ou que seja inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010a), diferencia resíduos de rejeitos. Os rejeitos são considerados a sobra dos Resíduos Sólidos, após o processamento e todo o aproveitamento possível, como a reciclagem, reuso e o aproveitamento energético, por meio dos processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis. Sendo assim, estes rejeitos não apresentam outra possibilidade se não a disposição ambientalmente adequada.

Porém, segundo Del Bel (2012), o termo “rejeito” pode trazer algumas inconveniências e dúvidas jurídicas. Essa terminologia foi adotada no anteprojeto de lei para a Política Nacional de Resíduos Sólidos, apresentado pelo Ministério do Meio Ambiente, com o objetivo de dar maior força, inclusive legal, à diretriz de prioridades na gestão e no gerenciamento de resíduos sólidos: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos

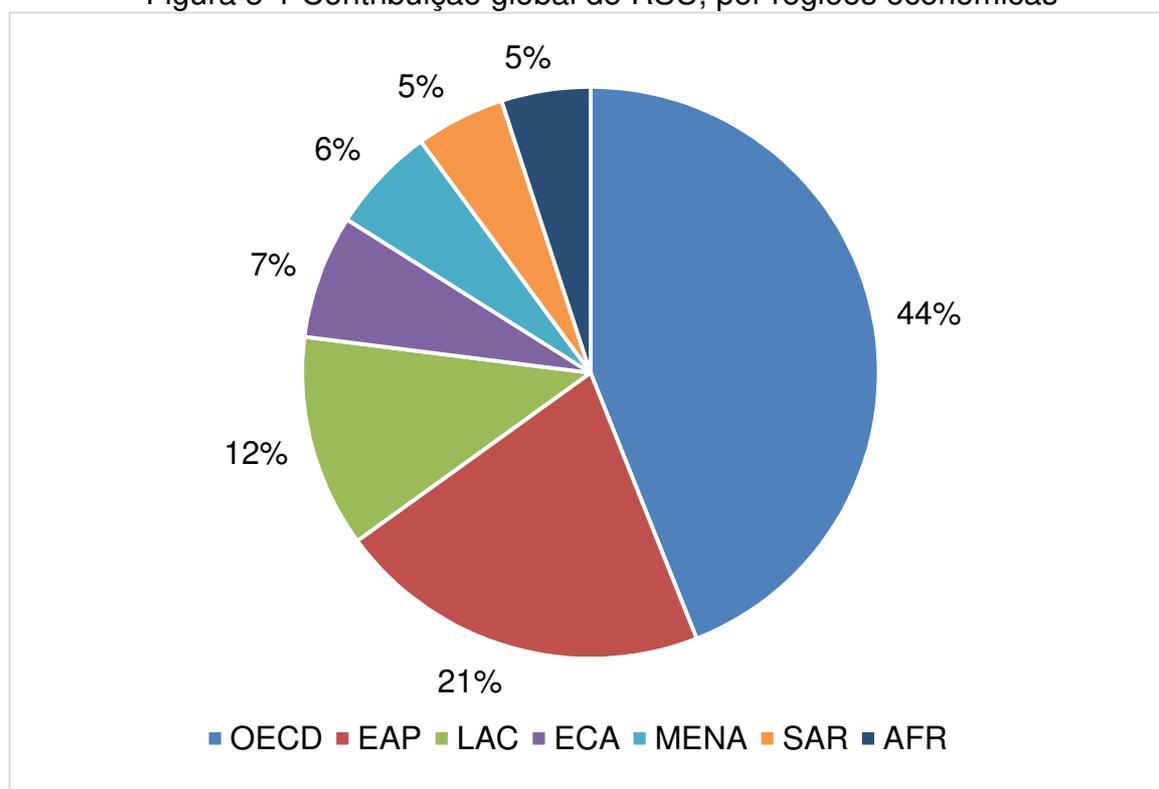
De acordo com Lei Federal 12.305/2010 (Brasil, 2010a), o poder público, a iniciativa privada e as pessoas físicas são responsáveis pelo gerenciamento, em diferentes níveis, dos resíduos sólidos. Cabe ao poder público, na seção dos serviços

públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, a organização e prestação direta ou indireta, terceirização, desses serviços. O gerador domiciliar tem a responsabilidade apenas de disponibilizar adequadamente seus resíduos para a coleta.

### **3.2 Geração e composição dos resíduos sólidos urbanos**

A geração de resíduos está diretamente relacionada com a taxa de urbanização, poder econômico, grau de industrialização, hábitos culturais, clima, dentre outros fatores (IPCC, 2006; HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012; CASTILHOS JUNIOR,2003). Com a maior urbanização há um aumento do consumo de bens e serviços, no qual corresponde ao aumento da taxa de geração de resíduos. Estima-se que mais 1,3 bilhões de Mg de RSU são gerados mundialmente todo ano, ou seja, uma média de 1,2 kg/habitante/dia (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012). Na Figura 3-1, está ilustrada a contribuição da geração de resíduos por regiões, onde os países da OCDE (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico) contribuem com quase metade da geração mundial. O Leste Asiático e a África são as regiões que menos contribuem com a geração global de resíduos.

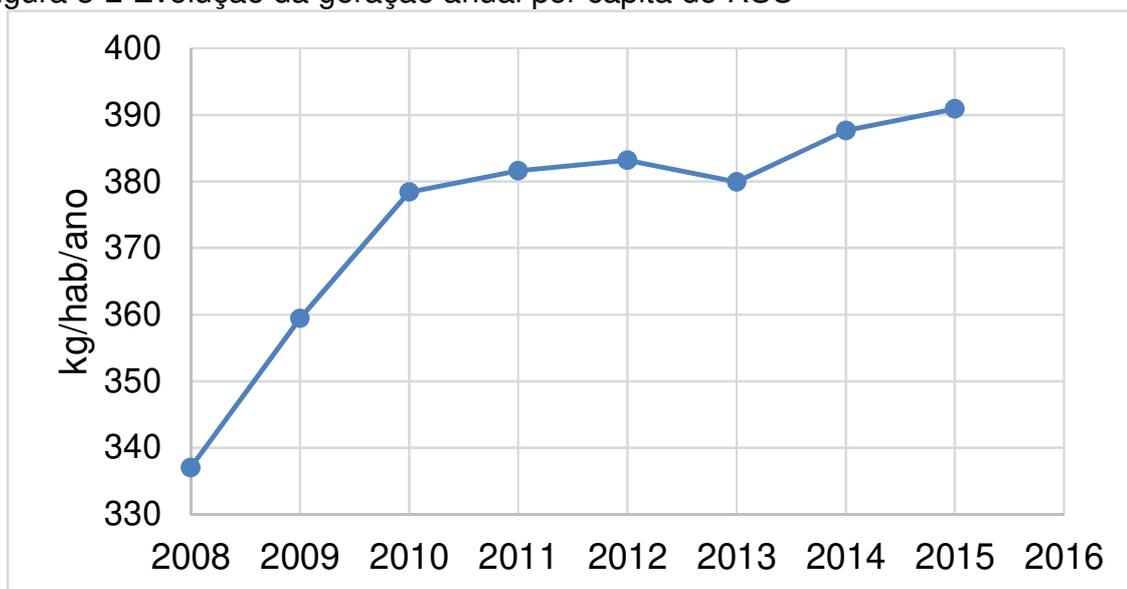
Figura 3-1 Contribuição global de RSU, por regiões econômicas



OECD: Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico; EAP: Leste da Ásia e Pacífico; LAC: América Latina e Caribe; ECA: Europa e Ásia Central; MENA: Oriente Médio e Norte da África; SAR: Sul da Ásia; AFR: África  
Fonte: Adaptado de Hoornweg e Bhada-Tata, 2012

No Brasil, segundo panorama apresentado pela ABRELPE (2016), em 2015 foram geradas cerca de 79,9 milhões de Mg de resíduos sólidos urbanos, no qual representa um aumento de 1,7% em relação ano anterior. Isso representa uma geração diária de 218.874 Mg à uma taxa de 1,071 kg/hab/dia de RSU. Essa tendência de crescimento na geração de resíduos tem sido um constante nos últimos anos. A razão para isso é o aumento do poder aquisitivo, especialmente, das classes mais baixas. Essa tendência é apresentada na Figura 3-2.

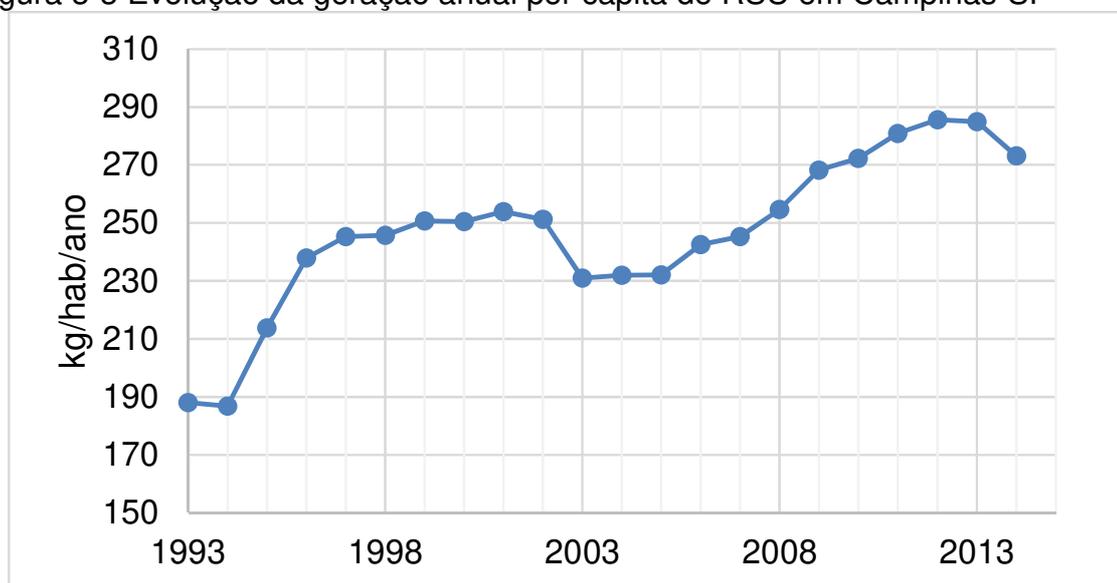
Figura 3-2 Evolução da geração anual per capita de RSU



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2008-2015)

Na Figura 3-3, é apresentada a evolução da quantidade de resíduos gerados anualmente por pessoa para a cidade de Campinas-SP. De 1993 a 2009 a geração diária per capita aumentou cerca de 44% passando de 0,52 kg/hab/dia para 0,75 kg/hab/dia (CAMPINAS, 2012).

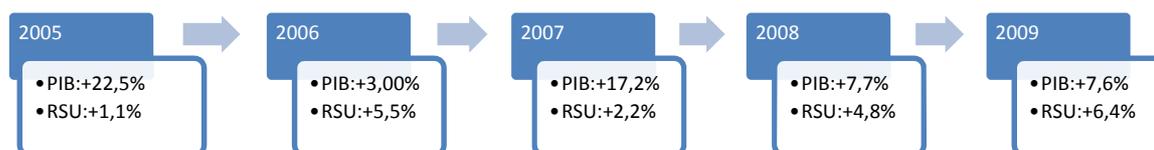
Figura 3-3 Evolução da geração anual per capita de RSU em Campinas-SP



Fonte: Adaptado de Campinas (2012), RENOVA

O aumento contínuo na geração de resíduos para a cidade de Campinas pode ser relacionado ao aumento do PIB (Produto Interno Bruto) como apresentado na Figura 3-4.

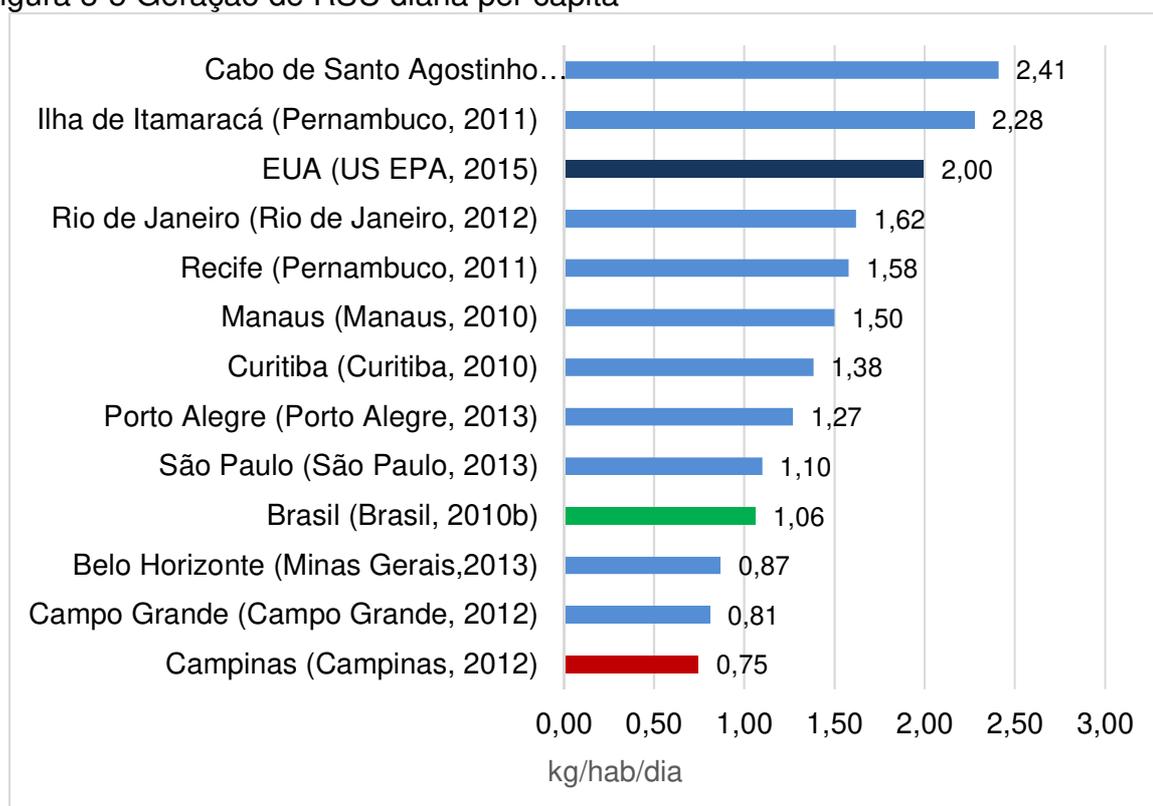
Figura 3-4 Relação PIB x RSU para cidade de Campinas



Adaptado de Campinas, 2012

A fim de mostrar como a geração per capita varia entre as cidades e regiões do Brasil, na Figura 3-5 é apresentada a geração per capita de algumas cidades brasileiras, além da comparação com a média nacional e a geração nos Estados Unidos, considerado um dos maiores geradores mundial (CAMPO GRANDE,2012; PERNAMBUCO,2011; MANAUS,2010; PORTO ALEGRE,2013; CURITIBA,2010; MINAS GERAIS,2013; RIO DE JANEIRO,2012; CAMPINAS,2012; SÃO PAULO,2013; BRASIL, 2010b; US EPA,2015).

Figura 3-5 Geração de RSU diária per capita



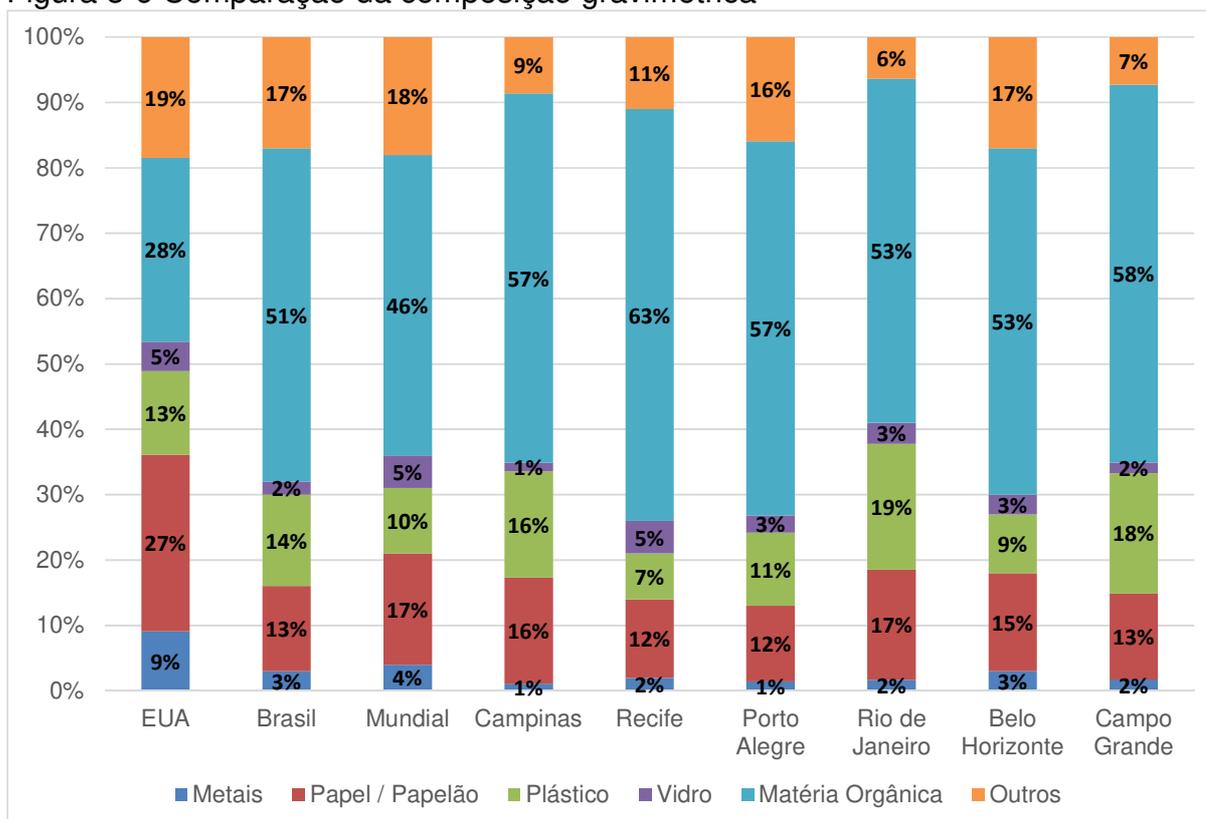
A cidade do Rio de Janeiro destaca-se como a maior taxa entre as grandes capitais. Por ser uma cidade turística, conta com o uma população flutuante alta. A população flutuante é um importante fator a se considerar. A região central da cidade do Rio de Janeiro apresenta um valor atípico de 3,52 kg/hab/dia contra uma média

municipal de 1,62 kg/hab/dia, isso se dá devido à baixa população residente e alta população flutuante, oriunda de outras regiões da cidade e de outros municípios (RIO DE JANEIRO, 2011). No entanto, o que mais chama atenção na Figura 3-5, é a taxa de geração das cidades pernambucanas Ilha de Itamaracá e Cabo de Santo Agostinho, que chegam a ter uma geração maior que a média americana. Uma das razões que pode justificar essa taxa elevada, além da população flutuante, por se tratar de cidades litorâneas com alto potencial turístico, é a composição do resíduo. Ambas as cidades, têm alto teor de matéria orgânica na composição do resíduo, cerca de 62%, e essa fração é a que apresenta maior densidade, como cascas de coco, por exemplo (PERNAMBUCO, 2011).

Muito se relaciona a quantidade de resíduos gerado com o nível econômico da população. Porém, como visto na Figura 3-5, essa relação não deve ser feita diretamente excluindo as características locais. Por exemplo, a renda domiciliar per capita para a cidade de São Paulo é de R\$1416,13 enquanto a cidade de Ilha de Itamaracá tem renda de apenas R\$386,44, cerca de 3,66 vezes menor que a capital paulista. Entretanto a geração de resíduos per capita da cidade pernambucana chega a ser até 2,06 vezes maior (BRASIL,2016). Visto isso, Khan *et al.* (2016) analisaram a geração de resíduos baseada em aspectos sociais (educação, ocupação, renda, número de membros na família) da cidade de Dhanbad na Índia, e concluíram que a geração média foi de 0,41 kg/hab/dia, cujo a geração máxima foi encontrada na classe média baixa com valor médio de 0,46 kg/hab/dia. Esse comportamento foi atribuído a maior geração de cinzas, uma vez que membros dessa classe social utilizam carvão e outros combustíveis sólidos para usos doméstico. A caracterização gravimétrica indicou que não havia muita diferença na composição dos resíduos entre as diferentes classes sociais exceto na quantidade de cinzas (classes mais baixas) e plásticos (classes mais altas).

Percebendo a importância da composição gravimétrica na composição e geração dos resíduos, na Figura 3-6 é mostrada a comparação gravimétrica dos resíduos de algumas cidades brasileiras, a média nacional e mundial e a média do Estados Unidos.

Figura 3-6 Comparação da composição gravimétrica



Fontes: Adaptado de IBGE (2010b); US EPA (2015); Hoornweg e Bhada-Tata (2012); Pernambuco (2011); Porto Alegre (2013), Rio de Janeiro (2012), Minas Gerais (2013), Campo Grande (2012)

A composição do resíduo é um dos principais fatores que influenciam as emissões de gases, uma vez que, diferentes tipos de resíduos contêm diferentes quantidades de carbono orgânico degradável (IPCC,2006). Enquanto, em países mais industrializados, o teor de matéria orgânica é em torno de 24 a 35%; nos países em desenvolvimento esse teor pode chegar a 67,5% (Ilhas do Pacífico). A média mundial é de 46% (IPCC,2006; HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012).

No Brasil, segundo o IBGE (BRASIL, 2010b), a média de matéria orgânica é de 51%, podendo chegar a 63%, como em Recife-PE, por exemplo, enquanto nos EUA a média é de apenas 28% (US EPA,2015). A cidade de Campinas-SP tem um comportamento semelhante à média brasileira. Campinas (2012) relatou uma média da parcela de orgânicos de 57% e 16% de plásticos, enquanto a média nacional foi de 51% e 14%, para a matéria orgânica e plástico, respectivamente (BRASIL,2010b). Em outro estudo realizado na cidade de Campinas-SP, Miguel *et al.* (2016) obtiveram 52,7% de orgânicos e 13% de plástico, valores semelhantes aos anteriores para a cidade de Campinas-SP.

### 3.3 Disposição final dos RSU.

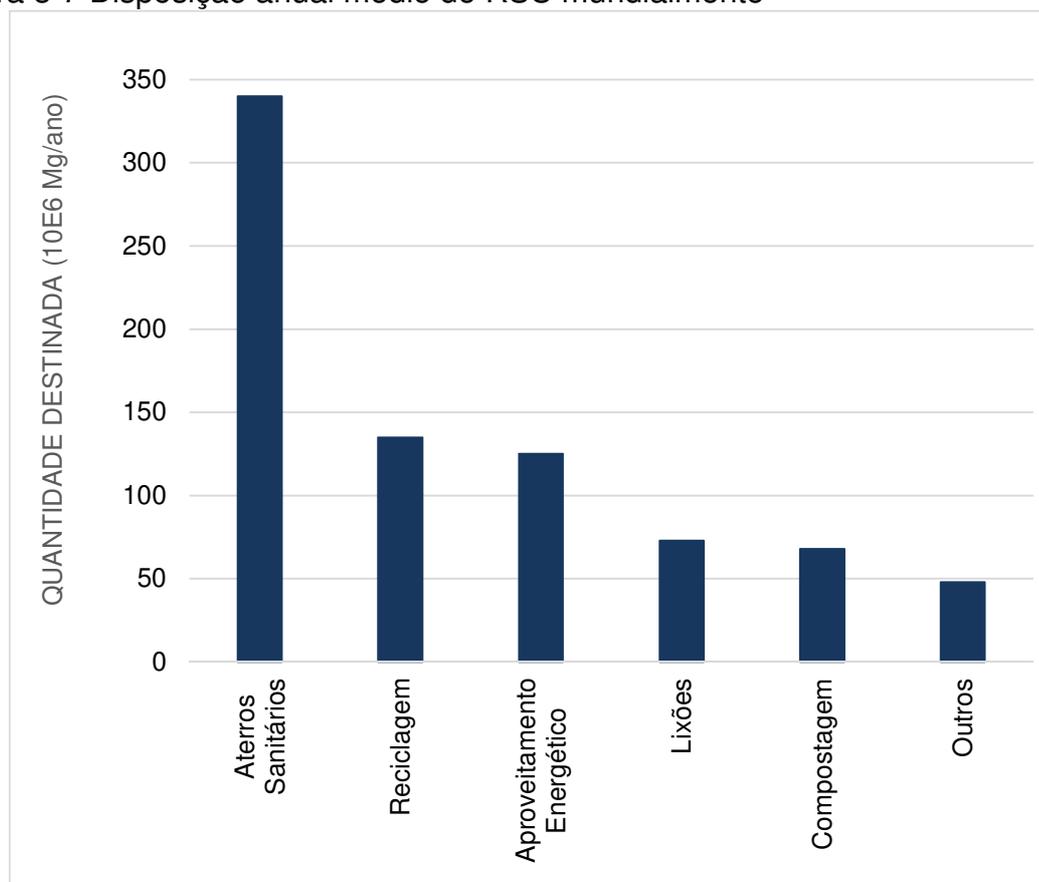
A disposição em solo dos resíduos sólidos tem sido realizada em forma de aterro sanitário, aterro controlado e lixões. Os lixões seriam depósitos de resíduos sólidos a céu aberto, com deposição desordenada sem compactação ou cobertura, diária e final, o que propicia a contaminação do solo, ar e água, como também a proliferação de vetores de doenças. Já os aterros controlados têm como único controle a cobertura dos resíduos com uma camada de solo ao fim da jornada diária de trabalho, cujo objetivo é a reduzir a proliferação de vetores de doenças (CASTILHOS JUNIOR, 2003).

O aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos é a técnica de disposição de resíduos no solo, segundo estudos e práticas de engenharia, que visa à minimização dos impactos ambientais, confinando os resíduos sólidos à menor área e volume possível e permissível, através da compactação, cobrindo-se com uma camada de terra na conclusão de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (BRASIL, 2006).

Várias estratégias para a minimização da geração de resíduos, como a reciclagem e a reutilização têm sido introduzidas recentemente, porém, uma grande quantidade de resíduos continua sendo disposta no ambiente, e a principal forma segura de disposição continua sendo os aterros sanitários (MACHADO *et al.*, 2009).

As características construtivas dos aterros sanitários permitem minimizar os efeitos da poluição oriunda, principalmente, da geração do biogás de aterro e do lixiviado, líquido decorrente da biodegradação da matéria orgânica, presente no RSU, e da infiltração de águas pluviais. Porém, os aterros não eliminam os problemas da disposição dos resíduos (GOMES, 2009). Sendo assim, os aterros sanitários são a forma de disposição de melhor custo benefício, o que explica sua prevalência conforme pode ser verificado na Figura 3-7.

Figura 3-7 Disposição anual médio de RSU mundialmente



Fonte: Adaptado de Hoornweg e Bhada-Tata, 2012

O baixo custo se contrapõe ao alto impacto ambiental. Disposição de resíduos em aterros põe em risco a qualidade das águas subterrâneas, os corpos hídricos e o solo devido a poluentes presentes no lixiviado (REGADÍO *et al.*, 2015, ZHAN *et al.*, 2014; BELLEZONI *et al.*, 2014), além da poluição do ar, contribuindo para elevação da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera (POWELL *et al.*, 2016). Os aterros requerem grandes áreas, que ficam imobilizadas por muitos anos durante a operação do aterro e, especialmente, após sua vida útil, durante a qual deve ser monitorado continuamente, o que pode levar muito tempo e investimento (BEAVEN *et al.*, 2014; BAGCHI e BHATTACHARYA, 2015)

Usualmente, 90% do carbono degradado em aterros sanitários são convertidos em biogás, composto essencialmente por metano e gás carbônico, enquanto apenas 10% permanecem na carga orgânica dissolvida no lixiviado. O metano é um gás que muito potencializa o efeito estufa. Em um período de 100 anos, o potencial de aquecimento global do metano é de 25 por ter maior coeficiente molar de absorção de radiação infravermelha e maior tempo de residência na atmosfera (HUBER-HUMER, KJELDSSEN e SPOKAS, 2011) A concentração de metano na atmosfera tem

aumentado de 715 para 1732 ppb (partes por bilhão), desde a era pré-industrial aos anos 1990, e chegando a 1774 ppb em 2005. Essa elevação é em maior parte devido a ação antropogênica (SOLOMON *et al.*, 2007).

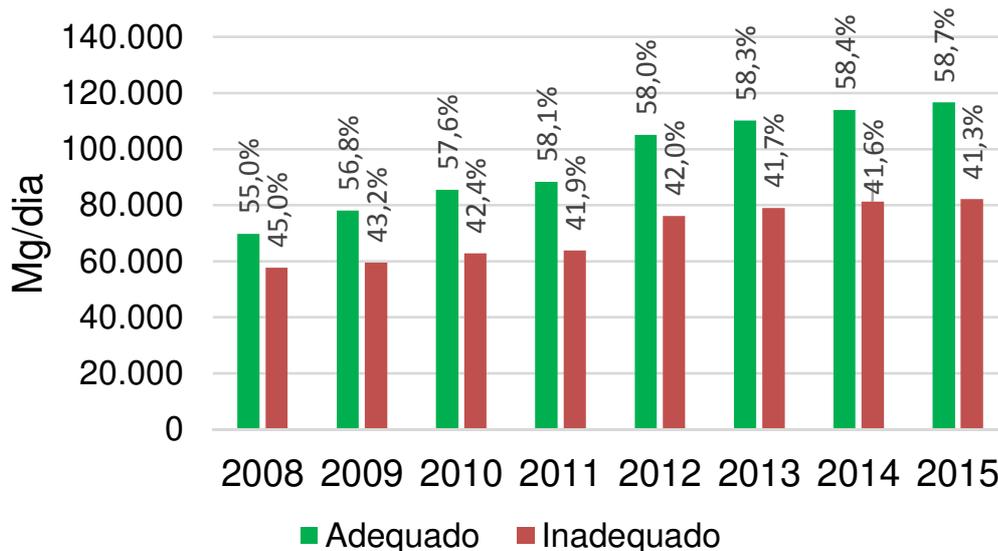
Nos aterros sanitários modernos, a fim de minimizar os impactos ambientais, o biogás é coletado ou controlado para prevenir emissões fugitivas a atmosfera. Em alguns casos, o gás é queimado e, existe um aumento de interesse em usar o biogás de aterro para produzir energia (MACHADO *et al.*, 2009).

Por essas razões, com o intuito de minimizar impactos ambientais, reduzir os custos e garantir a valorização dos resíduos, os aterros sanitários devem receber apenas os rejeitos, como prevê a PNRS (BRASIL, 2010a).

A operação dos aterros sanitários envolve a compactação dos resíduos sólidos, para maior vida útil, recobrimento diário dos resíduos, manutenção dos acessos, manutenção das instalações e equipamentos, programa de monitoramento de águas subterrâneas, análise do resíduo em conformidade com as normas e legislação, principalmente para que não haja risco de disposição inadequada de resíduo perigoso em aterro sanitário (BARROS, 2013).

Segundo a ABRELPE (2016), do total de resíduos gerado em 2014 (79.900.000 Mg), 58,7% tiveram a destinação final adequada em aterros sanitários. A quantidade de resíduos dispostos adequadamente vem melhorando, mesmo que lentamente, ano após ano (55% em 2008 para 58,7 em 2015), conforme a Figura 3-8.

Figura 3-8 Disposição final de RSU no Brasil



Fonte: Adaptado de ABRELPE (2009-2016)

Porém, a destinação em aterros sanitários vem acompanhando a taxa de crescimento dos resíduos sólidos no Brasil. Com isso, devido ao baixo investimento no setor e o descumprimento das metas estabelecidas na PNRS (Brasil, 2012), no qual previa que até o ano de 2014 todo o resíduo sólido urbano disposto no solo deveria ser feito em aterros sanitários. Com isso, a quantidade absoluta de resíduos dispostos de forma inadequada tem aumentado (Figura 3-8), passando de 57.689,23 t/dia em 2008 para 81.258,00 t/dia em 2014, um aumento de 40,85 % em 7 anos no qual o correto seria a diminuição gradativa (ABRELPE,2009; ABRELPE,2016).

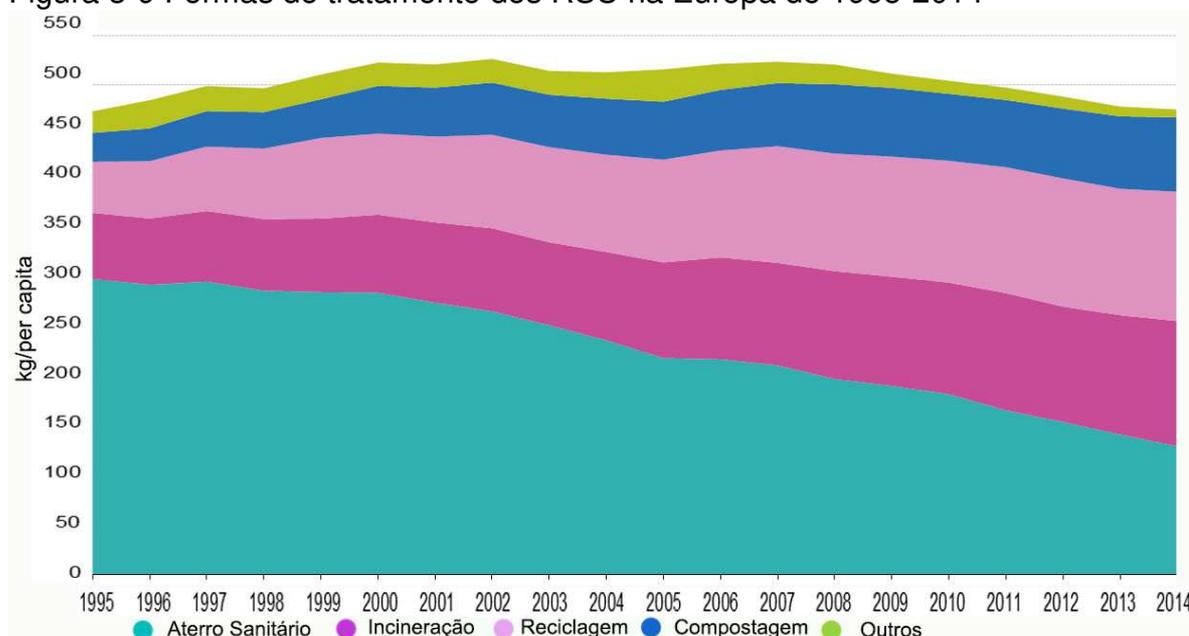
Outro dado preocupante é que cerca de 60% dos municípios brasileiros fazem disposição de forma inadequada (ABRELPE,2016), inferindo-se que a crescente do percentual de resíduos destinados corretamente deve-se aos grandes municípios e acompanha o crescimento da geração per capita.

Pelo mundo inteiro, especialmente nos países desenvolvidos, procuram-se alternativas aos aterros sanitários, movidos por questões socioambientais e econômicas. Inclusive os Estados Unidos, país que, por ter grande disponibilidade de área, tradicionalmente dispõem seus resíduos em aterros sanitários, pelo menos 28 Estados contam alguma restrição quanto a disposição de certos resíduos, geralmente os orgânicos – que geram maiores impactos ambientais – em aterros sanitários (US COMPOSTING COUNCIL, 2015). Maior evidência dessa tendência americana foi a aprovação da lei californiana AB 1826 (CALIFORNIA,2014) que estabelece que geradores comerciais ou condomínios residenciais com mais de 5 unidades familiares destinem a fração orgânica – incluindo restos de alimentos, resíduos vegetais, podas e varrição, madeiras sem agregados perigosos e papéis sujos misturados a comidas – para unidades de reciclagem de orgânicos (compostagem ou biodigestores) a partir de 2016, em cotas progressivas e de acordo com o montante de resíduos gerados semanalmente.

Na Europa, esse conceito já está bastante consolidado. De acordo com a Eurostat (2015), apesar do crescimento na geração dos resíduos na União Europeia (EU-27), o total de resíduos aterrados tem diminuído. No período de 1995 a 2014, houve uma redução de 144 milhões de toneladas (302 kg per capita) para 66 milhões de toneladas (131 kg per capita), o que corresponde à uma redução de 36,3% do resíduo gerado (Figura 3-9). Isso se deve a implementação de legislações como a Diretiva 62/1994 (1994), que estabeleceu que os países membros deveriam recuperar as embalagens colocadas no mercado em pelo menos 50%, em 2001, e com revisão

para 60% a ser alcançada em 31 de dezembro de 2008. Outra lei de vital importância foi Diretiva 31/1999 (1999) que estipulou que os Estados Membros eram obrigados a reduzir a quantidade de matéria orgânica enviada aos aterros sanitários por 75% em julho de 2006, por 50% em julho de 2009 e enviar somente 35% em julho de 2016. O valor da redução foi calculado na base da fração orgânica produzido em 1995.

Figura 3-9 Formas de tratamento dos RSU na Europa de 1995-2014



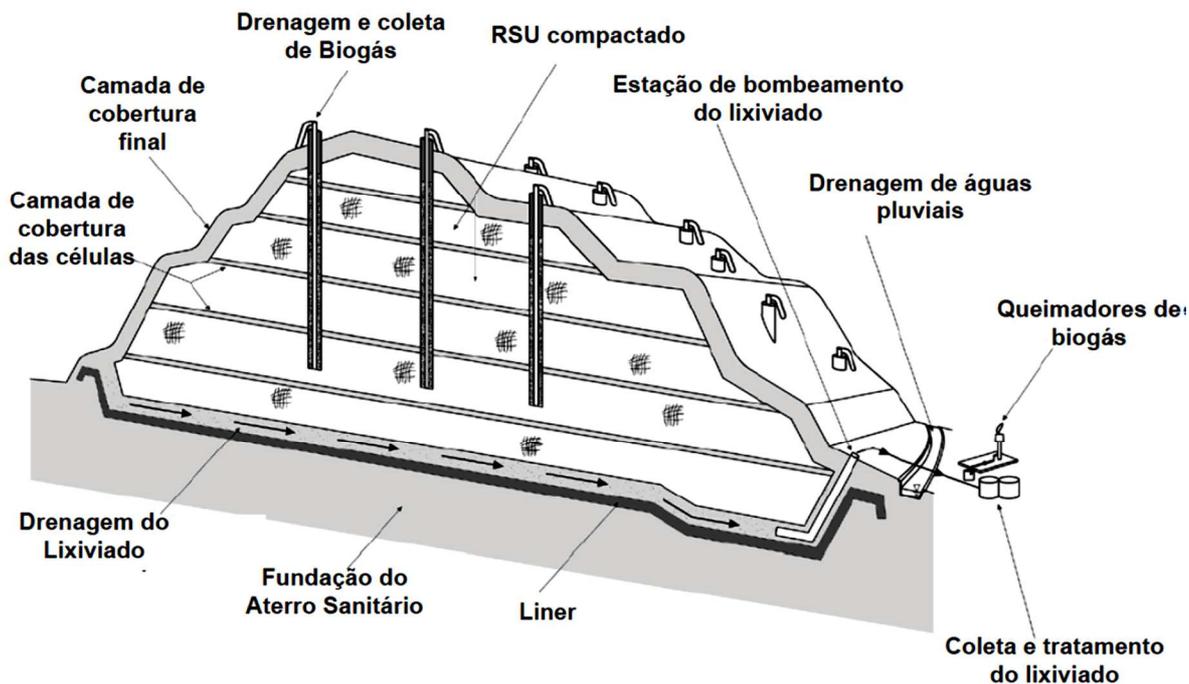
Adaptado de Eurostat (2015)

### 3.3.1 O aterro sanitário.

Os aterros sanitários modernos são projetados e construídos visando a minimização dos impactos ambientais. Como já discutido, a disposição em aterros sanitários pode ser um grave problema para a saúde humana e o meio ambiente, caso sua estrutura não seja construída e operada apropriadamente. Alguns problemas podem ser gravíssimos como o rompimento do maciço por falta de estabilidade ou explosões, além de problemas crônicos como a contaminação a longo prazo das águas subterrâneas ou os impactos na atmosfera devido a emissão de metano (TOWNSEND *et al.*, 2015).

A Figura 3-10 ilustra os principais componentes físicos de um aterro sanitário, que são apresentados, nos itens a seguir.

