



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**PREVISÃO EXPERIMENTAL DA GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR
DE RESÍDUOS SÓLIDOS ATERRADOS**

JOSÉ LUCAS DE SOUZA ABREU

CAMPINA GRANDE – PB

Março de 2021

JOSÉ LUCAS DE SOUZA ABREU

**PREVISÃO EXPERIMENTAL DA GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE
RESÍDUOS SÓLIDOS ATERRADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

Coorientadora: Prof.^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

CAMPINA GRANDE – PB

Março de 2021

A162p

Abreu, José Lucas de Souza.

Previsão experimental da geração de biogás a partir de resíduos sólidos aterrados / José Lucas de Souza Abreu. – Campina Grande, 2021.

86 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2021.

"Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo; Coorientação: Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".

Referências.

1. Resíduos Sólidos Urbanos Aterrados. 2. Gás de Aterro. 3. Previsão de Metano. I. Melo, Márcio Camargo de. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

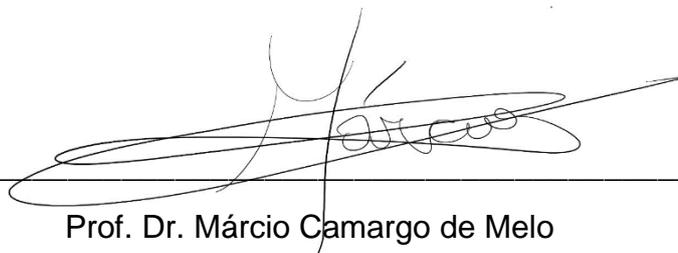
CDU 628.4(043)

**PREVISÃO EXPERIMENTAL DA GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE
RESÍDUOS SÓLIDOS ATERRADOS**

JOSÉ LUCAS DE SOUZA ABREU

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA
GRANDE – UFCG, EM CUMPRIMENTO ÀS EXIGÊNCIAS PARA OBTENÇÃO DO
TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Examinada por:



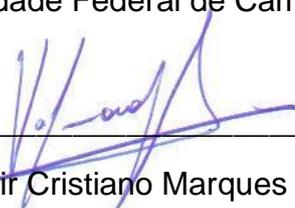
Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

(Orientador – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)



Profª. Drª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

(Coorientadora – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)



Prof. Dr. Valmir Cristiano Marques de Arruda

(Examinador Externo – Universidade Federal Rural do Pernambuco – UFRPE)



Profª. Drª. Libânia da Silva Ribeiro

(Examinadora Interna - Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)

CAMPINA GRANDE – PB

12 de março de 2021

Dedicatória

Dedico este trabalho aos meus pais Geralda e Domício, bem como as minhas queridas irmãs Gláucia e Maria das Dores e a minha amada esposa Brenda, por todo o apoio, esforços e amor a qual sem esses não teria chegado até aqui.

AGRADECIMENTOS

À Deus toda honra e toda glória eternamente. Sem a força de Seu braço, nada seria possível.

Ao amor materno e paterno de meus Pais, que sempre me incentivaram e a quem devo tudo que sou e tudo que tenho. Por todo o esforço que fizeram por mim e pelas minhas irmãs, aqui segue meu profundo agradecimento.

As minhas irmãs, as quais são exemplos para mim, e que me inspiraram a trilhar pelo caminho do conhecimento e que também foram fonte de força e apoio nesta caminhada.

A minha amada esposa, que suportou fortemente muitos momentos de ausência. Agradeço todo o apoio, paciência e cuidado durante esta jornada, obrigado por vencer, junto comigo, cada desafio que a vida nos trouxe.

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da UFCG que me acolheram e onde construí amizades importantes. Em especial a Auriberto e Tuilly por compartilharem comigo muitas risadas, conhecimento e fidelidade. A todos os líderes de subgrupos e integrantes agradeço por cada momento oportuno de debate, de ensaios e trabalhos em campo. E aproveito aqui para agradecer aos amigos que a vida trouxe para próximo de mim e que de forma muito saudável me permitiram crescer enquanto humanidade, na pessoa de Ulisses Alencar e Danilo Lacerda.

Aos Professores Márcio Camargo e Veruschka Monteiro por todo o direcionamento profissional, acadêmico e humano, que contribuíram de forma incisiva na minha formação, em todos os seus aspectos. Agradeço também, por toda paciência e por todas as oportunidades abertas a cada um que faz parte do GGA.

Aos Professores Libânia Ribeiro e Valmir Arruda pelas pertinentes contribuições para o aperfeiçoamento deste trabalho.

Por fim, ao CNPq pela bolsa de financiamento, a qual mensalmente permitiu a condução dessa pesquisa, e que sem a sua presença não seria possível realizá-la.

ABREU, J. L. S. **Previsão experimental da geração de biogás a partir de resíduos sólidos aterrados**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2021.

RESUMO

A degradação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em condições anaeróbias e conseqüente geração de biogás obedecem a parâmetros cinéticos de degradação, como a constante de decaimento (k) e o próprio potencial de geração de metano (L_0) específico de cada material. Esses, por sua vez, são influenciados por vários fatores, como teor de umidade, composição dos resíduos, temperatura, condições climáticas locais e até mesmo da operação do aterro sanitário. A previsão experimental da geração de biogás a partir de resíduos aterrados é uma excelente oportunidade para conhecer de fato os resíduos e essas condições em que está confinado, permitindo direcionar as etapas de execução e operação de um aterro, uma vez que, por meio da determinação desses parâmetros as estimativas de geração de biogás tornam-se mais confiáveis, pois de fato, podem descrever a realidade dos diferentes aterros, para assim diminuir as incertezas entre os estudos teóricos e o que de fato acontece no campo. O objetivo desta pesquisa foi prever a vazão de biogás gerada em aterro sanitário utilizando dados experimentais e modelos de previsão a partir de resíduos sólidos com dois anos de aterramento, tendo como área de estudo o Aterro Sanitário em Campina Grande, localizado no Estado da Paraíba. De maneira geral os estudos concentraram-se nos ensaios de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) que permitiram obter o L_0 e as respectivas constantes de degradação k de cada fração da amostra representativa de resíduos com dois anos de aterramento no ASCG. Por fim, foram então estimadas as vazões anuais de biogás a partir do conjunto de dados obtidos experimentalmente utilizando as diferentes abordagens dos modelos disponíveis na literatura, comparando-as com as vazões registradas *in situ* pelo monitoramento das vazões de metano dos drenos amostrados. Os resultados obtidos revelam valores menores de L_0 e valores maiores de k em relação aos propostos pelos modelos de primeira ordem e pela literatura técnica e científica, ressaltando a velocidade das reações que ocorrem dentro das condições confinantes do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB. Destaca-se que dos três modelos utilizados para realizar as estimativas, apenas o do IPCC (2006), que considera as condições locais dos fatores influentes, ofereceu resultados mais próximos das vazões de metano determinadas em campo para o ano 2019, da ordem de $3,0 \times 10^6 \text{ Nm}^3/\text{ano}$, a partir dados experimentais da composição geral dos resíduos sólidos com dois anos de aterramento.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos aterrados; Gás de Aterro; Previsão de Metano.

ABREU, J. L. S. **Experimental forecast of biogas generation from landfilled solid waste**. Dissertation (Master in Civil and Environmental Engineering) - Federal University of Campina Grande, Campina Grande-PB, 2021.

ABSTRAT

The degradation of the organic fraction of solid urban waste (MSW) in anaerobic conditions and consequent biogas generation obey kinetic parameters of degradation, such as the decay constant (k) and the specific methane generation potential (L_0) specific to each material. These, in turn, are influenced by several factors, such as moisture content, waste composition, temperature, local conditions and even the operation of the landfill. The experimental forecast of biogas generation from landfilled waste is an excellent opportunity to really know the waste and those conditions in which it is confined, allowing to direct the stages of execution and operation of a landfill, since, through the determination factors such as biogas generation indicators become more determined, because in fact, they can define the reality of the different landfills, in order to reduce the uncertainties between theoretical studies and what actually happens in the field. The objective of this research was to predict the flow of biogas generated in a landfill using experimental data and prediction models from solid waste with two years of grounding, having as a study area the Landfill in Campina Grande, located in the State of Paraíba. In general, the studies focused on the Biogas Potential Biogas (PBB) assays that allow obtaining the L_0 and as k degradation constants of each fraction of the representative sample of residues with two years of grounding at the ASCG. Finally, they were then estimated as annual biogas flows from the set of data collected experimentally using the different alternatives of the models available in the literature, comparing them with the flows produced in situ by monitoring the methane flows from the sampled drains. The results obtained reveal lower values of L_0 and higher values of k in relation to those proposed by the first order models and by the technical and scientific literature, highlighting the speed of the reactions that occur within the confining conditions of the Sanitary Landfill in Campina Grande-PB. It is noteworthy that of the three models used to carry out the assignments, only the IPCC (2006), which considers the local conditions of the influencing factors, presents the results closest to the methane flows determined in the field for the year 2019, of the order of $3.0 \times 10^6 \text{ Nm}^3/\text{year}$, based on experimental data on the general composition of solid waste with two years of grounding.

Keywords: Landfilled municipal solid waste; Landfill gas; Methane forecast.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Processo e produtos gerados na digestão anaeróbia	21
Figura 2. Comportamento do lixiviado durante as fases da digestão anaeróbia	22
Figura 3. Comportamento do biogás durante as fases da digestão anaeróbia	23
Figura 4. Croqui dos sistemas de drenagem de lixiviado, gases e de águas pluviais em um aterro sanitário de RSU	27
Figura 5. Principais equipamentos utilizados nos ensaios BMP	30
Figura 6. Fluxograma metodológico utilizado	35
Figura 7. Distribuição dos aterros sanitários no território paraibano	36
Figura 8. Mapa de localização do ASCG Fonte: Autor (2021)	37
Figura 9. Mapa dos municípios depositantes do ASCG.....	38
Figura 10. Coleta mecanizada dos resíduos aterrados e condução ao galpão	40
Figura 11. Processos de homogeneização, quarteamento e segregação.....	41
Figura 12. Processos de redução da granulometria das amostras de resíduos.....	42
Figura 13. Inóculo utilizado no teste de PBB	47
Figura 14. Amostras da FORSU com 2 anos de aterramento utilizadas no ensaio PBB	49
Figura 15. Acondicionamentos dos reatores em estufa	50
Figura 16. Instrumentos utilizados na quantificação do biogás gerado nos ensaios	51
Figura 17. Disposição dos drenos verticais de gases na Macrocélula do ASCG	53
Figura 18. Curva de Von Bertalanffy	56
Figura 19. Composição gravimétrica dos RSU com 2 anos de aterramento.....	61
Figura 20. Percentual de água e sólidos totais presente nos resíduos analisados ..	63
Figura 21. Classificação dos resíduos quanto a velocidade de degradação.....	64
Figura 22. Volume de biogás gerado pelo inóculo durante o tempo de ensaio	68
Figura 23. Produção de biogás acumulada pelas frações analisadas desconsiderando a influência do inóculo.....	69
Figura 24. Ajuste dos dados experimentais a curva de Von Bertalanffy	71
Figura 25. Comportamento da vazão de metano estimada com dados default no modelo LandGEM	74
Figura 26. Comportamento das vazões de metano estimadas com k experimental em unidades diferentes no modelo LandGEM	75

Figura 27. Comportamento das vazões de metano estimadas utilizando dados default e experimental no modelo LandGEM	75
Figura 28. Comportamento das vazões de metano estimadas utilizando dados default e experimental no modelo CETESB	77
Figura 29. Comportamento das vazões de metano estimadas utilizando dados default e experimental no modelo IPCC.....	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Efeitos provocados pelas faixas dos principais parâmetros que influenciam da digestão anaeróbia.....	25
Tabela 2. Histórico de deposição de RSU no ano de 2017	39
Tabela 3. Faixas para avaliação da qualidade do inóculo	47
Tabela 4. Caracterização dos reatores montados para o ensaio PBB	49
Tabela 5. Quantidade de amostra e percentual com relação a amostragem geral...	54
Tabela 6. Identificação dos drenos amostrados	54
Tabela 7. Valores default dos parâmetros de entrada.....	58
Tabela 8. Valores dos parâmetros de entrada propostos pelo modelo	60
Tabela 9. Composição da fração orgânica dos resíduos provenientes do ASCG, com idades diferentes.....	62
Tabela 10. Caracterização físico-química da FORSU com 2 anos de aterramento..	65
Tabela 11. Caracterização físico-química por agrupamento das FORSU	65
Tabela 12. Sólidos voláteis das frações da FORSU individualizadas.....	65
Tabela 13. Vazões médias de biogás por dreno monitorado	67
Tabela 14. Caracterização físico-química do inóculo utilizado nos ensaios PBB	67
Tabela 15. Potencial bioquímico de biogás das frações analisadas dos RSU com 2 anos de aterramento	69
Tabela 16. Constante de decaimento das frações do resíduo amostrado obtidas pelo ajuste dos dados experimentais a curva exponencial de primeira ordem	72
Tabela 17. Histórico de massa de RSU depositada no ASCG	73
Tabela 18. Dados de entrada utilizados nas estimativas com o modelo LandGEM ..	74
Tabela 19. Dados de entrada utilizados nas estimativas com o modelo da CETESB	76
Tabela 20. Dados de entrada utilizados nas estimativas com o modelo IPCC	78

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Resumo das diretrizes estabelecidas pelas principais metodologias de ensaios de BMP	29
Quadro 2. Modelos para determinação da produção cumulativa de biogás em ensaios BMP	32
Quadro 3. Modelos de previsão de geração de metano de primeira ordem.....	32
Quadro 4. Faixas de classificação dos resíduos quanto a biodegradabilidade	45
Quadro 5. Relação AI/AP de acordo com a experiência empírica	48

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

%	- por cento (unidade da porcentagem)
°C	- graus celsius
AGV	- ácidos graxos voláteis
AMPTS	- automatic methane potential test system (sistema automático do teste de potencial de metano)
ASCG	- aterro sanitário em campina grande
ATM	- unidade de pressão (corresponde a 101.325 Pa no S.I.)
BMP	- potencial bioquímico do metano (<i>biochemical methane potencial</i>)
CETESB	- companhia ambiental do estado de são paulo
CH ₃ COOH	- ácido acético
CH ₄	- gás metano
CNTP	- condições normais de temperatura e pressão
CO ₂	- gás dióxido de carbono
DBO	- demanda bioquímica de oxigênio
DQO	- demanda química de oxigênio
ECOSOLO	- empresa gestão ambiental de resíduos Ltda.
EXTRABES	- estação experimental de tratamentos biológicos de esgotos sanitários de campina grande
FORSU	- fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos
g	- gramas (unidade de massa que corresponde a 10 ⁻³ L do S.I.)
GEE	- gases do efeito estufa
GGA	- grupo de geotecnia ambiental
H ₂	- gás hidrogênio
H ₂ S	- sulfeto de hidrogênio ou gás sulfídrico
ha	- hectares (unidade de área que corresponde a 10.000 m ² no S.I.)
IPCC	- intergovernamental panel on climate change (painel intergovernamental sobre mudança do clima)
<i>k</i>	- constante de decaimento de primeira ordem
kg	- quilograma (unidade de massa do S.I.)
kPa	- quilopascal (unidade de pressão que corresponde a 1.000 Pa no S.I.)
L ₀	- potencial máximo de geração de metano
L	- litros (unidade de volume que corresponde a 10 ⁻³ m ³ no S.I.)

LGA	- laboratório de geotecnia ambiental
LGAB	- laboratório de geotecnia ambiental e biologia
m	- metros (unidade de comprimento do S.I.)
M.O.	- matéria orgânica
m ³	- metros cúbicos (unidade de volume do S.I.)
Mg	- megagrama (unidade de massa que corresponde a 10 ³ kg no S.I.)
mgCaCO ₃ .L ⁻¹	- miligramas de carbonato de cálcio por litro
mgO ₂ .L ⁻¹	- miligramas de oxigênio por litro
mL	- mililitro (unidade de volume que corresponde a 10 ⁻⁶ m ³ no S.I.)
mm	- milímetros (unidade de comprimento que corresponde a 10 ⁻³ m no S.I.)
N ₂	- gás nitrogênio
NH ₃	- amônia
NmL	- normal mililitro (unidade de volume padronizado nas CNTP)
NmL/gS	- normal mililitro (unidade de volume padronizado nas CNTP) por grama de resíduo seco
O ₂	- gás oxigênio
PB	- estado da paraíba
PBB	- potencial bioquímico de biogás
pH	- potencial hidrogeniônico
RSU	- resíduos sólidos urbanos
USEPA	- united states environmental protection agency (agência de proteção ambiental dos eua)
SV	- sólidos voláteis
ST	- sólidos totais
t	- tonelada (unidade de massa que corresponde a 10 ³ kg no S.I.)
t.dia ⁻¹	- tonelada por dia (que corresponde a 0,01157 kg.s ⁻¹ no S.I.)
UASB	- reator anaeróbio de fluxo ascendente (<i>upflow anaerobic sludge blanket</i>)
UFCG	- universidade federal de campina grande

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS	19
2.1 Objetivo Geral	19
2.2 Objetivos Específicos	19
3. REFERENCIAL TEÓRICO	20
3.1 Geração de Biogás em Aterros Sanitários	20
3.1.1 Digestão anaeróbia de resíduos aterrados	21
3.1.2 Fatores que influenciam na degradação de RSU aterrados	24
3.2 Monitoramento ambiental da emissão de gases de aterro sanitário	26
3.3 Abordagem experimental do BMP	28
3.4 Modelos para geração de biogás em aterros sanitários	31
4. METODOLOGIA	35
4.1 Área de Estudo	36
4.3 Caracterização físico-química e preparação de amostras	42
4.3.1 Preparação de amostras	42
4.3.2 Umidade	43
4.3.3 Sólidos Totais, Voláteis e Fixos	43
4.3.4 pH, AGV e Alcalinidade	44
4.3.5 Demanda Química de Oxigênio – DQO	45
4.4 Classificação quanto a taxa de degradação da FORSU	45
4.5 Ensaio de potencial de geração de biogás	45
4.5.1 Preparação do inóculo	46
4.5.2 Preenchimento e razão inóculo-resíduo	48
4.5.3 Monitoramento dos reatores	51
4.5.4 Cálculo do volume de biogás gerado	51
4.6 Monitoramento da vazão de biogás no ASCG	52
4.7 Tratamento dos dados	55
4.7.1 Ajuste ao modelo de primeira ordem	55
4.7.2 Previsão de geração de metano	57
5. RESULTADOS	61
5.1 Caracterização dos RSU com dois anos de aterramento	61
5.1.1 Umidade	62
5.1.2 Sólidos Voláteis e demais parâmetros físico-químicos	64

5.2 Monitoramento da vazão de biogás <i>in situ</i>	66
5.3 Ensaio do Potencial Bioquímico de Biogás	67
5.4 Obtenção das constantes de decaimento	70
5.5 Modelos para prognóstico da geração de metano	73
5.5.1 LandGEM (USEPA, 2005).....	73
5.5.2 CETESB.....	76
5.5.3 IPCC (2006).....	77
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	80
REFERÊNCIAS	82

1. INTRODUÇÃO

A previsão de biogás em aterros sanitários é um processo complexo que demanda um estudo holístico e conhecimento técnico, em que se observam as próprias características dos resíduos sólidos, fatores ambientais e a própria execução e operação do empreendimento, mesmo se ele já estiver em plena atividade. A reprodução de células experimentais pode demandar um trabalho exaustivo que necessita de tempo e recursos financeiros maiores, quando comparado a ensaios laboratoriais em escalas menores que podem fornecer resultados mais rápidos e precisos, retornando assim ao empreendimento subsídios fundamentais para direcionar suas atividades para a viabilidade de recuperação energética das vazões de metano (CH_4) gerado, ou apenas melhoramento das condições de confinamento impostas aos materiais.

A degradação dos materiais orgânicos, em condições anaeróbias, e consequente geração de biogás obedece à parâmetros cinéticos de degradação, como a constante de decaimento (k) e o próprio potencial de geração de metano (L_0) específico de cada material. Esses, por sua vez, são influenciados por vários fatores, como teor de umidade, composição dos resíduos, temperatura, condições climáticas locais e até mesmo da operação do aterro sanitário (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VINIL, 1993).

Determinar esses parâmetros é de fundamental importância para a realização de estimativas confiáveis que descrevam a realidade dos diferentes aterros sanitários uma vez que, se observa com frequência valores conflitantes entre os estudos teóricos e o que de fato acontece em campo (SILVA, 2013). O ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) ou também conhecido por ensaio de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) é uma técnica, de escala laboratorial, fundamental para avaliar a qualidade dos substratos, quando expostos a condições anaeróbias favoráveis, permitindo extrair os parâmetros necessários as previsões de biogás.

O desenvolvimento de projetos de aterros sanitários, direcionado para verificação da viabilidade de reaproveitamento energético do biogás gerado, é permitido pelo uso de modelos matemáticos, que são ferramentas importantes nesse processo. Contribuindo para o aperfeiçoamento de projetos técnicos necessários ao

dimensionamento dos sistemas próprios de captação ou liberação de gases, bem como observar o desempenho e eficiência desses sistemas, além de contribuir para a confecção de inventários de Gases do Efeito Estufa (GEE).

A maioria dos modelos matemáticos de previsão de biogás disponíveis não refletem as condições de biodegradabilidade e as particularidades dos resíduos locais, principalmente, por utilizarem os valores de k e L_0 provenientes da literatura europeia ou norte americana, que apresentam fatores climáticos, composição, formas de acondicionamento e condições operacionais diferenciadas. Nascimento (2020) alerta para o desconhecimento de muitos países, inclusive o Brasil, do potencial de geração de metano dos seus aterros. Isso, certamente é o reflexo da desatualização ou inexistência de dados em relação à quantidade e composição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e da indisponibilidade de informações técnicas e ambientais dos aterros de resíduos existentes.

Os resultados obtidos por Candiani e Moreira (2018) a partir de ensaios em uma célula experimental estão dentro dessa perspectiva, pois indicam que para aterros sanitários brasileiros localizados em regiões úmidas de clima tropical e subtropical os valores de k tendem a ser maiores e os de L_0 , menores em relação àqueles sugeridos como *default*, logo os processos de degradação e a geração de metano ocorre de forma mais rápida.

