

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

**LEVANTAMENTO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS
DE ATERRO SANITÁRIO PARA APROVEITAMENTO SOB A
FORMA DE ENERGIA ELÉTRICA.**

Victor Valente Silvestre

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Junior.

Coorientador: Prof. Dr. Marlon André Capanema.

**Florianópolis (SC)
Maio, 2015**

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silvestre, Victor Valente

LEVANTAMENTO DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS DE
ATERRO SANITÁRIO PARA APROVEITAMENTO SOB A FORMA DE
ENERGIA ELÉTRICA. / Victor Valente Silvestre ; orientador,
Armando Borges de Castilhos Jr ; coorientador, Marlon
André Capanema. - Florianópolis, SC, 2015.

117 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. aterro sanitário. 3.
biogás. 4. degradação anaeróbia. 5. geração de energia. I.
Castilhos Jr, Armando Borges de . II. Capanema, Marlon
André . III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

**Levantamento do potencial de geração de biogás de aterro sanitário
para aproveitamento sob a forma de energia elétrica.**

VICTOR VALENTE SILVESTRE

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós –
graduação em Engenharia Ambiental da universidade Federal de Santa
Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na área de Engenharia Ambiental

Aprovado por:

Prof. Professor Armando Borges
C. Junior, Dr. (Orientador)

Marlon André Capanema, Dr.
(Coorientador)

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Prof. Edson Bazzo, Dr.

Prof. William G. Matias, Dr.

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL
JUNHO/2015

Este trabalho é dedicado à minha
família, mestres e amigos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram de formas diversas para a realização desse trabalho:

Agradeço a toda a minha família, especialmente aos meus pais, Edson e Selma, que desde o início me incentivaram a buscar meus objetivos, me apoiando em todos os momentos. Agradeço pela confiança e o amor incondicional que depositaram em mim e pelo exemplo de perseverança e determinação que são. Obrigado por serem assim tão especiais.

A minha noiva Maria Luiza, que esteve ao meu lado durante todo esse percurso, presenciando cada nova etapa e me incentivando em cada uma delas. Foi simplesmente a parceria ideal em todos os momentos, especialmente nos momentos felizes.

A Universidade Federal de Santa Catarina, pela formação profissional e pessoal que me proporcionou.

Ao professor Armando, meu orientador e ao Marlon, meu coorientador, que acreditaram em mim e estiveram sempre presentes para solucionar minhas questões.

Aos colegas Mariane e Leonardo, por todo apoio e auxílio, nesta pesquisa, principalmente nos ensaios de laboratoriais e amostragens de campo.

A todos os professores que tive contato pelos conhecimentos compartilhados.

A empresa Proteger Consultoria Ambiental Ltda. que me disponibilizou, preciosos períodos de tempo, para realização deste trabalho.

Agradeço também a empresa em que este trabalho foi desenvolvido e ao Eng. Eloi, que disponibilizou seu tempo e sua equipe para execução deste trabalho.

E a todos os meus amigos que colaboraram para o meu desenvolvimento acadêmico, pessoal e profissional.

Obrigado a todos!

RESUMO

Os processos de degradação biológica ocorridos nos aterros sanitários resultam na geração de efluentes líquidos e gasosos. A emissão gasosa dos aterros, resultado da ação de microrganismos metanogênicos responsáveis pela fermentação do ácido acético e gás hidrogênio em metano e gás carbônico, é conhecida como biogás. Este gás devido sua considerável concentração em metano (45-75%) é apontado como um dos principais atores do efeito estufa antropogênico. No entanto, o metano apresenta elevado poder calorífico, podendo ser aproveitado energeticamente. Em virtude disso é importante estudar as emissões deste gás para verificar a viabilidade econômica de seu aproveitamento. Este estudo se propôs à realização de um levantamento do potencial energético de biogás no aterro sanitário de Brusque, para a geração de energia. A metodologia consistiu na análise das emissões de biogás dos drenos de captação, em conjunto com a aplicação de um modelo matemático, e com ensaios laboratoriais de atividade metanogênica BMP. Os resultados finais de caracterização do biogás, nos drenos, apresentaram uma vazão média de 117,9 Nm³/h, com concentração média de CH₄ de 48,6%, para um intervalo de confiança de 95%. Já os ensaios de BMP apresentaram resultados médios de 190,6 NmlCH₄, para o período de incubação de 11 dias, inferindo um valor de Lo de aproximadamente 102,54 m³CH₄/T_{STV}, ou 20,61 m³CH₄/T. Com os resultados do ensaio de BMP, se fez possível a realização de uma modelagem matemática através do software LandGEM. Como resultado da modelagem verificou-se que desde a inauguração até o ano de 2137, o aterro terá gerado 115.538.228 m³CH₄, tendo como pico máximo o ano de 2032 (3.635.384 m³CH₄), exatamente um ano após o encerramento do aterro e chegando ao ano 2104, com vazão anual já próxima da vazão de metano gerada no primeiro ano de operação (aproximadamente 70.000 m³CH₄), podendo abastecer cerca de 100 residências de classe média.

PALAVRAS-CHAVE: aterro sanitário; biogás; degradação anaeróbia; geração de energia.

ABSTRACT

Biological degradation processes taking place in landfills result in the generation of liquid and gaseous effluents. The gaseous emissions from landfills as a result of the action of methanogenic microorganisms responsible for the fermentation of acetic acid and hydrogen gas into methane and carbon dioxide, is known as biogas. This gas because of its considerable concentration of methane (45-75%) is named as one of the main actors of the anthropogenic greenhouse effect. However, methane has a high calorific value and can be recovered for energy production. It is important to study landfill methane emissions to check the economic feasibility of its use. This study aimed to carry out a survey of the energy potential of biogas in a landfill located at Brusque, to generate energy. The methodology consisted of the analysis of biogas emissions from drains in conjunction with the application of a mathematical model, and laboratory tests of methanogenic activity (BMP). The final results of characterization of biogas sampled in drains had an average flow of 117.9 Nm³ / h, with an average concentration of CH₄ 48.6%, for a 95% confidence interval. Since BMP test results presented mean of 190.6 NmlCH₄ for the 11 day incubation period, resulting in a low value of approximately 102.54 m³CH₄ / TSTV or 20.61 m³CH₄ / T. Results of BMP test were used to perform a mathematical model using the software LandGEM. As a result of modeling it was found that since the opening by the year 2137, the landfill will have generated 115,538,228 m³CH₄, with the peak year 2032 (3,635,384 m³CH₄), exactly one year after closure of the landfill and reaching the year 2104, with annual output already close to the methane flow generated in the first year of operation (approximately 70,000 m³CH₄).

KEY-WORDS: landfill; biogas; anaerobic degradation, energy generation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema geral do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos	25
Figura 2 - Fases de geração de biogás em aterros de resíduos.....	28
Figura 3 – Etapas de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.	32
Figura 4 - Curvas de exemplo de geração de biogás.	43
Figura 5 – Simplificação da metodologia através de um fluxograma.....	50
Figura 6 – Planta do aterro sanitário em estudo e imagem de satélite de 2014.	53
Figura 7 – Grupo-gerador utilizado na pesquisa preliminar.	55
Figura 8 - Consumo de biogás em função da potência elétrica.	56
Figura 9 – Analisador de gases GEM 5000 (Landtec).....	57
Figura 10 – Termo-anemômetro digital modelo 471-2 (Dwyer).....	58
Figura 11 – Bocal de fibra de vidro e PVC.....	60
Figura 12 – Campânula metálica	61
Figura 13 – Retroescavadeira	62
Figura 14 – Dreno sendo apagado.	63
Figura 15 – Processo de encaixe da campânula no solo.	63
Figura 16 – Determinação da velocidade.	64
Figura 17 – Análise da concentração dos gases do biogás.	65
Figura 18 – Resíduo <i>in natura</i> triturado.	67
Figura 19 – Unidades do AMPTS II. Unidade com reatores e banho Maria (A), Unidade fixadora de CO ₂ (B), Dispositivo de medição de biogás (C).70	
Figura 20 – pesagem do resíduo triturado.	71
Figura 21 – Dosagem de lodo (inóculo).	72
Figura 22 – Tampa de borracha.	73
Figura 23 – Motor de plástico.....	73
Figura 24 – Haste de agitação.....	73
Figura 25 – Reatores devidamente montados e conectados ao fixador de CO ₂	73
Figura 26 – Dispositivo de medição de biogás.	74
Figura 27 – Equipamento montado.....	74
Figura 28 – Vazão de biogás nos drenos 1 e 5, nas amostragens nº 9 à 45.79	
Figura 29 – Distribuição da geração diária de CH ₄ , nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 0,7:1.	88
Figura 30 – Distribuição da geração diária de CH ₄ , nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 1,1:1.	89
Figura 31 – Distribuição da geração de CH ₄ acumulada, nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 0,7:1.	89

Figura 32 – Distribuição da geração de CH ₄ acumulada, nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 1,1:1.	90
Figura 33 – Volume médio bruto e final de geração de CH ₄ acumulado. ...	90
Figura 34 – Vazão de anual de Biogás, CH ₄ CO ₂ e NMOC, gerados pelo aterro de Brusque.	93

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Quantidade de biogás equivalente a uma unidade de outros combustíveis.	20
Tabela 2 - Produtos intermediários do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos.	27
Tabela 3 - Produtos finais do processo de degradação aeróbia dos resíduos sólidos urbanos.	28
Tabela 4 - Produtos finais do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.	31
Tabela 5 – Composição do Biogás.	34
Tabela 6 - Concentração e fator de inibição do processo de fermentação..	41
Tabela 7 - Valores de k (ano-1), em função da precipitação e do tipo de material disposto.	44
Tabela 8 – Taxa média de geração de biogás e energia em <i>Purulia</i> de 2007 a 2013.	48
Tabela 9 – População atendida pelo aterro sanitário em estudo.	50
Tabela 10: Cálculo da projeção de deposição de resíduos, com crescimento de 1,72% a.a.	51
Tabela 11 – Composição gravimétrica estimada.	53
Tabela 12 – Parâmetros de entrada utilizados no modelo LandGEM), versão 3.02.	76
Tabela 13 – Concentração média de biogás nos drenos 1 e 5.	77
Tabela 14 – Vazão média de biogás nos drenos 1 e 5.	79
Tabela 15 – Análise estatística dos dados coletados.	80
Tabela 16 – Matriz de correlação	82
Tabela 17 – Resultado obtido nas amostras 1 e 2 (branco) e mostras 4 e 5 (Ácidos orgânicos).	84
Tabela 18 – Resultado obtido nas amostras 9, 10, 11, 12,13, 14 e 15, com proporção de 0,7:1, entre inóculo e substrato.	85
Tabela 19 – Resultado obtido nas amostras 3, 6, 7 e 8, com proporção de 1,1:1 entre inóculo e substrato.	85
Tabela 20 – Parâmetros de entrada utilizados no modelo LandGEM), versão 3.02.	92
Tabela 21 – Produção de Biogás e CH ₄ acumulada no ano de 2014 e 2137.	93

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Seção de passagem de biogás (m ²)
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
BMP	Biochemical Methane Potential
CETESB	Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental
CH ₄	Metano
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CNTP	Condições Normais de Temperatura E Pressão
CO ₂	Gás Carbônico
DBO	Demanda Química de Oxigênio
DQO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
GEE	Gases De Efeito Estufa
H ₂ S	Gás Sulfídrico
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Intergovernmental Panel On Climate Change
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
IUPAC	(International Union Of Pure And Applied Chemistry
k	Constante da Taxa De Geração de Metano
LabCET	Laboratório de Combustão e Engenharia de Sistemas Térmicos (UFSC)
LARESO	Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (UFSC)
Lo	Potencial de Geração de CH ₄
MCT	Ministério da Ciência e Tecnologia
O ₂	Oxigênio Gasoso
P	Pressão
Q	Vazão de biogás
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
STV	Sólidos Totais Voláteis

T	Temperatura
t	t de student
v	Velocidade do gás
USEPA	United States Environmental Protection Agency

SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS.....	13
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	14
SUMÁRIO.....	17
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 OBJETIVOS.....	23
2.1 OBJETIVO GERAL.....	23
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
3.1 GERAÇÃO DE GASES EM ATERROS SANITÁRIOS	25
3.1.1 Mecanismos Biológicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos	27
3.1.2 Composição do biogás de aterros.....	33
3.1.3 Fatores interferentes na geração do biogás	35
3.1.4 Estimativa de geração de biogás	41
3.2 GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA ATRAVÉS DO APROVEITAMENTO DE BIOGÁS	47
4 METODOLOGIA.....	49
4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO e grupo-gerador	50
4.1.1 Local de estudo	50
4.1.2 O grupo-gerador.....	54
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS GERADO NO ATERRO SANITÁRIO.....	56
4.2.1 Materiais e equipamentos.....	56
4.2.2 Métodos de amostragem de biogás	62
4.2.3 Tratamento Estatístico De Dados.....	65
4.3 ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGENÉTICA (BMP)	67
4.3.1 Realização do Ensaio	68
4.4 ESTIMATIVA TEÓRICA DE GERAÇÃO DE BIOGÁS NO ATERRO	75
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	77
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS GERADO NO ATERRO SANITÁRIO.....	77
5.2 ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGENÉTICA (BMP)	83
5.2.1 Teor de umidade e sólidos voláteis	83
5.2.2 Geração de metano no ensaio de BMP	84
5.3 ESTIMATIVA TEÓRICA DE GERAÇÃO DE BIOGÁS NO ATERRO	91

6	CONCLUSÕES	95
7	BIBLIOGRAFIA	99
8	APÊNDICE.....	108
8.1	APÊNDICE A.....	108

1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário é uma das tecnologias de disposição de resíduos sólidos urbanos mais comuns e mais adotadas (Manna, Zanetti, & Genon, 1999). A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico mais recente, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2008, revelou que no Brasil a maior parte dos municípios (50,8%) dispõe os resíduos sólidos urbanos em vazadouros a céu aberto (lixões); 22,5% dispõem em aterros controlados, e apenas 27,7% em aterros sanitários (IBGE, 2010).

A composição dos resíduos dispostos em aterros é extremamente variada, formada por diversos tipos de materiais inorgânicos, inertes, orgânicos biodegradáveis e recalcitrantes. Por meio de mecanismos físicos, químicos e microbiológicos, alguns desses materiais possuem condições de serem biologicamente degradados, resultando na geração de lixiviado e biogás (FIRMO, MELO, GUIMARÃES, & VALLE, 2010). Ademais, embora os resíduos dispostos nos aterros sanitários possuam composição variada, a maior fração volumétrica disposta nos aterros, refere-se a matéria orgânica, com elevadíssimo potencial de biodegradação anaeróbia (HNAIN, COCKBURN, & LEFEBVRE, 2011).

Quando dispostos nos aterros, os resíduos inicialmente são decompostos por microorganismos aeróbios, até que se finde o aporte de oxigênio. A fração de resíduo restante passa então a ser degradada por microorganismos anaeróbios, que convertem a matéria orgânica em moléculas mais simples, como celulose, amino-ácidos, e açúcares, que são então fermentadas em moléculas orgânicas de cadeia curta, que formam um substrato ideal para as bactérias metanogênicas. Os produtos da fermentação são convertidos em subprodutos orgânicos estabilizados e biogás. O biogás é uma mistura de 50 a 60% de metano (CH_4), 40 a 50% de dióxido de carbono (CO_2) e outros gases em concentração traço, ou seja, menores que 1%, por exemplo o gás sulfídrico (H_2S), as mercaptanas e diversos compostos orgânicos voláteis (DIAS, 2009; KALTSCHMITT, HARTMANN, 2001; TCHBANOGLOUS, G., THESSSEN, H., VIGIL, S. A 1993; QIAN, KOERNER E GRAY 2002; BORBA, 2006; ROHSTOFFE, F. N. et al 2010; WEITZ, COBURN, & SALINAS, 2008).

Em geral os aterros sanitários coletam este biogás por meio de drenos verticais e os queimam em *flares*, ou partir do próprio dreno, ou ainda realizam reaproveitamento energético (Manna et al., 1999). Todavia a coleta e queima de biogás a partir dos drenos possui pouco controle, e muitas vezes o metano é emitido diretamente para atmosfera. Aterros representam uma importante fonte de emissões de CH_4 e a sua contribuição para as emissões globais de CH_4 pode variar entre 3% e 10% (USEPA

2002; BOGNER and MATTHEWS 2003; DE VISSCHER et al. 2004; STERN et al. 2007; CHANTON et al. 2008; CABRAL et al., 2009)

O gás metano é um gás de efeito estufa (GEE) e está ligado às questões ambientais como o aquecimento global e as mudanças climáticas (ENSINAS, 2003). Além disso, quando lançado diretamente na atmosfera, o metano possui um potencial de aquecimento global (*global warming potential*) 23 vezes maior que o do dióxido de carbono (Themelis & Ulloa, 2007).

Dentre os principais problemas locais decorrentes da emissão descontrolada de biogás estão prejuízos causados à saúde humana e à vegetação, decorrentes da formação de ozônio de baixa altitude ou da exposição a alguns constituintes do biogás que podem causar câncer e outras doenças que atacam fígado, rins, pulmões e o sistema nervoso central. Há ainda o risco de incêndios e explosões nos aterros, uma vez que este gás possui elevado poder calorífico e é altamente inflamável. Outro efeito negativo são os odores desagradáveis que podem gerar distúrbios emocionais em indivíduos que residem em áreas próximas aos aterros, além de favorecer a desvalorização econômica das propriedades (Ensinas, 2003).

Em contrapartida o poder calorífico desse gás varia de acordo com a quantidade de metano existente, atingindo de 5000 a 6000 kcal por metro cúbico. Porém, esse poder pode chegar a 12.000 kcal/m³ quando da retirada do CO₂ (ZAGO, 2003). A seguir, para demonstrar a equivalência do poder calorífico do biogás, a

Tabela 1 mostra a quantidade de biogás equivalente a uma unidade de outros combustíveis, comumente utilizados.

Tabela 1 – Quantidade de biogás equivalente a uma unidade de outros combustíveis.

Biogás (m³)	Combustíveis diversos
1,58 a 2,2	1 L de gasolina
1,55 a 2,18	1 L de diesel
1,48 a 2,08	1 L de óleo combustível
0,91 a 1,28	1 L de álcool carburante
0,46, 0,65	1 kg de lenha com 10% de unidade

Fonte: Zago, (2003).

O aproveitamento do biogás de aterros sanitários pode representar uma boa alternativa à utilização de combustíveis fósseis, provendo energia renovável e ainda reduzindo a emissão de gases de efeito estufa e outros problemas decorrentes da emissão de biogás. Segundo CASTILHOS

(2009), no Brasil são geradas aproximadamente 260.000 toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia com uma taxa de coleta de 80%, capaz de produzir até 650.000 toneladas de metano por ano. Estima-se uma potência elétrica gerada, somente pelos resíduos sólidos urbanos no Brasil, de aproximadamente 300 MW. Embora o alto potencial de aproveitamento do biogás, segundo Manna et al, (1999), a otimização do aproveitamento do biogás, em uma planta de conversão, passa primeiramente pela análise da quantidade de biogás disponível no aterro.

O Brasil ainda encontra-se em estágio inicial quando o assunto é aproveitamento de biogás de aterros sanitários, mas com regulamentações recentes que vislumbram um cenário otimista para o futuro. Considerada um avanço recente, entrou em vigor, em 2012, a Resolução Normativa ANEEL nº 482/2012 permitindo a geração própria de energia elétrica a partir de fontes renováveis, com fornecimento de excedente para a rede de distribuição de sua localidade.

Em outubro de 2014 a Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) incluiu, pela primeira vez, o biogás em um leilão para contratação de energia de reserva, para suprir eventual falta de energia produzida pelas usinas hidrelétricas, aumentando assim a segurança no fornecimento ao Sistema Interligado Nacional (SIN). Contudo os vencedores do leilão deverão fornecer a energia apenas partir de outubro de 2017, com prazo do contrato de 20 anos.

Destarte, ainda em 2015, a ANEEL abriu consulta pública para rever as regras para a geração distribuída de energia, em mais um passo no esforço do governo para tentar reduzir a dependência da energia hidrelétrica no país, que pode se tornar um ponto de inflexão no mercado futuro de geração de energia através do biogás. Com a proposta de revisão da Resolução Normativa 482/2012, a Aneel propõe a ampliação, de 1 megawatt (MW) para 5 MW, dos limites para a definição de microgerador de energia em fontes renováveis.

Esta dissertação de mestrado está inserida em um macro projeto multidisciplinar, onde se pretende estudar a geração de biogás no aterro sanitário de Brusque/SC, visando à geração de energia elétrica para suprir a demanda interna, e distribuição em rede elétrica, bem como avaliar o processo de purificação do biogás e desumidificação. Este estudo trata especificamente da estimativa da produção de biogás no aterro sanitário de Brusque, através de modelos de simulação e por meio de caracterização in loco dos gases gerados. Ademais também identificará, por meio de equipamentos analíticos, a composição do biogás do aterro sanitário em estudo e as concentrações de diferentes gases (CH_4 , CO_2 , H_2S , O_2).

Este trabalho foi desenvolvido no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina e está inserido no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, no Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos (LARESO) sob a coordenação do Prof. Armando Borges de Castilhos Junior. Além disso, foi realizado com recursos da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), do Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT), e do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a geração de biogás e o respectivo potencial energético no aterro sanitário de Brusque, para a produção de energia elétrica.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar monitoramento periódico da produção de gases (vazão e concentração) nos drenos do aterro sanitário de Brusque e identificar eventuais variações durante o período de estudo;
- Realizar ensaio de atividade metanogênica específica ou BMP em laboratório para determinação do Potencial da Geração de metano, dos resíduos dispostos no aterro;
- Realizar projeção de geração de biogás no aterro, a partir do modelo de primeira ordem Scholl Canyon (LandGEM);
- Avaliar a viabilidade de aproveitamento energético do biogás gerado no aterro objeto da pesquisa.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

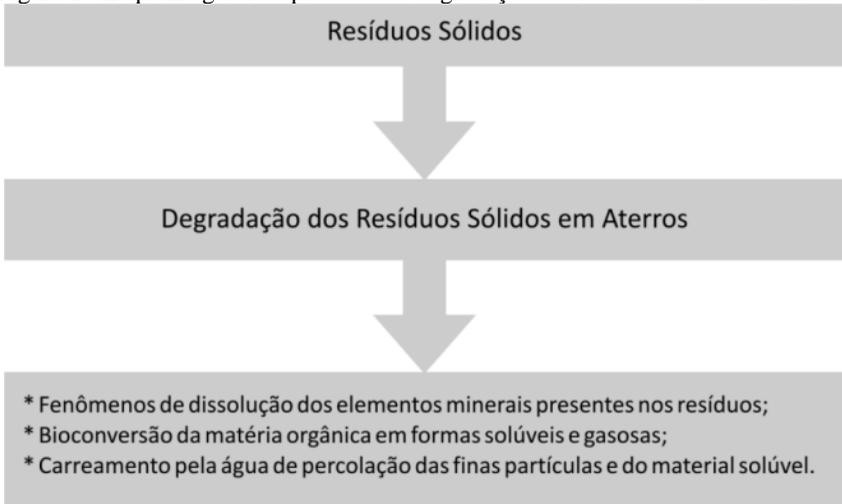
3.1 GERAÇÃO DE GASES EM ATERROS SANITÁRIOS

Segundo Borba (2006), os aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos podem ser comparados a reatores biológicos onde as principais entradas são os resíduos e a água e as principais saídas são os gases e o lixiviado.