Figura 3-10 Principais componentes de um aterro sanitário



Fonte: Adaptado de Townsend *et al.*, (2015)

### 3.3.1.1 Camada de base (*liner*)

Um dos objetivos de projeto de aterro sanitário consiste em restringir a infiltração do lixiviado no lençol freático, minimizando a degradação das águas subterrâneas.

Caso o local escolhido não atenda os critérios de localização recomendados e normatizados pela ABNT NBR 13896 (ABNT, 1997), quanto à declividade (superior a 1% e inferior a 30%) e coeficiente de permeabilidade natural do solo inferior a  $10^{-6}$  cm/s e uma zona não saturada com espessura superior a 3,0m, esta norma define que deva ser implantada uma camada impermeabilizante da superfície inferior com resistência química e mecânica suficiente para resistir à operação, que inclusive deve haver um sistema de detecção de vazamento de líquidos. É recomendado o uso de solos pouco permeáveis, como os solos argilosos, argilo-arenosos ou argilo-siltosos, segundo a ABNT NBR 15849 (ABNT, 2010a.). A camada de baixa permeabilidade pode ser executada por meio da compactação, com controle tecnológico, de solo local ou solo transportado de outras jazidas, ou com aplicação adicional de geossintéticos de baixa permeabilidade (ABNT, 2010a)

Usualmente, argila com ou sem reforço impermeabilizante de geossintéticos, são utilizados para impermeabilização de fundo dos aterros sanitários. A camada

impermeabilizante pode ter a configuração de uma única camada ou camadas múltiplas de material impermeabilizante. Para uma única camada, tanto argila quanto membrana sintética podem ser utilizadas (BAGCHI, 2004). Porém, apesar dos materiais sintéticos alcançarem coeficientes de permeabilidade mais baixos, o uso destes isoladamente não é suficiente para a proteção do solo, devido a possibilidade de ineficiência na contenção de certos contaminantes, que podem estar presentes no lixiviado, como os metais, além da dificuldade de reparo, em caso de falha e do alto custo (ZHAN *et al.*, 2014; REGADÍO *et al.*, 2015)

### **3.3.1.2 Coleta do Lixiviado**

A impermeabilização adequada da base dos aterros reduz o risco ambiental da contaminação dos aquíferos pela infiltração do lixiviado. Mas o lixiviado recolhido pelo sistema de drenagem não pode ser lançado diretamente em corpo receptor sem passar por um sistema de tratamento. O lixiviado tem alto potencial poluidor devido suas características físico-químicas, o que requer tratamento.

O sistema de coleta de lixiviado consiste de camada drenante, trincheira e tubulação, dispositivo para limpeza e manutenção das tubulações, sistema de bombas e elevatórias e tanque de armazenamento do percolado (BAGCHI, 2004).

Segundo as normas ABNT NBR 13896 (ABNT, 1997) e a ABNT NBR 15849 (ABNT, 2010), o sistema de drenagem do lixiviado deve ser dimensionado de forma a evitar a formação de uma lâmina de líquido maior que 30 cm sobre a camada impermeabilizante, sobre a qual deve estar assentada. A tubulação coletora deve ter declividade mínima de 2%, e utilizar materiais que previnam a colmatação do sistema e que tenham resistência mecânica e química para suportar a interação com os resíduos inclusive na operação de compactação.

### **3.3.1.3 Drenagem Pluvial Superficial**

O encaminhamento de águas pluviais no aterro e no entorno é essencial para reduzir a geração de lixiviado. Toda água acumulada deve ser conduzida para fora do aterro sanitário pela construção de valas. Usualmente os aterros não estão localizados no sistema natural de drenagem, com poucas exceções (CASTILHOS JUNIOR, 2003).

São necessários: o projeto, a construção, a operação e a manutenção de um sistema de desvio de águas pluviais com capacidade de suportar uma chuva de pico de cinco anos. Esse sistema deve ser inspecionado regularmente e obrigatoriamente após tempestades, com o objetivo de manter, repor, desassorear e esgotar as bacias

de contenção e de dissipação de energia, a fim de manter o sistema em operação (ABNT, 1997)

#### **3.3.1.4 Drenagem e Coleta de Gás**

O biogás é produzido em um ambiente confinado junto com a massa de resíduo, assim, devido a diferença de pressão, o gás movimenta-se para zonas de pressões mais baixa, para fora do aterro sanitário. Como isso, os elementos mais básicos para um sistema de drenagem e coleta de gás eficiente, são os pontos de extração – tubos de drenagem – que promovem o caminho preferencial para a coleta do biogás (TOWNSEND *et al.*, 2015)

A ABNT NBR 15849 (ABNT, 2010a) recomenda que haja um sistema de drenagem de gases. O sistema de controle de gases consiste de coleta, transporte e tratamento, dependendo do risco ambiental e de saúde e também da legislação local (U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2013)

O sistema de extração de gases pode ser ativo ou passivo. O sistema passivo é usual onde a geração de gases é baixa e a migração de gases não é esperada. Essencialmente o sistema passivo é viável para pequenos aterros (40.000 m<sup>3</sup>) e com pouco teor de matéria orgânica no resíduo depositado (BAGCHI, 2004). Esse sistema consiste de uma série de drenos verticais isolados, tubos perfurados com material granular circundando-os (CASTILHOS JUNIOR, 2003)

O sistema ativo tem método construtivo semelhante ao de poços tubulares para extração e monitoramento de águas subterrâneas (U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2013). Consiste de uma série de poços profundos de extração conectados por uma tubulação principal à um compressor que aplica pressão negativa, encaminhando o gás tanto para um sistema de recuperação energética ou ao queimador de gás, os “flares” (RAJARAM *et al.*, 2011; BAGCHI, 2004; MACIEL, 2009).

Existe ainda, outro o sistema horizontal de extração de biogás. Esse método, é particularmente eficiente em aterros que estão sendo ativamente preenchidos. Após uma camada de resíduos ser disposta e compactada, tubos perfurados são instalados e outra camada de resíduo é disposta (ISWA, 2005).

#### **3.3.1.5 Camada de Cobertura**

Segundo Mariano e Jucá (2010), a camada de cobertura funciona, principalmente, como uma barreira de isolamento dos resíduos em relação as condições do ambiente externo, dificultando a infiltração da água precipitada e a

liberação de gases para atmosfera. A camada de cobertura deve possuir uma série de características como, por exemplo, baixa permeabilidade à água e ao ar e durabilidade, ao longo do tempo. Ou seja, é o principal elemento de projeto dos aterros sanitários para evitar ou minimizar a poluição do ar devido aos gases gerados em aterros sanitários.

Segundo Mariano (2008), a maioria dos aterros no Brasil possuem camada de cobertura homogênea de solo compactado, e na maioria sendo de solos argilosos, isso se dá devido à baixa permeabilidade à água do material e ao baixo custo, especialmente quando as jazidas se encontram próximas das áreas do aterro.

O sistema de cobertura deve minimizar a infiltração de água no aterro, não estar sujeito à erosão, exigir pouca manutenção, se adaptar bem aos recalques do aterro sanitário (LOPES,2011).

Apesar de sua primordial importância, não existe nenhuma especificação referente ao monitoramento dessas camadas, mesmo tendo o conhecimento que as camadas de cobertura eficientes diminuem a geração de lixiviado, a fuga de gases, a proliferação de vetores transmissores de doenças, e mesmo a migração do resíduo ao ambiente (LOPES,2011). Além disso, as camadas de cobertura afetam o custo da construção dos aterros, podendo representar aproximadamente 30% dos custos da construção (ABICHOU *et al.*,2003).

O desempenho das camadas de cobertura pode variar ao longo do tempo, devido a fatores relacionados às características do solo, tais como estrutura, índice de vazios, grau de compactação e umidade de compactação, além das variações climáticas como precipitação e pressão atmosférica. Por isso o monitoramento das camadas de cobertura consiste em um fator fundamental para se avaliar a interferência decorrente das variações climáticas locais, na eficiência em termos de infiltração de líquidos e emissão de gases (LOPES,2011).

Em regulamentação corrente nos EUA, as camadas de cobertura, aterros sanitários, são baseadas no emprego de camadas resistivas, ou seja, camada que tenha baixa permeabilidade hidráulica saturada. Isto é alcançado com a utilização de camadas de argila compactada ou camadas compostas de argila e geossintéticos (GCL - *Geosynthetic Clay Liner*) com ou sem geomembrana (ABICHOU *et al.*, 2003). No Brasil falta regulamentação quanto as condições mínimas que devem ser empregadas na camada de cobertura.

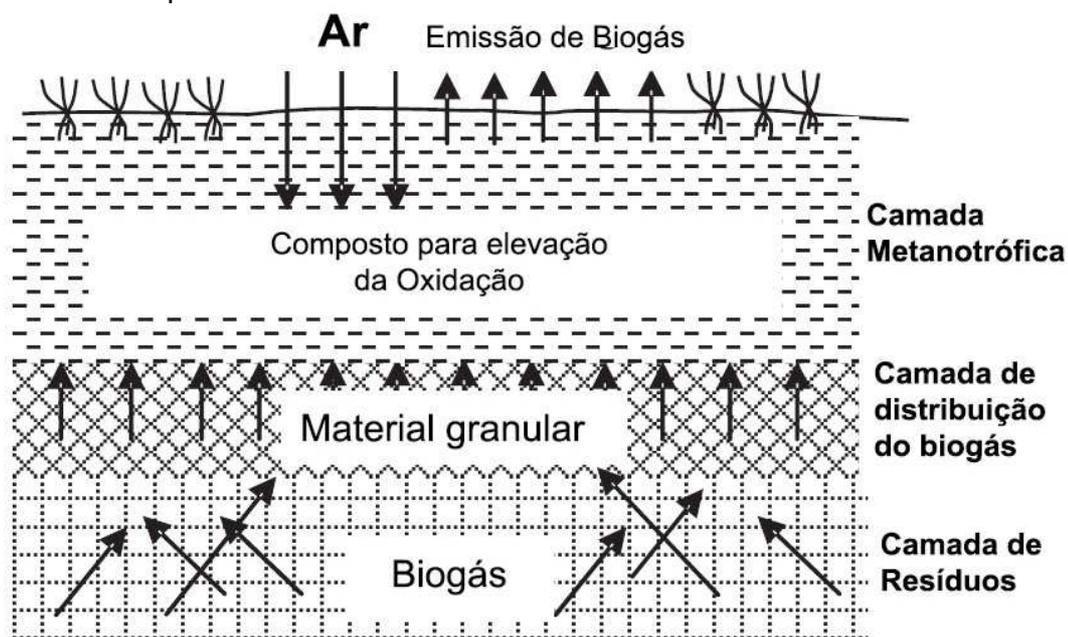
Entretanto, o uso de geomembrana para cobertura de aterros necessita de cuidados especiais, especialmente em aterros que fazem aproveitamento energético do biogás. A formação de biogás na massa de resíduos pode ser prejudicada pela redução de umidade e de troca de calor com o meio externo, já que são fatores influentes na evolução do processo de biodegradação (LOPES, 2011).

O uso de camadas de cobertura alternativas tem sido tema de diversos estudos, como as camadas evapotranspirativas ou barreiras capilares (LOPES *et al.*, 2010; DOS SANTOS IZZO, 2010) e as metanotróficas ou oxidativas (HUBER-HUMER *et al.*, 2009; MALDANER E MARINHO,2012; MEI *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2015) que são denominadas de alternativas por ter como finalidade substituir o uso de camadas convencionais, mas satisfazendo aos critérios de projeto com equivalência tanto em relação à infiltração da água e gases, quanto a erosão devido às chuvas e ventos (LOPES,2011).

Essas camadas metanotróficas utilizam, geralmente, compostos orgânicos incorporados ao solo para criar condições ótimas no desenvolvimento de microrganismos que degradam o CH<sub>4</sub>, sendo também chamadas de biocoberturas (HUBER-HUMER *et al.*, 2009).

A oxidação do metano em camadas de cobertura de aterros sanitários é um processo natural que ocorre no solo na presença de metano, oxigênio e bactérias metanotrófica. É um processo que ocorre espontaneamente, porém pode ser mais eficiente, adaptando o meio a condições ideais como: população da bactéria, temperatura, umidade do solo (MALDANER E MARINHO,2012). Por atuarem na mitigação de emissão de metano para a atmosfera, essas camadas representam uma alternativa economicamente atraente à redução de emissão de gases do efeito estufa a atmosfera (IPCC,2007).

Figura 3-11 Esquema conceitual de biocobertura



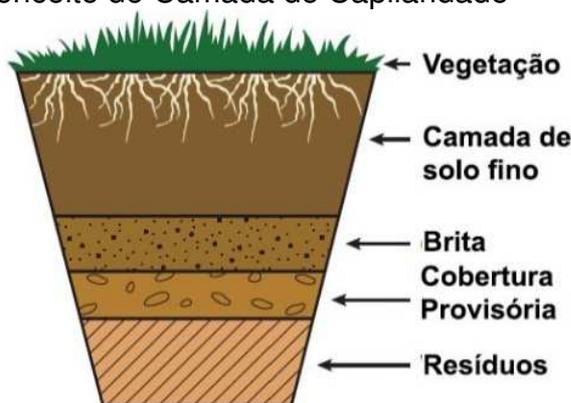
Fonte: Adaptado de Huber-Humer *et al.*, 2008

Mei *et al.* (2015) estudaram a eficiência das camadas oxidativas empregando como compostos orgânicos resíduos de podas fresco e resíduos de podas já maturados, e concluíram que a camada com resíduos frescos foi mais eficiente na oxidação do metano. Também na tentativa de utilizar matérias menos nobres nas camadas de cobertura, Maldaner e Marinho (2012) utilizaram resíduos da construção civil como camada granular somado a uma camada de composto e obtiveram uma taxa de oxidação de  $10 \text{ kgCH}_4/\text{m}^2.\text{dia}$ .

Já as camadas evapotranspirativas e capilares (Figura 3-12) atuam como armazenadoras de água em estações chuvosas, e posteriormente permitem a evaporação para a atmosfera, em estações secas (LOPES,2011). Quanto maior a capacidade de armazenamento do solo e suas propriedades evapotranspirativas, menor o potencial de infiltração através do sistema de cobertura (ZONBERG e McCARTNEY, 2006).

Para climas áridos e semiáridos, como camada alternativa e eficiente, as camadas evapotranspirativas têm-se se mostrado com ótimo desempenho, pois as camadas de baixa permeabilidade (camada convencional de argila) ficam comprometidas pela alta evaporação, ressecando o solo e facilitando a formação de fissuras (NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 2007).

Figura 3-12 Projeto Conceito de Camada de Capilaridade



Fonte: Adaptado de US EPA, 2011

Lopes *et al.*, (2010) estudaram a infiltração da água comparando a camada convencional e o uso de camadas alternativas, metanotrófica e capilares, em célula experimental de um aterro sanitário em Recife-PE. Nesse estudo, a camada convencional se mostrou mais eficiente na retenção de líquidos, com infiltração de cerca de 12%, enquanto a camada metanotrófica e capilar obtiveram infiltração de 32% e 12%, respectivamente. Porém, apesar da menor infiltração pela camada convencional, deve-se considerar o malefício das maiores emissões, além disso nesse estudo a camada convencional tinha maior espessura que as demais camadas, 50 a 85 cm de espessura, enquanto que as camadas metanotróficas e capilares possuíam 30cm e 20cm, respectivamente.

### 3.3.1.6 Eficiência do sistema de coleta de gás

Muitos países desenvolvidos têm metas de recuperação de metano em aterros sanitários, dentre as estratégias de mitigação de emissão de gases do efeito estufa, já que o metano é o segundo mais importante gás do efeito estufa, depois do dióxido de carbono.

O CH<sub>4</sub> gerado em aterros é fracionado em CH<sub>4</sub> recuperado, emitido a atmosfera, oxidado na camada de cobertura, migrado lateralmente, e acumulado no interior do aterro sanitário (SPOKAS *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2015).

Mesmo em aterros modernos, uma parcela do gás metano é emitido antes de chegar ao sistema de coleta de biogás, e outra parcela não é capturada pelo sistema. A fração de metano que não é coletada pelo sistema, nem oxidada na camada de cobertura, é emitida para a atmosfera como emissão fugitiva (CHANTON *et al.*, 2009).

Historicamente, a eficiência do sistema de coleta de gás tem sido estimada em torno de 50-75%, considerando a eficiência como a razão do volume de gás

mensurado pelo volume estimado através de modelos, porém, atualmente, para o cálculo da eficiência deve ser considerado todas as parcelas envolvidas (SPOKAS *et al.*, 2006)

Uma comparação entre os sistemas de coleta de gás entre aterros já encerrados e aterros ainda em atividade, realizada por Powell *et al.* (2016), nos Estados Unidos, mostrou que a eficiência nos primeiros aterros é 17% maior que nos segundos, porém a concentração de metano é maior em aterros em atividade (48,5% contra 41,1%) Isso demonstra a importância de melhorias na eficiência dos aterros em operação para minimizar os impactos ambientais decorrentes das emissões de gases estufas, como o metano. Os autores relatam que essa disparidade na eficiência se deve ao fato que os aterros ainda em atividade possuem áreas com camadas de cobertura temporária, o que facilita as emissões fugitivas.

Além de outras medidas, o IPCC (2007) recomenda o aumento da eficiência na recuperação do metano em aterros sanitários, o uso de camadas de cobertura metanotróficas, e biofiltros como estratégia para mitigação das emissões de gases do efeito estufa no setor de gerenciamento de resíduos sólidos.

Spokas *et al.* (2006) avaliaram o balanço de massa e a eficiência do sistema de coleta de gás em três aterros sanitários localizados na França com diferentes tipos de camada de cobertura. Ao final do estudo, a eficiência do sistema de recuperação de metano variou de 41% a 94%. Essa variação se deve, principalmente, ao tipo de camada de cobertura utilizado. Os sistemas com GCL apresentaram a pior performance com eficiência em torno de 41%. Já os sistemas com geomembranas e solo, ambos apresentaram resultados satisfatórios com eficiência superior a 85%. Isso é importante já que um sistema com maior eficiência resulta em menores emissões e, conseqüentemente, impactos ambientais minimizados.

Wang *et al.* (2015) analisaram dados de 11 aterros sanitários nos Estados Unidos e encontraram valores de eficiência variando de 20-75%, dependendo das características físicas dos drenos, tipo de solo na camada de cobertura e profundidade do resíduo.

Maciel e Jucá (2011) estimaram uma eficiência de 40% em estudo realizado em uma célula experimental no Estado de Pernambuco. A baixa eficiência se deve ao sistema passivo de coleta de biogás adotado no estudo.

Jaramillo e Matthews (2005) pontuam que a incerteza na eficiência do sistema de coleta afeta o planejamento econômico do aterro sanitário, especialmente na questão de recuperação energética.

### **3.4 Biodegradação dos Resíduos Orgânicos no Aterro Sanitário**

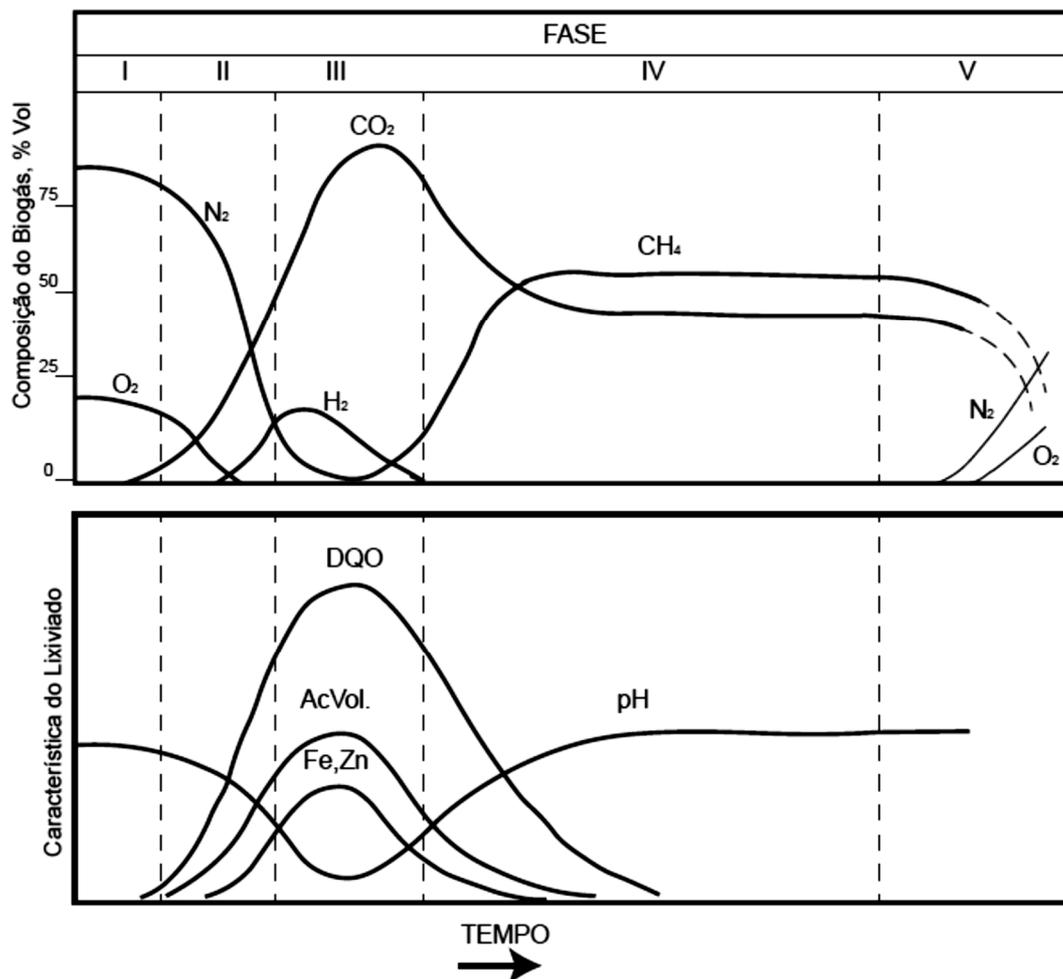
Das diversas reações que ocorrem no interior do aterro sanitário, as mais importantes são as relacionadas à conversão da matéria orgânica presente no resíduo sólido urbano, principalmente no desenvolvimento de biogás e lixiviado. Importantes reações químicas que incluem dissolução e suspensão de materiais aterrados e conversão biológica, produzindo líquido percolador pelos resíduos, evaporação e vaporização de compostos químicos e água (TCHOBANOGLOUS, 1993).

Logo após a cobertura dos resíduos, ainda há presença de ar e, conseqüentemente, presença de oxigênio. A decomposição aeróbia é relativamente curta. Em média, dura aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente (CASTILHOS JUNIOR, 2003).

O biogás de aterro é constituído de uma mistura de centenas de diferentes gases. Em volume, o biogás, tipicamente contém de 45% a 60 % de metano e 40% a 60% de gás carbônico. O biogás contém ainda pequenas quantidades de nitrogênio, oxigênio, amônia, hidrogênio, monóxido de carbono e os compostos orgânicos não-metano (CONM) como o tricloretileno e benzeno (ASTDR, 2001)

A geração do biogás de aterro sanitário ocorre em cinco fases sequenciais, no qual partes do substrato podem estar em diferentes fases ao mesmo tempo. A sequência e as características de cada fase são sintetizadas na Figura 3-13.

Figura 3-13 Fases da biodegradação em aterros sanitários e geração do biogás de aterro sanitário



Adaptado de TCHOBANOGLOUS, 1993

**Fase I:** Chamada de “fase de ajuste”, no qual a parte biodegradável do resíduo sólido urbano, começa a ser submetido a decomposição bacteriana logo após a disposição no aterro. Nesta fase, a decomposição biológica ocorre sob condições aeróbias, devido a quantidade de ar preso juntamente com o resíduo. A principal fonte dos organismos, aeróbios e anaeróbios, responsáveis pela degradação da matéria orgânica é o solo que é usado como camada diária de cobertura e camada final (TCHOBANOGLOUS e KREITH 2002). Nesta fase, ocorre liberação de calor. A temperatura do aterro sobe acima daquela encontrada no ambiente. O lixiviado produzido nessa fase apresentam elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos no líquido resultante. Essa elevação e temperatura pode ainda ocasionar a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em altas temperaturas. (CASTILHOS JUNIOR, 2003)

Tanto o oxigênio quanto o nitrato são consumidos, com açúcares solúveis servindo de fonte de carbono para a atividade microbiológica (BARLAZ *et al.*, 1989)

**Fase II:** Na segunda fase da sequência, é chamada de Fase de transição. O oxigênio é praticamente todo consumido e o processo anaeróbio começa a se desenvolver. Como o aterro se torna um ambiente anaeróbio, nitrato e sulfato, no qual servem como receptores de elétrons nas reações biológicas, são frequentemente reduzidos a gás nitrogênio e gás sulfídrico (TCHOBANOGLIOUS, 1993). Como o potencial de oxidação/redução continua diminuindo, os microrganismos, responsáveis pela degradação da matéria orgânica a metano e dióxido de carbono iniciam o processo de três etapas no qual a matéria orgânica complexa é convertida em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários. Os ácidos carboxílicos começam a serem acumulados, o pH diminui, e existe decomposição inicial de celulose e hemicelulose. A população de metanogênica começa a crescer e o gás metano já detectado na análise de biogás (BARLAZ *et al.*, 1989). Se o aterro é perturbado ou se o oxigênio é de alguma forma introduzido no interior do aterro, o processo retornará a Fase I (ASTDR, 2001)

**Fase III:** A terceira fase da sequência é a fase ácida. A atividade bacteriana, iniciada na fase anterior, é acelerada com a produção de quantidade significativa de ácidos orgânicos e menor quantidade de gás hidrogênio. Inicialmente ocorre a transformação enzimática, a hidrólise, dos compostos complexos (lipídios, carboidratos, proteínas, etc.) em compostos adequados para uso dos microrganismos como fonte de energia. Então, ocorre a etapa da acidogênese, que envolve a conversão bacteriana dos produtos da hidrólise em compostos intermediários de menor peso molecular como o ácido acético e pequenas concentrações de outros ácidos orgânicos. O CO<sub>2</sub> é o principal gás gerado nessa fase tendo ainda pequenas quantidades de gás hidrogênio produzido. Devido à produção de ácidos na Fase II, o pH do lixiviado cai para valores próximos a 5 ou ainda menores por causa da presença de ácidos orgânicos e do efeito da elevação da concentração de CO<sub>2</sub> no aterro. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO) e a condutividade do lixiviado aumentam significativamente durante a Fase III devido à dissolução de ácidos orgânicos no lixiviado. Também, em razão do baixo pH, constituintes inorgânicos, principalmente metais pesados, serão solubilizados nessa fase. Muitos nutrientes essenciais são também removidos na Fase III. (TCHOBANOGLIOUS e KREITH 2002).

**Fase IV:** Fase Metanogênica. Nessa fase, um segundo grupo de microrganismos, no qual convertem o ácido acético e o gás hidrogênio, formado pelas bactérias acidogênicas na fase anterior, em metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), torna-se predominante (CHERNICHARO, 1997). Os microrganismos responsáveis por essa conversão são as arqueas metanogênica que são estritamente anaeróbias (ASTDR, 2001). Os dois domínios de procariontes – Bactéria e Arqueas – são filogeneticamente distintos, apesar da similaridade estrutural. A distinção é especificamente óbvia na biologia molecular desses organismos. Nas arqueas e organismos maiores, o fluxo geral de informações do DNA e RNA para proteínas é o mesmo que nas bactérias. No entanto, alguns detalhes são diferentes, e nas células eucariontes a presença de núcleos com um compartimento separado, complica o fluxo de informações genéticas. Em respeito à falta de núcleo, em muitas de suas propriedades, Arqueas assemelham-se mais com os eucariontes do que com as bactérias (MADIGAN *et al.*, 2011). Em função de sua fisiologia, as arqueas metanogênica são divididas em dois grupos principais: as Metanogênica acetoclásticas, que usam o acetato como fonte de carbono e energia, produzindo gás carbônico e metano; e as Metanogênica Hidrogenotróficas, que utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e receptor final de elétrons, e o gás hidrogênio, como fonte de energia, liberando gás carbônico e metano (CHERNICHARO, 1997). Dantas *et al.*, (2016) estudaram a diversidade microbiana que se desenvolveram no processo de biodigestão anaeróbia tendo resíduos sólidos orgânicos como substrato e concluíram que as espécies de arqueas mais abundantes foram: *Uncultured Methanobacteriaceae archaeon*, *Uncultured archaeon*, *Uncultured Methanobrevibacter sp.* e *Uncultured Methanosarcinales archaeon*. Segundo os autores essa identificação é importante uma vez que com a identificação pode-se melhorar as estratégias adotadas para estimular o desenvolvimento dessas populações de microrganismos tornando o tratamento de RSU mais eficiente.

Ocorre aceleração da produção de metano, alcança o máximo valor de metano, com concentração em torno de 50-60%, diminuição da concentração de ácidos carboxílicos, aumento do pH, aumento da população de microrganismos acetogênicos e metanogênicos (BARLAZ *et al.*, 1989)

**Fase V:** a quinta fase da sequência é chamada de fase de maturação, ocorre após a parcela facilmente e moderadamente biodegradável ter sido convertida a  $\text{CH}_4$  e a  $\text{CO}_2$  na fase anterior. Como a umidade continua a migrar através do resíduo, parte do

material biodegradável que estava anteriormente indisponível será convertido. A taxa de geração de biogás diminui significativamente, pelo fato da maioria dos nutrientes terem sido removidos com o lixiviado nas fases anteriores e o substrato remanescente é dificilmente biodegradável. Os principais gases envolvidos nesta fase são o metano e o gás carbônico. Dependendo das medidas de cobertura final, pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio podem ser encontradas. Durante a fase de maturação, o lixiviado, irá frequentemente conter altas concentrações de ácido húmico e fúlvico, no qual são de difícil degradação biológica (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002). A duração de cada fase, descrita anteriormente, variará dependendo da distribuição de compostos orgânicos no aterro, a disponibilidade de nutrientes, o teor de umidade do resíduo, grau de compactação.

### **3.5 Biogás de aterro sanitário**

#### **3.5.1 Mecanismos de Formação dos Gases**

Devido a diversidade de materiais e compostos presentes no RSU e das interações físico-químicas e biológicas ao longo do tempo, o mecanismo de formação de gases em aterros é bastante complexo. Durante o período de decomposição dos resíduos, os processos microbiológicos são predominantes na formação dos gases (MACIEL, 2009).

Segundo o U.S Army Corps of Engineers (2013), as emissões de biogás de aterro sanitário são governadas por mecanismos de geração de biogás e mecanismos de transporte. As três principais causas da geração de biogás são a volatilização, devido à mudança de equilíbrio químico existente no interior do aterro; decomposição biológica, devido à biodegradação anaeróbia e aeróbia discutida no item 2.4.1; e reações químicas entre os materiais presente na massa de resíduo. O fenômeno da volatilização é regido pela Lei de Henry, a qual descreve o equilíbrio da partição entre as fases líquida e gasosa a uma dada temperatura e pressão. A constante de Henry (KH) indica o grau de volatilização da substância no meio a que se encontra. Quanto maior o valor de KH, maior o grau de volatilização do componente. Esta constante varia em função da temperatura, pressão e concentração da substância dissolvida.

Em consequência da maior parcela de matéria orgânica, o processo biológico governa a geração de biogás. Esse processo é sensível às condições ambientais locais, por isso, vários fatores naturais e artificiais afetarão a população de microrganismos responsáveis pela degradação, afetando assim a taxa de geração de biogás. Em estudos realizados em aterros e células experimentais, usando dados da

extração de biogás (aquele que é drenado), indicam uma variação entre 0,05 e 0,40 (m<sup>3</sup>) de biogás por quilograma (kg) de resíduos aterrados. Isto inclui tanto a parte sólida (70 a 80 % em massa), quanto a umidade (20 a 25% em massa) do resíduo. Essa variação é função do teor de matéria orgânica do resíduo aterrado (RAJARAM *et.al.*, 2012).

A compactação dos resíduos no aterro é um procedimento fundamental nos aterros sanitários, que ajuda na redução do volume do resíduo e também a quebrar as barreiras presentes que prejudicam a atividade microbológica, favorecendo o ambiente anaeróbio. Com isso, um consórcio de microrganismos fermentativos é desenvolvido. Esse consórcio utiliza compostos ou produtos intermediários da decomposição, presente no aterro, como receptores de elétrons no processo de produção de energia. Esse grupo de microrganismos, inclui as arqueas, produtoras de metano, bactérias sulfatogênicas, bactérias sulfato redutoras e bactérias responsáveis pela transformação do nitrogênio – amonificação e desnitrificação.

Como resultado dessas mudanças, produtos gasosos ou compostos solúveis em água são formados (PAWLOWSKA, 2014). Esse gás é produzido principalmente por processo biológico. No entanto, processos abióticos como reações químicas entre componentes do resíduo, e fenômenos físicos, como a evaporação e a sublimação, também tem uma pequena influência na composição do biogás, especialmente em respeito aos compostos traços (US EPA, 2008). O processo detalhado, contendo as fases da degradação em aterros sanitários foi apresentado no tópico 3.4 e esquematizado na Figura 3-13.

### **3.5.2 Fatores que afetam a geração de gases**

Diversos fatores influenciam na formação e composição dos gases nos aterros sanitários. Esses fatores podem ser devido à natureza dos resíduos e do projeto e operação dos aterros sanitário (MACIEL,2003). Segundo El-Fadel *et al.* (1997), fatores como a composição, umidade, temperatura e pH da massa de resíduo, além da disponibilidade de bactérias e nutrientes e agentes inibidores na célula são importantes para a geração de biogás. Para Machado *et al.* (2009), muitos fatores interferem na geração de metano no aterro sanitário, mas os mais importantes incluem a composição do resíduo e a presença de compostos orgânicos rapidamente biodegradáveis, o teor de umidade, a idade do resíduo, o pH e a temperatura. Além disso a geração de biogás é afetada pelas condições operacionais e meteorológicas (PAWLOWSKA, 2014).

A promoção de uma rápida decomposição do resíduo e a geração de metano têm diversas vantagens além da própria recuperação do metano. Baixa geração do lixiviado, diminuindo custos com o tratamento do lixiviado e a redução de risco de contaminação das águas subterrâneas. Outra vantagem é a redução do período de retorno do investimento associado às instalações de recuperação do metano, que diminui o tempo de monitoramento e a recuperação do gás no aterro sanitário (BARLAZ *et al.*, 1987; TOWNSEND *et al.*, 2015)

#### **a) Geometria e operação do aterro**

Em relação a geometria e a operação do aterro, as principais características que afetam a geração do biogás são a altura da massa de resíduo, sistema de cobertura da célula e principalmente a compactação da massa de resíduos. Para predomínio da fase anaeróbia, a altura da massa de resíduo deve ser maior que a profundidade de resíduo que é influenciada pelas condições atmosféricas (MACIEL, 2003). Os processos anaeróbios dominam, normalmente, em profundidades de resíduos superiores a 5 m. A camada de cobertura atua reduzindo os efeitos das condições atmosféricas na massa de resíduo (MACIEL, 2009).

Segundo Ko *et al.* (2015), aterros sanitários são altamente porosos e os espaços vazios estão saturados. O preenchimento por gás, nesses poros, limita o progresso da degradação do resíduo devido a limitação da transferência de massa do substrato. Assim, diminuindo os espaços vazios e aumentando a área de contato entre as partículas, aumenta o processo de transferência de massa o que promove a biodegradação da massa de resíduo. Com a redução dos espaços vazios, a mudança de ponto de saturação, deformação do resíduo, e aumento da concentração de ácidos voláteis no lixiviado, podem promover a condição para a geração de metano. Porém, no início do processo anaeróbio, a atividade acidogênica deve ser dominante com pequena quantidade de organismos metanogênico. Nessas condições a compactação do RSU pode ser prejudicial a atividade metanogênica, já iniciada, devido a inibição ácida.

Em experimentos em lisímetros, Ko *et al.* (2015) concluíram que o aumento da compactação do RSU elevou a produção diária de metano de 1,74 L/dia para 2,95 L/dia no lisímetro de maior grau de compactação e de 1,23 L/dia para 2,18 L/dia no lisímetro que teve menor compactação.

**b) Teor de Umidade do RSU**

A umidade do RSU é necessária para a decomposição biológica do resíduo. O teor de umidade pode variar muito em diferentes zonas do aterro sanitário. Umidade muito baixa pode inibir a decomposição do resíduo e com isso limitar a produção de biogás. O teor de umidade ótimo para maximizar a produção de biogás é em torno de 50% a 60% (U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2013).

De acordo com Mehta *et al.* (2002) e Barlaz *et al.* (1990), o teor de umidade é o parâmetro que controla a geração de metano, desde que estimula a atividade microbológica promovendo melhor contato entre os substratos solúveis e insolúveis e os microrganismos.

Barlaz *et al.* (1987) concluíram, em experimento realizado com 19 amostras em recipientes de 208 L, com a finalidade de conhecer os parâmetros que interferem na produção de biogás, que a maior umidade pode ter sido o fator determinante na maior produção de biogás. O alto teor de umidade (acima de 55%) em amostras com resíduos triturados levou à uma rápida produção de ácidos, entre eles o acetato – produto intermediário essencial para a produção de metano. No entanto, a produção de metano não foi sempre observada quando o teor de umidade era inferior a 35%.

**c) pH**

O pH típico esperado é em torno de 5,0 a 9,0. O pH durante a fase metanogênica é geralmente em torno de 6,5 a 8,0. Durante a fase ácida há uma redução do pH que poderá solubilizar os metais que sairão no lixiviados do aterro ou, caso não haja um bom sistema de drenagem de lixiviado, a presença dos metais os tornarem tóxicos aos microrganismos (U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2013).

Um dos fatores limitantes mais importante para a produção de metano é a diminuição do pH do resíduo logo após o aterramento. A diminuição inicial é resultado do excesso de concentração de açúcares solúveis no resíduo, da quantidade de oxigênio e nitrato disponível para a oxidação microbológica desses açúcares em dióxido de carbono (BARLAZ *et al.*, 1990).

**d) Temperatura**

Assim como o pH, a temperatura é relevante para ação dos microrganismos e influencia o tipo de microrganismos predominantes e a taxa de geração de gás (MACHADO *et al.*, 2009).

Temperaturas elevadas, até a faixa ótima, aumenta a atividade bacteriana, com isso aumenta a taxa de produção de gás. Mudanças climáticas têm grande influência

na produção de gás em aterros rasos, devido ao mal isolamento térmico comparando com aterros profundos, onde a própria massa de resíduo superior funciona como isolante para a parte mais profunda do aterro. A temperatura ótima está por volta de 25°C e 45°C, porém altas temperaturas por volta dos 70°C têm sido relatadas (ASTDR, 2011).

**e) Precipitação**

A precipitação afeta severamente a produção de biogás, uma vez que a percolação da água pode carrear oxigênio dissolvido para o interior do aterro. Altas taxas de precipitação podem ainda saturar regiões inundar seções da massa aterrada o que pode obstruir o fluxo de gás. A camada de cobertura é essencial para o isolamento do efeito das grandes precipitações, porém a umidade da massa de resíduo é necessária para a produção de biogás (U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2013).

**f) Composição do resíduo**

Segundo Rajaram *et al.* (2011), a composição do resíduo é o fator mais importante na geração de biogás. O potencial máximo depende da quantidade e do tipo de matéria orgânica presente na massa, uma vez que a decomposição da matéria orgânica é o principal fator para a produção do biogás. Alguns tipos de matéria orgânica contêm nutrientes como sódio, potássio, cálcio e magnésio, que ajudam na atividade bacteriana. Quando esses nutrientes estão presentes, há um aumento na produção de biogás. Entretanto, outros compostos orgânicos podem ser tóxicos aos microrganismos diminuindo a taxa de produção ou até inibindo a decomposição (ASTDR,2011). Visto sua grande importância, esse fator será estudado mais profundamente no item 3.5.4.

**g) Idade do resíduo**

A profundidade do resíduo está correlacionada com a idade do aterramento, essa correlação depende da maneira como o aterro é operado (BARLAZ *et al.*, 1990).

Resíduos recentemente aterrados produzirão mais biogás que resíduos mais velhos. Usualmente aterros produzem quantidades significativas de biogás do primeiro ao terceiro ano. O pico de produção de biogás ocorre entre o quinto e sétimo ano após o aterramento. Quase todo gás é produzido nos primeiros 20 anos, porém quantidades pequenas de biogás podem continuar a ser emitidos por mais 50 anos. Diferentes partes do aterro podem estar em diferentes fases de decomposição ao mesmo tempo (ASTDR,2011).