Diante disso, é de grande importância a determinação experimental dos parâmetros de biodegradação (k e L_0) a partir das condições locais e as características dos RSU aterrados que alteram de composição durante o tempo, possuindo um potencial de geração ainda presente, o que permite determinar perfis de geração no tempo. Dessa maneira, os modelos matemáticos utilizados podem conduzir a estimativas mais próximas das condições de campo. Essa pesquisa vem em direção a esta motivação, na qual se procurou obter de forma experimental os parâmetros de biodegradação dos RSU do Aterro Sanitários de Campina Grande-PB (ASCG), a partir de resíduos já aterrados. Comparando assim, as vazões obtidas com emprego dos modelos matemáticos mais usuais com as vazões de metano monitoradas em campo.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Prever a vazão de biogás gerada em Aterro Sanitário utilizando dados experimentais e modelos de previsão a partir de resíduos sólidos com dois anos de aterramento

2.2 Objetivos Específicos

- Obter os valores dos parâmetros cinéticos de geração de metano dos resíduos sólidos com dois anos de aterramento a partir de ensaios de Potencial Bioquímico de Biogás;
- Aplicar os modelos matemáticos de primeira ordem USEPA (2005), CETESB (2005) e IPCC (2006) para previsão da geração de biogás do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB;
- Comparar as previsões de geração de metano obtidas a partir dos dados experimentais com as vazões monitoradas *in situ*.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

Nesta seção serão apresentados os principais conhecimentos disponíveis na literatura referente aos processos de geração de biogás a partir de resíduos sólidos confinados em aterros sanitários, bem como os fatores que influenciam nesse sistema. Expondo os mecanismos para verificação das emissões de biogás em campo, por meio de monitoramento técnico específico, e pela replicação em escala laboratorial por meio dos testes de potencial bioquímico de metano (BMP), relatando por fim sobre os principais modelos matemáticos disponíveis para realização de estimativas de vazão de biogás no tempo, e seus parâmetros cinéticos envolvidos.

3.1 Geração de Biogás em Aterros Sanitários

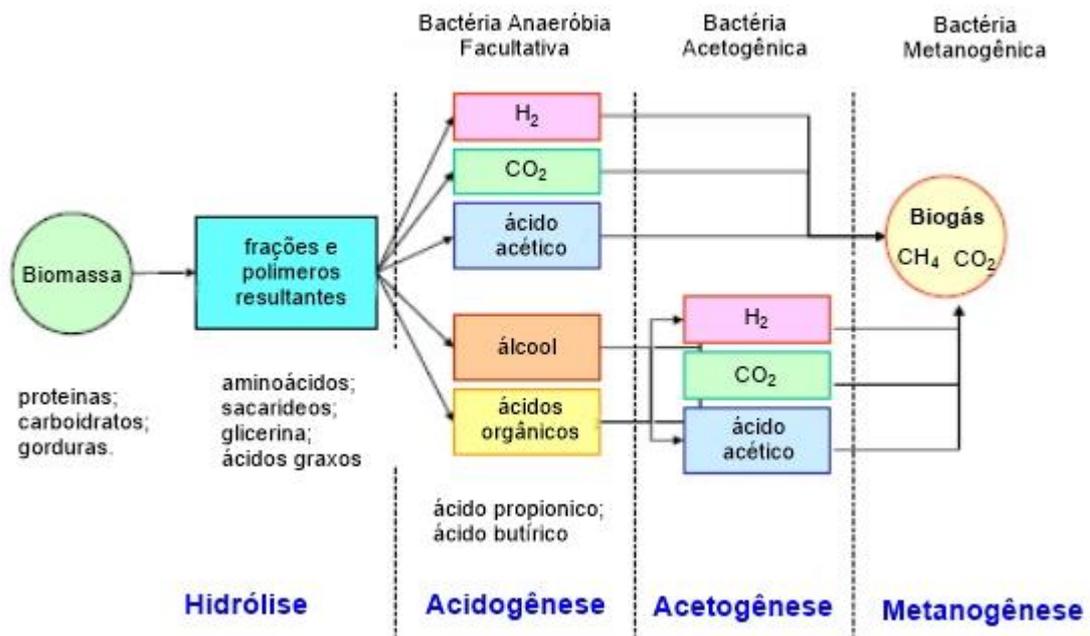
Os aterros sanitários podem ser conceituados como biorreatores dinâmicos nos quais ocorrem processos físicos, químicos e bioquímicos, sendo suas principais entradas os RSU e água e suas saídas os líquidos lixiviados e o biogás. No interior desses maciços reativos, destacam-se os processos de biodegradação dos materiais orgânicos que são usados como fonte de carbono e energia por microrganismos heterotróficos (bactérias, fungos), resultando na migração da fase sólida dos resíduos para a fase líquida por meio de difusão e dissolução. Durante esse processo ocorre formação e evaporação de outros compostos químicos e água, onde parte é despreendida e outra é absorvida pelo próprio material aterrado, ao mesmo tempo que reagem com o material não-degradável provocando reações de oxirredução e complexação desses outros. (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

Todos os processos citados podem ocorrer em paralelo, devido principalmente, a heterogeneidade dos RSU e aos diferentes fatores que cercam um aterro, como as condições meteorológicas do ambiente, tipo de operação, entre outros (BERGE *et al.*, 2013). Esses processos bioquímicos podem ser subdivididos em aeróbios e anaeróbios, e especificamente nesta pesquisa o foco será este último, pois ele é o responsável pela geração do biogás e formação de líquidos lixiviados, que por sua vez são influenciados diretamente, tanto na sua quantidade como na qualidade, principalmente pelos fatores mencionados acima e por outros fatores como pH, alcalinidade, umidade, temperatura, presença de substâncias inibidoras, entre outras como veremos a frente.

3.1.1 Digestão anaeróbia de resíduos aterrados

A degradação anaeróbica pode ser subdividida em quatro fases subsequentes distintas, em que tipos diferentes de microrganismos atuam conjuntamente em simbiose, sob condições favoráveis: Hidrólise, fermentação acidogênica, fermentação acetogênica e metanogênese, Figura 1.

Figura 1. Processo e produtos gerados na digestão anaeróbia



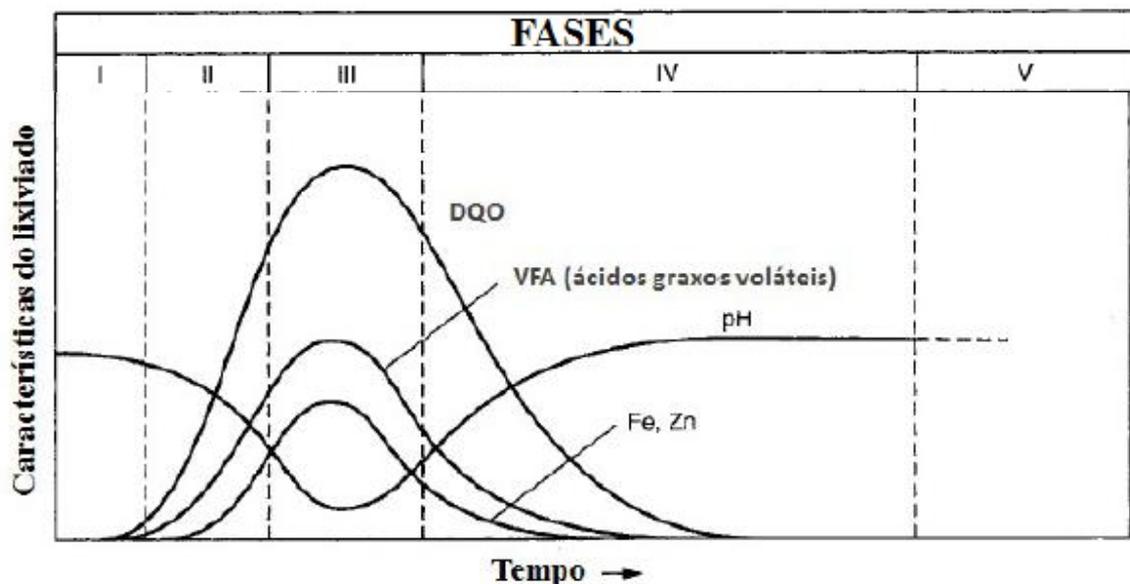
Fonte: COSSU, R.; MORELLO, L.; STEGMANN, R., (2018).

A Hidrólise (I) é um processo relevante que reduz moléculas complexas e de alta massa molecular como gorduras, carboidratos e proteínas em substâncias orgânicas mais simples e solúveis como ácidos graxos, glicerina, açúcares e aminoácidos, Figura 1.

Esta etapa é considerada como limitante da velocidade da degradação anaeróbia, uma vez que a cinética envolvida neste importante processo regula todas as reações posteriores. O tipo e as características do material determinam a duração desta etapa, podendo variar de horas em carboidratos a dias em lipídeos e proteínas, e em matérias lignocelulosicos esse processo ocorre de maneira ainda mais lenta e até mesmo não ser completada (KUNZ; STEINMETZ e AMARAL, 2019).

O lixiviado formado durante as fases iniciais da vida útil do aterro, comporta-se como um propiciador de umidade dentro do maciço sanitário, sendo rico em produtos hidrolíticos, eleva a acidez do sistema diminuindo então o pH, o que conjuntamente com formação de ácidos graxos voláteis (AGVs) ocorre aumento dos índices da DQO e DBO₅, como se observar na Figura 2 (COSSU, R.; MORELLO, L.; STEGMANN R. 2018).

Figura 2. Comportamento do lixiviado durante as fases da digestão anaeróbia



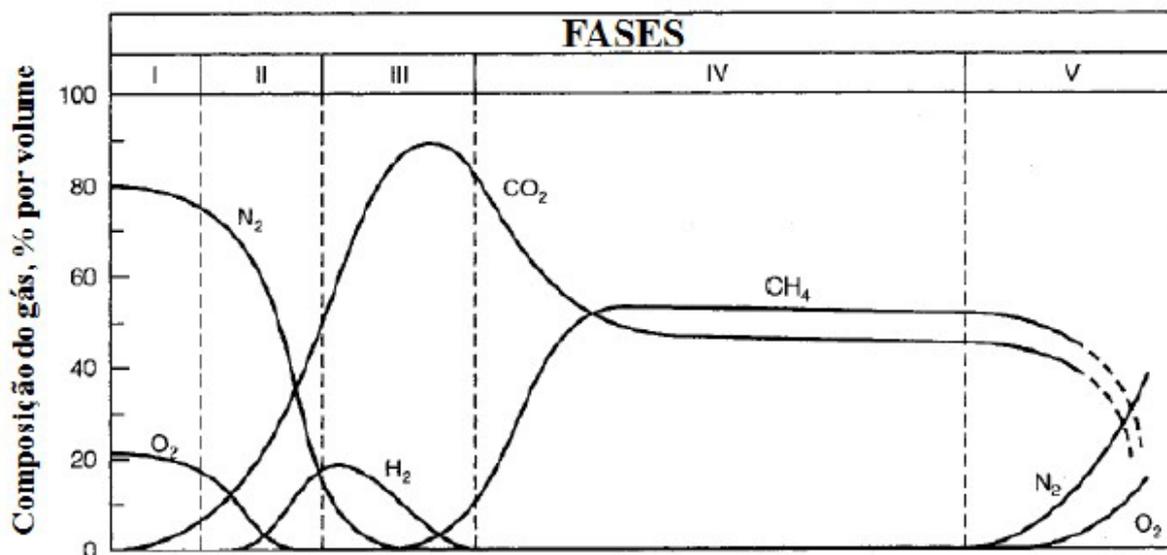
Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993)

Durante a Acidogênese (II) diferentes bactérias fermentativas anaeróbias e facultativas utilizam os monômeros formados na fase hidrolítica como substratos para produzir ácidos orgânicos de cadeia curta, como AGVs, álcoois, nitrogênio amoniacal, hidrogênio e dióxido de carbono que eliminam o oxigênio residual ainda presente no sistema. O gás hidrogênio também produzido nesta etapa é utilizado como substrato para as bactérias metanogênicas que o consomem por uma rota direta e imediata.

Considerada crítica ao processo a Acetogênese (III) é conduzida por bactérias acetogênicas, sendo os produtos resultantes da fase anterior convertidos em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono (Figura 3). A decisão que essa etapa pode provocar no sistema se dá pela possível inibição ou retardamento dos processos metanogênicos subsequentes, a depender da condição do pH, que varia com a concentração dos ácidos orgânicos produzidos.

Para que as bactérias acetogênicas e metanogênicas vivam em simbiose energética, o sistema deve estar em equilíbrio para assim o hidrogênio produzido ser consumido imediatamente pelas bactérias metanogênicas, que por sua vez geram CH_4 utilizando o CO_2 como fonte de carbono. Quando esse hidrogênio não é consumido, ele pode se misturar em maiores quantidades com o gás do aterro e, aumentar as concentrações de ácidos voláteis no lixiviado.

Figura 3. Comportamento do biogás durante as fases da digestão anaeróbia



Fonte: TCHOBANOGLOUS *et al.* (1993)

A etapa final do processo é a Metanogênese (IV), que só ocorre em condições estritamente anaeróbias, pela atuação das bactérias arqueas metanogênicas que são altamente específicas e sensíveis as mudanças de temperatura e pH, tendo adaptação variável ao ambiente aterrado, aumentando com o tempo e mudando a composição do biogás gerado, Figura 3. Essas consomem os produtos das reações acidogênica e acetogênica anteriormente comentados transformando-os em biogás, conseqüentemente diminuindo as concentrações de AGV, DQO, DBO₅ e COT no sistema, que reflete no lixiviado (Figura 2).

O biogás durante o processo anaeróbico, em condições estáveis, pode atingir faixas de concentração de 50 a 60% de CH_4 e de 40 a 50% de CO_2 , sendo esses os principais componentes que formam essa “sopa” de gases, denominada de biogás. Os demais componentes como o vapor de água, nitrogênio e hidrogênio, que

representam menos de 10% dos gases. Já as concentrações de H₂S e NH₃ dependem fortemente das concentrações de proteínas presentes nos materiais aterrados.

A partir da Figura 3, é possível perceber que a composição do biogás muda durante a vida útil de um aterro sanitário. O oxigênio é consumido inicialmente em um intervalo muito curto, as produções de CO₂ começam e são direcionados para o estabelecimento da troca energética simbiótica, para assim a fase metanogênica iniciar, durando o tempo necessário para degradar mais de 90% da matéria putrescível presente. Segundo Ritzkowski *et al.* (2006) a depender da altura e profundidade do aterro sanitário de RSU, a metanogênese pode vir a durar mais de 30 anos após o fechamento desse empreendimento.

É importante ressaltar que, os processos bioquímicos descritos, não ocorrem de forma homogênea em um aterro sanitário de RSU, eles ocorrem em microambientes e, portanto, podem variar em curtos intervalos entre as fases, onde microrganismos de fases distintas podem estar metabolizando o mesmo substrato. A qualidade e quantidade de biogás e a composição do lixiviado gerados em um aterro sanitário refletem uma condição dominante que pode estar atuando em uma determinada faixa de tempo, dentro desse sistema dinâmico e sensível aos fatores ambientais (CASTILHOS *et al.*, 2003).

3.1.2 Fatores que influenciam na degradação de RSU aterrados

A temperatura, pH, alcalinidade, AGV, Nitrogênio Amoniacal, presença de oxigênio fazem parte de um conjunto de parâmetros que influenciam fortemente a degradação anaeróbia de RSU aterrados. Esses fatores combinados a presença macronutrientes (nitrogênio, fósforo e enxofre), a disponibilidade de micronutrientes e a concentrações de compostos tóxicos, são amplamente utilizados para determinar as condições dos processos anaeróbios a partir da observação das faixas de controle trazidas pela Tabela 1, que podem oferecer respostas negativas ou positivas quanto ao estado do processo degradativo.

Os processos de formação de metano na degradação anaeróbica ocorrem principalmente nas faixas de temperatura mesófila (30 a 40° C). Com o aumento da temperatura a cinética de degradação é acelerada por meio da ativação de diferentes grupos microbiano, ocorrendo frequentemente no interior desses biorreatores a

manutenção natural da condição mesófila pelas propriedades térmicas dos materiais aterrados e pela estrutura de cobertura propiciada pela operação.

Tabela 1. Efeitos provocados pelas faixas dos principais parâmetros que influenciam da digestão anaeróbia

Parâmetro	Faixa de efeito positivo	Faixa de efeito negativo
Temperatura	30 – 40	
pH	6,6 – 7,6	< 6 e > 8,2
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	1000 – 5000	
AGV (mg CH ₃ COOH.L ⁻¹)	< 6000	> 6000
Nitrogênio Amoniacal (mg.L ⁻¹)	40 – 70	> 3000

Fonte: Adaptado de COSSU, R.; MORELLO, L.; STEGMANN R., (2018).

Sendo as bactérias metanogênicas estritamente anaeróbias, oxigênio residual na massa de resíduos inibe a produção de metano, logo sua presença é indesejada para a completude do processo. Por sua vez o teor de umidade e o fluxo de água são fundamentais para os processos bioquímicos, atuando no processo de formação dos produtos hidrolíticos, permitindo a distribuição de microrganismos e nutrientes, lixiviando as toxinas dos RSU aterrados. Logo, estando a umidade em níveis baixos, a atividade anaeróbia será comprometida, conseqüentemente, as emissões gasosas potenciais não serão atingidas (RITZKOWSKI E STEGMANN, 2013).

Um parâmetro que têm influência determinante na eficiência das bactérias metanogênicas é o pH, uma vez que a acumulação de ácidos, principalmente os AGV diminuem esse índice, que pode inibir o processo metanogênico nos microambientes formados no interior do aterro sanitário, quando atinge valores abaixo de 6, como mostra a Tabela 1. Existe uma relação delicada entre o pH, a alcalinidade e os AGV dentro do sistema anaeróbio, sendo a alcalinidade capaz de produzir o efeito tampão e diminuir as variações do pH, a partir dos alcalinos formados pela degradação de proteínas e redução de sulfatos. Dessa forma a produção de AGV consumirá de forma gradativa a alcalinidade gerada no sistema degradativo, para assim depois começar a influenciar nos índices de pH. Logo, não é suficiente, nem recomendado que se

realize apenas o monitoramento do pH do sistema, sendo a relação Alcalinidade/AGV muito indicada pela literatura (CHERNICHARO, 1997; MÉZES *et al.*, 2011; DROSG, 2013; TÁPPARO *et al.*, 2014) para determinação das condições do substrato digerido em sistemas anaeróbios.

A depender de sua concentração, o nitrogênio amoniacal pode tanto servir de substrato (nutriente) para as bactérias metanogênicas, como ter comportamento tóxico para essas bactérias devido as altas concentrações desse composto, combinada a índices de pH também mais elevados, podendo vir a inibir a atividade microbiana. A alcalinidade é uma das influenciadas no processo degradativo anaeróbio, pela presença do íon amônia, provocando o aumento do pH para índices acima de 8 (McCARTY, 1964).

Os macronutrientes com nitrogênio, enxofre e fosforo compõem as estruturas moleculares orgânicas dos RSU sendo bastante difícil a sua quantificação, principalmente em aterros sanitários. Como no caso do nitrogênio amoniacal, dependendo da concentração desse elemento no interior do aterro, efeitos tóxicos podem atingir os microrganismos, conseqüentemente afetando a cinética de degradação anaeróbia. Uma técnica que pode minimizar os efeitos negativos os distúrbios de concentração desse composto no maciço sanitário, é a recirculação do lixiviado gerado pelo próprio aterro (CHRISTENSEN e KJELDTSEN, 1989).

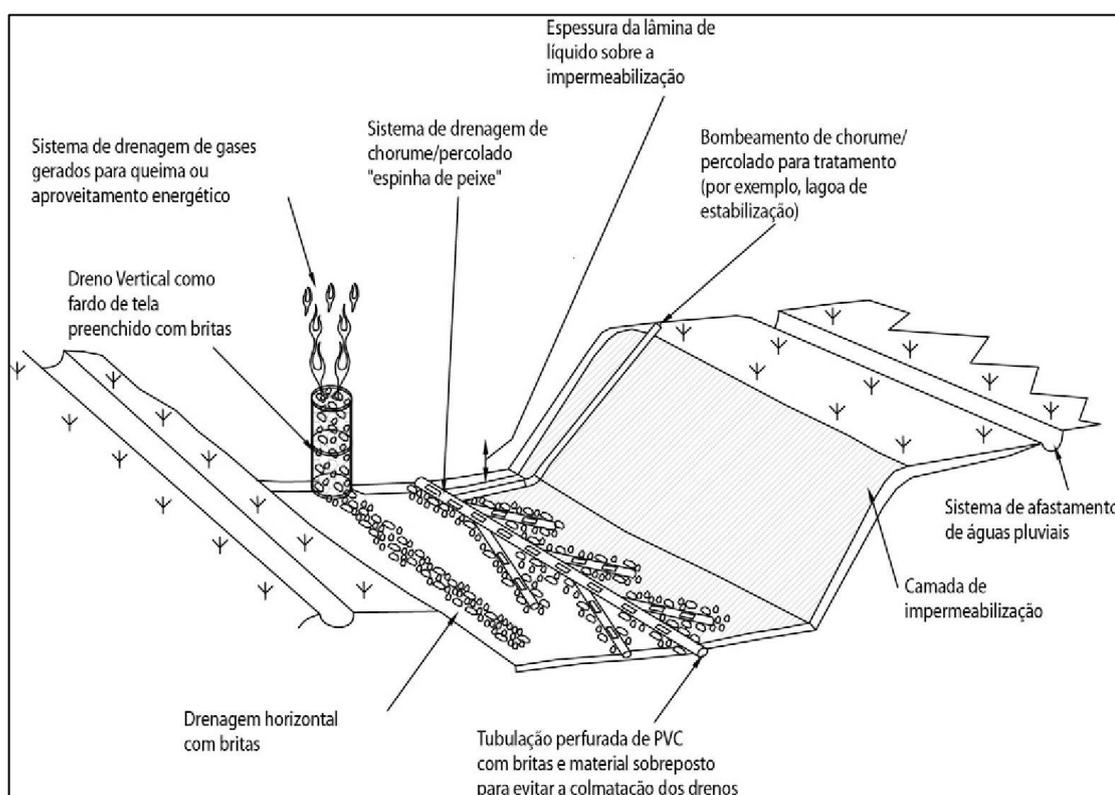
3.2 Monitoramento ambiental da emissão de gases de aterro sanitário

Os gases gerados no interior do aterro sanitário acabam sendo expulsos para a atmosfera por caminhos preferenciais formados durante a própria operação do empreendimento. Com movimentos ascendentes, por ser mais leve que o ar, o metano e outros gases gerados ao encontrar camadas de cobertura bem compactadas, migram preferencialmente para os drenos instalados especificamente para a liberação desses gases para a atmosfera (Figura 3) e para zonas do aterro que estejam oferecendo menor resistência a sua passagem, como os taludes (ATSDR, 2001).