Todavia, na prática o objetivo do aterro sanitário, segundo Fonseca (1999), é dispor os resíduos sólidos no solo, de forma segura e controlada, garantindo a preservação do meio ambiente, a higiene e a saúde pública, apesar, no entanto, destes sólidos urbanos acumulados em aterros não apresentarem inatividade, quando assim dispostos.

Os resíduos sólidos urbanos, dispostos em aterros sanitários, representam uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos. Devido sua heterogeneidade, o processo de degradação destes compostos é um fenômeno complexo, constituído essencialmente pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos, catalisados pelo fator água das precipitações e pela umidade presente nos próprios resíduos (umidade inicial). Este fenômeno degradação pode ser elucidado de forma simplificada pela Figura 1.

Figura 1 - Esquema geral do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos



Fonte: Castilhos et al, 2003, adaptado.

A partir da presença de microrganismos heterótrofos, os quais oxidam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas, ocorrem os mecanismos biológicos de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. Predominam os microrganismos de metabolismos aeróbio e anaeróbio. No entanto apenas na fase inicial, durante e logo após a deposição dos resíduos nos aterros, observam-se condições adequadas de crescimento de microrganismos aeróbios. O restante da degradação se dá sob ambiente anaeróbio (CASTILHOS et al, 2003).

A decomposição aeróbia é relativamente curta. Em média, dura aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente. Nessa fase dá-se, também, grande formação de gás carbônico (CO₂) e hidrogênio, particularmente se a umidade no interior da massa de resíduos sólidos urbanos for baixa (LO, 1996).

Com a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam oxigênio na decomposição da matéria orgânica, podendo, porém, utilizá-lo (LO, 1996).

Segundo Lobo (2003), a degradação anaeróbia da matéria orgânica é representada por uma série de etapas que começam pela hidrólise do sólido orgânico, dando origem a polímeros mais simples como proteínas, carboidratos e lipídios que, por sua vez, são hidrolisados e formam açúcares, aminoácidos e ácidos graxos voláteis de alto peso molecular. Os aminoácidos e açúcares são transformados em produtos intermediários (ácidos voláteis) ou são fermentados produzindo ácido acético, em ambos os casos é gerada amônia. Os ácidos graxos de cadeia longa são decompostos em produtos intermediários e hidrogênio. Os produtos principais da degradação final são o dióxido de carbono e o metano. Essas etapas serão detalhadas na seção 3.1.1.

Além dos principais produtos supracitados, a mistura de gases gerados no processo biológico de decomposição dos resíduos em um aterro sanitário, apresenta também amoníaco, monóxido de carbono, hidrogênio, ácido sulfídrico, nitrogênio e oxigênio, assim como ácidos graxos voláteis. O dióxido de carbono e o metano são os principais gases produzidos pela decomposição anaeróbia dos componentes que ampara a tese de que a conversão biológica anaeróbia da matéria orgânica, em aterros sanitários, é o principal mecanismo responsável pela degradação dos resíduos (CASTILHOS et al., 2003).

3.1.1 Mecanismos Biológicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo Castilhos et al, (2003) a heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos implica importante diversidade microbiana, permitindo a ocorrência das mais variadas reações de degradação. Nestas verifica-se o consumo de substratos por determinadas populações microbianas e a geração de produtos dessas degradações. Estes, por sua vez, se tornam substratos de outras populações microbianas, gerando novos produtos. Desta intrincada corrente de reações realizadas por microrganismos presentes na massa de resíduos sólidos resulta o que se denomina de degradação dos resíduos.

Conforme supracitado, a biodegradação aeróbia é iniciada durante a deposição dos resíduos nos aterros, perdurando até certo período após a colocação da camada de cobertura ou enquanto houver presença de oxigênio. Na etapa aeróbia predominam fungos, streptomices e bactérias fotossintéticas. Nesta, a matéria orgânica polimérica é, num primeiro momento, submetida à ação de enzimas extracelulares específicas (proteolíticas, celulolíticas, entre outras) secretadas por microrganismos ditos hidrolíticos. Os oligômeros e monômeros assim produzidos são em seguida oxidados; e esta reação libera energia à estes microrganismos, parte da qual será utilizada para a síntese de novas células. (MCBEAN, ROVERS E FARQUAR, 1995).

Tabela 2 - Produtos intermediários do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos.

Natureza da Matéria Degradada	Principais classes de produtos intermediários
Proteínas	Polipeptídios, ácidos aminados.
Graxas	Ácidos graxos
Hidratos de carbono	Polissacarídeos, açúcares, aldeídos.
Hidrocarbonetos	Ácidos graxos, aldeídos.

Fonte: CASTILHOS et al., (2003).

Tabela 3 - Produtos finais do processo de degradação aeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

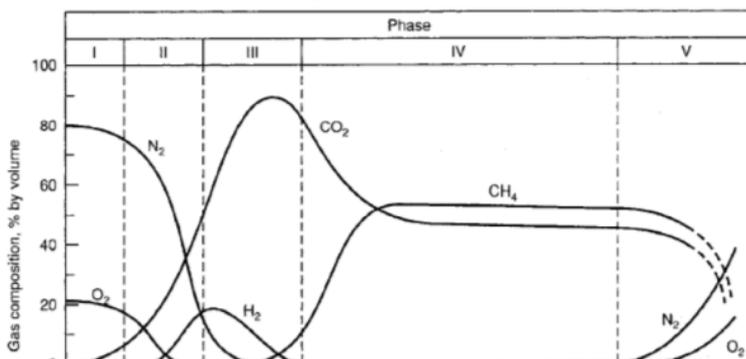
Elementos constituintes da matéria orgânica	Produtos finais da biodegradação aeróbia
H	H ₂ O
C	CO ₂ , HCO ³⁻ e CaCO ₃
N	Nitratos (NO ³⁻)
P	Fosfatos (PO ₄ ³⁻)
S	Sulfatos (SO ₄ ²⁻)
Metais	Hidróxidos (OH ¹⁻) ou carbonatos (CO ₃ ²⁻) metálicos

Fonte: CASTILHOS et al, (2003)

Segundo Mcbean, Rovers E Farquar (1995), os microrganismos aeróbios elevam, significativamente, a temperatura da massa de resíduos a valores que chegam muito próximos de 70° C e produzem níveis elevados de dióxido de carbono de até 90%. Esta considerável geração de CO₂ leva à formação de ácido carbônico, o que acaba acidificando o pH dos lixiviados.

Para Tchobanoglous et al. (1994), a biodegradação biológica em aterros de resíduos sólidos urbanos pode ser melhor interpretada quando dividida em cinco fases (Figura 2), sendo: a fase I, representada pela fase aeróbia, a fase II uma fase de transição entre a degradação aeróbia e anaeróbia e as fases III, IV e V representam as etapas da degradação anaeróbia.

Figura 2 - Fases de geração de biogás em aterros de resíduos.



Fonte: Adaptado de Farquhar e Rovers, 1973.

Na fase I (fase aeróbia), conforme supracitado, os resíduos inicialmente depositados no aterro e sua fração biodegradável sofrem a decomposição biológica em condições aeróbias.

Já a Fase II, considerada uma fase de transição, de acordo com Tchobanoglous et al. (1994), é a fase onde decrescem os níveis de oxigênio e se inicia-se a fase anaeróbia. Neste estágio, enquanto a massa de resíduo é convertida em um reator anaeróbio, o nitrato e o sulfato, que podem servir como receptores de elétrons em reações de conversão biológica, frequentemente são reduzidos a gás nitrogênio e sulfuro de hidrogênio.

O início das condições anaeróbias nesta fase pode ser verificado através do potencial de oxidação e redução que possui o resíduo. Com a queda do potencial de óxido-redução os microorganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica em metano e dióxido de carbono iniciam a conversão do material orgânico complexo em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários. Nesta fase o pH do chorume começa a cair devido à presença de ácidos orgânicos e pelo efeito das elevadas concentrações de CO₂ dentro do aterro. Com a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam oxigênio na decomposição da matéria orgânica. Essas bactérias, primeiramente, convertem o material orgânico particulado, como a celulose e outros materiais putrescíveis, em compostos dissolvidos, num processo denominado hidrólise ou liquefação. O tamanho dos polímeros orgânicos (glucídios, lipídeos, protídeos, etc.) é muito importante para a penetração no interior das células bacterianas e eles podem somente ser degradados sob a ação de enzimas hidrolíticas extracelulares (celulases, hemicelulases, etc.) (TCHOBANOGLIOUS et al, 1994).

Já na fase III, fase totalmente anaeróbia, que antecede a formação de metano, chamada de fase ácida, onde as reações iniciadas na fase de transição (fase II) são aceleradas com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e pequenas quantidades de gás hidrogênio. A fase III de fato representa o mecanismo de acidogênese, que envolve a conversão microbiológica dos compostos resultantes da primeira da fase I e II em compostos intermediários com baixa massa molecular, como o ácido acético (CH₃COOH) e pequenas concentrações de outros ácidos mais complexos. O dióxido de carbono é o principal gás gerado durante esta fase, enquanto são produzidas quantidades menores de hidrogênio. Os microorganismos envolvidos nesta conversão, descritos como não metanogênicos, são constituídos por bactérias anaeróbias e facultativas. A demanda bioquímica (DBO) e química de oxigênio (DQO) e a condutividade do chorume aumentam significativamente durante esta fase

devido à dissolução de ácidos orgânicos no chorume. O pH do lixiviado, fica muito baixo, entre 4 e 5, devido à presença dos acima citados, ácidos orgânicos e ainda pela elevada concentrações de CO_2 dentro do aterro.

Também devido ao baixo pH, na fase III, constituintes inorgânicos como os metais pesados acabam sendo solubilizados. Ainda, de acordo com Lima (1995) o caráter ácido dessa mistura ajuda na solubilização de outros materiais inorgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio. Os valores baixos de pH favorecem, também, o aparecimento de maus odores, com a liberação de gás sulfídrico (H_2S), amônia (NH_3).

Ainda na fase III os oligômeros e os monômeros assim formados, de tamanho suficientemente pequeno para penetrar no interior das células, são então metabolizados. No interior das células, esses substratos são metabolizados, em função do equipamento enzimático da célula, para ácidos orgânicos, cetonas, álcoois, NH_3 , H_2 e CO_2 (TCHOBANOGLOUS et al, 1994).

Já na fase IV, conhecida como a fase Metanogênica, predominam microrganismos estritamente anaeróbios, denominados de metanogênicos. Estes organismos convertem o ácido acético e o H_2 em CH_4 e CO_2 . A formação do metano e dos ácidos prossegue simultaneamente, embora a taxa de formação dos ácidos seja gradativamente reduzida. Enquanto isso, o pH do chorume nesta fase ascende a valores na faixa de 6,8 a 8,0, devido a dissolução de carbonatos; e em contrapartida as concentrações de DBO, DQO e o valor da condutividade do chorume passam a ser reduzidos. Com valores mais elevados de pH, menos constituintes inorgânicos permanecerão dissolvidos, tendo como consequência a redução da concentração de metais pesados no chorume.

A última e quinta fase (fase V) ocorre após grande quantidade do material ter sido biodegradado e convertido em CH_4 e CO_2 durante a fase metanogênica, fase IV. Nesta fase embora o teor de material biodegradável tenha sido consumido a umidade continua migrando pela massa de resíduo, e porções de material biodegradável até então não disponíveis acabam reagindo novamente, sob condições anaeróbias, repetindo em menor escala as reações ocorridas nas fases III, e IV. Neste caso a taxa de geração de biogás diminui consideravelmente, pois a maioria dos nutrientes disponíveis foi consumida nas fases anteriores e os substratos que restam no aterro são de degradação lenta.

Em resumo, segundo Castilhos et al. (2003) os principais metabólitos finais, gerados nas fases III, IV e V, da degradação anaeróbia, podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4 - Produtos finais do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

Elementos constituintes da matéria orgânica	Produtos finais da biodegradação anaeróbia
H	H ₂ O, H ₂ S e CH ₄
C	CO ₂ e CH ₄
N	NH ₄
O	CO ₂
S	S-, H ₂ S
Metais	Sulfetos

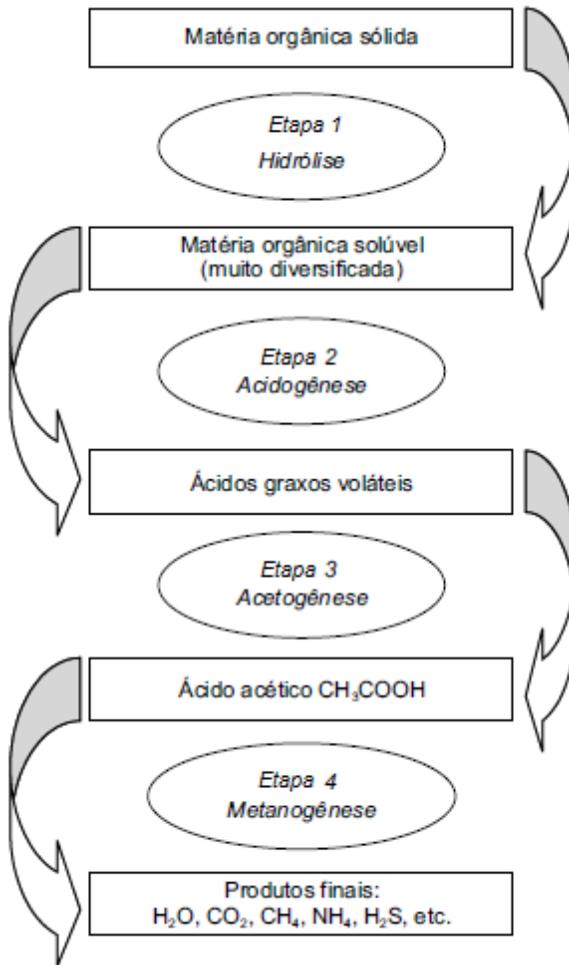
Fonte: CASTILHOS et al. (2003)

A duração de cada supracitada fase, varia conforme a distribuição dos componentes orgânicos no aterro, a disponibilidade de nutrientes, a umidade dos resíduos, a passagem de umidade pelo aterro e o grau de compactação inicial. Em condições normais, a velocidade de decomposição, medida através da produção de gás, chega a um máximo nos dois primeiros anos e logo decresce lentamente por 25 anos ou mais (BORBA, 2006).

Embora essa divisão do processo de digestão anaeróbia em fases facilite o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos resíduos sólidos urbanos e seus impactos sobre as emissões gasosas, na prática, durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas. Isto ocorre na medida em que sempre há o aterramento de resíduos sólidos novos, causando grande variabilidade na idade do material disposto, não sendo difícil encontrar as três fases ocorrendo simultaneamente em um único aterro (CASTILHOS et al, 2003; BORBA, 2006).

A Figura 3 abaixo apresenta uma forma simplificada de entendimento, exclusivamente, das etapas de degradação biológica anaeróbia, desde a etapa de hidrólise da matéria orgânica, iniciada na fase II, até a geração de metano, fase III.

Figura 3 – Etapas de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.



Fonte : (CASTILHOS et al. 2003, adaptado).

O esquema apresentado acima pode também ser representado, a partir da etapa 2, pelas equações a seguir:

- Acetogênese:



- Metanogênese:



Conforme Themelis e Ulloa (2007) a quantidade máxima de biogases, que podem ser gerados durante a decomposição anaeróbia pode ser determinada a partir da fórmula molecular, simplificado, que foi apresentado acima, conforme equação 4:



3.1.2 Composição do biogás de aterros

Conforme pré-mencionado neste estudo, o nome "biogás" indica um gás com origem em um processo biológico. Da mesma forma, assim como observado no item 3.1.1, a matéria orgânica, quando decomposta em meio anaeróbio origina uma mistura gasosa chamada de biogás. Esse processo é muito comum na natureza e ocorre, por exemplo, em pântanos, fundos de lagos, esterqueiras e no rúmen de animais ruminantes. Por meio de diversos microrganismos, a matéria orgânica é convertida em biogás quase por completo (ROHSTOFFE, 2010).

Na decomposição anaeróbia, dividida em quatro etapas (Figura 3), a formação do biogás ocorre apenas no último estágio, na metanogênese. Nesta etapa as bactérias metanogênicas estritamente anaeróbias convertem principalmente o ácido acético, o hidrogênio e o dióxido de carbono em metano. Os metanógenos hidrogenotróficos produzem metano a partir de hidrogênio e dióxido de carbono, e os metanógenos acetoclásticos a partir da redução de ácido acético (ROHSTOFFE, 2010). Segundo Bauer (2008), as condições predominantes no interior do aterro sanitário definem a formação bioquímica de metano através do hidrogênio e dióxido de carbono ou por meio da redução do ácido acético. Para cargas orgânicas volumétricas mais elevadas a formação de metano se dá pela via bioquímica que utiliza o hidrogênio, já a metanogênese pela redução do ácido acético ocorre apenas para cargas orgânicas volumétricas relativamente baixas.

Logo, a composição do biogás de aterros sanitários é variada, com a presença de alguns gases principais e de vários gases que estão presentes em pequenas quantidades (oligogases). Os gases principais são procedentes da decomposição da fração orgânica dos RSU. Alguns dos oligogases são

encontrados em pequenas quantidades, podendo ser tóxicos e apresentarem riscos à saúde pública (BRITO, 2005). Segundo Tabela 5, a mistura gasosa formada pela fermentação anaeróbia é composta principalmente de metano (45% - 75% em volume) e dióxido de carbono (25% - 60% em volume). O biogás contém ainda pequenas quantidades de hidrogênio, sulfeto de hidrogênio, amônia e outros gases traço (oligogases).

No entanto, conforme elucida Rohstoffé (2010), de todos os componentes do biogás, o de maior importância é o metano, pois além de representar a maior parte constituinte do biogás (Tabela 5), é a parte combustível do biogás e, portanto, seu teor influencia diretamente o poder calorífico do biogás. Além disso o metano representa um gás com elevado potencial de aquecimento global (IPCC, 1996).

Tabela 5 – Composição do Biogás.

Componente	Concentração (% Volume)					
	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)
Metano (CH ₄)	47 – 57	50 - 75	45 - 60	45 - 58	44 - 76	50 - 75
Dióxido de carbono (CO ₂)	38 - 43	25 - 45	40 - 60	35 - 45	33 - 47	25 - 50
Água (H ₂ O)	-	2 – 7	-	-	-	-
Nitrogênio (N ₂)	-	< 2	2,0 - 5,0	< 1 - 20	<1 - 10	-
Oxigênio (O ₂)	4,1 – 0,4	< 2	0,1 - 1,0	< 1 - 5	-	-
Hidrogênio (H ₂)	-	< 1	0 - 0,2	< 1 - 5	-	-

Fonte: (A) DIAS, (2009); (B) KALTSCHMITT, HARTMANN, (2001); (C) TCHBANOGLOUS, G., THESSSEN, H., VIGIL, S. A (1993); (D) QIAN, KOERNER E GRAY (2002); (E) BORBA, (2006); (F) ROHSTOFFE, F. N. et al (2010).

As variações observadas na concentração dos gases de aterro sanitário são atribuídas às diferenças de composição dos resíduos e principalmente ao estágio dos processos de decomposição destes (CASTILHOS et al., 2003; TCHBANOGLOUS et al., 1994). Estas diferenças também estão ligadas às características dos gases conforme é mostrado no quadro. O dióxido de carbono, por exemplo, tem como propriedade a grande solubilidade, ao contrário do gás metano, assim, uma

parcela considerável de gás carbônico permanece dissolvida na fração aquosa da massa de resíduo (ENSINAS, 2003)

Segundo um estudo realizado na cidade de Içara, Santa Catarina (DIAS, 2009), as concentrações médias totais de metano, dióxido de carbono, oxigênio obtidas nos ensaios de caracterização do biogás, apresentadas na Tabela 5 corroboram ao que os demais autores declaram sobre a variação da concentração de metano em cada aterro estudado, no Brasil.

Conforme Themelis e Ulloa (2007) o biogás, também contém vapor de água (Tabela 5) perto do ponto de saturação, correspondente à temperatura da célula, além de pequenas quantidades de amônia, sulfeto de hidrogênio e outros componentes menores. Segundo estes autores a proporção dos pesos moleculares do composto orgânico indica que cada quilograma de água pode reagir bioquimicamente com 5,4 kg de produtos orgânicos.

3.1.3 Fatores interferentes na geração do biogás

Dependendo da construção e operação do aterro sanitário, bem como da natureza e concentração da matéria fresca utilizada como substrato, em processos de vários estágios é possível definir diferentes condições do meio em cada estágio da digestão. As condições do meio, por sua vez, influenciam a composição e atividade da biocenose microbiana e, com isso, têm influência direta nos produtos metabólicos originados (ROHSTOFFE, et al 2010).

A taxa de geração do biogás de aterros pode ser influenciada por diversos fatores inerentes aos resíduos, tais como composição, umidade, temperatura, idade, pH oxigênio, disponibilidade de bactérias e nutrientes, presença de agentes inibidores na célula, e inclusive a geometria e operação do aterro e com o ambiente externo à célula. (USEPA, 1991; EL-FADEL, et al., 1997; ROHSTOFFE, 2010).

3.1.3.1 Composição dos resíduos

Para Brito (2005) a composição dos resíduos é o fator mais importante na avaliação do potencial de geração de biogás de um aterro sanitário. O volume potencial máximo de biogás é dependente da quantidade e do tipo de conteúdo orgânico dentro da massa de resíduo uma vez que os resíduos orgânicos em decomposição representam a fonte de geração de biogás. Resíduos estritamente inorgânicos não entrarão em decomposição biológica anaeróbia e portanto não irão gerar biogás.

Quanto maior a porcentagem de materiais biodegradáveis maior será a taxa de geração de gases. Sua quantidade pode variar ao longo do ano dependendo do clima e dos hábitos de consumo da população local e do sistema de gestão de resíduos (USEPA, 1991). De acordo com Qian et al. (2002) alguns resíduos, embora orgânicos e biodegradáveis, como grandes peças de madeira decompõem-se lentamente e não contribuem significativamente na produção do biogás, no entanto, quanto maior a quantidade de resíduos orgânicos de fácil degradação, como os restos de alimentos, mais rápida será a taxa de geração de biogás.