### 3.5.3 Características do biogás de aterro sanitário

Biogás de aterro sanitário é composto de uma mistura de centenas de diferentes gases. Em volume, o biogás de aterro sanitário contém, em média, de 30% a 70% de metano e 20% a 50% de gás carbônico (PAWLOWSKA, 2014). Contém ainda, pequenas quantidades de nitrogênio, oxigênio, amônia, gás sulfídrico, hidrogênio, monóxido de carbono e outros compostos orgânicos não-metano como o bezeno (ASTDR, 2001). Na Tabela 3-1, listam-se alguns gases típicos presentes no biogás de aterro sanitário. Na Tabela 3-2, são apresentadas as características de alguns desses constituintes e na Tabela 3-3, os valores típicos de densidade e viscosidade do biogás.

A composição do biogás depende do resíduo sólido, do estágio de decomposição, da disponibilidade de oxigênio, umidade, infiltração da água de chuva, pH, quantidade de resíduo, quantidade e tipo de orgânicos no resíduo e disponibilidade de microrganismos (RAJARAM *et.al.*, 2011).

Os dois principais gases constituintes do biogás de aterro, o gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e o metano ( $\text{CH}_4$ ), são inodoros, incolores e apenas o metano é inflamável. Ambos os gases são absorvedores de radiação infravermelho, com isso são contribuintes ao efeito estufa (PAWLOWSKA, 2014).

O biogás produzido durante a decomposição dos compostos orgânicos geralmente inclui entre 4% e 7% de vapor de água, em volume. Isso ocorre devido ao alto teor de umidade e a temperatura, que alcança os  $50^\circ\text{C}$ . Esse percentual depende da temperatura e pressão no interior do aterro (U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2013; PAWLOWSKA, 2014). A umidade relativa do biogás é usualmente próxima ao ponto de saturação (PAWLOWSKA, 2014).

Segundo Parker *et al.* (2002), o biogás de aterro sanitário pode conter mais 550 componentes, sendo inorgânico ou orgânicos. Esses gases, além do gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), são classificados em compostos orgânicos voláteis (COV). Todos os compostos orgânicos voláteis, com exceção do metano, são chamados de compostos orgânicos não-metano, do inglês *non-methane organic compounds (NMOC)* (PAWLOWSKA, 2014).

A concentração dos compostos traços não metanos pode variar de 200 a 15.000 partes por milhão (ppm). Esses compostos podem-se originar como constituinte de vários tipos de produtos de consumo eliminados no RSU, ou podem

ser gerados como subprodutos da decomposição biológica ou química. Benzeno, tolueno e etil benzeno podem originar da disposição de combustível e outros derivados do petróleo (U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2013).

Os compostos sulfúricos, tanto orgânicos quanto inorgânicos, são os principais responsáveis pelo odor natural do biogás. São caracterizados por valores de concentração muito baixos. Nesses compostos estão inclusos: sulfetos, dissulfetos, mercaptans, sulfato e sulfito e compostos sulfúricos oxidados. O principal desses compostos presente no biogás é o gás sulfídrico ( $H_2S$ ) (FAIRWEATH e BARLAZ, 1998). Conforme a Tabela 3-1, a concentração do  $H_2S$  no biogás varia de 100 a 1000 ppm, mas pode chegar até 1,2% em volume quando compostos formado por gipsita são aterrados ou usados como material de cobertura do aterro sanitário, ou ainda quando grandes quantidades de placas de gesso ou lodos de serviços do saneamento contendo enxofre são depositados nos aterros (LEE *et al.*, 2006).

Os teores mais altos de concentração do gás sulfídrico são verificados nos primeiros estágios da decomposição. O decréscimo na concentração de  $H_2S$  é causado, na maioria dos casos, devido a precipitação dos sulfetos em reação com metais, como o cobre e o ferro, ou seus óxidos, que estão presentes no resíduo aterrado. Sulfetos como água insolúvel permanecem na massa de resíduo (PARKER *et al.*, 2002)

Tabela 3-1 Composição do biogás de aterro, de digestores de lodo e de plantas instaladas com resíduo de fazendas

ORIGEM	COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS								Referência
	CH <sub>4</sub> [vol.%]	CO <sub>2</sub> [vol.%]	O <sub>2</sub> [%]	N <sub>2</sub> [%]	H <sub>2</sub> S [ppm]	NH <sub>3</sub> [%]	H <sub>2</sub> [%]	CO[%]	
Aterros	45-60	40-60	0.1-1	2-5	0-1000	0,1-1	0,02	0-0,2	Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993
7 Aterros no Reio Unido	37-62	24-29	<1	<1-2	-	-	-	-	Allen <i>et al.</i> , 1997
Aterro na Coréia	59,4-67,9	29,9-38,8	-	-	15,1- 427,5	-	-	-	Shin <i>et al.</i> , 2002
Aterro Fresh Kills, EUA	55,63	27,14	0,99	-	-	-	-	-	US EPA, 1995
Aterro Grand' Landes, França	37	25	7	32	-	-	-	-	Scheutz <i>et al.</i> , 2008
Aterro – Biogás da tubulação coletora	47-57	37-41	<1	<1-17	36-115	-	-	-	Rasi <i>et al.</i> , 2007
Aterro durante operação									
- Biogás de drenos	41,2-68	31,2-35,4	0-3	-	-	-	-	-	Dudek <i>et al.</i> , 2007
- Biogás de buraco escavado	61,2	23,6	0	-	-	-	-	-	

Fonte: Adaptado de Pawlowska, 2014

Tabela 3-2 Características do Biogás de Aterro

Constituinte	Densidade Relativa	Concentração no Biogás de aterro	Notas
Ar	1	NA	Explosivo em mistura com metano
Metano	0,554	40-70%	Explosivo; LEL 5% no ar; UEL 15%no ar
Dióxido de carbono	1,529	30-60%	Forma ácidos
Gás Sulfídrico	1,19	800 ppm	Forma ácidos fortes
Vapor de Água	0,62	100% Saturado	Forma ácidos com o gás sulfídrico e CO <sub>2</sub>
Benzeno	2,8	30 ppm	Inflamável
Tolueno	3,1	30 ppm	Inflamável
Ácidos Orgânicos	GT 2	Traço	Odores
Compostos organo sulfúricos	GT 1.5	50 ppm	Odores

LEL = Limite inferior de explosividade; UEL = limite superior de explosividade  
 Fonte: U.S Army Corps of Engineers (2013).

Tabela 3-3 Valores típicos de densidade e viscosidade a 0°C e pressão atmosférica

Vapor Constituinte	Densidade (kg/m <sup>3</sup> )	Viscosidade (Pa*s)
Ar	1,29	1,71 x 10 <sup>-5</sup>
Metano	0,72	1,03 x 10 <sup>-5</sup>
Dióxido de Carbono	1,9	1,39 x 10 <sup>-5</sup>
50% CH <sub>4</sub> + 50% CO <sub>2</sub>	1,35	1,21 x 10 <sup>-5</sup>
60% CH <sub>4</sub> + 40% CO <sub>2</sub>	1,19	1,17 x 10 <sup>-5</sup>

Fonte: U.S Army Corps of Engineers (2013).

### 3.5.4 Produção de Biogás e a relação com o substrato

Na prática, nem todo resíduo orgânico é biodegradável. Além da concentração dos compostos biodegradáveis no resíduo, a sua biodegradabilidade determina a quantidade de gás gerado. Usualmente, aceita-se que os restos alimentícios, papel e papelão são completamente biodegradáveis, enquanto os têxteis e mistura de resíduos não combustíveis são 50% biodegradáveis, à medida que os resíduos com misturas combustíveis são 60% biodegradáveis (BURNLEY, 2001).

A fórmula molecular da matéria orgânica presente no resíduo depende da quantidade de lipídios, carboidratos, proteínas e outros compostos (Tabela 3-4). De acordo com a estequiometria, a mais alta produção de biogás é obtida através da digestão de gorduras (PAWLOWSKA, 2014). Segundo Jorgensen (2009), teoricamente, em condições normais (0°C e 1 atm.), existe cerca de 1444 m<sup>3</sup> de

biogás, com fração de metano de 70,2%, a partir de 1 Mg de lipídeos; já para 1Mg de celulose, podem ser obtidos 830 m<sup>3</sup> de biogás com 50% de CH<sub>4</sub>; para as proteínas, com 1 Mg pode-se alcançar uma produção de 793 m<sup>3</sup> de biogás, sendo 63,6% de metano.

Tabela 3-4 Taxa de produção de metano por composto bioquímico

Frações	Taxa de Produção de CH <sub>4</sub> (m <sup>3</sup> / kg seco da fração)		
	Wang <i>et. al</i> (1997)	Shekdar (1997)	Ehrig (1991)
Carboidratos	0,415	0,424	0,453
Proteínas	0,517	0,517	0,509
Lipídios	-	-	1,021

Fonte: Adaptado de Maciel (2009)

A concentração individual dos compostos químicos, na composição da fração orgânica do RSU, depende da composição morfológica do resíduo (PAWLOWSKA, 2014). Uma maior fração de resíduos de podas e alimentícios é associada uma maior concentração de celulose (C) e hemicelulose (H). A fração da celulose somada a hemicelulose é responsável por 91% do potencial metanogênico do RSU (BARLAZ *et al.*, 1989a). A celulose e a hemicelulose são os principais componentes biodegradáveis presentes no RSU, enquanto a lignina (L), outro componente orgânico importante, é, na melhor das situações, apenas lentamente biodegradável sob condições metanogênicas. Celulose e hemicelulose estão presentes no papel e em produtos derivados da madeira (BARLAZ, 2006). Na Tabela 3-5 está a concentração de celulose, lignina e hemicelulose em resíduo domiciliar fresco.

O'Leary e Walsh (1991) confirmam que o biogás gerado através da decomposição da celulose, tem concentração de 51% de CH<sub>4</sub> e 49% de CO<sub>2</sub>. O dióxido de carbono por ser bem mais solúvel em água que o metano deve ser transferido para o lixiviado, aumentando assim a relação de metano no biogás (MICALES e SKONG, 1997).

Tabela 3-5 Composição orgânica de resíduos residenciais (% de massa seca)

Referência	Eleazer <i>et al.</i> (1997)	Rhew e Barlaz (1995)	Barlaz <i>et al.</i> (1989)	Ress <i>et al.</i> (1998)	Price <i>et al.</i> (2003)
Celulose	28,8	38,5	28,8	48,2	43,9
Hemicelulose	9	8,7	11,9	48,2	10,0
Lignina	23,1	28,0	15,2	14,5	25,1
Holocelulose/Lignina	1,64	1,68	4,15	4,06	5,38
Sólidos Voláteis	75,2	-	78,6	71,4	-

Fonte: Adaptado de Barlaz (2006)

Barlaz (2006) apresenta ainda as diferenças de concentração desses compostos orgânicos devido a origem do resíduo. Enquanto papéis de escritório tiveram concentração de lignina de 0,93 a 2,3 %, os papéis de jornais tiveram uma concentração bastante elevada, em torno de 21,1 a 23,9 %, um dos fatores que contribuem com essa diferença é o tipo de tinta utilizado para impressão de jornais.

Segundo Maciel (2009), a forma mais simples de avaliar a biodegradação dos resíduos é analisar as reações químicas envolvidas considerando a quantidade e qualidade do lixiviado e, principalmente, dos gases produzidos. Porém, é fundamental a consideração o substrato e os agentes biológicos responsáveis pela decomposição, e não apenas o produto final. Os parâmetros biológicos e químicos, que podem ajudar a avaliar a biodegradabilidade e com isso a produção de biogás, podem ser vistos na Tabela 3-6.

Tabela 3-6 Parâmetros utilizados para avaliar a biodegradação dos RSU

Natureza	Parâmetros para avaliação da biodegradabilidade dos RSU
Físico-química	Sólidos voláteis (SV), sólidos totais (ST), teor de celulose, teor de hemicelulose, teor de lignina, índice de proteína, índice de lipídios, relação celulose/lignina (C/L), Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Total (CT), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), temperatura da massa, pH, matéria orgânica solúvel, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Teor de Nitrogênio Kjehldal (TKN), ácidos graxos voláteis, entre outros.
Biológica	Potencial Bioquímico de Metano (BMP, GB21 e GS21), AT-4 (atividade de respiração aeróbia), Índice Respiração Dinâmica (DRI), contagem e genética de microrganismos, entre outros.

O percentual de celulose e a relação celulose / lignina vêm sendo utilizados como parâmetro para avaliar a biodegradação do RSU, entretanto é difícil estabelecer correlações lineares entre estes parâmetros e a biodegradação dos resíduos, pois outros componentes dos resíduos também podem influenciar o processo (lipídios, proteínas, pectina e amido (MACIEL, 2009).

A quantidade de sólidos voláteis é um bom parâmetro para indicar a degradação biológica dos materiais aterrados ao longo do tempo, porém, isoladamente não é um bom indicador para o potencial de geração de gás remanente, porque nem todas as frações voláteis são convertidas em gás, como no caso do plástico e borracha (MACHADO *et al.*, 2009). Rohrs *et al.*, (2003) sugerem que a estimativa de compostos orgânicos voláteis pode ser obtida pela medida de celulose

de amostras ou corrigindo os sólidos voláteis (SV) pela porção de matéria não biodegradável ou recalcitrante.

Devido aos vários componentes passíveis de degradação, Lefebvre *et al.*, (2003) relatam que a biodegradação metanogênica não pode ser apenas estimada pela quantidade de celulose da amostra e Rhors *et. al.* (2003) afirmam que o indicador (SV - L)/L é o mais preciso para avaliar a biodegradabilidade dos resíduos.

Em relação a vazão de gases produzidos por aterros sanitários, estudos realizados no aterro sanitário Delta A (Campinas-SP) relatam que a vazão total de biogás calculada foi de 1874,06 Nm<sup>3</sup>/h, sendo a de metano equivalente a 1057,30 Nm<sup>3</sup>/h, com potencial de 157 Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/Mg de resíduo aterrado, já o aterro Bandeirantes, os valores calculados atingem a ordem de 125 Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/Mg de resíduo aterrados (ENSINAS, 2003).

O potencial de biogás/metano para o resíduo, após pré-tratamento mecanizado, em uma batelada, foi de 330-400 Nm<sup>3</sup>/Mg de SV (BRAUN *et al.*, 2003). Já para uma fração de resíduo domiciliar orgânico (restos de alimentos, resíduos de vegetais e frutas), que são muito susceptíveis a biodegradação, alcançou a potencial de 808-813 Nm<sup>3</sup>/Mg SV (SCHIEVANO *et al.*, 2009). Enquanto isso Barlaz *et al.* (1997) encontrou um potencial muito baixo de 62 a 288 Nm<sup>3</sup>/Mg ST, assumindo 50% de CH<sub>4</sub> no biogás, utilizando como substrato resíduos de podas.

### **3.6 Inibição da produção de biogás**

Para Jorgenses (2009), a inibição significa que tal substância tem efeito negativo nos microrganismos sem, necessariamente, mata-los. Em estudo realizado por Barlaz *et al.* (1989b), a inibição foi definida quando houvesse falha na evolução da concentração de metano por 3 semanas consecutivas, uma vez que o aumento da concentração de metano é o principal indicador que o processo de desenvolvimento da população de microbiana.

O processo pode ser inibido por meio de efeito endógeno, devido as condições do meio ou do material, criado durante o processo sob certas circunstâncias, ou exógeno, quando a interferência é externa.

Existem diversos materiais, tanto orgânicos quanto inorgânicos, que podem ser tóxicos ou inibidores ao processo anaeróbio. O termo “tóxico” é relativo e a concentração na qual o material se torna tóxico ou inibidor pode variar de uma fração de mg/L a milhares de mg/L (McCARTY, 1964)

Os microrganismos geralmente têm a habilidade de se adaptar a situações com concentrações outrora inibidoras (McCARTY,1964).

Para McCarty (1964), a melhor forma de impedir o processo de inibição é fazendo controle e seleções dos materiais que entram no reator, o que é uma tarefa difícil, especialmente se tratando de aterro sanitários onde o material é extremamente heterogêneo.

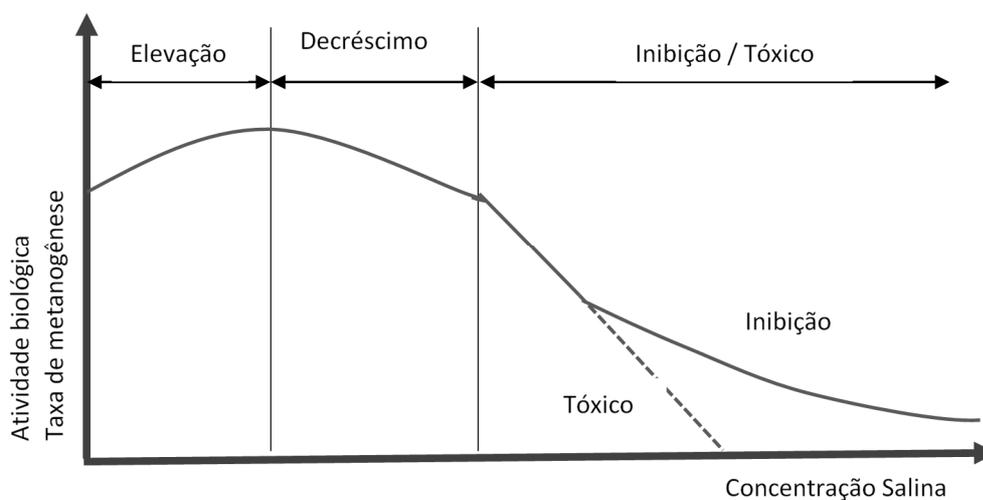
Fatores como concentração de sais (Figura 3-14), elevação na produção de ácidos, metais pesados, umidade, altas concentrações de amônia, dentre outros, podem ocasionar a inibição da atividade anaeróbia (McCARTY,1964; BARLAZ *et al.*,1989b; JORGENSES,2009; MICALES e SKONG, 1997), sendo concluído em diversos estudos que o fator mais crítico para decomposição em aterros sanitários é o teor de umidade (BOGNER e SPOKAS, 1993).

A concentração de sais como sódio, potássio, cálcio ou magnésio são frequentes causas de ineficiência ou falha no processo anaeróbio. O motivo do efeito inibitório desses sais é bastante complexo. As concentrações listadas na Tabela 3-7 como “moderadamente inibidor” podem ser toleradas, mas requerem certa aclimação pelos microrganismos. (MCCARTY, 1964).

Existe uma importância especial para se estudar o efeito de sais, especificamente o NaCl, constituinte fundamental de águas salobras e salinas. Em condições de escassez hídrica, como nos climas áridos e semi-áridos, a recirculação de água pode ser fundamental para acelerar a biodegradação, porém nesses climas a única fonte hídrica disponível pode ser águas marinhas ou águas subterrâneas com alto teor de sais (HOSSAIN *et al.*, 2013; ALKAABI *et al.*, 2009).

Alkaabi *et al.* (2009) concluíram que o aumento da concentração de sal causou a redução do volume total de metano e aumento do *lag* time, o tempo para alcançar o pico de produção diária e o tempo de estabilização. A alta concentração de sal pode ter causado um aumento da pressão osmótica nas células metanogênica no qual aumentou o tempo de aclimação ao ambiente salino houve redução de 33% na produção de metano quando a concentração de sal foi de 3%. Já Kargi e Dincer (1996) encontraram que o aumento da concentração de sal em tratamentos biológicos de esgotos diminuiu em cerca de 60% a eficiência na remoção de DQO.

Figura 3-14 Efeito do Sal Na Digestão Anaeróbia



Fonte: Adaptado de McCarty (1964)

Tabela 3-7 Efeitos por concentrações dos sais

Cátion	Efeito (Concentrações em mg/L)		
	Estimulador	Moderadamente Inibidor	Fortemente Inibidor
Sódio	100 – 200	3500 – 5500	8000
Potássio	200 - 400	2500 – 4500	12000
Cálcio	100 – 200	2500 – 4500	8000
Magnésio	75 – 150	1000 – 1500	3000

Fonte: Adaptado de McCarty (1964)

O nitrogênio é essencial para o crescimento bacteriano e a amônia é uma importante fonte de nitrogênio, porém, a amônia em alta concentração é altamente tóxica para os microrganismos anaeróbios (JORGENSES,2009). A amônia é geralmente formada no processo anaeróbio decorrente da degradação de proteínas ou ureia. De acordo com a Equação (3-1), quando a concentração do íon hidrogênio é suficientemente alto (pH de 7,2 ou mais baixo), o equilíbrio é deslocado para esquerda, então a inibição é relacionada a concentração do íon amônio. Com o pH mais alto, o equilíbrio da reação é deslocado para a direita e a concentração do gás amônia deve tornar-se inibidor. O gás amônia é inibidor a concentrações bem inferiores que o íon amônio (McCarty, 1964). As concentrações de amônia e seu efeito decorrente estão listadas na Tabela 3-8.



Tabela 3-8 Efeito da Amônia no Processo Anaeróbio

Concentração da Amônia (mg/L)	Efeito no processo anaeróbio
50 – 200	Benéfico
200 – 1000	Nulo
1500 – 3000	Inibidor
Acima de 3000	Tóxico

Fonte: Adaptado de McCarty (1964)

Outro importante processo inibidor endógeno é o acúmulo de ácidos orgânicos formados durante a digestão anaeróbia, se esses ácidos não são consumidos, logo que formados, isso pode levar a acidificação do meio (JORGENSES,2009). A alta concentração de matéria orgânica e umidade, frequentemente causa a extensão da fase *lag* dos organismos metanogênico devido a inibição ácida no início da fase anaeróbia. Para minimizar a inibição ácida dos metanogênicos, alguns estudos têm sido realizados para ajustar a condição do RSU na fase inicial pela redução de produção ácida através da aeração (XU *et al.*, 2014). Além desse fator, a elevação da concentração de metais pesados como cobre, zinco e níquel está relacionado com a maioria dos problemas relacionados à metais pesados, na digestão anaeróbia (McCarty, 1964). Na Tabela 3-9, estão relacionados os agentes inibidores e suas concentrações.

Tabela 3-9 agentes inibidores e suas concentrações

Agente	Concentração Inibidora	Concentração Tóxica	
Chloride	$Cl^-$	< 8000 mg/L	10000 mg/L
Cyanide	$CN^-$	2 – 20 mg/L	30 mg/L
Formaldeído	$H_2CO$	100 – 400 mg/L	500 – 1000 mg/L
Fenol	$C_5H_5OH$	100 – 200 mg/L	
Clorofórmio	$CHCl_3$	> 1 mg/L	> 50 mg/L
Hidrogênio	$H_2$	p(H <sub>2</sub> ) a 10 <sup>-4</sup> atm	
Cobre	$Cu^{+++}$	10 -250 mg/L	200 – 400
Cromo	$Cr^{+++}$	50 – 100 mg/L	200 – 400 mg/L
Níquel	$Ni^{++}$	100 – 200 mg/L	300 – 1000 mg/L
Sódio	$Na^+$	3000 – 10000 mg/L	
Cálcio	$Ca^{++}$	8000 mg/L	
Magnésio	$Mg^{+++}$	3000 mg/L	
Zinco	$Zn^+$	350 – 1000 mg/L	
Sulfato	$SO_4^-$	500 – 4000 mg/L	
Sulfito		200 mg/L	
Gás Sulfídrico	$H_2S$	250 – 1000 mg/L	

Amônia Livre	$NH_3$	50 – 100 mg N/L	100 – 200 mg N/L
Amônia total	$NH_4^+ + NH_3$	1000 – 6000 mg N/L	10000 mg N/L (pH <7,5)

Fonte: Adaptado de Jorgenses (2009)

### 3.7 Aterros Simulados

Os dados mais confiáveis para fins práticos, visando o processo de biodegradação dos RSU, deveriam ser obtidos por investigações *in situ* em aterros sanitários, porém, nem sempre isso é possível (ALCÂNTARA, 2007). A maioria das pesquisas que têm como objetivo estudar o comportamento geomecânico do RSU têm sido embasadas na construção de células experimentais de grandes dimensões, que comportam um volume muito grande de RSU (MACIEL e JUCÁ, 2011; SIMÕES e CATAPRETA, 2013, BENATTI *et al.*, 2013).

Células experimentais de dimensões reduzidas, também denominadas de lisímetros (do grego “Lusis” que quer dizer “solução e “Metron” que significa medida), podem ser uma alternativa interessante para serem empregadas no estudo do comportamento dos resíduos, quanto a aspectos físicos, químicos, microbiológicos (ALCÂNTARA, 2007).

De acordo com Cardoso *et al.* (2005), testes com lisímetros possibilitam avaliar o processo de degradação de resíduos sob condições mais controladas. Além disso, pode ser feita uma caracterização mais detalhada dos resíduos do que quando dispostos em aterros.

Segundo Alcântara (2007), os lisímetros podem ser divididos em escalas de campo e de laboratório.

Os lisímetros de campo, do tipo aterro simulado, cuja sua concepção foge a concepção básica de um aterro sanitário, os resíduos são confinados em células de concreto, alvenaria, metal ou outros materiais que podem influenciar no ambiente interno do lisímetro, tornando-os diferentes de um aterro sanitário real. Esse método é satisfatório para testes de novos métodos e processos ou estudar e aperfeiçoar técnicas de tratamento de resíduos já utilizadas.

Alcântara (2007) realizou estudo utilizando dois lisímetros no Aterro Muribeca-PE com o objetivo de avaliar as condições de biodegradação dos resíduos sólidos. Os lisímetros eram cilíndricos e possuíam 2,0m de diâmetro e altura útil de 2,50 m e 2,65 m para o lisímetro 1 e lisímetro 2, respectivamente. Os lisímetros foram preenchidos com 5200 kg (L1) e 6100 kg (L2). O monitoramento realizado envolveu a composição

do biogás (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, O<sub>2</sub> e CO), temperatura dos resíduos, recalques superficiais e em profundidade, avaliação da cobertura, análises físico-químicas e bacteriológicas do lixiviado e geração do lixiviado. Esse estudo foi relevante para alcançar dados importantes referentes a biodegradação dos RSU nas condições brasileiras. Um dos dados importantes foi a importância do teor de umidade na biodegradação dos RSU. Para essa pesquisa foi determinado que a umidade ótima situaram-se entre 53% e 58%.

Rafizul *et al.* (2012), construíram três lisímetros de campo, localizados em Bangladesh e construídos em alvenaria, com seção transversal circular e diâmetro interno de aproximadamente 1,48 m e altura total de 3,35 m. Os lisímetros foram preenchidos com cerca de 2800 kg de resíduos e o estudo avaliou a decomposição, a produção de gás e lixiviado em 3 configurações distintas. O estudo em lisímetros foi importante para, através dessas diferentes configurações, obter dados sobre produção de biogás e, principalmente, para obter resultados referentes ao lixiviado, como o índice de poluição, importante para prever o tratamento adequado do lixiviado antes do lançamento no meio ambiente.

Karnchanawong *et al.* (2002) também construíram um lisímetro circular, só que em aço revestido internamente com epóxi. O lisímetro tinha 1,90 m de diâmetro e foi preenchido em três etapas, cada uma com 2 m de altura e intervalo de 6 meses entre as etapas. No total foram utilizados 7.997 kg de resíduos nas três etapas. O projeto localiza-se na cidade de Chiang Mai, na Tailândia, e foi importante a utilização do lisímetro para investigar a produção de metano em aterro simulado com operação em três bateladas de preenchimento e também estudar o efeito da chuva na biodegradação dos resíduos, fator importante, especialmente para a região tropical úmida.

De acordo com Youcai *et al.* (2002), os lisímetros operados em laboratório são mantidos sob condições artificiais, não sujeitos às condições reais atmosféricas, como os lisímetros de campo. Esses experimentos geralmente são constituídos de pequenos reatores construídos em plástico, acrílico, vidro ou metal e, de acordo como têm sido utilizados para simular o comportamento da degradação de resíduos em aterros.

Youcai *et al.* (2002) concluíram que estudos de laboratórios, desde que os lisímetros contenham algumas centenas de quilogramas, apresentam apenas uma tendência de comportamento da massa de resíduo, mas que valores reais de

parâmetros de lixiviado, gases e recalques, para uma correta operação de aterros, só podem ser obtidos em trabalhos de campo.

Alcântara (2007) cita como principal vantagem dos lisímetros de laboratório o baixo custo e o maior controle das variáveis inerentes ao processo de biodegradação, porém, os experimentos em escala reduzida são menos representativos. O processo de biodegradação pode ser mais rápido dentro de lisímetros de pequena escala, e isso se deve possivelmente a uma maior quantidade de oxigênio por unidade de resíduo fresco no início do processo (YOUCAI *et al.*, 2002).

Hossain *et al.* (2013) utilizaram lisímetros de bancada, com 22,7 litros de volume, para avaliar o comportamento na biodegradação de resíduos sólidos, especialmente na produção de biogás, com recirculação de água salina, na cidade de Corpus Christi, Texas, EUA. Experimento semelhante ao realizado por Alkaabi *et al.* (2009), que com o mesmo objetivo, usaram lisímetros de PVC com 30 cm de diâmetro e 125 cm de altura, com volume útil de resíduos de 0,07 m<sup>3</sup>.

A fim de avaliar a influência da compactação dos resíduos na geração de metano, Ko *et al.* (2015) utilizaram dois lisímetros, em aço inox, com 18cm de diâmetro interno e 75 cm de altura. Variáveis como temperatura, pressão atmosférica e umidade puderam ser controladas, variando assim, a compactação do RSU confinado, concluindo que a elevação da produção de biogás está relacionada como o aumento da densidade do resíduo devido à elevação da compactação.

Tendo visto o que foi explanado anteriormente e dado a importância dos aterros sanitários na gestão dos resíduos sólidos para o Brasil, se faz necessário o estudo detalhado das situações particulares que podem ocorrer nos aterros sanitários no Brasil.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Projeto e concepção dos Lisímetros

Nesta pesquisa, foram construídos 6 lisímetros a partir de 3 tanques semienterrados já existentes (Figura 4-1), com 3,05 m de comprimento, 1,13 m de altura e 1,40 m de largura, localizados na área experimental do Laboratório de Protótipos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC) da Unicamp (Figura 4-2).

Figura 4-1 Tanques existentes



Figura 4-2 Localização da área de estudo

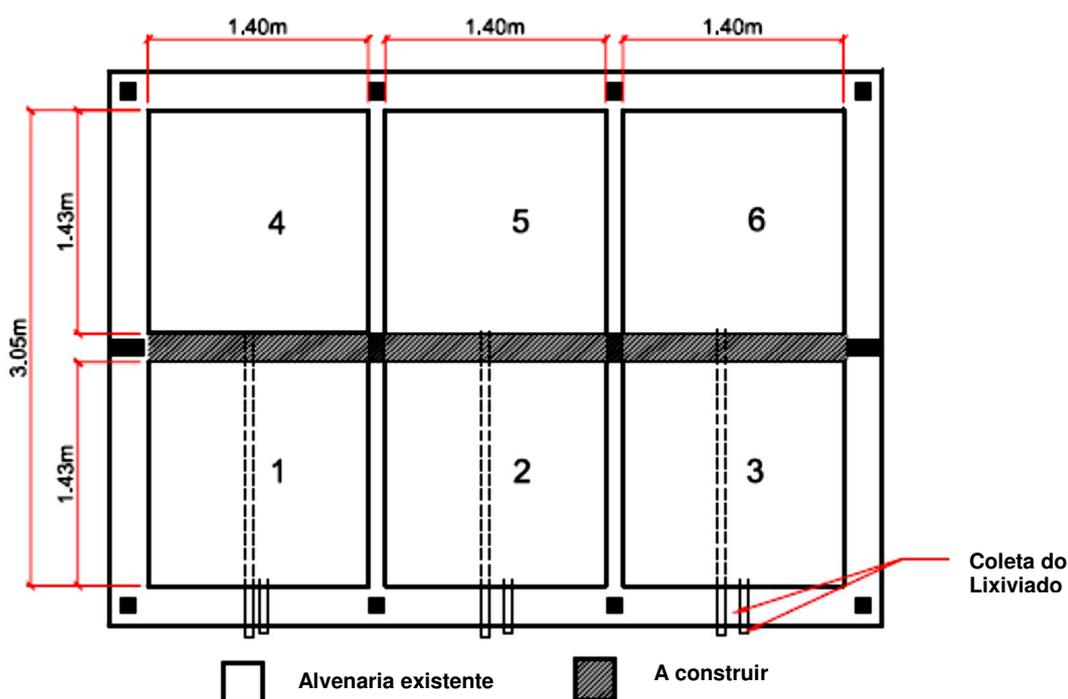


Esses tanques pertenciam ao antigo sistema de tratamento de efluentes do Hospital de Clínicas da Unicamp. Desta forma, foi possível aproveitar parte da alvenaria existente para construção dos lisímetros.

Cada lisímetro tem seção transversal retangular de 1,40m x 1,43m (Figura 4-3) e foram preenchidos com aproximadamente 2,25 Mg de RSU, totalizando 13,5 Mg de RSU nos 6 lisímetros.

Para esse cálculo foi considerado o peso específico do RSU de 8,0 kN/m<sup>3</sup>, referente ao peso específico do RSU no aterro municipal Delta A de Campinas-SP

Figura 4-3 Planta baixa dos lisímetros projetados



O RSU utilizado foi advindo da estação de transbordo da cidade de Campinas, onde está o aterro sanitário Delta A. Após a homogeneização e caracterização, os RSU foram transportados para a área dos lisímetros, com quantidade suficiente para o preenchimento de um lisímetro por vez, a fim de se evitar a biodegradação dos resíduos antes do preenchimento.

#### 4.1.1 Projeto dos Lisímetros

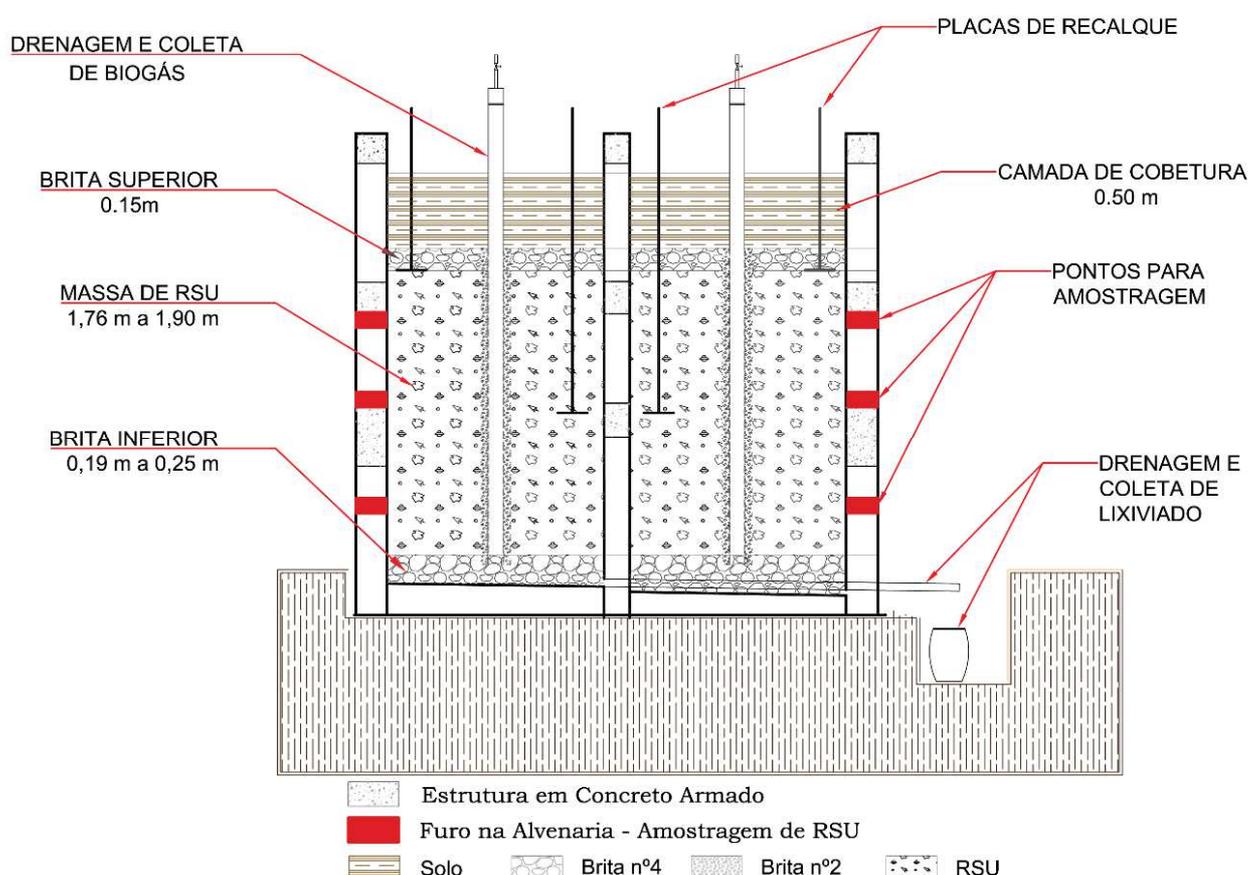
Os lisímetros foram concebidos como uma simulação de um aterro sanitário, com isso, vários sistemas e instrumentos que fazem parte de um aterro sanitário foram replicados nos lisímetros. Além disso, outros instrumentos foram utilizados para obtenção de dados referentes à temperatura da massa de resíduo, ao lixiviado, aos gases e aos recalques. Os sistemas presentes nos lisímetros são listados na Tabela

4-1 e o corte dos lisímetros apresentando esses sistemas é apresentado na Figura 4-4.

Tabela 4-1 Sistemas constituintes dos lisímetros

Sistemas Existentes nos Lisímetros
Sistema de drenagem e coleta de lixiviado;
Sistema de drenagem e coleta de gases;
Camada de cobertura;
Sistema de recirculação de solução salina;
Sistema de amostragem de RSU;
Instrumentação

Figura 4-4 Corte esquemático dos lisímetros



#### 4.1.1.1 Sistema de Drenagem e Coleta de Lixiviado

Para a drenagem e coleta do lixiviado, o fundo dos lisímetros foram inclinados transversalmente, em forma de calha com declividade média de 3%, e longitudinalmente com declividade média de 2%, para encaminhar o lixiviado para um único ponto evitando bolsões. Nesse ponto, o lixiviado foi coletado por tubulação de

PVC de 50 mm e encaminhado para bombonas plásticas com capacidade de 30 L. Cada lisímetro foi conectado à sua respectiva bombona.

No caso dos lisímetros nº 4, 5 e 6 (Figura 4-3), que se situam atrás dos primeiros lisímetros (lisímetros nº 1, 2, 3; Figura 4-3), o fundo foi levemente elevado durante a concretagem, para que a tubulação PVC pudesse passar por dentro dos lisímetros nº 1, 2 e 3, na declividade correta, para assim, ter acesso às respectivas bombonas (Figura 4-4)

As bombonas dos 6 lisímetros foram dispostas em um fosso localizado na parte frontal dos lisímetros nº 1, 2 e 3 (Figura 4-4).

A fim de evitar a colmatção do sistema de drenagem de lixiviado e perda de massa de resíduos, cada lisímetro tinha uma camada drenante de brita nº4 com espessura média de aproximadamente 20cm, esse valor variava de acordo com a profundidade do lisímetro (Figura 4-4).

#### **4.1.1.2 Sistema de Drenagem e Coleta de Gases**

O sistema de drenagem e coleta de gases foi composto por tubulação de PVC de 100mm de diâmetro, perfurada com furos de 8 mm uniformes e igualmente espaçados a cada 16 mm. Esta tubulação foi envolvida por um tubo de PVC de 200mm que foi preenchido com brita nº 2 no anel circular formado entre o tubo de drenagem (D=100mm) e o tubo de D=200 mm, para criar uma camada de proteção do tubo de drenagem vertical. Essa camada de proteção foi executada em lances de 60 cm a medida que ocorria a compactação do RSU. A tubulação foi locada no centro de cada lisímetro e sobia verticalmente, a partir da camada de brita drenante do fundo do lisímetro (Figura 4-4).

Esse sistema atravessava toda a massa de RSU, camada superior de brita e camada de cobertura, ficando em torno de 30 cm acima dessa última camada. As perfurações da tubulação se cessavam antes de atingir a superfície da camada de brita, para que não ocorresse a perda dos gases para a atmosfera.

No topo da tubulação existia um *cap* de PVC adaptado para receber mangueira cristal de 15mm (diâmetro externo; ½”) para coleta dos gases e direcionamento dos gases.

