



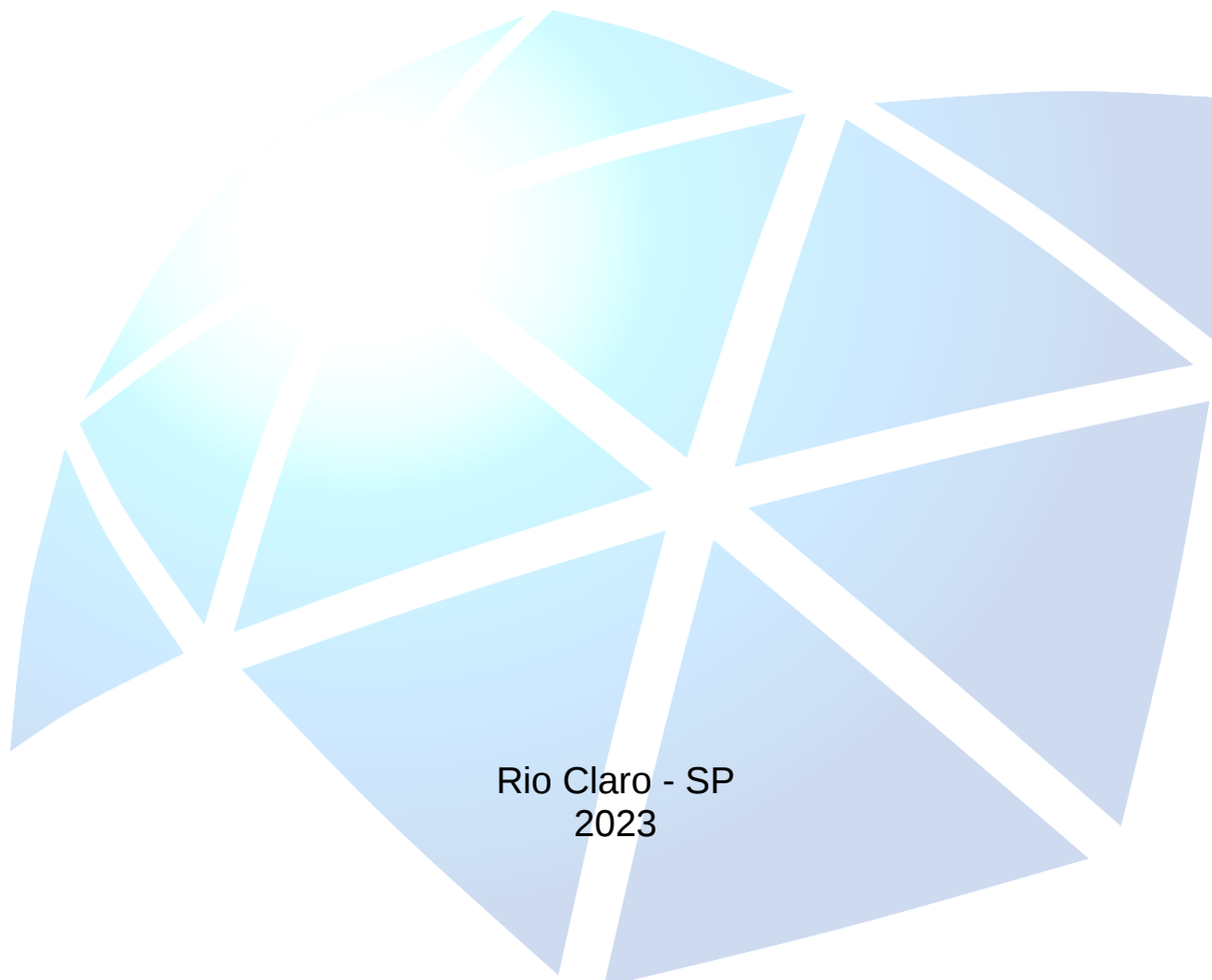
**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"**

**Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro**



SANDRA RODRIGUES SARRO BOARATI

ANÁLISE TEMPORAL DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS EM ATERRO SANITÁRIO DE PORTE MÉDIO



**Rio Claro - SP
2023**

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

SANDRA RODRIGUES SARRO BOARATI

ANÁLISE TEMPORAL DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS EM ATERRO SANITÁRIO DE PORTE MÉDIO

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Geociências e Meio Ambiente.

