



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

**CONDIÇÕES INTERVENIENTES NA GERAÇÃO DE BIOGÁS DE
RESÍDUOS RECÉM DISPOSTOS EM ATERRO SANITÁRIO E
COM UM ANO DE ATERRAMENTO**

FRANCISCO AURIBERTO FERREIRA MARQUES JUNIOR

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2020

FRANCISCO AURIBERTO FERREIRA MARQUES JUNIOR

**CONDIÇÕES INTERVENIENTES NA GERAÇÃO DE BIOGÁS DE RESÍDUOS
RECÉM DISPOSTOS EM ATERRO SANITÁRIO E COM UM ANO DE
ATERRAMENTO**

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

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

Coorientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

CAMPINA GRANDE – PB

Fevereiro de 2020

M357c Marques Junior, Francisco Auriberto Ferreira.
Condições intervenientes na geração de biogás de resíduos recém dispostos em aterro sanitário e com um ano de aterramento. / Francisco Auriberto Ferreira Marques Junior. – Campina Grande, 2020.
78 f.: Il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2020.

"Orientação: Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".

"Coorientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo".

Referências.

1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Biodegradação. 3. Metano. 4. Resíduos aterrados. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Melo, Márcio Camargo de. III. Título.

CDU 628.4(043)

**CONDIÇÕES INTERVENIENTES NA GERAÇÃO DE BIOGÁS DE RESÍDUOS
RECÉM DISPOSTOS EM ATERRO SANITÁRIO E COM UM ANO DE
ATERRAMENTO**

FRANCISCO AURIBERTO FERREIRA MARQUES JUNIOR

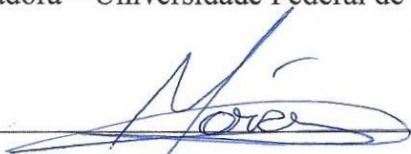
DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
CAMPINA GRANDE – UFCG, EM CUMPRIMENTO ÀS EXIGÊNCIAS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Examinada por:



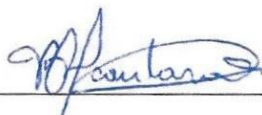
Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

(Coorientador – Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)



Prof. Dr. Perboyre Barbosa Alcantara

(Examinador Externo – Instituto Federal do Ceará – IFCE)



Prof.^a Dr.^a Libânia da Silva Ribeiro

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

CAMPINA GRANDE – PB

14 de fevereiro de 2020

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu pai, Auriberto, e à minha mãe, Rita, meus amores incondicionais, que me apoiaram em todas as minhas escolhas, me ajudaram a conquistar os meus objetivos e sempre se esforçaram para que todos os seus filhos tivessem acesso à uma boa educação. À quem sou e sempre serei eternamente grato!

AGRADECIMENTOS

À Deus, primeiramente e acima de tudo, que sempre me abençoa em todos os caminhos que eu escolho trilhar!

Ao meu pai, Auriberto, e à minha mãe, Rita, os maiores presentes que Deus me deu, que me ensinaram a lutar pelos meus objetivos, que me deram força e apoio pra correr atrás da minha capacitação profissional, que foram meu refúgio, meu abrigo, quando a vida me colocava pra baixo. Que são a minha base, minha inspiração! Que sempre estiveram e sempre vão estar disponíveis pra tudo o que eu precisar! Meus amores incondicionais, os melhores pais do mundo!

Às minhas irmãs, Ana Célia, Auricélia e Patrícia, que em todos os momentos, bons ou ruins, estão prontas para segurar a minha mão. Com quem eu sempre vou poder contar, e sempre vamos nos apoiar contra as adversidades do mundo!

À minha sobrinha, Maria Rita, que, por eu não ter tido o privilégio de acompanhar o seu crescimento de perto, ela, com apenas dois anos de idade, ainda não entende a dimensão do amor que eu sinto por ela, que é incondicional, e mesmo distante, eu acompanho seu desenvolvimento e agradeço a Deus por sua existência, sabedoria e crescimento.

Aos meus amigos de infância, que estão comigo há tanto tempo, me apoiando, dando conselhos, e com quem divido alegrias e adversidades: Rayane Michele, Jamilly Moraes, Junior Eustaquio, Iana Farias, Sara Clares, Marise Matias, Lucas Alcântara e Luana Gurgel.

Aos amigos que a vida me deu e que eu sou muito grato, que torcem por mim e são um ombro sempre que eu preciso, que sempre trocamos conselhos, contamos um com o outro e dividimos tantos momentos únicos: Jaqueline Monteiro, Érika Silva, Murilio Alves, Hayonara, Allyara, Anne Driely, Mayara Eustaquio, Leice Marques, Iury Sarmiento, Felipe de Freitas e Ronaldo Junior.

À Kamila Amâncio, que dividiu comigo essa luta e caminhada do Mestrado, desde o início, estudando juntos para a seleção, sendo aprovados juntos, e até hoje nos apoiando em tudo! Que foi e é uma parceira de profissão e também uma grande amiga!

À Luan Gomes, que esteve ao meu lado nesse momento final de escrita da dissertação e aguentou todos os meus estresses, me deu força para continuar e permaneceu ao meu lado.

Às amigas da graduação, com quem vivi momentos únicos e inesquecíveis e hoje estamos juntos na mesma profissão, cada um trilhando o seu caminho, mas unidos pelo coração: Orjana Palácio, Brenda Manuele, Iara Lícia, Angela Moraes e Lucineide Gomes.

À professora Yannice Santos, não apenas uma professora, mas uma grande amiga, que tem sido a inspiração do professor que eu quero ser, desde a graduação!

Aos amigos que conheci em Campina Grande e região, que dividiram comigo tantos momentos de diversão e companheirismo durante a minha caminhada do Mestrado, e permanecerão comigo, se Deus quiser, na caminhada do Doutorado, em especial: Carol Carvalho, Mariano Neto, Luan Florêncio, Ian, Jonathan, Pedro, Felipe, Paulo César e Chris, e toda a turma do Zouk.

Aos professores Veruschka Monteiro e Márcio Camargo, por todo o apoio e ensinamentos durante essa caminhada, que contribuíram para o meu amadurecimento acadêmico e profissional!

À todo o Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da UFCG, que contribuíram para o desenvolvimento desse trabalho, tanto no levantamento de dados quanto no compartilhamento de informações e aprendizados, constituindo um apoio fundamental para a conclusão dessa pesquisa. Em especial à: Lucas Abreu, grande parceiro que dividiu estudos e pesquisas desde o início até a conclusão do Mestrado, Tuilly, Lígia, Jeovana Jisla, Jordan, Samanda, Amanda, Cláudio, Renan, Danilo, Pablllo, Petrov, Naiara e Elisa.

Aos professores convidados a compor a minha banca, Libânia Ribeiro e Perboyre Alcantara, pela disponibilidade e por todas as contribuições valiosas e ensinamentos que engrandeceram esse trabalho.

À CAPES, pelo financiamento para que esta pesquisa fosse desenvolvida, sem o qual eu não teria conseguido ir além.

Enfim, à todos os amigos e familiares que estiveram presentes, mesmo distantes, ao longo dessa caminhada, que me deram apoio e torceram para a conclusão dessa etapa na minha vida, meu muito obrigado! Gratidão define!

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-PB, 2020.

RESUMO

A geração de biogás em aterros sanitários é influenciada por diferentes condições atreladas aos fatores ambientais locais, às características físicas e químicas dos resíduos aterrados e aos aspectos relacionados à operação dos aterros. No período que compreende o primeiro ano de aterramento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) acontecem as maiores interferências no processo biodegradativo que vão influenciar na velocidade de degradação posterior e, conseqüentemente, na geração de biogás em aterros. O objetivo do presente estudo foi verificar as interferências operacionais e meteorológicas nas condições físico-químicas e geração de biogás de resíduos sólidos recém dispostos em Aterro Sanitário e com um ano de aterramento. A área de estudo foi o Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG). Foram realizadas duas campanhas de ensaios envolvendo: as coletas de RSU recém dispostos no ASCG e com um ano de aterramento, a composição gravimétrica e a realização de ensaios físico-químicos dos RSU aterrados, o monitoramento das condições meteorológicas e operacionais do ASCG e, por último, a realização do teste de Potencial Bioquímico do Metano (BMP) para estimar, experimentalmente, o volume de biogás gerado pela biodegradação dos RSU com um ano de aterramento. Com os resultados obtidos nesse estudo, destaca-se que, as condições que favoreceram o processo de decomposição dos resíduos no ASCG para a geração de biogás, durante o primeiro ano de aterramento, foram: a composição gravimétrica, a precipitação pluviométrica, a umidade relativa do ar, a massa de RSU aterrada, a recirculação de lixiviado e os indicadores físico-químicos de pH, alcalinidade, umidade, Sólidos Voláteis (SV) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Já as condições que, possivelmente, limitaram o processo biodegradativo, foram: a evaporação e os teores de Nitrogênio Amoniacal Total (NAT) dos RSU. O teste de BMP sugere um bom potencial energético do ASCG, sendo verificados volumes de biogás acumulado de até 186,97 NmL, pela decomposição dos resíduos sólidos orgânicos, em apenas 24 dias de experimento. A aquisição de dados sobre os resíduos aterrados permitiu entender a evolução do processo biodegradativo no primeiro ano de aterramento e obter uma boa estimativa da produção de biogás pelos RSU do ASCG. O estudo das relações entre as condições meteorológicas, operacionais e físico-químicas dos RSU consistiu em uma importante ferramenta para analisar o comportamento da biodegradação dos resíduos em aterros sanitários, e pode subsidiar projetos futuros de aterros, principalmente os que visem implantar sistemas de aproveitamento energético do biogás, em condições semelhantes aos do estudo implementado.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos; Biodegradação; Metano; Resíduos aterrados.

MARQUES JUNIOR, F. A. F. **Conditions involved in the generation of biogas from solid waste recently disposed and with one year of landfill.** Dissertation (Masters in Civil and Environmental Engineering) – Federal University of Campina Grande, Campina Grande-PB, 2020.

ABSTRACT

The biogas generation in landfills is influenced by different conditions related to the local environmental settings, the physical and chemical characteristics of the disposed solid waste and to the operation of the landfill. In the period that comprises the first year of Municipal Solid Waste (MSW) disposal, there are important interference regarding the biodegradative process that will influence the speed of subsequent degradation and, consequently, the biogas generation in landfills. The main goal of this study was to verify the operational and meteorological interferences on the physical-chemical and biogas generation in MSW recently disposed and with one year of landfill. The study area was the landfill located in Campina Grande-PB (ASCG). Two test campaigns were carried out involving: the collection of recently disposed MSW and with one year of disposal in the ASCG, gravimetric composition and physical-chemical tests of the disposed MSW, monitoring of operational and meteorological conditions of the ASCG and, finally, the performance of the Biochemical Methane Potential (BMP) test to estimate, experimentally, the volume of biogas generated by the biodegradation of MSW with one year of landfilling. With the obtained results in this study, it is highlighted that the favorable conditions in the decomposition process of MSW in the ASCG to the biogas generation, during the first year of landfilling, were: gravimetric composition, precipitation, air humidity, disposed mass of MSW, leachate recirculation and the physical-chemical indicators, such as pH, alkalinity, humidity, Volatile Solids (VS) and Chemical Oxygen Demand (COD). The conditions that, possibly, have limited the biodegradative process were: evaporation and Total Ammoniacal Nitrogen (TAN) of the MSW. The BMP test suggests good energetic potential for the ASCG, with accumulated biogas volumes up to 186.97NmL, verified by the decomposition of organic solid waste in just 24 days of experiment. The acquisition of data on disposed MSW has allowed us to understand the evolution of the biodegradative process in the first year of landfilling and obtain a good estimate of biogas production by the ASCG's MSW. The study of the relationships between the operational, meteorological and physical-chemical conditions of the MSW consisted in an important tool to analyze the biodegradation behavior of the waste in landfills, and may help future landfill projects, specially those who aim to build an energy recovery system, under similar conditions to this study.

Keywords: Municipal solid waste; Biodegradation; Methane; Disposed waste.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fases de biodegradação dos RSU e geração de gases.....	19
Figura 2. Croqui do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	28
Figura 3. Fluxograma da pesquisa.....	28
Figura 4. Localização do ASCG e municípios que depositam RSU no aterro	29
Figura 5. Coleta (a) e transporte (b) de resíduos sólidos aterrados no ASCG	30
Figura 6. Pontos de coleta de RSU no ASCG	31
Figura 7. Homogeneização (a) e quarteamento (b) dos RSU no galpão do ASCG	32
Figura 8. Célula escavada para coleta dos RSU de um ano de aterramento	33
Figura 9. Segregação dos resíduos sólidos (a) em categorias (b), pesagem (c) para composição gravimétrica e material misto resultante (d).....	35
Figura 10. Picotagem (a) e triturador (b) dos RSU	36
Figura 11. Lagoas de tratamento de lixiviado no ASCG	39
Figura 12. Lançamento de lixiviado nos RSU recém dispostos sobre a Célula.....	39
Figura 13. Amostras dos RSU picotados para os testes de BMP	41
Figura 14. Lodo anaeróbio utilizado como inóculo dos testes BMP.....	42
Figura 15. Ilustração do reator de 250 mL montado para o teste BMP.....	44
Figura 16. Frascos com meio de reação (a) e reatores prontos incubados na estufa (b) 45	
Figura 17. Composição gravimétrica dos RSU aterrados em %	48
Figura 18. Comportamento hídrico na área do ASCG no período de 1993 a 2019	59
Figura 19. Distribuição da umidade relativa do ar no período estudado.....	60
Figura 20. Volume acumulado de biogás no teste de BMP em NmL	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Componentes típicos encontrados no biogás de aterros de RSU.....	18
Tabela 2. Quantidade de RSU para a montagem dos frascos de BMP.....	43
Tabela 3. Porcentagem de resíduos passíveis de decomposição biológica	50
Tabela 4. Quantitativo de RSU depositados no ASCG, no período estudado.....	52
Tabela 5. Resultados dos indicadores físico-químicos obtidos	53
Tabela 6. Caracterização físico-química do lixiviado recirculado	56
Tabela 7. Indicadores de qualidade do lodo usado nos testes BMP.....	64
Tabela 8. Volume total acumulado de biogás gerado pelos RSU no teste BMP.....	65

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Coletas realizadas na presente pesquisa	30
Quadro 2. Classificação dos RSU aterrados para a composição gravimétrica.....	34
Quadro 3. Procedimentos metodológicos dos ensaios físico-químicos	37
Quadro 4. Condições intervenientes na geração de biogás dos resíduos aterrados no ASCG	69

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

%	- por cento (unidade da porcentagem)
°C	- graus Celsius
AESA	- Agência Executiva de Gestão das Águas no estado da Paraíba
AGV	- Ácidos Graxos Voláteis
ASCG	- Aterro Sanitário em Campina Grande
atm	- unidade de pressão (corresponde a 101.325 Pa no S.I.)
BDMEP	- Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa
BMP	- Potencial Bioquímico do Metano (<i>Biochemical Methane Potential</i>)
CH ₃ COOH	- ácido acético
CH ₄	- Gás metano
CNTP	- Condições Normais de Temperatura e Pressão
CO	- Gás monóxido de carbono
CO ₂	- Gás dióxido de carbono
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
ECOSOLO	- Empresa Gestão Ambiental de Resíduos Ltda.
ETE	- Estação de Tratamento de Esgotos
EXTRABES	- Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários de Campina Grande-PB
GEE	- Gases do Efeito Estufa
GGA	- Grupo de Geotecnia Ambiental
GNV	- Gás Natural Veicular
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.)
INMET	- Instituto Nacional de Meteorologia
INSA	- Instituto Nacional do Semiárido
kg	- quilograma (unidade de massa do S.I.)
kPa	- quilopascal (unidade de pressão que corresponde a 1.000 Pa no S.I.)
L	- litros (unidade de volume que corresponde a 10 ⁻³ m ³ no S.I.)
LB	- lentamente biodegradável
LDA	- Lagoa de Drenagem de Águas Pluviais
LGA1	- Laboratório de Geotecnia Ambiental

LGA2	- Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia
LTL	- Lagoa de Tratamento de Lixiviados
m	- metros (unidade de comprimento do S.I.)
M.O.	- matéria orgânica
m ³	- metros cúbicos (unidade de volume do S.I.)
MB	- moderadamente biodegradável
mbar	- milibar (unidade de pressão que corresponde a 100 Pa no S.I.)
MDL	- Mecanismo do Desenvolvimento Limpo
mgCaCO ₃ .L ⁻¹	- miligramas de carbonato de cálcio por litro
mgN-NH ₃ .L ⁻¹	- miligramas de nitrogênio amoniacal total 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.)
MW	- megawatts (unidade de potência que corresponde a 10 ⁶ W no S.I.)
N ₂	- gás nitrogênio
NH ₃	- amônia
NH ₄ ⁺	- íon amônio
NH _x	- nitrogênio amoniacal total
NmL	- Normal mililitro (unidade de volume padronizado nas CNTP)
NO ₃ ⁻	- nitrato
O ₂	- gás oxigênio
PaqTcPB	- Fundação Parque Tecnológico da Paraíba
PB	- Estado da Paraíba
pH	- potencial hidrogeniônico
ppm	- partes por milhão (unidade de concentração que corresponde a 10 ⁻³ kg.m ⁻³ no S.I.)
RB	- rapidamente biodegradável
RSO	- Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU	- Resíduos Sólidos Urbanos
SO ₄ ²⁻	- sulfato
SV	- Sólidos Voláteis
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.)

- Tub.LTL - tubulação de lançamento do lixiviado gerado nas Células para a LTL 1
- UASB - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)
- UEPB - Universidade Estadual da Paraíba
- UFCG - Universidade Federal de Campina Grande
- UFPE - Universidade Federal de Pernambuco
- UNFCCC - Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral	17
2.2 Objetivos específicos	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 A geração de biogás em aterros sanitários	18
3.2 Fases de biodegradação de resíduos sólidos	19
3.3 Condições que influenciam na biodegradação dos resíduos sólidos e geração de biogás	21
3.3.1 Composição gravimétrica	22
3.3.2 Indicadores físico-químicos dos resíduos sólidos	22
3.3.3 Condições meteorológicas da região	24
3.3.4 Condições operacionais do aterro sanitário	24
3.4 O potencial de geração de biogás e metano em aterros sanitários	25
4. METODOLOGIA	27
4.1 Área de estudo	29
4.2 Etapa 1: Coletas dos resíduos aterrados	30
4.3 Etapa 2: Composição gravimétrica	33
4.4 Etapa 3: Ensaio e monitoramento das condições físico-químicas, meteorológicas e operacionais	36
4.4.1 Ensaio dos indicadores físico-químicos dos RSU	37
4.4.2 Monitoramento meteorológico do ASCG	37
4.4.3 Monitoramento operacional do ASCG	38
4.5 Etapa 4: Testes de Potencial Bioquímico do Metano (BMP)	40
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	48
5.1 Análise das condições físico-químicas, meteorológicas e operacionais	48
5.2 Testes de Potencial Bioquímico do Metano (BMP)	63
5.3 Resumo dos resultados obtidos nesse estudo	69
6. CONCLUSÕES	71
REFERÊNCIAS	73

1. INTRODUÇÃO

A geração de biogás em aterros sanitários é influenciada por diferentes condições atreladas aos fatores ambientais locais, às características físicas e químicas dos resíduos aterrados e aos aspectos relacionados à operação dos aterros. Essas condições interferem no processo biodegradativo por promoverem modificações nos ambientes interno e externo às Células de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

De acordo com van Elk (2007), o aterro sanitário pode produzir gases por mais de 30 anos, porém, ao longo desse período, as formações e as quantidades gasosas são diferenciadas e dependem das fases de degradação em que se encontram os resíduos depositados.