#### **4.1.1.3 Sistema de recirculação de solução salina**

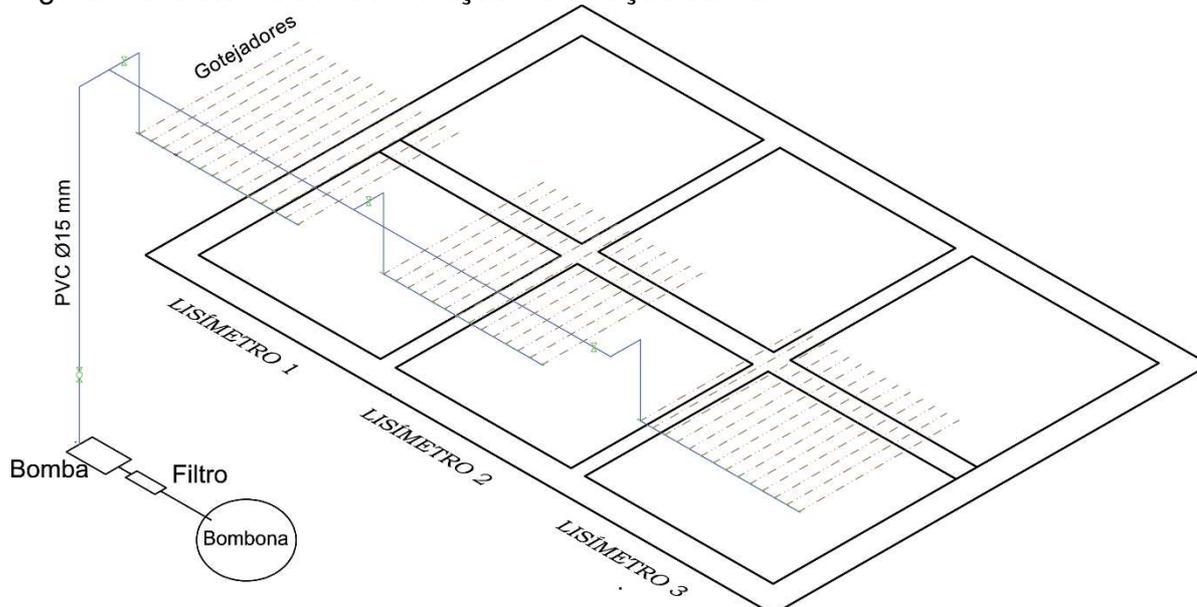
Os sistemas de recirculação de solução salina (Figura 4-5), cujo o objetivo era promover a inibição ou o retardamento da fase metanogênica, foram implantados nos

lisímetros nº 1, 2 e 3, e consistiam de bombeamento de solução de Cloreto de Sódio (NaCl) nas concentrações de 83 g/L e 200 g/L, elaborada a partir de sal de cozinha.

A solução de NaCl era armazenada em uma bombona de 60 L e era bombeada por uma bomba centrífuga de ½ c.v., através de uma tubulação de PVC de 15 mm (1/2").

Os gotejadores foram locados no meio da camada de brita superior dos lisímetros nº1, 2 e 3 e consistiam de tubos gotejadores (próprios para irrigação) de 20 mm de diâmetro com gotejadores espaçados a cada 20 cm. Foram 14 ramais paralelos distribuídos ao longo da seção transversal dos lisímetros para que houvesse uma boa distribuição da solução.

Figura 4-5 Sistema de recirculação de solução salina



#### 4.1.1.4 Camada de Cobertura

A camada de cobertura foi composta de solo proveniente da jazida do Aterro Municipal Delta A de Campinas-SP, o qual foi classificado texturalmente como silte areno argiloso. Essa mesma jazida foi utilizada para as camadas de cobertura do Aterro Delta A. Essa camada tem uma espessura de 50 cm e se localizava sobre a camada superior de brita.

#### 4.1.1.5 Sistema de Amostragem de RSU

Em cada lisímetro existiam 9 posições para amostragem de RSU. Eram 9 aberturas através de tubulação de PVC de 100 mm, em 3 alturas diferentes, fechadas com cap de PVC para manter o ambiente anaeróbico sendo retirado apenas no momento da amostragem. Essas aberturas serão utilizadas em pesquisas futuras para

coleta de amostras de RSU (5 g por abertura) para posterior análise físico-química e microbiológica. O sistema construído pode ser observado na Figura 4-10 e na Figura 4-11.

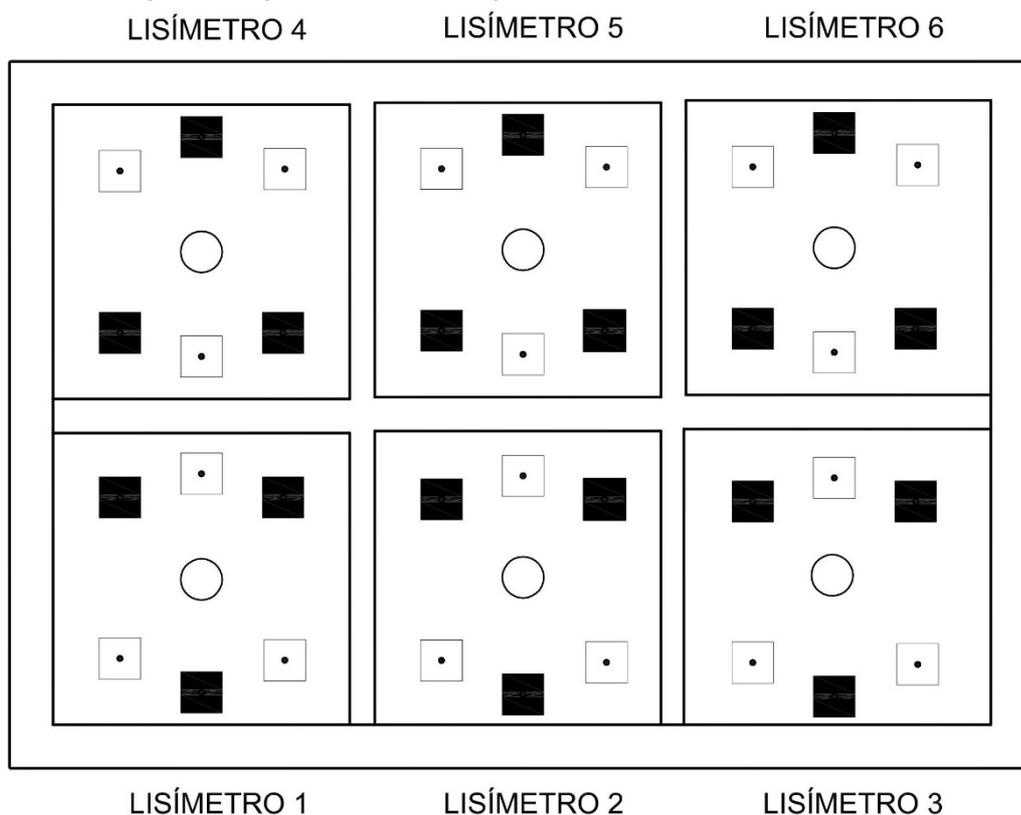
#### **4.1.1.6 Instrumentação**

Em cada lisímetro foram instaladas 6 placas de recalque, 3 placas na interface RSU-camada superior de brita e 3 placas na altura média da massa de RSU. As placas são de aço carbono com dimensões de 20 cm por 20 cm.

As placas de recalque de superfície foram colocadas na posição em “V” e as placas de recalque do meio foram colocadas na posição em “V” ao contrário, de tal forma que não houvesse influência de uma placa sobre a outra, conforme pode ser visto na Figura 4-6.

Os lisímetros foram ainda instrumentados com medidores de temperatura, da massa de resíduo, do tipo *termopar* e com equipamento que permitia medir a velocidade e temperatura do gás na parte externa dos drenos de biogás.

Figura 4-6 Locação das placas de recalque



■ PLACAS DE RECALQUE SUPERFICIAIS

□ PLACAS DE RECALQUE À MEIA PROFUNDIDADE

#### 4.2 Construção dos Lisímetros

Para o aproveitamento dos 3 tanques existentes e transformá-los em 6 lisímetros, foram utilizadas estrutura de concreto armado convencional e alvenaria de blocos de concreto simples. Como fôrma para as estruturas, cintas e pilaretes, foram utilizados blocos do tipo calha (Figura 4-7 e Figura 4-8).

O cintamento em concreto armado foi executado sobre todo o perímetro dos antigos tanques e também para elevar a nova parede, transformando os três tanques em 6 lisímetros. Essa estrutura foi repetida em mais dois lances, à meia altura e na última fiada de assentamento dos blocos.

As paredes foram elevadas até uma altura média de 3,00m em relação ao piso dos lisímetros.

Figura 4-7 Execução do primeiro lance de cinto da estrutura dos lisímetros

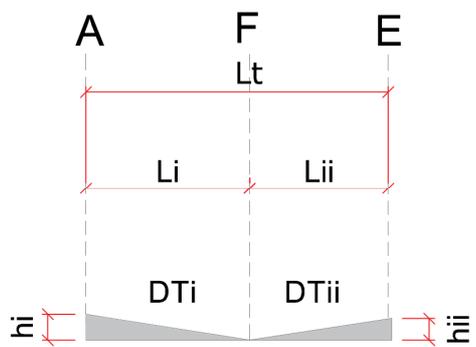
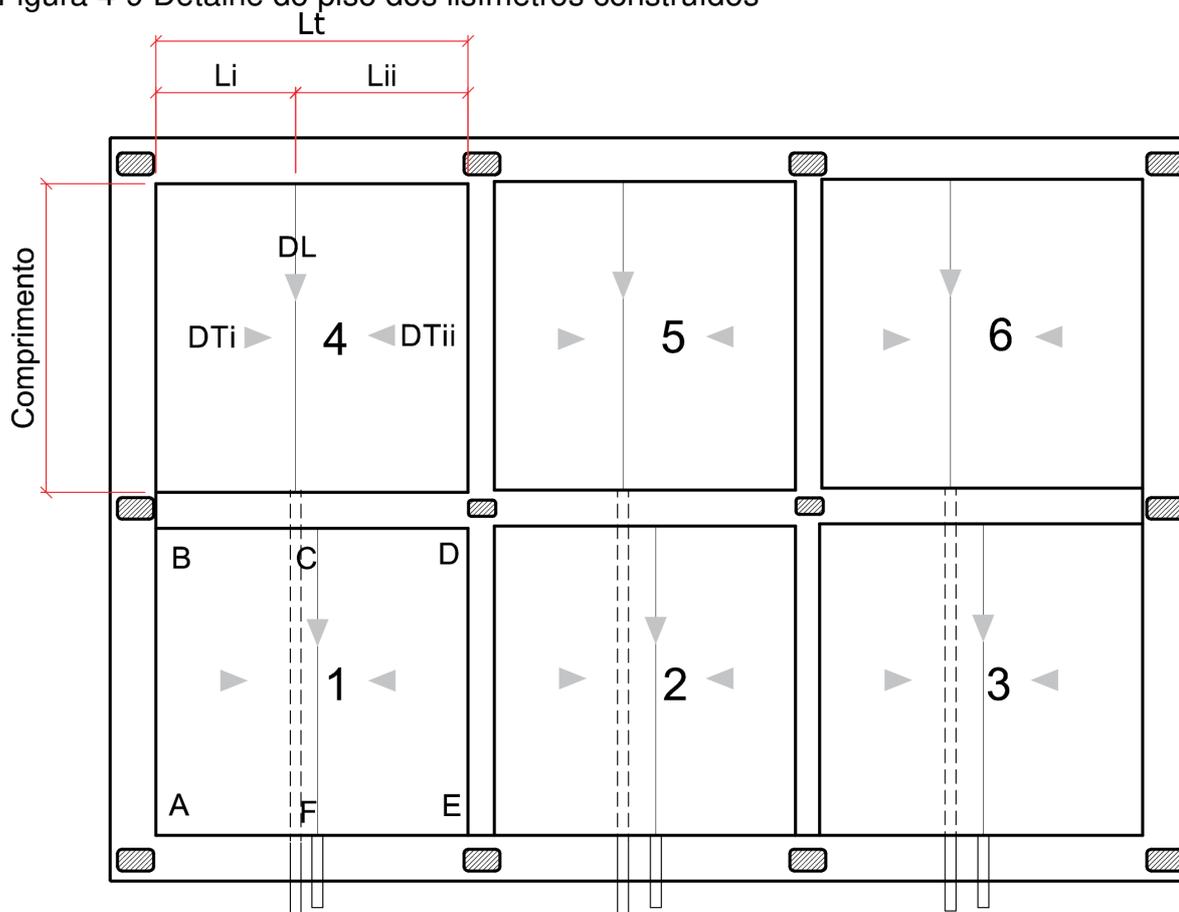


Figura 4-8 Construção dos lisímetros

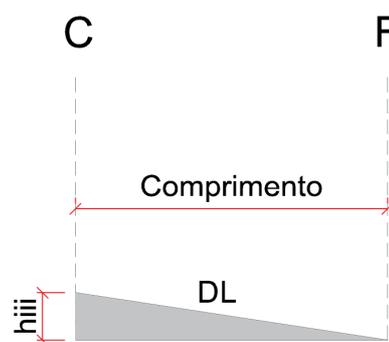


Os pisos dos lisímetros foram executados em concreto simples, com duas declividades: longitudinal ( $DL \approx 2\%$ ) e transversais ( $DTi$  e  $DTii \approx 3\%$ ), para que o lixiviado drenado fosse direcionado para um único ponto, por lisímetro. O detalhe do piso pode ser verificado na Figura 4-9 e as medidas exatas para cada lisímetro, como construídos, estão na Tabela 4-2.

Figura 4-9 Detalhe do piso dos lisímetros construídos



DECLIVIDADES TRANSVERSAIS



DECLIVIDADE LONGITUDINAL

Tabela 4-2 Declividades de todos os lisímetros

Medidas		Lisímetros						Média	Desvio Padrão
		1	2	3	4	5	6		
hi	cm	1,5	2,0	2,0	3,0	2,0	1,0	1,9	0,7
hii	cm	2,0	3,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,2	0,4
hiii	cm	3,0	4,0	2,0	3,0	3,0	2,0	2,8	0,8
Li	cm	74	74	75	64	59	59	-	-
Lii	cm	69	64	73	79	79	88	-	-
Lt	cm	143	138	148	143	138	147	142,8	4,3
Comprimento	cm	142	143	144	143	143	143	143	0,6
Dti	%	2,0	2,7	2,7	4,7	3,4	1,7	2,9	1,1
Dtii	%	2,9	4,7	2,7	2,5	2,5	2,3	2,9	0,9
DL	%	2,1	2,8	1,4	2,1	2,1	1,4	2,0	0,5

Após a execução de todas as alvenarias, e antes do revestimento com argamassa, foram feitos os furos, de aproximadamente 100 mm, para execução do sistema de amostragem de RSU. Foram acoplados, nesses furos, tubos de PVC DN 100 mm, como podem ser vistos na Figura 4-10. A locação de todos os furos está apresentada na Figura 4-11, com auxílio Tabela 4-3.

Figura 4-10 Sistema de amostragem de RSU



Figura 4-11 Locação dos furos

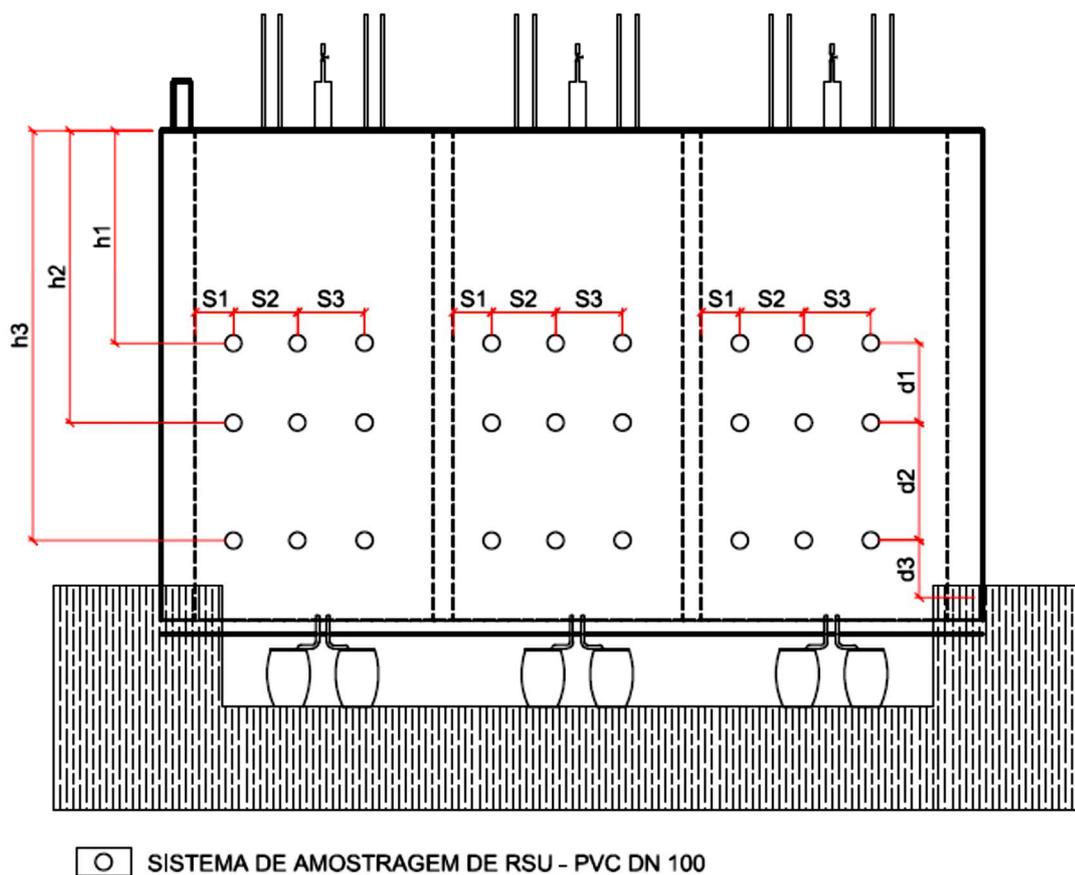


Tabela 4-3 Medidas da Locação dos Furos

Medidas		Lisímetros						Média	Desvio Padrão
		1	2	3	4	5	6		
<b>h1</b>	<b>cm</b>	128	129	129	130	130	129	129,2	0,75
<b>h2</b>	<b>cm</b>	177	177	177	177	178	177	177,2	0,41
<b>h3</b>	<b>cm</b>	247	249	246	247	249	248	247,7	1,21
<b>S1</b>	<b>cm</b>	22	18	31	20,5	20	27	23,1	4,92
<b>S2</b>	<b>cm</b>	34,5	33	32	37	32	32	33,4	2,01
<b>S3</b>	<b>cm</b>	34,5	39	35,5	33	34	35	35,2	2,07
<b>d1</b>	<b>cm</b>	49	48	48	47	48	48	48,0	0,63
<b>d2</b>	<b>cm</b>	70	72	69	70	71	71	70,5	1,05
<b>d3</b>	<b>cm</b>	28	28,8	30,2	30,4	26,6	29,8	29,0	1,47

**OBS:**

As cotas sempre têm como referência a borda superior dos lisímetros

h1, h2, h3, distância vertical da borda superior do lisímetro ao eixo do tubo .

S1: distância horizontal da face interna dos lisímetros ao eixo da primeira fileira de tubos.

S2 e S3, espaçamento horizontal entre a primeira e segunda fileira e segunda e terceira fileira, respectivamente.

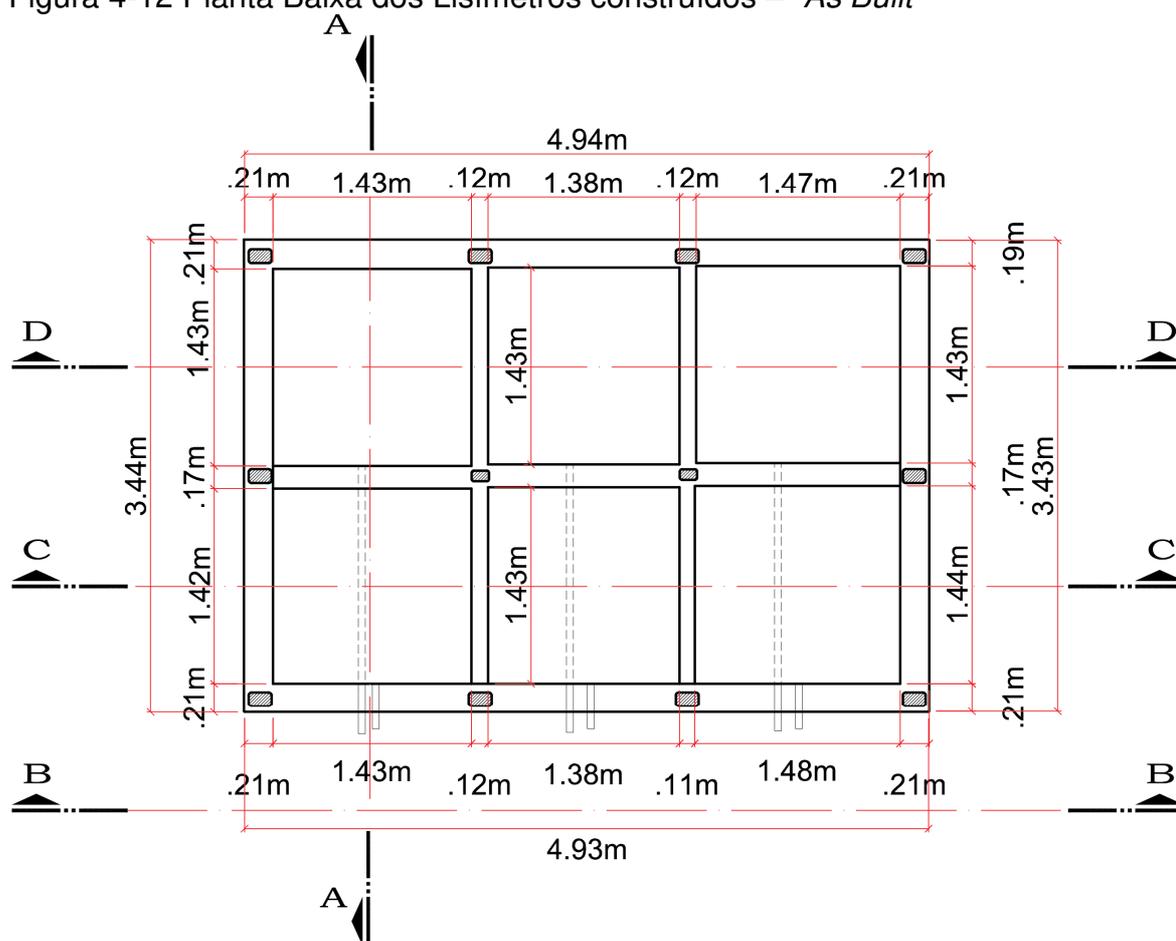
d1 e d2, espaçamento vertical entre a primeira e segunda linha e segunda e terceira linha, respectivamente.

d3: distância vertical entre a última linha de tubos e a camada de brita inferior.

As paredes internas e o fundo dos lisímetros foram impermeabilizadas, de forma a impedir a percolação do lixiviado pelo solo, sobre o qual os lisímetros foram construídos. O impermeabilizante utilizado foi o Anticorrosivo Viaplus DIQUE da marca Viapol, indicado para impermeabilização de tanques sépticos. A aplicação do impermeabilizante foi feita em três demãos diretamente sobre as paredes internas rebocadas. As demãos foram cruzadas, respeitando o tempo de cura entre elas. Para isso foram utilizadas trinchas.

Ao final da execução da construção civil dos lisímetros, foram levantadas todas as dimensões e notaram-se divergências em relação as dimensões projetadas (1,40 m x 1,43 m). A Figura 4-12 mostra a planta baixa, com as dimensões, dos lisímetros construídos e a Tabela 4-4 sintetiza essas informações.

Figura 4-12 Planta Baixa dos Lisímetros construídos – “As Built”



## PLANTA BAIXA

esc 1:50

Tabela 4-4 Dimensões dos Lisímetros Construídos

Dimensões	Lisímetros						Média	Desvio Padrão	
	1	2	3	4	5	6			
<b>Largura (Lt)</b>	m	1,43	1,38	1,48	1,43	1,38	1,47	1,43	0,04
<b>Comprimento</b>	m	1,42	1,43	1,44	1,43	1,43	1,43	1,43	0,01
<b>Área</b>	m <sup>2</sup>	2,03	1,97	2,13	2,04	1,97	2,10	2,04	0,06
<b>Altura*</b>	m	3,02	3,02	3,00	2,98	2,98	2,97	3,00	0,02

\* Altura em relação ao ponto do piso menos profundo

### 4.3 Caracterização e Preenchimento dos Lisímetros

A caracterização do RSU e o preenchimento dos lisímetros ocorreram sequencialmente. A medida que se encerrava o preenchimento de um lisímetro, caracterizava-se o resíduo para preencher o próximo e, assim, sucessivamente.

#### 4.3.1 Caracterização Gravimétrica do RSU

Para realização da caracterização gravimétrica dos RSU foram consideradas as seguintes categoriais de resíduos: matéria orgânica, papel, papelão, plástico duro, plástico mole, metal, vidro, embalagem longa vida, fraldas e absorventes, diversos, madeira, tecido, perigosos, resíduo de construção civil e poda.

Foram selecionados 4 setores de coleta representativos de todo o município, característicos das seguintes classes sociais: Classe A (20 salários mínimos ou mais), Classe B (10 a 20 salários mínimos), Classe D (menos de 10 salários mínimos, a qual engloba a classes sociais C, D e E). Os setores onde a atividade comercial era predominante foram classificados como Classe Comercial. As classes C, D e E foram unidas em uma única classe, com coleta em setor com características representativas dessas classes, pois é difícil diferenciar setores específicos de cada uma delas. As classes e os setores de coleta utilizados nos lisímetros e sua composição foram arranjados de modo a preservar a composição real dos resíduos coletados no município de Campinas-SP. Mais detalhes sobre o processo de composição e caracterização gravimétrica pode ser conhecido em Benatti *et al.* (2013) e em Miguel *et al.* (2016). Essa composição é apresentada na Tabela 4-5.

Tabela 4-5 Composição do RSU de Campinas

<b>Composição em Classes Sociais do RSU de Campinas</b>		
<b>Classe</b>	<b>Setor de Coleta</b>	<b>Porcentagem</b>
Classe A	Setor 24	10,9%
Classe B	Setor 32	15,4%
Classe Comercial	Setor 18	9,4%
Classe D	Setor 64	64,3%

A caracterização gravimétrica foi realizada conforme cronograma apresentado na Tabela 4-6. Devido à falta de pessoal e tempo para fazer a caracterização de todas as Classes por preenchimento de lisímetro, só foi possível fazer uma classe por turno.

Sendo assim, o caminhão do setor da classe a ser caracterizada era descarregado em um local adequado, escolhido pelos responsáveis do aterro e com

o auxílio de retroescavadeira ou de pá carregadeira foi feito o quarteamento e homogeneização do resíduo, conforme a NBR 10.007 (ABNT, 2004), até chegar ao volume representativo de um tambor de 200L.

Tabela 4-6 Cronograma da Caracterização

Cronograma da Caracterização do RSU	
Data	Classe Caracterizada
25/02/2015	Classe A
	Classe B
04/03/2015	Classe Comercial
	Classe D
18/03/2015	Classe B
25/03/2015	Classe A
	Classe D
15/04/2015	Classe Comercial
	Classe B
27/04/2015	Classe D

As caracterizações foram feitas adotando 15 categorias, como apresentado na Tabela 4-7.

Tabela 4-7 Categorias para caracterização gravimétrica

Categoria	Descrição
Matéria Orgânica	Restos de comida, excrementos de animais e vegetais
Papel	Papel, revistas e jornais
Papelão	Caixas, caixas de ovo,
Plástico duro	Embalagens em plástico duro, plástico duro em geral
Plástico mole	Sacolas plásticas, sacos de lixo, copos plásticos e filme
Metais	Ferrosos e não ferrosos
Vidros	Garrafas, vidros planos, vidros em geral
Embalagem longa vida	Embalagens longa vida
Fraldas e absorventes	Fraldas e absorventes
Diversos	Borracha, espuma, matérias misturados com mais de uma categoria, latas de tinta, sapatos, lâmpadas e baterias.
Madeira	Madeira, <i>palets</i> de madeira
Tecidos	Roupas, tecidos em geral
Perigosos	Lixo de banheiro: papel higiênico usado
Entulhos	Resíduos de demolição, como: tijolos, concreto, areia, solo
Podas	Resíduos vegetais separados em sacos plásticos

### 4.3.2 Preenchimento dos lisímetros

A fim de se manter a homogeneidade entre os lisímetros durante o preenchimento foi realizado um croqui com as alturas previstas para cada camada. Para esse cálculo, foi utilizado o peso específico do RSU compactado de  $8 \text{ kN/m}^3$ . Esse croqui é apresentado na Figura 4-13 e as medidas de cada camada para cada lisímetro são explicitadas na Tabela 4-8.

Figura 4-13 Croqui da previsão dos lisímetros preenchidos

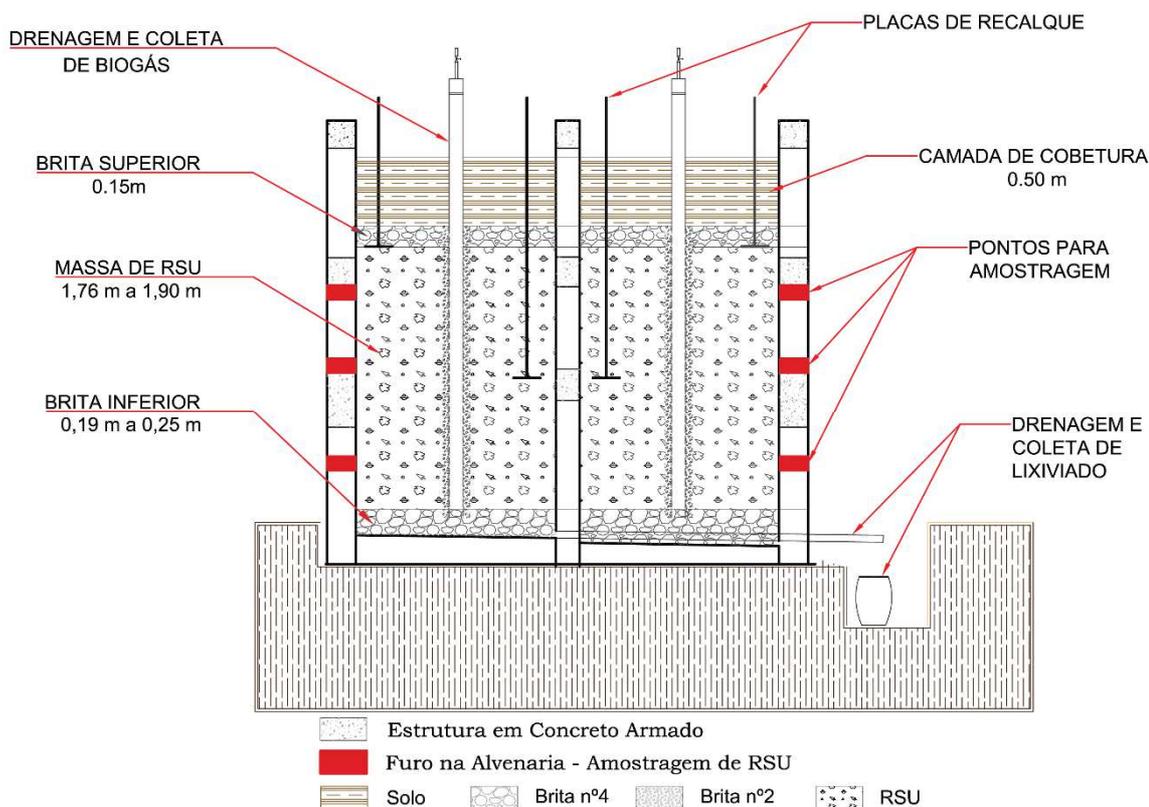


Tabela 4-8 Previsão das medidas das camadas para o preenchimento

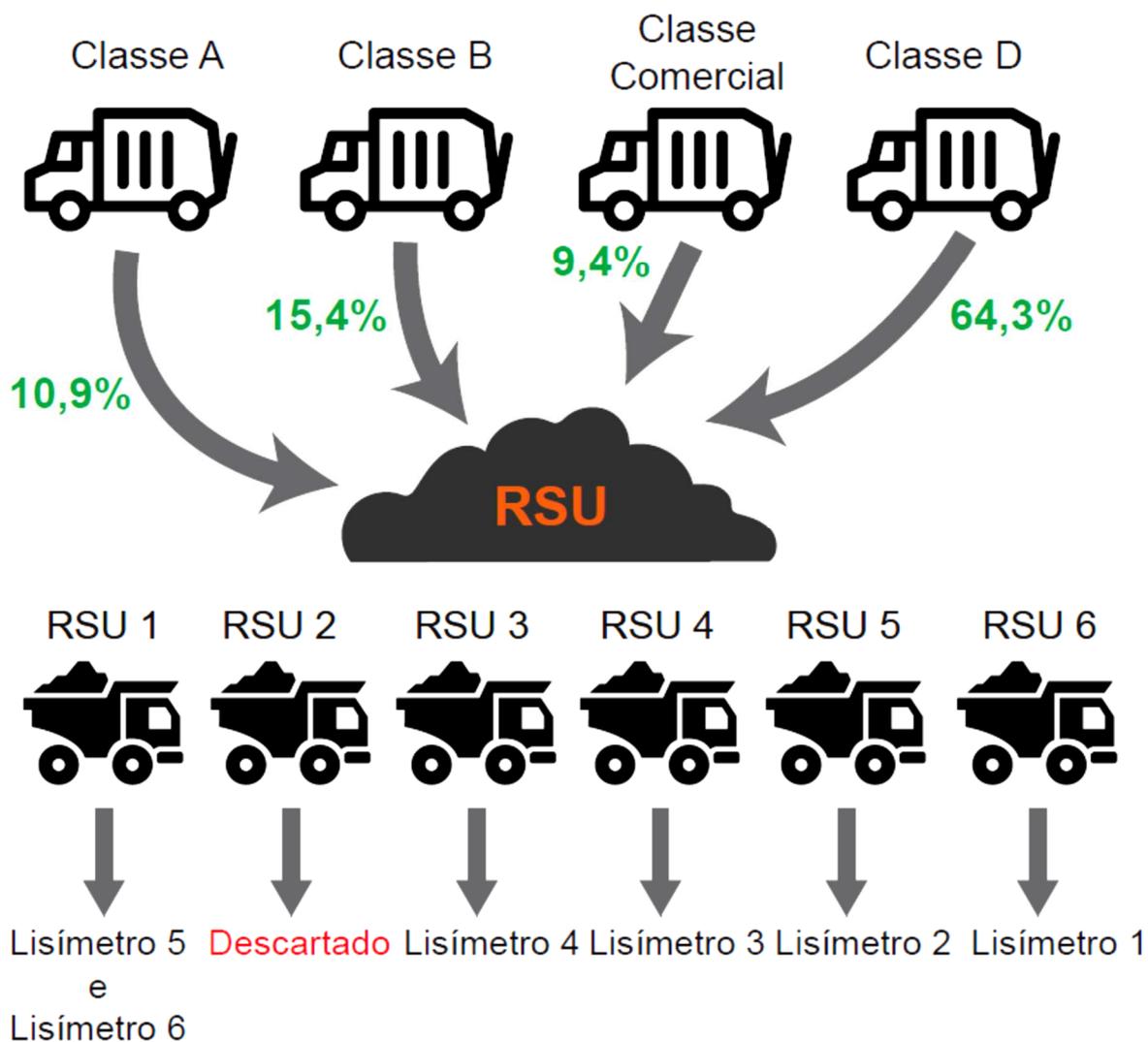
Medidas		Lisímetros						Média
		1	2	3	4	5	6	
<b>Espessura Camada de Cobertura</b>	<b>m</b>	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
<b>Espessura da camada de Brita Superior</b>	<b>m</b>	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
<b>Espessura da camada de Brita Inferior</b>	<b>m</b>	0,25	0,23	0,24	0,21	0,19	0,19	0,22
<b>Volume de Resíduo</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80
<b>Peso Específico do Resíduo Compactado</b>	<b>kN/m<sup>3</sup></b>	8,00	8,00	8,00	8,00	8,00	8,00	8,00
<b>Área dos Lisímetros</b>	<b>m<sup>2</sup></b>	2,03	1,97	2,13	2,04	1,97	2,10	2,04
<b>Espessura da Camada de Resíduo</b>	<b>m</b>	1,85	1,90	1,76	1,83	1,90	1,78	1,84
<b>Sobra*</b>	<b>m</b>	0,27	0,24	0,35	0,29	0,24	0,35	0,29

\*Distância do topo da camada de cobertura para a borda superior do lisímetro

As diferenças nas alturas da camada de resíduos e brita inferior são devidas as diferentes áreas dos lisímetros e diferentes profundidades. Para se manter a homogeneidade entre lisímetros, a massa de RSU depositada foi mantida constante.

Após a caracterização da classe determinada, que ocorreu sempre no dia anterior ao início do preenchimento, o caminhão basculante era carregado com o resíduo que seria utilizado para o preenchimento dos lisímetros. Para isso foram feitas composições com as classes de coletas, proporcionais ao resíduo que é coletado na cidade de Campinas, conforme apresentado na Tabela 4-5. Essas composições foram feitas através de medições volumétricas aproximadas utilizando a concha do maquinário como referência. Todos os caminhões foram pesados ao saírem do Aterro Delta A e serem encaminhados para Unicamp. Essa etapa do processo está ilustrada na Figura 4-14.

Figura 4-14 Composição do RSU para preenchimento dos lisímetros



Ao chegar à Unicamp, o caminhão basculante descarregava o RSU sobre uma lona plástica para proteger o solo local e garantir a gravimetria analisada (Figura 4-15 Figura 4-16).

Figura 4-15 Descarregamento do caminhão na área dos lisímetros

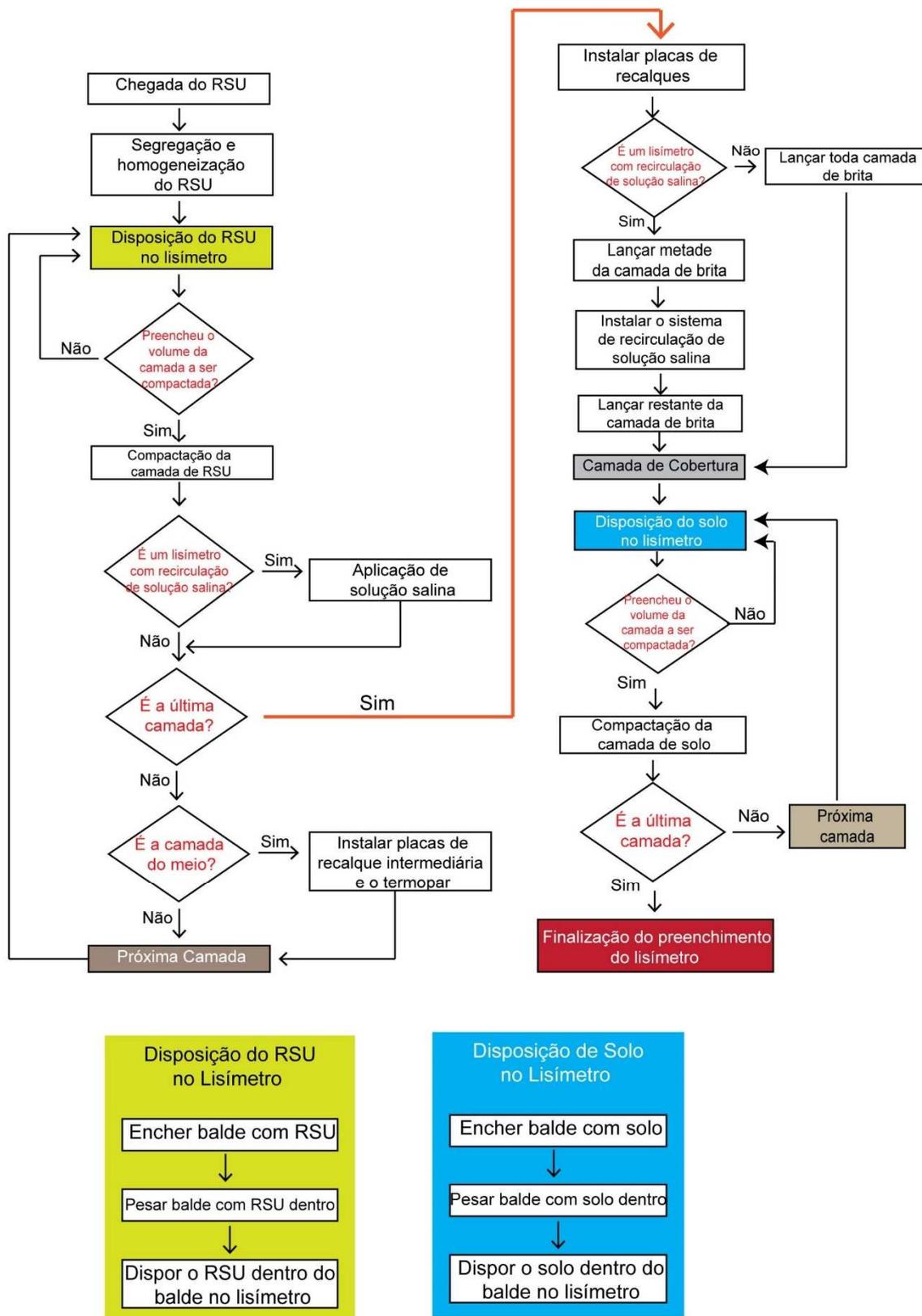


Figura 4-16 RSU disposto sobre a lona



O processo de preenchimento se deu conforme o fluxograma apresentado na Figura 4-17.