De maneira geral, em aterros sanitários os fatores permeabilidade, pressão e difusão influenciam diretamente no movimento dos gases. Como já mencionado, os gases tendem a se movimentar para áreas que apresentem maior permeabilidade ao

ar. Áreas com baixa permeabilidade ao gás não terão à preferência dos deslocamentos. Já no que se refere a pressão interna, os gases tendem a movimentar-se para as áreas de menor pressão. Por sua vez a difusão refere-se ao deslocamento natural dos gases gerados no aterro sanitário para ambientes que permitam uniformizar sua concentração neste espaço (ATSDR, 2001).

Figura 4. Croqui dos sistemas de drenagem de lixiviado, gases e de águas pluviais em um aterro sanitário de RSU



Fonte: BARROS (2013) com base na ABNT NBR 13896/1997

Os drenos verticais instalados em um aterro têm o papel de atuar como condutores principais dos gases, permitindo o fluxo desses para a atmosfera, ou para dutos de captação de biogás, pois caso esse fique aprisionados no interior das células o risco de explosão é bastante possível.

Diante disso a operação de um aterro deve estar sempre atenta quanto a qualidade das vazões guiadas por esses drenos, observando algumas condições importantes, como a eficiência da cobertura, condições climáticas como a velocidade e direção dos ventos, a diferença de umidade, os níveis dos lençóis freáticos, a temperatura na massa de resíduos aterrada, a pressão atmosférica e de gás no solo, e a presença de rachaduras e ravinas na camada de cobertura (FREIRE, 2018).

Neste sentido o monitoramento ambiental e controle das emissões geradas por um Aterro Sanitário à atmosfera, inclusive mesmo após o seu encerramento, conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos e a NBR N° 13896/1997 (ABNT, 1997b), são importantes para que se atinja a qualidade ambiental das áreas de influência direta e indireta ao empreendimento. Os efeitos dessa poluição variam de apenas um incômodo olfativo a possíveis complicações mais severas, até os efeitos na contribuição para o aquecimento global provocado por esses gases. Também é importante frisar que a geração dos gases, bem como seu fluxo pela drenagem é reforçada pela aplicação de estudos para estimar o potencial de geração desse biogás em termos energéticos (FERNANDES, 2009).

3.3 Abordagem experimental do BMP

A abordagem experimental comumente utilizada em laboratório para avaliar a degradabilidade em condições anaeróbias de RSU, sob condições que favoreçam as reações e a atividade microbiana, é o ensaio de Potencial de Bioquímico de Biogás (PBB) ou Potencial Bioquímico de Metano (PBM). De maneira geral esse ensaio foi inicialmente desenvolvido para determinar o rendimento de CH₄ de RSU em reatores anaeróbios (OWEN *et al.*, 1979), a partir do monitoramento de frascos vedados contendo pequenas quantidades desses resíduos homogêneos em um estado pastoso. A produção de biogás observada no decorrer do período estipulado, pode ser usada para estimar o potencial de geração desse gás do material analisado, a partir da manipulação de modelos matemáticos e dos parâmetros cinéticos (L₀ e k) de degradação desses resíduos.

No entanto, com o passar dos anos vários padrões, diretrizes e métodos foram desenvolvidos para constituir protocolos (Quadro 1) na tentativa de aprimorar e normatizar esses experimentos, observando e formulando parâmetros e condições de teste, que hoje são largamente aplicados. Porém, os dados gerados tornam-se dificilmente comparáveis pois mesclam ou utilizam apenas alguma dessas recomendações (ANGELIDAKI *et al.*, 2009, RAPOSO *et al.*, 2011).

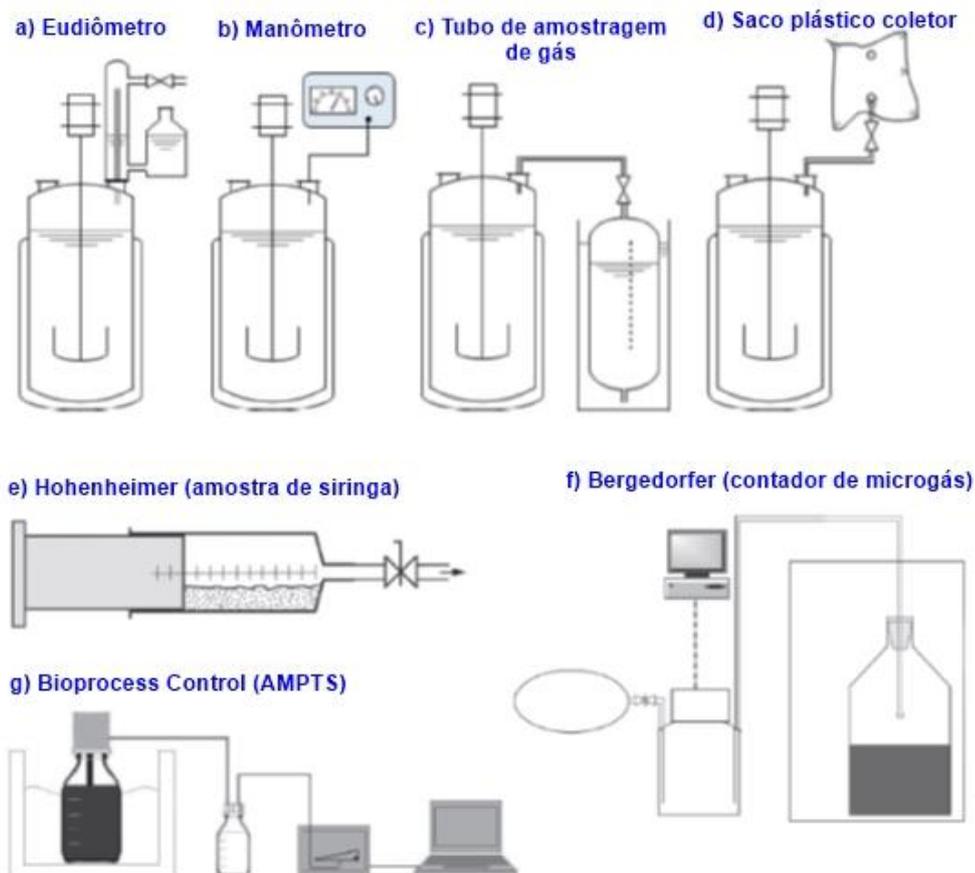
Quadro 1. Resumo das diretrizes estabelecidas pelas principais metodologias de ensaios de BMP

	DIN 38414-8:1985-06 (1985)	DIN EN ISO 11734 (1998)	VDI 4630 (2016)	Angelidaki <i>et al.</i> , 2009	Holliger <i>et al.</i> , 2016	
Escopo	Fermentação de águas residuais lamas de tratamento	Fermentação de materiais orgânicos	Fermentação de materiais orgânicos	Fermentação de resíduos orgânicos sólidos e culturas energéticas	Fermentação de materiais orgânicos	
Configuração experimental	Volume	Eudiometro, 0,5 L	0,1 a 1 L	0,5 a 2 L, 10 a 20 L em caso de substrato não homogêneo	~ 0,1 L a 2 L, dependendo da homogeneidade do substrato	~ 0,1 L a 2 L, dependendo da homogeneidade do substrato
	Temperatura	Mesofílica	Mesofílica	Mesofílica ou termofílica	Mesofílica ou termofílica	Mesofílica ou termofílica
	Agitação	-	Mistura manual ou agitação duas ou três vezes por semana	Agitação contínua ou mistura manual periódica	Agitação contínua	Mistura contínua ou manual suave uma vez ao dia
Inóculo	Fonte	Lodo digerido e ativo	Lodo de esgoto municipal ou digerido de reatores em escala de laboratório	Digestor anaeróbico ativo (tratamento de esgoto municipal ou usinas agrícolas)	Digestor anaeróbico ativo (lodo, estrume)	Digestor anaeróbico ativo (tratamento de esgoto municipal ou usinas agrícolas)
	Pré-tratamento	-	Lavagem e ressuspensão em meio de teste especificado	Remoção de material grosso	Homogeneidade necessária Remoção de material grosso	Diluição, se necessário Peneira, malhagem de 1 a 5 mm
	Nutrientes	Ajuste de pH e nutrição	-	Opcional de acordo com a DIN EN ISO 11734 (1998)	Suplementação de macro e micronutrientes	Suplementação de macro e micronutrientes
	Desgaseificação	Desgaseificação a 35 ° C	Desgaseificação opcional de 5 a 7 dias a 35 ± 2 ° C	Desgaseificação à temperatura de teste	Desgaseificação de 2 a 5 dias na temperatura de teste	Desgasificação até 7 dias na temperatura de teste
	Armazenamento	Armazenamento prolongado (1 mês) a 35 ° C em condições anaeróbicas	-	Opcional de acordo com a DIN 38414-8 (1985)	Uso de inóculo fresco	Inocula deve ser usado o mais fresco possível
	Adaptação	-	Pré-incubação opcional de substratos lentos a degradáveis	Repetição opcional do teste de batelada com digestado do teste anterior	-	Não é necessário
	Produção/Atividade e de Gás	-	-	Produção de gás endógeno do inóculo <20% da amostra (substrato e inóculo)	teste de atividade de celulose, glicose, caseína e ácidos orgânicos (propiónico, ácido n-butírico ou acético)	Produção de gás endógeno do inóculo <20% da amostra (substrato e inóculo)
Referência	Lodo de referência estação de esgoto municipal	Benzoato de sódio, fenol, polietileno glicol (degradação > 60% em peso)	Celulose microcristalina (745 L de biogás kg ⁻¹ SV ± 10%) de acetato	Celulose microcristalina, gelatina	Celulose microcristalina (> 85% e <100% do potencial de gás estequiométrico > 352 L CH ₄ kg ⁻¹ SV e > 414 L CH ₄ kg ⁻¹ SV), tributirina	
Razão inóculo para substrato	5 - 20% de substrato em massa	100 mg de substrato por L de carbono orgânico	> 2,5 (a relação substrato / inóculo baseada em SV deve ser < 0,5)	Recomendação específica para cada substrato	Entre 2 e 4 (baseado em SV)	
Critério de encerramento	Taxa diária de biogás ≤ 1% do volume total	60 d, degradação > 50% (fase de platô da cinética de degradação)	Taxa diária de biogás < 0,5% do volume total	-	Taxa diária de biogás <1% do volume total	
Repetição/validação	-	Triplicata	Desvio entre dois dos triplicados máx. 15% de celulose microcristalina (referência) produz 745 ± 10% de biogás ou 373 ± 10% de metano (em L kg ⁻¹ SV)	Triplicado Avaliação interlaboratorial	Triplicado Avaliação interlaboratorial Eliminação externa: desvio padrão relativo > 5% Celulose microcristalina (referência) produz entre 352 e 414 metano em LCH ₄ .kg ⁻¹ SV	
Análise de dados	Correção de gás seco Correção de volume em condições padrão (273,15 K, 101,33 kPa)	Correção de gás seco Correção de volume em condições padrão (273,15 K, 101,33 kPa)	Correção de gás seco Correção de volume em condições padrão (273,15 K, 101,33 kPa) Correção de ST, se necessário	Correção de volume em condições padrão (273,15 K, 101,33 kPa)	Correção de gás seco Correção de volume em condições padrão (273,15 K, 101,33 kPa)	

Fonte: WEINRICH *et al.*, (2018)

Os testes de BMP utilizam equipamentos ou reatores, preferencialmente, de vidro (VDI 4630, 2016), sem entrada de gases, capazes de permitir a medição do biogás produzido, por meio de métodos volumétricos ou manométricos (Figura 5).

Figura 5. Principais equipamentos utilizados nos ensaios BMP



Fonte: WEINRICH *et al.*, (2018)

A partir das características do material a ser analisado, se homogêneo ou não, o reator necessário é adaptado, bem como se esse substrato requer pré-tratamento para se adequar aos reatores, como no teste da seringa (Figura 5. e). Um outro elemento necessário ao teste é o inóculo, pois ele pode trazer uma diversidade microbiana ao sistema, a depender se sua qualidade que deve ser testada. Porém, é importante destacar que o inóculo tem o seu impacto no biogás gerado, sendo necessária na interpretação dos resultados identificar e quantificar essa contribuição.

O ensaio BMP ocorre geralmente em estufas ou banhos térmicos, no qual a temperatura deve ser controlada, sob condições mesófilas ($37\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$) ou termofílas

(55 °C ± 1 °C), para que assim as bactérias atinjam os diferentes estágios da degradação anaeróbia (VDI 4630, 2016).

A análise da composição desse biogás gerado durante os ensaios é uma etapa importante, especialmente no sentido da estimativa de geração pois o CH₄ é o gás combustível do processo, que muitas vezes, nas condições reais dos aterros, a determinações dessas concentrações por leitores de gases é inviabilizar devido a indisposição do equipamento adequado. Já em escala laboratorial essas leituras tornam-se mais facilitadas, até mesmo por equipamentos que já possuem tecnologia de leitura automática, por meio da lavagem do gás gerado em hidróxido de sódio (NaOH), como no caso do AMPTS (Figura 5.g).

Outro ponto bastante discutido é a duração do teste BMP, que depende da cinética do processo bioquímico. Alguns protocolos recomendam o encerramento quando a produção diária de biogás for menor que 0,5%, na *VDI 4630* (2016), e outros menor que 1% em Holliger *et al.*, (2016), do volume de biogás acumulado até então.

3.4 Modelos para geração de biogás em aterros sanitários

Em geral o potencial de geração de biogás de um aterro é determinado a partir da aplicação de modelos matemáticos de previsão já existentes ou a partir do comportamento de dados experimentais que podem ser obtidos em diferentes escalas, como no caso dos resultados dos ensaios de BMP que fornecem a produção acumulada de biogás, para um determinado material, durante o tempo de incubação a temperatura controlada.

Desde a década de 70, que se pode encontrar registros do desenvolvimento de modelos de previsão de biogás, a partir de resumos de dados experimentais realizados por vários autores como Alpern, (1973); Boyle, (1976) e Ham, (1979). Geralmente, os modelos de degradação são expressos por equações exponenciais, orientadas por parâmetros experimentais, como o potencial de geração de biogás (L_0) e a constante cinética de degradação (k). No Quadro 2, estão apresentadas uma pequena parcela das abordagens simplificadas de modelos que comprovaram sua aplicabilidade na predição de geração de biogás a partir de testes BMP.

Quadro 2. Modelos para determinação da produção cumulativa de biogás em ensaios BMP

Ordem	Equação	Parâmetros
Primeira - ordem	$L_0 \cdot (1 - e^{-kt})$	L_0 = potencial de geração de biogás em L/kgSV k = constante de degradação em dia ⁻¹
Duas frações Primeira - ordem	$L_0 \cdot (1 - \alpha \cdot e^{-k_r t} - (1 - \alpha) \cdot e^{-k_l t})$	L_0 = potencial de geração de biogás em L/kgSV α = parte dos componentes do substrato rapidamente degradáveis k_r = constante de degradação da fração rapidamente degradável em dia ⁻¹ k_l = constante de degradação da fração lentamente degradável em dia ⁻¹
Monod	$L_0 \cdot \left(\frac{k \cdot t}{1 + k \cdot t} \right)$	L_0 = potencial de geração de biogás em L/kgSV k = constante de degradação em dia ⁻¹
Gompertz Modificado	$L_0 \cdot e^{-e^{\left(\frac{Rm \cdot e}{L_0}\right)(\gamma - t) + 1}}$	L_0 = potencial de geração de biogás em L/gSV Rm = taxa de produção máxima de biogás em L/gSV.dia ⁻¹ γ = tempo de atraso em dia

Fonte: WEINRICH *et al.*, (2018)

Quanto a estimativa da geração de biogás em aterros de RSU os modelos de decaimento de primeira ordem são amplamente utilizados, devido principalmente ao fato da baixa necessidade de parâmetros de entrada. Entre os mais conhecidos estão os da USEPA, denominado de LandGEM, e do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) que já criou três versões, sendo a versão lançada no ano de 2006 é mais atual, como traz o Quadro 3 que apresenta as principais características dos modelos citados.

Quadro 3. Modelos de previsão de geração de metano de primeira ordem

Modelo	Detalhamento
IPCC (1996) Ordem zero	$Q_{CH_4} = M \cdot L_0$ $L_0 = MCF \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot F \cdot \frac{16}{12}$ <p> Q_{CH_4} - volume de CH₄ gerado por ano (m³/ano) M - massa de resíduo depositada por ano no aterro (t/ano) L_0 - potencial de geração de CH₄ por massa de resíduo (tCH₄/tresíduos) MCF - fator de correção de CH₄; DOC - fração de carbono orgânico degradável no resíduo; DOC_f - fração do DOC convertido em biogás; F - concentração de CH₄ no biogás; </p>

<p>IPCC (1996) Primeira ordem unicomponente</p>	$Q_{CH_4} = \sum_x N \cdot M \cdot k \cdot L_0 \cdot e^{-k(t-x)}$ $N = \frac{1 - e^k}{k}$ $L_0 = MCF \cdot DOC \cdot DOC_f \cdot F \cdot \frac{16}{12}$ <p> Q_{CH_4} = geração anual de CH_4 (m^3/ano) N = fator de normalização (adimensional) M = quantidade anual de resíduo (t/ano) k = constante de degradação (ano^{-1}) L_0 = potencial de geração de CH_4 ($tCH_4/t_{residuo}$) MCF = fator de correção de CH_4 (adimensional) DOC = carbono orgânico degradável ($tC/t_{residuo}$) DOC_f = fração do DOC convertido em biogás (%) F = concentração de CH_4 no biogás (%) </p>
<p>LandGEM Primeira ordem Unicomponente</p> <p>EPA (1996) - LandGEM 2.01 EPA (2005) - LandGEM, 3.02</p>	<p>Os parâmetros recomendados pelo modelo são baseados em dados empíricos de aterros dos Estados Unidos, utilizando a equação abaixo:</p> $\sum_{i=1}^n Q_{CH_4} = \sum k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot (e^{-kt_i})$ <p> Q_{CH_4} é a taxa de geração de metano no ano de cálculo; i é o incremento de tempo (ano); k é a taxa de geração de metano (ano^{-1}) L_0 é o potencial de geração de metano (m^3/t) M_i é a massa de resíduos recebida no ano i (t) </p>
<p>CETESB (2005) Biogás 1.0</p>	<p>Aplicação do modelo da USEPA no Brasil</p> $Q_x = k \cdot R_x \cdot L_0 \cdot e^{-k(x-T)}$ <p> Q_x = vazão de CH_4 no ano de cálculo (m^3CH_4/ano) k = constante de decaimento (ano^{-1}) R_x = fluxo de resíduos no ano de cálculo (kg) L_0 = potencial de geração de CH_4 (m^3CH_4/kg) T = ano de deposição do resíduo no aterro (ano) </p>
<p>IPCC (2006) Primeira ordem multicomponente</p>	<p>Considera a equação de decaimento de primeira ordem para a fração carbonácea existente em cada tipo de resíduos, considerando cada um com cinética diferenciada de degradação.</p>

Fonte: Adaptado de Firmo, 2013.

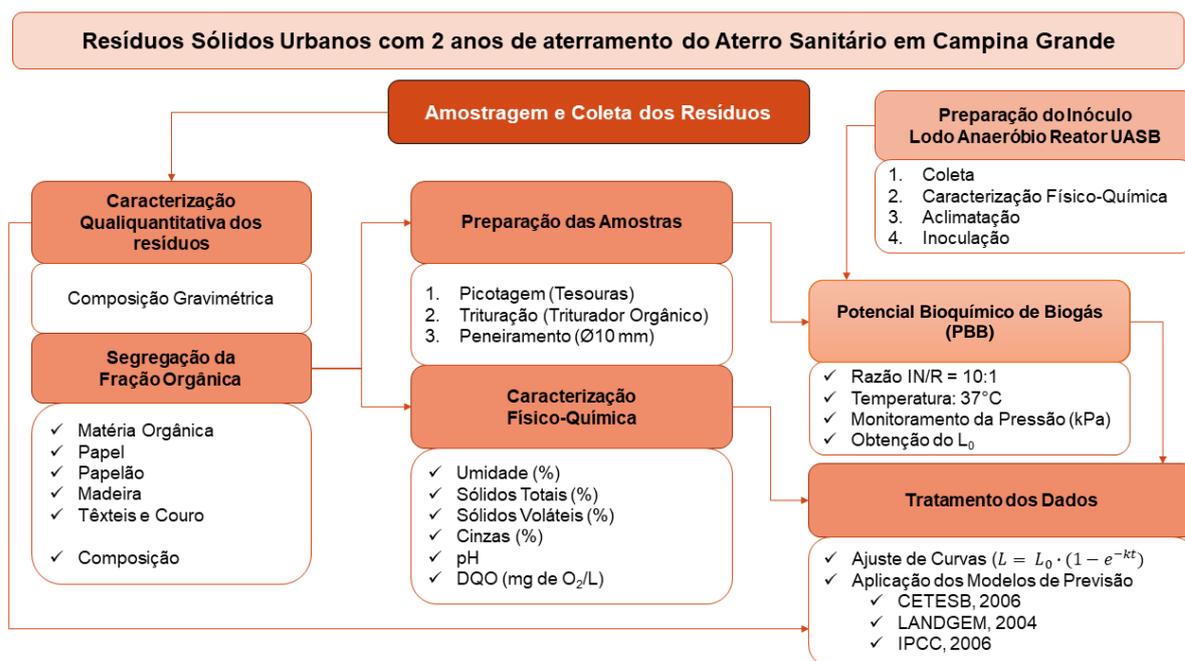
Na prática as equações dos modelos indicam que as vazões de biogás são máximas nos primeiros anos reduzindo com o passar dos anos. Essas emissões serão

maiores quanto maiores forem os valores do potencial de geração de metano, da constante de decaimento e a massa de resíduos depositada, por sua vez, a degradação dos resíduos será mais acentuada quanto maior for a constante de degradação. É importante notar também que quanto maior a idade do resíduo aterrado menor será a vazão de metano estimada.

4. METODOLOGIA

Nesta seção será detalhado o fluxograma metodológico (Figura 6) adotado para esta pesquisa. De maneira geral, o estudo do potencial de RSU aterrados compreendeu as etapas de amostragem e coleta desses resíduos, seguida da sua caracterização quali-quantitativa e segregação da fração orgânica. As amostras de RSU coletadas foram então preparadas para a execução da caracterização físico-química, assim como em paralelo foi realizado para o inóculo (lodo anaeróbico) utilizado nos ensaios de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) que permitiram obter o potencial de geração máxima de biogás (L_0) e as respectivas constantes de degradação (k) de cada resíduo. Por fim foram então estimadas as vazões anuais de biogás a partir do conjunto de dados obtidos experimentalmente utilizando as diferentes abordagens dos modelos disponíveis na literatura, comparando-as com as vazões registradas *in situ* pelo monitoramento das vazões de metano dos drenos amostrados.