Apesar de Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) considerarem que não há geração significativa de biogás nos primeiros dois anos de aterramento, estudos realizados no Brasil revelam que essa realidade é diferente, como apresentado por Guedes (2018), que verificou a geração de metano (CH_4) a partir do 1º mês de disposição em uma Célula do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, atingindo valores superiores a 65% de concentração no primeiro ano após o aterramento dos resíduos.

Assim, o processo biodegradativo, apesar de ser dividido em fases distintas, é bastante complexo e sofre influência de diferentes fatores, não apenas nas etapas de biodegradação, como na composição e volume do biogás gerado, tais como: a diversidade de materiais que compõem os RSU, as interações físico-químicas e biológicas que ocorrem com o passar do tempo, a volatilização e as reações químicas, as condições climáticas, a idade dos resíduos, a forma de disposição, a umidade, a porcentagem de resíduos biodegradáveis, entre outros (VAN ELK, 2007; ALCÂNTARA; JUCÁ, 2010; FEI; ZEKKOS, 2018; MOREIRA, 2018).

Além disso, é importante estudar os RSU no primeiro ano de aterramento, pois é nesse período inicial de tempo que acontecem importantes interferências no processo biodegradativo, que vão influenciar na velocidade de degradação posterior e, conseqüentemente, na geração de biogás.

Essas interferências podem estar associadas às condições meteorológicas, como a precipitação pluviométrica, e às condições operacionais, como medidas de recirculação de lixiviado, em que, ambas podem influenciar na umidade dos resíduos aterrados e, também, podem intervir nas condições físico-químicas dos resíduos, como o pH e a

alcalinidade, por exemplo, cujas mudanças são uma resposta aos estímulos ou condições a que foram submetidos.

É importante verificar a influência dessas condições em resíduos aterrados para contribuir com estudos relacionados a novos projetos de implantação, operação e monitoramento de aterros sanitários, principalmente, aqueles que visem eficiência energética, para diversificar a matriz energética do país, e o aproveitamento de novas áreas.

Portanto, o presente estudo busca estabelecer as condições que interferem no processo biodegradativo dos resíduos, e a consequente geração de biogás, durante o primeiro ano de disposição em aterros sanitários, podendo contribuir na otimização dessa geração, principalmente, em casos de aterros que visem implementar sistemas de aproveitamento energético do metano.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Verificar as interferências operacionais e meteorológicas nas condições físico-químicas e geração de biogás de resíduos sólidos recém dispostos em Aterro Sanitário e com um ano de aterramento.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Comparar os indicadores físico-químicos dos resíduos recém dispostos com os de um ano de aterramento;
- ✓ Relacionar as condições físico-químicas, meteorológicas e operacionais de Aterro Sanitário intervenientes na biodegradação de resíduos durante o primeiro ano de aterramento;
- ✓ Estimar o volume de biogás gerado por resíduos com um ano de aterramento a partir de dados experimentais.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A geração de biogás em aterros sanitários

Os aterros sanitários são uma forma de disposição final ambientalmente adequada de RSU no Brasil e no mundo e, quando bem projetados, operados e monitorados, são obras de engenharia estruturadas para promover o aterramento dos resíduos com o acompanhamento e tratamento dos subprodutos gerados nesse processo, evitando, assim, a contaminação dos solos, das águas e do ar atmosférico.

Os subprodutos resultantes do processo de biodegradação dos RSU em aterros são o lixiviado e o biogás. Conforme dados gerais da literatura, esses subprodutos são gerados pelas interações físico-químicas e microbiológicas com o passar do tempo, em que as bactérias, fungos e arqueobactérias podem atuar na presença ou ausência de oxigênio (O_2), segundo o metabolismo aeróbio ou anaeróbio, respectivamente.

Dentre os subprodutos, destaca-se o biogás, que apresenta em sua composição diversos gases, como pode ser observado na Tabela 1, de acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994), que apresentam a distribuição percentual dos componentes tipicamente verificados, ressaltando que os valores exatos irão variar segundo o tempo de uso do aterro.

Tabela 1. Componentes típicos encontrados no biogás de aterros de RSU

Componente	Porcentagem (%)
Metano (CH_4)	45 – 60
Dióxido de carbono (CO_2)	40 – 60
Hidrogênio (H_2)	0 – 0,2
Oxigênio (O_2)	0,1 – 1,0
Nitrogênio (N_2)	2 – 5
Amônia (NH_3)	0,1 – 1,0
Enxofre, mercaptanas	0 – 1,0
Monóxido de carbono (CO)	0 – 0,2
Gases em menor concentração	0,01 – 0,6

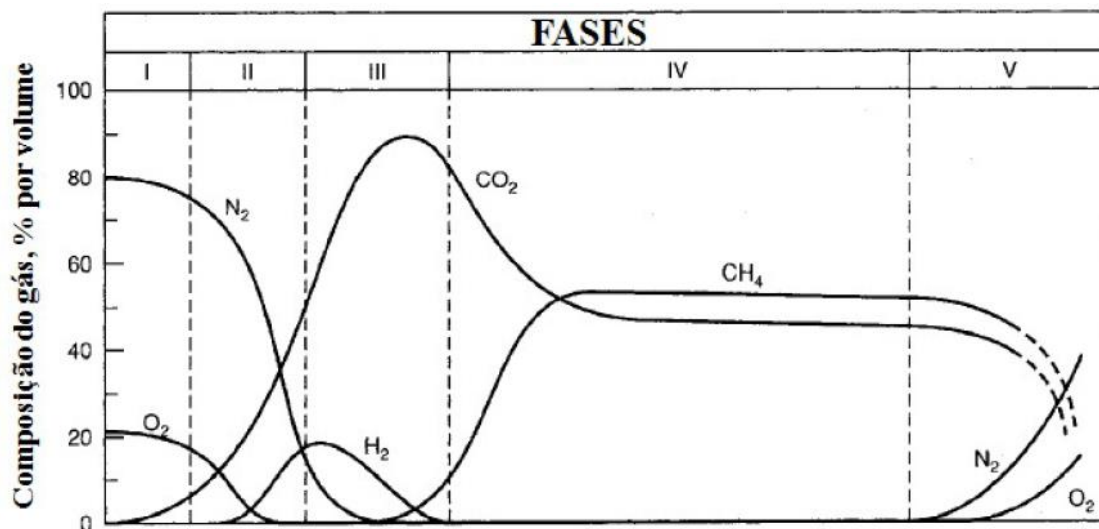
Fonte: Adaptado de Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1994)

O CH_4 , como pode ser observado na Tabela 1, apresenta uma das maiores concentrações no biogás, sendo este um excelente combustível, o que confere o risco de explosões, em certas concentrações, nos aterros sanitários (VAN ELK, 2007). Além disso, considera-se que esse gás apresenta um potencial de aquecimento global cerca de 28 vezes maior do que o CO_2 em um horizonte de 100 anos, sendo um forte contribuinte às emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) (IPCC, 2014). Dessa forma, diante do potencial poluidor dos gases que o compõem, o biogás gerado em aterros deve ser tratado antes de ser lançado na atmosfera.

3.2 Fases de biodegradação de resíduos sólidos

Segundo a literatura técnica de Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993), o processo biodegradativo dos RSU que acontece no interior das Células de aterros sanitários é padronizado em cinco fases distintas, na sequência: (I) Ajuste Inicial, (II) Fase de Transição, (III) Fase Ácida, (IV) Fase Metanogênica e (V) Fase de Maturação. A Figura 1 ilustra como se dá a formação de gases em cada uma dessas etapas.

Figura 1. Fases de biodegradação dos RSU e geração de gases



Fonte: Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993)

A seguir será exposto como cada fase é caracterizada e como se dá a geração dos gases demonstrados na Figura 1, de acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993):

(I) Ajuste Inicial: Essa fase tem início a partir da disposição dos resíduos sólidos no aterro e é caracterizada pela degradação via metabolismo aeróbio, na presença de O_2 ,

mas tem duração relativamente curta, porque, após o recobrimento dos resíduos com solo, o ambiente torna-se favorável à presença de microrganismos anaeróbios, com a ausência de O_2 , os quais predominam por longos períodos de tempo. Portanto, essa fase é a única aeróbia e acontece apenas enquanto há uma certa quantidade de O_2 no interior da Célula de RSU que, associado à umidade dos resíduos, acelera a decomposição aeróbia gerando CO_2 , H_2O e calor, ou seja, a composição do biogás formado nessa fase é de 100% de CO_2 .

(II) Fase de Transição: essa fase é caracterizada pela transição do ambiente interno da Célula de aeróbio para anaeróbio, que acontece quando os níveis de O_2 começam a regredir. Durante o metabolismo anaeróbio, o nitrato (NO_3^-) e o sulfato (SO_4^{2-}), que são geralmente utilizados como receptores de elétrons pelos microrganismos, são reduzidos a N_2 e sulfeto de hidrogênio ou gás sulfídrico (H_2S) em reações de conversão biológica. À medida que o ambiente torna-se anaeróbio, o potencial de oxirredução diminui e, conseqüentemente, a matéria orgânica complexa tende a ser convertida em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários, dando início às fases anaeróbias subsequentes. Devido às concentrações elevadas de CO_2 no meio, associado à presença de compostos orgânicos ácidos, o pH do lixiviado que vai sendo formado tende a diminuir.

(III) Fase Ácida: essa fase possui duração de algumas semanas, e é caracterizada pela geração de quantidades significativas de ácidos orgânicos e redução das quantidades de H_2 em função do incremento da produção de CH_4 . A atividade bacteriana iniciada na fase anterior é acelerada, otimizando a formação de ácidos orgânicos e compostos intermediários. Os compostos mais complexos (como proteínas, lipídeos e polímeros orgânicos) são reduzidos à compostos intermediários de baixo peso molecular, como o ácido acético (CH_3COOH) e pequenas concentrações de ácidos fúlvicos e outros ácidos orgânicos. Em função da dissolução desses ácidos e de elevadas concentrações de CO_2 na Célula, o pH do lixiviado tende a atingir valores próximos de 5, os valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) irão aumentar significativamente, e alguns constituintes inorgânicos, principalmente metais pesados, serão solubilizados. Em relação ao biogás gerado, o CO_2 atinge um pico de produção, chegando até a 90% de concentração, e o H_2 é reduzido chegando à faixa de 20%.

(IV) Fase Metanogênica: nessa fase, o ácido acético e o H_2 formados na fase anterior serão convertidos em CH_4 e CO_2 por meio das arqueobactérias metanogênicas, provocando um aumento do pH do meio, atingindo valores mais neutros, na faixa de 6,8 a 8,0. Nessa fase há a formação simultânea de metano e ácidos, embora a taxa de

fermentação ácida seja reduzida. Os valores de DQO serão reduzidos, e, com o aumento do pH, os componentes inorgânicos serão menos solubilizados, diminuindo a concentração de metais pesados do lixiviado. O período de desenvolvimento inicial da formação de metano é de seis meses a dois anos, mas a Fase Metanogênica tem duração de décadas, e o biogás gerado nessa fase possui concentração de CH₄ de 50% a 60%. Os grupos de bactérias distintas que são responsáveis pela formação do gás metano são: as hidrogenotróficas, capazes de gerar apenas 28% do CH₄, a partir do consumo de hidrogênio e CO₂, e as acetoclásticas, que geram até 72% do CH₄, a partir do consumo de ácido acético.

(V) Fase de Maturação: essa fase acontece após o consumo de toda a matéria orgânica de fácil biodegradação nas condições do aterro, e sua conversão em metano e dióxido de carbono na fase anterior. Com indisponibilidade de nutrientes, que já foram removidos com o lixiviado nas fases anteriores, as concentrações de CH₄ e CO₂ tendem a ser reduzidas significativamente, e os substratos que permanecem no aterro são de lenta biodegradação. Pequenas quantidades de N₂ e O₂ podem ser encontradas no biogás que for gerado. O lixiviado produzido nessa fase final possui elevadas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, que são de difícil biodegradação.

É importante destacar que, em um aterro sanitário, essas fases não seguem sempre essa sequência e não estão bem definidas no tempo. Isso acontece em decorrência da heterogeneidade dos RSU e do contínuo aterramento de novos materiais sólidos nas Células, ocasionando a presença de resíduos de diferentes idades em uma mesma Célula, o que pode provocar a ocorrência de diferentes fases de biodegradação simultâneas (MOREIRA, 2018; GUEDES, 2018).

A duração das fases individuais na geração de biogás variará em função da disponibilidade de nutrientes, da umidade presente nos RSU e a que percola através destes, da distribuição dos componentes orgânicos no aterro e do grau de compactação inicial (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

3.3 Condições que influenciam na biodegradação dos resíduos sólidos e geração de biogás

A degradação biológica dos resíduos sólidos que acontece em aterros sanitários, como já foi apresentada no tópico anterior, é um processo complexo e sofre influência de diversos fatores, principalmente porque é necessário que o aterro apresente condições que

favoreçam o crescimento e desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelo processo.

Essas condições podem estar atreladas às características e composição dos RSU que são depositados, ou podem ser alterações do ambiente provocadas tanto pelo processo de decomposição como por modificações estruturais na Célula realizadas pela operação do aterro sanitário.

Almeida (2015) acrescenta que a presença dos microrganismos que se destacam em aterros sanitários (as bactérias, as arqueobactérias metanogênicas e os fungos) estão condicionadas aos fatores ambientais existentes. Portanto, é importante analisar as condições ambientais da massa de resíduos e do aterro sanitário para otimizar os processos de geração de gases, principalmente em aterros que visem um aproveitamento energético e maior eficiência degradativa.

Diante disso, nos itens seguintes serão apresentados alguns fatores que influenciam diretamente no processo biodegradativo para a geração de gases e como essa influência acontece.

3.3.1 Composição gravimétrica

Monteiro *et al.* (2006) ressaltam que um dos objetivos da composição gravimétrica é entender o processo degradativo e prever o tempo de degradação dos compostos presentes na massa de resíduos.

Alcântara (2007) complementa que o conhecimento dessa composição é importante para a definição da tecnologia mais adequada ao tratamento dos RSU, por permitir uma análise introdutória de sua degradabilidade, da contaminação ambiental e das possibilidades de valorização dos resíduos sólidos, tais como a reciclagem, reutilização e o aproveitamento energético.

Assim, por meio do conhecimento do percentual de cada componente dos RSU presente no aterro sanitário, pode-se analisar se há condições de ser maior ou menor a geração de gases, a partir do levantamento da quantidade presente de material passível de degradação biológica.

3.3.2 Indicadores físico-químicos dos resíduos sólidos

A digestão anaeróbia de resíduos é influenciada diretamente pelas condições ambientais de parâmetros como temperatura, pH, amônia, nutrientes, entre outros. De

acordo com Monteiro (2003), a temperatura atua na cinética das reações bioquímicas para a conversão dos RSU em subprodutos líquidos, sólidos e gasosos.

Em relação ao pH, que é uma medida de acidez ou basicidade do meio, este apresenta uma faixa ideal para o crescimento microbiano e suas variações podem retardar ou acelerar as atividades de degradação biológica. Segundo Ribeiro *et al.* (2016), o pH e a DQO permitem acompanhar o processo evolutivo da degradação biológica da matéria orgânica e estabilização da massa de RSU.

Já o teor de umidade é um dos parâmetros mais importantes na degradação de RSU, pois para a ocorrência das reações químicas no processo biodegradativo, é necessário a presença de água (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993). Além disso, é importante otimizar as condições de umidade para melhorar a produção de biogás pela atuação dos microrganismos, visto que, um teor na faixa de 50% a 60% apresenta a condição mais adequada para essa produção (ANDREOLI, 2001; XU; QIN; KO, 2019).

Além desses indicadores físico-químicos, a alcalinidade também exerce uma influência importante. Ela é medida a partir da quantidade de carbonato presente no meio, e representa a capacidade que um sistema tem de neutralizar ácidos, o que provoca um aumento do pH e também precipita os metais pesados, conseqüentemente reduzindo a toxicidade do meio e minimizando a ação inibidora que os metais exercem no processo de degradação (MELO, 2003).

Shahriari *et al.* (2012) citam que a alcalinidade dos resíduos sólidos orgânicos geralmente é proveniente do processo de amonificação, que gera a capacidade de tamponamento para a massa de resíduos em processo de bioestabilização. Diante disso, é importante monitorar também o nitrogênio amoniacal do meio, pois, altas concentrações desse parâmetro podem ser limitantes à atividade metanogênica.

Outro indicador importante é o da Demanda Química de Oxigênio (DQO), que representa a quantidade total de material orgânico presente no meio, seja este biodegradável ou não. Assim, o comportamento da DQO é uma medida indireta do teor de matéria orgânica do resíduo (REIS, 2012).

Semelhantemente, adiciona-se o teor de Sólidos Voláteis (SV) como medida indireta da quantidade de material presente nos resíduos que é passível de degradação biológica. Ou seja, quanto maior o teor de SV, maior a quantidade de material que pode ser degradado (FIRMO, 2013). Dessa forma, é desejável que se tenham concentrações elevadas de SV pois isso pode refletir em maiores produções de biogás.

3.3.3 Condições meteorológicas da região

Alcântara e Jucá (2010) afirmam que, além da composição dos RSU, as condições climáticas são fatores relevantes que interferem na evolução da biodegradação em aterros sanitários. A precipitação pluviométrica, por exemplo, pode influenciar diretamente no teor de umidade do meio.

É importante destacar que, apesar de muitas vezes as condições climáticas e meteorológicas serem usadas como sinônimos, não representam as mesmas condições. O tempo é uma combinação momentânea dos elementos atmosféricos, de curta duração, que pode sofrer variações, enquanto que o clima corresponde às características da atmosfera permanentes por um longo período de tempo, ou seja, uma sucessão de tipos de tempo corresponde ao clima de determinado lugar (REGO, 2015). Assim, a análise das condições meteorológicas é mais adequada ao presente estudo.

Dessa forma, o monitoramento meteorológico se faz importante visto que, altos valores de precipitação, por exemplo, podem ser benéficos ou prejudiciais ao processo biodegradativo e consequente geração de biogás. Isso porque ocasionam a infiltração de água pluvial nas camadas de cobertura que, positivamente pode aumentar a umidade no interior das Células, mas negativamente pode favorecer a abertura de caminhos preferenciais para a entrada de O₂, o que é prejudicial para o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios.

Além da precipitação, outras condições também podem influenciar o processo biodegradativo, como: a evaporação, que deve ser analisada juntamente com a precipitação para verificar possíveis déficits hídricos, a temperatura atmosférica, que pode influenciar na temperatura interna das Células, a umidade relativa do ar e a pressão atmosférica, que pode influenciar no fluxo de gases do aterro.

3.3.4 Condições operacionais do aterro sanitário

Moreira (2018) afirma que qualquer alteração estrutural na Célula de RSU pode influenciar diretamente o processo biodegradativo e sua duração. Além disso, a idade dos resíduos e a forma de disposição também influenciam na evolução do processo de decomposição biológica (ALCÂNTARA; JUCÁ, 2010).

Segundo Monteiro (2003) a reprodução dos microrganismos depende de uma fonte de energia, como o carbono, e de elementos inorgânicos, como o nitrogênio, fósforo,

potássio, cálcio e magnésio, para a síntese dos componentes celulares necessários à sua adaptação e crescimento.

A fração orgânica dos RSU geralmente contém esses nutrientes, podendo ser removidos pela percolação do lixiviado no decorrer dos processos degradativos. Assim, a recirculação do lixiviado no aterro sanitário é uma medida operacional que poderá recuperar esses nutrientes.

Dessa forma, é importante monitorar todas as ações da operação do aterro sanitário para discutir as consequências de cada ação no desenvolvimento da biodegradação na massa de resíduos, e como estas podem influenciar a geração de gases.

3.4 O potencial de geração de biogás e metano em aterros sanitários

Sabe-se que o Brasil apresentou, até o ano de 2018, 607 aterros sanitários em operação (BRASIL, 2019). Desses aterros, até o ano de 2014 foram formulados 46 projetos no âmbito do Mecanismo do Desenvolvimento Limpo (MDL) para tratamento e recuperação do biogás, dos quais apenas 28 projetos foram devidamente registrados na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC) (ABRELPE, 2014).