Figura 4-17 Fluxograma do processo de preenchimento dos lisímetros

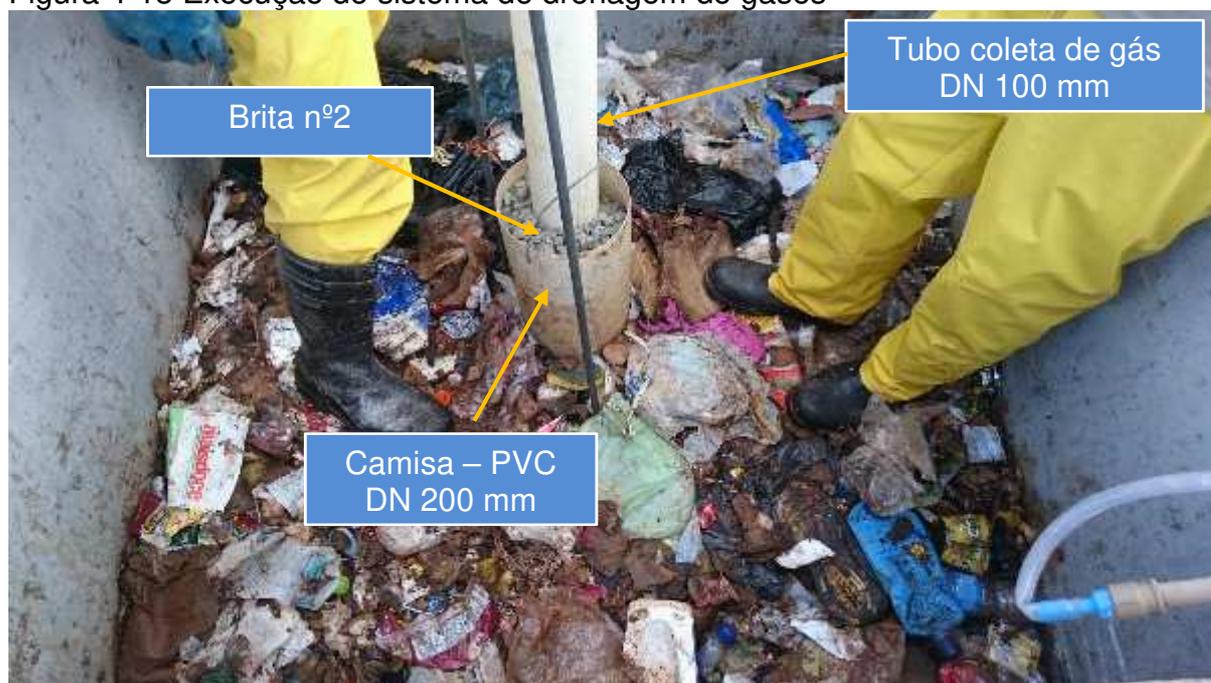


Com o RSU descarregado, era então feita uma seleção, removendo os resíduos volumosos e abrindo os sacos plásticos para uma melhor homogeneização e para facilitar a compactação, ao serem depositados nos lisímetros.

Previamente ao preenchimento com RSU, foi executada a camada de drenagem inferior, com média de 20 cm espessura (esse valor varia com a profundidade e inclinação dos pisos dos lisímetros) utilizando brita nº 4. Esse trabalho foi executado com auxílio de uma retroescavadeira.

Antes de iniciar o processo de preenchimento com RSU, eram locados os tubos perfurados para drenagem vertical de gases. O tubo era fincado na camada inferior de brita no centro dos lisímetros. Para evitar a colmatação do sistema, foi feita uma “camisa” (revestimento) de cerca de 60 cm de comprimento com tubo PVC DN 200. O anel interno vazio formado pelas diferenças dos diâmetros da “camisa” (200 mm) e do dreno de gás (100 mm) foi preenchido com brita nº2, como mostrado na Figura 4-18. .

Figura 4-18 Execução do sistema de drenagem de gases



Para o preenchimento dos lisímetros foram utilizados baldes de 20 L, os quais eram pesados individualmente em balança digital antes de serem depositados nos lisímetros. A pesagem do resíduo foi de suma importância para que se obter a mesma massa de RSU, aproximadamente, em todos os lisímetros. O controle do

preenchimento foi feito através da massa que entrava nos lisímetros com auxílio de planilha eletrônica.

Após serem pesados, os baldes (Figura 4-19) eram descarregados manualmente e individualmente nos lisímetros, para isso contou-se com apoio de andaimes.

Figura 4-19 Baldes com RSU prontos para serem pesados e depositados



Os resíduos eram depositados em camadas de 12 cm e compactados com equipamento do tipo “sapo” por empresa especializada, com o objetivo de alcançar o peso específico de projeto,  $8,00 \text{ kN/m}^3$ . A espessura de 12cm foi adotada, durante o processo de preenchimento, após várias tentativas com diferentes medidas até atingir um valor mais próximo possível do peso específico de projeto, e uma boa logística do processo.

A compactação do RSU com este tipo de equipamento foi bastante difícil, devido a heterogeneidade do material a ser compactado. A compactação cessava quando o atingia a marca final estabelecida anteriormente ao início da compactação da camada, assim atingindo o peso específico de projeto ( $8,00 \text{ kN/m}^3$ ) ou quando não

era mais possível compactar o resíduo até a marca. Então, era calculado o peso específico do RSU compactado, através da diferença das espessuras das camadas inicial (antes da compactação) e final (depois da compactação). Para os lisímetros que foram submetidos à percolação pela solução salina (L1, L2 e L3), após a compactação da camada e antes de depositar o RSU para uma nova camada, foi feita a irrigação com esta solução (Figura 4-20).

Figura 4-20 Irrigação com solução salina após compactação da camada



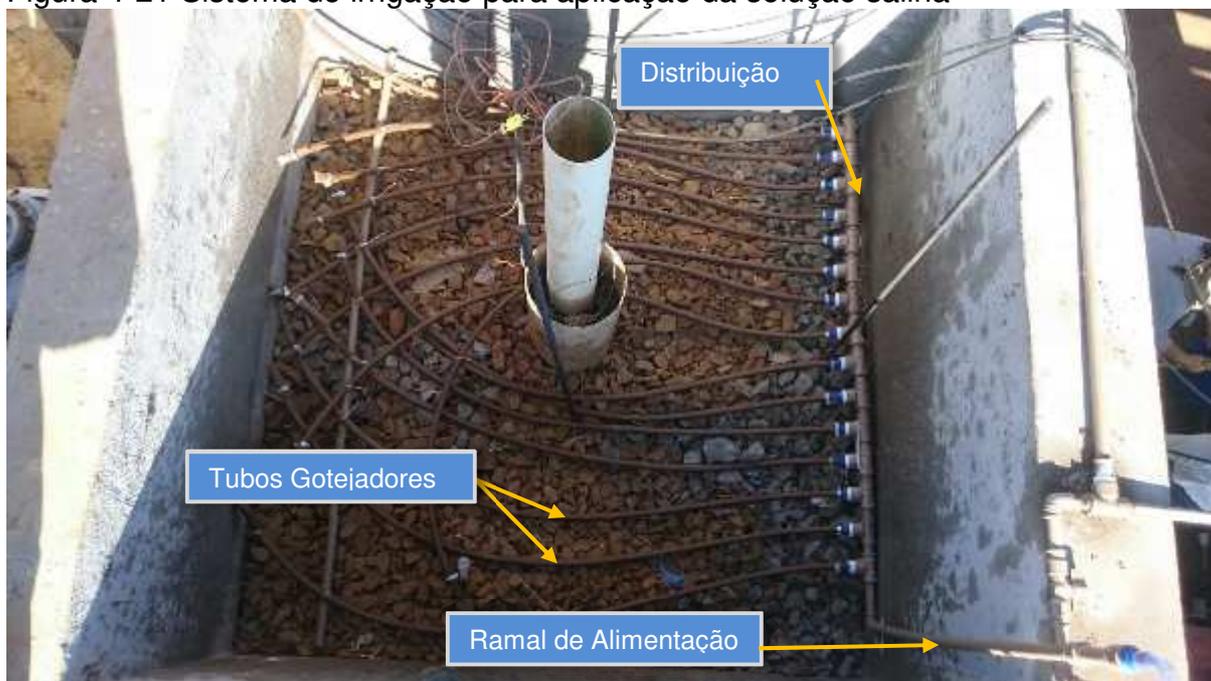
O processo de compactação repetiu-se até alcançar a quantidade de massa de RSU estabelecida. A quantidade de resíduo depositada nos lisímetros teve como base o primeiro lisímetro preenchido, o lisímetro nº6. No processo de preenchimento do lisímetro nº6, ao se atingir a altura máxima da camada de resíduo (prevista na Tabela 4-8), foi somada a massa total e estabelecido esse valor como base para os próximos lisímetros.

Ao alcançar a marca da metade da massa total de RSU prevista, independentemente da altura, foram instaladas as placas de recalques à meia altura (Figura 4-6) e também o termopar para monitoramento da temperatura da massa resíduo.

Após a última camada de RSU, antes da execução da camada de brita superior, foram instaladas as placas de recalques superficiais, como previsto na Figura 4-6. Feito isso, executou-se a camada superior de brita, como previsto no croqui

apresentado na Figura 4-13, com brita nº 4 e 15 cm de espessura média. Este preenchimento foi realizado manualmente com baldes de 20 L. Nos lisímetros nº1, 2 e 3, que foram submetidos a aplicação da solução salina, foram instalados os sistemas de irrigação no meio dessa camada de brita, conforme o item 4.1.1.3 e Figura 4-21.

Figura 4-21 Sistema de irrigação para aplicação da solução salina



Para execução da camada de cobertura foi feito procedimento semelhante ao da compactação do RSU. O solo era pesado, depositado em camadas 20 cm e compactado até atingir o peso específico esperado final de  $18 \text{ kN/m}^3$ . Esse controle era feito com auxílio de planilha eletrônica automatizada que determinava a espessura final da camada (após compactação) para que o peso específico esperado fosse atingido. Foram utilizados dois solos, da mesma jazida, mas de diferentes horizontes. O solo 1 foi utilizado para a camada de cobertura dos lisímetros nº6 e 5, primeiros a serem preenchidos, e o solo 2 foi utilizado para a camada de cobertura dos lisímetros nº 1,2,3 e 4.

#### 4.3.3 Caracterização do Solo Utilizado na Camada de Cobertura

Para a realização dos ensaios de caracterização foram retiradas amostras dos solos usados para a camada de cobertura. Todos os materiais foram levados ao Laboratório de Mecânica dos Solos da Unicamp para caracterização a partir das normas padronizadas da ABNT:

- NBR 6457/86: Amostra de Solo - Preparação para Ensaio de Compactação e Ensaio de Caracterização (ABNT, 1986a);
- NBR 6508/84: Grãos de Solos que Passam na Peneira de 4,8mm – Determinação da Massa Específica dos grãos (ABNT, 1984a);
- NBR 7181/84: Análise granulométrica para solos (ABNT, 1984b),
- NBR 6459/84: Solo – Determinação do Limite de Liquidez (ABNT, 1984c);
- NBR 7180/84: Solo – Determinação do Limite de Plasticidade (ABNT, 1984d)

Após a determinação da massa específica dos grãos (ABNT, 1984a) e do teor de umidade dos solos (ABNT, 1986a) e, conhecendo o peso específico da camada de cobertura, foram determinados os demais índices físicos (peso específico do solo seco, índice de vazios, porosidade e grau de saturação) do solo por relações conhecidas da mecânica dos solos.

#### 4.4 Operação e Monitoramento dos Lisímetros

##### 4.4.1 Aplicação da Solução Salina de Cloreto de Sódio

A aplicação de solução de cloreto de sódio teve início no 68º dia de operação para o lisímetro L3, 61º dia para o lisímetro L2 e 63º dia para o lisímetro L3, após o preenchimento total do lisímetro. Foi realizada quinzenalmente, a partir de então. Em um dos períodos do estudo foi realizada uma sequência de 4 aplicações semanais consecutivas, de modo a verificar o comportamento do processo de biodegradação anaeróbia do RSU.

A aplicação em cada lisímetro foi executada mediante a preparação de 120 L de solução salina, elaborada a partir de água e sal de cozinha, da marca Lebre. Essa preparação era feita em 2 etapas de 60 L (para cada lisímetro) adequando-se a capacidade da bombona (Figura 4-22).

Figura 4-22 Sistema de bombeamento da solução salina



Inicialmente para preparar 120 L de solução de cloreto de sódio, foram utilizados 10 kg de sal de cozinha (concentração de 83 g/L). Posteriormente, a quantidade de sal foi aumentada para 24 kg de sal de cozinha para cada 120 L de solução (concentração de 200 g/L), com objetivo de potencializar o processo de inibição ou retardamento da biodegradação dos RSU.

As datas das aplicações de solução de cloreto de sódio são apresentadas na Tabela 4-9. Além das datas, a Tabela 4-9 apresenta os dias de operação para cada lisímetro e a concentração da solução utilizada.

Tabela 4-9 Datas da aplicação da solução salina

Data	Lisímetros (Dias de Operação)			Massa de NaCl (kg)	Concentração da solução (g/L)
	L1 (dias)	L2 (dias)	L3 (dias)		
02/06/2015	-	-	68	10	83
16/06/2015	-	61	82	10	83
30/06/2015	63	75	97	10	83
14/07/2015	77	89	110	10	83
28/07/2015	91	103	124	10	83
11/08/2015	104	116	137	10	83
31/08/2015	125	137	158	10	83
13/09/2015	138	150	178	24	200
20/09/2015	145	157	171	24	200
27/09/2015	152	164	178	24	200
03/10/2015	158	170	185	24	200
17/10/2015	172	184	191	24	200
04/11/2015	190	202	223	24	200
20/11/2015	206	218	239	24	200
07/12/2015	223	235	256	24	200
22/12/2015	238	250	271	24	200
05/01/2016	252	264	285	24	200
21/01/2016	268	280	301	24	200
14/02/2016	292	304	325	24	200
28/02/2016	306	318	339	24	200
12/03/2016	319	331	352	24	200
25/03/2016	332	344	365	24	200
10/04/2016	348	360	381	24	200
22/04/2016	360	372	393	24	200

#### 4.4.2 Monitoramento da Temperatura da Massa de RSU

Diariamente, foram realizadas as medições de temperatura da massa de RSU através dos sensores termopares em aço inoxidável instalados em cada lisímetro, na profundidade média da massa de RSU. As medições das temperaturas foram realizadas utilizando-se um leitor de temperatura, da marca Ômega, modelo HH11B, que é conectado ao termopar no momento da leitura, como mostrado na Figura 4-23.

Figura 4-23 Monitoramento da Temperatura

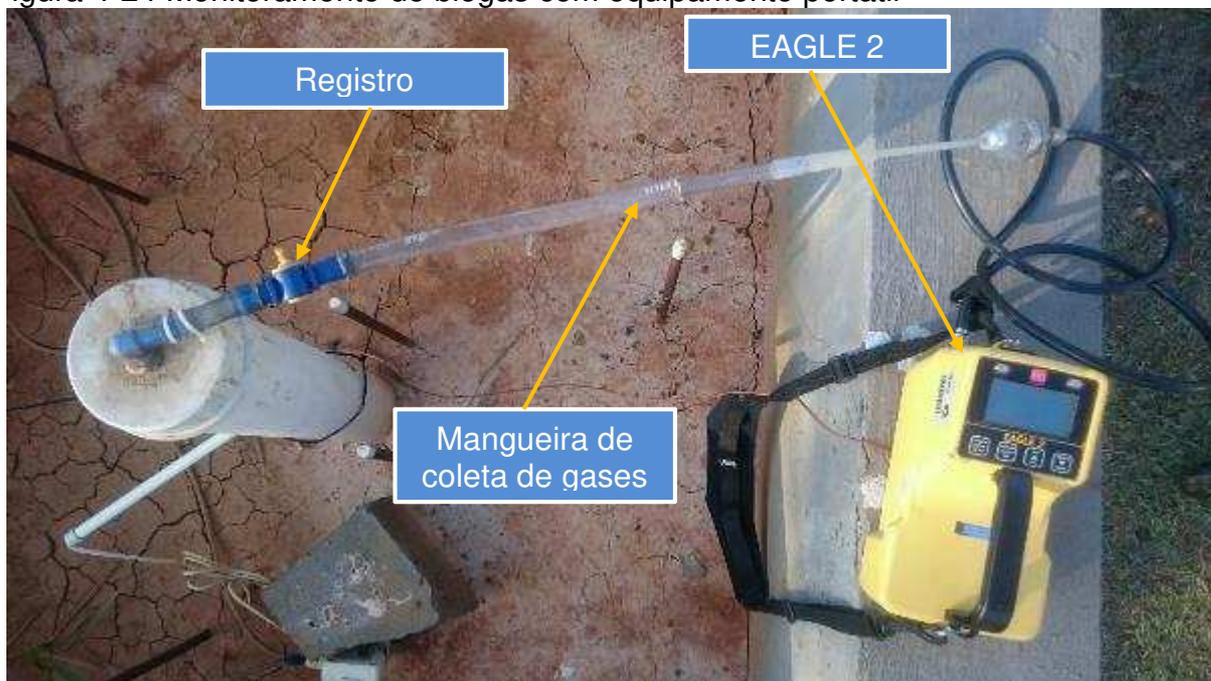


#### 4.4.3 Biogás

Para a determinação da concentração volumétrica do gás metano ( $\text{CH}_4$ ) e gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), foi utilizado o medidor portátil EAGLE 2 (Figura 4-24). Esse monitoramento foi realizado, semanalmente. Em alguns períodos, quando a concentração de metano se mostrou mais acentuada, foram realizadas medidas em dias consecutivos na tentativa da determinação do pico máximo da concentração de metano. As medições foram feitas individualmente, um lisímetro por vez. Para isso, a mangueira plástica de coleta de gás do equipamento era acoplada ao registro adaptado na extremidade superior do tubo de coleta de gás. O equipamento efetua uma pressão de sucção para a retirada do gás do interior do lisímetro e faz as análises das concentrações. Essa medição durava o tempo necessário para que o registro de concentração se estabilizasse, ou seja, quando a concentração dos gases atingisse o máximo e permanecesse constante. Após isso, o equipamento era desacoplado do

registro do tubo de coleta de gás e aguardava-se o equipamento zerar as concentrações dos gases para efetuar a medição do próximo lisímetro.

Figura 4-24 Monitoramento do biogás com equipamento portátil



As datas do monitoramento do biogás com equipamento portátil EAGLE 2 são apresentadas na Figura 4-25.

Figura 4-25 Datas do monitoramento do biogás com equipamento portátil

2015						
Janeiro		Fevereiro		Março		
D	S	T	Q	Q	S	S
				1	2	3
4	5	6	7	8	9	10
11	12	13	14	15	16	17
18	19	20	21	22	23	24
25	26	27	28	29	30	31
Abril		Maio		Junho		
D	S	T	Q	Q	S	S
					1	2
3	4	5	6	7	8	9
10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23
24	25	26	27	28	29	30
31						
D	S	T	Q	Q	S	S
	1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12	13
14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27
28	29	30				

Julho							Agosto							Setembro						
D	S	T	Q	Q	S	S	D	S	T	Q	Q	S	S	D	S	T	Q	Q	S	S
			1	2	3	4							1			1	2	3	4	5
5	6	7	8	9	10	11	2	3	4	5	6	7	8	6	7	8	9	10	11	12
12	13	14	15	16	17	18	9	10	11	12	13	14	15	13	14	15	16	17	18	19
19	20	21	22	23	24	25	16	17	18	19	20	21	22	20	21	22	23	24	25	26
26	27	28	29	30	31		23	24	25	26	27	28	29	27	28	29	30			
							30	31												

Outubro							Novembro							Dezembro						
D	S	T	Q	Q	S	S	D	S	T	Q	Q	S	S	D	S	T	Q	Q	S	S
				1	2	3	1	2	3	4	5	6	7			1	2	3	4	5
4	5	6	7	8	9	10	8	9	10	11	12	13	14	6	7	8	9	10	11	12
11	12	13	14	15	16	17	15	16	17	18	19	20	21	13	14	15	16	17	18	19
18	19	20	21	22	23	24	22	23	24	25	26	27	28	20	21	22	23	24	25	26
25	26	27	28	29	30	31	29	30						27	28	29	30	31		

Janeiro							Fevereiro							Março							
D	S	T	Q	Q	S	S	D	S	T	Q	Q	S	S	D	S	T	Q	Q	S	S	
					1	2			1	2	3	4	5	6			1	2	3	4	5
3	4	5	6	7	8	9	7	8	9	10	11	12	13	6	7	8	9	10	11	12	
10	11	12	13	14	15	16	14	15	16	17	18	19	20	13	14	15	16	17	18	19	
17	18	19	20	21	22	23	21	22	23	24	25	26	27	20	21	22	23	24	25	26	
24	25	26	27	28	29	30	28	29						27	28	29	30	31			
31																					

Abril						
D	S	T	Q	Q	S	S
					1	2
3	4	5	6	7	8	9
10	11	12	13	14	15	16
17	18	19	20	21	22	23
24	25	26	27	28	29	30

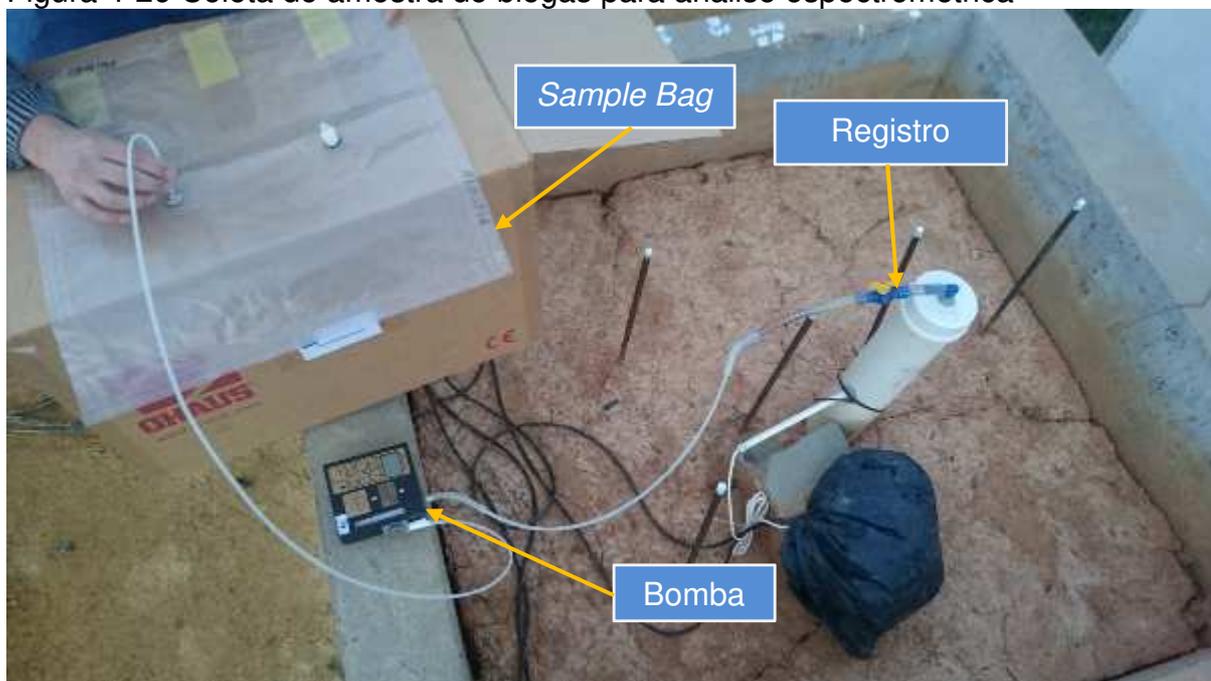
Além disso, foram feitas algumas coletas de amostras de gás, através de *sample bags*, para análises das composições químicas através da cromatografia gasosa acoplado a espectrômetro de massas realizadas pelo Instituto de Química da Unicamp. Esses procedimentos foram realizados acoplado uma bomba de amostragem de gases (modelo 224-PC-XR8 da marca SKC) ao registro adaptado do tubo de coleta de gases para a sucção do biogás de dentro dos lisímetros e armazenar esse biogás em sacos de amostragem (*Sample. Bags* modelo Tedlar, 20 L de volume e da marca SKC) para análise em laboratório. No laboratório, o biogás armazenado

nos *sample bags*, eram coletados através de seringas de injeção tipo Gastight da marca Hamilton e injetados no espectrômetro de massas (modelo GC 17A – QP5050A da marca Shimadzu) para análise da concentração dos gases usando coluna Plot Q. As concentrações do gás metano e dióxido de carbono, para cada lisímetro, foram determinadas através da média aritmética de três injeções no espectrômetro de massas. A coleta de uma amostra para esse procedimento está ilustrada na Figura 4-26. Essas análises foram feitas com o objetivo de averiguar a precisão e a confiabilidade dos resultados fornecidos pelo equipamento portátil EAGLE 2 e as datas dessas análises são apresentadas na Tabela 4-10.

Tabela 4-10 Datas das análises no Instituto de Química - Unicamp

Datas das Coletas e Análise no Instituto de Química
08/08/2015
22/08/2015
06/09/2015
13/09/2015
27/09/2015

Figura 4-26 Coleta de amostra do biogás para análise espectrométrica



## **5 RESULTADOS**

### **5.1 Caracterização Gravimétrica do RSU**

O resultado da campanha de caracterização gravimétrica, que consistiu de 10 caracterizações das 4 classes (A, B, Comercial e D) de coleta do RSU da cidade de Campinas-SP, é apresentado na Tabela 5-1. Além da gravimetria de todas as caracterizações, são apresentadas também as médias aritméticas por classe e a gravimetria total, que corresponde à média ponderada em relação a contribuição da classe no RSU do município (para isso foram utilizados os percentuais expostos na Tabela 4-5).

Tabela 5-1 Resultado das Caracterizações Gravimétricas

Data de execução	Classe	Categorias							
		Matéria Orgânica	Papel	Papelão	Plástico Duro	Plástico Mole	Metais	Vidros	Embalagens longa vida
		%							
25/02/2015	A	25,00	10,40	5,20	6,90	11,70	3,50	2,50	1,00
25/02/2015	B	27,00	3,70	1,30	2,00	4,20	0,80	1,30	1,20
04/03/2015	D	46,70	5,40	3,40	4,00	9,20	1,80	1,90	1,70
04/03/2015	COMERCIAL	38,40	20,50	2,00	3,40	12,50	2,20	1,20	0,40
18/03/2015	B	37,00	7,70	2,30	2,00	5,20	0,80	1,30	1,20
25/03/2015	D	48,50	5,90	3,10	3,10	8,80	1,70	1,60	2,40
25/03/2015	A	33,00	10,40	5,20	6,90	7,70	3,50	3,50	1,00
15/04/2015	B	37,00	10,70	4,30	4,00	7,20	1,80	1,30	1,20
15/04/2015	COMERCIAL	40,10	18,50	3,50	5,00	10,50	1,60	1,70	1,40
27/04/2015	D	44,30	5,50	3,70	3,00	9,20	1,80	1,90	2,70
<b>Média</b>	<b>A</b>	<b>29,00</b>	<b>10,40</b>	<b>5,20</b>	<b>6,90</b>	<b>9,70</b>	<b>3,50</b>	<b>3,00</b>	<b>1,00</b>
<b>Média</b>	<b>B</b>	<b>33,67</b>	<b>7,37</b>	<b>2,63</b>	<b>2,67</b>	<b>5,53</b>	<b>1,13</b>	<b>1,30</b>	<b>1,20</b>
<b>Média</b>	<b>COMERCIAL</b>	<b>39,25</b>	<b>19,50</b>	<b>2,75</b>	<b>4,20</b>	<b>11,50</b>	<b>1,90</b>	<b>1,45</b>	<b>0,90</b>
<b>Média</b>	<b>D</b>	<b>46,50</b>	<b>5,60</b>	<b>3,40</b>	<b>3,37</b>	<b>9,07</b>	<b>1,77</b>	<b>1,80</b>	<b>2,27</b>
<b>Média Ponderada</b>		<b>41,93</b>	<b>7,70</b>	<b>3,42</b>	<b>3,72</b>	<b>8,82</b>	<b>1,87</b>	<b>1,82</b>	<b>1,84</b>

Tabela 5-1 Resultado das Caracterizações Gravimétricas (Continuação)

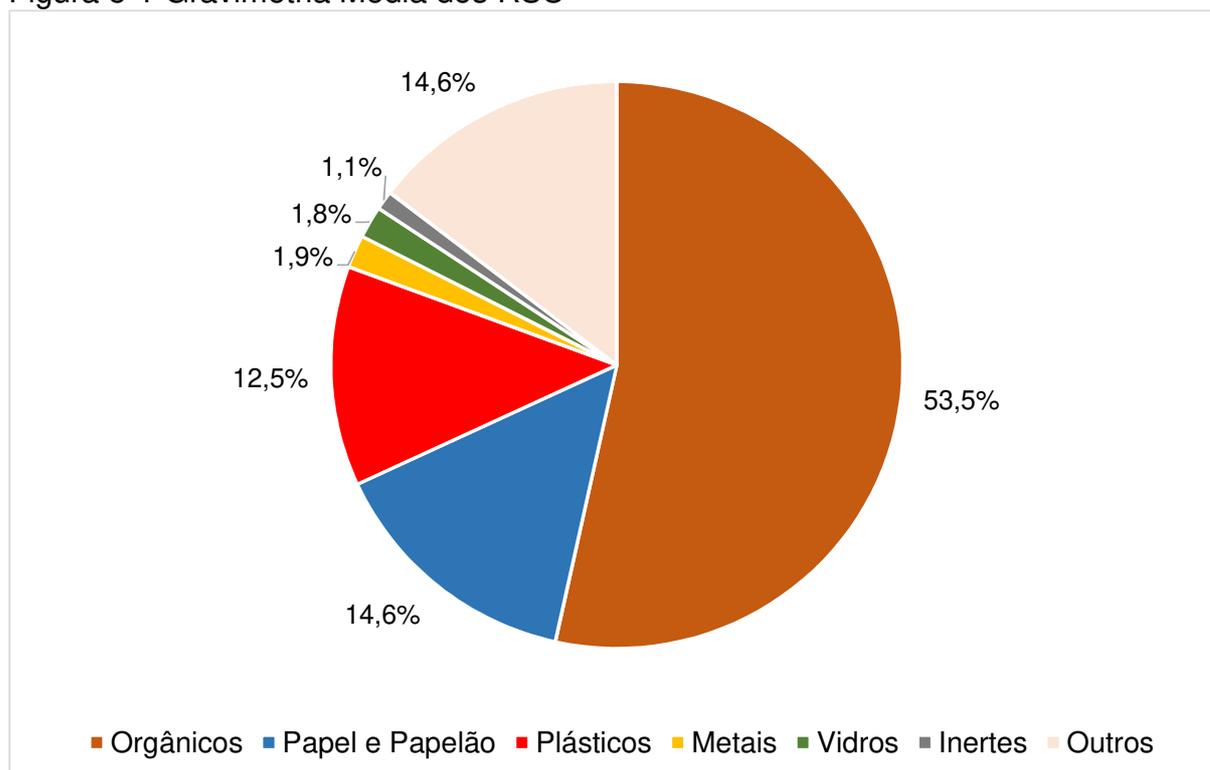
Data	Classe	Categorias						
		Fraldas e Absorventes	Diversos	Madeira	Tecidos	Perigosos	Entulhos	Podas
%								
25/02/2015	A	1,00	4,70	8,30	10,30	2,50	0,00	7,00
25/02/2015	B	2,50	2,30	5,00	1,30	3,40	0,00	44,00
04/03/2015	D	5,50	7,10	1,30	5,20	3,40	1,00	2,40
04/03/2015	COMERCIAL	1,90	3,70	0,10	3,80	2,60	0,30	7,00
18/03/2015	B	2,50	6,30	1,00	3,30	5,40	2,00	22,00
25/03/2015	D	3,50	7,60	1,30	4,20	3,80	1,50	3,00
25/03/2015	A	1,00	4,70	2,30	5,30	2,50	1,00	12,00
15/04/2015	B	2,50	7,30	1,50	3,30	4,40	1,50	12,00
15/04/2015	COMERCIAL	2,20	3,70	0,10	2,50	3,60	0,10	5,50
27/04/2015	D	4,50	6,10	2,30	4,80	3,40	1,40	5,40
<b>Média</b>	<b>A</b>	<b>1,00</b>	<b>4,70</b>	<b>5,30</b>	<b>7,80</b>	<b>2,50</b>	<b>0,50</b>	<b>9,50</b>
<b>Média</b>	<b>B</b>	<b>2,50</b>	<b>5,30</b>	<b>2,50</b>	<b>2,63</b>	<b>4,40</b>	<b>1,17</b>	<b>26,00</b>
<b>Média</b>	<b>COMERCIAL</b>	<b>2,05</b>	<b>3,70</b>	<b>0,10</b>	<b>3,15</b>	<b>3,10</b>	<b>0,20</b>	<b>6,25</b>
<b>Média</b>	<b>D</b>	<b>4,50</b>	<b>6,93</b>	<b>1,63</b>	<b>4,73</b>	<b>3,53</b>	<b>1,30</b>	<b>3,60</b>
<b>Média Ponderada</b>		<b>3,58</b>	<b>6,13</b>	<b>2,02</b>	<b>4,60</b>	<b>3,51</b>	<b>1,09</b>	<b>7,94</b>

Para facilitar a visualização e a discussão ao comparar resultados da caracterização gravimétrica com outras fontes, foi feito o agrupamento entre categorias semelhantes. Assim os resultados são apresentados em categorias semelhantes aos apresentados por grande parte da literatura. O agrupamento das categorias e a composição gravimétrica total podem ser vistos na Tabela 5-2, assim como na Figura 5-1.

Tabela 5-2 Composição Gravimétrica Agrupada

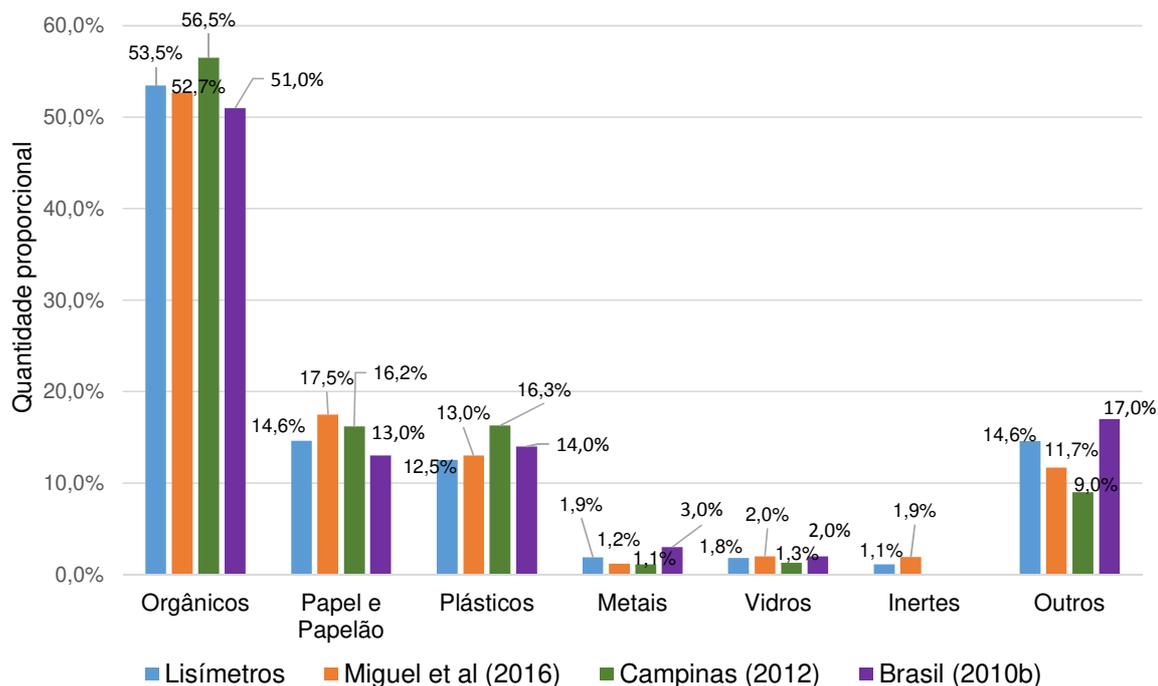
<b>Nova Categoria</b>	<b>Categorias Agrupadas</b>	<b>Composição (%)</b>
Orgânicos	Matéria Orgânica; Fraldas e Absorventes; Podas	53,46
Papel e Papelão	Papel; Papelão e Perigosos	14,63
Plásticos	Plástico Duro; Plástico Mole	12,54
Metais	Metais	1,87
Vidros	Vidros	1,82
Inertes	Entulhos	1,09
Outros	Embalagens longa vida; Diversos; Madeira; Tecidos	14,59

Figura 5-1 Gravimetria Média dos RSU



A gravimetria média foi bastante semelhante ao encontrado por Miguel et al. (2016) no estudo realizado em 2012 para construção da célula experimental no Aterro Delta A na cidade de Campinas-SP. Os métodos utilizados para a caracterização foram semelhantes, inclusive as categorias utilizadas e as origens do RSU. Quando comparados com a gravimetria média da cidade de Campinas-SP (2012), os resultados também não destoaram com o a quantidade de matéria orgânica variando de 53,5% no presente estudo e 56,5% para o apresentado pela prefeitura de Campinas-SP (Campinas,2012), estando dentre os limites aceitáveis, considerando que a composição dos RSU pode variar bastante com o tempo, a origem do resíduo e com a técnica de caracterização. Os resultados também estão em conforme com a média nacional (Brasil,2010b) que tem cerca de 51% de matéria orgânica e 14% de plásticos. A comparação da gravimetria encontrada no presente estudo com os encontrados na literatura recente para a cidade de Campinas-SP e a média nacional é apresentada na Figura 5-2.