Figura 6. Fluxograma metodológico utilizado

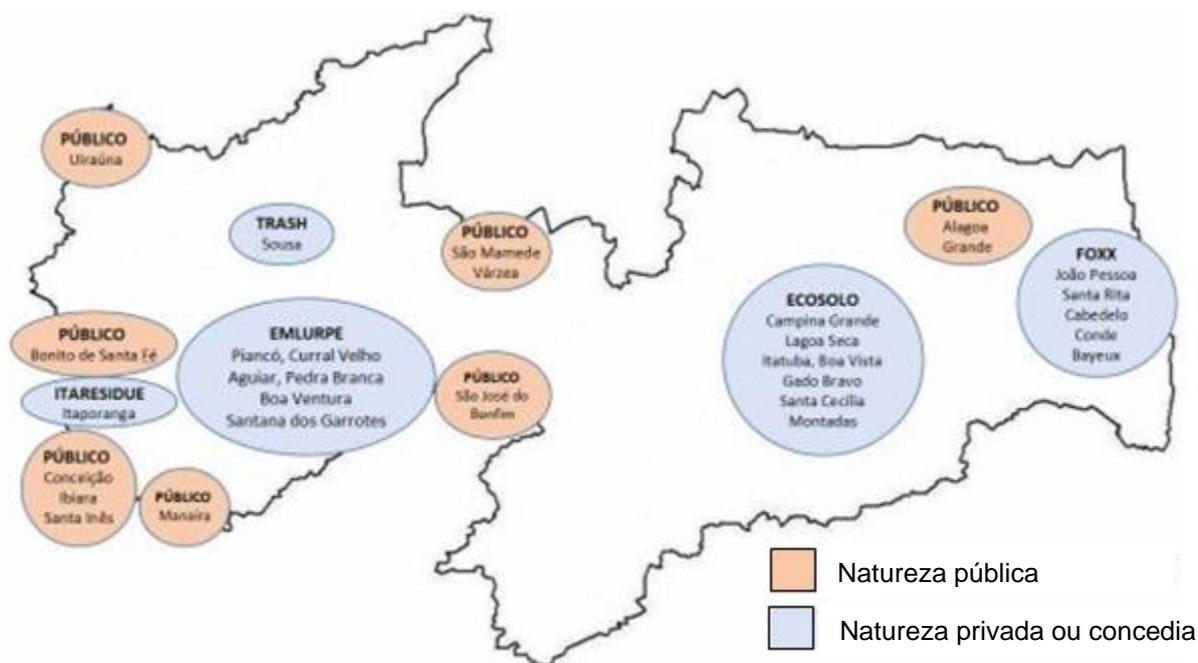


Fonte: O autor, (2021)

4.1 Área de Estudo

Segundo o Relatório da Auditoria Operacional em Resíduos Sólidos realizado pelo Tribunal de Contas do Estado da Paraíba (TCE-PB) no ano de 2018, o quantitativo de municípios paraibanos com disposição final em aterro sanitários é de 32 (trinta e dois), o que corresponde apenas a 14,35% dos seus 223 municípios. Desses 32 municípios, conforme Figura 7, 24 (75%) dispõem seus RSU em aterro sanitário privado ou concedido e 8 (25%) em aterro público.

Figura 7. Distribuição dos aterros sanitários no território paraibano



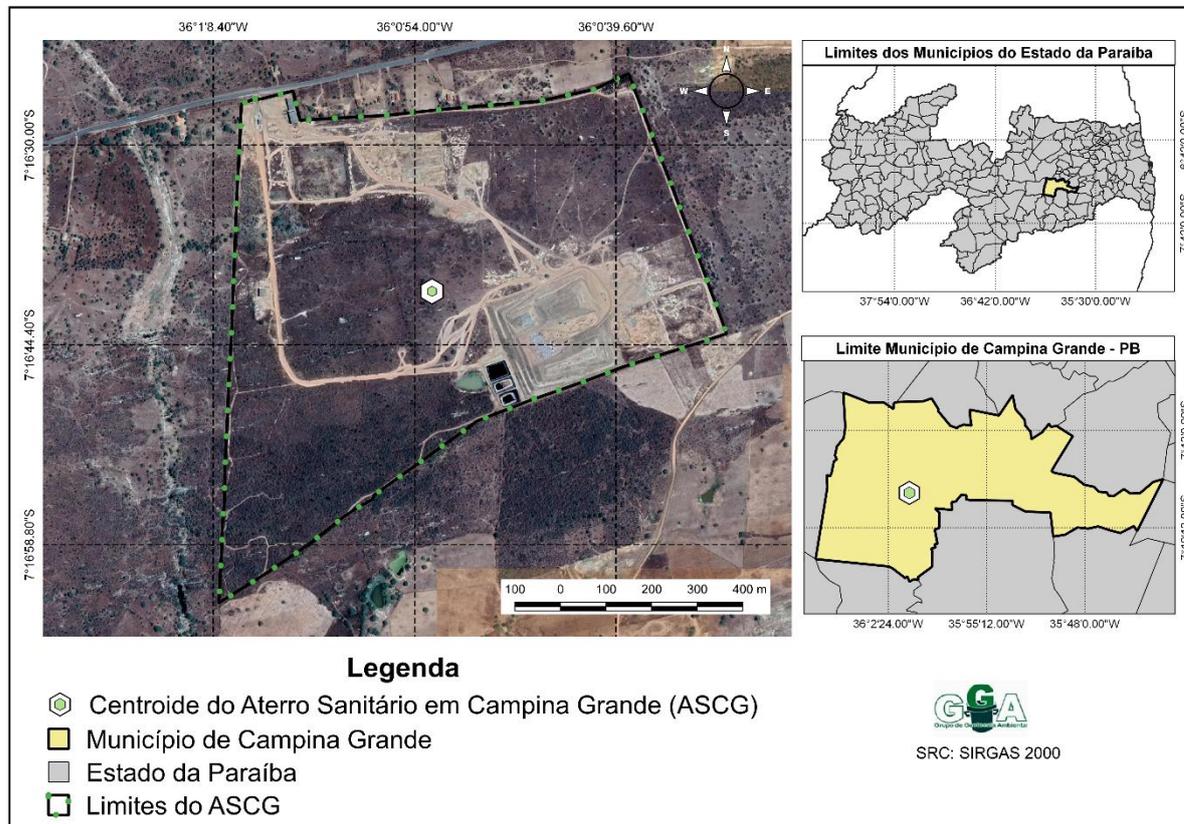
Fonte: TCE-PB. Processo TC N° 05095/16 (2019).

A cidade de Campina Grande, localizado no Agreste Paraibano é um dos poucos municípios do estado que dispõe seus resíduos em aterro sanitário, que conforme ilustrado na Figura 7, é de natureza privada. A empresa Ecosolo - Gestão Ambiental de Resíduos LTDA é a responsável pela operação deste empreendimento que iniciou suas atividades no ano de 2015.

O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), campo experimental dessa pesquisa, está localizado na Fazenda Logradouro II no distrito de Catolé de Boa Vista, a 10 km do centro urbano deste município, sob as coordenadas Longitude 36°00'52.76" Oeste e Latitude 7°16'40.55" Sul que indicam o centroide do polígono

que compreende a área total do empreendimento que é de 64 hectares como indicado na Figura 8.

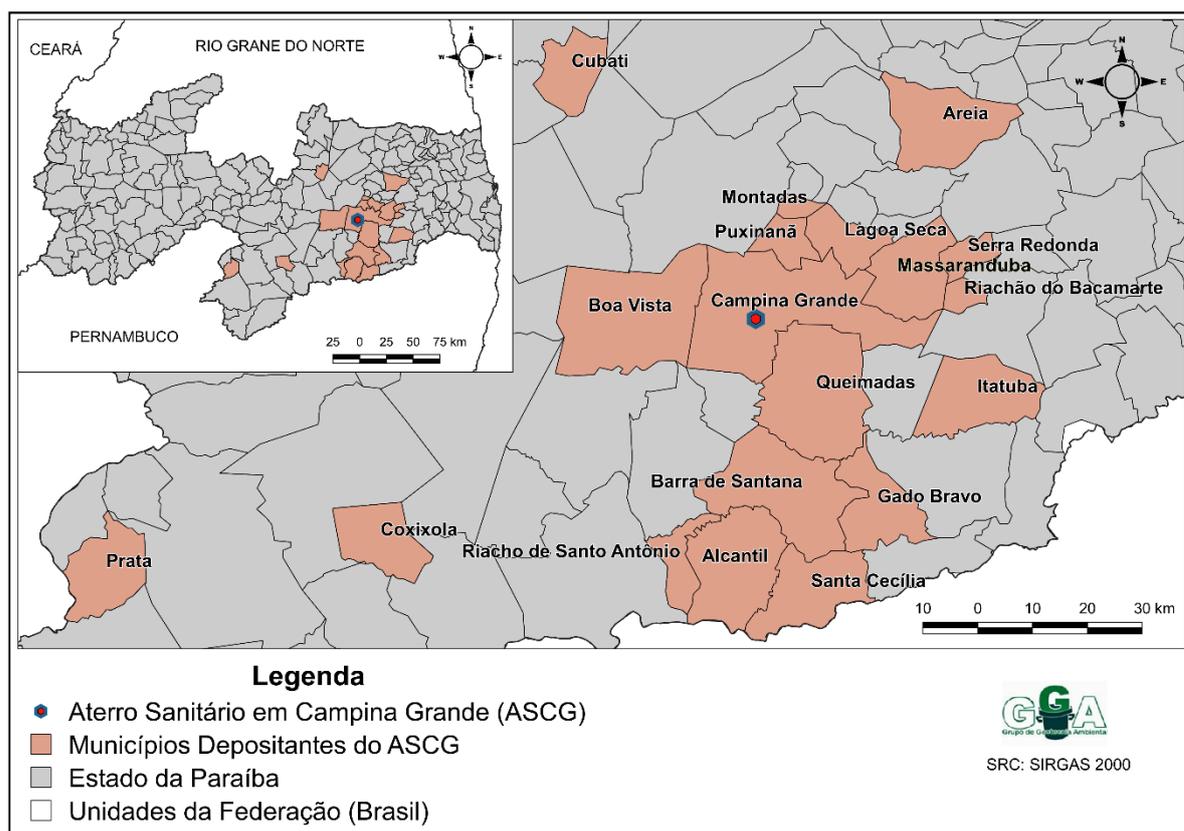
Figura 8. Mapa de localização do ASCG



Fonte: O autor, (2021)

Com uma área de 40 hectares disponíveis para deposição de resíduos, o ASCG foi projetado para receber diariamente 350 toneladas de RSU durante o horizonte de 25 anos. Como a maioria das etapas dessa pesquisa foi executada no ano 2019, foi observado que para o referido ano o empreendimento atendia 19 municípios, sendo eles: Alcantil, Areia, Barra de Santana, Boa Vista, Campina Grande, Coxixola, Cubati, Gado Bravo, Itatuba, Lagoa Seca, Massaranduba, Montadas, Prata, Puxinanã, Queimadas, Riachão do Bacamarte, Riacho de Santo Antônio, Santa Cecília e Serra Redonda. Na Figura 9 está apresentada a distribuição geográfica desses municípios em torno do aterro.

Figura 9. Mapa dos municípios depositantes do ASCG



Fonte: O autor, (2021)

Foram executadas do ano de 2015 a 2018 quatro células sanitárias com dimensões de base de 100 x 100 m e altura máxima de 20 m. Em meados de 2017 foi iniciado o processo de junção das 4 células de RSU, que ocorreu concomitantemente a sua operação, formando assim, uma Macro célula de resíduos sólidos urbanos. Em 2019, com a junção das células sendo finalizadas, houve o aumento de aproximadamente, 5 metros do platô superior, totalizando a altura da célula em cerca de 26 metros. Sobre essa estrutura foram instalados 49 drenos verticais de biogás a qual permitem a captação e drenagem dos gases gerados no interior do maciço sanitário, liberando-os direto para a atmosfera.

É importante ressaltar que, a realização dessa pesquisa foi possível devido a um convênio estabelecido entre a Ecosolo Gestão de Resíduos LTDA e a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) por meio do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), o qual é responsável pelo monitoramento Geoambiental do Aterro sanitário em Campina Grande-PB desde o ano de 2016. Pela a execução de ensaios *in situ* e em laboratório são determinadas as grandezas pertinentes aos parâmetros

monitorados dos gases e líquidos gerados no empreendimento, bem como nos recursos hídricos na área circunvizinha ao aterro, que foi definido por meio do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) do empreendimento, além do monitoramento geotécnico da macrocélula.

4.2 Amostragem e Caracterização dos Resíduos

4.2.1 Caracterização Gravimétrica

Para determinação de uma amostra representativa dos RSU com dois anos de aterramento no ASCG, foi consultado o histórico diário da balança nesse empreendimento do ano de 2017 (Tabela 2) para assim obter a quantidade mensal de deposição naquele ano. Por meio da estatística amostral, a Equação (Eq.) 1 foi utilizada para determinar com base na estimativa da média populacional o tamanho da amostra.

$$n = \left(\frac{Z_{\alpha/2} \cdot \sigma}{E} \right)^2 \quad \text{Eq. 1}$$

Onde,

n = Número de indivíduos na amostra

$Z_{\alpha/2}$ = Valor crítico que corresponde ao grau de confiança desejado.

σ = Desvio-padrão populacional da variável estudada.

E = Margem de erro ou erro máximo de estimativa. Identifica a diferença máxima entre a média amostral e a verdadeira média populacional.

Tabela 2. Histórico de deposição de RSU no ano de 2017

Mês	Massa de resíduos municipais depositada (t)
JAN	17688,52
FEV	12795,98
MAR	14162,61
ABR	13098,88
MAI	14327,95
JUN	15573,26
JUL	15251,01
AGO	14720,97

SET	14343,60
OUT	13683,25
NOV	14843,81
DEZ	15050,85

Fonte: Acervo de pesquisas GGA/UFCG (2021)

A partir desses dados foram geradas com auxílio do *Excel versão 2017* a estatística descritiva necessária para obtenção dos termos de entrada da Equação 1, obtendo-se 14628,39 t de média e desvio padrão de 1274,11 t. Logo, substituindo os valores na própria equação, para um nível de confiança de 90% ($Z_{\alpha/2} = 1,645$) e assumindo um erro de 15% a amostra determinada foi de 1,04 toneladas de resíduos com dois anos de aterramento. A escolha desse valor representado pelo erro, está associado a capacidade de operação e manuseio dos recursos técnicos e humanos, por parte da equipe desta pesquisa.

A amostra de RSU, em toneladas, foi então definida para ser coletada na macrocélula, no ponto em que havia resíduos com dois anos de aterramento. Esse procedimento foi realizado com auxílio de uma retroescavadeira do tipo 416E manipulada pelo operador do aterro (Figura 10). Inicialmente, removeu-se a camada de solo compacto até a profundidade em que se encontrava os RSU que foram então coletados e acondicionados em caminhão caçamba, sendo esse conduzido até o galpão de separação.

Figura 10. Coleta mecanizada dos resíduos aterrados e condução ao galpão



Fonte: Acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2021)

A metodologia adotada para a composição gravimétrica foi baseada na NBR 10.007/2004 e na norma *GDA Empfehlungen E1-7* (DGGT, 1994) estabelecida pela Sociedade Geotécnica Alemã. A amostra de 1,04 toneladas de RSU com dois anos de aterramento foi disposta sobre solo do galpão de separação do ASCG, seguido do quarteamento que de forma sucessiva permitiram chegar a uma massa total (M_{total}) de 0,5 t (Figura 11). Por sua vez os RSU foram então segregados e agrupados nos seguintes grupos: vidro, metal, papel, madeira, papelão, compósitos (resíduos formados por mais de um tipo de material), plásticos moles, plástico duro, têxteis sanitários, têxteis e couro, matéria orgânica e material misto (também denominada de fração de pasta, pois contém os resíduos de difícil identificação, em estado de decomposição avançado e solo).

Figura 11. Processos de homogeneização, quarteamento e segregação



Fonte: Acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2021)

Devidamente separados em sacos plásticos os diferentes resíduos foram pesados (M_n) em balança *Welmy*, modelo *R-100*, para assim comporem a relação percentual expressa pela Equação 2. Por fim, foram recolhidos e armazenados em sacos amostradores e conduzidos ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA)

apenas a Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU): matéria orgânica, papel, papelão, madeira, material misto, têxteis e couro.

$$P(\text{tipo}_n) = \frac{M_n}{M_{\text{total}}} \times 100\% \quad \text{Eq. 2}$$

4.3 Caracterização físico-química e preparação de amostras

No Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) e no Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia (LGAB), ambos da Universidade Federal de Campina Grande, *campus* Campina Grande - PB, a FORSU foi submetida aos ensaios físico-químicos descritos a seguir.

4.3.1 Preparação de amostras

Para aumentar a superfície de contato dos resíduos, dois processos de redução de granulometria foram utilizados, um inicial realizado manualmente com auxílio de tesouras (Figura 12a) e um seguinte utilizando Triturador de Resíduos Orgânicos *Trapp TR200* (Figura 12b). Outro procedimento utilizado para os testes de Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) foi a passagem desses resíduos em peneira com diâmetro de 8 mm, descartando o material de maiores diâmetros retido na peneira, (Figura 12c).

Figura 12. Processos de redução da granulometria das amostras de resíduos



Fonte: Acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2021)

Sequencialmente, obteve-se o extrato solubilizado da FORSU, a partir de uma amostra de 1 kg formada por todas as categorias de resíduos separadas em campo,

mantendo-a em repouso por 1 hora em 2 litros de água destilada. Após o período de repouso a mistura foi filtrada e encaminhada para os ensaios físico-químicos planejados: Umidade, Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV) e Sólidos Fixos (SF), pH, Ácidos Graxos Voláteis (AGV), Alcalinidade e Demanda Química de Oxigênio (DQO), como descritos a seguir.

4.3.2 Umidade

O teor de umidade e o fluxo de água são fundamentais para os processos bioquímicos dentro do maciço sanitário, pois apoiam o processo hidrolítico, transportando nutrientes, diluindo as toxinas e facilitando a mobilidade dos microrganismos. Por esse motivo, uma disponibilidade de água favorável no corpo de resíduos é imprescindível para o processo de decomposição (Cossu, R.; Morello, L.; Stegmann R, 2018).

A umidade foi expressa em peso úmido ($U_w\%$), baseada na metodologia de WHO (1979), no qual a amostra de resíduo com massa conhecida ($M_{inicial}$) é submetida a temperatura constante de 105 °C, dentro de uma estufa de secagem até atingir peso constante (M_{seca}). O cálculo do teor de umidade então é dado pela Equação 3.

$$U_w\% = \frac{M_{inicial} - M_{seca}}{M_{inicial}} \times 100\% \quad \text{Eq. 3}$$

4.3.3 Sólidos Totais, Voláteis e Fixos

A base para a maioria das análises de substrato inclui a determinação do teor de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV). O conteúdo de ST de uma amostra de RSU é determinado secando o substrato e, assim, removendo a sua água (DIN EN 12880: 2001-02, 2001). Logo a diferença entre a $M_{inicial}$ da amostra utilizada e a massa de água ($M_{\acute{a}gua}$) obtida a partir da umidade, conforme o item anterior, resulta na massa de sólidos totais presente, na Equação 4 então o percentual de ST.

$$ST\% = \frac{M_{inicial} - M_{\acute{a}gua}}{M_{inicial}} \times 100\% \quad \text{Eq. 4}$$

Ao incinerar a massa seca da amostra (M_{seca}) em um forno tipo mufla, os componentes orgânicos são oxidados e a fração inerte permanece. Subtraindo a

fração inerte restante da massa seca inicial, se obtém no conteúdo de sólidos voláteis ($SV\%$) do substrato (DIN EN 12879: 2001-02, 2001;). Conforme metodologia de WHO (1979) as amostras após os processos de secagem e pesagem realizados para determinar a $U_w\%$ e o $ST\%$ foram colocados em um forno de mufla por 2 horas a $550^\circ \pm 5^\circ$ C. Após resfriamento os cadinhos foram pesados novamente ($M_{calcinada}$). A Equação 5 a seguir expressa essa relação.

$$SV\% = \frac{M_{seca} - M_{calcinada}}{M_{seca}} \times 100\% \quad \text{Eq. 5}$$

Portanto, o percentual de sólidos fixos ($SF\%$) será obtido pela diferença entre $ST\%$ e $SV\%$, conforme Equação 6.

$$SF\% = ST\% - SV\% \quad \text{Eq. 6}$$

4.3.4 pH, AGV e Alcalinidade

Existe uma relação muito estreita, dentro da bioquímica do processo da digestão anaeróbia de RSU, entre esses três parâmetros. A produção de AGV consome progressivamente a alcalinidade do sistema antes de influenciar o valor do pH, a maioria dos problemas na digestão anaeróbia pode ser atribuída ao acúmulo de ácidos voláteis e, conseqüentemente, a queda do pH. Por esse motivo, o monitoramento único do pH não é suficiente para garantir a avaliação contínua de sistemas anaeróbios.

As amostras utilizadas para a determinação destes parâmetros foram colhidas do extrato solubilizado dos resíduos sólidos obtido conforme o item 3.3.1. Em triplicata, as análises de pH foram realizadas utilizando pHmetro *MS Tecno*pon modelo *LUCA-210* com eletrodos específicos para este parâmetro, seguindo recomendações da APHA (2017). Por sua vez, a determinação da alcalinidade e dos ácidos graxos voláteis também seguiram a referência anterior, por meio de titulação volumétrica com ácido sulfúrico 0,5 N (Normal) e hidróxido de sódio 1 N respectivamente, tendo como controle o pH que foi aferido como mencionado anteriormente.

4.3.5 Demanda Química de Oxigênio – DQO

O teste de demanda química de oxigênio (DQO) é amplamente utilizado como uma maneira de medir a força orgânica de resíduos por meio do consumo de oxigênio no processo de oxidação da matéria orgânica existente em uma amostra líquida. O método utilizado, conforme APHA (2017), consiste em oxidar a amostra contendo a matéria orgânica com excesso de dicromato de potássio, H_2SO_4 e Ag_2SO_4 , em um a fonte de calor por 2 horas. Após esse tempo, as amostras são tituladas com sulfato ferroso amoniacal e pela ação do indicador Ferroín, adicionado antes da titulação, foi possível determinar pela mudança de coloração da amostra, quando todo dicromato foi reduzido pelo íon ferroso. (SAWYNER, MCCARTY, PARKIN, 2003)

4.4 Classificação quanto a taxa de degradação da FORSU

Segundo Pommier & Lefebre (2009), a relação entre a quantidade de água disponível ($M_{água}$) e a quantidade de sólidos totais (M_{ST}) existentes nos resíduos, permite classificá-los quanto a sua biodegradabilidade, conforme o Quadro 4.