A quantidade de aterros presentes no país possui um potencial de aproveitamento energético muito mais elevado e que vem sendo desperdiçado por falta de investimentos no tratamento do biogás, que consiste na etapa mais onerosa da operação dos aterros sanitários.

Para que hajam investimentos no setor energético, é necessário que sejam desenvolvidos, cada vez mais, estudos que visem prever o potencial do biogás gerado e otimizar as condições que mais favorecem o processo biodegradativo dos resíduos.

A eficiência de um sistema de coleta e recuperação de biogás depende de quantificar com precisão a taxa e o volume de CH₄ gerado nos aterros sanitários, o que também configura como uma oportunidade de vender créditos de carbono como resultado da quantidade de emissões de CH₄ controladas por projetos de recuperação ou mitigação (KRAUSE *et al.*, 2016; PEARSE; HETTIARATCHIA; KUMARB, 2018).

Existem metodologias de estimativa da geração de biogás que são aplicadas teoricamente, a partir de modelos, como o do IPCC (2006) e do CIBiogás-ER (2009), que utilizam informações da composição elementar ou das frações orgânicas dos resíduos e da DQO (NIELFA; CANO; FDZ-POLANCO, 2015). Porém, essas metodologias

geralmente pressupõem que os resíduos são completamente mineralizados, o que não representa a realidade das condições dos aterros (PEARSE; HETTIARATCHIA; KUMARB, 2018). Assim, os resultados obtidos em experimentos apresentam uma estimativa inferior aos cálculos teóricos, porém são mais representativos da realidade dos aterros.

No Brasil, ainda não há normas técnicas que estabeleçam métodos de avaliação da geração de biogás em aterros sanitários, todavia, há diversos estudos que apresentam metodologias de testes de geração de metano pela decomposição de resíduos sólidos.

Um dos testes mais utilizados em laboratório, que estabelecem condições ideais para favorecer a digestão anaeróbica, é o ensaio de Potencial Bioquímico do Metano ou *Biochemical Methane Potential* (BMP), cujo objetivo é monitorar o volume de biogás gerado em um frasco contendo RSU inoculados, geralmente, com lodo de esgoto, que é rico em microrganismos (SILVA; MORAIS JR; ROCHA, 2016).

O teste do BMP, portanto, avalia a capacidade da biodegradação dos resíduos por meio da produção total de biogás e metano. Os ensaios utilizam frascos contendo uma pequena fração de resíduos sólidos, meio de cultura e inóculo, que são monitorados constantemente por meio de medições de pressões internas (do frasco) e externas (ambiente), mantidos à temperatura constante.

Dessa forma, o teste BMP se apresenta como uma excelente ferramenta experimental para avaliar o potencial energético de geração de metano em aterros sanitários (SILVA; MORAIS JR; ROCHA, 2016).

No entanto, em decorrência da inexistência de uma Norma que estabeleça uma metodologia de testes de BMP para RSU, não há uma padronização dos experimentos e diversas metodologias são aplicadas no Brasil e no mundo com variações das condições dos testes e de parâmetros de controle (HANSEN, *et al.*, 2004; ALVES, 2008; MACIEL, 2009; SILVA, 2012; FIRMO, 2013; SILVA, MORAIS JR; ROCHA, 2016; HOLLIGER, *et al.*, 2016; LINS, 2017; GUERI, *et al.*, 2018; PEARSE; HETTIARATCHIA; KUMARB, 2018), o que dificulta, inclusive, a compatibilidade dos resultados obtidos nos experimentos. Assim, é necessário a adoção de uma metodologia que mais se adeque às condições laboratoriais disponíveis.

4. METODOLOGIA

A realização dessa pesquisa está associada ao monitoramento do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), cuja equipe técnica responsável é o Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). O monitoramento passou a ser realizado desde o mês de março de 2016, por meio do convênio de N°. 001/2015, firmado entre a empresa ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda., que é responsável por sua implantação e operação desde 9 de julho de 2015, e a UFCG, tendo como interveniente a Fundação Parque Tecnológico da Paraíba (PaqTcPB).

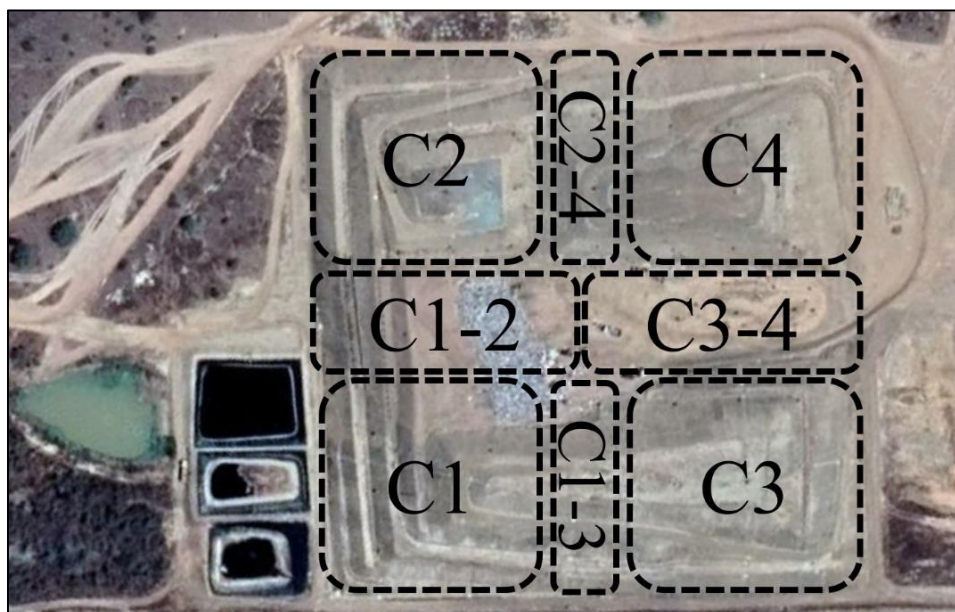
O convênio permite o monitoramento dos líquidos (água e lixiviado), sólidos (RSU e solos) e gases do Aterro, com medições em campo e coleta de material para ensaios em laboratório.

A equipe técnica do GGA desenvolve várias pesquisas em paralelo, cujos dados são coletados conjuntamente para subsidiar pesquisas em nível de graduação, mestrado e doutorado, em diversas áreas do conhecimento, como engenharia civil, química, elétrica, de materiais, ambiental, sanitária, e a biologia. As pesquisas são desenvolvidas, também, por meio de parcerias com outras universidades, tais como a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), além de parcerias com os Laboratórios de Engenharia Agrícola, Engenharia Elétrica, Engenharia de Materiais e Engenharia Química, pertencentes à UFCG.

A operação do ASCG teve início em julho de 2015, e, de acordo com o planejamento operacional de projeto, foram implantadas 4 Células, denominadas de Células 1 (C1), 2 (C2), 3 (C3) e 4 (C4). Entretanto, o aporte diário de resíduos foi superior ao previsto em projeto.

Dessa forma, a partir de junho de 2017, com a finalidade de aumentar a capacidade de disposição de RSU e o tempo de vida útil do aterro, a empresa ECOSOLO iniciou a operação de junção das quatro Células mencionadas em uma única, conforme pode ser observado na Figura 2.

Figura 2. Croqui do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

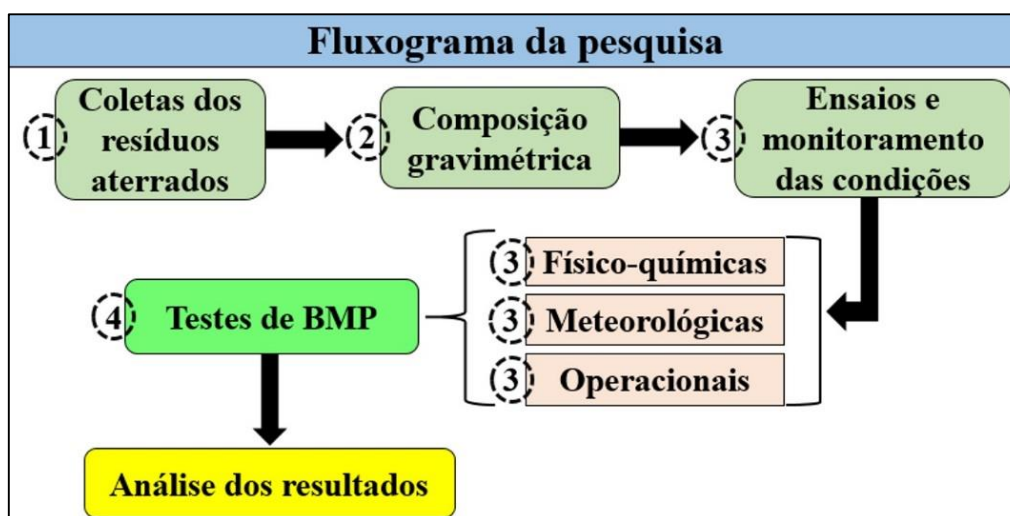


Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Os locais denominados C1-2, C1-3, C2-4 e C3-4 correspondem às áreas de disposição entre as Células adjacentes. Assim, atualmente, o ASCG possui uma Célula finalizada, correspondente às 4 primeiras Células unificadas, na qual foi realizado esse estudo no período de 2018 a 2019, e outra Célula em operação.

Para a presente pesquisa, foram realizadas quatro etapas metodológicas seguidas da análise dos resultados, como demonstrado no fluxograma da Figura 3. Cada etapa será detalhada a seguir.

Figura 3. Fluxograma da pesquisa



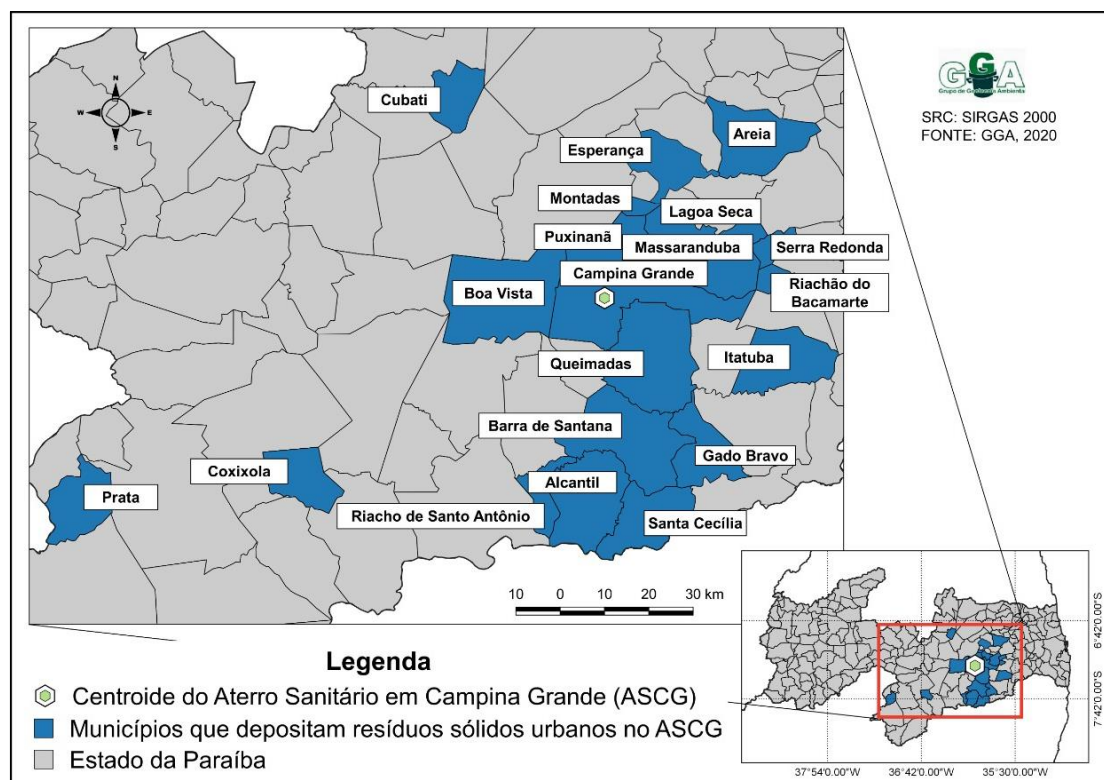
Fonte: Autor (2020)

4.1 Área de estudo

A presente pesquisa foi realizada no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), localizado no distrito de Catolé de Boa Vista, no município de Campina Grande – PB, com uma área total de 64 ha e previsão de execução de 20 Células de RSU, com uma vida útil de 25 anos. O ASCG foi projetado para receber diariamente 350 t de resíduos, mas, atualmente, conforme informações obtidas junto à empresa ECOSOLO, responsável por sua operação, são depositados em torno de 500 t.dia⁻¹ de RSU no aterro, proveniente de 20 municípios paraibanos.

Os municípios depositantes atualmente são Alcantil, Areia, Barra de Santana, Boa Vista, Campina Grande, Coxixola, Cubati, Esperança, Gado Bravo, Itatuba, Lagoa Seca, Massaranduba, Montadas, Prata, Puxinanã, Queimadas, Riachão do Bacamarte, Riacho de Santo Antônio, Santa Cecília e Serra Redonda, como pode ser observado na Figura 4, que também apresenta a localização do ASCG. De todos os municípios depositantes, Campina Grande-PB contribui com cerca de 90% da quantidade de RSU aterrados no ASCG.

Figura 4. Localização do ASCG e municípios que depositam RSU no aterro



Fonte: Acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2020)

4.2 Etapa 1: Coletas dos resíduos aterrados

Para a realização dessa pesquisa, foram feitas duas campanhas de ensaios envolvendo a coleta de RSU: uma que representasse os resíduos recém dispostos no ASCG e uma que representasse os RSU com um ano de aterramento. Os pontos de coleta foram selecionados de acordo com a idade dos resíduos aterrados.

A idade representa o tempo de aterramento dos RSU. Assim, os resíduos de idade “0” representam os recém dispostos no ASCG, e os de idade “1” são aqueles que estão com um ano de aterramento.

Dessa forma, os pontos de coleta foram escolhidos para representar a análise da evolução do processo biodegradativo no primeiro ano de aterramento. O Quadro 1 apresenta as datas e idades dos RSU das duas campanhas de coletas realizadas.

Quadro 1. Coletas realizadas na presente pesquisa

Data da coleta	Local da coleta	Idade dos RSU
22/05/2018	Na disposição da C1-2 e C3-4	0
03/06/2019	Na primeira berma da C1-2	1

Fonte: Autor (2020)

As coletas no ASCG foram realizadas com o auxílio de uma retroescavadeira do tipo 416E, como demonstrado na Figura 5a, e para o transporte do material até o galpão de destino, para a realização das etapas posteriores, foi utilizado um caminhão basculante como representado na Figura 5b.

Figura 5. Coleta (a) e transporte (b) de resíduos sólidos aterrados no ASCG



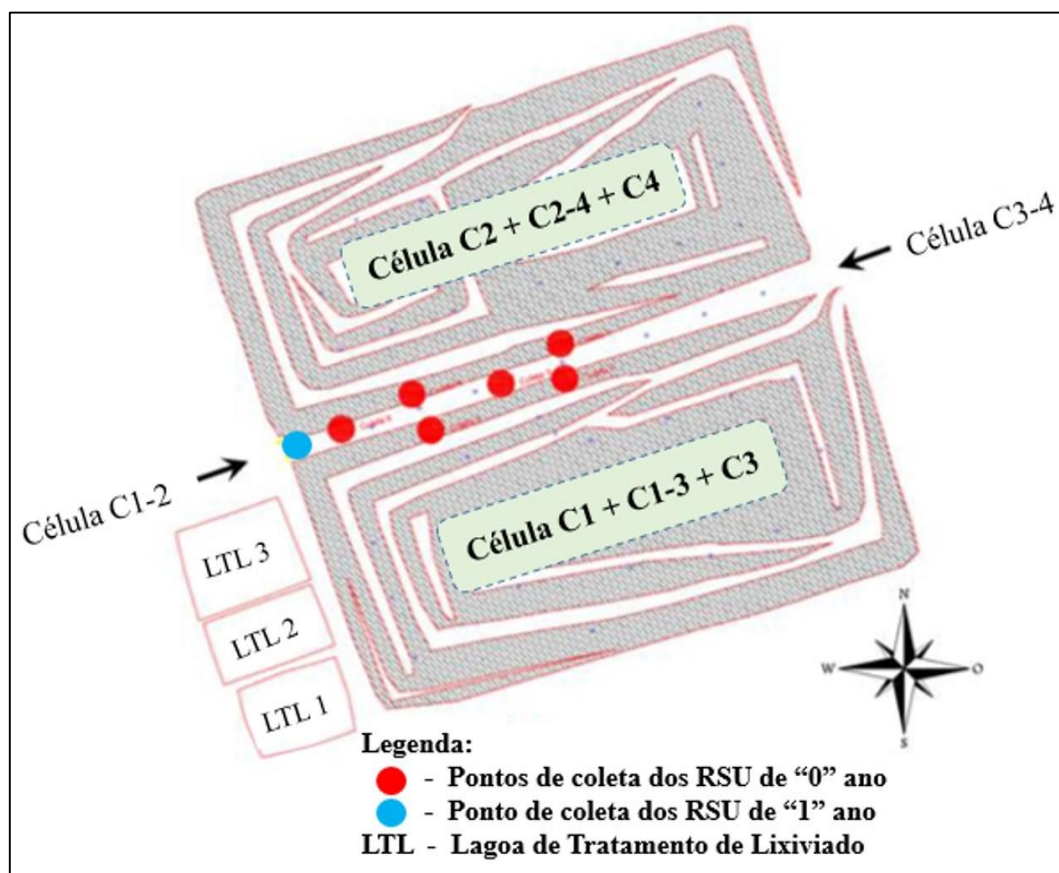
Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

A coleta dos RSU recém dispostos no ASCG ocorreu no dia 22 de maio de 2018, de acordo com um planejamento amostral representativo de todos os resíduos que são depositados no aterro, segundo metodologia da NBR 10.007/2004 (ABNT, 2004) que trata da amostragem de resíduos sólidos.

Os materiais coletados representam os resíduos dispostos no aterro no período de uma semana, visto que este período compreende a entrada e disposição de materiais provenientes de todos os municípios que depositam seus resíduos no ASCG, garantindo uma maior representatividade desses RSU.

Foram coletadas seis amostras de resíduos recém aterrados nas Células C1-2 e C3-4, em pontos equidistantes para representar toda a área de disposição na Célula, como pode ser observado na Figura 6. O início da operação dessas Células foi em maio/2018, e os RSU coletados já haviam passado pelos processos de homogeneização, compactação e recobrimento diário com a camada intermediária de solo. De acordo com Guedes (2018), o solo do ASCG é caracterizado como uma areia argilosa.

Figura 6. Pontos de coleta de RSU no ASCG



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Com o auxílio da retroescavadeira apresentada na Figura 5a, cada coleta nos seis pontos especificados na Figura 6 para os RSU de “0” ano de idade foi realizada por meio de uma escavação com cerca de 2 m de profundidade, na qual o primeiro metro, que compreendia a camada intermediária de solo, foi descartado, e o segundo metro, que compreendia os resíduos aterrados, foi armazenado no caminhão basculante apresentado na Figura 5b.

Seguindo essa sequência para todos os seis pontos, coletou-se aproximadamente 1 t de RSU aterrados em cada ponto de coleta, totalizando uma amostra de aproximadamente 6 t.

Posteriormente, os resíduos foram transportados para um galpão com o objetivo de dar continuidade às etapas subsequentes. Então, foi realizado a homogeneização dos materiais para formar uma única pilha, e o quarteamento para dividi-la em quatro, onde duas pilhas numa linha diagonal foram descartadas e as outras duas foram novamente misturadas, conforme ilustrado na Figura 7. Esse processo se repetiu três vezes, visando reduzir a quantidade de material a ser trabalhado, resultando em uma amostra final de 731,4 kg de resíduos.