Figura 5-2 Comparação Gravimétrica



Dados: Miguel *et al.* (2016), Campinas (2012), Brasil (2010b)

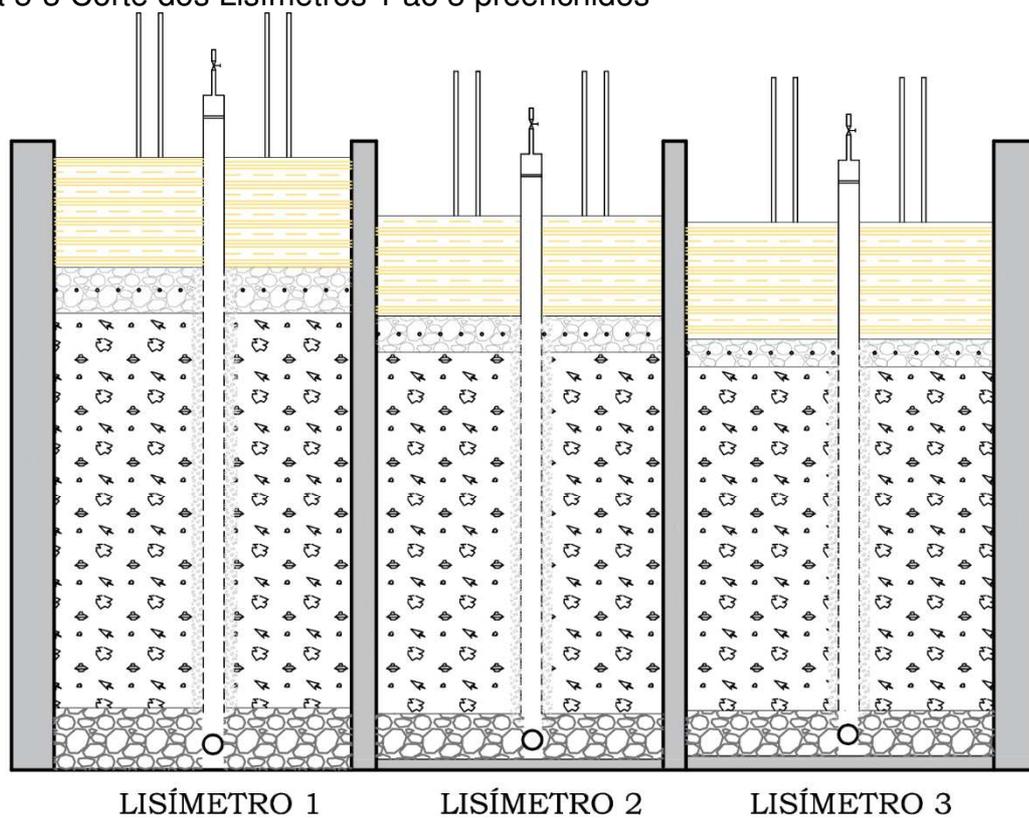
## 5.2 Lisímetros preenchidos com RSU

Os lisímetros, após serem preenchidos com RSU, apresentaram algumas características distintas, muito por causa da heterogeneidade dos resíduos utilizados.

Apesar da tentativa de se utilizar a mesma composição dos RSU em todos os lisímetros fazendo a mesma composição entre as classes sociais, o RSU pode variar temporalmente, assim foi observado, em campo, diferenças nos teores de matéria orgânica entre os RSU utilizados para preencher os lisímetros.

Nos lisímetros que foram observados, durante o processo de preenchimento, um maior teor de matéria orgânica (L4) a compactação foi mais eficaz e, conseqüentemente, as camadas de resíduos ficaram com menor espessura devido ao maior peso específico alcançado no procedimento de compactação. Conforme ocorreu o preenchimento dos lisímetros, algumas observações de campo foram registradas para melhor compreensão dos resultados, principalmente quanto às características visuais do resíduo depositado. Os lisímetros preenchidos estão esquematizados na Figura 5-3 e na Figura 5-4, e um resumo de todas as informações consideradas importantes sobre os lisímetros finalizados está apresentado na Tabela 5-3

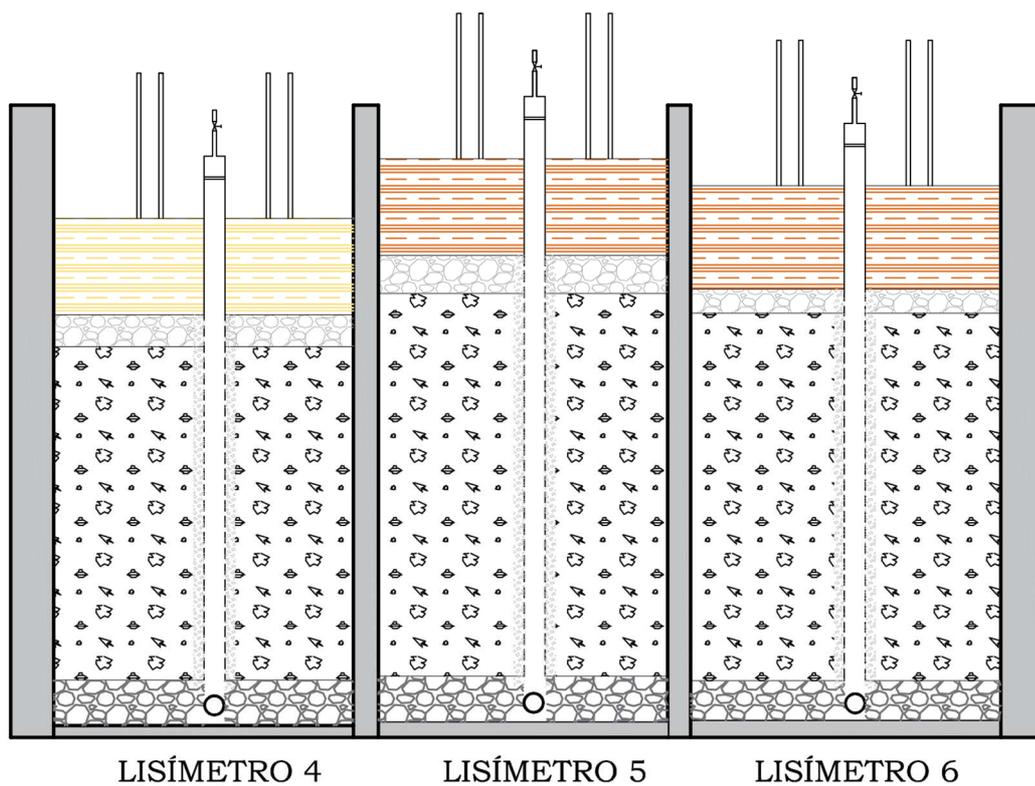
Figura 5-3 Corte dos Lisímetros 1 ao 3 preenchidos



## CORTE CC - LISÍMETROS PREENCHIDOS

 Solo 1   
  Solo 2   
  Brita nº4   
  Brita nº2   
  RSU

Figura 5-4 Corte dos Lisímetros 4 ao 6 preenchidos



## CORTE DD - LISÍMETROS PREENCHIDOS



Tabela 5-3 *As Built* dos Lisímetros Preenchidos

<b>AS BUILT DOS LISÍMETROS PREENCHIDOS</b>									
		<b>Lisímetros</b>						<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>
		<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>		
<b>Massa Total de RSU</b>	<b>kg</b>	2.247,4	2.244,8	2.253,0	2.247,6	2.244,6	2.244,0	2246,90	3,35
<b>Número de Baldes de RSU (20L)</b>	<b>unid</b>	326,0	296,0	320,0	268,0	335,0	329,0	312,33	25,57
<b>Peso Específico do RSU Compactado</b>	<b>kN/m<sup>3</sup></b>	5,754	6,468	6,601	8,690	5,970	7,143	6,77	1,06
<b>Peso Específico da Camada de Cobertura Compactada</b>	<b>kN/m<sup>3</sup></b>	17,926	18,602	16,537	18,131	18,756	18,314	18,04	0,80
<b>Espessura da Camada Inferior de Brita</b>	<b>m</b>	0,300	0,230	0,220	0,220	0,220	0,190	0,23	0,04
<b>Espessura da Camada de RSU</b>	<b>m</b>	1,918	1,756	1,670	1,605	1,848	1,770	1,76	0,11
<b>Espessura da Camada Superior de Brita</b>	<b>m</b>	0,222	0,176	0,134	0,153	0,184	0,120	0,16	0,04
<b>Espessura da Camada de Cobertura</b>	<b>m</b>	0,532	0,484	0,566	0,470	0,465	0,499	0,50	0,04
<b>Sobra*</b>	<b>m</b>	0,078	0,362	0,392	0,546	0,259	0,389	0,34	0,16

\*Distância do topo da camada de cobertura até a borda superior das paredes do lisímetro

O RSU 1, utilizado para preencher os lisímetros 5 e 6, tinha uma quantidade maior de podas, o que dificultou a compactação, além de solo que se misturou ao resíduo no processo de carregamento dos caminhões no aterro.

Já o RSU 3, utilizado no lisímetro 4, apresentou uma maior quantidade de resíduos orgânicos, o que contribuiu para uma melhor compactação dos RSU alcançando o maior peso específico dentre os seis lisímetros ( $8,69 \text{ kN/m}^3$ ) e, conseqüentemente, a menor espessura de cada de resíduos (1,605 m). Já o lisímetro 1, teve o resíduo compactado com o menor peso específico ( $5,754 \text{ kN/m}^3$ ) ficando com a maior altura de resíduos (1,918 m). Isso ocorreu porque o RSU 6, utilizado para o preenchimento do lisímetro 1, continha uma quantidade elevada de recicláveis como plásticos e vidros, especialmente garrafas PETs e garrafas de vidros, o que dificultou o procedimento de compactação. A média dos pesos específicos dos RSU entre os 6 lisímetros foi de  $6,77 \text{ kN/m}^3$ .

A massa total de RSU em cada lisímetro foi em média de 2246,90 kg, variando pouco entre os lisímetros com um desvio padrão de 3,35.

As espessuras das camadas de brita inferior, brita superior e da camada de cobertura também foram bastante uniformes entre os lisímetros, com médias de 0,23 m, 0,16 m e 0,50 m, respectivamente, e desvios padrão de 0,04 para todas as espessuras.

### **5.3 Características do solo da camada de cobertura**

Os dois solos ensaiados foram classificados segundo a NBR 6.502 (ABNT, 1995) como silte-argiloso. As curvas de distribuição granulométrica são apresentadas na Figura 5-5. As demais características físicas dos solos são apresentadas na Tabela 5-4.

Figura 5-5 Distribuição granulométrica

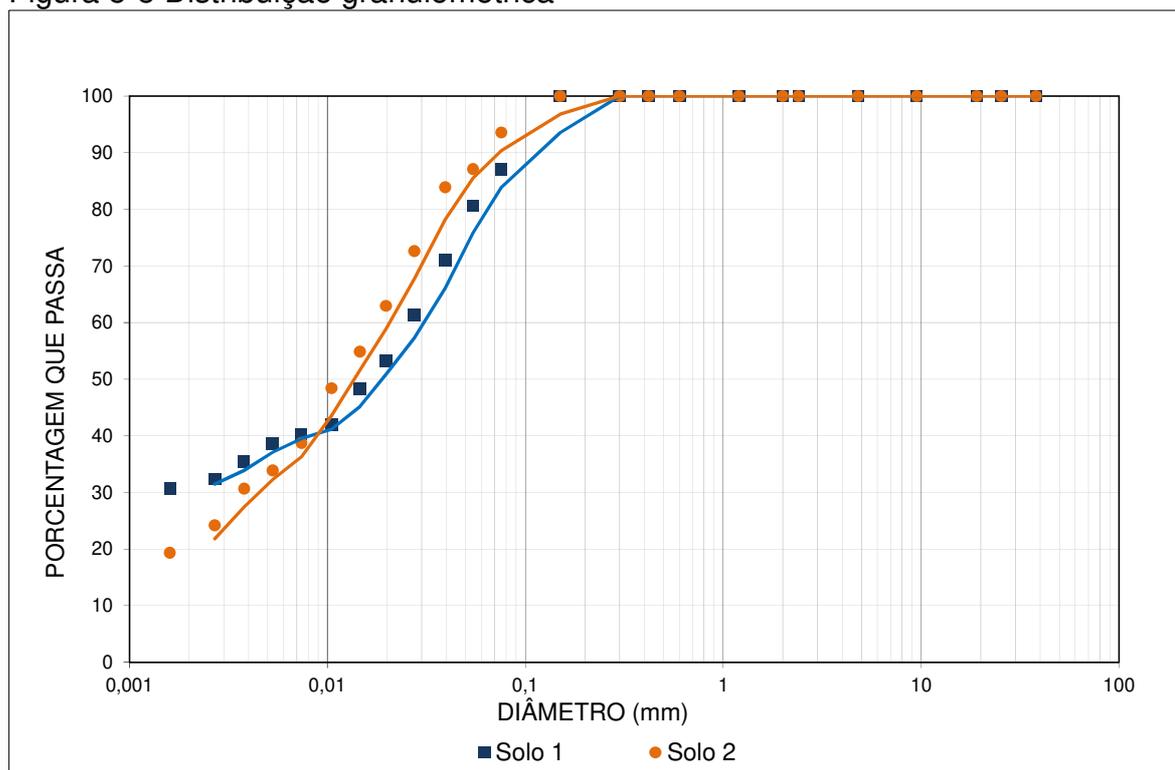


Tabela 5-4 Características físicas dos solos utilizados na camada de cobertura

Parâmetros	LISÍMETROS							
			1	2	3	4	5	6
<b>Solo Utilizado</b>			Solo 2	Solo 2	Solo 2	Solo 2	Solo 1	Solo 1
<b>Umidade Gravimétrica</b>	(w)	%	22,43	22,43	22,43	22,43	12,17	12,17
<b>Peso Específico dos Sólidos</b>	( $\gamma_s$ )	kN/m <sup>3</sup>	25,83	25,83	25,83	25,83	25,84	25,84
<b>Peso Específico Natural</b>	( $\gamma$ )	kN/m <sup>3</sup>	17,93	18,60	16,54	18,13	18,76	18,31
<b>Peso Específico Seco</b>	( $\gamma_d$ )	kN/m <sup>3</sup>	14,64	15,19	13,51	14,81	16,72	16,33
<b>Índice de Vazio</b>	(e)		0,764	0,700	0,912	0,744	0,545	0,582
<b>Porosidade</b>	(n)	%	43,31	41,17	47,70	42,66	35,28	36,81
<b>Grau de Saturação</b>	(Sr)	%	77,22	84,30	64,68	79,29	58,74	54,97
<b>Limite de Plasticidade</b>	(LP)	%	26,90	26,90	26,90	26,90	22,70	22,70
<b>Limite de Liquidez</b>	(LL)	%	45,10	45,10	45,10	45,10	41,60	41,60
<b>Índice de Plasticidade</b>	(IP)	%	18,20	18,20	18,20	18,20	18,90	18,90

O valor da umidade gravimétrica (w) para o solo 1 (lisímetros 5 e 6) não corresponde a umidade do solo durante a compactação, já que a amostragem ocorreu semanas depois. Durante a compactação, o solo apresentava-se muito úmido.

#### 5.4 Monitoramento das Temperaturas

As temperaturas apresentaram um comportamento similar para os seis lisímetros. No início a temperatura apresentou seu máximo, que foi em média de 35,4 °C para os primeiros 15 dias de operação (Tabela 5-5), chegando a passar dos 40°C nos primeiros dias (Figura 5-6). Esse comportamento inicial é justificado pela biodegradação aeróbia, primeira fase da biodegradação dos RSU quando confinados, que se inicia antes mesmo da disposição final, em aterros sanitários, ou, nesse caso, nos lisímetros. A biodegradação aeróbia é exotérmica, ou seja, ocorre liberação de calor, por isso as altas temperaturas no início do processo. As médias das temperaturas, por período de operação, estão apresentadas na Tabela 5-5. O comportamento padrão dos lisímetros está ilustrado na Figura 5-6.

Tabela 5-5 Médias das Temperaturas do RSU nos Lisímetros

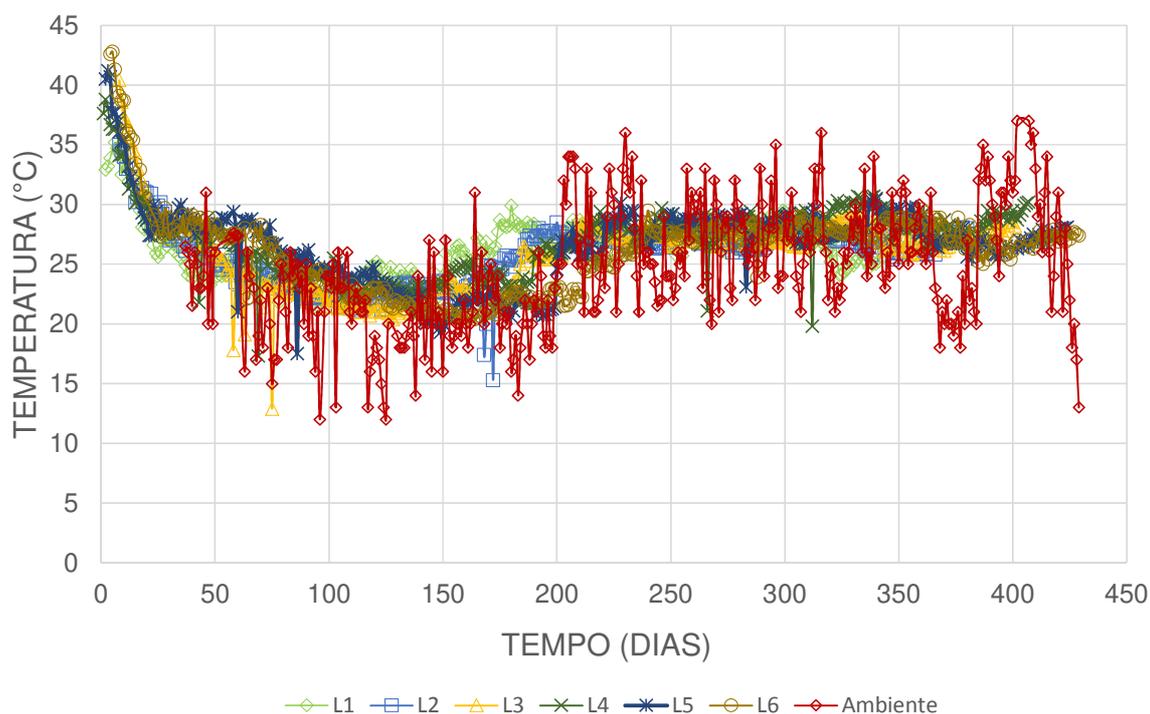
Dias	Médias das Temperaturas (°C)						Média	Desvio Padrão
	LISÍMETROS							
	1	2	3	4	5	6		
0 - 15	32,58	33,73	36,71	34,89	36,21	38,26	35,40	2,08
16 - 30	27,15	29,52	30,00	28,99	28,69	29,14	28,92	0,98
31 - 45	27,08	26,63	27,86	27,79	28,48	28,31	27,69	0,71
46 - 60	24,62	24,76	24,31	26,93	28,16	26,85	25,94	1,58
61 - 75	24,64	24,09	22,81	24,94	27,07	26,23	24,96	1,52
76 - 90	23,21	23,10	22,04	24,09	24,83	24,04	23,55	0,97
91 - 120	22,77	21,96	21,81	23,55	23,85	22,64	22,76	0,82
121 - 150	23,46	22,57	21,56	23,05	21,82	21,61	22,35	0,80
151 - 180	26,37	23,14	22,81	24,04	21,60	21,07	23,17	1,90
181 - 240	27,41	27,07	26,77	26,49	25,33	23,95	26,17	1,30
241 - 300	27,53	26,86	27,24	28,05	28,19	27,65	27,58	0,50
301 - 360	26,60	27,22	27,50	28,86	28,31	28,00	27,75	0,81
361 -	27,80	27,13	27,41	28,33	26,98	27,15	27,47	0,51

As médias das temperaturas dos seis lisímetros se mantiveram próximas nos períodos selecionados. Após a primeira fase aeróbia, com elevação de temperatura,

as temperaturas dos resíduos tenderam a se equilibrar de forma constante, sem interferência das variações da temperatura ambiente.

Notou-se o comportamento padrão da mudança de temperatura da massa de RSU, que apresentou uniformidade entre todos os lisímetros (Figura 5-6). Mesmo os lisímetros que sofreram recirculação de solução salina (L1, L2 e L3), na tentativa de inibição ou atraso da atividade metanogênica, o comportamento da temperatura foi similar aos demais lisímetros.

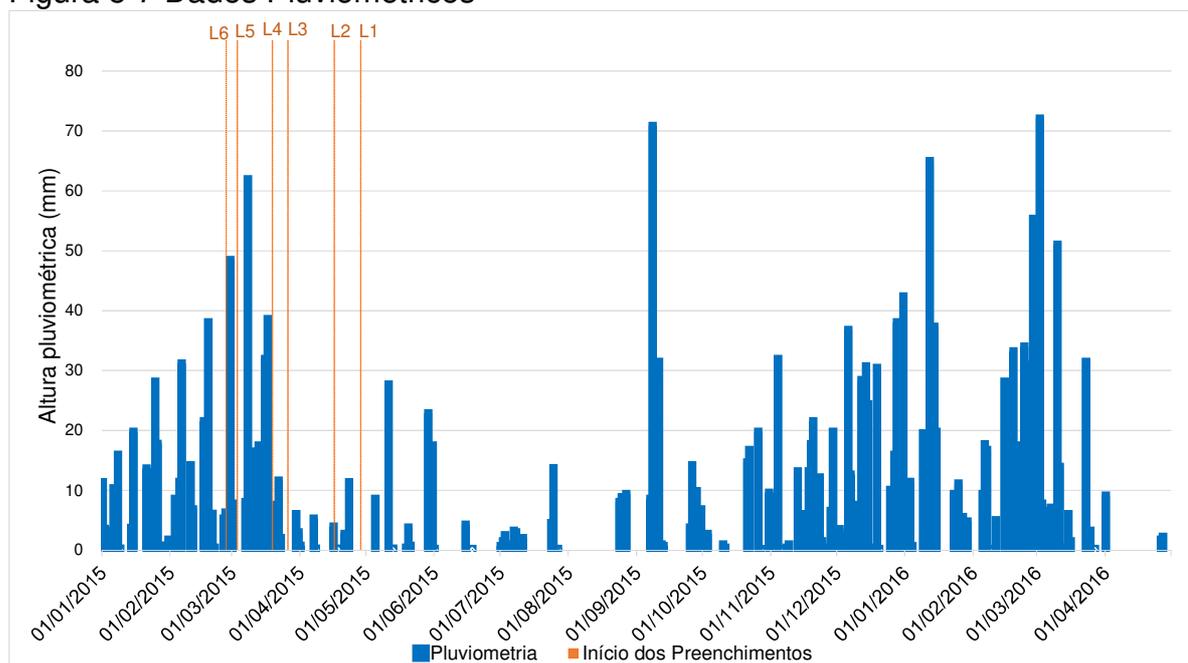
Figura 5-6 Temperaturas x Dias de Operação dos Lisímetros



## 5.5 Pluviometria

Os dados pluviométricos foram fornecidos pela CEPAGRI com dados da estação FEAGRI – Unicamp. Os dados para o período estudado são apresentados na Figura 5-7, a qual apresenta também as datas de início dos preenchimentos dos lisímetros.

Figura 5-7 Dados Pluviométricos

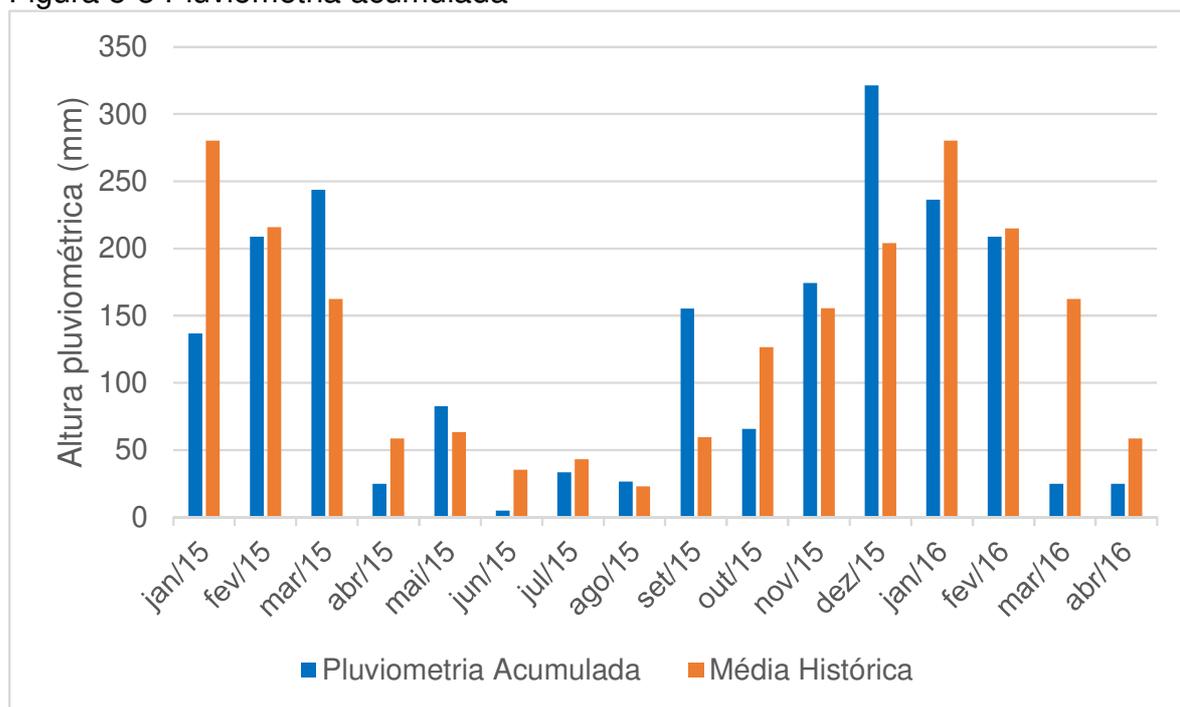


Dados: CEPAGRI (2016)

Através das marcações das datas de início dos preenchimentos dos lisímetros (Figura 5-7), nota-se claramente que os preenchimentos dos lisímetros deram-se entre o final do período chuvoso e início do período seco. Isto é importante para avaliar a relação da biodegradação e, conseqüentemente, a produção de metano, com a intensidade pluviométrica.

Na Figura 5-8, as alturas pluviométricas mensais acumuladas para o período estudado, bem como a comparação com a média histórica, são apresentadas. No ano de 2015 a chuva acumulada foi de 1477,60 mm, maior que a média histórica que é de 1424,5 mm (CEPAGRI, 2016). Porém no ano de 2016, de janeiro a abril, a precipitação acumulada foi de 494,67 mm, sendo assim menor que a média histórica para o mesmo período que é de por volta de 717 mm.

Figura 5-8 Pluviometria acumulada



Dados: CEPAGRI (2016)

## 5.6 Monitoramento do Biogás

### 5.6.1 Variação da Concentração do Biogás

Os resultados das análises da composição do biogás realizada no Instituto de Química/Unicamp, por meio da cromatografia gasosa, com o intuito de comparar com os dados obtidos pelo medidor portátil EAGLE 2, são apresentados na Tabela 5-6.

Tabela 5-6 Comparação das medições do biogás feito com equipamento portátil e por cromatografia

Data	LISÍMETRO 1				LISÍMETRO 2				LISÍMETRO 3			
	EAGLE 2		Cromatografia		EAGLE 2		Cromatografia		EAGLE 2		Cromatografia	
	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)
08/8/15	0,20	6,20	0,00	0,00	0,15	9,90	0,00	11,70	0,35	10,40	0,31	15,74
22/8/15	0,30	11,00	0,00	11,51	0,25	16,50	0,11	17,77	0,25	14,70	0,39	14,90
06/9/15	0,25	10,68	0,00	10,77	0,30	17,45	0,06	17,56	0,20	13,50	0,24	13,71
13/9/15	0,45	5,50	0,43	1,82	0,45	26,80	0,58	27,08	3,00	27,70	3,66	28,54
27/9/15	0,25	18,45	0,30	19,06	0,40	32,40	0,46	31,29	2,25	24,80	2,03	25,53

Data	LISÍMETRO 4				LISÍMETRO 5				LISÍMETRO 6			
	EAGLE 2		Cromatografia		EAGLE 2		Cromatografia		EAGLE 2		Cromatografia	
	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)	CH4 (%)	CO2 (%)
08/8/15	0,10	1,40	0,00	0,00	1,90	1,40	1,49	2,12	0,25	10,90	0,15	11,48
22/8/15	0,25	2,00	0,10	1,99	1,50	2,00	1,65	2,42	0,30	13,80	0,20	14,62
06/9/15	0,30	2,00	0,14	2,47	1,30	1,50	1,30	1,73	0,80	15,00	0,79	14,89
13/9/15	0,40	2,20	0,44	1,82	5,80	10,10	5,90	9,13	7,50	14,00	7,28	12,62
27/9/15	2,00	4,40	0,86	4,60	12,00	35,00	10,59	35,56	8,30	14,00	8,16	11,04

Os resultados obtidos pelas duas técnicas de análise praticamente convergiram em concentrações, com poucas diferenças entre si, assegurando a confiança nas demais análises realizadas apenas pelo medidor portátil.

Os resultados da concentração do biogás para os lisímetros 4, 5 e 6, nos quais não houve recirculação de solução salina, são apresentados nas Figura 5-10,

Os resultados da concentração de biogás são apresentados em comparação com três variáveis da análise físico-química dos lixiviados, gerados pelo RSU confinado em cada lisímetro, realizadas por Manzatto (2016). As variáveis foram: pH, Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Essa comparação com as análises do lixiviado é importante para assegurar que o comportamento da variação da concentração do biogás esteve de acordo com o processo de biodegradação do resíduo.

Já para os lisímetros 1, 2 e 3, que passaram pelo processo de recirculação salina, os resultados são apresentados nas figuras Figura 5-13, Figura 5-14 e Figura 5-15. Os resultados da concentração do biogás também foram comparados com as

variáveis (pH, DQO e AOV) dos lixiviados gerados pelo RSU confinado nos lisímetros submetidos a recirculação de solução salina. Os valores dessas variáveis foram obtidos por análises físico-químicas realizadas por Favery (2016).

As análises das concentrações dos gases do L4 foram comprometidas pela constatação de vazamentos no tubo de drenagem dos gases (Figura 5-9). Os tubos de drenagem foram perfurados com a mesma configuração para todos os lisímetros. Porém, como o L4 foi preenchido com um resíduo como maior teor de matéria orgânica, fato observado visualmente durante o processo de preenchimento, mas não mensurado, o lisímetro alcançou um maior peso específico dos resíduos ( $8,690 \text{ kN/m}^3$ ) após a compactação. Com isso a altura da camada de resíduos foi menor do que previsto. Por isso os furos do tubo de drenagem alcançaram o meio da camada de cobertura facilitando a fuga dos gases mesmo antes dos recalques.

Após os recalques decorrentes da biodegradação da matéria orgânica e a consequente perda de massa (lixiviado e biogás), os furos do tubo de drenagem foram expostos acima da camada de cobertura, facilitando ainda mais o vazamento de gases, inviabilizando o uso dos dados medidos. A medida que os recalques ocorriam mais furos eram expostos. Os furos foram tampados com massa epóxi cada vez que se tornavam expostos e viabilizava o reparo. Percebeu-se que mesmo com a vedação dos furos, a concentração do biogás no lisímetro 4 (Figura 5-10) não apresentou uma concentração esperada, que deveria ser semelhante ao observado nos lisímetros 5 e 6 (Figura 5-11e Figura 5-12)

Figura 5-9 Furos expostos do tubo de drenagem do L4

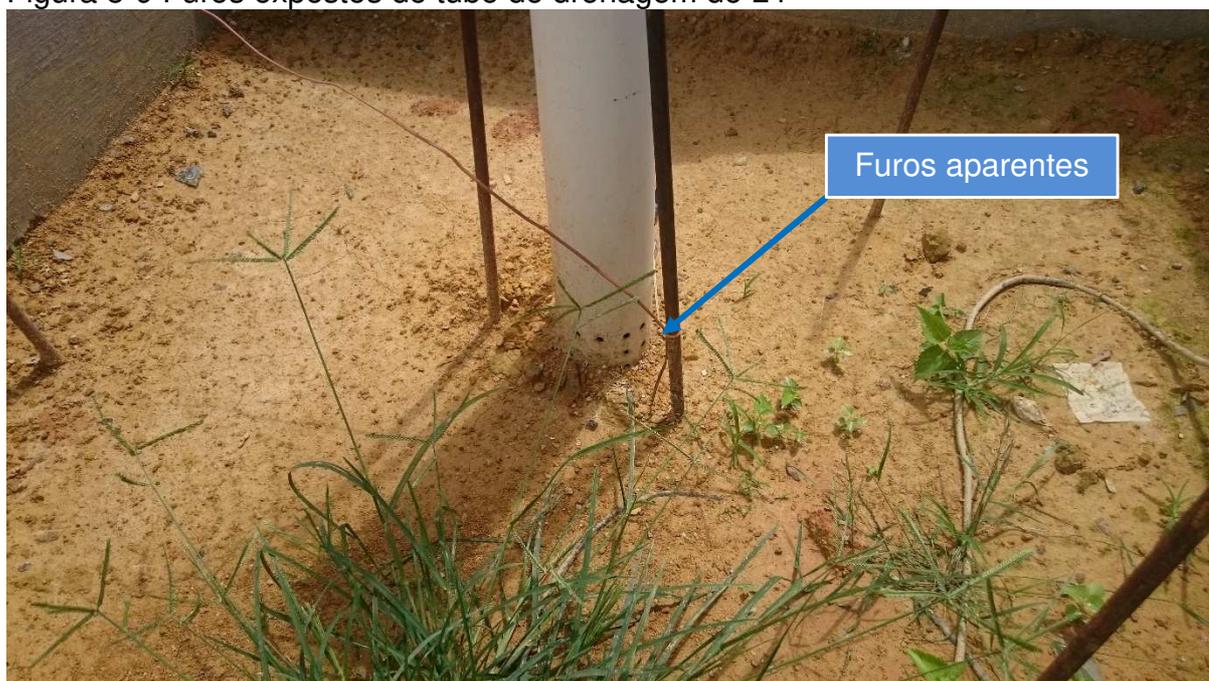
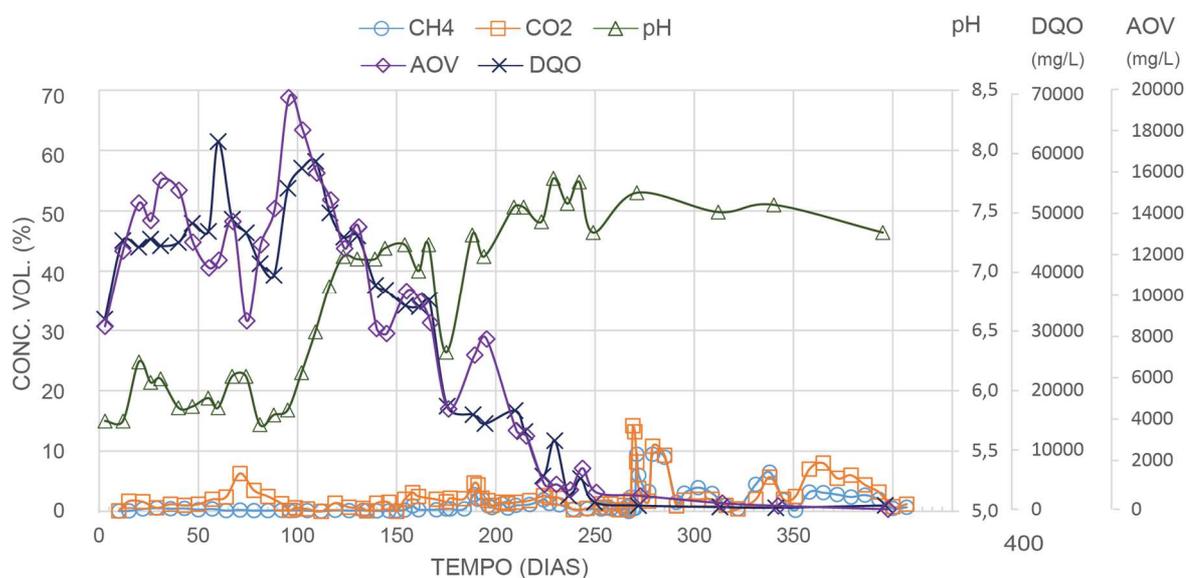


Figura 5-10 Lisímetro 4: Biogás x Dados lixiviado



Os lisímetros L5 e L6 foram preenchidos com o mesmo lote de resíduos (RSU 1) apresentado características semelhantes. As concentrações de biogás nos dois lisímetros (Figura 5-11 e Figura 5-12) também apresentaram comportamento semelhantes, com picos de concentração de metano em dias de operação próximos – primeiro pico do L5 foi com 206 dias e 33% de CH<sub>4</sub>, já o primeiro pico do L6 teve concentração de metano de 20% e ocorreu com no 215º dia de operação. Foi atingido o pico máximo na concentração de metano de 62% (375º dia) para o L5 e 66% (293º dia) para o L6. Além do mesmo lote de resíduos (RSU1) nos lisímetros L5 e L6 também

foi utilizado o mesmo solo (Solo 1) nas camadas de coberturas, que foram compactadas com peso específico bastante próximos: 18,756 kN/m<sup>3</sup> para o L5 e 18,314 kN/m<sup>3</sup> para o L6. A diferença de massa de RSU utilizado em cada lisímetro é em torno de 600 g, quantidade irrelevante frente as quase 2,25 Mg utilizadas em cada lisímetro.

Figura 5-11 Lisímetro 5: Biogás x Dados lixiviado

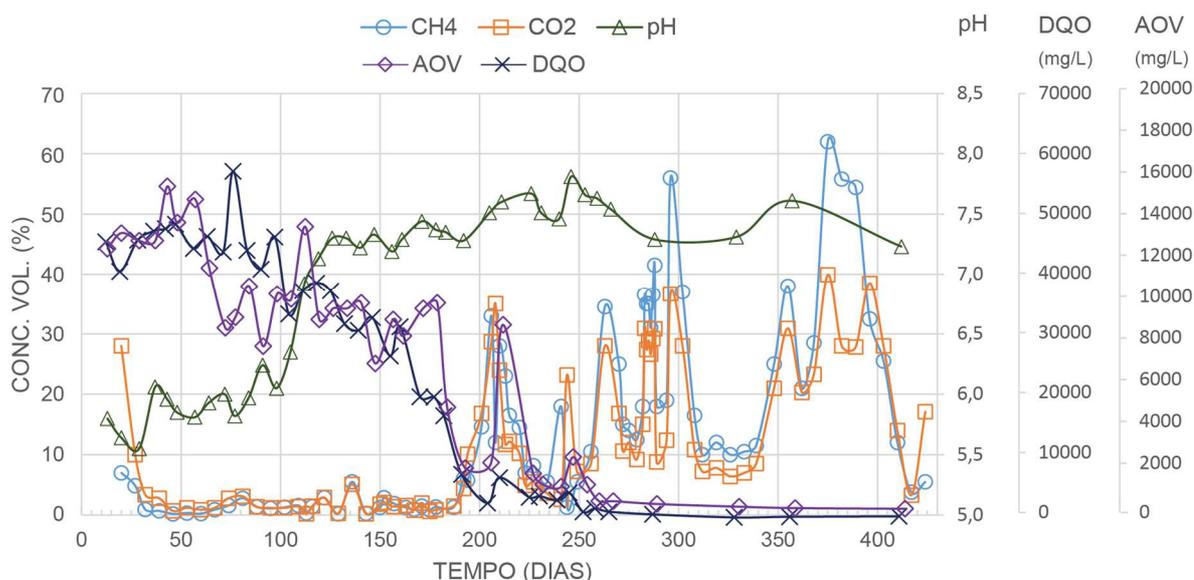
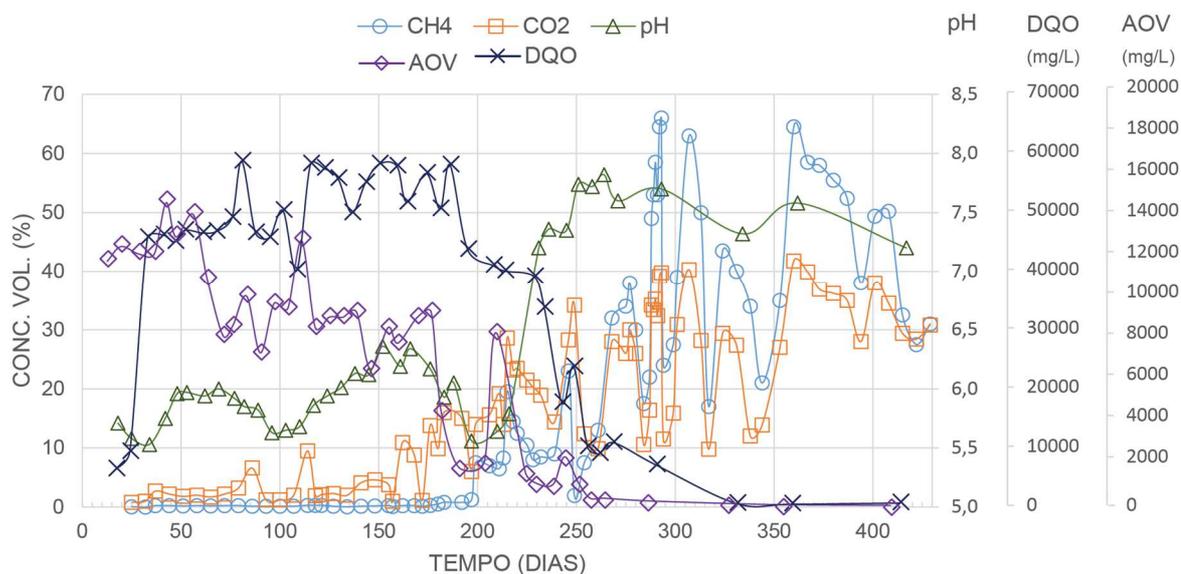


Figura 5-12 Lisímetro 6: Biogás x Dados lixiviado



Um fator de suma importância para a produção do biogás em aterro sanitário é a compactação dos resíduos. Nesse ponto os dois lisímetros apresentaram diferenças. O lisímetro L5 teve um peso específico da massa de resíduos de 5,97 kN/m<sup>3</sup>, enquanto que o L6 teve um peso específico de 7,143 kN/m<sup>3</sup> e com isso uma maior compactação da massa de resíduos no interior do lisímetro. Ko *et al.* (2015)

correlacionaram o aumento da compactação do resíduo com a maior produção de metano, em experimento realizado em lisímetro de bancada. A diferença entre os pesos específicos devido a compactação pode explicar os maiores picos de concentração de metano no L6, apesar dos primeiros picos serem menores e atrasados em relação ao L5.