3.1.3.2 Umidade

Depois da composição, a umidade contida nos resíduos é o fator mais significativo na produção do biogás (QIAN et al., 2002). A umidade é o fator limitante primordial na taxa de decomposição dos resíduos, porém as condições de umidade dentro de um aterro estão associadas a fatores como: precipitação média, espessura da camada de cobertura, característica dos resíduos, projeto e operação das células, projeto e execução dos sistemas de drenagem de lixiviado, impermeabilização da base e das células de disposição.

Cabe mencionar que os aterros são tipicamente construídos em padrão de camadas sequenciais, onde cada célula é executada logo após a outra. Este fator é importante na compreensão de como a umidade se move para dentro e através dos resíduos. O efeito de camada tende a resultar em características de fluxo substancialmente diferentes para o movimento de chorume e infiltração de água no aterro. No entanto controle do teor de umidade e de outros fatores que influenciam a população microbológica que produz o biogás interfere no volume de biogás gerado, mas o projeção de sua dinâmica é extremamente complexa.

Segundo USEPA (1991), a construção do aterro com baixa permeabilidade, para controle da formação do lixiviado, mantém a umidade dos resíduos baixa e prejudica a formação do biogás. Da mesma forma, além de favorecer os processos bioquímicos, na massa de resíduo, importa mencionar que a água, é um ótimo trocador de calor e, portanto em períodos chuvosos, é possível observar variações bruscas de temperatura na massa de resíduos, em função desta característica da água. A consequência, no entanto, dessas variações de temperatura decorrente do teor de umidade variável é a desestabilização dos microrganismos anaeróbios, o que provoca uma diminuição na velocidade de degradação da matéria orgânica (JUNQUEIRA, 2000).

Destarte, é possível inferir que o teor de umidade, pode ser crucial ao favorecimento da geração de biogás, mas para garantir uma ótima eficiência de geração, sua demanda deve possuir controle, a fim de evitar baixo aporte de umidade, como constantes variações na percolação de água para dentro das células do aterro.

3.1.3.3 *Temperatura*

De forma geral, quanto maior for a temperatura do meio, maior será a velocidade de uma reação química. No entanto para Kaltschmitt e Hartmann (2001), essa regra nem sempre se aplica aos processos biológicos de transformação e degradação, uma vez que cada microrganismo envolvido nos processos metabólicos tem a sua própria faixa de temperatura ideal. Conforme apresentado no item 3.1.3.2, variação da temperatura acima ou abaixo dessa faixa ideal pode acarretar a inibição dos microrganismos, podendo levar até mesmo a danos irreversíveis sobre a comunidade biológica (KALTSCHMITT e HARTMANN, 2001; ROHSTOFFE et al., 2010; JUNQUEIRA, 2000).

Os microrganismos envolvidos na degradação se dividem em psicrófilos, mesófilos e termófilos em função de sua temperatura ótima (WELLINGER, 1991). Microrganismos psicrófilos são aqueles que têm temperatura de multiplicação entre 0°C e 20°C, com um ótimo entre 10°C e 15°C, enquanto os mesófilos são aqueles que têm a temperatura ótima de multiplicação entre 25°C e 40°C, mínima entre 5°C e 25°C, e máxima entre 40 °C e 50 °C. Já os microrganismos termófilos, São aqueles que têm temperatura ótima de multiplicação entre 45°C e 65°C, mínima de 35°C e 45°C, e máxima entre 60°C e 90°C.

Neste contexto, a experiência mostra que não há limites rígidos entre as diferentes faixas de temperatura e variações bruscas de temperatura podem prejudicar os microrganismos. Segundo Rohstoffe et al., (2010) e Monteiro (2003), os microrganismos metanogênicos têm a capacidade de se adaptar a diferentes níveis de temperatura quando a sua variação é lenta. No entanto, a estabilidade do processo depende muito mais da constância da temperatura do que do seu valor absoluto em si.

Há dois aspectos a serem considerados com relação à temperatura: um é a temperatura desenvolvida dentro da massa de resíduos e a outra é a influência da temperatura externa sobre os processos que ocorrem internamente.

A maioria dos microrganismos metanogênicos apresenta picos de crescimento em faixas mesofílicas de temperatura entre 37 e 42 °C (WEILAND, 2001). Para Mcbean et al., (1995) a faixa ótima de

temperatura para geração de metano é de 30° a 40°C, sendo que temperaturas abaixo dos 15°C propiciam severas limitações para a atividade metanogênica.

Flutuações de temperatura são comuns na parte mais elevada do aterro, como resultado das mudanças na temperatura local. Qian et al., (2002), relata que os resíduos a profundidades superiores a 15 m não são afetados pelas temperaturas ambientes. Já segundo Juca e Maciell (1999) relatam que no Aterro de Muribeca, situado na região metropolitana de Recife, que possui características climáticas tropicais com baixa pluviosidade, a temperatura ambiente só influencia até 2,5 m de profundidade. Logo, é possível depreender que a temperatura externa, possui reduzida interferência sobre a temperatura do aterro. Todavia, o que a bibliografia nos mostra é uma relação direta entre a entrada de água na massa de resíduo e as alterações de temperatura no interior das células do aterro.

3.1.3.4 pH

A regra da temperatura vale também para o valor do pH. Os microrganismos envolvidos nos diversos estágios de decomposição necessitam de diferentes valores de pH para o seu desenvolvimento ótimo (ROHSTOFFE et al., 2010). No caso das bactérias hidrolíticas e acidogênicas, o pH ideal é de 5,2 a 6,3 (WEILAND, 2001). Estas bactérias, porém, não dependem estritamente dessa faixa e são capazes de transformar o substrato mesmo na presença de valores de pH levemente elevados, sendo a sua atividade apenas ligeiramente diminuída (ROHSTOFFE et al., 2010). Já as bactérias acetogênicas e metanogênicas, por outro lado, dependem inteiramente de um pH neutro entre 6,5 e 8.

Em situações normais, o valor do pH se neutraliza pelo efeito tampão do carbonato e da amônia, porém o valor do pH reduz quando a capacidade de tamponamento do sistema se esgota, ou seja, quando ocorre um acúmulo muito grande de ácidos orgânicos. Isso, por sua vez, aumenta o efeito inibitório do sulfeto de hidrogênio e do ácido propiônico, o que em pouco tempo pode acarretar a parada do biodigestor. Por outro lado, o valor do pH pode se elevar caso a decomposição de compostos nitrogenados ocasiona a liberação de amônia, a qual reage com a água formando o amônio, o que aumenta o efeito inibitório sobre a amônia (ROHSTOFFE et al, 2010).

3.1.3.5 Idade do resíduo

De maneira geral em um aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos, os resíduos são depositados ao longo do tempo e os processos de

decomposição os afetam de forma diferente, conforme a fase em que se encontram, conforme supracitado. À medida que os resíduos vão sendo depositados no aterro, o potencial de geração de metano, em condições de umidade adequada, logo após fase I e fase II (item 3.1.1), vai diminuindo a medida que estes resíduos são submetidos pelos processos de biodegradação anaeróbia. Conforme já mencionado, o processo de geração de gás em aterros produz-se em cinco fases, segundo Tchobanoglous et al (1994), no entanto a geração de metano começa na terceira fase, sendo intensificada na quarta fase que é a fase metanogênica. A duração de cada fase depende das condições próprias de cada aterro.

Sendo assim o fator idade do resíduo é de fato um parâmetro de interferência sobre a geração de biogás em um aterro. Isto, pois dentro da massa heterogênea de resíduos coexistem resíduos “antigos”, já degradados e resíduos “novos” cujo processo de degradação ainda esta na fase aeróbia. Sendo assim tanto células de deposição de resíduos antigas quanto células muito recentes serão responsáveis por uma mínima emissão de biogás.

3.1.3.6 Oxigênio

Os microrganismos metanogênicos estão entre os seres vivos mais antigos da Terra, tendo se originado entre 3 a 4 bilhões de anos atrás, um período em que a atmosfera era muito diferente da existente nos dias de hoje, principalmente pela presença de oxigênio, nos dias de hoje. Para a maioria das espécies de microrganismos anaeróbicos, uma quantidade pequena de oxigênio já é suficiente para impedir que sobrevivam. No entanto, é impossível evitar completamente que o oxigênio penetre no biodigestor, leia-se aterro sanitário. Mesmo sob essas condições, as arqueas metanogênicas não são inibidas nem cessam a sua atividade imediatamente (ROHSTOFFE et al, 2010).

Conforme Weiland (2001), algumas das espécies de bactérias, as denominadas bactérias anaeróbias facultativas, sobrevivem tanto em ambientes com oxigênio quanto em sua completa ausência. Desde que a entrada de oxigênio não seja excessivamente grande, essas bactérias o consomem antes que ele prejudique as arqueas metanogênicas, dependentes de um meio sem oxigênio.

Logo, a presença elevada de oxigênio pode retardar a atividade dos microrganismos metanogênicos e conseqüentemente impedir ou reduzir expressivamente a geração de metano.

3.1.3.7 Disponibilidade de nutrientes

Cada espécie de microrganismo envolvido na decomposição anaeróbia tem sua necessidade própria de vitaminas, micro e macronutrientes. Segundo Rohstoffe et al., (2010), a taxa de crescimento e a atividade das diversas populações estão condicionadas à concentração e a disponibilidade desses nutrientes. Os limites máximo e mínimo de concentração típicos de cada espécie são difíceis de definir, uma vez que existe uma grande diversidade de culturas, em parte caracterizadas por uma excepcional capacidade adaptativa.

Os substratos devem prover fontes de alimento aos microrganismos, particularmente os oligo-elementos (elementos minerais que em fracas doses são indispensáveis às reações enzimáticas), como cálcio, magnésio, potássio, sódio, zinco, ferro, cobalto, cobre, molibdênio e manganês. Em fortes concentrações, esses elementos têm efeito inibidor sobre o processo de fermentação. Por outro lado, os elementos majoritários (carbono, nitrogênio, oxigênio, fósforo e enxofre) têm importância fundamental no rendimento dos gases de fermentação (CASTIILHOS et al, 2003).

A adequada proporção entre macro e micronutrientes é um pré-requisito para a estabilidade do processo. Após o carbono, o nitrogênio é o nutriente mais importante, sendo necessário para a formação de enzimas responsáveis pela realização do metabolismo. Uma relação C/N muito elevada (muito carbono e pouco nitrogênio) reduz a atividade metabólica. Como consequência, o carbono não é completamente degradado e o rendimento de metano não atinge o seu pico máximo. Inversamente, a abundância de nitrogênio pode causar a formação excessiva de amônia (NH₃), capaz de inibir o crescimento das bactérias mesmo em baixas concentrações, podendo até ocasionar o colapso de toda a população de microrganismos (BRAUN, 1982). Além dos macronutrientes, a disponibilidade de micronutrientes é essencial para a sobrevivência dos microrganismos. Arqueas metanogênicas necessitam de Cobalto (Co), Níquel (Ni), Molibdênio (Mo) e Selênio (Se), e algumas espécies de arqueas exigem também o Tungstênio (W), (ABDOUN e WEILAND, 2009; BISCHOFF, 2009). Segundo Castiilhos et al, (2003), a concentração de micronutrientes pode tanto se tornar um estimulante ao processo de fermentação ou inibir o mesmo, conforme Tabela 6.

Tabela 6 - Concentração e fator de inibição do processo de fermentação

Íons	Concentração (mg/l)	
	Estimulante	Inibidora
Na ⁺	100 a 200	3500 a 8000
K ⁺	200 a 400	2500 a 12000
Ca ⁺	100 a 200	2500 a 8000
Mg ⁺⁺	75 a 150	1000 a 3000
NH ₄ ⁺	5 a 200	1500 a 3000
S ⁻	-	Menor que 200
Ni ⁺⁺ , Cr ₆ ⁺ , Zn ⁺⁺ e Pb ⁺⁺	-	1

Fonte: adaptado de CASTILHOS et al. (2003).

3.1.4 Estimativa de geração de biogás

3.1.4.1 Estimativa teórica de geração de biogás

Segundo Castilhos (2003) a produção teórica de biogás pode ser estimada por meio da formulação de hipóteses sobre a composição química dos resíduos sólidos urbanos e pela aplicação da equação de Buswell para a metanogênese, de forma estequiométrica. No entanto modelos matemáticos foram igualmente desenvolvidos para descrever a produção de biogás em aterros sanitários. Esses modelos são formulados essencialmente sobre técnicas usuais de ajuste de curvas teóricas sobre resultados experimentais.

As diferentes utilizações possíveis para o biogás de aterro sanitário dependem da adequação entre as características da produção (vazão, pressão, regularidade, concentração) e as condições impostas pelo utilitário desses gases. Os modelos matemáticos são ferramentas úteis e econômicas para avaliar o potencial de geração de biogás em um aterro, pois seus resultados podem ser utilizados na avaliação do potencial de emissões e da viabilidade de projetos de gestão do gás (ESMAP, 2004).

De acordo com informações do ESMAP (2004), existem inúmeros modelos matemáticos disponíveis para calcular a produção de biogás em um aterro sanitário. Todos estes modelos podem ser utilizados para desenvolver uma curva de produção de biogás que prevê a produção de gás ao longo do tempo. Os diferentes modelos podem variar um pouco o rendimento total de gás e a taxa em que os gases são gerados, entretanto é comum a todos os modelos, o principal parâmetro de entrada, a quantidade de resíduos que se presume serem biologicamente degradável.

Segundo Augenstein (1991), de acordo com o modelo utilizado, os outros parâmetros de entrada podem variar, incluindo os fatores que

influenciam a geração de biogás, incertezas nas informações disponíveis para o local, e como a gestão da extração de biogás. Outro fator importante é o tempo de latência entre a deposição de resíduos e o início da decomposição anaeróbica ou fase metanogênica dentro da massa de resíduos.

Considerando a heterogeneidade das condições no interior de um aterro e as limitações típicas de obtenção de alguns dados de entrada, é frequentemente recomendado que seja estabelecido um intervalo de valores, usando os limites superior e inferior de um perfil de geração de biogás em função do tempo com base nas condições do interior do aterro. Ainda, é possível atribuir valores e entradas de concepção que poderão ser adequados para utilização na avaliação do potencial para um local (ESMAP, 2004).

São geralmente utilizados modelos cinéticos de primeira ordem para estimar a produção de metano. Esses modelos são adaptados para aterros específicos por uma série de suposições sobre as condições do local. O modelo de decaimento de primeira ordem empírica mais amplamente aceito e utilizado pela indústria e as agências reguladoras, incluindo a USEPA, é o Modelo LandGEM, considerado relativamente simples e direto.

Os inputs básicos são: datas de operação do aterro e a quantidade de resíduos atualmente dispostos no local. Como o modelo utiliza a cinética de primeira ordem, pressupõe que o volume de gás de aterro gerado a partir dos RSU atinge um pico após certo período de tempo, e que há um intervalo de um ano entre a disposição dos resíduos e a geração de gases, sendo que, posteriormente, a produção de gases diminui exponencialmente à medida que a fração orgânica dos RSU é consumida (ABRELPE e MGM INNOVA, 2013).

Este modelo se baseia na suposição de que há uma fração constante de material biodegradável no aterro por unidade de tempo, conforme apresentado na equação 5.

$$Q_{(CH_4)_i} = k L_o m_i e^{-kt_i} \quad (5)$$

Onde:

$Q_{(CH_4)_i}$ = metano produzido no ano i a partir da seção i do resíduo (m^3);

k = Constante de geração de metano;

L_o = Potencial da geração de metano (m^3 /tonelada);

m_i = Massa de resíduo despejada no ano i (toneladas);

t_i = anos após o fechamento (anos).

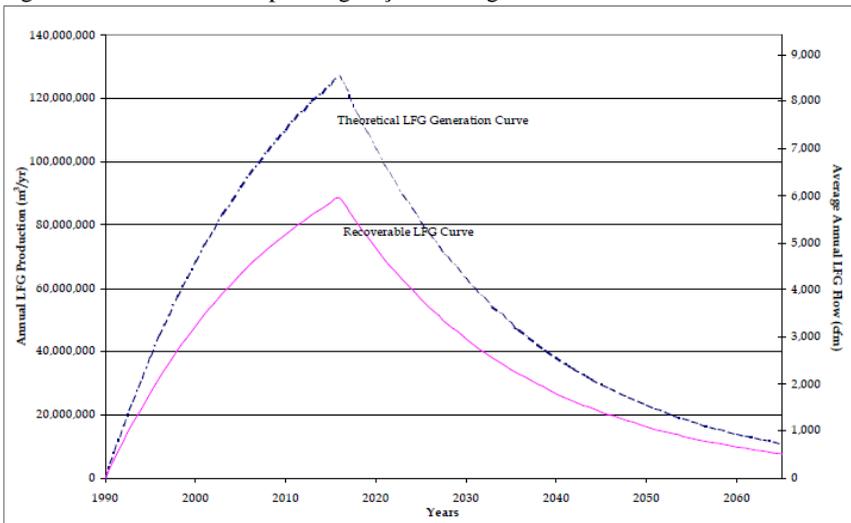
A Equação 5 é a base para o modelo de emissões de biogás da USEPA (LandGEM). Este modelo prevê a produção de biogás ao longo do

tempo em função da geração de biogás constante (k), o potencial de geração de metano (Lo) e os registros de enchimento resíduos históricos e projeções futuras de resíduos em um aterro.

No entanto, esses parâmetros de entrada devem ser selecionados com o conhecimento das condições específicas do local. Por exemplo, na América latina e Caribe, as diferenças no teor de matéria orgânica dos resíduos, a presença de umidade, ou o nível de compactação do resíduo variam e, na maioria dos casos, o que aumenta o potencial de geração de biogás, quando comparado com as condições encontradas na América do Norte e Europa (ESMAP, 2004).

Uma simulação realizada por Esmap (2004), usando o LandGEM, com os valores padrão da USEPA para k e Lo ($k = 0,05$, $Lo = 170 \text{ m}^3$ de metano por tonelada de resíduos) para um aterro sanitário com uma taxa de preenchimento constante de 500.000 toneladas por ano para 25 anos (1990-2015) determinou uma curva de geração de biogás produzida (Figura 4).

Figura 4 - Curvas de exemplo de geração de biogás.



Fonte: ESMAP (2004)

A Figura 4 apresenta duas curvas, a quantidade total teórica de biogás produzido e o biogás coletado assumindo uma eficiência de sistema de coleta típico de 75%. Uma avaliação de geração de biogás que assume 75% de combustível pode ser considerada relativamente agressiva, porém segundo Esmap (2004), uma recuperação de 50% do combustível é considerado conservador e prontamente possível, assumindo que tanto a

caracterização dos resíduos e exercício de modelagem são baseadas em dados e premissas razoáveis.

A constante de velocidade de geração de metano (k) representa a taxa de biodegradação de primeira ordem em que o metano é gerado após a colocação de resíduos. Esta constante é influenciada pelo teor de umidade, a disponibilidade de nutrientes, pH e temperatura. Como mencionado anteriormente, segundo Qian et al. (2002), o teor de umidade dentro de um aterro é um dos parâmetros mais importantes que afetam a taxa de geração de gás. Em um aterro sanitário este teor é influenciado principalmente pela infiltração da precipitação através da cobertura do aterro. Outros fatores que afetam o teor de umidade nos resíduos e conseqüentemente a taxa de geração de gás incluem o teor de umidade inicial dos resíduos, a quantidade e o tipo de cobertura diária utilizada no local, a permeabilidade e tempo de colocação da cobertura final, o tipo de impermeabilização de base, o sistema de coleta de chorume e a profundidade dos resíduos no local. Valores típicos de k variam de 0,02 para locais secos a 0,07 para locais molhados. O valor padrão utilizado pela USEPA nos EUA para aterros com precipitação anual média (625 milímetros) é de 0,05 (USEPA, 1994). Este valor é considerado para produzir uma estimativa razoável de geração de metano em certas regiões e sob determinadas condições do local. No entanto, conforme sugerido pela ESMAP, (2004) os valores mais adequados para k , dependem da precipitação anual e do tipo de resíduo, conforme apresenta-se na Tabela 7 a seguir.

Tabela 7 - Valores de k (ano-1), em função da precipitação e do tipo de material disposto.

Precipitação anual	Tipos de materiais dispostos		
	Relativamente Inerte	Moderadamente degradável	Altamente degradável
<250 mm	0,01	0,02	0,03
>250 até <500mm	0,01	0,03	0,05
>500 até 1.000mm	0,02	0,05	0,08
>1000mm	0,02	0,06	0,09

Fonte: ESMAP, (2004)

Para a USEPA, existem dois conjuntos de valores padrão a serem aplicados no uso no LandGEM. O primeiro, Clean Air Act (CAA), que gera estimativas de emissões mais conservadoras, e recomenda que aterros de regiões áridas (índice de precipitação anual menor que 635 mm) utilizem

um valor de k igual a $0,02 \text{ ano}^{-1}$ e Lo igual a $170 \text{ m}^3/\text{T}$ de RSU; já em áreas mais úmidas (índice de precipitação anual de no mínimo 635 mm), o k empregado deve ser de $0,04 \text{ ano}^{-1}$ e Lo igual a $170 \text{ m}^3/\text{T}$ de RSU. O segundo conjunto de valores, AP-42, baseado em fatores de emissão do documento “Compilation of Emission Factors, Fifth Edition, AP-42”, é tido como menos conservador, resultando em estimativas de taxas de emissão de gases mais baixas. É passível de ser empregado nas estimativas de emissões típicas quando não houver dados de teste específicos para a área estudada. A recomendação é que aterros de regiões áridas utilizem um valor de k igual a $0,02 \text{ ano}^{-1}$ e Lo igual a $100 \text{ m}^3/\text{T}$ de RSU (ABRELPE e MGM INNOVA, 2013).

O potencial de geração de metano (Lo) representa a produção total de metano (m^3 por tonelada de resíduos). O valor de Lo é dependente da composição dos resíduos, e em particular, a fração de matéria orgânica presente. O valor de Lo é estimado com base no teor de carbono dos resíduos, a fração de carbono biodegradável e um fator de conversão estequiométrica. Os valores típicos para este parâmetro vão de uma faixa de 125 m^3 de metano / tonelada de resíduos até de 310 m^3 de metano / tonelada de resíduos. O aumento da compactação dos resíduos não tem efeito direto sobre o parâmetro Lo . No entanto, a compactação e a densidade dos resíduos têm uma relação direta com a massa de resíduos em um determinado volume e, portanto, sobre a quantidade potencial de biogás que pode ser produzido ao longo do tempo, bem como as características de desempenho dos sistemas que serão necessários para coletar o biogás.