Figura 7. Homogeneização (a) e quarteamento (b) dos RSU no galpão do ASCG



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Já a coleta dos resíduos com um ano de aterramento foi realizada no dia 03 de junho de 2019. Diante da indisponibilidade de muitos pontos nas Células que representassem resíduos que foram aterrados há apenas um ano, essa coleta foi realizada em um único ponto, sendo na primeira berma da Célula C1-2, à oeste do aterro, como foi observado na Figura 6.

O ponto de coleta foi escavado com cerca de 2,5 m de profundidade, no qual os primeiros 1,5 m foram descartados, constituindo o solo da camada de cobertura, e o metro restante, constituindo os RSU, como pode ser observado na Figura 8, foi encaminhado ao galpão.

Essa amostra constituiu cerca de 1 t de resíduos, e, após a sua disposição no galpão, esses materiais passaram pelo mesmo procedimento de homogeneização e quarteamento apresentado anteriormente, seguindo a metodologia descrita na NBR 10.007/2004 (ABNT, 2004), resultando em uma amostra final de 590,2 kg de RSU para ser trabalhada.

Figura 8. Célula escavada para coleta dos RSU de um ano de aterramento



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

4.3 Etapa 2: Composição gravimétrica

Após a realização da amostragem e quarteamento, as amostras foram deixadas no galpão pelo período de 24h a 48h, cobertas por lona impermeável, permanecendo intactos até o início da composição gravimétrica.

Diante da inexistência de normas brasileiras que tratem da composição gravimétrica de resíduos aterrados, e sendo essa diferente da separação de resíduos na fonte geradora, a presente pesquisa adotou a separação de cada componente dos RSU aterrados seguindo adaptações da norma alemã *GDA Empfehlungen EI-7* (DGGT, 1994).

De acordo com essa norma alemã, os grupos de RSU selecionados para a composição foram: plástico mole, plástico rígido, compósitos, têxteis sanitários, metal, vidro, madeira, papel, papelão, têxteis e couro, matéria orgânica de fácil degradação e material misto. O Quadro 2 apresenta os grupos de resíduos pertencentes a cada uma dessas categorias.

O termo matéria orgânica (M.O.) é comumente utilizado para identificar apenas os resíduos putrescíveis, o que gera confusão em decorrência de que os papéis, plásticos e têxteis também são orgânicos (ALCÂNTARA, 2007). Nesse caso, a categoria de M.O. foi identificada como M.O. de fácil degradação, na qual estão incluídos os restos de alimentos, restos de plantas e pequenos galhos.

Quadro 2. Classificação dos RSU aterrados para a composição gravimétrica

Classes dos RSU	Exemplos de materiais
Compósitos	Tetra Pak, como caixa de leite e de suco, e objetos que possuem mais de um material unido, de difícil separação
Madeira	Madeira inteira ou serrada, processada, ou beneficiada, e galhos grossos
Matéria orgânica de fácil degradação	Restos de alimentos (como carnes, arroz, feijão, entre outros), cascas e restos de frutas e vegetais, podas e galhos pequenos
Vidro	Garrafas, copos, pratos, espelhos, entre outros
Metal	Materiais laminados como folhas de flandres, alumínio, tampas de garrafas, latas, embalagens metálicas, grampos, pregos, esponjas de aço, entre outros
Papel	Jornais e revistas, folhas de caderno e demais folhas de papel
Papelão	Caixas em geral
Plástico mole	Sacolas e embalagens de maior maleabilidade
Plástico rígido	Embalagens PET, canos e tubos, embalagens de margarina e produtos de limpeza, borracha, entre outros
Têxteis e couro	Tecidos, couro e aparas de couro
Têxteis sanitários	Papel higiênico, fraldas descartáveis, absorventes, entre outros
Material misto	Materiais cerâmicos, aparas de grama e todos os materiais que não se enquadram nas outras categorias

Fonte: Autor (2020)

Vale ressaltar que o material misto é a parcela da amostra resultante da retirada de todas as outras categorias, sendo composta, principalmente, de solo e materiais de difícil identificação, como matéria orgânica em decomposição e outros resíduos muito pequenos (Figura 9d).

Assim, os resíduos foram segregados nessas 12 categorias em cada uma das composições realizadas para os resíduos de zero e um ano de idade, como pode ser observado na Figura 9a. Durante a segregação, os RSU foram sendo dispostos por categoria sobre uma manta plástica (Figura 9b) e em seguida foram pesados em balança da marca *Welmy*, modelo *R-100*, com capacidade de carga de 150 kg, como pode ser observado na Figura 9c.

Figura 9. Segregação dos resíduos sólidos (a) em categorias (b), pesagem (c) para composição gravimétrica e material misto resultante (d)



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Por último, para a determinação da composição gravimétrica, o percentual de cada componente em relação à massa total foi calculado de acordo com a Equação 1.

$$CG = \frac{P_c}{P_t} \quad (1)$$

Sendo:

C_G – composição gravimétrica (%);

P_c – massa de cada fração segregada (kg);

P_t – massa total dos resíduos destinados a composição gravimétrica (kg).

4.4 Etapa 3: Ensaios e monitoramento das condições físico-químicas, meteorológicas e operacionais

Após a realização da composição gravimétrica, foram acondicionadas cerca de 2 kg de cada categoria dos resíduos em sacos plásticos e encaminhados para os laboratórios da UFCG.

As análises foram realizadas no Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA1). Os materiais passaram pelo processo de picotagem, os quais foram submetidos a corte com tesoura (Figura 10a), e processamento com um triturador de resíduos orgânicos *TR 200* da marca *Trapp* (Figura 10b), para redução do tamanho das partículas e aumento da superfície específica nos RSU.

Figura 10. Picotagem (a) e triturador (b) dos RSU



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Após a redução do tamanho das partículas, uma porção dos resíduos foram homogeneizados e dessa parcela foi retirado 1 kg que incluía todos os resíduos das categorias da composição gravimétrica. À essa quantidade foi adicionado 2 L de água destilada e mantido sob repouso por 1h. Em seguida, essa mistura foi filtrada com o fim

de obter o extrato de lixiviação dos RSU que foi utilizado para a realização dos ensaios físico-químicos.

4.4.1 Ensaios dos indicadores físico-químicos dos RSU

O extrato de lixiviação dos RSU foi utilizado para a realização dos ensaios físico-químicos cujas metodologias estão descritas no Quadro 3. As análises foram realizadas nos laboratórios da UFCG, sendo o Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA1) e o Laboratório de Geotecnia Ambiental e Biotecnologia (LGA2). Todos os ensaios foram realizados em triplicata, e suas médias foram obtidas como resultado final.

Quadro 3. Procedimentos metodológicos dos ensaios físico-químicos

Ensaios	Unidade de medida	Método
Umidade	%	WHO (1979)
Sólidos Voláteis (SV)	%	
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mgO ₂ .L ⁻¹	APHA (2012)
pH	-	
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	
Nitrogênio Amoniacal Total (NAT)	mgN-NH ₃ .L ⁻¹	

Fonte: Autor (2020)

Cada indicador foi determinado para cada idade dos resíduos com o objetivo de discutir a influência de suas concentrações na decomposição dos resíduos e consequente geração de biogás, bem como para analisar em que fase de biodegradação esses resíduos já se encontram no primeiro ano de aterramento.

4.4.2 Monitoramento meteorológico do ASCG

O monitoramento meteorológico foi realizado por meio de dados de precipitação pluviométrica, evaporação e umidade relativa do ar, provenientes do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para os anos de 2018 e 2019, considerando estações chuvosas e secas.

Esses dados foram obtidos a partir da série histórica de dados mensais do Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa (BDMEP, 2020), que abriga dados em

forma digital das várias estações convencionais da rede do INMET, de acordo com as normas técnicas internacionais da Organização Meteorológica Mundial.

O município de Campina Grande-PB apresenta uma estação meteorológica sob responsabilidade da Agência Executiva de Gestão das Águas (AESAs) no estado da Paraíba e outra estação sob responsabilidade do Instituto Nacional do Semiárido (INSA). Para a realização do monitoramento meteorológico no presente estudo, houve a busca por dados dessas duas estações, porém sem êxito.

Após contato com a Gerência de Monitoramento e Hidrometria da AESA (2019), foram obtidas as informações de que, a estação meteorológica, sob responsabilidade dessa agência, apresentava problemas no sensor de temperatura e umidade relativa do ar, em que todos os sensores das estações estariam sendo enviados para calibração e manutenção corretiva, não dispondo dos dados para o período solicitado, exceto os dados de precipitação, e foi sugerido como possível fonte de dados de evaporação o INMET.

Dessa forma, diante da indisponibilidade de dados da AESA e do INSA, o presente estudo utilizou apenas os dados obtidos junto ao INMET pela Plataforma BDMEP (2020), a partir de médias mensais.

Logo, o monitoramento meteorológico do ASCG foi realizado a partir dos dados de precipitação pluviométrica, evaporação e umidade relativa do ar, no período de janeiro/2018 a dezembro/2019, provenientes da estação meteorológica convencional nº 82795 de Campina Grande – PB, localizada na Latitude -7.22° , Longitude -35.88° e Altitude 547,56 m, distante aproximadamente 16 km do ASCG.

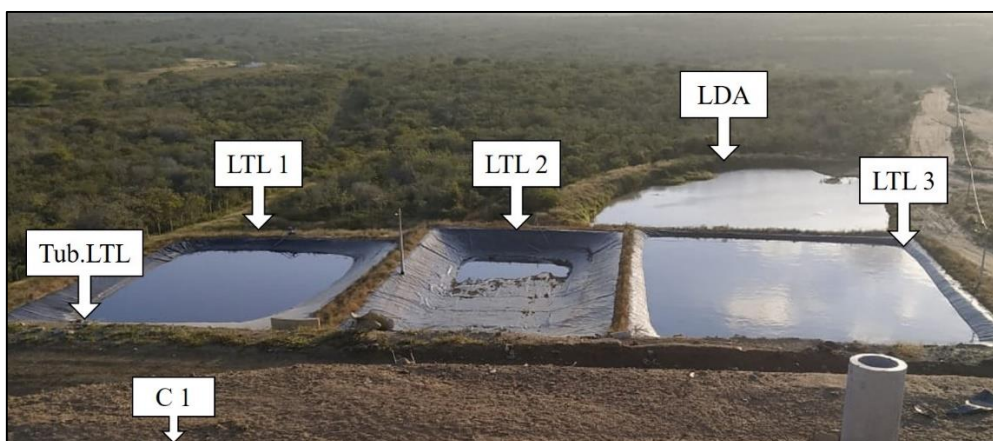
4.4.3 Monitoramento operacional do ASCG

Para o monitoramento operacional foram observadas todas as medidas de operação realizadas nas Células de resíduos do ASCG e como essas podem influenciar no processo de decomposição. Esse acompanhamento foi realizado semanalmente, no período de janeiro/2018 a dezembro/2019, por meio de visitas ao campo de estudo, registro fotográfico e obtenção de informações diretamente com o responsável técnico pela operação do aterro.

Dentre as medidas operacionais identificadas no período estudado, que podem influenciar o processo biodegradativo dos RSU, destacam-se: a massa de resíduos aterrada e a recirculação de lixiviado.

A recirculação foi realizada apenas nos dias sem incidência pluviométrica, e em períodos secos do ano, como os meses de: junho/2018 a janeiro/2019, março e maio/2019 e a partir de setembro/2019, com uma frequência diária nesses períodos secos. O ASCG possui três Lagoas de Tratamento de Lixiviado (LTL1, 2 e 3), que, não atuam segundo um fluxo contínuo, pois são usadas com o objetivo de armazenar o lixiviado gerado no aterro e promoverem a redução de volume por evaporação. A distribuição dessas lagoas no ASCG pode ser observada na Figura 11.

Figura 11. Lagoas de tratamento de lixiviado no ASCG

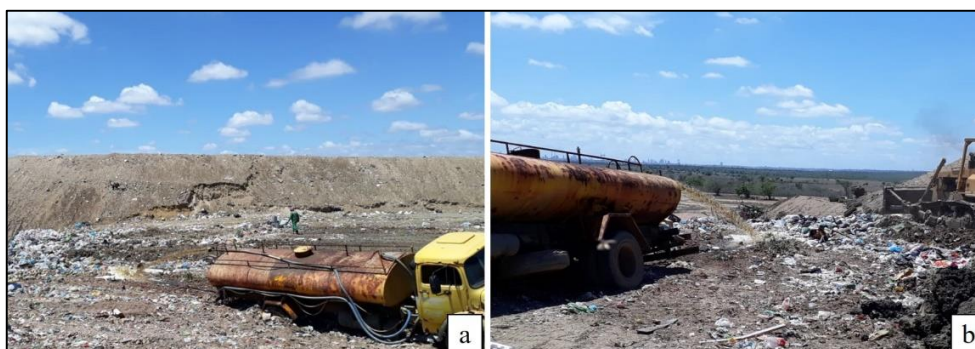


Legenda: C 1 = Célula 1 de resíduos; Tub.LTL = tubulação de lançamento do lixiviado gerado nas Células para a LTL 1; LDA = Lagoa de Drenagem de Águas Pluviais.

Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Cerca de 24 a 32 m³ de lixiviado são recirculados diariamente no ASCG, nos dias secos. O processo de recirculação se dá, geralmente, por meio de um jato de mangueira de caminhão pipa, diretamente sobre os resíduos sendo depositados, como representado na Figura 12a e 12b.

Figura 12. Lançamento de lixiviado nos RSU recém dispostos sobre a Célula



Fonte: Autor (2019)

4.5 Etapa 4: Testes de Potencial Bioquímico do Metano (BMP)

Nos estudos de biodegradação de RSU, que busquem modelar a geração de biogás, é necessário realizar uma representação eficiente de um aterro por meio de reatores de bancada em laboratório, pois em um aterro existem diversas variáveis envolvidas que influenciam no processo, tais como as medidas de operação e as condições climáticas da região, o que torna difícil uma representação real em laboratório.

Assim, o ensaio de BMP desse trabalho foi realizado com base na metodologia de Firmo (2013), com modificações baseadas em Silva, Morais Jr e Rocha (2016), por serem consideradas de melhor aplicabilidade e baixo custo, e Holliger *et al.* (2016), que apresenta um Protocolo reunindo diversas metodologias internacionais com recomendações para obter resultados de testes BMP validados.

Dessa forma, os procedimentos adotados para a realização deste ensaio estão descritos a seguir em cinco tópicos. Todas as etapas do teste de BMP foram realizadas no LGA1 da UFCG.

É importante destacar que, não foi possível a realização do teste de BMP para os resíduos recém dispostos, visto que, os frascos não estavam disponíveis durante a realização da campanha de ensaios, por problemas técnicos e financeiros. Assim, o teste foi aplicado somente para os resíduos com um ano de aterramento.

1) Preparação dos RSU

Moravia (2010) separa os resíduos em duas classes de acordo com a susceptibilidade de sofrer decomposição pela ação dos microrganismos, que são os resíduos biodegradáveis e os recalcitrantes. Os biodegradáveis são os susceptíveis à decomposição biológica, podendo ainda serem classificados quanto à facilidade de degradação em Rapidamente, Moderadamente ou Lentamente Biodegradáveis (RB, MB e LB, respectivamente), e os recalcitrantes são os que resistem à essa decomposição biológica e tendem a persistir e se acumular no ambiente.

O ensaio de BMP foi realizado apenas para os resíduos que podem sofrer a decomposição biológica, visto serem os reais contribuintes à geração de biogás em aterros sanitários, principalmente nos primeiros anos de aterramento. Com base em estudos de Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) e Maciel (2009), a divisão dos RSU em classes biodegradáveis adotada no presente estudo foi: M.O. de fácil degradação e papéis (que

compõem o grupo dos RB), papelão (que compõe o grupo dos MB), e madeira, têxteis e couro (que formam o grupo dos LB).

Assim, o teste de BMP foi aplicado em quatro categorias de RSU: RB, MB, LB e Composição da Fração Orgânica (CFO), que é composta de todos os resíduos apresentados nas três categorias anteriores.

Antes de serem introduzidos nos frascos, os resíduos foram picotados e triturados para a redução do tamanho de suas partículas e para otimizar o tempo de biodegradação do ensaio, como pode ser observado na Figura 13. Após a trituração, as amostras úmidas foram reservadas para a montagem dos reatores.

Figura 13. Amostras dos RSU picotados para os testes de BMP



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

O objetivo dessa divisão dos RSU em quatro categorias foi estudar o potencial de geração de biogás dos materiais orgânicos que compõem os RSU, que são considerados biodegradáveis, para verificar a capacidade que cada grupo de resíduos com um ano de aterramento possui nessa geração de gases.

2) Seleção do inóculo

Segundo Holliger *et al.* (2016), o inóculo deve ser retirado de um digestor anaeróbico ativo que esteja decompondo matéria orgânica complexa, proporcionando uma comunidade microbiana altamente diversificada, capaz de digerir uma grande variedade de moléculas orgânicas, e esteja em estado estacionário no momento da amostragem.

Assim, o inóculo utilizado nos testes foi proveniente de um reator UASB que trata efluentes domiciliares municipais na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários (EXTRABES) de Campina Grande - PB. Foi coletado, no dia 04 de junho de 2019, um volume de 4 litros de efluente à uma profundidade de aproximadamente 0,5 m da superfície do reator UASB. O lodo foi armazenado em um frasco coletor de 5 litros e encaminhado ao LGA1.

A caracterização da qualidade do lodo foi realizada por meio das análises físico-químicas de pH, Alcalinidade, Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e DQO. Em seguida, a amostra foi reservada em geladeira à aproximadamente 10 °C por um período de 7 dias antes do início dos ensaios de BMP. A Figura 14 apresenta a amostra de lodo utilizada na inoculação dos reatores.

Figura 14. Lodo anaeróbico utilizado como inóculo dos testes BMP



Fonte: Adaptado do acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Para a inoculação do teste BMP, cerca de 1 litro de lodo anaeróbico foi incubado a 35°C, 24h antes do procedimento, objetivando ativar a biomassa do lodo. Silva, Morais Jr e Rocha (2016) afirmam que a amostra de inóculo deve apresentar uma quantidade de

biomassa favorável, ser líquida ou semissólida e possuir um pH próximo à neutralidade, em meio anaeróbio, para não interferir no desempenho do processo de digestão anaeróbia.

3) Preparação dos frascos para o teste

Foram preparados 15 reatores para a realização do teste de BMP. Um reator é composto de um frasco de vidro *Schoth* de 250 mL com uma tampa de rosca e um septo de borracha, hermeticamente fechado para garantir uma vedação de gás perfeito. Os frascos foram montados em triplicata para as seguintes categorias dos resíduos de um ano de aterramento: RB+inóculo, MB+inóculo, LB+inóculo, CFO+inóculo e apenas o inóculo.

A Tabela 2 apresenta o volume utilizado para cada material das 4 classificações dos resíduos, divididas para dar uma razão de 1:2 de resíduo para inóculo, ocupando um espaço de 90 mL no frasco, sendo 30 mL de RSU e 60 mL de lodo anaeróbio, como pode ser observado na Figura 15. O volume de resíduos foi medido com o auxílio de uma proveta graduada de 50 mL e uma pinça para comprimir os RSU dentro da proveta com o objetivo de medir um volume aproximado.