Quadro 4. Faixas de classificação dos resíduos quanto a biodegradabilidade

Categoria	Faixa	Exemplos
Rapidamente degradáveis	$1,5 < \left(\frac{M_{água}}{M_{ST}}\right) < 2,5$	Restos de comida, de jardim (resíduos verdes)
Moderadamente degradáveis	$1,5 < \left(\frac{M_{água}}{M_{ST}}\right) < 0,4$	Resíduos de madeira, papel/papelão e resíduos sanitários
Lentamente degradáveis	$\left(\frac{M_{água}}{M_{ST}}\right) < 0,3$	Não biodegradáveis, plásticos, têxtil, borracha, couro

Fonte: POMMIER & LEFEBRE (2009)

4.5 Ensaio de potencial de geração de biogás

O potencial de biogás de um substrato, como a FORSU, define a quantidade máxima de biogás que pode ser produzido durante a digestão anaeróbica, como a que ocorre no interior das células sanitárias. Vários padrões e diretrizes estão disponíveis (VDI 4630, 2016, DIN EN ISO 11734, 1998, Angelidaki *et al.*, 2009 ou Holliger *et al.*, 2016) para realizar a digestão anaeróbica por meio de experiências em lote sob condições controladas, tais experiências fornecem um rendimento de biogás que pode

ser usado para estimar o potencial desse gás e fornecer informações adicionais sobre a cinética de degradação.

Nesta pesquisa a metodologia adotada para determinar o potencial de biogás da FORSU com 2 anos de aterramento, foi baseada nas recomendações da VDI 4630 2016, no Protocolo Internacional desenvolvido por Holliger *et al.*, 2016, além das experiências realizadas no Brasil pelo Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) da Universidade Federal do Pernambuco (UFPE), contidas no trabalho de Firmo (2013) e da Nota Técnica desenvolvida por Silva *et al.*, (2016).

A seguir estão descritas as etapas envolvidas na condução deste importante ensaio, desde a preparação do inóculo aos cálculos necessários para a determinação das grandezas intrínsecas.

4.5.1 Preparação do inóculo

O inóculo possui significativo impacto nos resultados do teste, a fonte, a coleta, o pré-tratamento, o armazenamento e particularmente a própria adaptação ao substrato estudado, torna este fator muito importante para se obter bons resultados.

Um dos inóculos mais utilizados pelas normas consultadas é o lodo anaeróbio proveniente de esgotos domésticos, devido à sua diversificada comunidade microbiana, resultante do contato com uma grande variedade de substâncias, possuindo composição consistente em diferentes locais da estação (WEINRICH *et al.*, 2018).

Logo o inóculo escolhido foi o lodo anaeróbio proveniente de um reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*) que estava tratando efluentes domésticos provenientes de um condomínio privado localizado próximo as instalações da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES). Esse inóculo, após coletado, foi acondicionado em frasco plástico de 5 litros e conduzido ao LGA para a caracterização físico-química e aclimação, a Figura 13 apresenta o lodo anaeróbio já nas instalações do laboratório.

Figura 13. Inóculo utilizado no teste de PBB



Fonte: O autor, (2021)

4.5.1.1 Caracterização físico-química do inóculo

Conforme recomendação de Holliger *et al.* 2016, os parâmetros analisados foram o pH, a alcalinidade, os Ácidos Graxos Voláteis (AGV), a Demanda Química de Oxigênio (DQO), os Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis (SV), e em seguida foram comparados com os valores estabelecidos na literatura (Tabela 3).

Tabela 3. Faixas para avaliação da qualidade do inóculo

Parâmetro	Faixa recomendada
pH	> 7,0 e < 8,5
Alcalinidade	> 3 g CaCO ₃ .L ⁻¹
AGV	< 1,0 g CH ₃ COOH.L ⁻¹
SV	50% dos ST

Fonte: Adaptado de Holliger *et al.*, 2016 e VDI 4630, 2016

Para esta pesquisa foram consideradas as recomendações de Tapparó *et al.*, 2014, que alerta para a influência da matriz sólida, presente na amostra do substrato analisado, nos resultados da alcalinidade (AP) e dos ácidos orgânicos de cadeia curta (AI), na qual compõem uma relação conhecido por AI/AP que expressa a condição biodegradativa de um substrato que está em processo de digestão anaeróbia, de acordo com as faixas expressas na Quadro 5.

Quadro 5. Relação AI/AP de acordo com a experiência empírica

Relação AI/AP	Característica	Sugestão/Ação Corretiva
> 0,6	Presença de altas cargas de biomassa	Parar de adicionar biomassa
0,5 – 0,6	Presença excessiva de biomassa	Adicionar menos biomassa
0,4 – 0,5	Perca de biomassa	Monitorar com cuidado o sistema
0,3 – 0,4	Produção de biogás atingiu o máximo	Manter constante a entrada de biomassa
0,2 – 0,3	Aporte de biomassa baixo	Aumentar lentamente a entrada de biomassa
< 0,2	Aporte de biomassa muito baixo	Aumentar rapidamente a entrada de biomassa

Fonte: Adaptado de Tapparó *et al.*, 2014 e Menezes *et al.*, 2011

O inóculo de lodo anaeróbio, em três amostras de 50 mL, foi centrifugado à 3500 rpm por 30 minutos na Centrifuga ALC de modelo PK 120. O sobrenadante de cada frasco foi passado em filtro de papel comum, formando as amostras que então foram tituladas com solução 0,05 mol/L de ácido sulfúrico até pH 5,0 e 4,4. AI e AP foram então calculada seguindo as Equações 7 e 8.

$$AI = (\text{Volume em mL de } H_2SO_4 \text{ gasto até pH } 5,0) \times 250 = \text{mg } CH_3COOH/L \quad \text{Eq. 7}$$

$$AP = \{[(\text{Volume em mL de } H_2SO_4 \text{ gasto do pH } 5,0 \text{ até pH } 4,4) \times 1,66] - 0,15\} \times 500 = \text{mg } CaCO_3/L \quad \text{Eq. 8}$$

Por fim, o inóculo de lodo anaeróbio foi então enquadrado a partir da relação AI/AP de acordo com o Quadro 5 acima. Logo após a caracterização descrita, o lodo homogeneizado foi acondicionado em 2 frascos de borosilicato de 1 litro cada, por 24 horas, em estufa mantida a $35 \pm 2^\circ\text{C}$.

4.5.2 Preenchimento e razão inóculo-resíduo

As amostras da FORSU após preparação como descrito no item 3.3.1 foram individualizadas e acondicionadas em recipientes de porcelana, Figura 14. Com o inóculo e amostras prontas a montagem dos reatores foi então iniciada.

A amostra composição foi montada para representar da FORSU como um todo do ASCG, seguindo as percentagens gravimétricas obtidas no estudo de Marques Junior (2020), com resíduos aterrados a 1 ano no mesmo empreendimento.

Figura 14. Amostras da FORSU com 2 anos de aterramento utilizadas no ensaio PBB



Fonte: O autor, (2021)

Frascos de borosilicato tipo *Schoth* com volume de 250 mL foram utilizados como reatores. Esses reatores possuem tampas rosqueáveis vazadas que receberam 2 septos, um de silicone e outro de borracha, para vedação e medição do sistema. Nesta metodologia, para atender as demandas dos laboratórios, o ensaio foi conduzido em duplicata, o que resultou em 14 frascos preenchidos com as amostras individualizadas de RSU com dois anos de aterramento, inoculadas com lodo anaeróbio.

Conforme recomendação da VDI 4630, 2016 a Razão Inóculo para Substrato (RIS) deve ser maior que 2,5. Nesta pesquisa a RIS adotada foi de 10 partes de inóculo para 1 de substrato, devido à condição mais seca dos resíduos e baixa concentração de sólidos voláteis de ambos os componentes. A Tabela 4 detalha cada amostra de PBB montada com o respectivo volume ocupado no frasco e o *headspace* formado.

Tabela 4. Caracterização dos reatores montados para o ensaio PBB

ID	Inóculo (g)	Substrato (g)	Peso do conjunto reator+RSI (g)	Headspace (mL)
Branco 1	50	-	267,95	200
Branco 2	50	-	268,29	200
M.O 1	50	5	274,09	195

M.O 2	50	5	273,95	195
Papel 1	50	5	274,34	200
Papel 2	50	5	278,16	200
Papelão 1	50	5	274,54	195
Papelão 2	50	5	274,08	195
Madeira 1	50	5	274,70	195
Madeira 2	50	5	276,86	195
Têxteis/Couro 1	50	5	273,39	200
Têxteis/Couro 2	50	5	274,71	200
Composição 1	50	5	278,74	200
Composição 2	50	5	273,98	200

Fonte: O autor, (2021)

Antes da vedação final e fechamento, os frascos foram envolvidos em papel alumínio para evitar o desenvolvimento de organismos indesejadas que se desenvolvem na presença de luz, como algas e fungos. Além disso o *headspace* formado foi lavado e saturado com nitrogênio (N₂), resultando em uma atmosfera interna com a menor presença de oxigênio possível para que o *start* do processo fosse o mais brevemente. Após esse procedimento os frascos foram acondicionados em estufa (Figura 15), mantida a temperatura constante de 37 ± 2°C.

Figura 15. Acondicionamentos dos reatores em estufa



Fonte: Acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2021)

4.5.3 Monitoramento dos reatores

O monitoramento dos reatores foi realizado por meio do manométrico digital, Figura 16a, sendo observada a diferença entre a pressão ambiente e a interna (do reator). Os valores foram aferidos pelo manômetro digital da marca ASKO, modelo AK250 (Figura 16b), em kPa, por meio de uma mangueira fina e maleável com uma agulha hospitalar descartável na ponta, sendo essa inserida em cada septo dos reatores para devida leitura após estabilização dos valores no manômetro.

Figura 16. Instrumentos utilizados na quantificação do biogás gerado nos ensaios



Fonte: IEA, 2018 / Qualimetro, 2020

Os alívios de pressão necessários foram realizados utilizando-se seringa descartável de 5 mL, sendo contabilizadas os volumes retirados antes da verificação de pressão dos frascos quando a faixa de leitura do aparelho era extrapolada pela pressão interna. As leituras foram encerradas no 22º dias de ativação quando se observou a taxa diária de geração de biogás menor que 1% do volume acumulado, conforme orientação de Holliger *et al.* 2016, ou quando se observaram sucessivas leituras de pressão negativa, por três dias consecutivos.

4.5.4 Cálculo do volume de biogás gerado

Em geral não há procedimento fixado ou obrigatório para avaliar e interpretar os resultados dos testes experimentais em lote, ou para padronização do gás produzido. Nesta pesquisa, foi adotado o método manométrico de medição, uma vez que, as equações definidas a seguir estão baseadas na Lei dos Gases Perfeitos, trabalhadas por Ivanova, Richards e Smallman (2008) em seus estudos. Dentro dos reatores de PBB, o volume de biogás gerado diariamente em mL (V_b) ocupava o

espaço disponível (V_h) não ocupado pela amostra, provocando uma diferença de pressão (ΔP) entre a pressão interna dos reatores e a pressão ambiente (P_{atm}), assim o V_b foi estabelecido na Equação 9.

$$(P_{atm} + \Delta P) \cdot V_h = P_{atm} \cdot (V_h + V_b) \rightarrow V_b = \frac{\Delta P}{P_{atm}} \cdot V_h \quad \text{Eq. 9}$$

Teoricamente saturado de vapor de água, a pressão de vapor água (P_w) sob as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP), considerando a pressão e temperatura ambiente, foi calculada pela Equação 10. O que permitiu, em seguida, realizar a correção do volume de biogás gerado para as condições de gás seco.

$$P_w = 0,61121 \cdot e^{\frac{17,502 \cdot T}{240,97 + T}} \quad \text{Eq. 10}$$

Em que:

T : temperatura de condução do ensaio (°C).

Então o volume de biogás seco (V_{bs}) gerado diariamente nos reatores PBB, corrigido sob as condições padrão (273,15 K e 101,33 kPa) foi definido pela Equação 11.

$$V_{bs} = V_b \cdot \frac{P_{atm}}{1013} \cdot \frac{273,2}{273,2 + T} \cdot \left(1 - \frac{P_w}{P_{atm}}\right) \quad \text{Eq. 11}$$

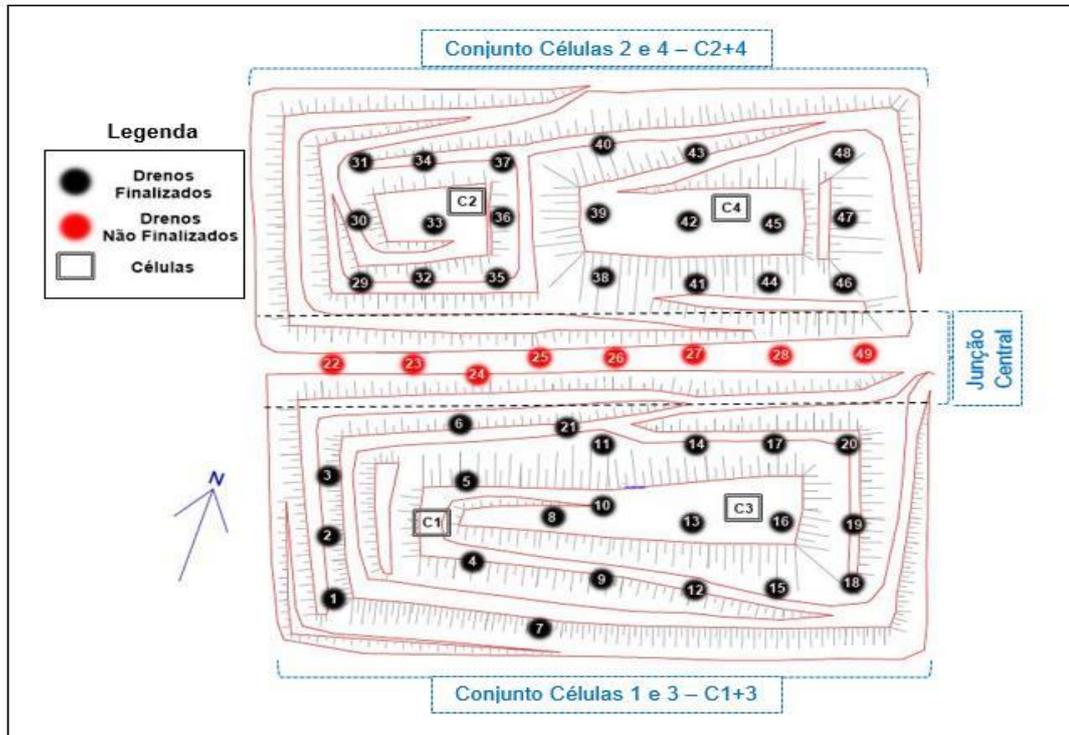
Por fim o PBB foi expresso como o volume de biogás seco acumulado, sob condições padrão, por massa de Sólidos Voláteis (SV) adicionada, com a unidade NmL.g⁻¹SV. Uma vez pesado, os reatores antes e após o teste é possível determinar a massa sólida volatilizada no processo que fraciona o volume obtido por unidade de massa adicionada. É importante ressaltar que, esse potencial é também denominado por L_0 .

4.6 Monitoramento da vazão de biogás no ASCG

O ASCG passou por um processo de reconfiguração de suas células, visto que, inicialmente, havia quatro células de RSU, as quais foram unificadas formando uma única célula, denominada de macrocélula. De maneira didática a Figura 17 apresenta os 49 drenos verticais instalados, onde os pontos na cor preta representam os drenos finalizados e os pontos na cor vermelha os drenos que se encontravam em processo

de finalização. Além de apresentam as regiões formadas indicadas pelo conjunto das células 1 e 3 (C1+C3), das células 2 e 4 (C2+C4) e da junção central que uniu ambas.

Figura 17. Disposição dos drenos verticais de gases na Macro célula do ASCG



Fonte: Acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2021)

Para determinar uma amostra adequada, que representasse corretamente as vazões mensais emitidas pelo aterro, foi elaborado junto ao plano de monitoramento deste empreendimento um plano amostral com base estatística, com as seguintes características: amostra finita; variável qualitativa; presença ou não do biogás no dreno amostrado; estimador de proporção (presença ou ausência); distribuição amostral da média (proporção).

Então considerando uma população finita de 49 elementos selecionáveis (drenos verticais) a dimensão mínima de uma amostra foi calculada pela Equação 12.

$$n = \frac{Z_{\alpha}^2 \cdot \hat{p} \cdot \hat{q} \cdot N}{d^2(N-1) + Z_{\alpha}^2 \cdot \hat{p} \cdot \hat{q}} \quad \text{Eq. 12}$$

Em que:

Z_{α} : parâmetro da distribuição de probabilidade contínua normal,

\hat{p} : proporção da presença do biogás na amostra;

d : erro amostral;

n : tamanho da população

Sendo $(\hat{p} - 1) = \hat{q}$ e admitindo-se um erro máximo $d = 10\%$, com um nível de significância $\alpha = 10\%$. Adotou-se o valor da proporção da presença do biogás na amostra $p = 50\%$ (valor adotado quando existe incerteza dessa proporção). Desta forma o tamanho amostral resultante a partir da Equação 12, foi de 29 drenos.

Para a determinação da quantidade de drenos em cada região do aterro, foi realizada uma amostragem estratificada e proporcional para assim evitar concentração deles em um mesmo lugar. As Tabela 5 e 6 apresentam representação dos drenos que passaram a ser monitorados em cada região do aterro, como apresentado na Figura 17.

Tabela 5. Quantidade de amostra e percentual com relação a amostragem geral

Região	Quantidade de Drenos	Amostragem	Percentual (%)
C1+C3	20	12	41
C2+C4	21	12	42
Junção Central (JC)	8	5	17
Total	49	29	100

Fonte: Acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2021)

Tabela 6. Identificação dos drenos amostrados

Região	Drenos a serem amostrados
C1+C3	2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 15, 16, 17, 18, 20
C2+C4	29, 31, 33, 35, 37, 39, 41, 43, 45, 46, 48, 49
Junção Central (JC)	21, 23, 24, 25, 27

Fonte: Acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2021)

Quanto ao procedimento técnico utilizado para determinar a vazão de biogás presente nos drenos do ASCG, as atividades realizadas por Guedes (2018) neste mesmo aterro, foram continuadas pelo subgrupo de gases que realiza o monitoramento semanal da concentração e vazão do biogás. De forma direta o procedimento consiste na medição da velocidade dos gases por um termoanemômetro a fio quente, no qual a sonda deste aparelho é inserida em um orifício localizado na parte superior de um tubo de PVC de 4 cm de diâmetro, utilizado para direcionar a passagem dos gases, sendo a abertura superior do dreno vedada com uma espuma de alta densidade acoplada ao tubo.

As medições foram realizadas no período de março a junho de 2019 e conforme Candiani (2011), a vazão volumétrica do biogás foi calculada utilizando a Equação 13 nas condições normais de temperatura (T_0) e pressão (p_0). E a concentração de metano no biogás adotada foi de 50%.

$$Q_{biogásCNTP} = 3600 \cdot \frac{v \cdot A \cdot p \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad \text{Eq. 13}$$

Em que:

$Q_{biogásCNTP}$: vazão volumétrica de biogás na CNTP (Nm^3/h)

v : velocidade média do biogás (m/s)

A : área por onde o biogás passa (m^2)

p : pressão (bar)

p_0 : pressão na CNTP (bar)

T : temperatura (273,15 K)

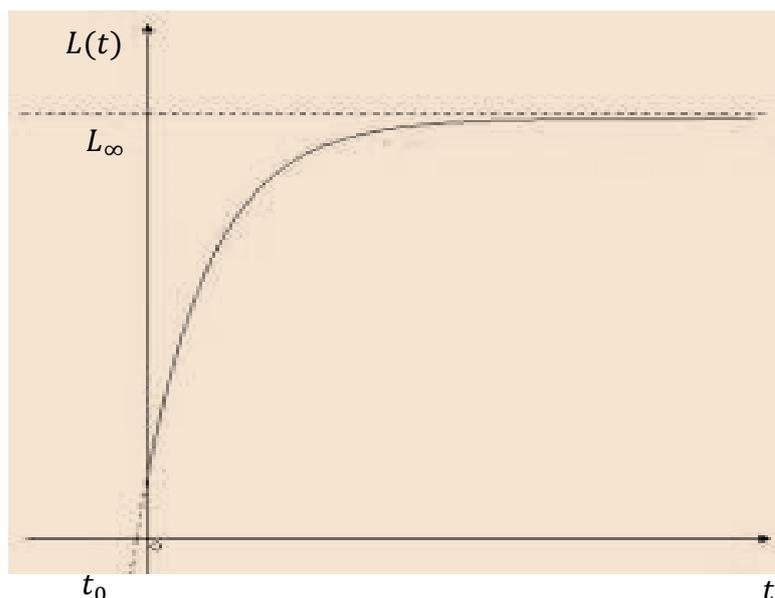
T_0 : temperatura na CNTP (273,15 K)

4.7 Tratamento dos dados

4.7.1 Ajuste ao modelo de primeira ordem

Conforme discute Borges (2008) sobre o modelo de crescimento populacional de cardumes, desenvolvido pelo biólogo austríaco Von Bertalanffy, a equação de primeira ordem dos modelos de geração de biogás apresenta semelhança quanto ao formato da curva de crescimento. Na qual a taxa de aumento/geração de biogás $L(t)$ é proporcional ao volume potencial necessário para alcançar o volume máximo teórico (L_∞ ou L_0), e ao aproximar-se disso a taxa de geração tende a zero. A constante k associada, por sua vez, está relacionada a amplitude desta curva de geração (Figura 18).

Figura 18. Curva de Von Bertalanffy



Fonte: Adaptado de Abreu (2014)

Por meio dos resultados obtidos experimentalmente no ensaio PBB foi identificada a degradação dos substratos ensaiados, assumindo que, essa degradação se dá de maneira similar a reações de primeira ordem, conforme Equação 14 destacada por Owens & Chynoweth (1993) e utilizada por muitos autores em seus estudos como enfatizam Firmo (2013) e Abreu (2014).

$$L = L_0 \cdot (1 - e^{-k_i t}) \quad \text{Eq. 14}$$

De forma geral, o ajuste dos dados observados experimentalmente ao modelo consiste em minimizar o desvio entre os valores estimados e os observados. Para isso os dados foram ajustados e iterados por regressão não-linear, buscando a minimização da soma do quadrado dos resíduos, utilizando o algoritmo de Levenberg-Marquardt que admite que o erro se comporta normalmente distribuído, com média zero e variância constante, tomando como base o método das diferenças finitas de Gauss-Newton (BORGES, 2008).