Conforme supramencionado a USEPA (1994) determina um valor padrão de Lo de 170 m^3 de metano/tonelada de resíduos, no entanto o usuário do modelo pode aumentar ou diminuir o Lo para refletir as condições específicas da caracterização dos resíduos à serem avaliados. Os valores de Lo , a serem inseridos no modelo, podem ser atribuídos através da bibliografia ou mesmo identificados, por meio de ensaios do potencial bioquímico de atividade metanogênica, para os resíduos dispostos no aterro a ser modelado.

O LandGEM permite utilizar valores pré-estabelecidos para os parâmetros k e Lo , porém, os mesmos devem ser selecionados a partir do conhecimento das condições específicas do aterro e sua localização (BANCO MUNDIAL, 2004), sendo necessário calcular Lo e k para a situação real do local de estudo (FERNANDES, 2009).

3.1.4.2 *Ensaio do Potencial Bioquímico de Metano (Ensaio BMP)*

Conforme acima mencionado, para determinação adequada do potencial de geração de gases de um aterro de resíduos sólidos também existem formulações experimentais, que consideram as medições reais dos gases gerados, utilizando-se digestores laboratoriais ou células experimentais (JUCÁ et al., 2005).

Segundo Harries et al. (2001), testes de laboratório para a quantificação do metano produzido se tornaram conhecidos por Ensaio BMP (*Biochemical Methane Potential* ou Potencial Bioquímico de Metano) e têm sido utilizados em pesquisas laboratoriais e especialistas durante muitos anos. Todavia, o teste não se tornou tão amplamente utilizado como o equivalente teste aeróbio, da Demanda Bioquímica de Oxigênio (teste de DBO). É provável que a baixa adoção do ensaio BMP seja, entre outros fatores, devido à longa escala de tempo requerida pelo experimento (ALVES, 2008).

Em tese o ensaio de BMP é utilizado para determinação do L_0 e da constante relacionada à taxa de geração de CH_4 (k) em aterros sanitários. O procedimento deste ensaio consiste na utilização de uma fração de resíduo sólido, previamente cortada e triturada, colocada em um recipiente de vidro e inoculada com uma fração de lodo de digestor anaeróbio de estações de tratamento de esgoto (ETE), para que seja promovida a aceleração da degradação do resíduo e mantida a viabilidade das metanogênicas. O ambiente é mantido em condição anaeróbia estrita através da recirculação de uma mistura gasosa (CO_2/N_2) no recipiente. Em seguida, o frasco é incubado por um determinado período sob condições de temperatura pré-estabelecidas. O volume de gás produzido é monitorado por sensores de pressão instalados na tampa do recipiente e a concentração de CH_4 e CO_2 é obtida por cromatografia gasosa (ALVES, 2008). Atualmente há equipamentos modernos, capazes de realizar a amostragem do biogás gerado no reator, sem a necessidade de utilização de um manômetro e um cromatógrafo, como é o caso do AMPTS II.

De acordo com Alves (2008), não há padronização oficial para a metodologia do ensaio BMP. No entanto, as alterações relativas ao procedimento do ensaio referem-se, em geral, à amostra (tipo, quantidade e pré-tratamento), ao inóculo, à técnica de medição dos gases e ao período de incubação. Em linhas gerais, mais de 90% da produção do gás ocorre entre 30 e 60 dias.

Definir e padronizar métodos de medição de atividades metanogênicas para que os valores possam ser comparados com mais exatidão é urgente segundo Alves et al. (1995). Este tipo de ensaio parece ser atrativo não só pelo tipo de resultados que permite a nível laboratorial a medição de atividades e toxicidades do processo de biodegradação, mas também do ponto de vista prático, apesar de requerer período de monitoramento consideravelmente longo, o ensaio apresenta relativa facilidade de execução.

3.2 GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA ATRAVÉS DO APROVEITAMENTO DE BIOGÁS

Os gases naturalmente produzidos nos aterros podem ser utilizados na geração de energia, e adicionalmente, negociados através do Protocolo de Quioto e Resolução Normativa ANEEL nº 482/2012. Assim, aterros sanitários que tratem seus gases pela pelo aproveitamento da energia poderão ser remunerados financeiramente com o capital oriundo do biogás.

Destarte ao acima exposto, no item 3.1, e considerando os recentes avanços legais apresentados no item 1. podemos inferir que os aterros sanitários são significativos reatores biológicos, capazes de gerar combustível, com alto poder calorífico, em condições de realizar trabalho cinético e conseqüente conversão desta energia, em energia elétrica.

Como o poder calorífico do metano é da ordem de 36 MJ/m^3 , a produção específica de energia por tonelada de RSU, segundo o Ministério de Minas e Energia (2014) é em torno de $0,109 \text{ MWh/t}$. No entanto esse valor desconsidera a energia conservada com os recicláveis segregados, levando em consideração que somente a matéria orgânica é biodigerida.

Já de acordo com Weitz et al., (2008), se considerada a concentração média de CH_4 (aproximadamente 56,3%) o poder calorífico, desta mistura cai aproximadamente pela metade, apresentando valores na ordem de $5,56 \text{ kWh/m}^3$ (20 MJ/m^3). Isto significa, de acordo com o autor, que mesmo assim, a geração de energia elétrica através de biogás ainda encontra-se viável, dependendo da vazão emitida.

Ridao, (2007) identificou que, para um aterro com concentração média de 45% de CH_4 , em seu biogás, com vazão deste entre 250 e $550 \text{ Nm}^3/\text{h}$, seria suficiente para produzir $4.500.000 \text{ kWh/ano}$.

Neste sentido, conforme exposto na Tabela 8, em média $1 \text{ m}^3/\text{dia}$ de biogás, com 60% de concentração de CH_4 , poderia gerar em entorno de $1,31 \text{ kWh/dia}$ de energia (Singh & Jash, 2014).

Tabela 8 – Taxa média de geração de biogás e energia em *Purulia* de 2007 a 2013.

Ano	Geração de Biogás diária (m ³ /dia)	Geração de energia elétrica (kWh/dia)
2007	124,59	162,77
2007	121,4	158,01
2007	115,01	152,92
2008	111,81	147,49
2008	108,62	141,73
2008	103,83	135,64
2008	99,03	129,21
2009	92,65	122,45
2009	86,26	115,35
2009	83,06	107,92
2009	76,67	100,16
2010	70,28	92,06
2010	63,89	83,62
2010	57,5	74,85
2010	51,11	65,75
2011	43,13	56,31
2011	35,14	46,54
2012	28,75	36,43
2013	19,17	25,00

Fonte: Singh & Jash, (2014), adaptado.

Segundo Singh & Jash, (2014), a eficiência global da implantação destes sistemas de recuperação de biogás e aproveitamento energético, não se demonstra atrativo para aterros com expectativa de vida curta, ou já encerrados, uma vez que, conforme é possível observar na Tabela 8, a medida que a taxa de geração de biogás decai, a geração de energia decai na mesma proporção. Isto pois, este estudo foi realizado em um aterro já encerrado, o que justifica a gradativa queda na geração diária de biogás.

4 METODOLOGIA

A metodologia utilizada nesta pesquisa baseou-se em três pilares distintos e complementares:

- Caracterização do biogás gerado no aterro sanitário,
- Ensaio de atividade metanogênica em laboratório,
- Estimativa teórica (modelagem) da geração de biogás de aterro.

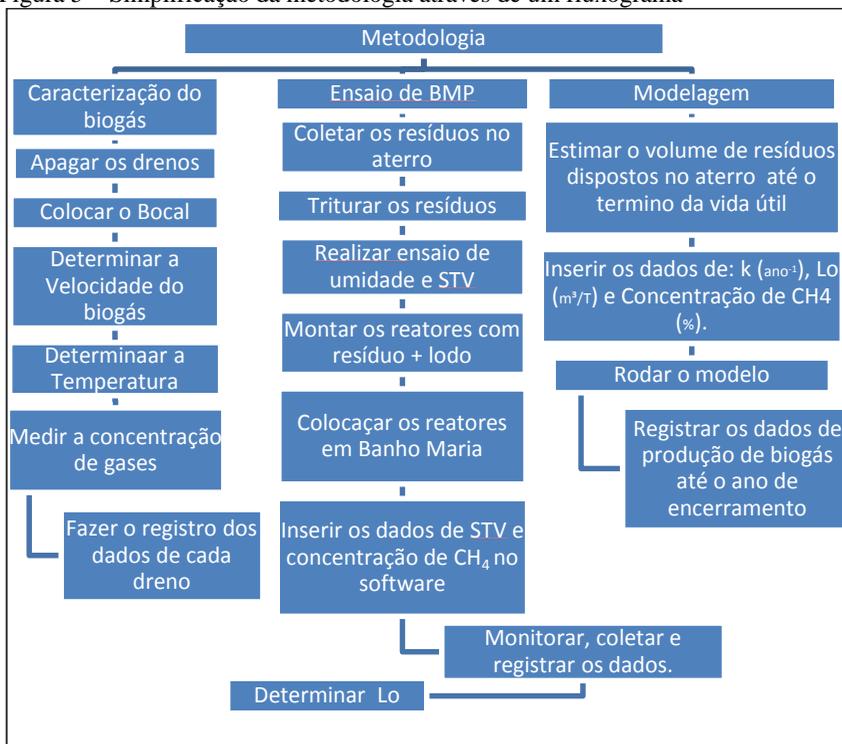
Conforme será detalhada a seguir, a caracterização de biogás gerado no aterro objetivou identificar a concentração média dos gases (CH_4 , CO_2 , O_2 e H_2S) e a vazão de biogás emitida a partir de alguns drenos do aterro, que servirão ao atendimento de um grupo-gerador, objeto de uma outra pesquisa do Laboratório de Combustão e Engenharia de Sistemas Térmicos (LabCET/UFSC).

Paralelamente, foi realizado um ensaio BMP em laboratório para avaliar a geração de metano por tonelada de resíduo disposta e, assim, determinar o potencial de geração de metano (L_0), para a amostra de resíduos do aterro estudado.

Por fim, este estudo contemplou uma projeção teórica da geração de biogás, desde a criação do aterro até o ano de expectativa de encerramento das atividades. Os resultados obtidos nesta etapa poderão ser comparados com os valores obtidos em campo, na primeira etapa deste trabalho.

A Figura 5 abaixo apresenta, por meio de um fluxograma, a metodologia seguida nesta pesquisa para atendimento aos objetivos propostos.

Figura 5 – Simplificação da metodologia através de um fluxograma



4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO E GRUPO-GERADOR

4.1.1 Local de estudo

O aterro sanitário estudado está localizado no município de Brusque, Santa Catarina, em uma região rural do município, conhecida como localidade de Fazenda. O aterro atende uma demanda de mais de sete municípios da região, que representam mais de 316.000 habitantes (Tabela 9). Além destes municípios, o aterro recebe também resíduos de algumas empresas particulares.

Tabela 9 – População atendida pelo aterro sanitário em estudo.

Municípios	População
Araquari	31.030
Balneário Piçarras	19.976

Municípios	População
Barra velha	25.662
Brusque	119.719
Guabiruba	21.046
Navegantes	70.565
Penha	28.718
Total	316.716

Fonte: IBGE (2010)

Aterros sanitários como os do presente estudo são atraentes para projetos de mecanismos de desenvolvimento limpo (MDL) que visam à queima do biogás para a geração de energia, pois atendem mais de 200 mil habitantes, valor esse considerado por ESMAP (2004) como mínimo para projetos de aproveitamento energético. Após a seleção do aterro, foi feito um levantamento dos dados, tais como quantidade anual de recebimento de resíduos (t/ano), número de drenos e vida útil do aterro, além de outras informações sobre o aterro as quais serão apresentadas a seguir. O aterro teve sua abertura em 1997 e recebe em média 600 toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia. Atualmente o mesmo possui 1.100.000 toneladas de resíduos aterrados, com expectativa de vida útil de mais 16 anos, ou seja, até 2031.

Até o ano de encerramento, o aterro atingirá sua capacidade máxima com a deposição estimada de 5.396.100 toneladas de resíduos. Esta estimativa decorreu da projeção do recebimento de resíduos, considerando a taxa de crescimento populacional do vale do Itajaí (SEBRAE, 2013), de 1,72% a.a., admitindo o valor inicial de 600 t/dia e taxa de crescimento igual ao crescimento populacional.

Tabela 10: Cálculo da projeção de deposição de resíduos, com crescimento de 1,72% a.a.

Ano	Disposição anual (ton)	Acumulado anual (ton)	Média de disposição diária (ton)
2014	216.000	1.100.000	600
2015	219.715	1.319.715	610
2016	223.494	1.543.210	621
2017	227.338	1.770.548	631
2018	231.249	2.001.797	642
2019	235.226	2.237.023	653

Ano	Disposição anual (ton)	Acumulado anual (ton)	Média de disposição diária (ton)
2020	239.272	2.476.295	665
2021	243.387	2.719.682	676
2022	247.574	2.967.256	688
2023	251.832	3.219.088	700
2024	256.164	3.475.251	712
2025	260.570	3.735.821	724
2026	265.051	4.000.872	736
2027	269.610	4.270.482	749
2028	274.247	4.544.730	762
2029	278.965	4.823.694	775
2030	283.763	5.107.457	788
2031	288.643	5.396.101	802

Fonte: Elaborado pelo autor.

Atualmente, o aterro possui aproximadamente 23 drenos de biogás distribuídos entre os 117.182 m² de área de disposição (Figura 6), sem aproveitamento dos gases gerados, pois estes são queimados diretamente a partir dos drenos.

Neste aterro, assim como a grande maioria, os resíduos chegam por caminhões basculantes compactadores e carretas, são pesados e descarregados diretamente na frente de trabalho. Na sequência os resíduos são acomodados e compactados. Como este ainda é um aterro em operação, os trabalhos são muito dinâmicos, pois com o volume recepcionado diariamente, a configuração do aterro muda constantemente.

Este aterro também possui todos os elementos de engenharia e controle ambiental necessários a um aterro sanitário: impermeabilização de base, drenagem e tratamento do lixiviado, tratamento dos gases (realizado através da queima), drenagem de águas pluviais, compactação e cobertura diária dos resíduos. A empresa responsável pelo aterro realiza o monitoramento das águas superficiais e subterrâneas, do solo, do ar e dos efluentes.

Figura 6 – Planta do aterro sanitário em estudo e imagem de satélite de 2014.



Fonte: Acervo da empresa responsável pelo aterro e adaptado de Google Earth.

O local recebe exclusivamente resíduos urbanos de classe IIA e IIB (Tabela 11), que são previamente triados antes serem encaminhados para disposição final.

Tabela 11 – Composição gravimétrica estimada.

Resíduos	%
Material reciclável	32%
Metais	29%
Papel, papelão e tetrapak	13%

Resíduos	%
Plástico	14%
Vidro	24%
Matéria orgânica	51%
Outros	17%

Fonte: IPEA, 2012

4.1.2 O grupo-gerador

Conforme já supradito neste documento, o macro projeto em que se encontra inserida esta pesquisa, refere-se a um projeto financiado pela FINEP, que abrange uma avaliação da geração de biogás até sua conversão de energia e disponibilização na rede.

Diante disto, conforme prescrito nos objetivos específicos desta pesquisa, se fez necessário apresentar algumas características principais do grupo-gerador a ser estudado em pesquisa paralela, desenvolvida pelo Laboratório de Combustão e Engenharia de Sistemas Térmicos (LabCET/UFSC) integrante do mesmo projeto do FINEP, com o intuito de verificar se a vazão de biogás gerada nos drenos amostrados, é capaz de atender a demanda do grupo-gerador.

O grupo-gerador, objeto da pesquisa do LabCET/UFSC, após os resultados deste trabalho, será aos drenos por meio de um sistema de condutos, que serão instalados, para captar os gases dos drenos selecionados com base nesta pesquisa.

Os drenos de pedra selecionados após monitoramento serão isolados e, a partir deles, o biogás será encaminhado por bombeamento a um sistema de purificação e em seguida ao grupo-gerador.

- **Características do grupo-gerador**

Segundo informações do Laboratório de Combustão e Engenharia de Sistemas Térmicos (LabCET/UFSC), os trabalhos com este grupo-gerador foram iniciados com seu desenvolvimento e montagem, para utilização de biogás como combustível.

Este grupo-gerador a ser utilizado no aterro consiste em um motor estacionário, do ciclo Otto tipo V8 de 5,7 litros, fornecido pela GM Powertrain, acoplado a um gerador elétrico WEG 200SI17 de 74 kVA (Figura 7), fornecido pela WEG Máquinas S.A., e um painel elétrico, fornecido pela Woodward Governor Ltda, composto por um módulo DPG 220, que faz o controle da rotação do motor, um módulo GCP-22 que

controla e monitora as funções de operação do grupo-gerador, garantindo também a transferência de carga com paralelismo com a rede.

Figura 7 – Grupo-gerador utilizado na pesquisa preliminar.

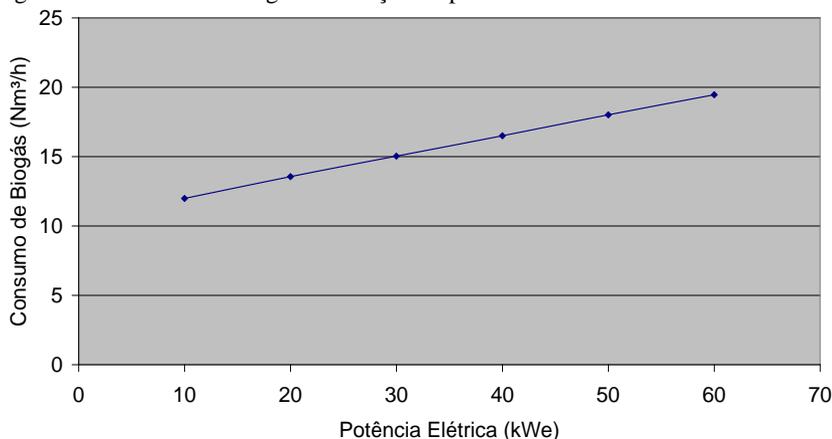


Fonte: LabCET/UFSC

De acordo com os pesquisadores do LabCET/UFSC, inicialmente o motor adquirido foi testado em laboratório e alimentado com gás natural veicular, sendo avaliados alguns parâmetros de desempenho, como curva potência x rotação, potência x rendimento e potência x consumo. Os testes foram conduzidos na bancada de dinamômetro do LabCET/UFSC. A etapa subsequente consistiu na instalação do grupo-gerador para testes de campo em uma propriedade de criação de suínos da Copercampos, Cooperativa de Campos Novos – SC.

Os resultados do teste preliminar mostraram uma curva de consumo de biogás em função da potência disponibilizada para a rede, para um rendimento de 90%, conforme especificação do fabricante. Os resultados foram obtidos a partir da média dos dados levantados de quatro medições realizadas para potência elétrica gerada entre 10 e 60 kWe (Figura 8).

Figura 8 - Consumo de biogás em função da potência elétrica.



Fonte: LabCET/UFSC.

O comportamento do protótipo desenvolvido quando operado com biogás é excelente. A potência máxima atingida pelo grupo-gerador é de 70 kWe, superando em 25% a potência esperada com a utilização de biogás. O rendimento do motor operando com biogás é superior ao rendimento do motor operando com gás natural para a mesma faixa de potência.

Cumpra mencionar, portanto, que o grupo-gerador a ser implantado para pesquisa no aterro de Brusque deverá ser abastecido com pelo menos 19 Nm³/h de biogás, à concentração de CH₄ 60%, ou seja, 11,4 Nm³CH₄/h, para que seja possível promover a geração de 60kWh.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS GERADO NO ATERRO SANITÁRIO

A caracterização do biogás foi realizada através da determinação da composição e da vazão de biogás de sete drenos, de dezembro de 2014 a maio de 2015.

4.2.1 Materiais e equipamentos

Para viabilizar a amostragem da composição e vazão de biogás nos drenos, foram utilizados os seguintes materiais e equipamentos: analisador de gases, termo-anemômetro digital, bocal de fibra e PVC, campânula metálica, retroescavadeira.

- **Analizador de gases**

O analisador de gases utilizado foi o GEM 5000 (Landtec) (Figura 9), um analisador de gás desenvolvido para monitorar sistemas de extração de gás de aterro sanitário. Este aparelho é capaz de realizar medidas em porcentagem e por volume, de pressão estática, e de pressão diferencial para CH₄, CO₂, O₂, CO e H₂S.

Figura 9 – Analisador de gases GEM 5000 (Landtec)



Fonte: LANDTEC

Este medidor possui uma bomba interna, que retira amostras de gases com uma vazão máxima de 0,55 l/min, e analisa o teor dos diferentes elementos no biogás. O GEM 5000 é calibrado de fábrica, e as concentrações registradas no aparelho apresentam um erro de um 2%.

É um aparelho portátil, em que a leitura é realizada com auxílio de duas mangueiras e dois filtros de ar, com encaixe específico e engates rápidos. Ao conectar as mangueiras e o termopar à bomba de vácuo do aparelho ocorre a sucção do biogás amostrado em intervalos constantes de 30 a 360 segundos. Quando os dados estabilizam, os valores obtidos são armazenados ou registrados em planilha.

A leitura de metano é filtrada por uma frequência de absorção infravermelha de 3,41 μm (nominal), que é a frequência específica para cadeias de hidrocarbonetos. A leitura de dióxido de carbono é filtrada por uma frequência de absorção infravermelha de 4,29 μm (nominal), que é a frequência específica para dióxido de carbono. Portanto, quaisquer outros gases geralmente encontrados em aterros sanitários não afetarão a leitura do dióxido de carbono. O sensor de oxigênio é de um tipo de célula galvânica que praticamente não sofre influência de CO₂, CO, H₂S, NO₂, SO₂ e H₂. Não há “contaminação” dos sensores infravermelhos por outros

hidrocarbonetos. O funcionamento normal do instrumento retorna assim que a amostra de gás tiver sido eliminada, através da purga.

Na mangueira de coleta de gases é acoplado um pequeno filtro para evitar que partículas sólidas e umidade penetrem no equipamento ocasionando possíveis problemas de leitura.

- **Termo-anemômetro digital**

Este equipamento, com sensor de fio quente compensado, modelo 471-2 da marca Dwyer (Figura 10) foi utilizado para medição da velocidade de escoamento do biogás na saída do dreno, em um conduto (bocal de fibra e PVC) de seção conhecida.

Figura 10 – Termo-anemômetro digital modelo 471-2 (Dwyer)



Fonte: Dwyer

Com os dados do termo-anemômetro foi possível determinar a vazão de biogás emitida em cada dreno. Esta vazão foi calculada com os dados de velocidade e temperatura do gás; e considerando as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) recomendadas pela IUPAC (*International Union of Pure and Applied Chemistry*), apresentadas em Mills et al. (1993) através da equação:

$$Q_0 = (V \times A) \times [273,15/(27315 + T)] \times P$$

Em que:

- Q é a vazão de biogás, em m³/s;
- V é a velocidade de saída do biogás, em m/s;
- A é a área da seção de passagem do gás, em m²;
- T é a temperatura de saída do biogás, em °C;
- P é a pressão atmosférica, em bar.