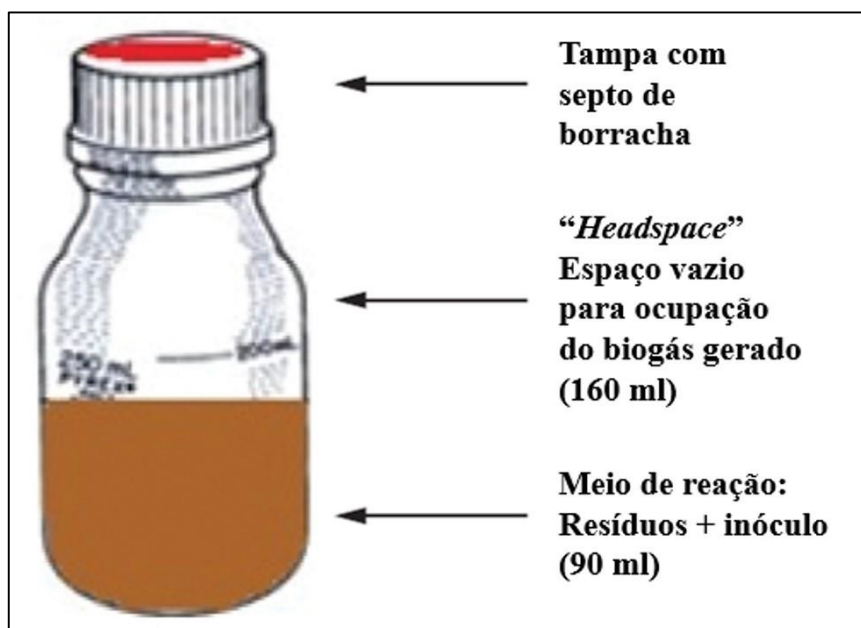
Além disso, a definição dos volumes de cada tipo de resíduo, apresentados na Tabela 2, que foram utilizados nas quatro classificações, foi adotado levando em consideração os estudos de Araújo Neto (2016) sobre a composição gravimétrica dos RSU de Campina Grande-PB, ou seja, cada volume foi adotado com base no percentual que esse tipo de resíduo apresenta na composição gravimétrica dos RSU desse município.

Tabela 2. Quantidade de RSU para a montagem dos frascos de BMP

Classificação	Tipos de resíduos sólidos	Volume utilizado nos frascos (mL)
Rapidamente Biodegradáveis (RB)	M.O.	20
	Papel	10
Moderadamente Biodegradáveis (MB)	Papelão	30
Lentamente Biodegradáveis (LB)	Madeira	15
	Têxteis e couro	15
Composição da Fração Orgânica (CFO)	M.O.	10
	Papel	5
	Papelão	5
	Madeira	5
	Têxteis e couro	5

Fonte: Autor (2020)

Figura 15. Ilustração do reator de 250 mL montado para o teste BMP



Fonte: Adaptado de Silva, Morais Jr e Rocha (2016)

Os reatores contendo apenas inóculo foram submetidos ao teste de BMP utilizando o mesmo volume usado para o meio de reação na inoculação dos RSU (60 mL), com o objetivo de verificar a quantidade mínima de biogás que deve ser gerada em cada experimento, e até possíveis inibições no processo biodegradativo que possam ocorrer, como, por exemplo, se o frasco contendo resíduo+inóculo apresentar um volume menor de biogás gerado, isso pode ser um indicativo de inibição da degradação do lodo (FIRMO, 2013).

Após a inserção das quantidades de resíduos apresentadas na Tabela 2, em cada reator, em triplicata, foi introduzido um volume de 60 mL de lodo anaeróbico (após 24h incubado à 35°C) em cada frasco e agitado para homogeneização do meio de reação. Assim, os frascos contendo resíduos apresentaram um volume final de 90 mL de meio de reação, e os frascos contendo apenas inóculo apresentaram um volume final de 60 mL. Em seguida, os reatores foram cobertos com papel alumínio, para evitar a penetração de luz, e nomeados de acordo com cada classe.

Para garantir que a biodegradação tenha início sob condições de anaerobiose, foi realizada a introdução de gás nitrogênio no frasco por aproximadamente 1 minuto, com o objetivo de retirar o O₂ existente na atmosfera gasosa interna e dissolvido na solução.

Por último, os frascos foram imediatamente fechados e deixados em descanso por aproximadamente 1h, para ser lido a pressão interna inicial. De acordo com Fuess e

Garcia (2012), os microrganismos mesofílicos, principalmente as arqueias metanogênicas, que são responsáveis pela geração do metano, apresentam condições ótimas para seu crescimento em faixas de temperatura variando entre 35 e 40°C. Portanto, os reatores foram incubados em estufa à temperatura de 37 °C±2, para otimizar o processo de geração de CH₄. As Figuras 16a e 16b apresentam os reatores usados no teste de BMP.

Figura 16. Frascos com meio de reação (a) e reatores prontos incubados na estufa (b)



Fonte: Autor (2020)

4) Monitoramento da pressão interna do frasco de BMP

Durante a incubação dos reatores em estufa à 37°C±2, foram realizadas medições diárias da pressão interna dos frascos, para verificar, por meio da diferença de pressão interna (do reator) e externa (do ambiente), a geração de gases diária. Essas medições foram realizadas até que a pressão interna em todos os frascos fosse negativa por 3 dias consecutivos, totalizando um tempo de realização do teste de 24 dias.

A pressão interna foi medida com o auxílio de um Manômetro Diferencial AK205 da marca AKSO, acoplado a uma mangueira fina e uma agulha. O manômetro é digital e mede pressão diferencial de até ±5 psi com exatidão de ±0,6%FS e medição máxima de 20 psi, além de apresentar medições em até 11 unidades distintas. No presente estudo, a pressão foi medida na unidade kPa e convertida para mbar na realização dos cálculos.

O procedimento para medição consistiu em ligar o aparelho, inserir a agulha no frasco através do septo e esperar o resultado se estabilizar. Em seguida, anotar a pressão medida, retirar a agulha e passar um pouco de silicone em pasta transparente no septo de borracha para evitar vazamento de gases pelos furos da agulha.

Quando a pressão interna estava acima da capacidade de medição do equipamento, permaneceu-se com o manômetro acoplado e foi, então, realizado o alívio da pressão

interna com o auxílio de uma seringa de 5 mL, retirando esse volume até que o manômetro pudesse verificar a pressão. Nesse caso, anotou-se a pressão medida e o volume de biogás retirado para o alívio.

5) Cálculo do volume de biogás gerado no teste de BMP

Para o cálculo do volume do biogás gerado nos testes BMP, foi adotada a metodologia descrita por Ivanova, Richards e Smallman (2008), com base na lei dos gases ideais definida na Equação 2. Todo o biogás gerado nos reatores permaneceu acumulado no *Headspace* (V_{hs}), que é um volume conhecido desde o início dos testes, em cada reator, como demonstrado na Figura 15, e ocasionava um aumento de pressão (ΔP) acima da pressão atmosférica (P_{atm}), medido pelo manômetro ao longo do tempo. A Equação 2 pode ser reescrita na forma da Equação 3.

$$P_1 \cdot V_1 = P_2 \cdot V_2 \text{ à temperatura constante} \quad (2)$$

Sendo:

P_1 – pressão no volume V_1 (kPa);

V_1 – volume de gás à pressão P_1 (mL);

P_2 - pressão no volume V_2 (kPa);

V_2 - volume de gás à pressão P_2 (mL).

$$(P_{atm} + \Delta P) \cdot V_{hs} = P_{atm} \cdot (V_{hs} + V_g) \rightarrow V_g = \frac{\Delta P}{P_{atm}} \cdot V_{hs} \quad (3)$$

Sendo:

V_g - volume de gás gerado diariamente (mL);

ΔP – aumento de pressão medido diariamente (mbar);

P_{atm} – pressão atmosférica (mbar);

V_{hs} – volume conhecido do *headspace* em cada frasco (mL).

O biogás gerado no experimento encontrava-se, teoricamente, saturado de vapor de água, sendo, portanto, necessário, a correção desse volume para as condições de gás seco segundo as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP), utilizando a temperatura e pressão ambiente, bem como os valores da pressão de vapor de água (P_w).

O termo pressão de vapor é usado para se referir à pressão parcial do vapor de água na atmosfera e foi calculado a partir da temperatura ambiente usando a Equação 4.

Esse valor é obtido em kPa e deve ser convertido para mbar. Assim, todas as medições dos volumes gerados de biogás no experimento foram padronizados de acordo com as CNTP, utilizando a Equação 5. Os resultados finais de volume gerado diariamente e acumulado no tempo de ensaio foram obtidos em NmL de biogás.

$$P_w = 0,61121 \cdot e^{\frac{17,502 \cdot T}{240,97+T}} \quad (4)$$

Sendo:

P_w - pressão de vapor de água (mbar);

T - temperatura interna do experimento (°C).

$$V'_g = V_g \cdot \frac{P_{atm}}{1013} \cdot \frac{273,2}{273,2+T} \cdot \left(1 - \frac{P_w}{P_{atm}}\right) \quad (5)$$

Sendo:

V'_g - volume de gás gerado diariamente corrigido nas CNTP (NmL).

Os dados de pressão atmosférica foram obtidos a partir da série histórica de dados horários do BDMEP do dia 11/06/2019 a 05/07/2019, proveniente da estação meteorológica convencional nº 82795 de Campina Grande – PB, a partir do INMET. Foi adotada a pressão referente ao horário de 12hs desse período de realização do teste, visto que as medições foram realizadas próximas a este horário.

Vale ressaltar que a realização desse teste de BMP foi adaptada para as condições laboratoriais do LGA1 na UFCG. Dessa forma, não foi possível a realização da análise de cromatografia gasosa para detecção da quantidade de CH₄ presente no biogás, visto que, o equipamento não estava disponível durante a realização da campanha de ensaios, por problemas técnicos e financeiros. Estudos de Alves (2008), Maciel (2009) e Crovador *et al.* (2018) também realizaram o teste de BMP sem a análise da cromatografia gasosa, tendo seus resultados expressos em valores de biogás.

Uma alternativa para o cálculo da quantidade de metano presente, utilizada por Crovador *et al.* (2018), foi a adoção do percentual de composição de CH₄ no biogás. Assim, com base em estudos da concentração de CH₄ no ASCG entre os meses de junho/2016 e setembro/2017, Guedes (2018) determinou um percentual médio de CH₄ de 57% no biogás do ASCG. Portanto, será adotada no presente estudo uma medida indireta do teor de CH₄ presente no biogás do ASCG de 57%.

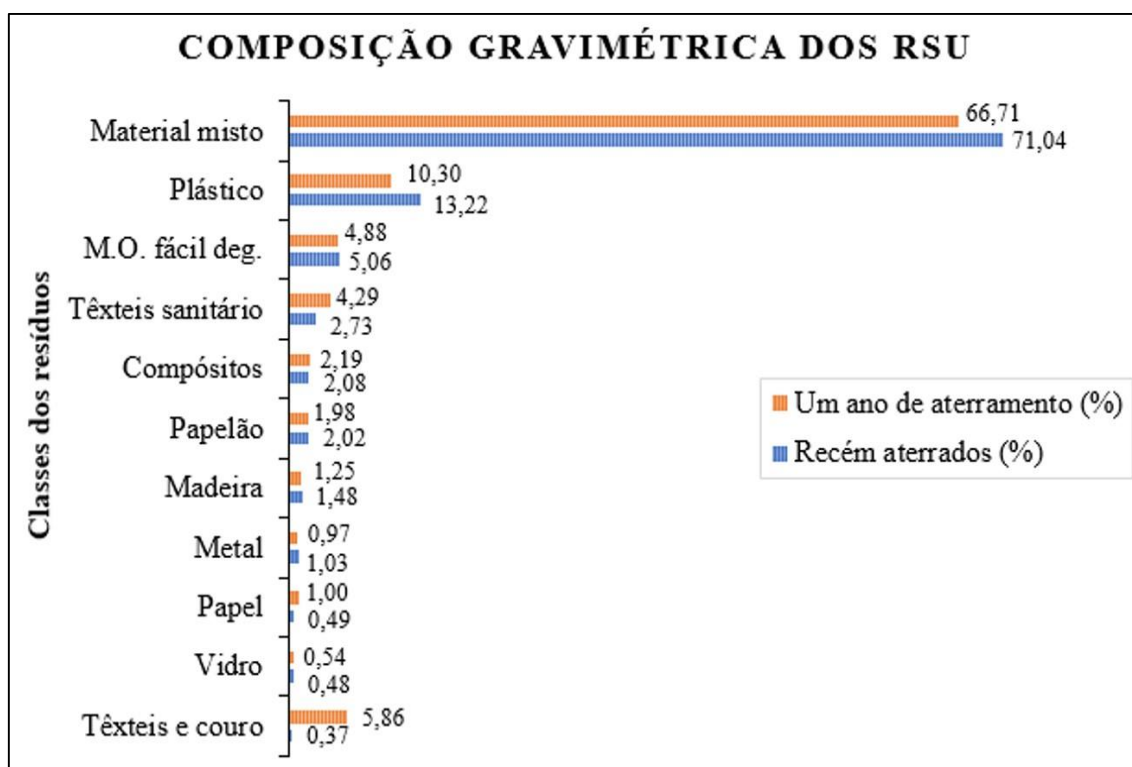
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Análise das condições físico-químicas, meteorológicas e operacionais

A seguir serão apresentados os resultados obtidos da caracterização dos resíduos, do monitoramento de indicadores físico-químicos, meteorológicos e operacionais do ASCG, e os testes de BMP para estimativa do volume de biogás gerado pelos RSU. A análise conjunta dos resultados objetiva verificar a evolução do processo biodegradativo no primeiro ano de aterramento e quais fatores influenciam na geração de biogás.

A Figura 17 ilustra a distribuição percentual para cada categoria da composição gravimétrica dos resíduos sólidos aterrados, para as duas idades analisadas, no presente estudo. Os plásticos mole e rígido foram contabilizados em uma única categoria de plástico.

Figura 17. Composição gravimétrica dos RSU aterrados em %



Fonte: Autor (2020)

Por meio dos resultados apresentados na Figura 17, observa-se que a maior porcentagem verificada nas duas idades dos resíduos é para a classe de material misto. Isso pode ser explicado em decorrência de que, o material misto é composto,

principalmente, por solo e resíduos de difícil identificação, como matéria orgânica em decomposição, ou resíduos que não se enquadram nas outras categorias. Dessa forma, como as amostras são de RSU aterrados, a maior parte do material que participa da segregação é composto de solo e matéria em decomposição.

Os valores de M.O. de fácil degradação observados no presente estudo foram em torno de 5%, tanto para os resíduos recém dispostos como para um ano de aterramento. Essa manutenção de valores muito similares para a quantidade de material orgânico presente em ambas as idades dos resíduos pode ser decorrente da heterogeneidade dos materiais coletados, visto que, as coletas não foram realizadas exatamente nos mesmos pontos específicos da Célula.

Em relação à diminuição dos valores de material misto nas duas idades analisadas, é importante destacar que essa categoria nos resíduos de idade “0”, que apresentou em torno de 71%, foi composta, principalmente, de solo seco e demais materiais que não se enquadram nas outras categorias, ou de difícil separação, constituindo um peso maior. Já os resíduos de idade “1”, que compunham 66,7%, apresentaram, principalmente, um solo mais úmido e uma massa pastosa referente à M.O. em fase de decomposição.

Mattei e Escosteguy (2007) verificaram resultados semelhantes ao dessa pesquisa, ao analisarem a composição gravimétrica de resíduos dispostos em um aterro controlado da Usina de Reciclagem de Passo Fundo-RS, sendo o maior valor, de 41,2%, representando a massa pastosa, que é composta de resíduos orgânicos putrescíveis e inertes, além de obterem, também, os valores de 32,2% de plásticos, 1,2% de vidro e 3,0% de metais aterrados.

Machado *et al.* (2009) também analisaram resíduos com um ano de disposição no Aterro Sanitário Metropolitano em Salvador-BA, e verificaram valores de têxteis e couro (2,3%), vidro (5,2%), metais (9,0%), madeira (8,1%) e M.O. (13,3%), sendo, os valores de material misto e plástico, muito semelhantes aos resultados obtidos nesta pesquisa, de 62,4% para material misto, composto de resíduos de solo e pastoso, e 8,7% de plásticos.

Salamoni (2019) analisou resíduos dispostos no aterro sanitário da Central de Tratamento de Resíduos da Caturrita em Santa Maria-RS e verificou resultados para metais (2,1%), plásticos (18,9%), papelão (4,3%) e vidro (1,5%), sendo considerados próximos aos valores analisados para os recém dispostos no ASCG.

Dessa forma, os resultados obtidos nessa pesquisa são semelhantes aos verificados na literatura técnica apresentada (MATTEI; ESCOSTEGUY, 2007; MACHADO *et al.*, 2009; SALAMONI, 2019).

A Tabela 3 apresenta a divisão da composição gravimétrica nas categorias utilizadas para os testes de BMP, que inclui apenas as classes de resíduos passíveis de sofrer decomposição biológica, considerados resíduos orgânicos.

Tabela 3. Porcentagem de resíduos passíveis de decomposição biológica

Categorias	Recém aterrados ou de idade “0” (%)	Um ano de aterramento ou de idade “1” (%)
RB	5,55	5,88
MB	2,02	1,98
LB	1,85	7,12
CFO	9,42	14,98
Total	18,84	29,96

Legenda: RB = rapidamente biodegradáveis; MB = moderadamente biodegradáveis; LB = lentamente biodegradáveis; CFO = composição da fração orgânica.

Fonte: Autor (2020)

Como pode ser observado na Tabela 3, os resíduos rapidamente biodegradáveis sofreram um aumento, possivelmente por incremento da quantidade de papel, que aumentou de 0,5% para 1%. Os resíduos lentamente biodegradáveis sofreram um aumento em seus valores, tanto pela contribuição dos têxteis e couro, cujos valores aumentaram de cerca de 0,4% a 5,9%, quanto pela degradação sofrida pelos constituintes das classes RB e MB nesse local de coleta do primeiro ano de aterramento, o que corrobora com a variabilidade da heterogeneidade dos RSU nas duas campanhas de coletas.

Além dos resíduos biodegradáveis, os plásticos, vidros, compósitos e metais, que são considerados recalcitrantes, somados representaram 16,8% e 14% para os RSU de “0” e “1” ano, respectivamente. Araújo Neto (2016) afirma que os compósitos, vidros, plásticos e metais podem impossibilitar o fluxo de fluidos nas Células, prejudicando a eficiência do sistema de drenagem interno e dos processos biodegradativos. Dessa forma, elevadas concentrações desses materiais também prejudicam a distribuição da umidade na Célula e podem reduzir a geração de biogás.

De acordo com o Banco Mundial (2004), os componentes dos resíduos sólidos são um dos fatores mais importantes na avaliação do potencial de geração de biogás de aterros

sanitários. Assim, o volume máximo de biogás que pode ser gerado em um aterro pode ser atribuído à quantidade de material orgânico passível de degradação biológica presente.

Mboowa *et al.* (2017) realizaram a composição gravimétrica de resíduos na fonte geradora a partir de três aterros sanitários na cidade de Dhanbad, na Índia, e verificaram quantidades de Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) de 92%, 69% e 64%, para cada aterro, sendo cada um responsável pela geração de gás metano estimada de 140,53 ppm, 18,18 ppm e 20,28 ppm por grama de resíduo, respectivamente, o que demonstra que o aterro com maior quantidade de RSO, proveniente da fonte geradora, possui um potencial energético de geração de CH₄ cerca de 7,7 e 6,9 vezes mais eficiente do que os outros dois aterros, respectivamente.

A principal importância em analisar a composição gravimétrica na evolução de resíduos com diferentes idades de aterramento é verificar a quantidade de material orgânico passível de decomposição biológica remanescente nos resíduos, visto que, teoricamente, apenas essa parcela é responsável pela geração de biogás.

Porém, é complicado estabelecer de fato um valor de M.O. representativo das quantidades dispostas no aterro sanitário, em decorrência à heterogeneidade e à distribuição espacial e temporal da massa de resíduos em toda a Célula. Ou seja, mesmo com um plano de amostragem que busque uma representatividade maior do aterro, ainda assim, os resultados apontam apenas uma parcela das quantidades reais de resíduos orgânicos aterrados, que representam a amostra coletada.