Orientador: Profº. Drº. Marcus César
Avezum Alves de Castro

Rio Claro - SP
2023

B662a Boarati, Sandra Rodrigues Sarro
Análise temporal da composição do biogás em aterro
sanitário de porte médio / Sandra Rodrigues Sarro Boarati. --
Rio Claro, 2023
112 p. : il., tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro
Orientador: Marcus Cesar Avezum Alves de Castro

1. Geração de biogás. 2. Metano. 3. Energia renovável. 4.
Degradação de resíduos. 5. Aterro Sanitário. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do
Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

IMPACTO POTENCIAL DESTA PESQUISA

Este trabalho trouxe contribuições relacionado ao impacto científico na geração de novas hipóteses e conhecimentos que possam ajudar nas soluções de problemas relacionado a produção de biogás proveniente da decomposição de resíduos nos aterros e impacto social proporcionando contribuições ao bem-estar social, ambiental e sanitárias.

POTENTIAL IMPACT OF THIS RESEARCH

This work brought contributions related to the scientific impact in the generation of new hypotheses and knowledge that can help in solving problems related to the production of biogas from the decomposition of waste in landfills and social impact by providing contributions to social, environmental and health well-being.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Campus de Rio Claro

SANDRA RODRIGUES SARRO BOARATI

ANÁLISE TEMPORAL DA COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS EM ATERRO SANITÁRIO DE PORTE MÉDIO

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Geociências e Meio Ambiente.

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Marcus Cesar Avezum Alves de Castro - orientador
IGCE/UNESP/Rio Claro (SP)

Prof. Dr. Marco Aurélio Soares de Castro
FT/UNICAMP/Limeira (SP)

Prof. Dr. Rodrigo Eduardo Córdoba
CCET/UFSCar/São Carlos (SP)

Prof. Dr. Valdir Schalch
EESC/USP/São Carlos (SP)

Prof. Dr. Wellington Cyro de Almeida Leite
FEG/UNESP/Guaratinguetá (SP)

Conceito: Aprovado

Rio Claro/SP, 06 de junho de 2023

DEDICATÓRIA

À

Meu esposo Artur pelo apoio, compreensão e amor

Aos

Meus filhos Rafaela e Henrique pela ausência, paciência e compreensão

Ao

Meu pai Henrique (In memoriam), minha inspiração, meu alicerce, meu herói, meu maior amor, pelo infinito apoio, estímulo e amor

À

Minha mãe Stela (In memoriam) por ter me dado a vida, afeto e ensinamento.

Àqueles que apesar de todas as adversidades sempre acreditaram que eu seria capaz de atingir meus objetivos.

AGRADECIMENTOS

A Deus primeiramente pelo dom da vida e pelo amor e cuidado.

À professor Drº. Marcus César Avezum Alves de Castro pela orientação.

Aos professores Prof. Dr. Valdir Schalch, Prof. Dr. Ronan Cleber Contrera, Prof. Dr. Marco Aurélio Soares de Castro, Prof. Dr. Rodrigo Eduardo Córdoba e Prof. Dr. Wellington Cyro de Almeida Leite pelas contribuições.

A todos os docentes do Curso de Pós-Graduação da UNESP – Rio Claro.

Às Secretárias do Programa de Pós-Graduação - Rosangela e Lauren Grimaldi pela colaboração em todos os processos.

A todos os funcionários da UNESP – Rio Claro.

Aos amigos Adervaldo Guilherme Siqueira, Alcir José Russo Junior, Beatriz Guzzo Duz e Marcos Eduardo Altóe pelas contribuições, apoio e amizade.

Ao CENTRO PAULA SOUZA pelo convênio firmado com a UNESP permitindo que esse sonho se concretizasse.