O primeiro pico de metano ocorreu no L5, por volta do 206º dia de operação com concentração de metano de 33%. Enquanto que para o L6, nessa mesma fase, no 206º dia, a concentração de metano foi de apenas 6,5%. Esse atraso pode também estar relacionado com a diferença entre os pesos específicos dos resíduos devido a compactação. Apesar de uma maior compactação favorecer a produção de biogás, devido ao maior contato e, conseqüentemente, maior interação entre os microrganismos e os nutrientes, o resíduo mais compacto dificulta o transporte dos gases para o tubo de drenagem vertical, podendo explicar assim o retardo no pico de produção do L6 em relação ao L5.

O RSU 1 utilizado para preencher os lisímetros L6 e L5, ficou exposto em meio natural, sobre lona, para proteger o solo, e também coberto por lona, enquanto não era utilizado, para evitar a proliferação de vetores e mau odor. Esse intervalo, entre a chegada do RSU1 à área de operação e o início do preenchimento do L5, que ocorreu logo após a finalização do preenchimento do L6, foi de 5 dias. Sem confinamento e exposto ao meio natural, o resíduo teve uma degradação aeróbia maior antes do preenchimento do lisímetro, o que pode ter antecipado o início da fase anaeróbia e com isso a aceleração na produção de metano em relação ao L6.

Em resultados obtidos em lisímetros construídos em Bangladesh e estudados por Rafizul *et al.* (2012), os picos de produção de metano ocorreram em menos dias de operação. Esses picos ocorreram entre o 3º e 30º dia de operação com concentração variando entre 45,7% e 60,3 % de CH<sub>4</sub>. Essa maior velocidade na produção de metano, em relação ao apresentado no presente estudo, pode ser justificada pela característica do resíduo estudado por Rafizul *et al.* (2012), cerca de 93% de matéria orgânica, e pelos fatores climáticos locais (alta umidade e temperatura e altas precipitações). Já no lisímetro estudado por Karnchanawong *et al.* (2002), na Tailândia, o pico da produção de metano ocorreu a partir do 80º dia de operação com uma concentração de metano variando de 30% a 50%. O resíduo utilizado tinha cerca de 38% de orgânicos, menor que os 53,5% de orgânicos no presente estudo. Os autores relataram um alto volume de chuvas e, como o lisímetro construído possuía

apenas 0,20 m de camada de cobertura, a percolação da umidade na massa de resíduos foi facilitada, acelerando o processo de biodegradação e produção de biogás. Para os lisímetros estudados por Alcântara (2007), no Estado de Pernambuco, a produção de metano se mostrou lenta até o 230º dia de operação, quando começou a acelerar. A partir do 256º dia de operação verificou-se um crescimento muito rápido na produção de metano até atingir o pico de 61%. O pico de produção, com concentrações acima de 40%, durou aproximadamente um período de 130 dias.

Em comparação com a concentração de biogás nos aterros sanitários brasileiros, os valores encontrados também estão na faixa média aos reportados em outros estudos. Castro *et al.* (2013) encontraram concentração de metano variando de 45,7% a 54,7% de CH<sub>4</sub> no aterro sanitário de Rio Claro-SP com tempo de aterramento variando de 3 a 10 anos. No aterro Delta, na cidade de Campinas-SP, em medições realizadas na fase metanogênica, foram observadas variações na faixa de 50% a 67% de CH<sub>4</sub>, (ENSINAS, 2003). Já no aterro da Muribeca – PE, a concentração de metano variou de 53% a 66% (MARIANO, 2008).

Os resultados das análises do lixiviado para as variáveis escolhidas, pH, DQO e AOV, mostraram um comportamento semelhante para os três lisímetros (L4, L5 e L6). A elevação do pH para valores pouco acima do neutro e a redução das variáveis DQO e AOV coincidiram com o início e aceleração da produção de biogás, concluindo-se que a fração orgânica está sendo consumida e se transformando em biogás, estando de acordo com os resultados apresentados na literatura (BARLAZ *et al.*, 1989a; BARLAZ *et al.*, 1990; TCHOBANOGLOUS E KREITH, 2002; TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993; CHERNICHARO, 1997; McCARTY, 1964).

Os lisímetros que sofreram a recirculação de cloreto de sódio, L1, L2 e L3, apresentaram comportamentos semelhantes na concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>. Todos os 3 lisímetros mantiveram-se com concentração de metano próximo a zero durante quase todo o período analisado, diferentemente do que ocorreu nos lisímetros 4, 5 e 6, que não sofreram a recirculação salina (Figura 5-13, Figura 5-14 e Figura 5-15.)

Percebeu-se que a partir da aplicação da solução de cloreto de sódio houve uma redução no pH do lixiviado. Esse mesmo fenômeno ocorreu no estudo realizado por Khoury *et al.* (2000), que injetaram água do mar em uma célula experimental. Segundo os autores (KHOURY *et al.*, 2000), valores baixos de pH indicaram que o balanço entre a produção de ácido e o consumo de ácidos, como para produção de biogás, não atingiram equilíbrio, ocasionando na acumulação de ácidos graxos de

cadeia curta. Concluindo que o pH medido naquela célula indicou um retardamento da biodegradação anaeróbica do RSU, e assim, o retardamento da produção de metano.

Figura 5-13 Lisímetro 1: Biogás x Dados lixiviado

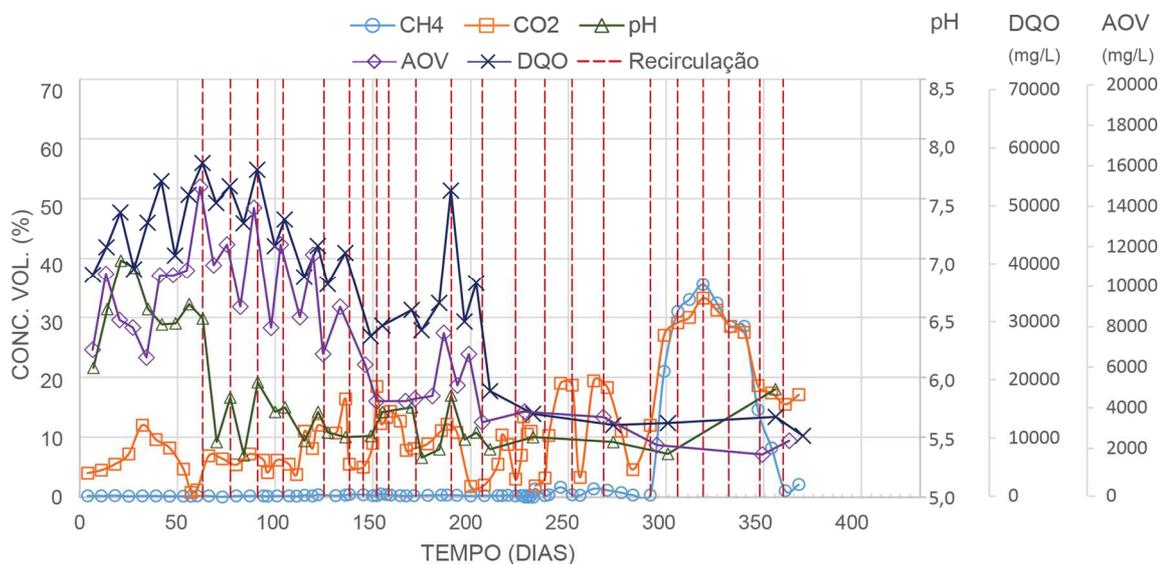


Figura 5-14 Lisímetro 2: Biogás x Dados lixiviado

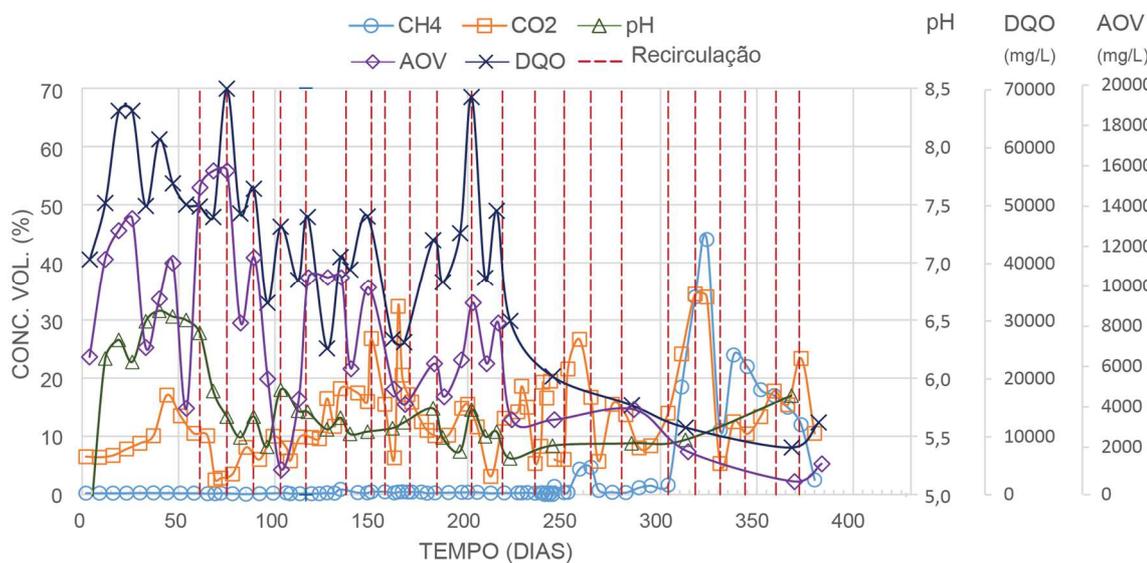
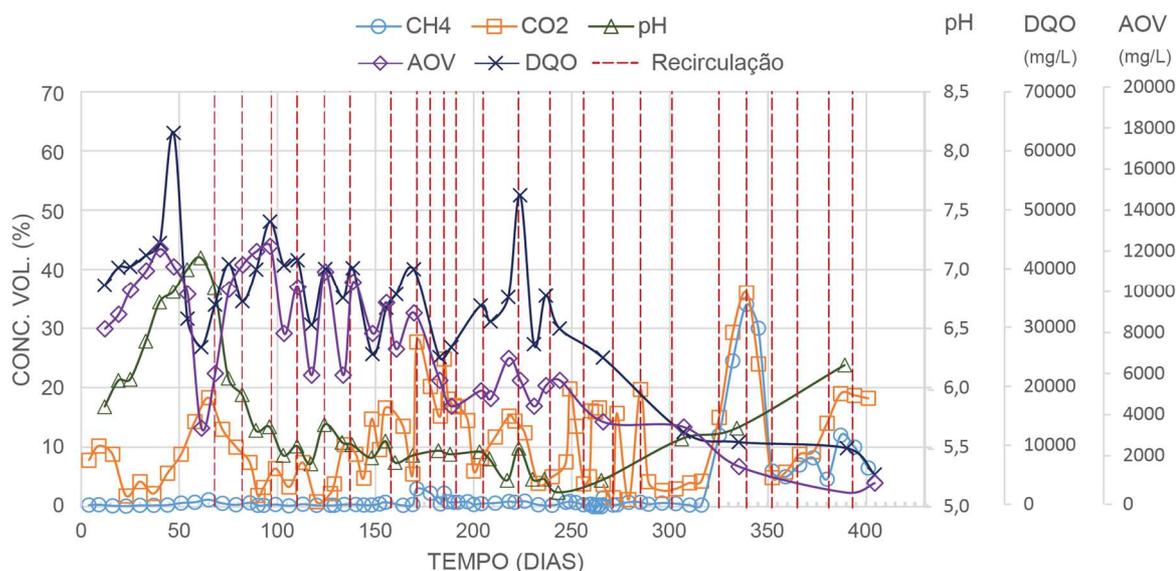


Figura 5-15 Lisímetro 3: Biogás x Dados lixiviado



Favery (2016) conclui que o mesmo fato ocorreu para os lisímetros L1, L2 e L3, que permaneceram com pH do lixiviado na faixa de 3,0 e 5,8, não atingindo a fase metanogênica da biodegradação anaeróbia do RSU, o que foi também comprovado pela análise da concentração do biogás até o 300º dia de operação. A faixa ótima do pH para os microrganismos metanogênicos é em torno de 6,5 a 7,5 (BARLAZ,1990; MONTEIRO, 2003)

A partir do 300º dia de operação, aproximadamente, todos os três lisímetros apresentaram um aumento na concentração de metano chegando a valores de 35,5% para L1, 44% para L2 e 34% para L3. Esse comportamento pode ser explicado pela adaptação dos microrganismos ao meio com cloreto de sódio e ao tempo de decomposição dos resíduos nos lisímetros. A análise das variáveis dos lixiviados também demonstrou esse mesmo comportamento. O aumento da concentração do biogás coincidiu com a redução das variáveis DQO e AOV e com a elevação do pH, explicitando que o resíduo se apresentou numa fase de biodegradação de transição para a metanogênica.

Segundo as análises dos lixiviados realizadas por Favery (2016) nos lisímetros submetidos à aplicação de solução de cloreto de sódio (L1, L2 e L3), a concentração de DQO variou na maioria dos casos entre 25.000 e 55.000 mg/L de O<sub>2</sub>, com alguns picos acima e abaixo desta faixa de concentração, até em torno do 200º dia de operação, quando iniciou-se uma redução abaixo do 20.000 mg/L de O<sub>2</sub>.

Para Favery (2016), o comportamento da DQO está mais coerente com a fase ácida, no qual as concentrações são mais elevadas, conforme dados de literatura. Para Pohland e Harper (1985), na fase de formação de ácidos, a faixa de concentração de DQO está entre 1.500 e 71.100 mg/L de O<sub>2</sub>, enquanto que na fase metanogênica a concentração varia de 580 a 9.760 mg/L de O<sub>2</sub>, que foi o comportamento observado nos lisímetros L4, L5 e L6, sem aplicação de solução salina. Nos lisímetros L5 e L6, no período de crescimento da concentração de metano, coincide com o período de decréscimo da DQO do lixiviado. A DQO variou, no período de início de crescimento da concentração do biogás até o final do período desse estudo, entre 1.774 (253ºdia) a 503 (482ºdia) mg/L de O<sub>2</sub>, para o L5, e entre 24.184 (251ºdia) a 544 (487ºdia) mg/L de O<sub>2</sub>, para o L6. Nos aterros brasileiros, a DQO varia entre 90 e 100.000 mg/L de O<sub>2</sub> na fase ácida, enquanto que na fase metanogênica a DQO varia entre 20 e 35.000 mg/L de O<sub>2</sub> (SOUTO, 2009).

Esse comportamento de atraso na produção de biogás devido a recirculação de solução salina está condizente com a literatura. Em experimento realizado por Alkaabi *et al.* (2009), concluiu-se que o aumento da concentração de sal causou a redução do volume total de metano e aumento do *lag time*, o tempo para alcançar o pico de produção diária e o tempo de estabilização. Hossain *et al.* (2013) também afirmaram, após resultados em experimento com recirculação de solução salina, que a injeção da solução não inibiu a produção de metano, mas sim atrasou a etapa metanogênica.

As concentrações de CO<sub>2</sub> variaram de forma semelhante entre os três lisímetros. Foram observadas reduções nas concentrações do gás carbônico logo após cada recirculação de solução de cloreto de sódio. Isso se justifica pela possível diminuição da atividade de decomposição dos resíduos pelos microrganismos existentes, reduzindo tanto a ação anaeróbia quanto a aeróbia.

Outro fato importante é a influência das chuvas na geração de metano. Um dos fatores primordiais na produção de metano em aterros sanitário é a umidade, que tem papel fundamental no transporte de nutrientes para os microrganismos. No caso dos lisímetros, que foi preenchido e operado em uma única batelada, não ocorreu a reposição de nutrientes e umidade com a disposição de novos resíduos, como no aterro sanitário. A umidade presente é devida à umidade do aterramento dos resíduos e à umidade resultante da infiltração das águas pluviais.

Nesse sentido, a camada de cobertura também tem influência importante, especialmente devido à falta de dispositivo de drenagem de águas pluviais nos lisímetros. Sendo assim toda a chuva que chegava à camada de cobertura estava susceptível à infiltração para a massa de resíduos. Parte da chuva evaporava antes de infiltrar, mas não era drenada lateralmente para fora da camada de cobertura. Além disso, o solo utilizado na camada de cobertura tinha propriedades expansivas, (presença de montmorillonita comprovada no ensaio de difração de raios-x) (LEME, 2013) que, quando seco se contraía, formando fissuras que facilitavam a troca de gases com o meio e a infiltração da água, e quando umedecia se expandia, fechando as fissuras. Pela falta de drenagem lateral, a água da chuva chegou a formar poças, sendo a evaporação o único fator que evitava que toda a água infiltrasse. Na Figura 5-16 e na Figura 5-17, as relações da concentração de metano com a altura pluviométrica para os lisímetros com e sem recirculação de solução salina, respectivamente, são apresentadas.

Figura 5-16 Concentração CH<sub>4</sub> x Pluviometria - L1, L2, L3

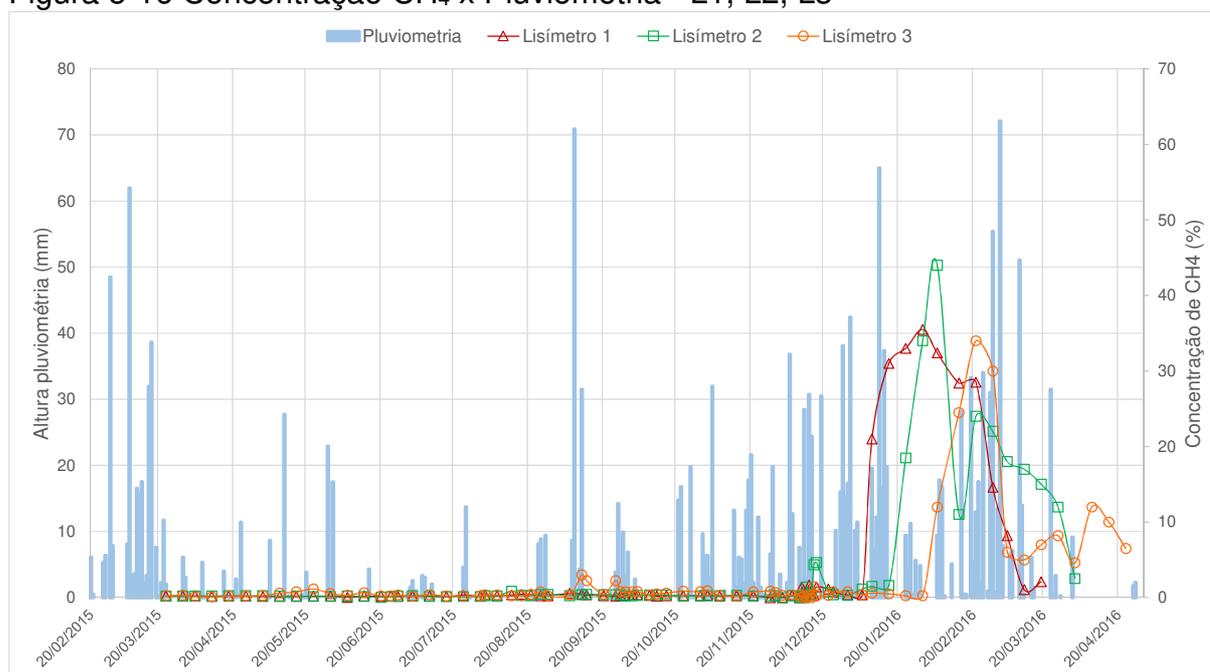
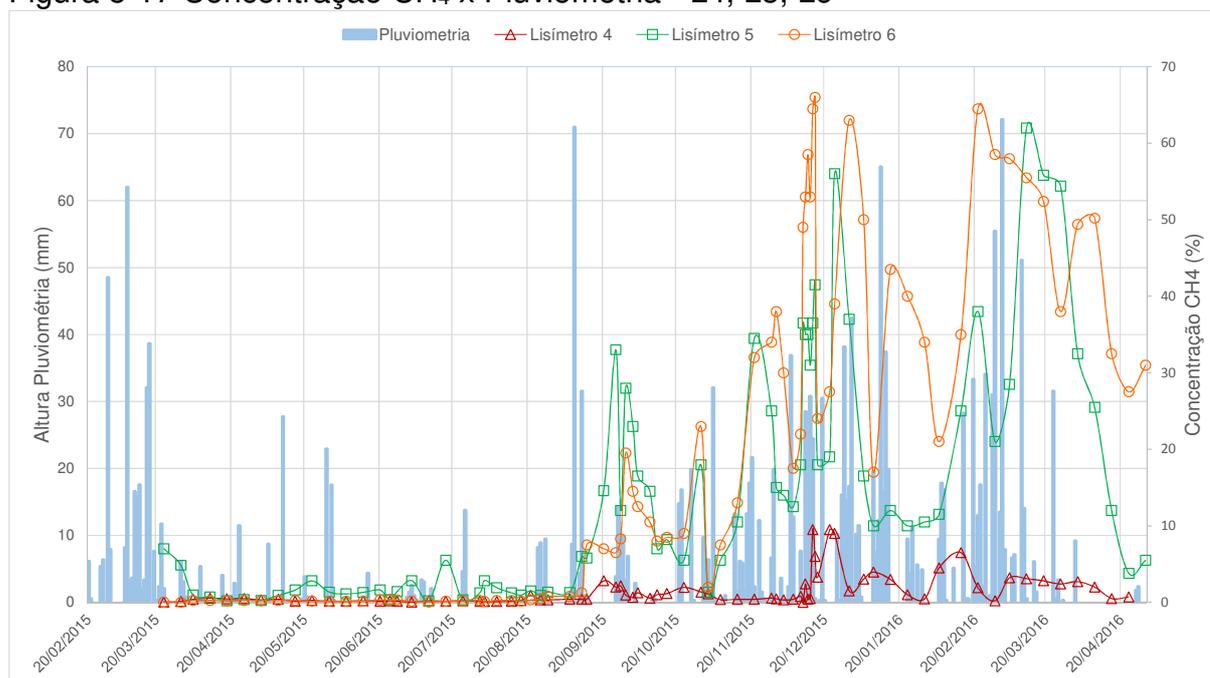


Figura 5-17 Concentração CH<sub>4</sub> x Pluviometria - L4, L5, L6

Visto que inúmeros fatores contribuem para a biodegradação e, conseqüentemente, para a produção de metano, fica difícil isolar apenas a influência da chuva e atribuir a isso a elevação ou não na concentração de metano. Porém, através das relações apresentadas na Figura 5-16 e na Figura 5-17, especialmente para os lisímetros L5 e L6, é relevante notar que ocorreram picos de concentração de metano após períodos de alta precipitação. Esse efeito, de picos de metano após chuvas acumuladas, ocorreu com um certo retardo, isso pode ser explicado pelo fato que, logo após as chuvas, o grau de saturação do RSU confinado nos lisímetros aumentava, o que dificultava a movimentação dos gases na massa de resíduo. Percebeu-se que os picos se alternavam entre os períodos secos, após um certo tempo da última grande precipitação, facilitando a drenagem do biogás pelo tubo vertical. Todavia, é importante ressaltar que o período úmido coincidiu como o maior tempo de degradação do resíduo, outra variável importante. Pode-se afirmar que a combinação do tempo de disposição e o período de maiores índices pluviométricos contribuíram para a elevação da concentração do gás metano nos lisímetros. Karnchanawong *et al.* (2002) também observaram uma maior produção de biogás durante o período chuvoso. Castro *et al.* (2013), que analisaram a variação da concentração de biogás no aterro sanitário da cidade de Rio Claro - SP, afirmaram que a produção de biogás foi maior durante o período chuvoso, especialmente para

as áreas que não sofreram recirculação do lixiviado, sendo a umidade um importante fator que eleva a atividade biológica, e, conseqüentemente, a produção de biogás.

## 6 CONCLUSÕES

A avaliação da produção e caracterização do biogás devido a biodegradação de resíduos sólidos urbanos confinados em lisímetros com (L1, L2 e L3) e sem (L4, L5 e L6) a aplicação da solução de cloreto de sódio (NaCl) é apresentada a seguir.

As concentrações máximas obtidas do CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> para os lisímetros sem a aplicação da solução de NaCl foram de 35,5% e 33,2% para o L1; 44% e 34,5% para o L2; 34% e 36% para o L3; 62% e 39,9% para o L5; e 66% e 41,8% para o L6.

A recirculação de solução salina retardou a biodegradação por meio da análise da composição do biogás. Até o 300º dia de operação os lisímetros L1, L2 e L3 apresentaram baixas concentrações de metano quando comparados aos lisímetros L5 e L6, que não sofreram a recirculação da solução salina. A partir do 300º dia de operação ocorreu o início da elevação da concentração de metano nos lisímetros em que houve recirculação salina, atingindo picos de concentração de metano no 319º dia de operação para o L1 (35,5% CH<sub>4</sub>), 324º dia de operação para o L2 (44% CH<sub>4</sub>) e 339º dia de operação para o L3 (34,0% CH<sub>4</sub>).

Os processos de compactação do RSU influenciaram os valores de concentração do metano. Os resíduos que foram melhor compactados, produziram maior concentração de metano. O RSU compactado no L6 teve peso específico de 7,14 kN/m<sup>3</sup> enquanto que no L5 foi de 5,97 kN/m<sup>3</sup>.

O solo utilizado na camada de cobertura devido as características expansivas se mostrou inapropriado para essa utilização. Durante o período seco, baixa pluviosidade, o solo se contrai, gerando fissuras que pode ter facilitado o escape de biogás. Além disso, essas fissuras facilitaram a entrada de água pluvial até que o solo se umedecesse, expandindo-se e fechando as fissuras formadas.

Elevações na concentração de metano após longas precipitações foram constatadas. A umidade favoreceu a atividade dos microrganismos na degradação do RSU, funcionando principalmente como agente de transporte de nutrientes ao longo da massa de resíduos.

## 7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Sugere-se a continuidade dos estudos da análise do biogás produzido pela biodegradação de resíduos sólidos urbanos. Para uma melhor análise da produção de biogás recomenda-se o estudo das emissões gasosas pela camada de cobertura dos lisímetros através do ensaio da placa de fluxo. Medições das vazões do biogás produzido se faz necessário para melhor adequação dos modelos de previsão de geração de biogás. Além disso, o ensaio de BMP (*Biochemical Methane Potential*) é importante para aferir a potencialidade máxima de produção de metano para o resíduo local, como para a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, uma alternativa energética para a fração orgânica dos resíduos.

No estudo do efeito da recirculação de solução salina (NaCl) na inibição da biodegradação, sugere-se a continuidade das análises para concluir o seu efeito na composição do biogás produzido. Além disso se faz importante, em um novo estudo, a recirculação de água sem a adição de NaCl para verificar a contribuição do aumento da umidade na produção de biogás.

## 8 REFERÊNCIAS

ABICHOU, Tarek; LANGONI, Gustavo; TAWFIQ, Kamal. Assessment of alternative earthen final covers for Florida landfills. **Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management**, University of Florida, Report, p. 03-05, 2003.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 6.508: Grãos de solos que passam na peneira de 4,8 mm - Determinação da massa específica**. Rio de Janeiro: ABNT, 1984a.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 7.181: Análise granulométrica**. Rio de Janeiro: ABNT, 1984b.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 6.459: Determinação do limite de liquidez**. Rio de Janeiro: ABNT, 1984c

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 7.180: Determinação do limite de plasticidade**. Rio de Janeiro: ABNT, 1984d

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 6.457: Amostras de solo — Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 6.502: Rochas e solo**. Rio de Janeiro: ABNT, 1995

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 10.004: Resíduo sólido – classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma NBR 15.849: Resíduos sólidos urbanos – aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento**. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2008**. São Paulo: ABRELPE, 2009

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2009**. São Paulo: ABRELPE, 2010

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2010**. São Paulo: ABRELPE, 2011

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2011**. São Paulo: ABRELPE, 2012

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2012**. São Paulo: ABRELPE, 2013

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2013**. São Paulo: ABRELPE, 2014

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2014**. São Paulo: ABRELPE, 2015

ABRELPE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil - 2015**. São Paulo: ABRELPE, 2016

ALCÂNTARA, B. A. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2007.

ALKAABI, Salem; VAN GEEL, Paul J.; WARITH, Mostafa A. Effect of saline water and sludge addition on biodegradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. **Waste Management & Research**, v. 27, n. 1, p. 59-69, 2009

ALLEN, Matthew R.; BRAITHWAITE, Alan; HILLS, Chris C. Trace organic compounds in landfill gas at seven UK waste disposal sites. **Environmental Science & Technology**, v. 31, n. 4, p. 1054-1061, 1997

ATSDR - Agency of Toxic Substances and Disease Registry. **Landfill Gas Primer - An Overview for Environmental Health Professionals**, 2001. Disponível em <<https://www.atsdr.cdc.gov/HAC/landfill/html/toc.html>>

BAGCHI, Amalendu; BHATTACHARYA, Abhik. Post-closure care of engineered municipal solid waste landfills. **Waste Management & Research**, 2015.

BAGCHI, Amalendu. **Design of landfills and integrated solid waste management**. John Wiley & Sons, 2004.

BARLAZ, M. A., HAM, R. K., SCHAEFER, D. M., & ISAACSON, R. Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 19, n. 6, p. 557-584, 1990

BARLAZ, M. A., ELEAZER, W. E., ODLE, W. S., QIAN, X., & WANG, Y. S. Biodegradative analysis of municipal solid waste in laboratory-scale landfills. **Environmental Protection Agency**, Cincinnati, OH, 1997.

BARLAZ, Morton A.; MILKE, M. W.; HAM, R. K. Gas production parameters in sanitary landfill simulators. **Waste Management & Research**, v. 5, n. 1, p. 27-39, 1987.

BARLAZ, Morton A.; HAM, Robert K.; SCHAEFER, Daniel M. Mass-balance analysis of anaerobically decomposed refuse. **Journal of Environmental Engineering**, v. 115, n. 6, p. 1088-1102, 1989a.

BARLAZ, M. A.; SCHAEFER, D. M.; HAM, R. K. Inhibition of methane formation from municipal refuse in laboratory scale lysimeters. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 20, n. 1, p. 181-205, 1989b.

BARLAZ, Morton A. Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. **Waste Management**, v. 26, n. 4, p. 321-333, 2006.

BARROS, Regina Mambeli. Tratado sobre Resíduos Sólidos: gestão, uso e sustentabilidade. **Rio de Janeiro: Interciência**, 2013.

BEAVEN, R. P., KNOX, K., GRONOW, J. R., HJELMAR, O., GREEDY, D., & SCHARFF, H. A new economic instrument for financing accelerated landfill aftercare. **Waste management**, v. 34, n. 7, p. 1191-1198, 2014.

BELLEZONI, R. A., IWAI, C. K., ELIS, V. R., DA SILVA PAGANINI, W., & HAMADA, J. Small-scale landfills: impacts on groundwater and soil. **Environmental earth sciences**, v. 71, n. 5, p. 2429-2439, 2014

BENATTI, J.C.B.; PAIXÃO FILHO, J.L.; LEME, M.A.G.; MIGUEL, M.G. **Construction of a large-scale experimental cell to obtain hydro-geomechanical parameters of MSW of the city of Campinas, Brazil**. Proceedings Sardinia, 2013, Fourteenth International Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; September 30 - October 4, 2013.

BOGNER, Jean; SPOKAS, Kurt. Landfill CH 4: rates, fates, and role in global carbon cycle. **Chemosphere**, v. 26, n. 1, p. 369-386, 1993.

BRASIL. Ministério da Saúde. RIPSAs. Indicadores socioeconômicos, 2016. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/defctohtm.exe?idb2011/b08a.def> (acessado em 04/10/2016)

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3. ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006, 408p.

BRASIL. Lei nº12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 03 de agosto de 2010. Seção 1

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos, Caderno Diagnóstico, Resíduos Sólidos Urbanos. VERSÃO PRELIMINAR, 2010.

BRASIL. Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos

Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas Logística Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 23 de dezembro de 2010. Seção 1, Edição Extra.

BRAUN, R.; BRACHTL, E.; GRASMUG, M. Codigestion of proteinaceous industrial waste. **Applied biochemistry and biotechnology**, v. 109, n. 1-3, p. 139-153, 2003.

BURNLEY, Stephen. The impact of the European landfill directive on waste management in the United Kingdom. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 32, n. 3, p. 349-358, 2001.

CALIFÓRNIA. Assembly Bill N°1826. Solid Waste: organic waste. 2014. Disponível em [http://leginfo.legislature.ca.gov/faces/billNavClient.xhtml?bill\\_id=201320140AB1826](http://leginfo.legislature.ca.gov/faces/billNavClient.xhtml?bill_id=201320140AB1826)

CAMPINAS. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, Vol.1 Diagnóstico Operacional**. Prefeitura Municipal de Campinas, 2012.

CAMPO GRANDE. **Plano de Saneamento Básico do Município de Campo Grande: Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Prefeitura Municipal de Campo Grande 2012

CARDOSO, A. J., LEVINE, A. D., NAYAK, B. S., HARWOOD, V. J., & RHEA, L. R. Lysimeter comparison of the role of waste characteristics in the formation of mineral deposits in leachate drainage systems. **Waste management & research**, v. 24, n. 6, p. 560-572, 2006

CASTILHOS JÚNIOR, A.B. PROSAB. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 294 p.

CASTRO, M. C. A. A., ANTONIO, S. M., SCHALCH, V., & LEITE, W. C. A. Analysis of variation of concentration and methane gas flow in sanitary landfill in Brazil IN BRAZIL In: 14a. In: **International Waste Management and Landfill Symposium**. 2013. p. 234-239

CEPAGRI - CENTRO DE ENSINO E PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS À AGRICULTURA. **Dados de pluviosidade do posto meteorológico do museu exploratório de ciências da Unicamp**. Campinas: CEPAGRI, 2016.

CHANTON, Jeffrey P.; POWELSON, David K.; GREEN, Roger B. Methane oxidation in landfill cover soils, is a 10% default value reasonable? **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 2, p. 654-663, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbio**. 2ª ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997. 380 p.

CURITIBA. **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Prefeitura Municipal de Curitiba, 2010

DANTAS, Gracielle Rodrigues; LEITE, Valderi Duarte; COSTA, Evelyne Morgana. Estudo da diversidade microbiana em processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos. **Ciência & Tecnologia**, v. 8, n. esp., 2016

DEL BEL, D. Disposição final de rejeitos. In: JARDIM, Arnaldo; YOSHIDA, Consuelo; FILHO, José Valverde Machado. Política Nacional, Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Barueri: Editora Manolo, 2012.

CE Directiva 1999/31/CE do Conselho de 26 de abril de 1999 Relativa à deposição de resíduos em aterros. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 1999.

CE Directiva 1994/62/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 20 de dezembro de 1994 Relativa a embalagens e resíduos de embalagem. Jornal Oficial das Comunidades Europeias, 1994.

DOS SANTOS IZZO, Ronaldo Luis; MAHLER, Cláudio Fernando; ROSE, Juliana Lundgren. Barreira Capilar Construída com Resíduo Tratado Mecânica e Biologicamente.

Dudek, J., Klimek, P., Kołodziejak, G., Pałkowska, H., Zaleska-Bartosz, J., Buchyńska, A., ... & Stefanyk, Y. Charakterystyka biogazu wytwarzanego na wytypowanych do badań składowiskach odpadów komunalnych na terenie województwa podkarpackiego i obwodu lwowskiego. **Prace Instytutu Nafty i Gazu**, n. 145, p. 11-16, 2007.

EHRIG, H.J. **Prediction of gas production from laboratory scale tests**, In: Proceedings Sardinia 1991. The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Italy, Vol.1, pp.87-114. 1991

ELEAZER, W.E.; ODLE, W.S.; WANG, Y.; BARLAZ, M. A. **Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills**. Environmental Science e Technology, v. 31, n. 3, p. 911-917, 1997.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A.N.; LECKIE, J.O. **Environmental impacts of solid waste landfilling**. Journal of Environmental Management, v. 50, n. 1, p. 1-25, 1997.

ENSINAS, A. V. **Estudo da geração de biogás no Aterro Saniário Delta em Campinas-SP**. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo-SP. 143 p., 2003.

EUROSTAT – Statistics Explained. Municipal waste statistics, 2015. Disponível em: [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal\\_waste\\_statistics](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics) (acessado em 10/09/2015)

FAIRWEATHER, Robert J.; BARLAZ, Morton A. Hydrogen sulfide production during decomposition of landfill inputs. **Journal of environmental engineering**, v. 124, n. 4, p. 353-361, 1998

FAVERY, R. L. T. **Avaliação do efeito do cloreto de sódio sobre o processo de biodegradação anaeróbia do resíduo sólido urbano confinado em lisímetros**. 2016. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2016

FIRMO, A.L.B. **Estudo Numérico E Experimental Da Geração De Biogás A Partir Da Biodegradação De Resíduos Sólidos Urbanos**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2013.

GOMES, L.P.; PROSAB. **Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009

HOORNWEG, Daniel; BHADA-TATA, Perinaz. What a waste: a global review of solid waste management. **Urban development series knowledge papers**, v. 15, p. 1-98, 2012.

HOSSAIN, M. S.; SIVANESAN, Y. S.; SAMIR, S.; MIKOLAJCZYK, L. Effect of Saline Water on Decomposition and Landfill Gas Generation of Municipal Solid Waste. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 18, n. 2, p. 04014002, 2013.

HUBER-HUMER, Marion; GEBERT, Julia; HILGER, Helene. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. **Waste Management & Research**, v. 26, n. 1, p. 33-46, 2008.

HUBER-HUMER, Marion; RÖDER, S.; LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. **Waste Management**, v. 29, n. 7, p. 2092-2104, 2009.

HUBER-HUMER, Marion; KJELDSEN, Peter; SPOKAS, Kurt A. Special issue on landfill gas emission and mitigation. **Waste management**, v. 31, n. 5, p. 821-822, 2011

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD). 2010

IEA - International Energy Agency. Turning a Liability: Landfill Methane Utilization Potential in India, 2008.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Solid Waste Disposal – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Report produced for invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change, 2006.

IPCC - Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. B. Metz, O. R. Davidson, P. R. Bosch, R. Dave, L. A. Meyer (eds), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

ISWA. Field Procedures Handbook for the Operation of Landfill Biogas Systems, Copenhagen, Denmark, 2005.

JARAMILLO, Paulina; MATTHEWS, H. Scott. Landfill-gas-to-energy projects: Analysis of net private and social benefits. **Environmental science & technology**, v. 39, n. 19, p. 7365-7373, 2005

JØRGENSEN, Peter Jacob. **Biogas-Green Energy: Process, Design, Energy Supply, Environment**. Researcher for a Day, 2009.

KARGI, Fikret; DINCER, Ali R. Effect of salt concentration on biological treatment of saline wastewater by fed-batch operation. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 19, n. 7, p. 529-537, 1996

KARNCHANAWONG, S.; SONKLIN, W.; KLADPRASERT, S. Gas production from three-lift landfill lysimeter in tropical country. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 54, 2002

KHAN, D.; KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. **Waste Management**, v. 49, p. 15-25, 2016.

KHOURY, R., EL-FADEL, M., SADEK, S., & AYOUB, G. Temporal variation of leachate quality in seawater saturated fills. **Advances in Environmental Research**, v. 4, n. 4, p. 313-323, 2000.

KO, J. H., Li, M., YANG, F., & XU, Q. Impact of MSW compression on methane generation in decelerated methanogenic phase. **Bioresource technology**, v. 192, p. 540-546, 2015

LEE, S., XU, Q., BOOTH, M., TOWNSEND, T., CHADIK, P., BITTON, G. Reduced sulfur compounds in gas from construction and demolition debris landfills. **Waste Management**, v. 26, n. 5, p. 526-533, 2006.