O Termo-Anemômetro mede a velocidade do ar através de quatro escalas selecionáveis, em pés por minuto ou metros por segundo, mais temperatura do ambiente em °F ou °C.

- Faixas de medição para velocidade do ar: 0 à 70 mps.
 - Medição de temperatura: -17 a +100°C
 - Exatidão da temperatura: +/- 1°C,
- **Bocal de fibra e PVC**

Este bocal, confeccionado como vazão tipo β reduzido, seguindo as recomendações da *American Society of Mechanical Engineers* (DELMÉE, 1983), foi produzido exclusivamente para a regularização de vazão na saída do dreno de biogás, com o objetivo de obter uma seção conhecida e um fluxo de gás com velocidades maiores e uniformes.

Para a construção do bocal de fibra de vidro (Figura 11), foi feito primeiramente um molde segundo especificações da *American Society of Mechanical Engineers* (DELMÉE, 1983). Após a confecção deste molde, o mesmo sofreu um tratamento com desmoldante e posterior laminação com manta de fibra de vidro, resina epóxi e PVC.

Após o tempo de secagem de 24 horas, a peça foi desmoldada e fixada em um tubo de PVC (poli cloreto de vinila) de 200 mm de diâmetro. Na saída do bocal foi fixado um tubo de PVC de 80 mm, com um furo lateral de 12 mm de diâmetro onde é introduzida a sonda do termo-anemômetro e a mangueira do analisador de gases. Nesta saída do bocal o perfil de velocidades é uniforme, facilitando a obtenção da vazão dos gases produzidos.

Figura 11 – Bocal de fibra de vidro e PVC



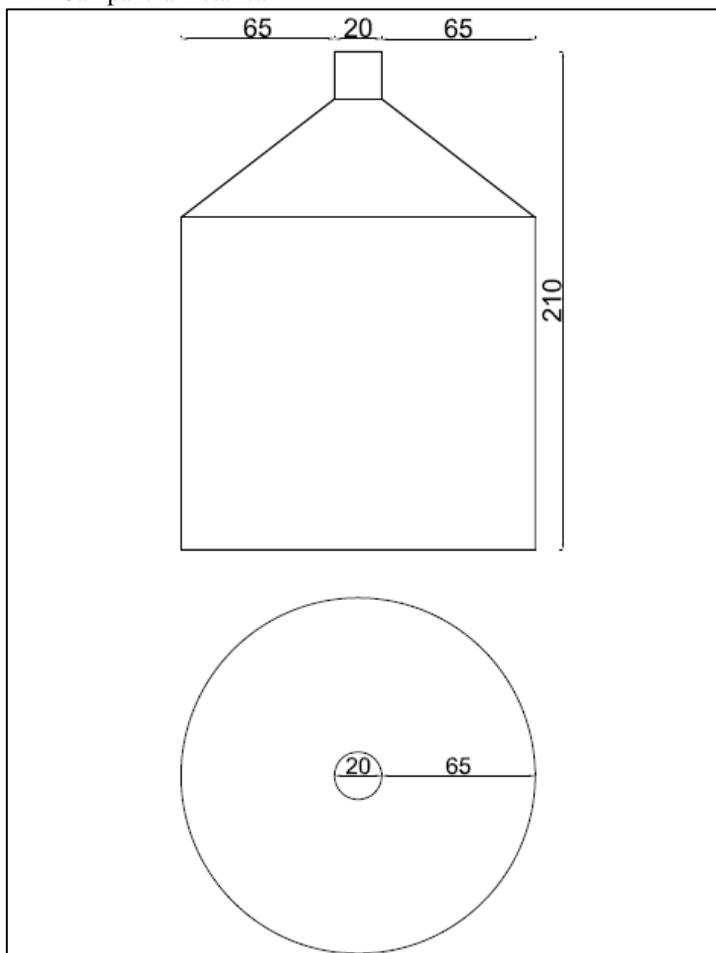
- **Campânula metálica**

Os projetos e a operação de cada aterro sanitário são distintos, com metodologias e tecnologias de trabalho que diferem significativamente a operação de cada empreendimento. Neste viés, é comum encontrarmos diferentes tipos de drenos, em diferentes estados de conservação, em cada aterro sanitário ou até em um mesmo aterro sanitário.

Em função disto, com o apoio da empresa responsável pela gestão do aterro, foi confeccionada uma campânula em estrutura metálica para regularização do bocal dos drenos, a fim de proporcionar um diâmetro possível à amostragem de qualquer dreno, independente do seu estado de conservação. Além disto, a campânula possuía a função de isolar o dreno (que é constituído de pedra) e direcionar o biogás para uma única saída, onde foi encaixado o bocal de fibra e PVC (200 mm), podendo as medições serem realizadas em qualquer dreno do aterro.

O dreno confeccionado em chapa de aço possui diâmetro de 150 cm, altura de 210 cm, conforme a Figura 12.

Figura 12 – Campânula metálica



Fonte: Elaborado pelo autor

Com o apoio da empresa responsável pela gestão do aterro, se fez necessária a utilização de uma retroescavadeira, para realizar o transporte da campânula, entre cada dreno amostrado. Este auxílio foi fundamental à realização da pesquisa, uma vez que o transporte da campânula seria inviável sem a utilização deste maquinário.

Figura 13 – Retroescavadeira



4.2.2 Métodos de amostragem de biogás

A escolha dos drenos a serem amostrados se deu baseada em dois aspectos principais: 1) viabilidade de acesso (pela retroescavadeira) e de instalação da campânula, e 2) viabilidade de captação de biogás e distância de encaminhamento ao gerador. Desta maneira, foram elencados 7 drenos a fim de verificar a viabilidade de abastecimento do grupo-gerador, supramencionado no item 4.1.2.

A sistemática de análise do biogás em cada dreno fora sempre precedida de um trabalho para apagar os drenos a serem amostrados. Este trabalho foi sempre realizado pela própria empresa responsável pela gestão do aterro, com água de caminhão pipa, sempre um dia antes à realização das amostragens.

Figura 14 – Dreno sendo apagado.



O procedimento para análise dos 7 drenos que totalizaram 59 amostragens, entre os dias entre 12 de dezembro de 2014 e 20 de maio de 2015, seguiu a seguinte ordem de execução abaixo:

Colocação da campânula: por meio da retroescavadeira (Figura 13), o operador transportava e instalava a campânula metálica em um determinado dreno. A partir daí era aguardado um intervalo de 20 minutos a fim de preencher a campânula com biogás, para apenas mensura-lo à posteriori. Por meio de pressão sobre a boca da campânula (Figura 15), com o auxílio da retroescavadeira, a campânula era encaixada no solo a fim de evitar os escapes laterais de biogás.

Figura 15 – Processo de encaixe da campânula no solo.



Colocação do bocal: após a colocação da campânula, era acoplado o bocal de fibra e PVC.

Determinação da velocidade de escoamento: após colocação do bocal, através de um orifício neste, era introduzido o sensor de medição de velocidade do termo-anemômetro digital. Quando identificada a ausência de variação na velocidade do biogás se fazia o registro da mesma, para posterior cálculo da vazão. A identificação da ausência de variação na velocidade do biogás foi o parâmetro utilizado para garantir a constância na vazão obtida (Figura 16).

Figura 16 – Determinação da velocidade.



Medição de concentração: após regularização da vazão e medição da velocidade, substituíam-se o termo-anemômetro pelo analisador de gases cuja mangueira era introduzida no mesmo orifício no bocal. O intervalo em que o analisador realizava a medição de um dreno poderia variar de 60 à 240 segundos, dependendo da variação no resultado dos parâmetros, especialmente sobre a concentração de CH_4 . A leitura final apenas era registrada após a estabilização da concentração dos parâmetros. Devido às condições operacionais do próprio aterro, o acesso a todos os drenos não se fez possível, sendo apenas realizada a amostragem em 7 drenos potenciais para o atendimento do grupo-gerador (Figura 17).

Figura 17 – Análise da concentração dos gases do biogás.



4.2.3 Tratamento Estatístico De Dados

Os resultados foram analisados através de análise descritiva básica, tais como médias, desvios padrão, valores mínimos e máximos, para cada parâmetro analisado (CH_4 , CO_2 , O_2 , CO , H_2S e vazão) em todos os drenos amostrados. Esta análise estatística objetivou trabalhar o melhor arranjo dos dados, a fim de verificar um padrão de geração de biogás nos drenos, objeto da pesquisa. A análise estatística e exploratória dos dados contemplou o cálculo do erro padrão, coeficiente de variação e intervalo de confiança para a média com 95% de probabilidade de confiança pelo teste *t* de *Student*.

A seguir, estão apresentadas as equações utilizadas para cálculo da média, desvio padrão, coeficiente de variação, erro padrão da média e intervalo de confiança da média.

- Média: É uma medida de tendência central, sendo o valor que melhor representa a característica de interesse dentro da população. O seu cálculo é dado pela equação 6:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n X_i}{n} \quad (6)$$

- Desvio padrão: O desvio padrão é uma medida de variabilidade, que indica o quanto, em termos médios, os valores observados variam em relação á média.

$$s = \sqrt{s^2} \quad (7)$$

- Coeficiente de Variação: é uma medida relativa de dispersão, utilizada para comparar, em termos relativos, o grau de concentração em torno da média. O seu cálculo é dado pela equação 08:

$$CV = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100 \quad (08)$$

- Erro Padrão da Média: Determina a precisão da média estimada e representa a variação teórica das médias das diversas amostras que hipoteticamente poderiam ser tomados na população. O seu cálculo é dado pela equação 10:

$$S_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (09)$$

- Intervalo de confiança para média: Determina os limites inferior e superior, dentro do qual se espera encontrar, probabilisticamente, o valor real da variável de interesse em termos de sua média de interesse na população.

$$IC [\bar{x} - t \cdot S_{\bar{x}} \leq \bar{X} \leq \bar{x} + t \cdot S_{\bar{x}}] \quad (10)$$

em que $t = t$ de student;

Cumprе mencionar que o objetivo principal desta análise estatística foi identificar o intervalo de confiança para a média, com 95% de confiança. Esta avaliação foi importante para garantir a confiabilidade das médias encontradas.

4.3 ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGENICA (BMP)

Conforme supracitado, o ensaio BMP consiste na utilização de uma pequena fração de resíduos sólidos, previamente cortada e triturada, colocada em um frasco de vidro e inoculada com uma fração de lodo de digestor anaeróbio de estações de tratamento de esgoto (ETE). Dessa forma, é promovida a aceleração da degradação da amostra de resíduo coletada e mantida a viabilidade das bactérias metanogênicas, através de condição anaeróbia estrita, obtida por meio da recirculação de uma mistura gasosa (CO_2/N_2) no recipiente.

A metodologia avaliou o potencial de geração de metano (L_0) de resíduos recém-chegados ao aterro sanitário. O início da aplicação da metodologia se iniciou com a coleta de amostras antes destes passarem pela estação de triagem. Posteriormente à coleta, foi procedida a separação manual dos resíduos.

Para realização dos ensaios de BMP primeiramente, após a coleta dos materiais, foi feita a trituração e homogeneização da amostra de RSU (Figura 18), sendo feito previamente ao BMP ensaios de umidade e sólidos voláteis, para apenas depois realizar a colocação do material nos digestores, e disponibilização em ambiente térmico (35°C). Na sequência o volume de metano produzido foi monitorado por analisadores de gases, durante 11 dias (SILVA, 2012; ALVES, 2008; CHEN et al., 1995). Para dar celeridade ao processo de decomposição pelas bactérias, foi inoculado lodo coletado no dia 09 de março de 2015 na estação da CASAN, na Lagoa da Conceição, com teor de STV de 70%.

Figura 18 – Resíduo *in natura* triturado.



O aumento de pressões de gás gerado pelo inóculo foi monitorado por meio da incubação de digestores sem a presença de RSU, os quais foram confinados em paralelo aos ensaios com RSU. Ao término dos ensaios o valor da pressão total obtida nos digestores contendo RSU e lixiviado foi subtraído do acréscimo de pressão fornecido pelo lodo. Destarte, foi possível determinar o parâmetro L_0 , característico para o tipo de resíduo disposto no aterro de Brusque.

O passo-a-passo da metodologia utilizada pode ser seguido conforme o item 4.3.1 abaixo.

4.3.1 Realização do Ensaio

4.3.1.1 Ensaio de umidade

Inicialmente, após a trituração dos resíduos coletados na frente de serviço, foi realizado um ensaio de umidade. Este ensaio de umidade, utilizando estufa, teve por objetivo, determinar o teor de umidade da amostra através da diferença dos pesos da amostra úmida e amostra seca.

Materiais e equipamentos utilizados:

- Estufa a 105°C;
- Cadinho de porcelana;
- Dessecador;

Procedimentos:

- Lavação dos cadinhos com sabão e enxague com água destilada;
- Aquecimento do cadinho em mufla a 550° C por 15 minutos;
- Deixou-se esfriar parcialmente em estufa a 105° C por 30 minutos;
- Na sequência esfriou-se totalmente o cadinho em dessecador e fez-se a pesagem.

Após a preparação da cápsula, a amostra e a cápsula foram pesadas para encontrar a Massa Total (Mt) e colocadas em estufa a 105° C por 24 h. A partir de então, as amostras foram pesadas a cada hora até que o peso da Massa Seca (Ms) fosse constante. O teor de umidade foi então determinado pela diferença de peso entre a Mt e a Ms.

4.3.1.2 Ensaio de sólidos voláteis

Na sequência dos ensaios, a fim de identificar o teor de sólidos voláteis procedeu-se com o ensaio do mesmo. Segundo a NBR 10664 o ensaio de sólidos voláteis para lodos e sedimentos é obtido através da diferença entre os valores de resíduo total e do resíduo fixo.

Materiais e equipamentos utilizados:

- Proveta de 100 ml
- Cápsula de porcelana com capacidade de 100 ml
- Chapa de aquecimento
- Estufa a 105°C
- Mufla a 550°C
- Balança analítica
- Dessecador
- Capela

Procedimentos:

- Lavação dos cadinhos com sabão e enxague com água destilada;
- Aquecimento do cadinho em mufla a 550° C por 15 minutos;
- Deixou-se esfriar parcialmente em estufa a 105° C por 30 minutos;
- Na sequência esfriou-se totalmente o cadinho em dessecador e fez-se a pesagem.
- Colocou-se 50 ml da amostra em uma proveta;
- Transferiu-se a amostra da proveta para o cadinho de porcelana e secou-se em chapa de aquecimento;
- O cadinho foi levado à mufla a 550° C durante 30 minutos;
- Resfriou-se parcialmente o cadinho na estufa por 30 minutos;
- O cadinho foi transferido para o dessecador até que atingisse a temperatura ambiente;

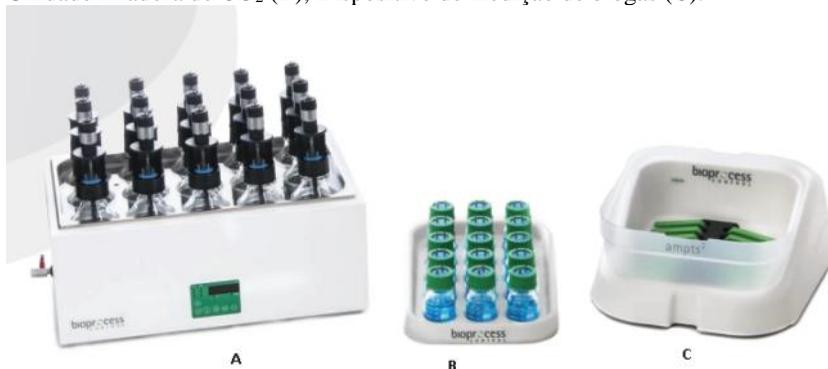
Por fim pesou-se o cadinho para se obter o peso final, após volatilização dos sólidos voláteis. Desta forma o valor de sólidos voláteis foi obtido pela diferença de peso entre a amostra seca e a amostra após a passagem pela mufla.

Através do conhecimento do teor de sólidos voláteis, se fez possível determinar a massa de substrato a ser inserida nos reatores, para compor uma relação de aplicação de inóculo sobre o substrato a ser estudado.

4.3.1.3 Equipamento AMPTS II

O ensaio foi realizado no equipamento AMPTS II (Figura 19). Este equipamento é composto por 3 unidades: Unidade com reatores e banho Maria, unidade fixadora de CO₂, dispositivo de medição de biogás (Figura 19).

Figura 19 – Unidades do AMPTS II. Unidade com reatores e banho Maria (A), Unidade fixadora de CO₂ (B), Dispositivo de medição de biogás (C).



Fonte: Bioprocess Control.

A realização do ensaio no AMPTS II iniciou com a montagem da Unidade fixadora de CO₂, com uma solução de NaOH de fixação de CO₂ já preparada. Em cada frasco de vidro (100 ml), foi adicionado cerca de 80 ml da mistura de NaOH e indicador de timolftaleína. Na sequência foram lubrificadas as rolhas de borracha para vedação dos frascos.

Em seguida colocou-se uma tampa de borracha (com dois tubos metálicos conectados) na abertura de cada frasco, colocando a tampa de plástico na parte superior, e enroscando até que a rosca na garrafa não estivesse mais visível.

Conforme supracitado, os principais constituintes do biogás são o CH₄ e o CO₂. Logo esta unidade fixadora de CO₂, é responsável por sequestrar este gás e permitir que o equipamento leia apenas a concentração e a vazão de CH₄. Nesta solução o NaOH, é o agente responsável por esta captura, enquanto a timolftaleína, é o indicador capaz de alterar sua coloração conforme o pH, informando a saturação do NaOH na captura do CO₂.

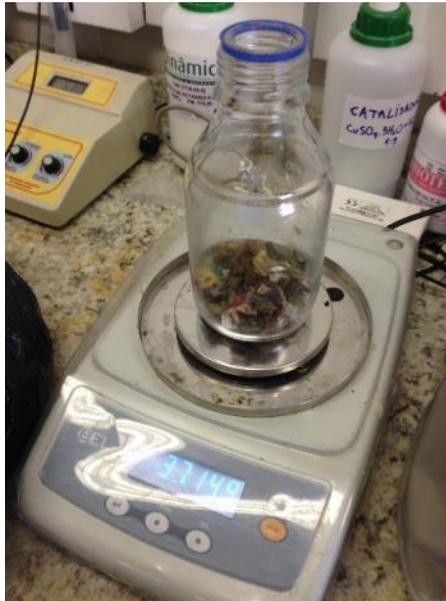
Em seguida procedeu-se a montagem dos reatores, para serem colocados no banho Maria a 35° C.

A quantidade de inóculo e substrato inseridos no reator foi fornecida pelo software do equipamento, levando em consideração a quantidade de sólidos voláteis presentes nas amostras, no entanto esta quantidade também foi calculada, considerando a proporção de 0,7:1 e 1,1:1 de sólidos voláteis entre o inóculo (lodo) e o substrato (resíduo).

Cada reator possui volume de 500 ml, sendo 15 reatores. No entanto é orientação do fabricante, deixar 100 ml livres para circulação gasosa, que permite a eliminação do oxigênio atmosférico.

Após a determinação da massa de substrato necessária ao volume de inóculo, para que se obtivesse a proporção de 0,7:1 e 1,1:1, procedeu-se a pesagem de cada fração de resíduo a ser inoculada, para garantir a proporção de sólidos entre substrato e inóculo.

Figura 20 – pesagem do resíduo triturado.



Na sequência do ensaio, foram dosados o lodo (Figura 21) em cada reator, já com os resíduos triturados dentro. O volume de lodo dosado foi variável dependendo da proporção de desejávamos (0,7:1 ou 1,1:1).

Para garantir a proporção de 0,7:1 foram adicionados e homogeneizados 200 ml de inóculo sobre 37 g de substrato, que somaram em torno de 300 ml, sendo completado o restante (100 ml) do reator, com água destilada. Este procedimento foi realizado para 7 reatores.

Já para a proporção de 1,1:1, foram preparados 4 reatores, onde foi necessário adicionar 300 ml de inóculo, para a mesma massa de 37 g de substrato, garantindo a proporção de 1,1:1, sendo o restante da amostra, também completado com água destilada até os 400 ml.

Dos 4 reatores restantes, procedeu-se a preparação de duas amostras sem a adição de resíduos. Em dois destes adicionou-se 200 ml de inóculo, completando o restante com água destilada, para que fosse possível descontar a geração de metano dos demais reatores, da digestão do próprio inóculo. Já os últimos 2 reatores foram preparados sobre uma solução de 200 ml de ácidos orgânicos (Acid. Acético + Acid. Propiônico + Acid. Butírico) e 200 ml de inóculo.

O objetivo de se avaliar a digestão do inóculo sobre os ácidos orgânicos foi identificar a capacidade máxima de digestão do lodo, uma vez que esta solução proporciona um cenário ideal à digestão anaeróbia. Em caso de inibição seria possível identificar a responsabilidade sobre o inóculo ou sobre o substrato, dependendo do ensaio com ácidos orgânicos.

Figura 21 – Dosagem de lodo (inóculo).



Após a preparação dos reatores com inóculo e substratos nas devidas proporções, colocou-se a tampa de borracha (Figura 22) com dois tubos de metal e a haste de agitação conectada (Figura 24) na abertura de cada garrafa e posicionou-se a rosca/suporte do motor de plástico (Figura 23). Apertou-se até que a rosca na garrafa não fosse mais visível e a tampa estivesse devidamente enroscada.

Na sequência conectou-se a haste de agitação no motor, cuidadosamente enfiando-o para dentro da peça de tubo Tygon® (mangueira plástica) que estava ligado ao motor.

Figura 22 – Tampa de borracha.



Figura 23 – Motor de plástico.



Figura 24 – Haste de agitação.



Utilizou-se 15 peças do tubo Tygon® para ligar um dos pequenos tubos de metal no topo das tampas de borracha (Figura 22) de cada reator para uma ligação de metal sobre a tampa da garrafa correspondente para a fixação de CO₂ (Figura 25).

Depois de inserir todos os reatores na água do banho termostático preencheu-se com água suficiente para cobrir completamente a altura equivalente do conteúdo nos reatores. Neste procedimento foi utilizado água destilada, pois se outra água fosse utilizada, depósitos calcários poderiam aparecer no banho e no elemento de aquecimento. Em seguida conectou-se os cabos dos motores em série.

Figura 25 – Reatores devidamente montados e conectados ao fixador de CO₂



Por último instalou-se o dispositivo de medição de biogás, que foi preenchido com água destilada, dentro dos limites da marcação localizada na parede lateral interna do banho (Figura 26) e em seguida circulou-se um fluxo de N_2 nas amostras, para garantir o meio anaeróbio dentro dos reatores.

Figura 26 – Dispositivo de medição de biogás.