EPÍGRAFE

“Porque dele, e por meio dele, e para ele são todas as coisas.

A ele, pois, a glória eternamente”.

Romanos 11:36

RESUMO

Por apresentar um alto potencial energético, o biogás gerado em aterros sanitários sendo uma fonte renovável, pode ser utilizado para gerar calor ou eletricidade, evitando a emissão de gases de efeito estufa, com benefícios econômicos aliado também ao saneamento ambiental. O objetivo deste trabalho foi analisar a composição do biogás gerado, relacionando-a com o tempo de aterramento dos resíduos sólidos dispostos no aterro sanitário de Rio Claro – SP, bem como a realização de análise comparativa para um período de 18 meses, da temperatura, da influência da precipitação pluviométrica na vazão e na concentração de metano (CH_4) e de dióxido de carbono (CO_2) do biogás. Através dos dados obtidos no aterro sanitário de Rio Claro/SP pode-se concluir que dos drenos estudados, a concentração média de metano do biogás variou de forma decrescente com a idade da disposição dos resíduos sólidos, bem como a redução da temperatura. A produção de biogás foi menor em áreas mais antigas. Os valores crescentes de vazão de biogás sinalizam para o aumento da atividade biológica anaeróbia. A influência da precipitação na geração de biogás foi mais acentuada em células nas áreas com resíduos com menor tempo de disposição no aterro, ou seja, com maior disponibilidade de substrato. Períodos de maior precipitação aumenta a umidade na massa dos resíduos aumentando a vazão do biogás.

Palavras-chave: Geração de biogás; Metano; Energia renovável; Degradação de resíduos; Aterro Sanitário.

ABSTRACT

Because it has a high energy potential, biogas generated in landfills is a renewable source and can be used to generate heat or electricity, avoiding the emission of greenhouse gases, with economic benefits combined with environmental sanitation. The objective of this work was to analyze the composition of the generated biogas, relating it to the grounding time of the solid residues disposed in the sanitary landfill of Rio Claro - SP, as well as to carry out a comparative analysis for a period of 18 months, of the temperature, the influence of rainfall on the flow and concentration of methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) in the biogas. Through the data obtained at the landfill in Rio Claro/SP, it can be concluded that, in the studied drains, the average concentration of methane in the biogas varied in a decreasing way with the age of solid waste disposal, as well as the reduction of temperature. Biogas production was lower in older areas. The increasing values of biogas flow indicate an increase in anaerobic biological activity. The influence of precipitation on biogas generation was more pronounced in cells in areas with residues with less disposal time in the landfill, that is, with greater availability of substrate. Periods of greater precipitation increase the moisture in the mass of waste, increasing the flow of biogas.

Keywords: Biogas generation; Methane; Renewable energy; Degradation of waste; Sanitary Landfill.

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1. Modelo para geração de metano	50
Equação 2. Modelo do IPCC	51
Equação 3. Cálculo do Carbono Orgânico Degradável (COD)	52
Equação 4. Cálculo da fração de Carbono Orgânico Degradável dissociada (COD _f)	52
Equação 5. Taxa de potencial de geração de metano	53
Equação 6. Coeficiente de dissimilaridade.....	53
Equação 7. Taxa de decaimento.....	53
Equação 8. Fórmula do Coeficiente de Correlação de Pearson (r).....	69