LEFEBVRE, X.; BUDKA, A.; GALTIER, L.; BARINA, G.; PUGLIERIN, L. **Assessment of the evolution of waste biodegradability with time and operation conditions**. **Proceedings Sardinia, 2003**, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy; October 6 – 10, 2003.

LEME, M. A. G. **Caracterização de solo utilizado no sistema de barreira impermeabilizante de base de uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2013.

LOPES, R.L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2011.

LOPES, R. L., ALVES, M. C. M., MACIEL, F. J., & JUCÁ, J. F. T. Avaliação de infiltração em coberturas alternativas construídas em uma célula experimental de RSU na Muribeca/PE. 2010

MACHADO, S. L., CARVALHO, M. F., GOURC, J. P., VILAR, O. M., & DO NASCIMENTO, J. C. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. **Waste Management**, v. 29, n. 1, p. 153-161, 2009

MACIEL, F.J.; JUCÁ, J.F.T. **Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil**. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 966-977, 2011.

MACIEL, F.J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2003

MACIEL, F.J. **Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2009

MADIGAN, M. T., CLARK, D. P., STAHL, D., & MARTINKO, J. M. **Brock Biology of Microorganisms 13th edition**. Benjamin Cummings, 2011.

MALDANER, L. e MARINHO, F.A.M. Field Methodology for Quantifying Methane Oxidation in a Landfill Cover. The ISWA World Solid Waste Congress, Florence, Italy, 2012.

MANAUS. **Plano Diretor de Resíduos Sólidos de Manaus**. Prefeitura Municipal de Manaus, 2010.

MANZATTO, M. P. **Análise comparativa das variáveis de lixiviado produzido por resíduo sólido urbano confinado em lisímetros e em célula experimental**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2016.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólido**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2008

MCCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. *Public Works*, v. 95, n. 9, p. 107-112, 1964.

MCT – Ministério de Ciência e Tecnologia. **Emissões de gases de efeito estufa no tratamento e disposição de resíduos. Segundo Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Brasília – DF 2010.

MEHTA, R., BARLAZ, M. A., YAZDANI, R., AUGENSTEIN, D., BRYARS, M., & SINDERSON, L. Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. **Journal of Environmental Engineering**, v. 128, n. 3, p. 228-236, 2002.

MEI, C., YAZDANI, R., HAN, B., MOSTAFID, M. E., CHANTON, J., VANDERGHEYNST, J., & IMHOFF, P. Performance of green waste biocovers for enhancing methane oxidation. **Waste Management**, v. 39, p. 205-215, 2015

MICALES, Jessie A.; SKOG, Kenneth E. The decomposition of forest products in landfills. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 39, n. 2, p. 145-158, 1997.

MIGUEL, M. G.; FILHO, J. L. D. P.; BENATTI, J. C. B.; LEME, M. A. D. G.; MORTATTI, B. C.; GABRIELLI, G.; ELAIUY, M.L.C; PEREIRA, S. Y; TEIXEIRA, E. N. **Gravimetric composition of municipal solid waste disposed in a large-scale experimental cell in Southeastern Brazil**. *International Journal of Environment and Waste Management*, v. 17, n. 2, p. 128-145, 2016

MINAS GERAIS. **Plano Metropolitano de Resíduos Sólidos: Região Metropolitana de Belo Horizonte e Colar Metropolitano**. Governo do Estado de Minas Gerais, 2013

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicos, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2003.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. Assessment of the Performance of Engineered Waste Containment Barriers. 2007 Disponível em <[http://www.nap.edu/download.php?record\\_id=11930](http://www.nap.edu/download.php?record_id=11930)>. Acesso em: 29 jan. 2015.

NYNS, E.J. Biomethanation process. In Shonborn W. (ed). *Microbial degradation*. Vol.8. Berlin: Wiley-VCH Weinheim, 1986.

O'LEARY, Philip R.; WALSH, Patrick. Landfill course; lesson 3; landfill gas movement, control, and uses. **Waste age**, v. 22, n. 6, p. 114-6, 120, 12, 1991.

PARKER, T.; DOTTRIDGE, J.; KELLY, S. Investigation of the composition and emissions of trace components in landfill gas. **Environment Agency, R&D Technical Report P1-438/TR**, 2002.

PAWLOWSKA, Malgorzata. **Mitigation of landfill gas emissions**. CRC Press, 2014.

PERNAMBUCO. **Plano Metropolitano de Resíduos Sólidos: Região Metropolitana do Recife**. Governo do Estado de Pernambuco, 2011

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. Cincinnati: EPA, 1985. 165 p.

PORTO ALEGRE. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, Vol.1 Diagnóstico e Prognóstico**. Prefeitura Municipal de Porto Alegre, 2013.

POWELL, Jon T.; TOWNSEND, Timothy G.; ZIMMERMAN, Julie B. Estimates of solid waste disposal rates and reduction targets for landfill gas emissions. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 2, p. 162-165, 2016.

PRICE, G. Alexander; BARLAZ, Morton A.; HATER, Gary R. Nitrogen management in bioreactor landfills. **Waste Management**, v. 23, n. 7, p. 675-688, 2003.

RAFIZUL, I. M.; ALAMGIR, M. **Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied.** Waste management, v. 32, n. 11, p. 2080- 2095, 2012.

RAJARAM, V., SIDDIQUI, F. Z., & KHAN, M. E. **From landfill gas to energy: Technologies and challenges.** Crc Press, 2011.

RASI, S.; VEIJANEN, A.; RINTALA, J. Trace compounds of biogas from different biogas production plants. **Energy**, v. 32, n. 8, p. 1375-1380, 2007

REGADÍO, M., Ruiz, A. I., RODRÍGUEZ-RASTRERO, M., & CUEVAS, J. Containment and attenuating layers: An affordable strategy that preserves soil and water from landfill pollution. **Waste Management**, v. 46, p. 408-419, 2015.

RESS, B. B., CALVERT, P. P., PETTIGREW, C. A., & BARLAZ, M. A. Testing anaerobic biodegradability of polymers in a laboratory-scale simulated landfill. **Environmental science & technology**, v. 32, n. 6, p. 821-827, 1998

RHEW, Rodney D.; BARLAZ, Morton A. Effect of lime-stabilized sludge as landfill cover on refuse decomposition. **Journal of environmental engineering**, v. 121, n. 7, p. 499-506, 1995

RICH, L.G. Unit Processes of Environmental Engineering, John Wiley & Sons, New York, 1963

RIO DE JANEIRO. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, PMGIRS da Cidade do Rio de Janeiro.** Prefeitura Municipal do Rio de Janeiro, 2012.

RÖHRS, L. H.; FOURIE, A. B.; MORRIS, J. F. W. **Gas potential and the state of decay of MSW** Proceedings Sardinia, 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy; October 6 – 10, 2003.

SÃO PAULO. **Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Cidade de São Paulo.** Prefeitura Municipal de São Paulo, 2013.

SCHEUTZ, C., BOGNER, J., CHANTON, J.P., BLAKE, D., MORCET, M., ARAN, C., KJELDSSEN, P. Atmospheric emissions and attenuation of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill. **Waste Management**, v. 28, n. 10, p. 1892-1908, 2008.

SCHIEVANO, A., SCAGLIA, B., D'IMPORZANO, G., MALAGUTTI, L., GOZZI, A., & ADANI, F. Prediction of biogas potentials using quick laboratory analyses: Upgrading previous models for application to heterogeneous organic matrices. **Bioresource technology**, v. 100, n. 23, p. 5777-5782, 2009.

SHEKDAR, A. V. A strategy for the development of landfill gas technology in India, **Waste Management & Research**, nº 15, 255-266. 1997

SHIN, H. C., PARK, J. W., PARK, K., & SONG, H. C. . Removal characteristics of trace compounds of landfill gas by activated carbon adsorption. **Environmental Pollution**, v. 119, n. 2, p. 227-236, 2002.

SIMÕES, G. F.; CATAPRETA, C. A. A. Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil. **Waste Management**, v. 33, n. 2, p. 420–430, 2013

SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K. B., ... & MILLER, H. L. . Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2007.

SOUTO, G.D.B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros – estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia – Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2009.

SPOKAS, K., BOGNER, J., CHANTON, J. P., MORCET, M., ARAN, C., GRAFF, C., & HEBE, I. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?. **Waste Management**, v. 26, n. 5, p. 516-525, 2006.

TCHOBANOGLIOUS G and KREITH F. Handbook of Solid Waste Management. 2<sup>a</sup>ed. New York: McGraw-Hill, Inc., 2002

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. . **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. McGraw-Hill, Inc., 1993.

TOWNSEND, T. G., POWELL, J., JAIN, P., XU, Q., TOLAYMAT, T., REINHART, D. **Sustainable Practices for Landfill Design and Operation**. Springer, 2015.

U.S ARMY CORPS OF ENGINEERS. Landfill gas collection and treatment system, Manual nº 200-1-22, Depart. of The Army, Washington DC, USA. 2013

UNFCCC - UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. CDM Projects, 2016. Disponível em: <<https://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html>>. Acessado em 14/02/2016.

US COMPOSTING COUNCIL. Landfill ban map 10-2014. Disponível em <[http://compostingcouncil.org/?attachment\\_id=21838](http://compostingcouncil.org/?attachment_id=21838)>. Acessado em: 29/10/2015.

US EPA - United States Environmental Protection Agency **Determination of landfill gas composition and pollutant emission rates at Fresh Kills Landfill, Vol. 1**. Final Project Report. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, 1995

US EPA- United States Environmental Protection Agency **First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, 2005a.

US EPA - United States Environmental Protection Agency. User's Manual - Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, 2005b.

US EPA- United States Environmental Protection Agency **Frequently Asked Questions about Landfill Gas and How It Affects Public Health, Safety and the Environment**, Landfill Methane Outreach Program (LMOP) U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington. 2008 ([http://www.epa.gov/lmop/docs/faqs\\_about\\_LFG.pdf](http://www.epa.gov/lmop/docs/faqs_about_LFG.pdf))

US EPA - United States Environmental Protection Agency **542-F-11-001.Fact Sheet on Evapotranspiration Cover Systems for Waste Containment**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, 2011.

US EPA - United States Environmental Protection Agency. **User's Manual - Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2013**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development Washington, 2015.

W&CC. Waste and Climate Change: Global trends and strategy framework. United States Environmental Programme Division of Technology, Industry and Economics International Environmental Technology Centre Osaka/Shiga, 2010

WANG, X., NAGPURE, A. S., DECAROLIS, J. F., & BARLAZ, M. A. Characterization of uncertainty in estimation of methane collection from select US landfills. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 3, p. 1545-1551, 2015

WANG, Y.; ODLE, W. S.; ELEAZER, W. E.; BARLAZ, M. A. Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition, **Waste management & research**, v. 15, n. 2, p. 149-167, 1997.

XU, Q., JIN, X., MA, Z., TAO, H., & KO, J. H. Methane production in simulated hybrid bioreactor landfill. **Bioresource technology**, v. 168, p. 92-96, 2014.

YOUCAI, Z.; LUOCHUN, W.; RENHUA, H.; DIMIN, X.; GUOWEI, G. A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters. **Waste Management**, n. 22, p. 29-35, 2002.

ZHAN, T.L.T., GUAN, C., XIE, H.J., CHEN, Y.M., 2014. Vertical migration of leachate pollutants in clayey soils beneath an uncontrolled landfill at Huainan, China: a field and theoretical investigation. **Science of the Total Environment**, v. 470, p. 290-298, 2014.

ZHANG, H., YAN, X., CAI, B., ZHANG, Y., LIU, J., & AO, H. The effects of aged refuse and sewage sludge on landfill CH<sub>4</sub> oxidation and N<sub>2</sub>O emissions: Roles of moisture content and temperature. **Ecological Engineering**, v. 74, p. 345-350, 2015.

ZORNBERG, J. G.; MCCARTNEY, J. S. Evapotranspirative cover systems for waste containment. **J. Delleur. CRC Press, Boca Raton, Fla**, v. 2, p. 34-1, 2006.

## APÊNDICES

<b>APÊNDICE A : Planilha controle do preenchimento dos lisímetros</b>							
<b>Lisímetro 1</b>							
<b>Camada</b>	<b>Quant. Baldes</b>	<b>Total Balde+RSU</b>	<b>Total RSU</b>	<b>Espessura Inicial</b>	<b>Espessura Final</b>	<b>Peso Específico Inicial</b>	<b>Peso Específico Final</b>
		<b>kg</b>	<b>kg</b>	<b>m</b>	<b>m</b>	<b>kN/m<sup>3</sup></b>	<b>kN/m<sup>3</sup></b>
1	15	100,3	91,3	0,12	0,068	4,043	6,495
2	10	71,7	65,7	0,12	0,065	2,890	4,890
3	9	59,3	53,9	0,12	0,055	2,391	4,741
4	10	69,7	63,7	0,12	0,065	2,810	4,741
5	10	65,4	59,4	0,12	0,060	2,636	4,789
6	12	80,7	73,5	0,12	0,058	3,253	6,130
7	10	65,9	59,9	0,12	0,068	2,657	4,261
8	11	64,9	58,3	0,12	0,068	2,616	4,147
9	10	55,3	49,3	0,12	0,060	2,229	3,975
10	12	72,0	64,8	0,12	0,058	2,902	5,405
11	12	84,4	77,2	0,12	0,062	3,402	6,023
12	11	76,7	70,1	0,12	0,068	3,092	4,987
13	12	78,5	71,3	0,12	0,070	3,164	4,927
14	9	65,8	60,4	0,12	0,060	2,653	4,870
15	10	69,1	63,1	0,12	0,060	2,786	5,087
16	10	66,0	60,0	0,12	0,060	2,661	4,837
17	10	68,9	62,9	0,12	0,070	2,777	4,347
18	10	78,2	72,2	0,12	0,060	3,152	5,821
19	10	91,0	85,0	0,12	0,070	3,668	5,874
20	10	77,9	71,9	0,12	0,048	3,140	7,246
21	10	85,3	79,3	0,12	0,058	3,439	6,614
22	10	90,7	84,7	0,12	0,053	3,656	7,804
23	10	89,6	83,6	0,12	0,055	3,612	7,353
24	10	73,4	67,4	0,12	0,060	2,959	5,434
25	10	90,6	84,6	0,12	0,065	3,652	6,296
26	10	99,2	93,2	0,12	0,060	3,999	7,514
27	10	81,5	75,5	0,12	0,055	3,285	6,640
28	10	83,7	77,7	0,12	0,060	3,374	6,264
29	10	95,7	89,7	0,12	0,055	3,858	7,889
30	10	95,6	89,6	0,12	0,060	3,854	7,224
31	13	96,0	88,2	0,12	0,055	3,870	7,757

**APÊNDICE A : Planilha controle do preenchimento dos lisímetros**

## Lisímetro 2

Camada	Quant. Baldes	Total Balde+RSU	Total RSU	Espessura Inicial	Espessura Final	Peso Específico Inicial	Peso Específico Final
		kg	kg	m	m	kN/m <sup>3</sup>	kN/m <sup>3</sup>
1	12	96,6	89,4	0,12	0,065	4,013	6,856
2	12	95,4	88,2	0,12	0,070	3,963	6,281
3	9	76,3	70,9	0,12	0,050	3,169	7,068
4	10	83,5	77,5	0,12	0,060	3,469	6,439
5	11	87,8	81,2	0,12	0,075	3,647	5,397
6	11	82,6	76,0	0,12	0,070	3,431	5,412
7	10	83,6	77,6	0,12	0,075	3,473	5,158
8	10	86,4	80,4	0,12	0,060	3,589	6,680
9	10	89,3	83,3	0,12	0,045	3,710	9,227
10	10	87,1	81,1	0,12	0,065	3,618	6,219
11	10	90,8	84,8	0,12	0,070	3,772	6,039
12	10	94,9	88,9	0,12	0,114	3,942	3,887
13	10	82,7	76,7	0,12	0,055	3,435	6,951
14	10	85,4	79,4	0,12	0,060	3,547	6,597
15	11	91,2	84,6	0,12	0,055	3,788	7,667
16	11	92,6	86,0	0,12	0,055	3,847	7,794
17	11	95,4	88,8	0,12	0,055	3,963	8,048
18	11	77,6	71,0	0,12	0,065	3,223	5,445
19	11	86,8	80,2	0,12	0,055	3,606	7,269
20	11	87,0	80,4	0,12	0,065	3,614	6,166
21	11	83,3	76,7	0,12	0,065	3,460	5,882
22	10	86,7	80,7	0,12	0,055	3,601	7,314
23	11	98,8	92,2	0,12	0,060	4,104	7,660
24	11	78,0	71,4	0,12	0,065	3,240	5,476
25	9	62,3	56,9	0,12	0,063	2,588	4,502
26	11	92,1	85,5	0,12	0,062	3,826	6,874
27	11	70,9	64,3	0,12	0,055	2,945	5,828
28	11	97,3	90,7	0,12	0,065	4,042	6,956

**APÊNDICE A : Planilha controle do preenchimento dos lisímetros****Lisímetro 3**

Camada	Quant. Baldes	Total Balde+RSU	Total RSU	Espessura Inicial	Espessura Final	Peso Específico Inicial	Peso Específico Final
		kg	kg	m	m	kN/m <sup>3</sup>	kN/m <sup>3</sup>
1	14	101,4	93,0	0,12	0,070	3,573	6,125
2	15	107,5	98,5	0,12	0,070	4,130	6,487
3	12	93,1	85,9	0,12	0,055	3,577	7,200
4	11	77,6	71,0	0,12	0,055	2,981	5,952
5	12	98,9	91,7	0,12	0,060	3,800	7,046
6	12	89,2	82,0	0,12	0,060	3,427	6,301
7	11	69,9	63,3	0,12	0,055	2,686	5,306
8	11	73,1	66,5	0,12	0,055	2,808	5,574
9	13	84,1	76,3	0,12	0,060	3,231	5,863
10	10	67,0	61,0	0,12	0,050	2,574	5,625
11	13	87,9	80,1	0,12	0,050	3,377	7,386
12	13	96,8	89,0	0,12	0,050	3,719	8,206
13	13	89,7	81,9	0,12	0,060	3,446	6,293
14	13	93,0	85,2	0,12	0,065	3,573	6,043
15	12	72,4	65,2	0,12	0,065	2,782	4,625
16	13	93,1	85,3	0,12	0,065	3,577	6,050
17	11	87,6	81,0	0,12	0,050	3,366	7,469
18	11	89,3	82,7	0,12	0,055	3,431	6,932
19	12	90,5	83,3	0,12	0,060	3,477	6,401
20	11	95,0	88,4	0,12	0,055	3,650	7,410
21	11	94,6	88,0	0,12	0,055	3,634	7,377
22	11	93,4	86,8	0,12	0,048	3,588	8,337
23	11	93,2	86,6	0,12	0,065	3,581	6,142
24	11	105,1	98,5	0,12	0,060	4,038	7,569
25	10	96,1	90,1	0,12	0,060	3,692	6,923
26	11	86,0	79,4	0,12	0,065	3,304	5,632
27	12	119,5	112,3	0,12	0,065	4,591	7,965

**APÊNDICE A : Planilha controle do preenchimento dos lisímetros****Lisímetro 4**

Camada	Quant. Balde	Total	Total	Espessura Inicial	Espessur a Final	Peso	Peso
		Balde+RSU	RSU			Específico Inicial	Específico Final
		kg	kg	m	m	kN/m <sup>3</sup>	kN/m <sup>3</sup>
1	15	113,1	104,1	0,12	0,065	4,176	7,709
2	15	114,1	105,1	0,12	0,060	4,216	8,432
3	15	113,9	104,9	0,12	0,065	4,208	7,769
4	15	118,0	109,0	0,12	0,060	4,372	8,745
5	15	113,0	104,0	0,12	0,065	4,172	7,702
6	14	118,9	110,5	0,12	0,055	4,433	9,671
7	14	121,9	113,5	0,12	0,065	4,553	8,406
8	19	165,2	153,8	0,15	0,090	4,936	8,226
9	19	157,2	145,8	0,20	0,124	3,509	5,660
10	12	104,6	97,4	0,12	0,055	3,907	8,525
11	14	126,4	118,0	0,15	0,080	3,787	7,100
12	13	128,6	120,8	0,15	0,090	3,877	6,461
13	16	141,5	131,9	0,15	0,080	4,233	7,937
14	15	135,7	126,7	0,12	0,114	5,082	5,350
15	14	118,6	110,2	0,12	0,055	4,421	9,645
16	12	111,2	104,0	0,12	0,060	4,172	8,344
17	12	113,5	106,3	0,12	0,062	4,264	8,253
18	14	116,4	108,0	0,12	0,070	4,332	7,427
19	12	103,9	96,7	0,12	0,060	3,879	7,758
20	8	81,7	76,9	0,05	0,015	7,404	24,678

**APÊNDICE A : Planilha controle do preenchimento dos lisímetros****Lisímetro 5**

Camada	Quant. Balde	Total Balde+RSU	Total RSU	Espessura Inicial	Espessura Final	Peso Específico Inicial	Peso Específico Final
		kg	kg	m	m	kN/m <sup>3</sup>	kN/m <sup>3</sup>
1	14	89,1	80,7	0,12	0,075	3,352	5,364
2	12	90,4	83,2	0,12	0,070	3,456	5,925
3	15	102,6	93,6	0,12	0,060	3,888	7,776
4	12	72,9	65,7	0,12	0,065	2,729	5,038
5	13	95,3	87,5	0,12	0,065	3,635	6,710
6	14	100,4	92,0	0,12	0,060	3,822	7,643
7	10	65,5	59,5	0,12	0,060	2,472	4,943
8	9	59,0	53,6	0,12	0,060	2,227	4,453
9	11	88,4	81,8	0,12	0,054	3,398	7,551
10	13	105,6	97,8	0,12	0,060	4,063	8,125
11	13	98,9	91,1	0,20	0,130	2,271	3,493
12	15	112,9	103,9	0,20	0,120	2,590	4,316
13	11	86,9	80,3	0,12	0,040	3,336	10,007
14	11	81,2	74,6	0,12	0,058	3,099	6,467
15	11	77,0	70,4	0,12	0,085	2,924	4,129
16	11	78,5	71,9	0,12	0,063	2,987	5,734
17	11	88,6	82,0	0,12	0,065	3,406	6,288
18	11	95,0	88,4	0,12	0,055	3,672	8,012
19	11	85,3	78,7	0,12	0,055	3,269	7,133
20	11	84,8	78,2	0,12	0,065	3,248	5,997
21	11	88,3	81,7	0,12	0,070	3,394	5,818
22	9	60,9	55,5	0,12	0,065	2,305	4,256
23	10	74,0	68,0	0,12	0,068	2,825	5,022
24	12	81,0	73,8	0,12	0,070	3,066	5,255
25	12	84,5	77,3	0,12	0,070	3,211	5,505
26	12	77,2	70,0	0,12	0,070	2,908	4,985
27	11	75,7	69,1	0,12	0,060	2,870	5,741
28	10	74,2	68,2	0,12	0,070	2,833	4,857
29	9	71,5	66,1	0,10	0,050	3,295	6,590

**APÊNDICE A : Planilha controle do preenchimento dos lisímetros****Lisímetro 6**

Camada	Quant. Balde	Total Balde+RSU	Total RSU	Espessura Inicial	Espessura Final	Peso Específico Inicial	Peso Específico Final
		kg	kg	m	m	kN/m <sup>3</sup>	kN/m <sup>3</sup>
1	47	363,2	335,0	0,30	0,25	5,222	6,266
2	25	163,9	148,9	0,20	0,12	3,481	5,802
3	23	134,6	120,8	0,16	0,11	3,531	5,135
4	19	145,8	134,4	0,16	0,10	3,928	6,285
5	16	118,4	108,8	0,16	0,09	3,180	5,653
6	15	119,0	110,0	0,15	0,10	3,429	5,144
7	19	130,6	119,2	0,15	0,10	3,716	5,574
8	11	74,0	67,4	0,10	0,06	3,152	5,628
9	14	101,4	93,0	0,10	0,05	4,349	8,698
10	16	125,4	115,8	0,10	0,05	5,415	10,830
11	14	111,8	103,4	0,10	0,05	4,835	9,670
12	11	91,0	84,4	0,10	0,05	3,947	7,893
13	16	106,9	99,1	0,10	0,05	4,634	9,268
14	20	143,5	131,5	0,15	0,10	4,099	6,149
15	18	145,4	134,6	0,16	0,10	3,934	6,294
16	14	109,7	101,3	0,12	0,07	3,947	6,767
17	16	138,5	128,9	0,12	0,07	5,023	9,133
18	15	116,5	107,5	0,12	0,06	4,189	8,378

**APÊNDICE B – Planilha de Monitoramento do Biogás para os lisímetros L1,L2 e L3**

Data	Lisímetro 1			Lisímetro 2			Lisímetro 3					
	Início	28/04/2015			Início	16/04/2015			Início	26/03/2015		
	Dias	[CH4]		[CO2]	Dias	[CH4]		[CO2]	Dias	[CH4]		[CO2]
		% LEL	% Vol	%		% LEL	% Vol	%		% LEL	% Vol	%
23/03/2015	-				-				-			
30/03/2015	-				-				4	5	0,25	7,8
04/04/2015	-				-				9	6	0,3	10,2
11/04/2015	-								16	3	0,15	8,8
18/04/2015	-				2	4	0,2	6,5	23	2	0,1	1,8
25/04/2015	-				9	4	0,2	6,4	30	4	0,2	4,2
02/05/2015	4	4	0,2	4	16	4	0,2	6,7	37	4	0,2	2,2
09/05/2015	11	4	0,2	4,5	23	4	0,2	7,8	44	5	0,25	5,6
16/05/2015	18	5	0,25	5,5	30	5	0,25	8,8	51	12	0,6	8,8
23/05/2015	25	3	0,15	7,2	37	5	0,25	10,1	58	15	0,75	14,3
30/05/2015	32	4	0,2	12	44	5	0,25	17,1	65	23	1,15	18,3
06/06/2015	39	4	0,2	9,6	51	4	0,2	13,5	72	11	0,55	13
13/06/2015	46	3	0,15	8,2	58	4	0,2	10,5	79	6	0,3	10

## APÊNDICE B - Continuação

20/06/2015	53	3	0,15	4,7	65	3	0,15	10,1	86	13	0,65	7,4
24/06/2015	57	3	0,15	0,8	69	3	0,15	2,5	90	4	0,2	1,9
27/06/2015	60	4	0,2	1,2	72	4	0,2	2,8	93	4	0,2	3,2
03/07/2015	66	4	0,2	6,9	78	3	0,15	3,5	99	7	0,35	6,4
10/07/2015	73	1	0,05	6,4	85	1	0,05	8,1	106	3	0,15	3,3
17/07/2015	80	4	0,2	5,4	92	3	0,15	6	113	8	0,4	7,4
24/07/2015	87	4	0,2	7,2	99	4	0,2	10	120	4	0,2	0,8
31/07/2015	94	4	0,2	6,2	106	5	0,25	8	127	4	0,2	2,2
02/08/2015	96	3	0,15	4,1	108	3	0,15	5,8	129	4	0,2	3,8
07/08/2015	101	4	0,2	6,2	113	3	0,15	9,9	134	7	0,35	10,4
13/08/2015	107	4	0,2	5,5	119	3	0,15	9,8	140	7	0,35	8,8
17/08/2015	111	3	0,15	3,8	123	3	0,15	9,6	144	5	0,25	4,8
21/08/2015	115	6	0,3	11	127	5	0,25	16,5	148	5	0,25	14,7
25/08/2015	119	4	0,2	8,1	131	4	0,2	11,7	152	9	0,45	9,6
28/08/2015	122	8	0,4	12	134	17	0,85	18,2	155,00	15	0,75	16,6
06/09/2015	131	5	0,25	10,68	143	6	0,3	17,45	164,00	4	0,2	13,5
11/09/2015	136	7	0,35	16,4	148	5	0,25	16	169,00	7	0,35	5,5
13/09/2015	138	9	0,45	5,5	150	9	0,45	26,8	171,00	60	3	27,7

APÊNDICE B - Continuação												
20/09/2015	145	8	0,4	5	157	9	0,45	15,5	178,00	45	2,25	20,2
25/09/2015	150	5	0,25	9	162	5	0,25	6,3	183,00	9	0,45	15,2
27/09/2015	152	5	0,25	18,45	164	8	0,4	32,4	185,00	45	2,25	24,8
29/09/2015	154	11	0,55	12,3	166	9	0,45	20,5	187,00	16	0,8	18,1
02/10/2015	157	9	0,45	13,3	169	8	0,4	17,2	190,00	15	0,75	17
04/10/2015	159	7	0,35	14,3	171	8	0,4	15,9	192,00	15	0,75	16,8
09/10/2015	164	5	0,25	12,7	176	8	0,4	12,5	197,00	16	0,8	14,5
12/10/2015	167	4	0,2	7,8	179	4	0,2	11	200,00	7	0,35	6
16/10/2015	171	5	0,25	8,1	183	5	0,25	10,1	204,00	10	0,5	8,2
23/10/2015	178	6	0,3	8,9	190	6	0,3	10,2	211,00	12	0,6	11,7
30/10/2015	185	7	0,35	11,1	197	7	0,35	14,8	218,00	17	0,85	15,2
02/11/2015	188	7	0,35	12,2	200	7	0,35	15,5	221,00	15	0,75	14,4
07/11/2015	193	6	0,3	10,8	205	7	0,35	11,6	226,00	18	0,9	12,4
14/11/2015	200	4	0,2	1,8	212	4	0,2	3,1	233,00	6	0,3	3,9
21/11/2015	207	5	0,25	2	219	5	0,25	13,1	240,00	4	0,2	5
28/11/2015	214	5	0,25	5,5	226	5	0,25	14,2	247,00	15	0,75	7,5
30/11/2015	216	5	0,25	10,4	228	5	0,25	18,6	249,00	17	0,85	19,8
03/12/2015	219	6	0,3	8,8	231	6	0,3	15	252,00	14	0,7	13,5

APÊNDICE B - Continuação												
07/12/2015	223	4	0,2	3	235	4	0,2	5,3	256,00	6	0,3	3,8
10/12/2015	226	5	0,25	7	238	5	0,25	8,3	259,00	7	0,35	5
11/12/2015	227	5	0,25	13,4	239	5	0,25	19,3	260,00	8	0,4	16,1
12/12/2015	228		0		240		0		261,00		0	
13/12/2015	229	5	0,25	10,5	241	5	0,25	16,6	262,00	5	0,25	15,9
14/12/2015	230		0		242		0		263,00		0	
15/12/2015	231	6	0,3	11	243	5	0,25	19,5	264,00	5	0,25	16,6
16/12/2015	232		0		244		0		265,00		0	
17/12/2015	233	28	1,4	1,9	245	28	1,4	6	266,00	29	1,45	3,7
22/12/2015	238	5	0,25	3,2	250	6	0,3	6	271,00	5	0,25	1,5
24/12/2015	240	8	0,4	10,3	252	7	0,35	21,6	273,00	6	0,3	15,7
30/12/2015	246	33	1,65	19	258	87	4,35	26,7	279,00	15	0,75	1,2
05/01/2016	252	8	0,4	18,7	264	93	4,65	16,7	285,00	15	0,75	19,7
09/01/2016	256	6	0,3	3,3	268	14	0,7	5,7	289,00	8	0,4	4,2
16/01/2016	263	28	1,4	19,4	275	7,5	0,375	15,5	296,00	12	0,6	2,7
23/01/2016	270	23	1,15	18,3	282	6	0,3	13,7	303,00	10	0,5	3
30/01/2016	277	15	0,75	11	289	23	1,15	8	310,00	5	0,25	4
05/02/2016	283	7	0,35	4,6	295	30	1,5	8,4	316,00	5	0,25	4,3

APÊNDICE B - Continuação											
14/02/2016	292	7	0,35	12	304	32	1,6	14	325,00	12	15
21/02/2016	299		21	27	311		18,5	24,2	332,00	24,5	29,3
28/02/2016	306		31	29,1	318		34	34,5	339,00	34	36
05/03/2016	312		33	30	324		44	34	345,00	30	24
12/03/2016	319		35,5	33,2	331		11	5,3	352,00	6	4,9
19/03/2016	326		32,4	31,2	338		24	12,5	359,00	5	5,8
26/03/2016	333		28,4	28,5	345		22	10,4	366,00	7	8,8
02/04/2016	340		28,5	27,5	352		18	13,4	373,00	8,2	9,2
09/04/2016	347		14,6	18,6	359		17	17,8	380,00	4,6	14
16/04/2016	354		8,2	17,4	366		15	15,4	387,00	12	19
23/04/2016	361	21	1,05	15,5	373		12	23,4	394,00	10	18,7
30/04/2016	368	42	2,1	17,1	380	50	2,5	10,5	401,00	6,5	18,2

**APÊNDICE C – Planilha de Monitoramento do Biogás para os lisímetros L4,L5 e L6**

Data	Lisímetro 4				Lisímetro 5				Lisímetro 6			
	Início Dias	20/03/2015			Início Dias	03/03/2015			Início Dias	26/02/2015		
		[CH4]		[CO2]		[CH4]		[CO2]		[CH4]		[CO2]
		% LEL	% Vol	%		% LEL	% Vol	%		% LEL	% Vol	%
23/03/2015					20		7	28	25	1	0,05	0,8
30/03/2015	10	1	0,05	0,1	27	97	4,85	10	32	0	0	1
04/04/2015	15	2	0,1	1,7	32	19	0,95	3,4	37	5	0,25	2,7
11/04/2015	22	8	0,4	1,6	39	14	0,7	2,8	44	5	0,25	2,2
18/04/2015	29	11	0,55	0,6	46	4	0,2	0,7	51	4	0,2	1,8
25/04/2015	36	9	0,45	1,2	53	7	0,35	1,2	58	5	0,25	2
02/05/2015	43	10	0,5	1	60	5	0,25	0,9	65	4	0,2	1,7
09/05/2015	50	6	0,3	1,2	67	18	0,9	1,2	72	5	0,25	2,2
16/05/2015	57	8	0,4	2	74	32	1,6	2,8	79	5	0,25	3,2
23/05/2015	64	3	0,15	2,4	81	56	2,8	3,1	86	3	0,15	6,6
30/05/2015	71	5	0,25	6,3	88	27	1,35	1,4	93	3	0,15	1,2
06/06/2015	78	3	0,15	3,5	95	22	1,1	1,2	100	3	0,15	1,2
13/06/2015	85	3	0,15	2,5	102	26	1,3	1,2	107	3	0,15	2
20/06/2015	92	4	0,2	1,3	109	32	1,6	1,4	114	6	0,3	9,5

APÊNDICE C - Continuação												
24/06/2015	96	3	0,15	0,2	113	7	0,35	0,2	118	6	0,3	1,9
27/06/2015	99	4	0,2	0,6	116	28	1,4	1,5	121	6	0,3	2,1
03/07/2015	105	3	0,15	0,4	122	57	2,85	2,9	127	3	0,15	2,3
10/07/2015	112	1	0,05	0	129	4	0,2	0,3	134	1	0,05	2
17/07/2015	119	4	0,2	1,4	136		5,5	5,1	141	3	0,15	4,1
24/07/2015	126	3	0,15	0,7	143	6	0,3	0,2	148	4	0,2	4,6
31/07/2015	133	4	0,2	0,5	150	25	1,25	1,8	155	5	0,25	3,8
02/08/2015	135	3	0,15	0,1	152	57	2,85	2,1	157	2	0,1	1
07/08/2015	140	2	0,1	1,4	157	38	1,9	1,4	162	5	0,25	10,9
13/08/2015	146	2	0,1	1,5	163	25	1,25	1,6	168	5	0,25	8,8
17/08/2015	150	3	0,15	0	167	19	0,95	0,8	172	3	0,15	1,1
21/08/2015	154	5	0,25	2	171		1,5	2	176	6	0,3	13,8
25/08/2015	158	18	0,9	3,1	175	18	0,9	0,6	180	10	0,5	9,9
28/08/2015	161	6	0,3	2,5	178	27	1,35	0,9	183	16	0,8	16
06/09/2015	170	6	0,3	2	187		1,3	1,5	192		0,8	15
11/09/2015	175	8	0,4	1,6	192		6	4,4	197	25	1,25	6
13/09/2015	177	8	0,4	2,2	194		5,8	10,1	199		7,5	14
20/09/2015	184	8	0,4	2,1	201		14,6	16,8	206		7	15,6

APÊNDICE C - Continuação												
25/09/2015	189	56	2,8	4,7	206		33	28,7	211		6,5	19,2
27/09/2015	191	40	2	4,4	208		12	35	213		8,3	14
29/09/2015	193	43	2,15	2,2	210		28	24	215		19,5	28,6
02/10/2015	196	19	0,95	1,8	213		23	11,7	218		14,5	23,2
04/10/2015	198	13	0,65	1	215		16,5	12,2	220		12,5	23,5
09/10/2015	203	25	1,25	1,5	220		14,5	10,2	225		10,5	21,5
12/10/2015	206	11	0,55	1,3	223		7	4,9	228		8	20,3
16/10/2015	210	20	1	1,5	227		8,2	5,5	232		8,5	18,9
23/10/2015	217	23	1,15	1,8	234		5,5	3,6	239		9	14,4
30/10/2015	224	39	1,95	2,6	241		18	2,6	246		23	28,3
02/11/2015	227	27	1,35	2,3	244	26,2	1,31	23,2	249	39	1,95	34,2
07/11/2015	232	22	1,1	2,2	249		5,5	7,2	254		7,5	12,4
14/11/2015	239	7	0,35	0,3	256		10,5	8,5	261		13	9,9
21/11/2015	246	8	0,4	0,5	263		34,5	28	268		32	28
28/11/2015	253	8	0,4	1,23	270		25	16,8	275		34	26
30/11/2015	255	11	0,55	0,7	272		15	10,6	277		38	30
03/12/2015	258	9	0,45	1,23	275		14	12	280		30	26
07/12/2015	262	6	0,3	0,3	279		12,5	9,2	284		17,5	10,6

APÊNDICE C - Continuação										
10/12/2015	265	8	0,4	1	282	18	15	287	22	16,4
11/12/2015	266	16	0,8	0,3	283	36,5	30,9	288	49	34,2
12/12/2015	267		0		284	35	27,4	289	53	33,4
13/12/2015	268	48	2,4	1,9	285	35	28,9	290	58,5	35,2
14/12/2015	269	8	0,4	14,2	286	31	26,6	291	53	32,4
15/12/2015	270	10	0,5	13,2	287	36,5	29,2	292	64,5	39,2
16/12/2015	271		9,5	8,2	288	41,5	30,8	293	66	39,8
17/12/2015	272		6	3,8	289	18	8,8	294	24	11,5
22/12/2015	277	66	3,3	1,7	294	19	12,4	299	27,5	15,9
24/12/2015	279		9,5	10,8	296	56	36,7	301	39	30,9
30/12/2015	285		9	9,3	302	37	28	307	63	40,3
05/01/2016	291	30	1,5	0,9	308	16,5	10,8	313	50	28,2
09/01/2016	295	61	3,05	1,9	312	10	7,2	317	17	9,8
16/01/2016	302	79	3,95	2	319	12	7,8	324	43,5	29,4
23/01/2016	309	60	3	2	326	10	6,4	331	40	27,4
30/01/2016	316	20	1	1	333	10,5	7	338	34	12
05/02/2016	322	9	0,45	0,4	339	11,5	8,5	344	21	13,9
14/02/2016	331		4,5	2	348	25	21	353	35	27

APÊNDICE C - Continuação											
21/02/2016	338		6,5	5,7	355		38	30,9	360	64,5	41,8
28/02/2016	345	38	1,9	2	362		21	20,3	367	58,5	39,9
05/03/2016	351	4	0,2	2,5	368		28,5	23,3	373	58	36,9
12/03/2016	358		3,2	7	375		62	39,9	380	55,5	36,2
19/03/2016	365		3,1	8	382		55,8	28	387	52,4	35
26/03/2016	372		2,8	5,5	389		54,4	27,8	394	38	28
02/04/2016	379		2,4	6	396		32,5	38,5	401	49,4	38
09/04/2016	386		2,7	4,4	403		25,5	28	408	50,2	34,5
16/04/2016	393		2	3,2	410		12	14	415	32,5	29,4
23/04/2016	400	10	0,5	0,8	417	76	3,8	3,3	422	27,5	28,4
30/04/2016	407	14	0,7	1,2	424		5,5	17,1	429	31	30,8