Portanto, os resultados da composição gravimétrica para os resíduos recém dispostos e com um ano de aterramento da presente pesquisa apresentaram valores de resíduos biodegradáveis de 18,84% e 29,96%, respectivamente, e valores de resíduos recalcitrantes de 16,8% e 14%, respectivamente, sendo um bom indicativo de condições favoráveis para a geração de biogás nas Células, por apresentar maiores porcentagens de resíduos aterrados passíveis de sofrerem decomposição biológica.

Uma medida operacional que pode influenciar diretamente na capacidade de geração de biogás, de acordo com a composição gravimétrica encontrada, é o quantitativo da massa de resíduos aterrada no ASCG.

No ano de 2017, foram aterrados cerca de 175.500 t de RSU no ASCG, constituindo aproximadamente 480 t.dia⁻¹ de RSU depositados, proveniente de 10 municípios paraibanos. Já no ano de 2018, esse valor aumentou para 187.000 toneladas de RSU no ASCG, constituindo um aporte diário de aproximadamente 510 toneladas proveniente de 13 municípios, e no ano de 2019, até o mês de junho, 18 municípios

depositaram cerca de 94.500 t de RSU, que constituem um aporte de aproximadamente 524 t.dia⁻¹. A Tabela 4 apresenta o quantitativo de RSU depositados no período estudado.

Tabela 4. Quantitativo de RSU depositados no ASCG, no período estudado

Município	jan/2018 a dez/2018		jan/2019 a jun/2019	
	Total anual (t)	Média Diária (t.dia ⁻¹)	Total anual (t)	Média Diária (t.dia ⁻¹)
Areia	3.602,05	9,87	1.763,18	9,79
Barra de Santana	358,40	0,98	165,92	0,92
Boa Vista	635,80	1,74	297,55	1,65
Campina Grande	168562,73	461,82	83.365,16	463,14
Coxixola	-	-	9,31	0,31
Cubati	-	-	127,65	1,42
Esperança	15,85	0,04	7,05	0,23
Gado Bravo	317,94	0,87	118,83	0,66
Itatuba	1.100,48	3,02	514,74	2,86
Lagoa Seca	4.117,56	11,28	1.889,26	10,50
Massaranduba	-	-	58,60	1,95
Montadas	895,80	2,45	402,95	2,24
Prata	-	-	104,97	1,17
Puxinanã	1.483,41	4,06	689,84	3,83
Queimadas	4.645,03	12,73	4.311,31	23,95
Riachão do Bacamarte	56,77	0,16	219,69	1,22
Santa Cecília	274,98	0,75	181,30	1,01
Serra Redonda	-	-	31,65	1,05
TOTAL	186.066,80	509,77	94.258,96	523,66

Fonte: Autor (2020)

Como pode ser observado na Tabela 4, de toda a quantidade de resíduos depositada no ASCG, cerca de 90% foram provenientes do município de Campina Grande-PB. Leite *et al.* (2008) realizou estudos da composição gravimétrica dos resíduos gerados no município de Campina Grande-PB, e obtiveram valores de 69,53% de resíduos putrescíveis (M.O. de fácil degradação), 2,68% de papéis, 3,55% de papelão e 1,74% de

têxteis, couro e madeira, que juntos somam 77,5% de RSO que seriam encaminhados ao ASCG.

Assim, de acordo com os estudos de Mboowa *et al.* (2017), que verificaram uma maior estimativa de potencial energético para o aterro com maior quantidade de RSO depositados, como foi mencionado anteriormente, considera-se que o aumento da massa de RSU aterrados no ASCG pode influenciar na disponibilidade de M.O. de fácil assimilação pelos microrganismos e, conseqüentemente, otimizar os processos biodegradativos para geração de biogás.

Os resultados dos indicadores físico-químicos de pH, alcalinidade, umidade, SV, DQO e NAT, analisados no presente estudo, para os resíduos recém dispostos e com um ano de aterramento, estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Resultados dos indicadores físico-químicos obtidos

Indicador	RSU com idade “0”	RSU com idade “1”	Evolução do indicador no período monitorado
pH	5,0	6,1	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	1.575,0	2.641,7	Aumentou em 40,4%
Umidade (%)	41,0	34,4	Reduziu em 16,0%
Sólidos Voláteis – SV (%)	67,0	32,2	Reduziu em 51,9%
Demanda Química de Oxigênio – DQO (mgO ₂ .L ⁻¹)	13.698,6	13.312,0	Reduziu em 2,8%
Nitrogênio Amoniacal Total – NAT (mgN-NH ₃ .L ⁻¹)	56,0	85,9	Aumentou em 34,8%

Fonte: Autor (2020)

Os resultados verificados no presente estudo para o pH foram de 5,0 e 6,1, para os resíduos recém dispostos e com um ano de aterramento, respectivamente. O baixo valor de pH obtido, para os resíduos recém dispostos, pode ser justificado pelo fato da degradação acontecer de forma rápida e sob condições aeróbicas nos primeiros dias de

aterramento, produzindo ácidos orgânicos no início do processo, e tornando o meio ácido. Nesse período, a produção de metano é considerada nula, de acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) e van Elk (2007).

O aumento de pH para 6,1, sendo esse o valor observado para os RSU com um ano de aterramento, pode ser um indicativo da produção de alcalinidade no meio, pela ação dos microrganismos, que tendem a elevar o pH até valores próximos à neutralidade, estabelecendo, assim, um ambiente propício para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas, responsáveis pela geração de metano.

Kunz, Steinmetz e Amaral (2019) afirmam que cada grupo de microrganismo tem um valor diferente de pH ótimo para o seu desenvolvimento, e as arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis ao pH, com um valor ótimo entre 6,7 e 7,5, enquanto que, os microrganismos fermentativos são menos sensíveis e se adaptam a maiores variações de pH, entre 4,0 e 8,5.

O valor de pH de 6,52 é um indicativo do ponto de equilíbrio químico entre as formas gasosas e solúveis do CO₂, ou seja, a partir desse ponto, o aumento do pH resultará em menor concentração de CO₂ na fase gasosa (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019) e consequente aumento nas concentrações de CH₄, o que indica o início da Fase Metanogênica.

Pearse, Hettiaratchia e Kumarb (2018) afirmaram que o pH ideal para a acidogênese em aterros sanitários tem sido relatado na literatura entre 5,5 e 6,5. Além disso, Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993) e Alcântara (2007) afirmam que na Fase Ácida, o pH do meio tende a ficar próximo de 5 e na Fase Metanogênica, após anos de aterramento, os valores de pH correspondem a uma faixa de 6,8 a 8,0.

Estudos de Ribeiro *et al.* (2016) em um biorreator com RSU em escala piloto, na cidade de Campina Grande-PB, verificaram valores de pH de 5,5 para resíduos com idade “0”, atribuindo esse valor a um meio com características ácidas, devido à ação das bactérias acidogênicas, chegando a um pH em torno de 8,0, após 133 dias de monitoramento, que pode estar associado à catalisação dos ácidos por outros grupos de microrganismos que vão se instalando progressivamente, como as arqueas metanogênicas, que provocam a elevação do pH.

Assim, por meio da análise do pH no presente estudo, cujos valores são indicativos de acidez no meio, pode-se indicar que os resíduos coletados estejam situados na Fase Ácida de degradação.

Vale ressaltar que os resultados de alcalinidade obtidos no presente estudo são condizentes com os valores de pH, pois, geralmente, esses indicadores são diretamente proporcionais, ou seja, o aumento de alcalinidade, conseqüentemente, reflete em um aumento do pH.

Os valores apresentados na Tabela 5 para alcalinidade, no ASCG, variaram, durante o período de um ano de aterramento, de 1575,0 a 2641,7 mgCaCO₃.L⁻¹, com um aumento de aproximadamente 40%, atingindo, no decorrer desse tempo, valores suficientes de alcalinidade estabelecidas por Anastácio (2010) para obter um bom tamponamento do processo biodegradativo dos resíduos.

Leite (2008) afirma ainda que, o aumento da alcalinidade pode ser justificado pelo consumo dos ácidos voláteis simples produzidos na etapa acetogênica da Fase Ácida de biodegradação. Araújo (2015) complementa que a faixa média de variação dos teores de alcalinidade em aterros de até dois anos de aterramento é de 1.000 a 10.000 mgCaCO₃.L⁻¹.

Além disso, de acordo com Kunz, Steinmetz e Amaral (2019), a atividade anaeróbia das arqueas metanogênicas produz alcalinidade na forma de CO₂, bicarbonato e amônia, ou seja, o aumento de alcalinidade provoca, também, um aumento de amônia no meio, e a variação nos teores desses dois indicadores, pode estar associado ao início do desenvolvimento da geração de CH₄ no aterro.

Portanto, os teores analisados para o indicador de alcalinidade no presente estudo estão de acordo com a Fase Ácida, e seu aumento é um dos fatores que gera um aumento de amônia no meio (Tabela 5).

Os teores de nitrogênio amoniacal total verificados para os resíduos recém dispostos e com um ano de aterramento, foram de 56,0 e 85,9 mgN-NH₃.L⁻¹, respectivamente, apresentando um aumento de cerca de 35% no período monitorado. Monteiro (2003) afirma que as concentrações de NAT acima de 15,0 mgN-NH₃.L⁻¹ são consideradas elevadas e provocam a inibição da atividade metanogênica.

Barbieri *et al.* (2014) afirmam que o nitrogênio amoniacal total (NH_x) compreende as formas do íon amônio (NH₄⁺) e amônia (NH₃) dissolvidos, sendo que a proporção entre elas depende do pH, temperatura e salinidade, e a soma dessas duas formas é chamada simplesmente de amônia ou amônia total.

Assim, supõe-se que os teores de NAT, observados para os resíduos sólidos de diferentes idades no ASCG, possam estar inibindo a atividade microbiana das arqueas metanogênicas, em função da toxicidade do meio.

É importante destacar que Shahriari *et al.* (2012) afirmam que a recirculação de lixiviado bruto provoca o incremento dos teores de amônia nos resíduos. Ou seja, os elevados valores de amônia verificados para os resíduos aterrados no ASCG podem estar associados não apenas à produção de amônia do processo degradativo, como, também, ao incremento de amônia proveniente do lixiviado recirculado no aterro.

A recirculação de lixiviado no ASCG configurou-se como uma medida operacional adotada para manter a umidade dos resíduos, em épocas secas do ano, adequada à atuação dos microrganismos que promovem a decomposição. As concentrações médias dos indicadores físico-químicos, observados no lixiviado recirculado, durante o período estudado, estão apresentadas na Tabela 6, de acordo com dados obtidos do GGA/UFCG (2019).

Tabela 6. Caracterização físico-química do lixiviado recirculado

Indicadores	Concentrações
pH	8,1
Alcalinidade	8.073,0 mgCaCO ₃ .L ⁻¹
NAT	1.750,0 mgN-NH ₃ .L ⁻¹
SV	7.975,0 mg.L ⁻¹
DQO	14.188,0 mgO ₂ .L ⁻¹

Fonte: Acervo de pesquisas do GGA/UFCG (2019)

Observa-se na Tabela 6 que os teores de NAT obtidos no lixiviado em média de 1.750,0 mgN-NH₃.L⁻¹ podem ter contribuído para os elevados teores de NAT dos resíduos no período estudado.

Cardillo (2006) afirma que, em aterros brasileiros, que recebem resíduos de origem doméstica, e operam há menos de cinco anos, considerados aterros “jovens”, a concentração de NAT no lixiviado, frequentemente observadas, variam entre 1.500 mgN-NH₃.L⁻¹ e 3.000 mgN-NH₃.L⁻¹, para aterros da mesma idade. Assim, o teor de NAT verificado para o ASCG, de acordo com a Tabela 6, está situado dentro dessa faixa.

É importante destacar que a recirculação de lixiviado também pode influenciar nos outros indicadores físico-químicos estudados dos RSU. Por exemplo, o pH do lixiviado recirculado (8,1) é mais elevado que os teores analisados para os resíduos (5,0

e 6,1), o que sugere que a recirculação pode elevar o pH dos resíduos, provocando uma aceleração da atividade biodegradativa.

Além disso, o lixiviado acumulado no aterro foi gerado durante a metanogênese da massa sólida, sendo resultado de um processo de estabilização anaeróbia parcial ou completa. Em decorrência da faixa de pH avaliada para o lixiviado, de 8,1, favorável ao desenvolvimento da atividade metanogênica, se o lixiviado estiver completamente estabilizado, sua recirculação poderá estimular a metanogênese da massa sólida, no entanto, se o lixiviado encontrar-se ainda na fase de geração de ácidos, sua recirculação provavelmente acentuaria a acidificação do meio.

Guedes (2018) ressalta que muitos nutrientes essenciais são removidos do aterro no lixiviado gerado na Fase Ácida, e, dessa forma, a recirculação do lixiviado é uma medida de recuperação desses nutrientes para serem incorporados novamente ao processo biodegradativo.

Mehta *et al.* (2002) realizaram uma comparação de duas Células experimentais em escala de campo, de 8.000 toneladas de RSU, para avaliar os efeitos da recirculação de lixiviados na decomposição de resíduos no Condado de Yolo, Califórnia, e verificaram que a Célula com recirculação resultou em um aumento no teor de umidade dos resíduos com maior rendimento de geração de metano.

Mehta *et al.* (2002) complementam, ainda, que o volume total de lixiviado recirculado nas Células foi equivalente a 570 L.t^{-1} , o que, considerando um teor inicial de umidade dos RSU de 15%, de acordo com Tchobanoglous, Theisen e Vigil (1993), esse volume ocasionou um aumento na umidade para 46%, que está dentro da capacidade de campo (45% a 50%), e é adequado para estimular a decomposição.

Dessa forma, outro indicador extremamente importante para a atuação dos microrganismos é o teor de umidade dos RSU. A presença de umidade nos resíduos influencia diretamente no processo de decomposição biológica, pois é necessário a presença de água para a dissolução e difusão de nutrientes que serão prontamente utilizados pelos microrganismos nesse processo.

Os teores de umidade verificados na presente pesquisa, para os resíduos recém dispostos e com um ano de aterramento, respectivamente, foram 41,0% e 34,4%, como pode ser observado na Tabela 5, apresentando uma redução de aproximadamente 16% no período monitorado.

Palmisano e Barlaz (1996) afirmam que um teor de umidade de 20% a 40% consiste em uma faixa ótima para otimizar a degradação dos resíduos aterrados. Jucá *et*

al. (1999) corroboraram essa afirmação ao analisarem resíduos aterrados em profundidades diferentes no Aterro da Muribeca, região metropolitana de Recife-PE, e verificarem altas taxas de decomposição dos RSU com umidade entre 20% e 40%.

Assim, os resultados obtidos no presente estudo para os resíduos de ambas as idades, sendo de 41,0% e 34,4%, encontram-se dentro da faixa ótima de umidade apresentada por estes autores, e, portanto, apresentam um bom indicativo de atividade microbiana.

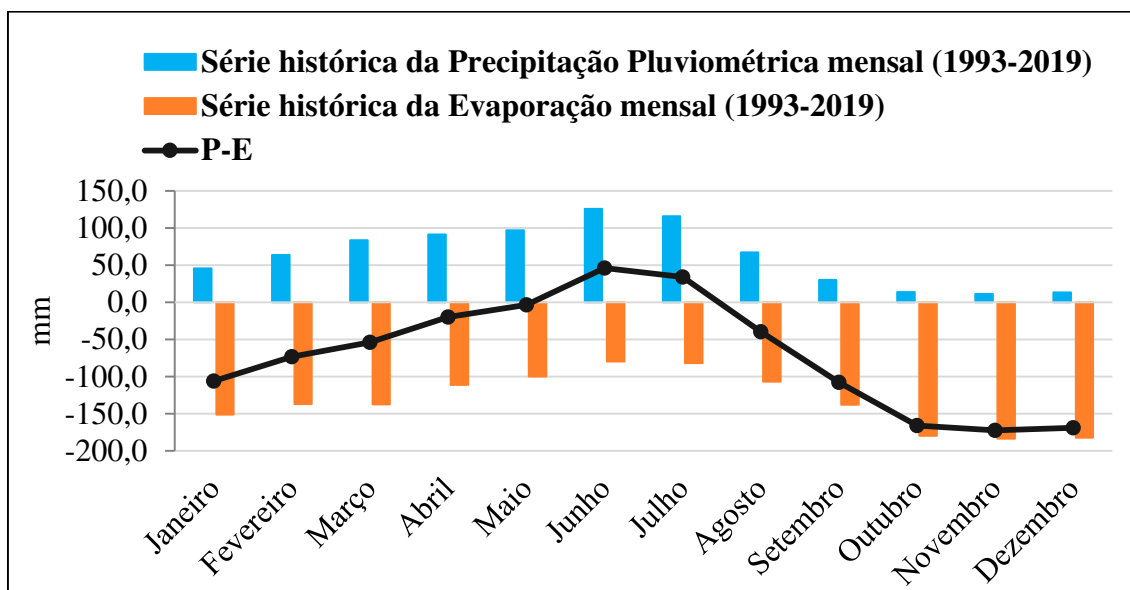
Resultados diferentes foram verificados por Ribeiro *et al.* (2016), que obtiveram teores de umidade na faixa de 47% a 53% nos primeiros 100 dias de monitoramento dos resíduos aterrados, com valores reduzindo significativamente a 11% e 2%, com 133 e 223 dias de monitoramento, respectivamente, e associou essa redução à decomposição da M.O., sendo essa a fração de RSU que mais confere umidade ao meio.

Devido à geometria e dimensão do experimento realizado por Ribeiro *et al.* (2016), que foi em uma escala piloto, a elevada área superficial, associada ao reduzido volume do experimento, apresentou altas taxas de troca de energia e matéria, e, por isso, há uma mudança significativa nos teores de umidade, o que não acontece no ASCG, por ser um aterro em escala real, apresentando uma menor área superficial em comparação ao volume de resíduos aterrados.

Portanto, a redução nos valores de umidade avaliados para o ASCG estão de acordo com a evolução do processo biodegradativo durante o primeiro ano de aterramento, que confere redução da umidade pela decomposição da M.O. Porém, essa redução foi baixa em decorrência, provavelmente, do incremento de umidade pela recirculação de lixiviado no aterro, além de sofrer influência das condições meteorológicas, como a precipitação pluviométrica, a evaporação e a umidade relativa do ar, como pode ser observado a seguir.

A Figura 18 ilustra a distribuição dos dados mensais para a precipitação total e evaporação durante um período de 27 anos (1993-2019), obtidos por meio do BDMEP (2020), com o objetivo de apresentar o comportamento hídrico da área onde está localizado o ASCG.

Figura 18. Comportamento hídrico na área do ASCG no período de 1993 a 2019



Fonte: Autor (2020)

O comportamento hídrico apresentado na Figura 18 consiste em uma análise simplificada do balanço hídrico da região, sem levar em consideração outras variáveis, como a evapotranspiração, a infiltração e o acúmulo de água no solo. Dessa forma, representa uma análise simplificada do comportamento hídrico da região em estudo.

Como pode ser observado na Figura 18, o comportamento hídrico apresentado na série histórica de 1993 a 2019 demonstra que há uma maior incidência de evaporação do que precipitação na área de estudo, o que indica um possível déficit hídrico na região. Por meio da linha preta, observa-se que os meses de janeiro a maio e de agosto a dezembro consistem em maiores índices de evaporação anualmente, e apenas nos meses de junho e julho há predominância dos índices de precipitação pluviométrica.

Vale ressaltar que esses dados de evaporação indicam o potencial de evaporação de uma região, visto que, são medidos por meio de um evaporímetro de piche, por meio do uso de uma quantidade conhecida de água, e quantifica a evaporação ocasionada nesse volume no decorrer do tempo. Ou seja, os teores de evaporação são elevados mas são medidos apenas a partir da presença de água no equipamento. Dessa forma, essas medidas indicam a evaporação a partir do acúmulo de água na superfície do solo.