A partir da conclusão de todas as etapas necessárias ao início do ensaio, foi dada partida ao banho Maria (Figura 27), sob $35^{\circ}C$, e iniciado o registro da geração, através do software AMPTS II, utilizado na aquisição e registro dos dados.

Figura 27 – Equipamento montado.



4.3.1.4 Incubação e monitoramento do ensaio

Conforme supradito neste documento, este ensaio foi realizado por um período de 11 dias. Este tempo fora determinado, considerando o período de maior produção de biogás que em geral começa a estabilizar após 10 dias de incubação (SILVA, 2012; ALVES, 2008; CHEN et al., 1995).

Durante este período se fez necessário acompanhar o andamento do ensaio, verificando se as peças da mangueira que ligam o motor à haste de agitação não estavam danificados, observando o nível da água no banho Maria nas unidades A e C, e completando com água destilada se necessário.

Na unidade fixadora de CO₂, o indicador Timolftaleína deveria virar de azul para incolor quando a capacidade de reação com o CO₂ da solução de NaOH diminuísse, no entanto este fato não ocorreu.

4.4 ESTIMATIVA TEÓRICA DE GERAÇÃO DE BIOGÁS NO ATERRO

O modelo de estimativa teórica para avaliação do potencial de geração de biogás utilizado neste trabalho é o modelo *Landfill Gas Emissions Model* (LandGEM), versão 3.02. Este modelo foi selecionado porque, segundo ESMAP (2004), é adequado para a finalidade pretendida e é o modelo mais comumente empregado e aceito nas Américas. Ademais este modelo não apresenta extrema complexidade de aplicação, e é bem aceito por agências e pela comunidade científica. Este modelo, disponível livremente online, foi desenvolvido pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) e trata basicamente de uma ferramenta automática de estimativa de geração de biogás.

O modelo LandGEM representa uma equação de decaimento de primeira ordem empírica baseado na suposição de que há uma fração constante de material biodegradável no aterro por unidade de tempo, conforme apresentado na equação 5, no item 3.1.4. Conforme supracitado o modelo LandGEM prevê a produção de biogás ao longo do tempo considerando a geração de biogás constante (k), o potencial de geração de metano (L_0) e os registros de enchimento resíduos históricos e projeções futuras de resíduos em um aterro.

A constante de velocidade de geração de metano (k) representa a taxa de biodegradação de primeira ordem em que o metano é gerado após a colocação de resíduos. Esta constante é influenciada pelo teor de umidade, a disponibilidade de nutrientes, pH e temperatura (QIAN et al, 2002). Valores típicos de k variam de 0,02 para locais secos a 0,07 para locais molhados (USEPA, 1994).

A adequada aplicação do modelo decorre majoritariamente dependente dos dados de entrada no modelo. Neste sentido a tabela abaixo apresenta os valores de entrada no modelo utilizados por esta pesquisa.

Tabela 12 – Parâmetros de entrada utilizados no modelo LandGEM), versão 3.02.

Parâmetros	Entrada
Ano de abertura do aterro	1997
Ano de encerramento	2031
k (ano ⁻¹)	0,055
Lo (m ³ /T)	20,61
Concentração de CH ₄ (%)	46,7
Massa de resíduo depositada por ano (T/ano)	Vide Tabela 10

O ano de abertura e encerramento foi fornecido pela empresa responsável pela administração do aterro. No que tange ao valor de Lo, neste trabalho, a determinação do potencial de geração de metano (Lo), decorreu dos resultados obtidos com a estimativa da emissão de gases, através de ensaios de atividade metanogênica (BMP). Já para o parâmetro k, em função da precipitação e do tipo de material disposto, foi adotado o valor de 0,055, determinado conforme orientação da ESMAP, (2004), apresentado na Tabela 7.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS GERADO NO ATERRO SANITÁRIO

A vazão e concentração de biogás nos drenos foi medida de acordo com o procedimento descrito no Item 4. Os valores foram medidos periodicamente e ao todo foram amostrados 7 drenos, em 59 amostragens realizadas entre 12 de dezembro de 2014 e 20 de maio de 2015. Todavia, durante a realização das amostragens, verificou-se concentração de biogás representativa, em apenas 2 drenos (dreno 1 e 5), que totalizaram 45 amostragens. O critério escolhido para determinar a viabilidade de amostragem foi a concentração de CH₄ menor que 10% ou vazão inferir à 10% da vazão máxima encontrada.

A Tabela 13 apresenta os resultados de concentração e temperatura, dos drenos 1 e 5, que podem ser visualizados detalhadamente através do Apêndice A.

Tabela 13 – Concentração média de biogás nos drenos 1 e 5.

Amostragem	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO (ppm)	T (°C)
Média	48,6	34,7	4,5	10,4	3,2	34,3
Desvio padrão	6,4	5,0	2,1	24,2	1,5	11,5
Mínimo	34,7	24,2	0,1	0,0	1,0	21,4
Máximo	58,4	44,2	9,6	114,0	8,0	70,4

No geral, a média das amostragens realizadas nos drenos 1 e 5 mostraram uma concentração de CH₄ dentro do que a bibliografia nos transmite, sendo em torno de 50%. Da mesma forma, no que tange à concentração média de CO₂, o resultado apresentado também se confirma com os resultados da bibliografia. (DIAS, 2009; KALTSCHMITT, HARTMANN, 2001; TCHBANOGLOUS, G., THESSSEN, H., VIGIL, S. A 1993; QIAN, KOERNER E GRAY 2002; BORBA, 2006; ROHSTOFFE, F. N. et al 2010).

Já com relação ao H₂S, este se apresentou na maioria das amostragens (83%) dentro dos padrões já publicados por outros autores (<1 à 5 ppm), no entanto, devido às amostragens nº 8, 27, 28 e 31, que forneceram valores *outlier* de concentração de H₂S, houve um impacto significativo sobre a média deste parâmetro, que ficou em 10,4 ppm, que

embora tenha ficado próximo do identificado por DIAS (2009), apresentou uma amplitude hiperbólica nos valores máximos.

Segundo GANDOLLA et al., (1997), a solubilidade do H_2S em água é de 3,846 g/l, o que pode inferir que esta característica físico-química deste gás, seja responsável pela diferenciação de seu comportamento, durante o período de análises. Isto, pois nas datas de realização das amostragens nº 27, 28 e 31, os drenos foram apagados no dia das análises. Com isso verificou-se uma geração demasiada de vapor, devido à alta temperatura do dreno quando em contato com a água, utilizada para apaga-lo. Logo, considerando que a densidade do H_2S é maior que a do ar atmosférico e que sua solubilidade em água, chega a ser 130 vezes maior que a do CO , é possível que esta alteração de concentração seja devido ao procedimento de apagamento do dreno, nas datas de realização do ensaio.

É possível verificar que as alterações na concentração de H_2S se deram isoladas, sem relação com alterações na concentração dos demais gases amostrados. No entanto, considerando que o coeficiente de a solubilidade do H_2S é também função da temperatura, se faz importante observar que os valores apresentados para a temperatura, encontram-se muito aquém da média, nas amostragens que apresentaram valores de H_2S acima do preconizado pela bibliografia, o que nos leva a inferir que o aumento da concentração de H_2S deve possuir relação direta com o apagar dos drenos, no dia da amostragem.

No que tange ao comportamento do O_2 , este igualmente acompanhou o identificado por QIAN, KOERNER E GRAY (2002), estando dentro dos valores dispostos pela bibliografia consultada.

Como se observou, a temperatura média do biogás foi de 31,3 °C, demonstrando que no aterro de Brusque as bactérias metanogênicas atuantes no processo são as mesofílicas, pois de acordo com BRITO (2005) e WELLINGER (1991), as bactérias metanogênicas podem atuar em duas faixas distintas de temperatura, a mesofílica, que varia de 29° a 45°C e a termofílica, que vai de 45° a 70°C.

Importa ainda, mencionar que os demais drenos amostrados (2, 3, 4, 6 e 7), não apresentaram vazão ou concentração significativa de CH_4 , que viabilizasse sua utilização. Isto pois os drenos se encontravam em áreas de resíduos antigos, já com baixa disponibilidade de matéria orgânica e conseqüente baixa geração de CH_4 .

No que tange a vazão de biogás, este dado foi obtido por meio das medições da velocidade e temperatura de saída do biogás na seção de área conhecida. Foram realizadas 30 amostragens de vazão, conforme segue abaixo na Figura 28 e Tabela 14.

Figura 28 – Vazão de biogás nos drenos 1 e 5, nas amostragens n° 9 à 45.

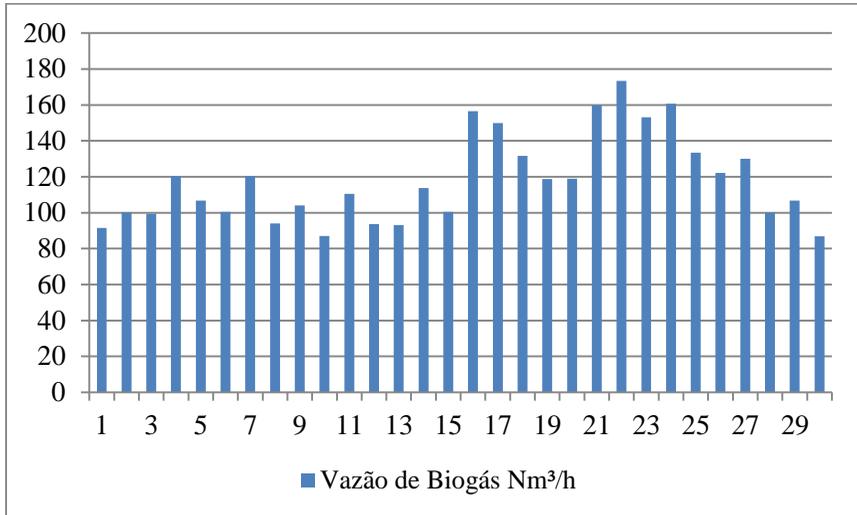


Tabela 14 – Vazão média de biogás nos drenos 1 e 5.

Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
117,9	24,6	86,8	173,4

Os drenos 1 e 5, que em média representaram 117,9 Nm³/h de vazão de biogás. Vazão esta representada por 57,29 Nm³CH₄/h, quando considerada a concentração média deste gás de 48,6%.

Isto significa que em relação ao gás CH₄, a vazão total disponível nos drenos 1 e 5 representariam 10 vezes a vazão necessária à geração de energia no grupo-gerador supracitado no item 4.1.2, atendendo de forma abundante ao projeto de pesquisa paralelo à este. Todavia este valor não é absoluto, sendo necessário identificar o intervalo de confiança desta média.

Devido à tamanha heterogeneidade espacial sobre a emissão de biogás em aterros sanitários, sendo sua taxa de geração influenciada por fatores como composição, umidade, temperatura, idade, pH, oxigênio, disponibilidade de bactérias e nutrientes, presença de agentes inibidores na célula, e inclusive a geometria e operação do aterro e com o ambiente externo à célula, torna-se impossível extrapolar a geração de biogás aos demais drenos do aterro (USEPA, 1991; EL-FADEL, et al., 1997; ROHSTOFFE, 2010).

Desta maneira, os resultados obtidos não poderão ser extrapolados aos demais drenos do aterro, uma vez que esta pesquisa baseou-se exclusivamente ao atendimento do grupo-gerador.

Conforme supracitado no item 4.4, foram realizados procedimentos estatísticos, cujos resultados estão expostos na Tabela 15, a fim de verificar o coeficiente de variação, erro padrão da média, e principalmente o intervalo de confiança para média, para 95% das amostras.

Tabela 15 – Análise estatística dos dados coletados

	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO (ppm)	T (°C)	Q (Nm ³ /h)
Média	48,6	34,7	4,5	10,4	3,2	34,3	117,9
Desvio padrão	6,4	5,0	2,1	24,2	1,5	11,5	24,6
Mínimo	34,7	24,2	0,1	0,0	1,0	21,4	86,8
Máximo	58,4	44,2	9,6	114,0	8,0	70,4	173,4
Coeficiente de variação	13,2	14,3	47,7	233,9	46,1	33,6	32,4
Erro padrão da média	0,9	0,7	0,3	3,6	0,2	1,7	6,3
Interv. de confiança(+)	46,7	33,2	3,8	3,1	2,7	30,8	98,1
Interv. de confiança(-)	50,5	36,2	5,1	17,6	3,6	37,7	124,0

Considerando que o coeficiente de variação é uma medida relativa de dispersão e do grau de concentração dos resultados obtidos em torno da média, podemos inferir que apenas os resultados obtidos para o CO₂ e para o CH₄ encontram-se dentro de um padrão adequado. Os resultados obtidos nesta análise denotam que o resultado das amostragens de CO₂ e CH₄ variaram apenas 14,3% e 13,2%, respectivamente, significando um nível de dispersão em torno da média inferior à 15%.

Com relação ao H₂S, parâmetro que obteve o maior percentual de dispersão, este valor já era esperado, conforme já elucubrado quando da apresentação dos resultados e desvio padrão.

No que tange aos demais parâmetros, como O₂, CO, T e Q, o coeficiente de variação ficou dentro do aceitável, com valores inferiores a 50%, denotando certa dispersão entre os valores identificados em campo e a média determinada.

Neste contexto, apesar das dispersões identificadas, importa ainda mencionar os resultados obtidos com o cálculo do intervalo de confiança, para 95% de probabilidade. Conforme supracitado no item 4.4, o intervalo de confiança determinou os limites inferior e superior, dentro do qual se

esperava encontrar, probabilisticamente (95%), o valor real da variável de interesse em termos de sua média de interesse no “n” amostral. Para os parâmetros acima, entre os valores máximos e mínimos, do intervalo de confiança, há 95% de probabilidade de ocorrência destes, restando apenas 5% para demais valores fora deste intervalo.

Neste sentido importa destacar principalmente o intervalo de confiança identificado para a concentração de CH₄ e para vazão de biogás, pois estes são os parâmetros fundamentais para a conversão de energia elétrica, pelo grupo-gerador. Logo, observando a concentração de CH₄, é possível verificar que, dentre as amostragens realizadas, tem-se 95% de chance de se encontrar uma concentração entre 46,7% e 50,5%, o que novamente se aproxima muito aos valores que outros autores já identificaram, apesar destes valores dependerem do tipo de resíduos dispostos e da região (DIAS, 2009; KALTSCHMITT, HARTMANN, 2001; TCHBANOGLOUS, G., THESSSEN, H., VIGIL, S. A 1993; QIAN, KOERNER E GRAY 2002; BORBA, 2006; ROHSTOFFE, F. N. et al 2010). Da mesma forma, com relação à vazão, nos drenos amostrados, haverá 95% de probabilidade de ser encontrada uma vazão entre 98,1 Nm³/h e 124,0 Nm³/h.

Para verificação da viabilidade de aproveitamento do biogás e conversão em energia elétrica no grupo-gerador, verificou-se a condição de operação do grupo-gerador, na condição mais restritiva dentro deste intervalo, com 95% de probabilidade de sucesso.

Desta maneira, considerando uma vazão de biogás e uma concentração de CH₄ de 98,1 Nm³/h e 46,7%, respectivamente, os drenos 1 e 5 seriam capazes, cada um, considerando o intervalo de confiança, de atender aproximadamente quatro vezes a vazão de biogás demandada para geração de energia elétrica no grupo-gerador. Isto significa que os drenos amostrados proporcionaram uma disponibilidade de biogás oito vezes maior que a necessária à operação do grupo-gerador, viabilizando a supracitada pesquisa do Laboratório de Combustão e Engenharia de Sistemas Térmicos (LabCET/UFSC).

Adicionalmente, esta pesquisa verificou a possibilidade de correlação entre os parâmetros amostrados, conforme Tabela 16. Todavia, para evitar distorções de relação a elaboração da matriz de correlação descontou *outliers*¹, como o verificado com o H₂S, a fim de proporcionar uma matriz mais adequada à realidade e à bibliografia consultada.

¹ Em estatística, outlier, é um valor aberrante ou valor atípico, é uma observação que apresenta um grande afastamento das demais da série.

Tabela 16 – Matriz de correlação

	CH4 (%)	CO2 (%)	O2 (%)	H2S (ppm)	CO (ppm)	T (°C)	Q (m³/h)
CH4 (%)	1						
CO2 (%)	0,94	1					
O2 (%)	-0,94	-0,88	1				
H2S (ppm)	0,12	0,05	-0,15	1			
CO (ppm)	0,55	0,43	-0,56	0,46	1		
T (°C)	0,07	-0,01	-0,12	0,86	0,43	1	
Fluxo (m³/h)	0,10	0,04	-0,09	-0,59	0,14	-0,53	1

Desta forma, verificou-se uma relação direta entre o CH₄ e o CO₂, condizente com os estudos de CASTILHOS et al. (2003); TCHOBANOGLIOUS et al. (1994) e THEMELIS e ULLOA (2007), uma vez que estes produtos são resultados final da fase Metanogênica (fase IV), degradação biológica anaeróbia, conforme equação 11 abaixo.



Já no tange à relação entre o CH₄ e o O₂, esta se demonstrou inversamente proporcional. Este resultado denota que as condições de degradação encontram estritamente anaeróbias, pois do contrário, se fossem identificados altos teores de O₂, a geração de CH₄ seria impossibilitada, pois o que caracteriza a ocorrência de mecanismos de oxidação anaeróbia é justamente a ausência de O₂.

No tocante à relação entre o CO e o CH₄, observou-se uma condição parcial de relação direta, o que é fundamentado por THEMELIS e ULLOA (2007), devido ao CO, ser um produto intermediário da Metanogênese, conforme exposto na Equação 2.

Da mesma forma, não se observou relação expressiva entre estes, à exceção da relação direta entre temperatura e geração de H₂S, que pode ser atribuído às bactérias termofílicas, existentes na composição da massa bacteriana presente na degradação anaeróbia, dentro do aterro, o que, também justifica a baixa emissão de H₂S, nas condições médias do aterro, condições mesofílicas conforme apresentado a cima. Desta maneira à medida que se identifica a elevação da temperatura, se observa igualmente o aumento da concentração de H₂S (SPERLING, 1996).

5.2 ENSAIO DE ATIVIDADE METANOGENICA (BMP)

5.2.1 Teor de umidade e sólidos voláteis

O teor de umidade é um parâmetro utilizado para estudar a capacidade de biodegradação dos resíduos, pois a disponibilidade de água no meio é um dos fatores que influencia diretamente a atividade microbiana. Comparando a capacidade de absorção de água dos diferentes materiais, pode-se observar que os resíduos classificados como rapidamente degradáveis são aqueles que possuem o maior teor de umidade, tais como resíduo de comida e de jardim. Os resíduos com menor capacidade de absorção de água são aqueles classificados como lentamente ou não biodegradáveis, como os plásticos, têxtil, borracha/couro.

O teor de umidade da amostra de resíduos, desta pesquisa, apresentou média de 73%, com desvio padrão de 5%, realizada para três diferentes frações de resíduo, previamente triturado, conforme informado no item 4.3. Este teor de umidade encontrado infere ao resíduo amostrado elevada percentagem de água, caracterizando o resíduo como significativamente úmido. Neste sentido, esta característica se assemelha muito ao identificado por Crovador (2014) com 76%; Maciel (2009), com $52,1\% \pm 9,7\%$ (em célula experimental) e Firmo (2013), com 70%; mas muito acima dos valores encontrados por Alcântara (2007), na faixa de 52%.

Segundo Tchobanoglous et al. (1994), e Castilhos et al. (2003) a heterogeneidade é uma característica importante dos resíduos sólidos. Portanto, a identificação de teores de umidades diversos para diferente autores é aceitável, uma vez que, os padrões de consumo são também heterogêneos e diferem de acordo com a localização, poder aquisitivo e cultura, mesmo em uma mesma cidade.

O teor de sólidos voláteis determina de forma indireta a quantidade de material passível de ser degradado nos resíduos. De uma forma geral, quanto maior o teor de sólidos voláteis nos resíduos maior a quantidade de material que pode ser degradado. Em resíduos antigos, estudados por Alves (2008) o teor de sólidos voláteis foi de no mínimo 5%. Maciel (2003) estudo os resíduos provenientes de uma célula do Aterro da Muribeca contendo resíduos de mais de 8 anos encontrando um teor de sólidos voláteis de 8%, apontando um material já degradado e de pouca atividade microbiana. Santos et al (2010) identificou no aterro sanitário metropolitano de Salvador, Bahia, teor de sólidos voláteis 55,76%, enquanto Alcântara (2007) estudou o comportamento do teor de sólidos voláteis em lisímetros existentes no Aterro da Muribeca e verificou que os resíduos recém-

chegados possuíam cerca de 70% de sólidos voláteis enquanto que resíduos submetidos a 1 ano de degradação possuíam aproximadamente 35% de teor de sólidos voláteis. Kelly (2002) e Decottignies et al (2005) afirmam que resíduos contendo um teor de sólidos voláteis menor que 10% correspondem a um material já bioestabilizado.

Neste trabalho teor médio de sólidos voláteis foi 67% inferindo a existência significativa de materiais passíveis de degradação. Todavia, segundo Firmo (2013) o uso deste parâmetro para analisar a biodegradabilidade de um material pode ocasionar equívocos de interpretação, pois alguns materiais como os têxteis, plásticos, borracha, couro e papel/papelão apresentam considerável teor de sólidos voláteis podendo conter uma elevada fração de substâncias não-biodegradáveis, além de serem classificados como moderadamente a lentamente biodegradáveis. Nesta pesquisa a identificação do SVT objetivou, não só a caracterização da massa de resíduo utilizada, mas principalmente sobre a relação de inóculo x substrato.

5.2.2 Geração de metano no ensaio de BMP

A geração de CH₄ no ensaio de BMP, conforme supramencionado no item 4.3, foi realizada por um período de 11 dias. Este tempo fora determinado, considerando o período de maior produção de biogás, que em geral começa a estabilizar após 10 dias de incubação (CROVADOR, 2014; SILVA, 2012; ALVES, 2008; CHEN et al., 1995).

Durante este período de incubação, as amostras se comportaram conforme Tabela 17, Tabela 19 e Tabela 18.

Tabela 17 – Resultado obtido nas amostras 1 e 2 (branco) e mostras 4 e 5 (Ácidos orgânicos).

Dia	01bco (Nml)	2bco (Nml)	4acid (Nml)	5acid (Nml)
0	0,0	0,0	0,0	0,0
1	19,4	17,6	16,2	16,0
2	3,8	1,3	6,8	7,0
3		1,3	2,4	2,4
4		1,3	2,4	2,4
5		1,3	4,8	4,4
6			4,0	4,2
7			2,8	2,9

Dia	01bco (Nml)	2bco (Nml)	4acid (Nml)	5acid (Nml)
8			4,0	4,0
9			6,4	6,4
10			6,2	5,9
11			7,0	
Soma	23,2	22,8	63,0	55,6

Tabela 18 – Resultado obtido nas amostras 9, 10, 11, 12,13, 14 e 15, com proporção de 0,7:1, entre inóculo e substrato.