Conforme a Figura 18, L (NmL/gS) o volume de metano, acumulado no tempo (t); L_0 o volume de metano último ou máximo; e k (dia^{-1}) a constante de decaimento de primeira ordem, utilizou-se então o software OriginLab 2019 (*versão de teste*) para ajustar cada um dos resultados experimentais obtidos com a Equação 14, permitindo assim determinar os parâmetros necessários para a modelagem da emissão de biogás do ASCG.

4.7.2 Previsão de geração de metano

Para observar o potencial de biogás recuperável no ASCG, a partir dos resíduos sólidos com 2 anos de aterramento foram utilizados então três modelos de cinética de primeira ordem: LandGEM (USEPA, 2005); Biogás – Aterro 1.0 desenvolvido pela CETESB (2006); e IPCC (2006). A concentração de metano presente no biogás determinado, foi adotada como sendo 50% do volume acumulado, uma vez que, a verificação dessa concentração nos ensaios de PBB não foi possível pela indisponibilidade de equipamentos de leitura específico, como um cromatógrafo.

4.7.2.1 Modelo LandGEM

Este modelo utiliza dois parâmetros de entrada, L_0 e k , para prever as taxas de emissão de CH_4 , CO_2 , de compostos orgânicos não-metanos e de outros poluentes do ar em aterros de resíduos sólidos urbanos. O parâmetro k é também descrito como sendo o tempo de meia-vida, dado pela Equação 15, expressando o tempo necessário para que o resíduo atinja metade da concentração do carbono orgânico disponível para degradação. A equação 15 foi utilizada para calcular o tempo de meia-vida de cada fração da FORSU com 2 anos de aterramento.

$$k = \frac{\ln(2)}{t_{1/2}} \quad \text{Eq. 15}$$

As previsões de geração de metano foram calculadas utilizando os dados *default* do próprio modelo LandGEM (Tabela 7), e os parâmetros obtidos a partir dos ajustes a Equação 14, como descrito no item 3.5.1. Ambas as previsões de geração de metano foram realizadas para um horizonte de 25 anos, como previsto no projeto piloto do ASCG. Utilizou-se também como entrada a massa anual de RSU aterrada até o ano de 2018, por meio dos relatórios confeccionado pelo GGA desde o ano de 2016, sendo os resultados um prognóstico do que essa massa de RSU aterrada pode gerar.

Tabela 7. Valores default dos parâmetros de entrada

Parâmetro	Condição ambiente árido (precipitação < 635 mm/ano)		Condição convencional	
	CAA*	Inventário**	CAA	Inventário
L_0 (m ³ /Mg)	170	100	170	100
k (ano ⁻¹)	0,02	0,02	0,05	0,04

*CAA (Clear Air Act) - Regulamentações federais dos EUA; **Inventário - Compilation of Air Pollutant Emission Factors: AP-42. Fonte: USEPA, 2005.

É importante ressaltar que, o comportamento da geração de biogás da massa de RSU depositados no ASCG foi considerado semelhante à das amostras da FORSU coletadas e analisadas em laboratório. O percentual de metano adotado foi de 50% em relação ao volume acumulado de biogás, uma vez que o modelo em questão recomenda que as concentrações de CH₄ estejam entre 40 e 60%.

4.7.2.2 Modelo CETESB

Por meio do software Biogás Aterro 1.0 da CETESB que emprega o modelo da USEPA definido pela Equação 16, a vazão de metano estimada (Q_x) foi calculada considerando o ano de abertura (x) do ASCG até o ano de encerramento (t). Tendo como parâmetros de entrada a constante de decaimento k (ano⁻¹), o potencial de geração de metano L_0 (m³ CH₄/kg RSU) e o fluxo de resíduos R_x por ano em kg.

$$Q_x = k \cdot R_x \cdot L_0 \cdot e^{-k(x-t)} \quad \text{Eq. 16}$$

A previsão se inicia informando a localização do Aterro, que em seguida já fornece os valores sugeridos para k , e o L_0 (0,08 e 0,12). O fluxo de resíduos (R_x), considerado um dado muito importante neste modelo, foi determinado com base nas massas de resíduos depositadas no aterro desde o ano de sua abertura, registradas pelas atividades de monitoramento executadas pelo GGA.

4.7.2.3 Modelo IPCC 2006

Neste modelo o metano gerado por meio das Equações 17 e 18 relaciona a massa de carbono orgânico degradável decomposta no tempo ($MCOD_{i(t)}$), com a do carbono orgânico degradável disponível no início da reação ($MCOD_{i(t-1)}$). Além de

considerar a taxa de reação específica (k_i) de cada substrato que compõe a FORSU, que por sua vez, é influenciado por uma grande variedade de fatores como já discutido anteriormente. Já o potencial de geração de metano (L_0), apresenta uma abordagem também voltada para a composição do resíduo e é calculado pela Equação 19.

$$MCOD_{i(t)} = MCOD_{i(t-1)} \cdot e^{-k_i t} \quad \text{Eq. 17}$$

$$MCOD_i = W \cdot COD_i \cdot COD_f \cdot MCF \quad \text{Eq. 18}$$

$$L_0 = MCOD_i \cdot F \cdot \frac{16}{12} \quad \text{Eq. 19}$$

$$Q_{CH_4} = \sum L_0(i, t) \quad \text{Eq. 20}$$

Em que W é a massa de depositada de resíduos; COD_i é a fração de carbono orgânico degradável do componente i , o COD_f é a fração de carbono orgânico que em condições anaeróbias degrada-se, variando de 0,4 a 1 a depender do manejo do experimento ou do aterro. MCF é o fator de correção de metano, que também depende da condição de operação do aterro, podendo variar de 0,4 a 1. Por fim, F é a fração mássica de metano presente no biogás gerado; e $16/12$ é a relação estequiométrica de peso molecular do CH_4 e do C. Logo, a vazão de metano será a representação do somatório das diferentes contribuições das frações orgânicas presentes na massa de RSU, conforme Equação 20.

Os valores de entrada sugeridos pelo IPCC 2006 e utilizados nesta pesquisa estão descritos na Tabela 8, para a condição de clima tropical seco (Precipitação < 1000 mm/ano). O valor default do MCF, que expressa a forma de operação do ASCG e o tipo de local onde o resíduo é deposto, foi adotado como sendo 0,5 para o manejo anaeróbio e a concentração F de metano no gás gerado de 0,5. Para a fração de carbono orgânico que em condições anaeróbias degrada-se (COD_f) o default proposto é de 0,5. O modelo também considera um atraso na geração do biogás de 6 meses.

Tabela 8. Valores dos parâmetros de entrada propostos pelo modelo

Componente <i>i</i>	<i>COD_i</i> <i>faixa</i>	<i>COD_i</i> <i>default</i>	<i>k_i</i> (<i>ano</i> ⁻¹) <i>faixa</i>	<i>k_i</i> (<i>ano</i> ⁻¹) <i>default</i>	Composição América do Sul (%)
Resíduos de comida	0,08 – 0,20	0,15	0,07 – 0,100	0,085	44,9
Papel/Papelão	0,36 – 0,45	0,40	0,04 – 0,06	0,045	17,1
Madeira	0,39 – 0,46	0,43	0,02 – 0,04	0,025	4,7
Têxteis/Couro	0,20 – 0,40	0,24	0,04 – 0,06	0,045	2,6
Resíduo Geral (bulk waste)	0,12 – 0,28	0,16	0,05 – 0,08	0,065	-

Fonte: IPCC (2006)

Em seguida foi realizado a previsão utilizando os dados experimentais obtidos, também para um horizonte de 25 anos, bem como as massas de resíduos depositadas do ano de 2015 a 2018. Foram utilizados nesta etapa apenas os dados de *k* determinados, uma vez que, o *L₀* apresenta significado diferente neste modelo, os demais dados de entrada foram os mesmos utilizados na etapa *default* descrita acima. Por fim, como descrito anteriormente, o comportamento da geração de biogás da massa de RSU depositados no ASCG foi considerado semelhante à das amostras da FORSU coletadas e analisadas em laboratório.

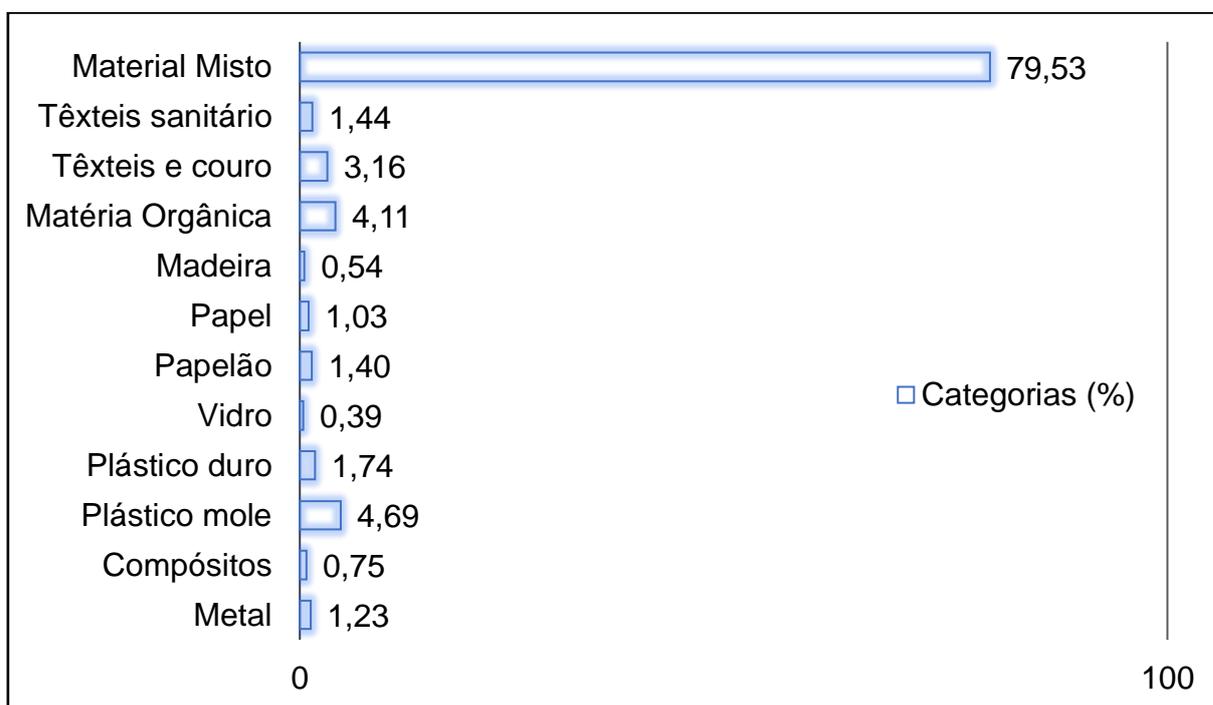
5. RESULTADOS

5.1 Caracterização dos RSU com dois anos de aterramento

De maneira geral, nesta seção serão apresentados e discutidos os resultados obtidos a partir dos ensaios que compreenderam a composição gravimétrica e as sucessivas etapas para determinação da condição físico-química desses resíduos. Fundamentalmente a geração de biogás em aterros sanitários depende dos aspectos qualitativos e quantitativos dos RSU, como por exemplo a composição química, umidade, pH, percentual presente das diferentes frações, entre outros.

Na Figura 19, estão apresentadas as percentagens dos materiais que compõem os RSU com dois anos de aterramento do ASCG. Destaca-se que o Material Misto, ou fração de pasta foi o mais presente (79,53%). Esse é constituído pelos resíduos em estado de decomposição avançada, que não foram identificados facilmente durante o processo de separação descrito no item 3.2.1, misturados a uma grande quantidade de solo proveniente dos recobrimentos inerentes ao aterramento. Já a FORSU (frações de M.O, papel, papelão, madeira, têxteis e couro), fonte de interesse desta pesquisa, representa 10,24% dos RSU com dois anos de aterramento.

Figura 19. Composição gravimétrica dos RSU com 2 anos de aterramento



Fonte: O autor, (2021)

A partir dos estudos de Araújo Neto (2016) e Guedes (2018) que observaram um percentual de 57,5% da FORSU presente no ASCG, para o ano de 2016, pode-se indicar um consumo de 47,5% dessa fração após dois anos de aterramento nesse empreendimento, permitindo inferir que os processos biodegradativos no interior da macrocélula, ocorreram de forma satisfatória para o período observado.

As quantidades observadas da FORSU com dois anos de aterramento se aproximam das apresentadas por Machado *et al.*, (2008) no Aterro Metropolitano de Salvador-Bahia, em que para as frações de papel/papelão e têxteis/couro de resíduos entre 1 e 4 anos de aterramento, os percentuais foram de 4,7% e 2,25%, respectivamente.

Destaca-se que a M.O se aproximou da verificada por Firmo (2013) para o Aterro Controlado da Muribeca, Recife-Pernambuco, e de Hull *et al.*, (2005) para resíduos com até 3 anos de aterramento, sendo de 3% e 2,6 % respectivamente. De modo geral os dados corroboram com os obtidos por Marques Junior (2020) para o mesmo aterro desta pesquisa, quando observou resíduos recém aterrados e com 1 ano de aterramento, conforme Tabela 9. Algumas discrepâncias encontradas podem ser explicadas pela heterogeneidade dos RSU e pelos diferentes pontos onde foram coletadas as amostras de resíduos para cada análise.

Tabela 9. Composição da fração orgânica dos resíduos provenientes do ASCG, com idades diferentes

Fração	Idade de Aterramento		
	Recém (%)	1 ano (%)	2 anos (%)
M.O	5,06	4,88	4,11
Papel	0,49	1,00	1,03
Papelão	2,02	1,98	1,40
Madeira	1,48	1,25	0,54
Têxteis e Couro	0,37	5,86	3,16
Total	9,42	14,97	10,24

Fonte. Adaptado de Marques Junior, (2020)

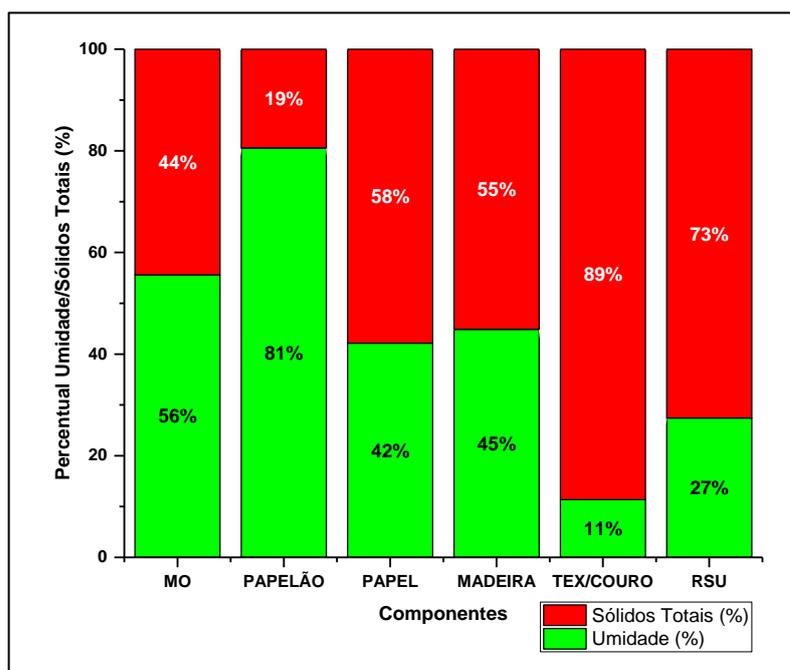
5.1.1 Umidade

Os teores de umidade avaliados para a amostra de RSU com dois anos de aterramento (Figura 20) foram de 27%, caracterizando um resíduo bastante seco, com

uma redução de 7% em relação aos resíduos com 1 ano de exposição apresentados por Marques Junior (2020) para o ASCG. Guedes (2018) discutiu essa condição de resíduos secos a que estão submetidos no aterro sanitário, apontando com isso, para o decaimento da vazão de metano na célula sanitária estudada. De acordo com Palmisano e Barlaz (1996), concentrações de umidade, por ser fator limitante, menores que 20% pode inibir o processo de biodegradação anaeróbia dos RSU.

Observando os demais componentes pode-se observar que a matéria orgânica imediatamente disponível apresentou umidade moderada, isso pode ser explicado pois, em sua maioria esse componente estava formado por resíduos verdes, como cascas de frutas e folhagens. Por sua vez, o papelão apresentou umidade acima de 80%, provavelmente, devido à sua capacidade de absorção. Um outro fator que pode ter contribuído para o aumento da umidade em alguns resíduos sólidos é o contato com o lixiviado utilizado na recirculação durante a operação do ASCG, essa prática é muito comum no empreendimento uma vez que, encontra-se inserido em uma região semiárida de baixa umidade, sendo a recirculação do lixiviado benéfica para auxiliar no processo de biodegradação dos resíduos.

Figura 20. Percentual de água e sólidos totais presente nos resíduos analisados

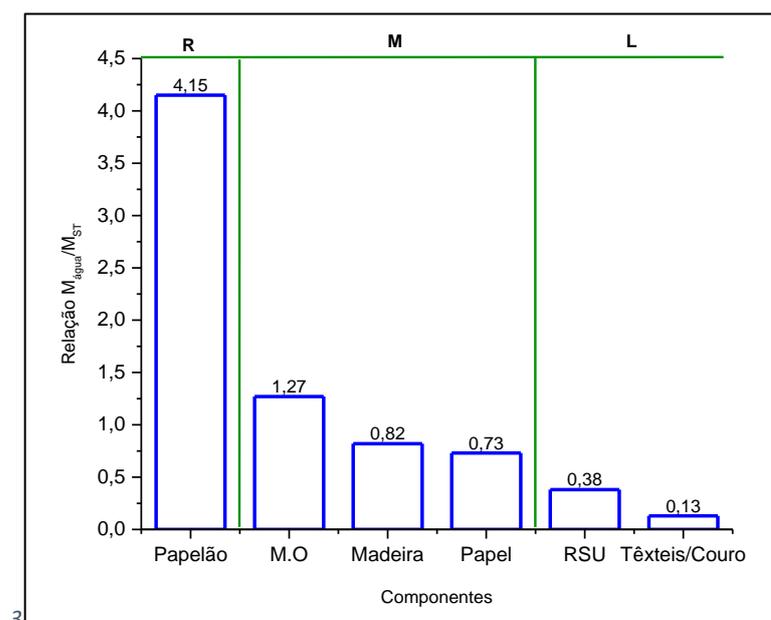


Fonte: O autor, (2021)

Conforme destaca Pommier & Lefebvre (2009) os resíduos são classificados em Rapidamente (R), Moderadamente (M) e Lentamente (L) degradáveis a partir da

relação massa de água pela massa de sólidos totais (Figura 21). Ressalta-se que, o papelão após dois anos de aterramento apresentou características de resíduos rapidamente degradável ($>1,5$), devido a condição de umidade a qual se encontrava, explicada pela recirculação do lixiviado, associada a sua capacidade de absorção. Com relação a matéria orgânica, a madeira e o papel a condição observada foi de moderadamente degradável ($<1,5$ e $>0,4$), e por fim os têxteis/couro foram classificados como lentamente degradável ($<0,4$), bem como a amostra da composição geral dos RSU.

Figura 21. Classificação dos resíduos quanto a velocidade de degradação



Fonte: o autor, (2021)

5.1.2 Sólidos Voláteis e demais parâmetros físico-químicos

Como descritos no item 3.3 os resíduos de maneira geral foram analisados quanto aos parâmetros pH, alcalinidade, AGV, DQO e Sólidos Voláteis, os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 10. A FORSU foi também observada de forma agrupada quanto a velocidade de degradação (Tabela 11), determinada anteriormente, e apenas o parâmetro SV foi verificado de forma individual, conforme a Tabela 12.

Tabela 10. Caracterização físico-química da FORSU com 2 anos de aterramento

Parâmetro	FORSU 2 anos
pH	6,67
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	1.125,00
AGV (mg.L ⁻¹)	1.122,00
DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	16.207,00
SV (%)	5,96

Fonte: O autor, (2021)

Tabela 11. Caracterização físico-química por agrupamento das FORSU

Componentes Agrupados	pH	Alcalinidade mgCaCO ₃ .L ⁻¹ ₁	AGV mg.L ⁻¹
Lentamente (Têxteis e Couro)	7,19	900,00	984,00
Moderadamente (M.O, Madeira e Papel)	7,32	2.200,00	2.292,00
Rapidamente (Papelão)	6,10	1.475,00	1.560,00

Fonte: O autor, (2021)

Tabela 12. Sólidos voláteis das frações da FORSU individualizadas

Componentes Individualizados	SV (%)
M.O	9,63
Papel	10,28
Papelão	10,17
Madeira	10,23
Têxteis e couro	12,85

Fonte: O autor, (2021)

O valor registrado de 6,67 para o pH é um forte indicativo de que a atuação de grupos de arqueas metanogênicas de fato estão presentes sob o aterramento dos RSU no ASCG, uma vez que, a faixa de pH de 6,7 a 7,5 é favorável ao desenvolvimento desse tipo de bactéria (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

Observando então os RSU por agrupamento, a partir da velocidade de degradação de cada material, os valores verificados de pH dos resíduos sólidos lentamente e moderadamente degradável encontram-se dentro da faixa mencionada acima. Os materiais com teores orgânicos mais imediatamente disponíveis, como os

do rapidamente degradável, caminham para a estabilização do processo degradativo anaeróbio, após as fases iniciais da acidificação atuante.

Quanto a alcalinidade e os ácidos graxos voláteis, que devem estar em equilíbrio, estão relacionadas diretamente com o pH do sistema. Os valores observados para esses parâmetros são bem próximos tanto para a FORSU como um todo, como para os agrupamentos a partir da velocidade de degradação. Segundo Araújo (2015) o valor da alcalinidade para resíduos com até dois anos de aterramento pode chegar a $10.000 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$, logo os níveis registrados desse indicador nos materiais analisados encontram-se bem abaixo desse valor, isso somado as baixas concentrações de ácidos orgânicos e pH neutro a alcalino, indicam a atuação da fase metanogênica sob os RSU com dois anos de aterramento do ASCG.

Segundo Decottignies *et al.* (2005) os resíduos com concentração de sólidos voláteis abaixo de 10% apontam para uma estabilização do processo degradativo do material. Como então observado os SV dos resíduos com 2 anos de aterramento representam apenas 6% dos sólidos totais presentes, logo indicando uma queda expressiva dos componentes orgânicos que são volatilizados em gases durante as fases anaeróbias no interior do maciço sanitário do ASCG, representando uma redução de 26% quando comparado com os resíduos com 1 ano de aterramento apresentados por Marques Junior (2020).