Portanto, mesmo com o déficit hídrico na região, considera-se que a precipitação pluviométrica exerce um papel importante na incidência de água nas Células de aterros, contribuindo para os teores de umidade dos RSU aterrados.

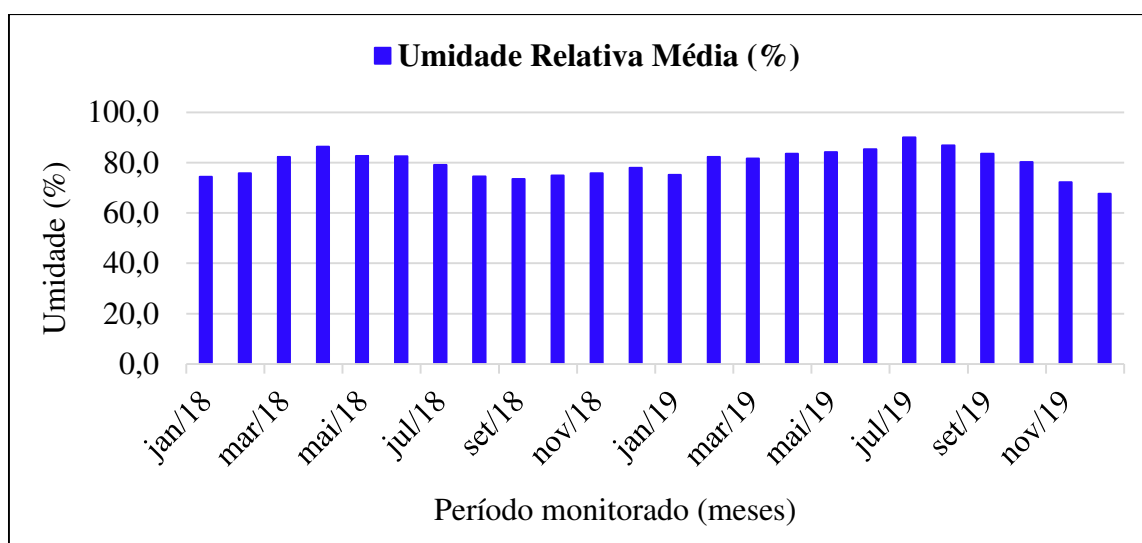
Destaca-se que, durante o período estudado (2018-2019), a primeira coleta foi realizada no mês de maio/2018, que apresentou precipitação de 110,2 mm, e a segunda coleta de RSU foi realizada no mês de junho/2019, que apresentou precipitação de 118 mm. Ambas as coletas foram realizadas nos meses com a segunda maior incidência pluviométrica do período chuvoso estudado, ou seja, os índices de precipitação podem ter influenciado em um aumento na umidade dos RSU coletados.

Já a evaporação, pode reduzir a incidência de água nas Células a partir da evaporação da água acumulada na superfície do solo do aterro, sendo, portanto, uma condição meteorológica que pode desfavorecer o processo biodegradativo para a geração de biogás, uma vez que reduz a incidência de umidade para os RSU aterrados.

Considerando a análise da relação entre a precipitação pluviométrica e a evaporação, apresentada na Figura 18, acredita-se que, com o déficit hídrico da região, as contribuições da precipitação para a umidade dos RSU aterrados são mais significativas no momento na incidência pluviométrica, onde há maior infiltração de água nos solos das camadas de cobertura do aterro sanitário, sendo reduzidas, posteriormente, pelos índices de evaporação da água acumulada na superfície do solo.

Todavia, nas duas campanhas de coletas, em decorrência de terem sido realizadas em períodos chuvosos, as precipitações pluviométricas podem ter elevado os teores de umidade dos RSU coletados, assim como a umidade relativa do ar, cuja distribuição dos teores nos meses estudados, de acordo com dados obtidos pelo BDMEP (2020), estão representados na Figura 19.

Figura 19. Distribuição da umidade relativa do ar no período estudado



Fonte: Autor (2020)

Observa-se que as médias mensais da umidade relativa do ar variaram de 67,6% a 90,1%, com pico no mês de julho/2019, que também representou o pico de precipitação pluviométrica no período chuvoso do ano de 2019 (162,1 mm). Ressalta-se que foram verificados valores de 82,7% e 85,3% nos meses das coletas dos resíduos recém dispostos e com um ano de aterramento, respectivamente.

Verificou-se que, no mês de abril/2018, que foi o mês antecedente à primeira campanha de coleta, a umidade relativa obtida foi de 86,4%, sendo analisada como a maior para o período chuvoso do ano de 2018, e coincidiu com a maior precipitação pluviométrica registrada (182,5 mm) e a menor evaporação registrada (94,9 mm).

No entanto, observa-se na Figura 19 que, a umidade relativa do ar sofreu poucas variações, apresentando uma média de 80% durante o período monitorado, e, considera-se que, esse teor pode favorecer o processo biodegradativo no ASCG e a atividade microbiana para geração de biogás.

Portanto, nos meses de abril/2018 e julho/2019, considera-se que a precipitação pluviométrica, associada à umidade relativa do ar, podem ter influenciado diretamente no teor de umidade dos RSU aterrados no ASCG e, conseqüentemente, favorecido o processo biodegradativo dos resíduos para geração de biogás.

Os resíduos com idade “0” foram coletados em maio/2018, período que sofreu grandes incidências de precipitação pluviométrica no município de Campina Grande-PB (110,2 mm), onde está localizado o ASCG. Isso é um possível indicativo da influência da precipitação no teor de umidade encontrado nessa campanha de coleta, que foi de 41%, estando acima da faixa estabelecida por Palmisano e Barlaz (1996).

Monteiro (2003) afirma que, no geral, os valores de umidade são diretamente proporcionais aos valores de sólidos voláteis, o que indica que a maior fração da umidade está situada na fração orgânica dos resíduos.

Observa-se, na Tabela 5, que, os resultados obtidos para SV no ASCG foram de 67,0% e 32,2%, para os resíduos de idade “0” e “1”, respectivamente, com uma redução de aproximadamente 52% no período estudado. Essa redução, durante o primeiro ano de aterramento, está de acordo com os teores de umidade, o que representa um possível indicativo da atividade microbiana de decomposição dos RSU, visto que, o consumo de M.O. provoca a redução dos teores de SV e de umidade.

Resultados semelhantes para os resíduos de um ano de aterramento foram verificados por Andrade (2014), que analisou os resíduos dispostos no Aterro Sanitário

Metropolitano Centro, em Salvador-BA, e observou um teor de SV de 28,7% para os resíduos com a mesma idade.

Nascimento (2007) também obteve resultados próximos ao analisar amostras de RSU de diferentes idades no mesmo aterro, em Salvador-BA, sendo o teor de SV de 56,8% para resíduos novos, que foi inferior ao valor analisado para os resíduos recém dispostos, e um teor de 23,2% para resíduos com quatro anos de aterramento, sendo este valor mais reduzido se comparado ao de um ano de aterramento, que é o esperado em decorrência do tempo de degradação ser mais elevado.

Alcântara (2007), ao analisar um aterro simulado construído na área do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca, na região metropolitana de Recife-PE, observou um teor de SV de 70% para resíduos novos e entre 26% e 35% para resíduos com 250 dias de aterramento, sendo também valores condizentes com os obtidos na presente pesquisa, visto que se espera que os resíduos aterrados apresentem um teor de SV menor que os RSU novos, e, com o tempo de aterramento, esses valores reduzam ainda mais.

Já Salamoni (2019), que analisou resíduos dispostos no aterro sanitário da Central de Tratamento de Resíduos da Caturrita, em Santa Maria-RS, verificou valores médios de SV de 64,6% e 72,9%, para os resíduos com seis meses e um ano de aterramento, respectivamente, sendo mais elevado do que o teor encontrado para o ASCG.

Assim, considera-se que os teores médios de SV analisados no presente estudo são condizentes com o tempo de biodegradação de acordo com os valores obtidos nos estudos de resíduos aterrados apresentados por Alcântara (2007), Nascimento (2007) e Andrade (2014), e a sua redução de 67% para 32,2% é um possível indicativo de alta atividade microbiana de biodegradação dos resíduos, com elevada contribuição para a geração de biogás.

De acordo com Gueri *et al.* (2018), a produção diária de biogás depende da quantidade de SV no substrato presente no aterro, pois esse indicador representa a parte dos sólidos totais susceptível a ser biodegradada e convertida em biogás. Porém, os SV não devem ser analisados individualmente quando se trata da biodegradação de resíduos, e outro indicador que, indiretamente, também representa a eficiência da atividade biológica é o teor de DQO.

Observa-se, na Tabela 5, que os teores de DQO obtidos para os RSU de idade “0” e “1”, respectivamente, foram 13.698,6 mgO₂.L⁻¹ e 13.312,0 mgO₂.L⁻¹, representando uma baixa redução, de aproximadamente 3%, em um ano de aterramento, o que é comum, em decorrência de a DQO representar a parcela de M.O. de difícil degradação.

Vale ressaltar que, o lixiviado gerado no ASCG apresentou um valor médio, de acordo com a Tabela 6, de $14.188 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ de DQO. Dessa forma, a recirculação dos lixiviados no ASCG pode ser um possível indicativo da baixa redução de DQO encontrada em um ano de aterramento, em vista ao incremento da DQO dos lixiviados recirculados nos resíduos.

Ribeiro *et al.* (2016) verificaram em seus estudos teores de DQO discrepantes da presente pesquisa, sendo de $27.309 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ para resíduos novos, e cerca de $25.000 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ para resíduos com um ano de degradação em um aterro experimental de RSU em Campina Grande-PB, observando, também, pouca redução desses teores no primeiro ano de aterramento, sendo de aproximadamente 8,5%.

Portanto, por meio da análise comparativa da evolução dos indicadores físico-químicos durante o primeiro ano de aterramento, e observando a influência das condições meteorológicas e operacionais, verifica-se que todos os indicadores analisados condizem com a Fase Ácida de biodegradação dos resíduos.

Além disso, os teores obtidos de pH, alcalinidade, umidade, SV e DQO possivelmente favoreceram a geração de biogás no aterro durante o período analisado, e apenas os teores de NAT preveem uma possível inibição do processo biodegradativo para geração de CH_4 . Porém, esses indicadores físico-químicos, associados às medidas operacionais e condicionantes meteorológicas, contribuem para uma eficiente atividade biológica no aterro.

Especificamente nas regiões Semiáridas, onde está localizado o ASCG, algumas particularidades influenciam no processo biodegradativo, como as condições meteorológicas, com longos períodos de estiagem, que poderiam dificultar esse processo. Entretanto, isso não ocorre, em decorrência da umidade dos RSU provenientes da fonte geradora na região, associados às medidas operacionais do ASCG, com elevado controle de qualidade, para que haja geração de biogás em tempo hábil. Além disso, a dimensão da Célula no ASCG é elevada, se comparada a aterros menores, o que facilita o controle operacional dos resíduos, sendo esse, um fator determinante, no aterro, para otimizar a eficiência do processo biodegradativo.

5.2 Testes de Potencial Bioquímico do Metano (BMP)

O presente estudo realizou o teste de BMP para os resíduos de um ano de aterramento. Inicialmente, foram realizadas análises para a caracterização da qualidade

do lodo usado como inóculo, proveniente de reator anaeróbio do tipo UASB, que trata efluentes domésticos de Campina Grande-PB, cujos resultados estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 7. Indicadores de qualidade do lodo usado nos testes BMP

Indicadores	Resultado
pH	6,93
Alcalinidade	9.750,0 mg CaCO ₃ .L ⁻¹
DQO	17.500,0 mgO ₂ .L ⁻¹
Ácidos Graxos Voláteis (AGV)	2.270,0 mg.L ⁻¹

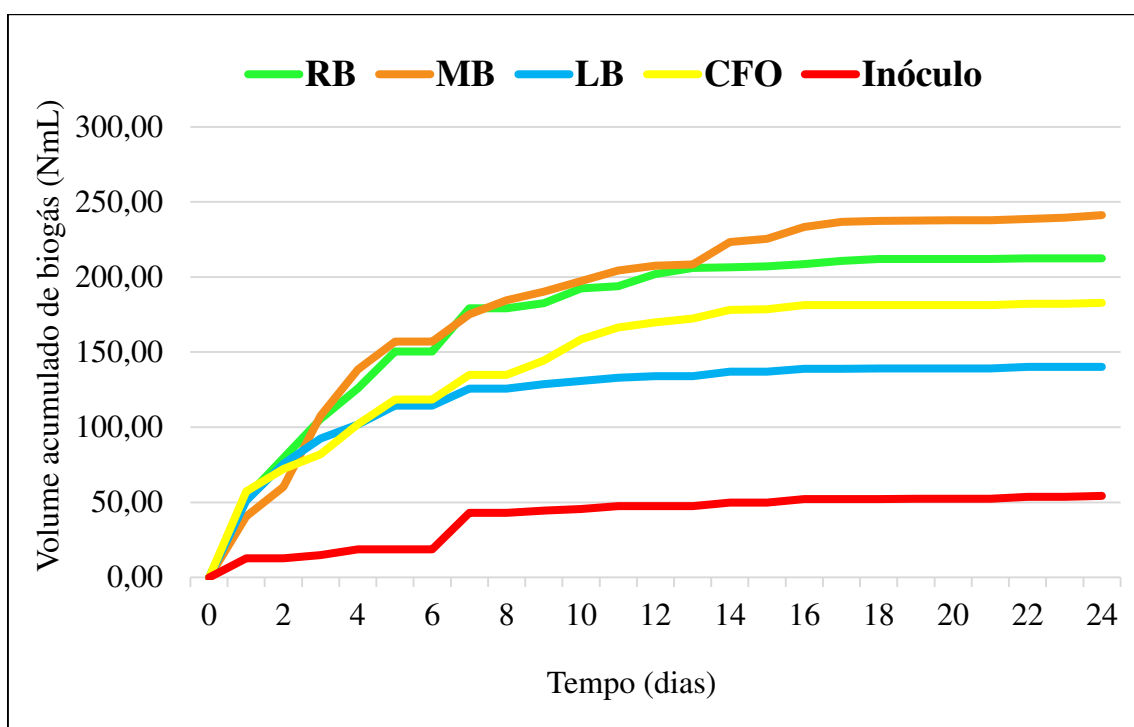
Fonte: Autor (2020)

Holliger *et al.* (2016) estabeleceram um Protocolo Internacional na tentativa de padronizar uma metodologia para BMP, reunindo diversas metodologias com recomendações para obter resultados mais validados. Em seus estudos, sugere-se que o inóculo seja um lodo retirado de um digestor anaeróbico ativo que esteja digerindo M.O. complexa, esteja em estado estacionário no momento da amostragem e apresente pH entre 7,0 e 8,5, alcalinidade maior que 3.000 mg CaCO₃.L⁻¹ e AGV menor que 1.000 mg.L⁻¹.

Os resultados apresentados na Tabela 7 demonstram que os valores de pH ficaram muito próximos do intervalo estabelecido por Holliger *et al.* (2016), os de alcalinidade se adequaram e os de AGV ultrapassaram o valor estabelecido. Ainda assim, diante da indisponibilidade de recursos para promover a aclimação do lodo antes do início do experimento, este foi o inóculo utilizado, sem modificações.

Durante o teste, foram contabilizadas as pressões diárias medidas nos frascos, e os resultados obtidos de acordo com Ivanova, Richards e Smallman (2008), para o volume acumulado de biogás em Nml, estão apresentados na Figura 20. Destaca-se que os resultados estão apresentados de acordo com a classificação dos resíduos orgânicos nas quatro categorias mencionadas anteriormente (RB, MB, LB e CFO) e o volume gerado unicamente pelo inóculo (lodo).

A Figura 20 apresenta os volumes médios de biogás acumulados por dia, em todos os frascos no teste BMP, incluindo o inóculo, e a Tabela 8 apresenta os volumes acumulados de biogás, gerado pelas parcelas dos RSU em cada uma das categorias, após o cálculo para controle do volume de gás gerado apenas pelo inóculo.

Figura 20. Volume acumulado de biogás no teste de BMP em NmL

Legenda: Inóculo = lodo anaeróbio; CFO = Composição da Fração Orgânica; RB = Rapidamente Biodegradáveis; MB = Moderadamente Biodegradáveis; LB = Lentamente Biodegradáveis.

Fonte: Autor (2020)

Tabela 8. Volume total acumulado de biogás gerado pelos RSU no teste BMP

Classe de RSU	Volume total acumulado de biogás nas CNTP (NmL)
CFO	128,53
RB	158,00
MB	186,97
LB	85,82

Fonte: Autor (2020)

Como pode ser observado na Figura 20 e Tabela 8, a classe de RSU que mais se destacou na geração de biogás durante o período de realização do experimento foi a de Moderadamente Biodegradáveis (MB), que consistiu apenas de resíduos de papelão e acumulou um volume de 186,97 NmL de biogás em 24 dias de experimento. Isso pode ter acontecido em decorrência da idade dos resíduos, em que, após um ano de

decomposição ativa no ASCG, os RB já teriam contribuído para a geração de biogás em escala real, e os MB, portanto, no momento da realização do ensaio, tenham atingido condições propícias para a geração.

Além disso, Maciel (2009) classificou os resíduos de papelão na categoria de facilmente degradáveis, considerando que esses RSU, juntamente com a M.O. putrescível e os papéis, sofrem a biodegradação de maneira mais rápida. Isso também corrobora a capacidade que os resíduos de papelão tiveram de gerar quantidades mais significativas de biogás no período do teste.

Os resíduos Rapidamente Biodegradáveis (RB) acumularam um volume de 158 NmL de biogás, no período estudado, seguido da Composição da Fração Orgânica (CFO) com um volume de 128,53 NmL e os Lentamente Biodegradáveis (LB) com 85,82 NmL. Essas categorias apresentaram um padrão esperado para a capacidade e o tempo de decomposição dos resíduos que as compunha.

Marques Junior *et al.* (2019) estudaram a geração de biogás no ASCG no período de junho a dezembro de 2018 e verificaram concentrações de CH₄ acima de 9% na área onde foram coletadas as amostras de resíduos recém aterrados em maio/2018, o que indica que em um curto período de tempo de aterramento, de sete meses, esses resíduos já começaram a contribuir com a geração de CH₄ no aterro. Isso corrobora com o resultado obtido no BMP para os resíduos de um ano de idade, pois indica que os resíduos RB já teriam sofrido processos avançados de biodegradação na Célula.

Maciel (2009) realizou os testes de BMP para analisar a capacidade de geração de gases de um aterro experimental na Muribeca, região metropolitana de Recife-PE, utilizando, nos testes, apenas a M.O. putrescível inoculada com lodo anaeróbio e água destilada em um frasco de 250 mL. Assim como no presente estudo, esse autor não realizou a cromatografia gasosa, e verificou um volume acumulado de biogás variando de 124 NmL a 189,6 NmL para os resíduos *in natura*, e de 12,6 NmL para RSU com 7 anos de idade.

Dessa forma, o volume de biogás gerado pelos RB estão dentro da média observada por Maciel (2009) para os RSU *in natura*. Isso é um bom indicativo do potencial dos resíduos RB de um ano de aterramento, que já sofreram decomposição no ASCG.

Gueri *et al.* (2018) realizaram testes de BMP para analisar o processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares provenientes de um restaurante popular no município de Cascavel-PR, utilizando a mesma metodologia apresentada no presente estudo, com

exceção da cromatografia gasosa para definição do volume de CH₄. Esses autores verificaram um volume acumulado de biogás na faixa dos 18 NmL para o resíduo+inóculo e na faixa dos 13 NmL para o inóculo, gerando um volume acumulado de biogás para os resíduos de aproximadamente 5 NmL. Esses valores são bem mais reduzidos do que os do presente estudo, o que pode ter sido influenciado pelo diferente volume de substrato utilizado no experimento, sendo de apenas 9 mL de resíduos alimentares, enquanto que o BMP da presente pesquisa utilizou 30 mL de RSU.