Dia	9- 0,7:1 (Nml)	10- 0,7:1 (Nml)	11- 0,7:1 (Nml)	12- 0,7:1 (Nml)	13- 0,7:1 (Nml)	14- 0,7:1 (Nml)	15- 0,7:1 (Nml)
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
1	101,9	81,5	59,5	58,4	64,5	63,5	99,4
2	38,2	51,5	56,9	30,8	72,7	9,3	34,4
3	4,4	135,6	22,2	33,9	10,2	45,4	7,8
4	3,8		2,6	4,9	3,3	132,6	4,1
5	17,4		2,6	7,9	4,3	96,2	13,8
6	4,2		9,1	17,9	14,6	58,7	6,1
7	4,2		2,7	4,3	1,7		2,4
8			2,7	6,0	1,7		2,4
9			4,2	6,7	1,7		2,4
10			5,6	3,7	1,7		
11				3,7	1,7		
Soma	174,1	268,6	168,1	178,2	178,1	405,7	172,8

Tabela 19 – Resultado obtido nas amostras 3, 6, 7 e 8, com proporção de 1,1:1 entre inóculo e substrato.

Dia	3- 1,1:1 (Nml)	6-1,1:1 (Nml)	7-1,1:1 (Nml)	8-1,1:1 (Nml)
0	0,0	0,0	0,0	0,0
1	108,3	73,4	67,1	78,2
2	25,0	21,1	57,8	33,3

Dia	3- 1,1:1 (Nml)	6-1,1:1 (Nml)	7-1,1:1 (Nml)	8-1,1:1 (Nml)
3	8,1	56,0	13,8	46,4
4	4,9	68,6	7,6	29,5
5	18,9	15,1	11,6	2,4
6	1,5		14,5	2,4
7	1,5		4,0	2,4
8	1,5		4,0	4,4
9	1,5			6,5
10	1,5			5,1
11	1,5			5,1
Média	174,2	234,2	180,4	215,7

A Tabela 17, apresentou os resultados obtidos com as amostras sem a inserção de resíduo, sendo duas amostras apenas com o lodo e 2 amostras com ácidos orgânicos. Os resultados das amostras “01bco” e “2bco”, foram necessárias para realizar o desconto da geração de CH₄ decorrente da degradação anaeróbia ocorrida pelo próprio inóculo (lodo). Já as amostras “4acid” e “5acid”, foram inoculadas com uma mistura de lodo e ácidos orgânicos, objetivando a verificação do potencial de biodegradação do lodo utilizado, caso houvesse problemas de geração de CH₄ nas demais amostras com resíduos. Embora não tenha sido necessário, o resultado destas poderia diagnosticar a responsabilidade sobre a não geração de metano.

O potencial médio de geração de biogás do inóculo, dentro do período de incubação apresentado, ficou em torno de 23, 0 NmlCH₄, muito semelhante ao identificado por Alves (2008), mas completamente diferente do que fora encontrado por Crovador (2014), que apresentaram respectivamente, 25 Nml e 100 Nml, no volumes acumulados. Todavia, neste trabalho as amostras pararam de gerar CH₄, antes do sexto dia de incubação.

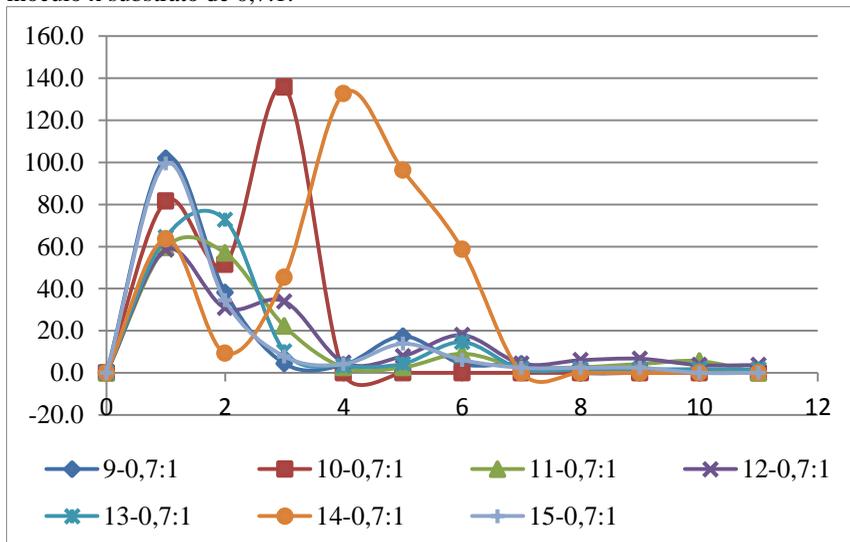
Com relação aos resultados obtidos com a proporção de inóculo 0,7:1, observou-se que, durante o período de incubação, apenas as amostras 12 e 13 se mantiveram gerando biogás até o 11º dia, enquanto as demais interromperam a geração dentro deste período, conforme Tabela 18.

Cumprе mencionar que nas amostras que pararam de gerar CH₄, observou-se acidificação do meio. Neste caso Segundo Melo, (2010) a acidificação do meio aquoso pode ter sido propiciada pela dissolução/solubilização do dióxido de carbono gerado na degradação dos

resíduos. Outro importante fator de acidificação pode ter relação com inóculo, em decorrência da sua quantidade adicionada. O emprego de pequena quantidade de inóculo pode levar à sobrecarga do processo resultando em acidificação devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis. (Amaral et al 2008, Lopes et al, 2004, Neves et al, 2004 , Owen et al, 1979, Raposo et al, 2006).

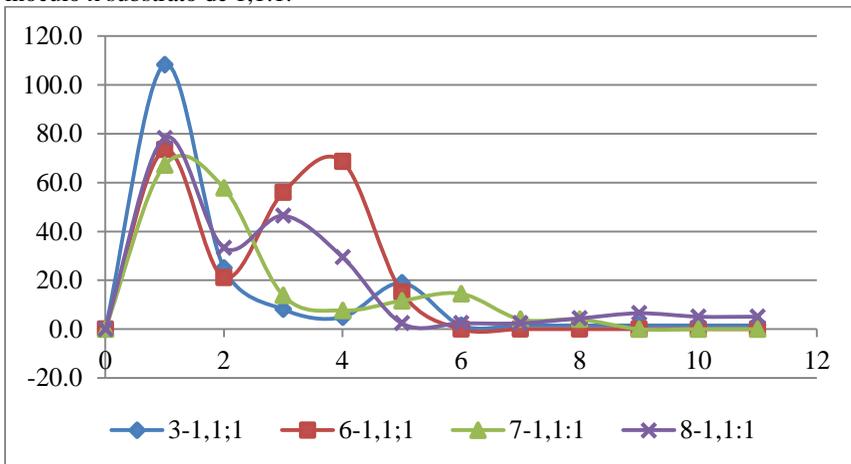
Neste contexto, importa recapitular que o pH afeta o nível da atividade metabólica de vários microrganismos, os quais são bastante diversificados e sobrevivem em ambientes alcalinos, ácidos e neutros, sendo respectivamente denominados alcalofílicos, acidofílicos e neutrófilos. Os microrganismos neutrófilos predominam em vários ambientes, entretanto, os limites máximo e mínimo são estabelecidos sem, contudo, haver restrição para uma única condição de pH (BARBOSA & TORRES, 1999 apud MELO, 2003). Segundo Palmisano & Barlaz (1996), estudos sobre o efeito do conteúdo de umidade sobre a produção de metano são muitas vezes confundidos pela influência do pH dos resíduos. Conforme os mesmos autores, a adição de umidade estimula a atividade fermentativa, que pode liderar a um acúmulo de ácidos carboxílicos e acidificar o pH. Dessa forma, um conteúdo de umidade elevado, na ausência do controle do pH, pode resultar na diminuição do tempo requerido para alcançar a fase anaeróbia ácida. Todavia, na ausência de neutralização, a decomposição poderá permanecer “estagnada” nessa fase. Independente da acidificação todas as amostras geraram volumes consideráveis de CH₄, durante os ensaios e conforme apresentado por Crovador, (2014); Silva, (2012); Alves, (2008) e Chen et al., (1995), todas as amostras tendem a apresentar a maior geração diária de CH₄, dentro do período de 10 dias conforme Figura 29.

Figura 29 – Distribuição da geração diária de CH_4 , nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 0,7:1.



Segundo Von Sperling (1996), quanto maior a quantidade de matéria orgânica (representada pela DBO) remanescente no meio, mais rapidamente se processa a taxa de estabilização (ou biodegradação). Após algum tempo, onde a concentração da DBO (matéria orgânica) já se encontra reduzida, pois parte foi estabilizada, a taxa de diminuição da DBO restante, e geração de metano, serão menores, devido à menor concentração de matéria orgânica no meio. Isso explica o pico de geração de biogás, decorrente da degradação da matéria orgânica logo nos primeiros dias de incubação das amostras, já que no início a quantidade de matéria orgânica era maior, possibilitando maior rapidez na geração de biogás. Na medida em que essa disponibilidade se reduz, o ritmo de conversão e remoção da carga orgânica também se reduz, conforme observado acima. Os resultados obtidos para os resíduos com maior relação inóculo- substrato também apresentaram os maiores volumes de CH_4 , dentro do período de 10 dias, conforme Figura 30, corroborando igualmente ao que outros autores já mencionaram.

Figura 30 – Distribuição da geração diária de CH_4 , nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 1,1:1.



O volume de gás acumulado durante o ensaio, também se demonstrou dentro do padrão encontrado por Crovador, (2014); Firmo (2013); Silva, (2012); Alves, 2008; Maciel (2009); Brito (2005) e Chen et al., (1995). Conforme apresentado na Figura 31 e Figura 32 para ambas as relações de inóculo e substrato, as curvas se apresentaram com padrão de crescimento imediato, seguido por uma estabilização da geração.

Figura 31 – Distribuição da geração de CH_4 acumulada, nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 0,7:1.

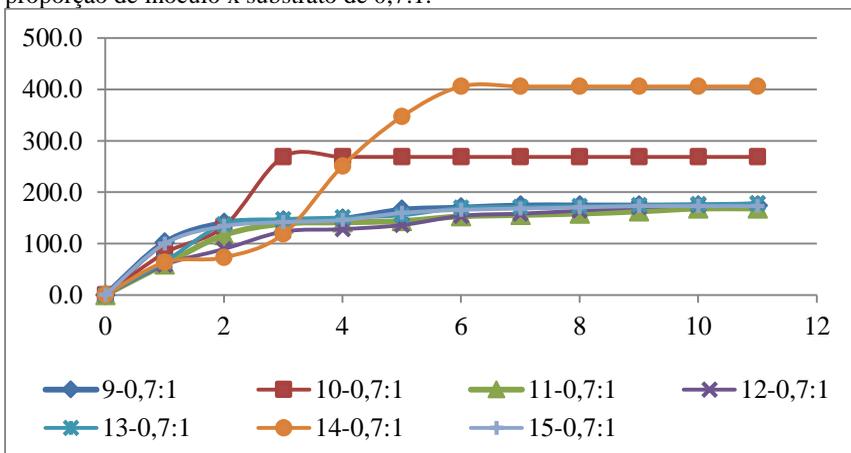
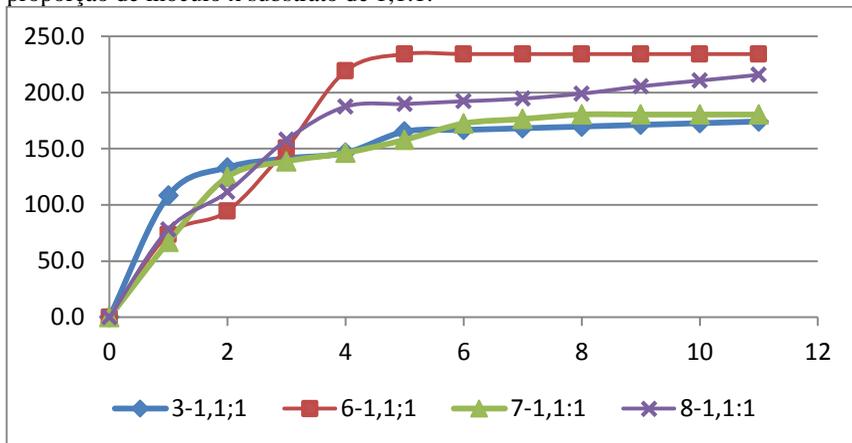


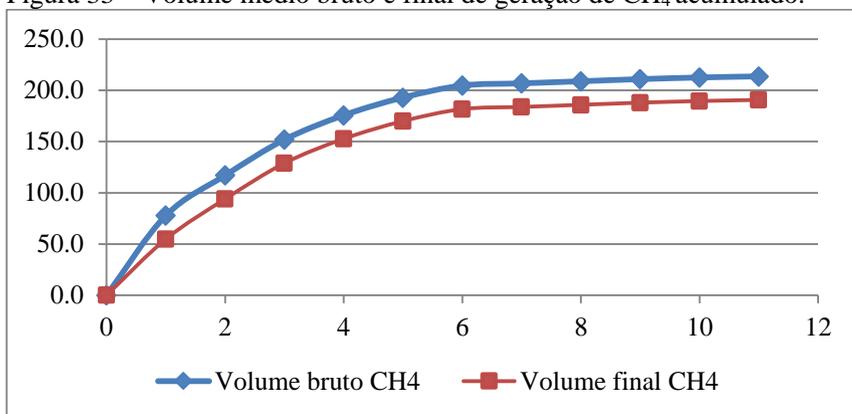
Figura 32 – Distribuição da geração de CH_4 acumulada, nas amostras com proporção de inóculo x substrato de 1,1:1.



Segundo Chen et al., (1995), este padrão de curva representa que em torno de 50% do volume total de biogás gerado, pode ser gerado dentro de 10 à 12 dias.

O volume médio de CH_4 acumulado bruto ficou em torno de 213,6 Nml, no entanto após o desconto da geração de metano devido ao inóculo, obteve-se um volume de 190,6 Nml, durante os 11 dias de ensaio, conforme Figura 33.

Figura 33 – Volume médio bruto e final de geração de CH_4 acumulado.



Destarte ao exposto, observa-se que, se considerado percentual de geração apresentado por Chen et al., (1995), pode-se inferir que o valor de 190,6 Nml tenda à representar 50% do valor total de CH₄ gerado, que poderia chegar à 381,3 Nml, próximo dos 429,97 Nml encontrado por Crovador, (2014), principalmente considerando o significativo teor de resíduos no ensaio.

Para o cálculo do Lo, conforme supracitado foi considerado que dentro do período de incubação foram gerados, em média, 50% do volume de CH₄ (Chen et al., 1995). Logo, considerando um volume de 381,3 Nml CH₄, obtido em 7,4 g_{STV}, obteve-se um volume de 102,54 m³CH₄/T_{STV}, ou 20,61 m³CH₄/T, se considerada a massa de resíduos úmidos. Não obstante este valor de Lo, pode ser comparado aos resultados obtidos por Firmo (2013), Santos et al (2010), Maciel (2009), Alves (2008), Brito (2005), que identificaram respectivamente um Lo de 97 m³CH₄/T_{STV}, 84 m³CH₄/T_{STV}, 124 m³CH₄/T_{STV}, 162 m³CH₄/T_{STV}, 100 m³CH₄/T_{STV}.

Apesar dos trabalhos consultados terem trabalhado sempre com relações de inóculo \times massa de resíduos, muito superior a teores de 1:1, verificou-se que os resultados finais, de Lo, tendem a se aproximar independente da relação.

No entanto cumpre mencionar que os estudos encontrados na literatura demonstram inúmeros experimentos com metodologias distintas, para o mesmo fim, mas que se apresentam divergentes no tipo de resíduo e inóculo utilizados, condições operacionais, equipamentos, proporção de inóculo e gravimetria de resíduos. Maciel (2009) e Crovador, (2014) assinalam que a diversidade de fatores envolvidos podem ser os responsáveis pelas diferenças entre resultados de ensaios BMP, principalmente pela quantidade e qualidade do lodo, nutrientes adicionados, temperatura, volume do reator, quantidade de resíduos utilizados e tempo de execução dos experimentos. De acordo com Maciel (2009) a literatura ainda não é conclusiva quanto à taxa anual máxima de geração de biogás e a respectiva curva ao longo do tempo, visto que as variáveis são peculiares para cada caso e não podem ser generalizadas.

5.3 ESTIMATIVA TEÓRICA DE GERAÇÃO DE BIOGÁS NO ATERRO

Conforme supracitado, o método School Canyon, apresentado no item 3.1.4.1, utilizado pelo modelo Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) versão 3.02, foi o escolhido para aplicação nesta pesquisa, pois de acordo com ESMAP (2004) e Crovador (2014), é o mais aplicado em projetos de energia para aterros sanitários.

Para os valores de massa de resíduos depositados no aterro a partir do ano de 1997 até o final de 2013 foi considerado o quantitativo informado pela empresa no início desta pesquisa, conforme item 4.1.1. Todavia, para aplicar o modelo se faz necessário inserir os dados de entrada de resíduos desde sua inauguração. Logo, optou-se por considerar um valor médio de disposição de 64.000 T/ano, entre 1997 e 2014, o que acabou diferindo muito das atuais 216.000 T/ano.

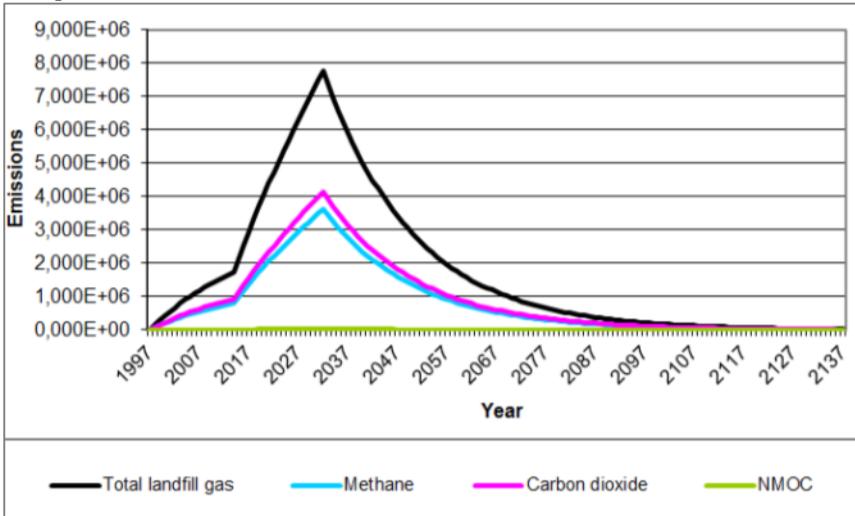
O valor de L_0 foi determinado pelo ensaio de BMP, resultando em $102,54 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{T}_{\text{STV}}$. A variável k foi determinada conforme ESMAP (2004) e USEPA (2002), considerando o teor de umidade de 73% e STV de 67%, conferindo características de resíduo moderadamente biodegradável e significativamente úmido (Tabela 7). Assim, o valor da constante k é de $0,055 \text{ ano}^{-1}$. Esta variável pode também ser determinada, quando se é viável a coleta de resíduos já decompostos, no próprio aterro de pesquisa, conforme realizado por Crovador (2014) que identificou um k de $0,4 \text{ ano}^{-1}$. Outros autores, como Aguilar-Virgen et al. (2014), Machado et al. (2009) e Fernandes (2009) encontraram respectivamente valores de k na ordem de $0,0482 \text{ ano}^{-1}$, $0,2 \text{ ano}^{-1}$, $0,0283 \text{ ano}^{-1}$, mostrando que este parâmetro é muito específico e peculiar. Em virtude desta dispersão de valores encontrada é que foi definida pela indicação da USEPA (2002) e ESMAP (2004). Sendo assim, para aplicação dos modelos foram usados parâmetros de entrada conforme Tabela 20.

Tabela 20 – Parâmetros de entrada utilizados no modelo LandGEM), versão 3.02.

Parâmetros	Entrada
Ano de abertura do aterro	1997
Ano de encerramento	2031
k (ano^{-1})	0,055
L_0 (m^3/T)	20,61
Concentração de CH_4 (%)	46,7
Massa de resíduo depositada por ano (T/ano)	Vide Tabela 10

A seguir a Figura 34 apresenta a produção anual de CH_4 e sua recuperação obtida pela equação 5, utilizada pelo modelo utilizado, apresentada no item 3.1.4, desta pesquisa.

Figura 34 – Vazão de anual de Biogás, CH₄ CO₂ e NMOC, gerados pelo aterro de Brusque.



A aplicação do modelo demonstrou, conforme apresentado na Figura 34, que do ano de 1997 até o ano de 2137, o aterro terá gerado 115.538.228 m³CH₄, tendo como pico máximo o ano de 2032 (3.635.384 m³CH₄), exatamente um ano após o encerramento do aterro e chegando ao ano 2104, com vazão anual já próxima da vazão de metano gerada no primeiro ano de operação (aproximadamente 70.000 m³CH₄). A tabela Tabela 21 abaixo apresenta um panorama da produção de biogás e CH₄, acumulada no ano de 2014, quando foi iniciada a pesquisa, no ano de 2032, quando o mesmo será encerrado e no ano de 2137, quando o modelo finaliza a estimativa.

Tabela 21 – Produção de Biogás e CH₄ acumulada no ano de 2014 e 2137.

	Biogás		Metano	
	Ton/ano	m ³ /ano	Ton/ano	m ³ /ano
2014	19.630	16.001.244	4.985	7.472.581
2032	9.550	7.784.548	2.425	3.635.384
2137	303.519	247.405.199	77.081	115.538.228

A partir do encerramento do aterro e término da deposição de resíduos, a curva é regida pela constante de decaimento “k”, referente à degradação da matéria orgânica no tempo.

Nota-se que curva tem um comportamento crescente durante a o período em que o aterro recebe lixo, pois a cada nova tonelada de lixo depositada, soma-se um novo aporte de matéria orgânica degradável e consequente potencial de geração de biogás pelos organismos metanogênicos.

Assim como já mencionado neste trabalho e de acordo com a literatura, em que se destaca o CH₄ e o CO₂ como a composição majoritária do biogás, observa-se que a parcela dos gases traço (conhecidos como NMOC e expressos em ppm ou ppb) é bem pequena, quando comparada ao total de biogás produzido.

Os resultados apresentados diferem significativamente dos resultados modelados por Silvestre et al (2015), para o mesmo aterro. Isto, pois quando da realização desta modelagem, o autor utilizou os parâmetros *default*, do modelo, que previam uma concentração média de 50% de CH₄ e um Lo de 170 m³ CH₄/T, chegando ao cálculo 1.034.072.823 m³CH₄ emitidos de de 2015 até o ano de 2137, muito diferente dos 107.262.238 m³CH₄. Esta diferença se deve principalmente ao valor de Lo.