Quando determinados de forma individual os componentes da FORSU apresentaram SV entre 9 e 13%, indicando uma baixa presença de materiais ainda passíveis de degradação nesses resíduos. É preciso considerar que dentre essa percentagem observada ainda estão presentes os materiais não-biodegradáveis que não irão contribuir para a formação de biogás.

5.2 Monitoramento da vazão de biogás *in situ*

A partir do monitoramento realizado nos drenos definidos no item 3.5, as vazões de biogás determinadas pela equação 13 estão apresentadas na Tabela 13. Considerando um baixo desvio padrão, as medidas permitiram observar uma vazão média de $13,99 \text{ Nm}^3/\text{h}$ por dreno vertical. Então, considerando as concentrações de metano em 50%, para os 39 drenos verticais do ASCG a vazão anual de CH_4 foi de $3002984,85$ ou $3,0 \times 10^6$ (Nm^3/ano).

Tabela 13. Vazões médias de biogás por dreno monitorado

	Geral	03/19	04/19	05/19	06/19
Média dos drenos (Nm ³ /h)	13,99	11,64	13,27	14,46	15,90
Desvio Padrão (Nm ³ /h)	4,17	4,35	4,36	2,03	3,38

Fonte: Acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2021)

Nos estudos de Guedes (2018) na célula 2 do ASCG, por um período de onze meses do ano de 2017, a vazão média de metano monitorada foi de 7 Nm³/h em cada dreno, sendo observada uma redução de 70% na vazão de biogás nos dois últimos meses de monitoramento desse empreendimento.

O valor da vazão de CH₄ observado no monitoramento recente no ASCG revela a proporção das emissões presentes com apenas 5 anos de ativação, passando de 1,1 x 10⁶ em 2017 para 3,0 x 10⁶ em 2019, ou seja, houve um crescimento de cerca de três vezes mais emissões. Esse incremento nas vazões de metano deve-se provavelmente ao aumento significativo da deposição de RSU no ano de 2018 que também foi cerca de três vezes maior comparada a média dos anos anteriores.

5.3 Ensaio do Potencial Bioquímico de Biogás

Conforme descrito anteriormente o inóculo utilizado nos ensaios do PBB das frações dos resíduos com 2 anos de aterramento, foi o afluente de um reator UASB preenchido com esgoto doméstico proveniente de um condomínio urbano. Esse lodo também passou por caracterização físico-química (Tabela 14), bem como a determinação da relação AI/AP.

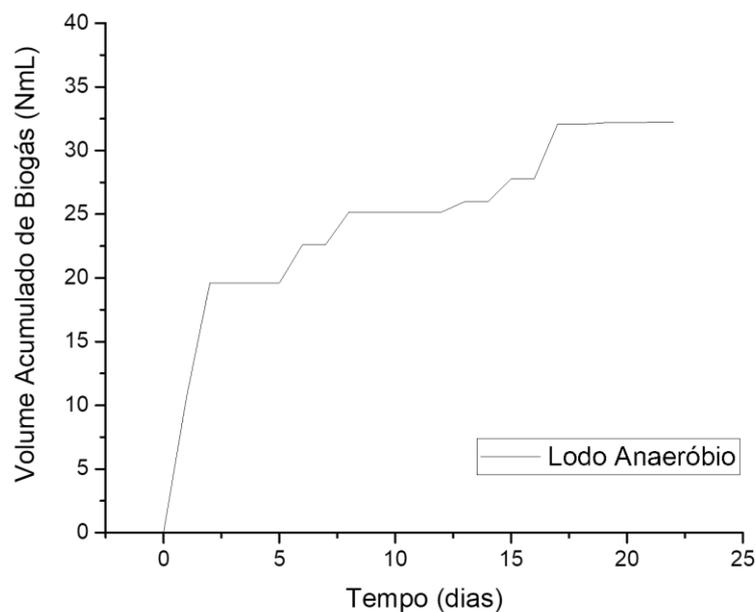
Tabela 14. Caracterização físico-química do inóculo utilizado nos ensaios PBB

Parâmetro	Lodo UASB	Holliger et al. 2016
pH	7,25	> 7,0 e < 8,5
Alcalinidade	1,83	> 3 g CaCO ₃ .L ⁻¹
AGV	0,39	< 1,0 g CH ₃ COOH.L ⁻¹
VDI 4630, 2016		
SV	0,13	50% dos ST
AI/AP	0,22	Aporte de biomassa baixo
PBB	94,72	N mL/gSV

Fonte: O autor, (2021)

De maneira geral, quando observado os valores obtidos em laboratório frente as indicações de Holliger *et al.* (2016) e a VDI 4630 (2016) apenas o pH e o AGV encontram-se dentro das faixas sugeridas, além de, por meio da relação AI/AP foi detectada baixa presença de biomassa, ou material degradável, corroborando com os SV abaixo de 1% como expresso na Tabela 14 em questão. Na Figura 22, o comportamento da produção de biogás do lodo anaeróbio (inóculo) encontra-se detalhado, verificando-se um volume acumulado de 32,22 NmL no decorrer dos 22 dias do ensaio. Naturalmente pela baixa presença de componentes degradáveis no substrato, como já comentado, o tempo de encerramento dos ensaios de maneira geral foi bem curto, permitindo encontrar para o lodo anaeróbio um PBB de 94,72 NmL/gSV.

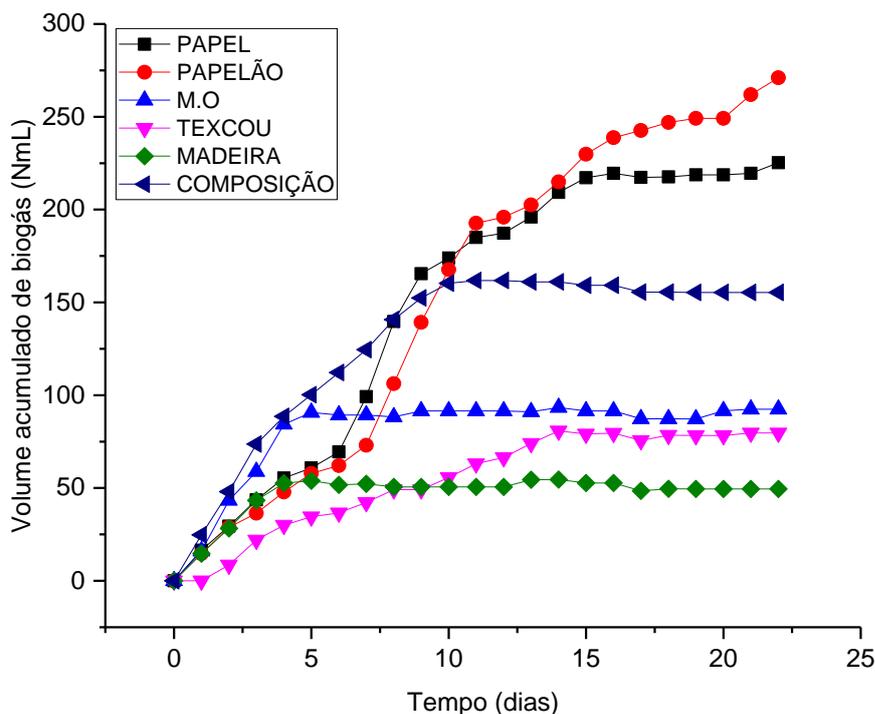
Figura 22. Volume de biogás gerado pelo inóculo durante o tempo de ensaio



Fonte: O autor, (2021)

Os volumes de biogás acumulado (NmL) obtidos para a FORSU de forma individualizada, desconsiderando a fração gerada pelo lodo como apresentado acima, estão expressos na Figura 23. Em seguida estão organizados na Tabela 15 os valores de biogás acumulado (NmL) e dos respectivos Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) em NmL/gSV obtido pela razão entre o volume de biogás acumulado e a massa de sólidos voláteis consumida durante o processo, para cada tipo de material.

Figura 23. Produção de biogás acumulada pelas frações analisadas desconsiderando a influência do inóculo



Fonte: O autor, (2021)

Tabela 15. Potencial bioquímico de biogás das frações analisadas dos RSU com 2 anos de aterramento

ID	Volume de Biogás Acumulado L_0 (NmL)	PBB (NmL/gSv)
Controle (Glicose)	296,53	101,72
Papel	225,22	128,62
Papelão	271,01	158,19
Matéria Orgânica	92,46	54,18
Têxteis e Couro	79,67	51,16
Madeira	49,46	57,00
Composição	155,37	147,21

Fonte: O autor, (2021)

Conforme apresentado na Figura 23, pode-se observar que os diferentes picos de produção dos materiais foram atingidos a partir do 5º dia de ensaio. Alguns com rápida estabilização e outros apresentaram uma evolução gradual durante a condução dos testes. Para RSU com dois anos de aterramento, em condições favoráveis aos processos biológicos, os seus constituintes orgânicos sofrem uma intensa

decomposição por parte dos agentes biológicos e físicos impostos. A madeira, por exemplo, atingiu seu pico de produção entre o 4^o e 5^o, porém com baixa produção de biogás devido a lignina presente em abundância em sua estrutura celular, que é capaz de inibir a degradação.

O papelão e o papel como mencionado anteriormente, a condição de umidade verificada favoreceu o desempenho de ambos no ensaio, atingindo as maiores produções de biogás. Já a amostra da composição geral da FORSU teve um comportamento médio dentro os materiais, uma vez, que essa amostra reúne a heterogeneidade de todos os outros. Os têxteis e couro por sua vez, sendo materiais mais difíceis de serem degradados, apesentou pico de produção por volta do 15^o dia de ensaio e uma produção entre as curvas da M.O e da madeira.

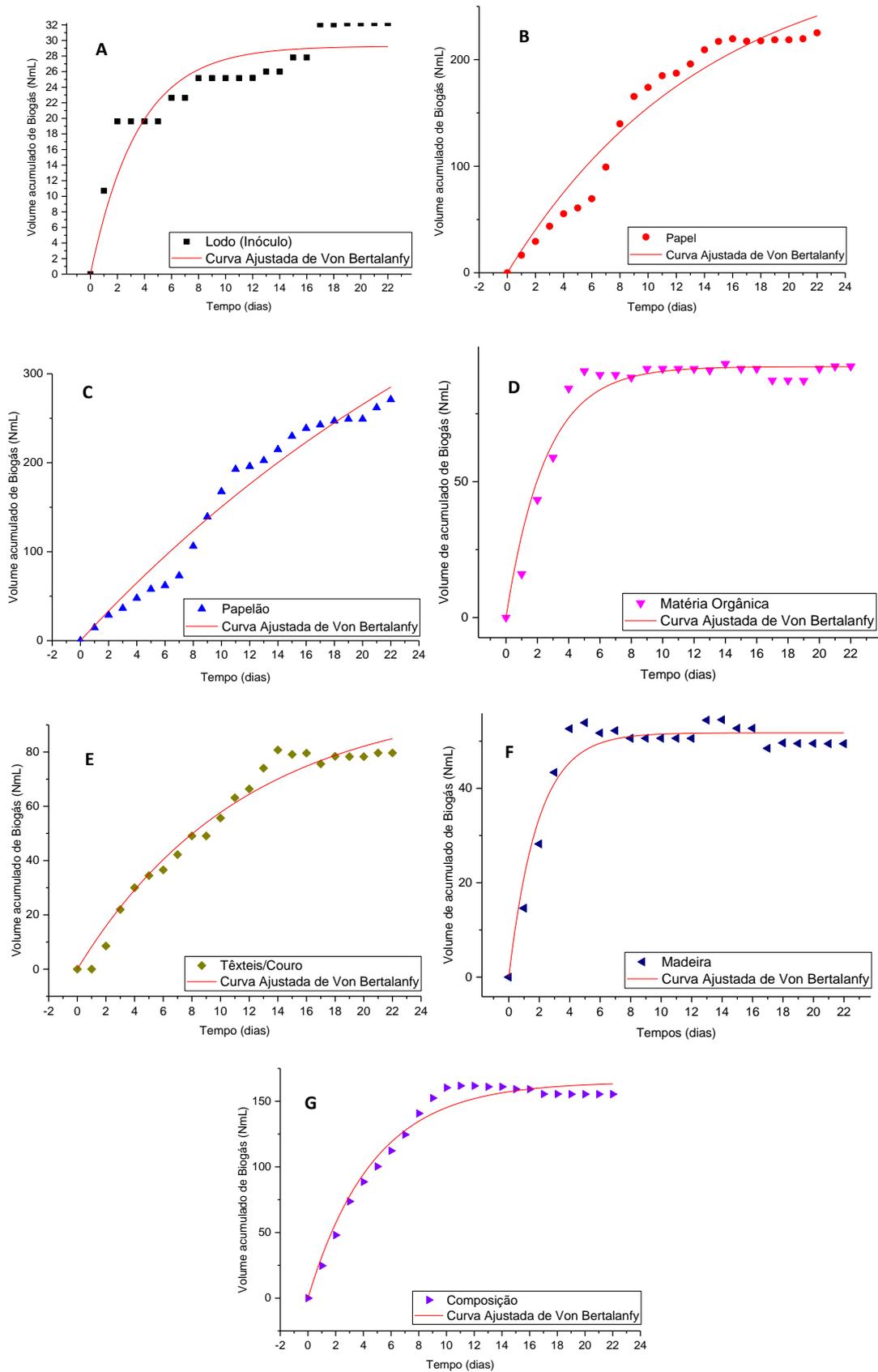
A comparação de dados entre trabalhos, é um pouco dificultada devido ao emprego metodologias diferencias, como por exemplo, utilizar o resíduo após secagem ou não. Logo comparando aos trabalhos de Firmo (2013) os resíduos de Papel/Papelão 226,28, Madeira 57,21 e Composição 113,20 se aproximaram dos encontrados nessa pesquisa.

5.4 Obtenção das constantes de decaimento

As constantes de decaimento de primeira ordem (k), foram obtidas a partir do ajuste da curva de Von Bertalanfy aos dados de geração observados nos ensaios de PBB, a partir dos valores da Tabela 15. Estes ajustes estão apresentados na Figura 24, que indica o ajuste feito para cada material, bem como para o inóculo.

Estatisticamente todos os ajustes obtiveram R^2 acima de 80%, como apresenta a Tabela 16, que pode vir a indicar boa relação entre os dados ao modelo, porém a partir da soma do quadro dos resíduos (SQR), obteve-se então a quantidade de informação perdida pelo ajuste. Sendo os valores encontrados elevados, principalmente, para o Papel, Papelão e a Composição geral da FORSU, há uma indicação de que os dados foram pressionados para se ajustar ao modelo, Figura 24. b, c, g. Isso se deve à heterogeneidade dos materiais, bem como ao comportamento biodegradativo, responsável pela formação dos platôs de produção de biogás, como ilustrado a Figura 24.a-g.

Figura 24. Ajuste dos dados experimentais a curva de Von Bertalanffy



Fonte: O autor, (2021)

Tabela 16. Constante de decaimento das frações do resíduo amostrado obtidas pelo ajuste dos dados experimentais a curva exponencial de primeira ordem

Material	k (dia ⁻¹)	T ½ (dias)	R ²	SQR
Lodo	0,284	2,44	0,86	181,95
Papel	0,071	9,76	0,95	6482,96
Papelão	0,027	25,67	0,96	7010,97
M.O	0,397	1,75	0,95	646,44
Têxteis/Couro	0,086	8,06	0,97	472,79
Madeira	0,527	1,32	0,94	229,35
Composição	0,213	3,25	0,97	1295,50

Fonte: O autor, (2021)

De maneira geral, pode-se destacar a velocidade de degradação da matéria orgânica, do papel, da madeira e da própria composição. A velocidade de degradação apresentada pela madeira deve-se aos processos de inibição da lignina, uma vez que, o material atingi seu pico de produção e devido à ação da inibição da lignina, a produção é comprometida. Nos têxteis e couro geralmente o pico de produção de biogás é desenvolvido por outros materiais orgânicos de mais rápida degradação, aderidos as suas estruturas. O papelão por sua vez, provavelmente encontrou condições favoráveis de biodegradação, principalmente oferecidas pelos níveis de umidade, como também o próprio tempo estabelecido para a degradação desse tipo de material e a granulometria utilizada, o que certamente modificou a lignina presente, aumentando a biodisponibilidade do conteúdo orgânico e o acesso desses aos microrganismos (SIMÕES *et al.*; 2020).

Um outro ponto a qual se deve fazer menção é que o ensaio de PBB aceleram os processos de biodegradação dos resíduos, conseqüentemente, diminuindo as escalas de meses/anos de degradação, para dias, como destaca Firmo (2013), que para os resíduos aterrados com 3,5 e 5 anos o k obtido foi de 0,143 e 0,05, respectivamente. A amostra de composição, que reúne todos os matérias da FORSU com 2 anos de aterramento, apresentou k superior a esses valores, o que é coerente, pois o valor dessa constante tende a diminuir com tempo.

5.5 Modelos para prognóstico da geração de metano

A partir dos modelos de cinética de primeira ordem utilizados nesta pesquisa pode-se inferir a vazão de biogás que ainda pode ser gerado no ASCG, por meio dos parâmetros encontrados experimentalmente. Outro ponto que foi levantado são as massas de resíduos depositados anualmente no aterro desde a sua abertura em 2015 até o ano de 2018 (Tabela 17), logo todas as previsões foram realizadas levando em consideração apenas 4 dados disponíveis de massa de RSU depositada.

Tabela 17. Histórico de massa de RSU depositada no ASCG

Ano	Massa de Resíduo Aterrada ASCG (toneladas)	Percentual de Materiais Orgânicos Degradáveis*	Massa de Resíduos Orgânicos Degradáveis Aterrada ASCG (toneladas)
2015	68649,81	66%	45308,94
2016	182841,80		120675,59
2017	175462,55		115805,28
2018	436131,62		287846,87
Total	863085,78		569636,61

*Araujo Neto (2015) e Guedes (2018)

Fonte: Acervo de pesquisa do GGA/UFCG (2021)

5.5.1 LandGEM (USEPA, 2005)

Para dar entrada dos dados no modelo, alguns ajustes foram necessários. O volume de biogás acumulado L_0 foi dividido pela massa de resíduos adicionada nos ensaios de PBB, e depois foi convertido para m^3 por Megagrama (Mg), pois o modelo LandGEM trabalha com esta unidade de massa. É importante salientar que, 2 cenários foram testados, sendo um primeiro com a constante de decaimento em dia^{-1} e o segundo com k em ano^{-1} , visto que, esse parâmetro se encontra indicado como no último cenário. Portanto, nesse modelo, os dados adicionados correspondem aos verificados na Tabela 18.

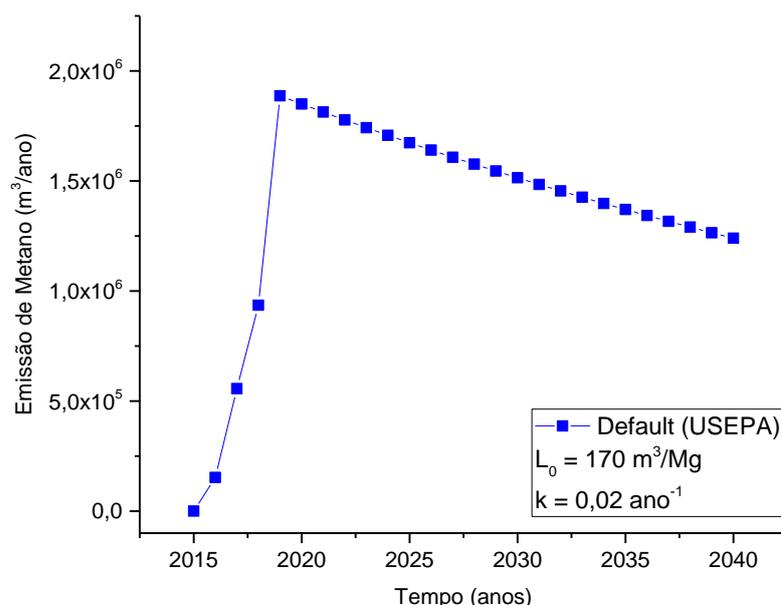
Tabela 18. Dados de entrada utilizados nas estimativas com o modelo LandGEM

	L_0 (NmL/g)	%Metano	L_{oCH_4} (m ³ /Mg)	k (dia-1)	k (ano-1)
Default	-	-	170	-	0,02
Composição	31,08	50	15,54	0,213	77,75

Fonte: O autor, (2021)

Ao analisar as respostas expressas nas Figuras 25 e 26, correspondente aos cenários mencionados inicialmente, é notório que o uso da constante k em dia⁻¹ apresentou comportamento menos agressivo em relação as estimativas, o k experimental em ano⁻¹ certamente conduzirá superestimação das vazões de metano no ASCG. Sendo o k responsável pelas formas das curvas, observa-se nas Figuras 25 e 26 que com um k tão elevado em ano⁻¹, obtido experimentalmente, a produção de biogás será muito intensa nos primeiros 5 anos quando comparada as outras curvas, logo o tempo de meia-vida dos RSU seria tão alto que em poucos dias estariam degradados, apresentando assim quedas exponenciais como observados nas figuras mencionadas.