Alves (2008) realizou testes de BMP com RSU de um ano de idade, provenientes de um biorreator anaeróbio com resíduos orgânicos do Aterro da Muribeca, em Recife-PE, apresentando um teor de SV de 40,9% e 45% de umidade. Esses testes foram realizados em frascos de 250 mL, contendo 12,5 mL de resíduo e água, e 50 mL de lodo, incubados à 37 °C, seguindo a mesma metodologia adotada na presente pesquisa, sem cromatografia gasosa, e levantou um volume máximo acumulado de biogás negativo (-14,2 NmL), atribuindo esse resultado a possíveis erros do teste, como vazamento de gás ou inibição da biodegradação.

De fato, na realização do teste de BMP podem acontecer interferências, como o vazamento de gases dos frascos. Essas interferências ocasionam uma medida incorreta de gases nos frascos, o que, ao serem calculadas as diferenças de pressão diárias, para calcular o volume gerado no dia, o resultado pode ser negativo. Nesse caso, esse volume negativo não deve ser contabilizado no cálculo do volume acumulado de biogás gerado no teste, pois ocasionaria uma redução desse volume, constituindo um resultado pouco representativo do volume capaz de ser gerado pelos resíduos no experimento.

Moretti *et al.* (2020) aplicaram os testes de BMP, segundo a metodologia de Holliger *et al.* (2016), para resíduos orgânicos domésticos de um conjunto habitacional na região metropolitana de Lyon, França, utilizando um frasco de 2 L com RSO, inóculo (lodo anaeróbio), solução nutriente e tampão, e realizando a cromatografia gasosa. Esses autores obtiveram a produção de cerca de 258,2 NL de CH₄ por kg de sólidos totais. Esse valor é muito superior ao obtido no presente estudo, em decorrência das características dos resíduos e condições do teste, como a introdução de solução nutriente e tampão para melhorar as condições dos microrganismos.

Crovador *et al.* (2018) avaliaram o potencial de geração de biogás de RSU novos, coletados num aterro sanitário do Estado do Paraná, região Sul do Brasil, onde predomina um clima temperado. A metodologia utilizada foi a mesma do presente estudo, sem cromatografia gasosa, com diferença na razão resíduo/inóculo, que foi de 2 g de RSO

para 100 mL de lodo anaeróbico, e na duração do experimento, de 91 dias. Foi obtido o volume de biogás acumulado no experimento de 193,27 NmL, correspondente ao resíduo novo.

Ao se comparar os resultados obtidos por Crovador *et al.* (2018) de RSU frescos com o volume acumulado na presente pesquisa pelos RSO, correspondente à categoria CFO (128,53 NmL), que engloba todos os resíduos orgânicos, esses resultados são bem similares ao se considerar a evolução do período de um ano de aterramento e consequente decomposição dos resíduos utilizados no experimento desse trabalho.

A comparação dos resultados obtidos com os levantados nas literaturas apresentadas foi dificultada em decorrência das inúmeras diferenças de controle e realização dos experimentos, tais como a quantidade e qualidade do lodo, temperatura de incubação, composição dos RSU nos frascos, volume dos frascos, idade dos resíduos, adição de nutrientes e substâncias de controle, adição de água, métodos de aplicação dos cálculos, tempo de execução dos ensaios, dentre outras.

Vale ressaltar que os testes de BMP são considerados como experimentos que superestimam a geração de biogás em decorrência do controle de condicionantes. Porém, os aterros sanitários em escala real apresentam medidas operacionais e ambientais, como, por exemplo, a recirculação de lixiviados e a precipitação pluviométrica, que permitem a adição de umidade, pH e alteração de nutrientes nas Células, o que, também pode otimizar o processo biodegradativo dos resíduos em muitos casos, em escala real, e essas variáveis não são consideradas nos experimentos de BMP.

Assim, até o presente momento não existe nenhuma metodologia de BMP que represente um aterro sanitário em todas as suas variáveis e condicionantes, o que provoca resultados de geração de biogás muitas vezes pouco representativos da realidade do aterro. Ainda assim, são os testes mais utilizados experimentalmente no Brasil e no mundo para tal fim, o que carece do desenvolvimento de uma metodologia padronizada representativa de aterros com base nas características de cada região.

Portanto, estimou-se, pelos experimentos de BMP realizados no presente estudo, os volumes acumulados de 128,53 NmL, 158 NmL, 186,97 NmL e 85,82 NmL de biogás para os resíduos com um ano de aterramento, divididos nas classes CFO, RB, MB e LB, respectivamente. De acordo com o percentual de composição de CH₄ no biogás, de 57%, adotado na presente pesquisa com base em estudos de Guedes (2018), supõe-se que os volumes de CH₄ para essas categorias seriam, respectivamente, 73,26 NmL, 90,06 NmL, 106,57 NmL e 48,92 NmL.

Esses valores são consideráveis e sugerem um bom potencial energético do ASCG, em vista ao quantitativo do volume gerado pelos resíduos orgânicos em apenas 24 dias de experimento, com o uso de pequenas quantidades de RSU nos testes de BMP.

5.3 Resumo dos resultados obtidos nesse estudo

Por meio dos dados verificados nesse estudo, pôde-se observar quais condições interferem no processo de biodegradação e geração de gases no primeiro ano de aterramento dos resíduos sólidos urbanos no ASCG, e verificar quais condições são favoráveis ou limitantes ao processo. Um resumo dessa análise pode ser apresentado no Quadro 4.

Quadro 4. Condições intervenientes na geração de biogás dos resíduos aterrados no ASCG

Condições intervenientes	Favoráveis	Limitantes
Composição gravimétrica	X	
Precipitação	X	
Evaporação		X
Umidade relativa do ar	X	
Massa de RSU aterrada	X	
Recirculação de lixiviado	X	
pH	X	
Alcalinidade	X	
Umidade dos RSU	X	
SV	X	
DQO	X	
NAT		X

Fonte: Autor (2020)

O Quadro 4 resume as condições que favoreceram o processo biodegradativo dos resíduos sólidos para a geração de biogás, que foram:

- (1) A composição gravimétrica dos RSU aterrados, que apresentou uma maior porcentagem de RSU biodegradáveis (18,84% e 29,96%) e uma menor porcentagem

de RSU recalcitrantes (16,8% e 14%), para os resíduos recém dispostos e com um ano de idade, respectivamente;

- (2) A precipitação pluviométrica, que aumenta a umidade dos resíduos sólidos aterrados, principalmente em dias de chuvas e de menor taxa de evaporação;
- (3) A umidade relativa do ar, que pode influenciar, paralelamente à precipitação pluviométrica, na umidade dos resíduos aterrados;
- (4) A massa de RSU depositada, que, em função da composição gravimétrica de resíduos das fontes geradoras, apresenta alta porcentagem de resíduos orgânicos sendo dispostos no aterro;
- (5) A recirculação de lixiviados, que aumenta a umidade dos resíduos em dias secos e a quantidade de nutrientes para os microrganismos;
- (6) Os indicadores físico-químicos de pH, alcalinidade, umidade, SV e DQO, cujos valores estão de acordo com as idades dos resíduos e contribuem para o equilíbrio do sistema biodegradativo e o desenvolvimento dos microrganismos anaeróbios.

Dentre as condições que podem ter prejudicado ou limitado o processo biodegradativo para a geração de biogás, no período estudado, encontram-se:

- (1) A evaporação, que apresenta elevadas taxas na área de estudo, o que gera um déficit hídrico ao ambiente, diminuindo o incremento da umidade aos resíduos proveniente das precipitações pluviométricas;
- (2) O teor de NAT verificado para os resíduos, que apresentou valores considerados tóxicos ao desenvolvimento dos microrganismos, nas duas idades analisadas.

Portanto, após essa análise dos indicadores físico-químicos dos resíduos, e meteorológicos e operacionais do aterro, pôde-se verificar a influência dessas condições no processo biodegradativo que acontece no ASCG, o que sugere um bom potencial energético do aterro em vista aos volumes consideráveis de biogás gerados no teste BMP para os resíduos orgânicos em apenas 24 dias de experimento, utilizando um inóculo que não apresentou condições adequadas de AGV para o teste.

Além disso, considera-se, de acordo com os indicadores estudados, que os resíduos com um ano de aterramento encontram-se na Fase Ácida de biodegradação.

6. CONCLUSÕES

O estudo das relações entre as condições meteorológicas locais, operacionais, físicas e químicas consistiu em uma importante ferramenta para analisar o comportamento da biodegradação dos resíduos em aterros sanitários, e podem subsidiar propostas de adaptações dessa tecnologia, com o objetivo de melhorar a eficiência dos processos de bioestabilização da massa de resíduos e geração de líquidos e gases.

De acordo com os resultados obtidos no presente estudo, as condições que favoreceram o processo biodegradativo dos resíduos no ASCG, para a geração de biogás, durante o primeiro ano de aterramento, foram: a composição gravimétrica, a precipitação pluviométrica, a umidade relativa do ar, a massa de RSU aterrada, a recirculação de lixiviado e os indicadores físico-químicos de pH, alcalinidade, umidade, sólidos voláteis e demanda química de oxigênio. Já as condições que, possivelmente, retardaram o processo biodegradativo, foram: a evaporação e os teores de nitrogênio amoniacal total dos RSU.

A principal relevância desse estudo foi o levantamento de dados sobre os resíduos aterrados, que permitiu entender a evolução do processo biodegradativo no primeiro ano de aterramento, que competiu ao aterro a capacidade de geração de metano em um período mais curto do que o estabelecido na literatura técnica.

Esse levantamento de informações pode subsidiar projetos futuros de aterros sanitários, principalmente, os que visem implantar sistemas de aproveitamento energético do biogás, em condições semelhantes ao do estudo implementado.

As principais dificuldades encontradas para o desenvolvimento desse estudo foram: a falta de padronização dos métodos utilizados para a determinação do BMP, o que dificultou a comparação de resultados da literatura; a dificuldade de obtenção de dados de condicionantes meteorológicos, em vista às plataformas e Instituições públicas, pela falta de dados e dificuldade de contato com as mesmas; e os recursos financeiros limitados, que dificultam a aplicação das metodologias, e torna necessário o estabelecimento de modificações para se adaptar às condições laboratoriais, o que acaba gerando mais resultados diferentes.

Por último, algumas sugestões para futuras pesquisas são:

- ✓ A realização da Cromatografia Gasosa para identificar o percentual dos principais componentes do biogás gerado nos testes de BMP;

- ✓ A aplicação dos testes de BMP com uso de lixiviado como inóculo, visando estabelecer condições mais representativas das Células de Aterros Sanitários, e comparar com os testes que utilizem lodo anaeróbio como inóculo, para verificar possíveis influências da toxicidade do lixiviado ao processo biodegradativo;
- ✓ A aplicação de modelos de previsão e estimativa da geração de biogás, para extrapolar os resultados de BMP e estimar o potencial energético do aterro à longo prazo; e
- ✓ A realização de testes de BMP para todas as idades dos resíduos sólidos aterrados, para verificar o potencial energético que o aterro possui com base na idade da operação.

REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira NBR 10.007: Amostragem de resíduos sólidos**, 2004.
- ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2007. 366 p.
- ALCÂNTARA, P. B.; JUCÁ, J. F. T. Recalque em aterros: influência da composição dos resíduos sólidos urbanos, do clima e da biodegradação. **Geotecnia**. N.º 118. 2010 – pp. 15-42.
- ALMEIDA, M. V. A. **Identificação de fungos filamentosos presentes em um biorreator de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Campina Grande, 2015. 64 p.
- ALVES, I. R. F. S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008. 134p.
- ANASTÁCIO, M. C. F. **Produção de energia na forma de biogás a partir de resíduos animais para o desenvolvimento rural**. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química) – Universidade do Porto. Porto, 2010.
- ANDRADE, S. F. **Aplicação da técnica de recirculação de chorume em aterros tropicais – Estudo de caso do Aterro Sanitário Metropolitano Centro (ASMC)**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2014. 173 p.
- ANDREOLI, C. V. **Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: RiMa, ABES, 2001. 282 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.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS (ABRELPE). **Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos**. São Paulo: ABRELPE, 2014. 172 p.

BANCO MUNDIAL (2004). **Manual para a preparação de gás de aterro para projetos de energia na América Latina e no Caribe**. Energy Sector Management Assistance Programme – ESMAP. Conestoga-Rovers & Associates, Waterloo, Ontario, jan. 2004. 236 p.

BARBIERI, E.; MARQUES, H. L. A.; BONDIOLI, A. C. V.; CAMPOLIM, M. B.; FERRARINI, A. T. Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP. **O Mundo da Saúde**, v. 38, n. 1, p. 105–115, 5 mar. 2014.

BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. **Dados históricos da estação meteorológica convencional nº 82795 de Campina Grande – PB**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em 05 jan. 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2018**. Brasília: SNS/MDR, 2019. 247 p.

CARDILLO, L. Os processos de tratamento dos poluentes. **Revista Limpeza Pública**, N. 62, p. 26-27, 2006.

CIBIOGÁS-ER - CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS - BIOGÁS. **Manual de Equações e Metodologias do Simulador**. Plataforma de Informações para Energias Renováveis. Foz do Iguaçu: CIBiogás-ER, 2009.

CROVADOR, M. I. C.; SCHIRMER, W. N.; MARTINS, K. G.; FRANQUETO, R.; JUCÁ, J. F. T. Estimativa da produção de biogás em Aterro Sanitário Subtropical Brasileiro. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 11, n. 1, p. 227, 29 mar. 2018.

DGGT, Deutsche Gesellschaft f_r Geotechnik: Empfehlungen des Arbeitskreises "Geotechnik der Deponien und Altlasten". **E 1-7: Identifizierung und Beschreibung von Abfallen (Entwurf)**. Bautechnik 71, Helf 9, Berlin: Wilhelm Ernst & Sohn, 1994.

FEI, X.; ZEKOS, D. Coupled experimental assessment of physico-biochemical characteristics of municipal solid waste undergoing enhanced biodegradation. **Géotechnique**, v. 68, n. 12, p. 1031–1043, dez. 2018.

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.

FUESS, L. T.; GARCIA, M. L. **Qual o valor da vinhaça? Mitigação de impacto ambiental e recuperação de energia por meio da digestão anaeróbia.** São Paulo: Editora Cultura Acadêmica, 2012. 134 p.

GGA/UFCG - Acervo de pesquisas do Monitoramento do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), 2019.

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.

GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M.; KUCZMAN, O.; SCHIRMER, W. N.; BURATTO, W. G.; RIBEIRO, C. B.; BESINELLA, G. B. Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 08-16, dez. 2018.

HANSEN, T. L.; SCHMIDT, J. E.; ANGELIDAKI, I.; MARCA, E.; LA COUR JANSEN, J.; MOSBAEK, H.; CHRISTENSEN, T. H. Method for determination of methane potential of solid organic waste. **Waste Management**, 24, 2004. p. 393-400.

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

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2014: Synthesis Report.** Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 2014. 151 p.

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.

JUCÁ, J. F. T.; MONTEIRO, V. E. D.; OLIVEIRA, F. J. S.; MACIEL, F. J. **Monitoramento Ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca.** III Seminário Nacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos, Toledo-PR, 1999.

KRAUSE, M. J.; CHICKERING, G.; TOWNSEND, T. G.; REINHART, D. R. Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 13, p. 1117–1182, 2 jul. 2016.

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.

LEITE, H. E. A. S. **Estudo do comportamento de aterros de RSU em um biorreator em escala experimental na cidade de Campina Grande-PB.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008. 220 p.

LEITE, H. E. A. S.; VIEIRA NETO, J. M.; MONTEIRO, V. E. D.; SILVA, S. A. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos do município de Campina Grande – PB.** 2008. In: XIII Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental - SILUBESA 2008.

LINS, L. P. **Produção de biogás a partir de resíduos de bovinocultura leiteira por meio da codigestão com macrófitas da espécie *Salvinia*.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2017. 80 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.

MACIEL, F. J. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2009. 354 p.

MARQUES JUNIOR, F. A. F.; ABREU, J. L. S.; MALVEZZI, L. B.; FARIAS, A. P.; RIBEIRO, L. S. **Análise de mapas de calor das concentrações de gases gerados em aterro sanitário no Semiárido Brasileiro.** Anais I CONIMAS e III CONIDIS, v. 1, 2019, ISSN 2526-186X. Campina Grande, 2019.

MATTEI, G.; ESCOSTEGUY, P. A. V. Composição gravimétrica de resíduos sólidos aterrados. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 247–251, set. 2007.

MBOOWA D.; QUERESHI, S.; BHATTACHARJEE, C.; TONNY, K.; DUTTA, S. Qualitative determination of energy potential and methane generation from municipal solid waste (MSW) in Dhanbad (India). **Energy**, v. 123, p. 386–391, mar. 2017.

MEHTA, R.; BARLAZ, M. A.; YAZDANI, R.; AUGENSTEIN, D.; BRYARS, M.; SINDERSON, L. Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation. **Journal of Environmental Engineering**, v. 128, n. 3, p. 228–236, mar. 2002.

MELO, M. C. **Uma análise de recalques associada a biodegradação no aterro de resíduos sólidos da Muribeca.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003. 141 p.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2003. 246 p.

MONTEIRO, V. E. D.; MELO, M. C.; ALCÂNTARA, P. B.; ARAÚJO, J. M. ALVES, I. R. F. S.; JUCÁ, J. F. T. Estudo do comportamento de RSU em uma Célula experimental e suas correlações com aspectos microbiológicos, físicos e químicos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 223–230, set. 2006.

MORAVIA, W.G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010. 261 p.

MOREIRA, F. G. S. **Emissões fugitivas de biogás em Células de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, 2018. 90 p.

MORETTI, P.; ARAUJO, J. M.; CASTILHOS JR, A. B.; BUFFIÈRE, P.; GOURDON, R.; BAYARD, R. Characterization of municipal biowaste categories for their capacity to be converted into a feedstock aqueous slurry to produce methane by anaerobic digestion. **Science of The Total Environment**, p. 137084, fev. 2020.

NASCIMENTO, J. C. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Geotecnia). Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007. 160 p.

NIELFA, A.; CANO, R.; FDZ-POLANCO, M. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. **Biotechnology Reports**, v. 5, p. 14–21, mar. 2015.

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

PEARSE, L. F.; HETTIARATCHI, J. P.; KUMAR, S. Towards developing a representative biochemical methane potential (BMP) assay for landfilled municipal solid waste – A review. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 312–324, abr. 2018.

REGO, T. L. **Chuvvas e inundações em Goiânia: dinâmica atmosférica e áreas de risco**. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2015. 100 p.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco. Caruaru, 2012. 79 p.

RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ALVES, F. S.; MELO, M. C.; PAIVA, W.; MONTEIRO, V. E. D. Monitoramento físico-químico de um biorreator com resíduos sólidos urbanos em escala piloto na cidade de Campina Grande (PB). **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 1–9, mar. 2016.

SALAMONI, G. P. D. **Compressibilidade de resíduos sólidos urbanos devido aos processos de biodegradação em um aterro sanitário**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria-RS, 2019. 230 p.

SHAHRIARI, H.; WARITH, M.; HAMODA, M.; KENNEDY, K. J. Effect of leachate recirculation on mesophilic anaerobic digestion of food waste. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 400–403, mar. 2012.

SILVA, G. A. **Estimativa da geração de biogás no aterro sanitário metropolitano de João Pessoa através do teste BMP**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental). Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2012.

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 Sanitaria e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 11–16, mar. 2016.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. 2 ed. McGraw-Hill, 2002.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Gestión integral de residuos sólidos**. São Paulo: McGraw-Hill, 1994.

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.

VAN ELK, A. G. H. P. **Mecanismos de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Administração Municipal – IBAM. Ministério do Meio Ambiente. 2007. 40 p.

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

XU, Q.; QIN, J.; KO, J. H. Municipal solid waste landfill performance with different biogas collection practices: Biogas and leachate generations. **Journal of Cleaner Production**, v. 222, p. 446–454, jun. 2019.