Esta diferença significativa evidencia a importância de se avaliar e identificar rigorosamente em laboratório os parâmetros de entrada do modelo, pois caso contrário as estimativas podem ser subdimensionadas ou superdimensionadas.

6 CONCLUSÕES

A seguir serão apresentadas as conclusões, contribuições e sugestões para futuras pesquisas obtidas a partir dos estudos realizados, enfatizando-se a investigação experimental conduzida no aterro sanitário e em ambiente laboratorial.

- A priori se pretendia realizar a amostragem de sete drenos do aterro sanitário de Brusque, contudo durante o início dos trabalhos observou-se que apenas dois drenos (1 e 5) possuíam viabilidade de captação e aproveitamento energético do biogás gerado. Assim, os trabalhos de campo totalizaram 45 amostragens nestes dois drenos, que permitiram identificar, em um intervalo de confiança com 95% de probabilidade de ocorrência, uma vazão de 98,1 Nm³/h com concentração de 46,7% de CH₄. Vazão esta representou uma vazão de 45,8 Nm³.CH₄/h para cada dreno amostrado.
- Os resultados encontrados, significam que cada um dos drenos 1 e 5 serão capazes de atender à uma demanda de quatro vezes à necessária para gerar 70 kWe, ou seja, os drenos juntos possuiriam condições de gerar pelo menos 560 kWe.
- As amostragens identificaram, que os drenos analisados podem ser aproveitados para gerar energia elétrica, com condições reais de atender 8 grupo-geradores iguais ao apresentado no item 4.1.2. Esta certeza advém do tratamento estatístico dos dados, que permitiu identificar o intervalo de confiança dos resultados para 95% de acerto.
- Os gases traços, presentes na mistura de biogás caracterizada nas amostragens dos drenos, apresentaram concentrações que qualificam a utilização do CH₄ sem necessidade de utilização de sistemas de tratamento de gases complexos.
- O ensaio de BMP, desta pesquisa, foi realizado por um período de 11 dias, considerando que os primeiros 10 dias de incubação, representam o período responsável pela geração de aproximadamente 50% das emissões de biogás de cada amostra. Neste período, algumas amostras pararam de gerar CH₄, em decorrência da acidificação do meio, propiciada pela dissolução/solubilização do dióxido de carbono gerado

na degradação dos resíduos, acentuada pelo emprego de pequena quantidade de inóculo, que pode ter acidificado o meio ainda mais, devido ao acúmulo de ácidos graxos voláteis, subprodutos da degradação anaeróbia.

- Apesar da acidificação, o volume de gás acumulado durante o ensaio, se demonstrou dentro do “padrão” encontrado pela bibliografia consultada. Ainda, para ambas as relações de inóculo/substrato estudadas, as curvas se apresentaram com padrão de crescimento imediato, seguido por uma estabilização da geração, explicado pela diminuição da matéria orgânica remanescente no meio.
- Assim, mesmo considerando os volumes de metano gerados nas amostras que acidificaram, se fez possível obter um volume médio de CH₄ acumulado bruto de 213,6 Nml, que descontado da geração de metano do inóculo resultou em 190,6 NmlCH₄, durante os 11 dias de ensaio. Para o cálculo do potencial de geração de metano, por massa de resíduos, considerou-se 190,6 NmlCH₄ como sendo 50% da emissão de CH₄ total esperada, sendo 100% representado por uma vazão de 381,3 NmlCH₄, obtido em 7,4 gSTV. Logo, o Potencial de Geração de CH₄ (Lo) obtido com o ensaio foi de 102,54 m³CH₄/tSTV, ou 20,61 m³CH₄/t, se considerada a massa de resíduos úmidos.
- Apesar das bibliografias consultadas terem trabalhado sempre com relações de inóculo x massa de resíduos, muito superior a teores de 1:1, verificou-se que os resultados finais, de Lo, tenderam a se aproximar da bibliografia, independente da relação entre inóculo e substrato. Esta relação, embora de não tenha condições de interferir sobre o valor de Lo possui condições de acidificar a amostra.
- Os estudos encontrados na literatura demonstram inúmeros experimentos com metodologias distintas, para o mesmo tipo de ensaio, mas divergentes no tipo de resíduo e inóculo utilizados, condições operacionais, equipamentos, proporção de inóculo e gravimetria de resíduos, pois não há uma padronização do mesmo. Além disso, na prática, a própria geração de resíduos é heterogênea e varia de acordo com as condições de consumo de cada população.
- O resultado do valor de Lo encontrado nos ensaios de BMP, permitiu realizar a modelagem, através do software LandGEM. Do ano de 1997

até o ano de 2137, a modelagem estimou a geração de 115.538.228 m³CH₄, com um pico máximo no ano de 2032 (3.635.384 m³CH₄).

- A vazão modelada para o ano de 2032 seria suficiente para gerar energia e abastecer cerca 5200 residências de classe média.
- No ano 2104, a modelagem apresentou uma vazão de metano gerada, próxima da vazão gerada no primeiro ano de operação (aproximadamente 70.000 m³CH₄). Contudo esta vazão poderia abastecer cerca de 100 residências de classe média.
- Obteve-se uma curva de geração de CH₄ crescente durante o período em que o aterro recebe lixo, pois a cada nova tonelada de lixo depositada, soma-se um novo potencial de geração de biogás.
- A modelagem pelo software LandGEM, apresentou resultados que também ensinam a utilização do biogás gerado no local de estudo. Esta modelagem ainda demonstrou a importância fundamental do uso de variáveis de entrada, específicas para o local de estudo, pois do contrário podem ser obtidos valores superestimados de geração.

Todos os resultados obtidos em campo e em laboratório permitiram atender aos objetivos específicos desta pesquisa, e indicaram viabilidade no aproveitamento do biogás, na geração de energia elétrica, a partir da queima do CH₄, presente nesta mistura. Contudo, para pesquisas futuras sugere-se que sejam considerados os seguintes apontamentos:

- A amostragem dos drenos nos permite caracterizar a composição e geração de biogás, contudo ela não permite identificar por quanto tempo cada dreno gerará a mesma vazão de biogás, pois desconsidera a taxa de decaimento da matéria orgânica biodegradável.
- Os ensaios de BMP podem ser precedidos de uma análise toxicológica, a fim de identificar a possibilidade de agentes inibidores tóxicos, nas amostras de resíduos.
- Com o passar dos anos espera-se que a importância da reciclagem esteja mais incorporada aos padrões de consumo, o que pode reduzir a geração de resíduos per capita, assim como a geração de resíduos biodegradáveis.

- Apesar da aplicabilidade do modelo LandGEM, o horizonte de projeção é longo e desconsidera alterações no padrão de consumo da população atendida pelo aterro. Em um horizonte de projeção de mais de 100 anos, poderá haver reduções no volume de compostos orgânicos enviados aos aterros sanitários, decorrentes da aplicação de modelos de gestão integrada de resíduos, além de inserção de compostos tóxicos ou medicamentosos, que podem inibir a geração de CH_4 .

7 BIBLIOGRAFIA

ABNT NBR 10664 Águas – determinação de resíduos (sólidos) – método gravimétrico. Abr/1989 NBR 10719 Apresentação de relatórios técnico-científicos. 1989

ABDOUN, E.; WEILAND, P.: **Optimierung der Monovergärung von nachwachsenden Rohstoffen durch die Zugabe von Spurenelementen; Bornimer Agrartechnische Berichte** n° 68, Potsdam, 2009

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 364 f, 2007.

ALVES, I.R.F.S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos.** Dissertação de Mestrado – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE. 117p, 2008.

ALVES, L.C.; CAMMAROTA, M.C.; FRANÇA, F.P.. **Inibição de lodo biológico anaeróbio por constituintes de efluente de laboratório de controle de poluição.** Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, n. 3. p. 236-242, 1995.

AMARAL, M; FERREIRA, C; LANGE, L. AQUINO, S. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de lixiviados de aterro sanitários.** Eng. Sanit. Ambient. [online]. vol.13, n.1, pp. 38-45, 2008.

AUGENSTEIN, D., AND J PACEY, "**Landfill Methane Models**" 14th Annual Landfill Gas Symposium Proceedings, Research Triangle Park, Ed. SWANA. Triangle Research Park. 1991.

BAUER, C.; KORTHALS, M.; GRONAUER, A.; LEBUHN, M.: **Methanogens in biogas production from renewable resources – a novel molecular population analysis approach.** Water Sci. Tech. 58, n° 7, pp. 1433 – 1439, 2008.

BISCHOFF, M.: **Erkenntnisse beim Einsatz von Zusatzund Hilfsstoffen sowie Spurenelementen in Biogasanlagen;** VDI Berichte n° 2057; "Biogas 2009 – Energieträger der Zukunft"; VDI Verlag, Düsseldorf, 2009.

BORBA, S. M. P **Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários: Estudo de Caso [Rio de Janeiro]**. (COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Civil, 2006), Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 134 p, 2006.

BOGNER, J. E., & MATTHEWS, E. **Global methane emissions from landfills: New methodology and anual estimates 1980–1996**. *Global Biogeochemical Cycles*, 17 (2), 1065–1083, 2003.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia - **NOTA TÉCNICA DEA 18/14** Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos, 2014.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA – ANEEL, **Resolução Normativa nº 482**, de 17 de abril de 2012.

BRASIL. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos - Relatório de Pesquisa**. Brasília, 81 p, 2012.

BRAUN, R.: **Biogas – Methangärung organischer Abfallstoffe; Springer Verlag Viena**, Nova Iorque, 1982.

BRITO, L, **Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos [Rio de Janeiro]**, (COPPE/UFRJ, M.Sc., Engenharia Civil, 2005) Dissertação – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, 222p, 2005.

CABRAL. R. A., CAPANEMA A. M., GEBERT J., MOREIRA F. J., JUGNIA B. L. **Quantifying Microbial Methane Oxidation Efficiencies in Two Experimental Landfill Biocovers Using Stable Isotopes**. *Water Air Soil Pollut*, [s.l.], v. 209, n. 1-4, Springer Science + Business Media. p.157-172, 30 set. 2009.

CASTILHOS JR, A. B.; ZANTA, V. M.; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES. 278p, 2003.

CHANTON, J. P., POWELSON, D. K., ABICHOU, T., & HATER, G. **Oxidation in landfill cover materials using stable carbon isotopes**. *Environmental Science and Technology*, 42(3), 665–670, 2008.

CROVADOR, M. I. C. **Potencial de geração de biogás a partir da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**; Dissertação (mestrado) - Universidade estadual do Centro-Oeste, Programa de Pós-Graduação em Bioenergia, área de concentração em Biocombustíveis, Guarapuava, 103p, 2014.

DECOTTIGNIES, V.; GALTIER, L.; LEFEBVRE, X; VILLERIO, T. **Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and related wastes**. In: Proceedings Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, 2005.

DELMÉE, G. J. **Manual de medição de vazão**. 2.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 476p, 1983.

DE ARAUJO MORAIS J.. **Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement biophysico-chimique en Installation de Stockage de Déchets (ISD)**. Tese de Doutorado - L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. Ecole Doctorale de Chimie de Lyon . 219p. 2006.

DE VISSCHER, A., DE POUREQ, I., & CHANTON, J. **Isotope fractionation effects by diffusion and methane oxidation in landfill cover soils**. Journal of Geophysical Research, 109 (D18), 2004.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, J. O. **Environmental impacts of solid waste landfill**. In: Journal of environmental management, v.50, n.1, p.1-25, 1997.

ENERGY SECTOR MANAGEMENT ASSISTANCE PROGRAMME (ESMAP). **The world bank handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean**. Waterloo, Ontario, 2004.

ENSINAS, ADRIANO VIANA. **Estudo da geração de biogás no aterro sanitário Delta em Campinas – SP**. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica, Campinas, 2003.

FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. **Gas Production During Refuse Decomposition**. Water, Air and Soil Pollution, v. 2, p.483–495, 1973.

FIRMO, A. L. B., MELO, E. S. R. L. DE, GUIMARÃES, L. J. D. N., & VALLE, G. A. **Avaliação Do Potencial De Geração De Biogás Dos Componentes Dos Resíduos Sólidos Urbanos Do Aterro Da Muribeca**, Rio de Janeiro, 1–9, 2010.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 286 p, 2013.

FONSECA, E. **Iniciação ao Estudo dos Resíduos Sólidos e da Limpeza Urbana**, João Pessoa, PB, 130 p, 1999.

HARRIES C.R.; CROSS C.J.; SMITH R. **Development of a biochemical methane potential (BMP) test and application to testing of municipal solid waste samples**. In: Proceedings Sardinia, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy. Cagliari: CISA. v. 1, p. 579-588, 2001.

HNAIN, A. K., COCKBURN, L. M., & LEFEBVRE, D. D. **Microbiological processes for waste conversion to bioenergy products: Approaches and directions**. Environmental Reviews, 214–237, 2011.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010a. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 16 jun. 2015.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico 2010 - Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 maio. 2015.

JUCA, J. F. T., MONTEIRO, V.E.D., OLIVEIRA, F.J.S., MACIEL, F.J. **“Monitoramento Ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca”**, III Seminário de Resíduos Sólidos Urbanos, Toledo, Paraná, 1999.

JUCA, J.F.T.; MARIANO, M.O.H.; ALVES, M.C.M.; MACIEL, F.J.; BRITO, A.R. **Disponibilidade de biogás em uma célula do aterro de**

resíduos sólidos da Muribeca. In.: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, MG, 2005.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise de comportamento de resíduos urbanos e sistemas drenofiltrantes em diferentes escalas, com referência ao aterro do Jôquei Clube.** Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Brasília. 283p, 2000.

KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.: **Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren;** Springer Verlag Berlin, Heidelberg, Nova Iorque, 2001.

KELLY, R. J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability.** Master Thesis (Master of Science in Environmental Science and Engineering) - Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg-Virginia, 66p, 2002.

LO, I. M. **Solidification/Stabilization of Phenols Contaminated Soils Using Quaternary Ammonium-Clay Complex,** J. of Environmental Engrg., ASCE., 122(9) page:850-855, 1996.

LOPES, W.S., LEITE, V.D., PRASAD,S. **Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for testing municipal solid waste.** Bioresour. Techn., v. 94, p. 261-266. 2004.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 173 p, 2003.

MACIEL, F. J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 333p, 2009.

MACHADO, S. L.; CARVALHO, M. F.; GOURC, J. P.; VILAR, O. M.; NASCIMENTO, J. C. F. **Methane generation in tropical landfills: implified methods and field results.** Waste Management, v. 29, n. 01, p.153–161, 2009.

MANNA, L., ZANETTI, M. C., & GENON, G. **Modeling biogas production at landfill site**. Resources, Conservation and Recycling, 26, 1–14, 1999.

MCBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUAR, G. J. **Solid waste landfill engineering and design**. Prentice Hall PTR, Upper Saddle River, NJ 07458, 521p, 1995.

MELO, E. S. R. L. **Análise de Biodegradabilidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos urbanos através de ensaios BMP (Biochemical Methane Potential)**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 122 p, 2010.

MELO, M.C. **Uma análise de recalques associada à biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia e Geociências, universidade Federal de Pernambuco, Recife - PE. 160 p, (2003).

MILLS, I.; CVITAS, T.; HOMANN, K.; KALLAY, N. KUCHITSU, K. **Quantities, units and symbols in physical chemistry**. 2 ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 165p.1993.

MONTEIRO, V.E.D. **Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento de Aterro da Muribeca**. Tese de Doutorado. UFPE. 2003.

NEVES, L., OLIVEIRA, R., ALVES, M.M. **Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under different waste/inoculum ratios**. Process Biochem., v. 39, p. 2019-2024. 2004

PALMISANO, A.C.; BARLAZ, M.A. **Microbiology of Solid Waste**. New York: CRC Press. 224 p, (1996).

PARAWIRA, W.; MURTO, M.; ZVAUYA, R.; MATTIASSON, B. **Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves**. Renewable Energy, v.29, n.11, p.1811-1823, 2004.

OWEN, W.F., STUCKEY D.C. **Bioassay for Monitoring Biochemical Methane Potential and Anaerobic Toxicity.** Water Research n. 13, p. 485-492, 1979.

QIAN, X.; KOERNER, R. M.; GRAY, D. H. **Geotechnical aspects of landfill design and construction.** New Jersey: Prentice Hall, 717p, 2002.

RIDAO A. R, ZAMORANO M., PÉREZ J. I. A. **Study of the energy potential of the biogas produced by an urban waste landfill in Southern Spain,** 2007.

RAPOSO F., C.J. BANKS, I. SIEGERT, S. HEAVEN, R. BORJA **Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests.** Process Biochemistry, v.41, p. 1444-1450. 2006.

ROHSTOFFE, F. N. et al. **Guia Prático do Biogás Geração e Utilização. Projeto Brasil Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético do Biogás.** Publicado pela Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), com o apoio do Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. 5ª edição, Gülzow, 2010.

SEBRAE/SC, **Santa Catarina em Números: Macrorregião Vale do Itajaí/Sebrae/SC.** Florianópolis: Sebrae/SC. 140p, 2013.

SANTOS, A. C.; MACHADO, S. M.; CARVALHO, M. F.; NASCIMENTO, J. C. F. **Potencial bioquímico de metano em resíduos sólidos urbanos do aterro sanitário metropolitano centro, Salvador.** In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2010.

SILVA, G.A. **Estimativa da Geração de Biogás no Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa Através do Teste de BMP.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 128p, 2012.

SINGH, K., & JASH, T. **Performance analysis of micro turbine-based grid-connected biogas power plant in Purulia in West Bengal, India,** 2014.

SPERLING, M. V. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 211p, 1996.

STERN, J. C., CHANTON, J., ABICHOU, T., POWELSON, D., YUAN, L., ESCORIZA, S., **Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation**. Waste Management, 27(9), 1248–1258, 2007.

TCHBANOGLOUS, G., THESSSEN, H., VIGIL, S. A., “**Composicion y Caracteristicas, Generacion, Movimiento y Control de los Gases de Vertedoro**”. Gestion Integral de Resíduos Sólidos, v. 1, Mc Graw Hill, 1994.

THEMELIS N. J.; ULLOA P. A. **Methane generation in landfills**. Earth Engineering Center and Department of Earth and Environmental Engineering, Columbia University, New York, NY 10027, USA. Renewable Energy 32 1243–1257, 2007.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **Air emissions from municipal solid waste landfills – background information for proposed standards and guidelines**. Emissions Standards Division. EPA-450/3-90-011a. 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY (USEPA). **International analyses of methane emissions**; Emissions Standards Division. EPA-450/3-90-011a 2002;

WEILAND, P.: **Grundlagen der Methangärung – Biologie und Substrate**; VDI-Berichte, n° 1620 "Biogas als regenerative Energie – Stand und Perspektiven"; VDI-Verlag; p. 19-32, 2001.

WEITZ, M., COBURN, J. B., & SALINAS, E. (2008). **Estimating national landfill methane emissions: an application of the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Waste Model in Panama**. Journal of the Air & Waste Management Association 636–640, 1995.

WELLINGER, A.; BASERGA, U.; EDELMANN, W.; EGGER, K.; SEILER, B.: **Biogas-Handbuch, Grundlagen – Planung – Betrieb landwirtschaftlicher Anlagen**, Verlag Wirz – Aarau, 1991.

ZAGO, S. Potencialidade de produção de energia através do biogás integrada à melhoria ambiental em propriedades rurais com criação intensiva de animais, na região do Meio Oeste Catarinense. Blumenau, Dissertação (Mestrado). Universidade Regional de Blumenau. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. 90p, 2003.

8 APÊNDICE

8.1 APÊNDICE A

Concentração de biogás nos drenos 1 e 5.

Amostragem	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO (ppm)	T (°C)
1	53,4	36,6	2,4	71,0	8,0	67,0
2	40,3	28,9	7,3	1,0	3,0	34,1
3	52,5	37,3	2,9	4,0	3,0	35,0
4	52,3	37,0	3,2	8,0	4,0	37,5
5	45,8	31,7	4,8	1,0	3,0	32,8
6	58,4	40,1	1,5	5,0	4,0	33,8
7	48,0	33,3	4,3	27,0	5,0	43,3
8	51,4	34,7	3,6	45,0	5,0	43,1
9	47,1	33,4	3,9	1,0	3,0	35,2
10	44,8	30,7	5,6	18,0	4,0	70,4
11	48,9	33,5	4,2	22,0	4,0	68,4
12	37,8	26,7	8,0	0,0	2,0	28,9
13	39,8	28,1	7,3	1,0	2,0	28,9
14	41,8	29,4	6,7	1,0	2,0	28,2
15	42,2	29,7	6,6	1,0	2,0	28,7
16	43,0	30,2	6,3	1,0	2,0	28,0
17	34,7	24,2	9,6	0,0	2,0	26,5
18	39,5	27,8	7,8	0,0	2,0	27,0
19	42,0	29,5	6,8	0,0	2,0	27,0
20	47,4	33,0	5,0	0,0	3,0	27,9
21	48,7	33,8	4,6	1,0	2,0	27,8
22	48,8	39,8	4,6	1,0	3,0	27,9
23	42,0	29,6	6,7	0,0	1,0	35,0
24	47,2	33,2	3,9	1,0	1,0	29,7
25	45,1	36,1	3,8	1,0	2,0	28,1
26	45,9	35,6	3,8	1,0	2,0	27,6

Amostragem	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO (ppm)	T (°C)
27	54,2	37,6	2,5	34,0	6,0	39,7
28	57,0	42,9	0,1	114,0	7,0	50,9
29	53,2	37,3	3,0	1,0	4,0	36,0
30	57,9	40,8	1,2	1,0	4,0	36,2
31	57,8	41,4	0,8	88,0	6,0	65,7
32	51,5	35,9	3,9	1,0	3,0	33,0
33	56,0	38,6	2,5	1,0	4,0	32,5
34	57,9	40,6	1,5	1,0	3,0	32,0
35	36,5	26,3	8,6	1,0	2,0	29,6
36	42,7	30,6	6,5	1,0	3,0	29,1
37	47,0	33,4	5,2	1,0	3,0	29,5
38	50,6	35,7	4,1	1,0	3,0	28,0
39	51,2	36,0	4,0	1,0	3,0	26,1
40	52,0	36,4	3,7	2,0	3,0	24,1
41	51,6	36,2	3,9	2,0	3,0	21,4
42	54,9	37,9	2,9	1,0	3,0	34,0
43	57,6	42,9	4,1	1,0	2,0	29,2
44	52,3	43,1	3,4	1,0	3,0	28,7
45	56,3	44,2	3,9	1,0	2,0	28,8
Média	48,6	34,7	4,5	10,4	3,2	34,3
Desvio padrão	6,4	5,0	2,1	24,2	1,5	11,5
Mínimo	34,7	24,2	0,1	0,0	1,0	21,4
Máximo	58,4	44,2	9,6	114,0	8,0	70,4