Figura 25. Comportamento da vazão de metano estimada com dados default no modelo LandGEM

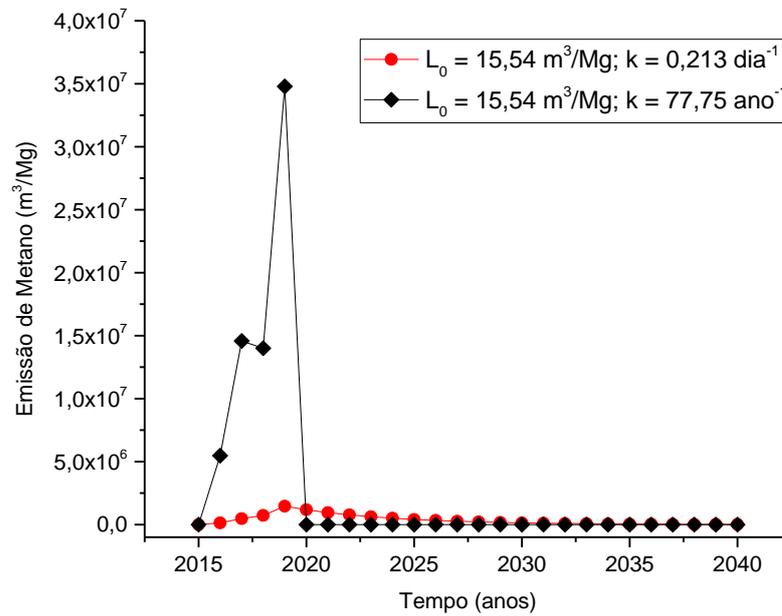


Fonte: O autor, (2021)

Ao se verificar as curvas *Default* e a obtida com os dados experimentais (Figura 27), destaca-se que, da mesma forma que o pico de produção de biogás é atingido neste intervalo de cinco anos, a queda de produção tem um comportamento mais

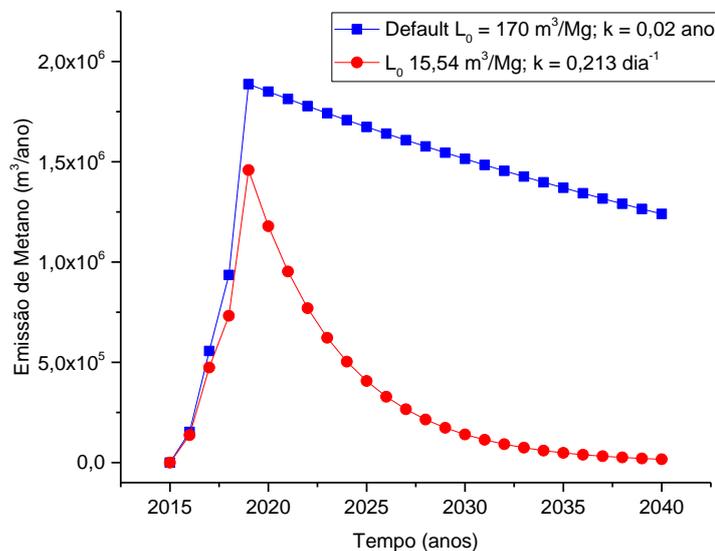
linear e gradativo na primeira curva e uma queda mais exponencial e drástica na segunda. Devido ao parâmetro default L_0 ser maior que o experimental as previsões foram maiores, que a experimental, logo é de grande importância a determinação real da capacidade de produção dos materiais aterrados, para assim minimizar os erros que ocorrem comumente nas previsões de geração de gás de aterro.

Figura 26. Comportamento das vazões de metano estimadas com k experimental em unidades diferentes no modelo LandGEM



Fonte: O autor, (2021)

Figura 27. Comportamento das vazões de metano estimadas utilizando dados default e experimental no modelo LandGEM



Fonte: O autor, (2021)

Essa distinção entre as previsões Default e experimental revelam que a importância do desenvolvimento de estudos que observem o comportamento desses parâmetros cinéticos em diferentes escalas, assim como destacou Firmo (2013) em sua pesquisa. Considerando o grau de representatividade que os experimentos oferecem das condições *in situ*, essa mesma autora verificou que os processos degradativos em diferentes escalas aceleraram a biodegradação dos materiais, como destacou que nos seus ensaios BMP, realizados com RSU novos e aterrados que aceleraram a biodegradação desses resíduos em até 400 vezes quando comparado aos processos de um aterro experimental.

5.5.2 CETESB

A partir do software Biogás 1.0 foram geradas as estimativas de emissões de metano, podendo-se observar o mesmo comportamento das curvas de estimativa geradas a partir dos dados de entrada da Tabela 19. Porém, a curva obtida com os dados de entrada sugeridos ofereceu vazões de metano menores (Figura 28.a), quando comparadas com a curva gerada pelo modelo anterior. Isso se deve a um L_0 menor e um k um pouco maior, em que a diferença entre a curva *default* e experimental ($k \text{ dia}^{-1}$) foi bem significativa, Figura 28.c.

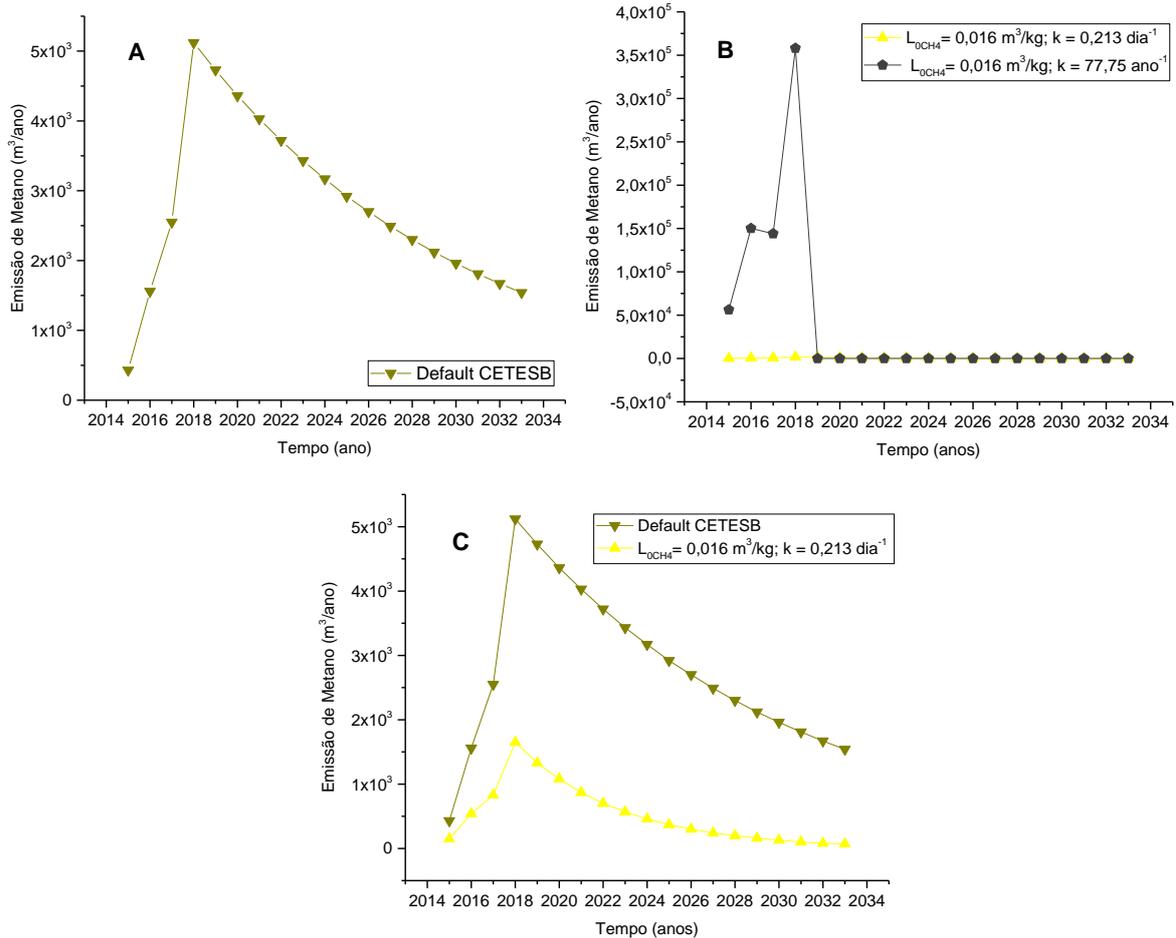
Tabela 19. Dados de entrada utilizados nas estimativas com o modelo da CETESB

	L_0 NmL/g	$F_{CH_4}\%$	L_{OCH_4} m ³ /kg	k dia ⁻¹	k ano ⁻¹	R_x^1 t/ano
Default	-	-	0,120	-	0,08	142409
Composição	31,08	50	0,016	0,213	77,75	142409

¹Fluxo de Resíduos determinado conforme a massa de resíduos anual depositado no aterro. Fonte: O autor, (2021)

Os dois modelos até então utilizados ofereceram resultados similares quanto ao comportamento das curvas de vazão de metano no tempo. Porém, no caso da CETESB há uma diferença entre o *default* e o experimental, principalmente, nos primeiros anos da geração do metano, e uma tendência a aproximação do comportamento depois que o aterro sanitário deixa de incorporar matéria orgânica em 2018.

Figura 28. Comportamento das vazões de metano estimadas utilizando dados default e experimental no modelo CETESB



Fonte: O autor, (2021)

5.5.3 IPCC (2006)

Por meio da planilha eletrônica do IPCC foi possível calcular as estimativas de geração de biogás de duas formas, a primeira considerando a massa de resíduo deposita como um todo (*bulk waste*), e a segunda seria o somatório da geração de cada fração que compõe a massa de resíduos. Essa planilha não permite muitas edições ou modificações, apenas algumas partes estão disponíveis para adição de dados, logo foi desenvolvida outra planilha a partir da anterior onde todos os dados *default* e experimentais foram manipulados, Tabela 20.

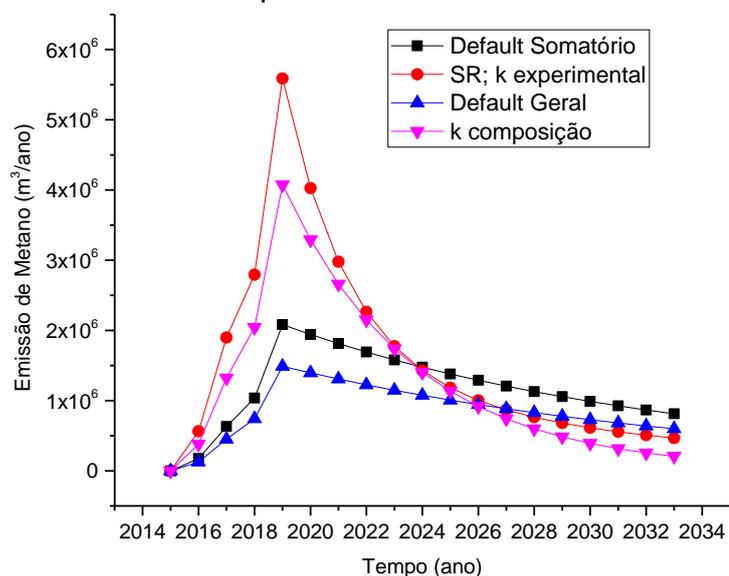
Tabela 20. Dados de entrada utilizados nas estimativas com o modelo IPCC

Componente i	COD_i <i>default</i>	k_i (ano^{-1}) <i>default</i>	k_i (dia^{-1})	COD_f	MF
Resíduos de comida	0,15	0,085	0,397	0,5	0,5
Papel/Papelão	0,40	0,045	0,071/0,027		
Madeira	0,43	0,025	0,527		
Têxteis/Couro	0,24	0,045	0,086		
Resíduo Geral (bulk waste)	0,16	0,065	0,213		

Fonte: O autor, (2021)

O modelo do IPCC (2006) não considera o L_0 , logo este parâmetro que também foi obtido experimentalmente, não entrará nessa estimativa de modo direto. Porém, o valor da constante cinética k é considerado, e como nas projeções anteriores estará diferente do *default* que está em ano^{-1} . Como já dito, esse modelo permite dois tipos de abordagem de estimativa, sendo assim os dados obtidos experimentalmente até então permitiram determinar as vazões observando a partir dessas diferentes abordagens. Pela Figura 29 pode-se verificar picos maiores de produção de metano para os dados experimentais, tendo um comportamento semelhante entre as curvas, sendo a diminuição do pico condizente com o cessar das deposições de materiais degradáveis no aterro sanitário.

Figura 29. Comportamento das vazões de metano estimadas utilizando dados default e experimental no modelo IPCC



Fonte: O autor, (2021)

Como forma de observar qual dos modelos matemáticos de primeira ordem utilizados nesta pesquisa obteve melhor êxito nas previsões de geração de metano a partir dos dados experimentais de RSU com dois anos de aterramento, foi verificada então a média da vazão de metano no ano de 2019. Nos 39 drenos verticais de biogás instalados no ASCG, a vazão média encontrada foi de 3.002.533,8 m³/ano ou 3,0x10⁶ m³/ano. Esse valor dentro das estimativas da vazão de CH₄ calculadas, aproxima-se do pico das emissões desse gás para o ano de 2019, obtido a partir dos dados experimentais operados no modelo do IPCC (2006), considerando os RSU como um todo.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- Os valores dos parâmetros cinéticos obtidos a partir dos ensaios experimentais, mostraram que o L_0 foi maior para o papelão, seguido da composição geral da FORSU e os valores de k para cada fração tiveram um bom ajuste;
- Dentre os três modelos matemáticos de previsão aplicado, o que teve o melhor ajuste aos dados do monitoramento in situ do biogás gerado pelo ASCG foi o modelo do IPCC (2006);
- As previsões de vazão de biogás no ASCG, em termos experimentais, permitiram diminuir o distanciamento entre os valores estimados a partir desses dados dos valores obtidos em campo.
- Os resultados apresentados nessa pesquisa podem ser aplicados para Aterros Sanitários com condições semelhantes de execução, operação e meteorológicas

Também a partir dessa pesquisa faz-se necessário deixar algumas sugestões para pesquisas futuras. As dificuldades enfrentadas durante o processo permitem apontar principalmente para a discussão de uma metodologia unificada e própria para testar resíduos sólidos urbanos no ensaio de PBB/BMP. Promovendo assim condições semelhantes as condições de um aterro sanitário, como aponta Pearsea, Hettiaratchia e Kumarb (2018), para a observação adequada do tamanho do reator, da granulometria e quantidade de amostra utilizada, umidade, entre outros, contribuindo para assegurar determinações mais precisas do potencial de CH_4 e dos parâmetros cinéticos k .

Outro ponto importante quanto ao ensaio de potencial bioquímico de metano é o inóculo, que sendo previamente preparado pode conduzir a resultados melhores, ou seja, seria de grande valia a operação de um reator contínuo preenchido com um substrato (inóculo) que fosse monitorado também continuamente, e antes dos ensaios fosse alimentado com o próprio resíduo ou substrato que será analisado, incorporando a ele o consórcio microbiano que favorecerá o processo.

A utilização de equipamentos específicos e com tecnologia de ponta também favoreceriam os resultados desses ensaios, porém o acesso a estes materiais pode ser limitado, sendo assim seria importante o desenvolvimento de instrumentos e

equipamentos automatizados de baixo custo que tivessem como base equipamentos como o AMPTS ou o eudiometro.

Por fim, frequentemente literatura técnica ocorrem adaptações de metodologias para caracterização físico-química dos RSU, logo o desenvolvimento de um manual que ofereça condições seguras, válidas e específicas para este tipo de material contribuiria para o enriquecimento desta importante área de pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira NBR 10.007: Amostragem de resíduos sólidos**, 2004.

_____. **NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABREU, F.V. **Biogás: economia, regulação e sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Interciência. 2014. 196 p.

ALPERN, R. **Decomposition Rates of Garbage in Existing Los Angeles Landfills**. Unpublished Master thesis. California State University, Long Beach, U.S.A.1973.

ANGELIDAKI I., ALVES M., BOLZONELLA D., BORZACCONI L., CAMPOS J. L., GUWY A. J., KALYUZHNYI S., JENICEK P. AND VAN LIER J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, 2009. 59 p.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. 22.ed. Washington. 2012.

ARAÚJO NETO, C. L. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2016. 162 p.

ARAÚJO, E. P. **Monitoramento de Células experimentais de resíduos sólidos urbanos quanto a aspectos físico-químicos e microbiológicos**. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2015. 122 p.

ATSDR – AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Landfill Gas Primer: An Overview for Environmental Health Professionals**. Department of Health and Human Services: ATSDR, 2001. 74 p.

BARROS, Regina M.; TIAGO FILHO, Geraldo L.; SILVA, Tiago R. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**. n. 65, p. 150-164, 2013.

BERGE, N.D., REINHART, D.R., TOWNSEND, T.G., 2013. The fate of nitrogen in MSW landfills. In: Cossu, R., Van der Sloot, H.A. (Eds.), **Sustainable Landfilling**. CISA Publisher, 2013. p. 189-212.

BORGES, A. I. C. **Interface “Comparação de Curvas de Crescimento”**: Aplicação Informática para o auxílio na comparação de Curvas de Crescimento de populações de peixes. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ensino da Matemática) – Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Porto. Portugal. 2008.

BOYLE, W. C. Energy recovery from sanitary landfills – a review. **Microbial energy conversion**. p. 119–138, 1976.

BRASIL. Lei no. 12.305. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei no. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências**. 2010.

CANDIANI, G. **Estudo da geração de metano em uma célula de aterro sanitário Santo André-SP**. Tese (Doutorado em Energia), Universidade Federal do ABC, Santo André, 2011.

CANDIANI, G.; MOREIRA, J. M. L. Avaliação dos parâmetros cinéticos da geração de metano em uma célula experimental de resíduos sólidos. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, p. 459-470, 2018.

CASTILHOS JR, A.B. (2003). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro. 294p.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Biogás: geração e uso energético: aterro**, versão 1.0. São Paulo: CETESB, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L.; **Reatores anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997.

CHRISTENSEN, T.H., KJELDSSEN, P. **Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact**. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich Publishers, 1989. p. 29-42.

COSSU, R.; MORELLO, L.; STEGMANN R. Biochemical processes in landfill. In: Cossu, R.; Morello, L.; Stegmann (org.). **Solid Waste Landfilling**. 1 ed. Elsevier, 2018. p 91-115.

DECOTTIGNIES, V., GALTIER, L., LEFEBVRE, X. E VILLERO, T. Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and related wastes. Proceeding Sardinia 2005. **Tenth International Waste Management and Landfill Symposium**, Cagliari, Italy. October 2005.

DGGT, Deutsche Gesellschaft für Geotechnik: Empfehlungen des Arbeitskreises “Geotechnik der Deponien und Altlasten”. **E 1-7: Identifizierung und Beschreibung von Abfällen (Entwurf)**. Bautechnik 71, Heft 9, Berlin: Wilhelm Ernst & Sohn, 1994.

DIN EN ISO 11734. **Water quality; Evaluation of the “ultimate” anaerobic biodegradability of organic compounds in digested sludge; Method by measurement of the biogas production.** Berlim: Beuth Verlag. 1998.

DROSG, B. **Process monitoring in biogas plants.** IEA BIOENERGY, 2013.

FERNANDES, J. G. **Estudo da emissão de biogás em um aterro sanitário experimental.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. 2009.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos.** Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2013. 288 p.

FREIRE, V. H. N. **Estimativa do potencial de produção de biogás em um aterro sanitário para aproveitamento energético.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2018. 102 p.

GGA/UFMG - Acervo de pesquisas do Monitoramento do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFMG), 2021.

GUEDES, M. J. F. **Estudo das emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro.** Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2018. 181 p.

HAM, R. K.; BARLAZ, M. A. **Measurement and Prediction of landfill Gas Quality and Quantity.** 1987.

HOLLIGER, C. et al. Towards a standardization of biomethane potential tests. **Water Science and Technology**, v. 74, n. 11, p. 2515–2522, 2016.

HULL, R.M., KROGMAN, U., ASCE, M, STROM, P.F. (2005). Composition and Characteristics of Excavated Materials from a New Jersey Landfill. **Journal of Environmental Engineering**. ASCE 131:3 – 478. March 2005.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2006). **Solid Waste Disposal – Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.** Report produced for invitation of the United Nations Framework Convention on Climate Change.

IVANOVA, L. K.; RICHARDS, D. J.; SMALLMAN, D. J. The long-term settlement of landfill waste. Proceedings of the Institution of Civil Engineers - **Waste and Resource Management**, 161(3), 2008. p. 121-133.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C. do. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.

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

MARQUES JUNIOR, F. A. F. **Condições intervenientes na geração de biogás de resíduos recém dispostos em aterro sanitário e com um ano de aterramento**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2020. 78 p.

McCarty, P.L. **Anerobic Waste Treatment Fundamentals**, Part One, Two and Three, Public Works. 1964.

MÉZES, L.; BIRÓ, G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. Novel Approach on the basis of FOS/TAC method, *Analele Universității din Oradea, Fascicula Protectia Mediului* Vol. 17, 2011.

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

OWENS J.M., CHYNOWETH D. (1993). Biochemical methane potential of MSW components. **Water Science and Technology**, 27 (2), pp.1-14.

PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. **Microbiology of solid waste**. 1996. 240 p.

POMMIER, S.; LEFEBRE, X. (2009). **Impact of moisture content on the biodegradation of heterogeneous solid waste: simulation by a new modeling framework**. Proceedings of the Third International Workshop Hydro-physico-mechanics of landfills. Braunschweig, Germany. March 2009.

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 861–877, 2011. DOI 10.1016/j.rser.2011.06.018

RITZKOWSKI, M., HEYER, K.U., STEGMANN, R. Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. **Waste Management**. 26, p 356-372, 2006.

RITZKOWSKI, M., STEGMANN, R. Landfill aeration within the scope of post-closure care and its completion. **Waste Management**. 33, p 2074-2082. 2013

SAWYER, C.N.; MCCARTY, P.L.; PARKIN, G.F. **Chemistry for environmental engineering and science**. 5. ed. New York: McGraw-Hill. 2003. 752p.

SILVA, G. A.; MORAIS JR, J. A.; ROCHA, E. R. Proposta de procedimento operacional padrão para o teste do Potencial Bioquímico do Metano aplicado a resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 11–16, mar. 2016.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.18, n. 2, p. 95- 104, 2013.

SIMÕES, A. L. G; POLASTRI, P.; SOUZA, R. O.; ALBUQUERQUE, R. H. C; OKAWA, C. M. P. **Pré-tratamento de resíduos lignocelulósicos para a otimização da produção de biogás**. 3º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade. Grama, 2020. 6 p.

TÁPARRO, D. C.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; AMARAL, A. C.; CHINI, A.; DIAS, J. R. **Influência da matriz sólida na determinação de AI/AP em digestores anaeróbios**. 8ª Jornada de Iniciação Científica, Concórdia - SC. Brasília: Embrapa. p. 41-42. 2014.

TCEPB - Tribunal de Contas do Estado da Paraíba. **Relatório da Auditoria Operacional em Resíduos Sólidos**. Processo TC N° 05095/16. 2019. 55 p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. New York: New York: McGraw – Hill International Editions, 1993, 987p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **First-Order kinetic gas generation model parameters for wet landfills**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington D.C., 2005.

VDI, Verein Deutscher Ingenieure, 4630. **Fermentation of organic substances – substrate characterisation, sampling, data collection, fermentation tests**. Düsseldorf, Beuth Verlag. 2016.

WEINRICH, S., SCHÄFER, F., BOCHMANN, G., LIEBETRAU, J. **Value of batch tests for biogas potential analysis; method comparison and challenges of substrate and efficiency evaluation of biogas plants**, Murphy, J.D. (Ed.) IEA Bioenergy Task 37, 2018.

WHO. International Reference Center For Wastes Disposal – **Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost**. Switzerland, 1979.