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Contaminação e poluição provocadas pela decomposição do resíduo.....	35
Figura 2. Fases de digestão Anaeróbia	36
Figura 3. Relação entre a temperatura e o crescimento relativo dos microrganismos psicrofílicos, mesofílicos e termofílicos	38
Figura 4. Produção de Metano (CH ₄)	39
Figura 5. Composição do gás em uma célula de aterro sanitário	40
Figura 6. Evolução de uma curva típica de produção de biogás em aterro sanitário.....	49
Figura 7. Localização do aterro sanitário do município de Rio Claro.....	60
Figura 8. Aterro Sanitário de Rio Claro	61
Figura 9. Visão da entrada do Aterro Sanitário de Rio Claro	61
Figura 10. Vista aérea das áreas do aterro sanitário de Rio Claro – SP.....	62
Figura 11. Revestimento da manta de PEAD nas laterais dos taludes	63
Figura 12. Manta PEAD	64
Figura 13. Coluna de Dreno inicial e Dreno final	64
Figura 14. Nivelamento	65
Figura 16. Dreno de gás	65
Figura 16. Sistema de drenagem pluvial definitivo.....	66
Figura 17. Vista da ETE de Percolado do Aterro	66
Figura 18. Vista das lagoas de lixiviado.....	67
Figura 19. Poços de monitoramento das águas subterrâneas.....	67
Figura 20. Reservatório, container e vasilhames	67
Figura 21. Aterro sanitário de Rio Claro com a disposição dos drenos de gás.....	70
Figura 22. Fases no aterro em 2012	71
Figura 23. LANDTEC GEM-2000	72
Figura 24. Procedimento para aferição da composição do biogás	73
Figura 25. Aterro sanitário de Rio Claro com a disposição dos drenos de biogás	74
Figura 26. Análise dos valores de vazão e temperatura do biogás nos drenos com e sem recirculação de lixiviado	75
Figura 27. Análise da influência da precipitação na produção de biogás em drenos com e sem recirculação de lixiviado	77
Figura 28. Análise dos valores de vazão de metano e temperatura do biogás nos drenos com e sem recirculação de lixiviado.....	78
Figura 29. Análise dos valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás nos drenos com e sem recirculação de lixiviado	79
Figura 30. Análise da média da temperatura do biogás em drenos sem recirculação de lixiviado	82
Figura 31. Análise da média da vazão do biogás em drenos sem recirculação de lixiviado.....	83
Figura 32. Análise da média da vazão de metano em drenos sem recirculação de lixiviado.....	85
Figura 33. Análise da média da vazão do Dióxido de Carbono em drenos sem recirculação de lixiviado.....	87
Figura 34. Análise da influência da precipitação na produção de porcentagem de metano em drenos com e sem recirculação de lixiviado.....	90
Figura 35. Análise da influência da precipitação na produção de biogás em drenos sem recirculação de lixiviado	92

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Composição gravimétrica do resíduo em alguns países.....	22
Quadro 2. Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil	22
Quadro 3. Variação de k	51
Quadro 4. Variação de L_0	51
Quadro 5. Conjunto de drenos de gás monitorados	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Alteração da composição dos gases nas fases de degradação RSU.....	40
Tabela 2. Composição do biogás.....	44
Tabela 3. Potencial de aproveitamento energético de RSU.....	46
Tabela 4. Empreendimento com geração de eletricidade a partir de RSU	47
Tabela 5. Coeficiente de Pearson.....	69
Tabela 6. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de vazão e temperatura do biogás.....	76
Tabela 7. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de vazão de metano e temperatura do biogás.....	79
Tabela 8. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás	80
Tabela 9. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de Temperatura e Vazão do Biogás.....	84
Tabela 10. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de Temperatura e Vazão do Metano	86
Tabela 11. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de Temperatura e Vazão de Dióxido de Carbono	88

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABIOGÁS	Associação Brasileira de Biogás e Biometano
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANP	Agência Nacional do Petróleo
BMP	Potencial Bioquímico de Metano
CCEE	Câmara de Comercialização de Energia Elétrica
CEAPLA	Centro de Análise e Planejamento Ambiental
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CEEE-D	Companhia Estadual de Distribuição de Energia Elétrica
CGR	Centro de Gerenciamento de Resíduos
GEE	Gases de Efeito Estufa
GNC	Gás Natural Comprimido
GNL	Gás Natural Liquefeito
GNV	Gás Natural Veicular
HPAs	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IQR	Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos
MCT	Ministério de Ciência e Tecnologia
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PROINFA	Programa de Incentivos às Fontes Alternativas de Energia
RAP	Relatório Ambiental Preliminar
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SEPLADEMA	Secr. Munic. de Planej., Desenvolvimento e Meio Ambiente
SIN	Sistema Interligado Nacional
SMA-SP	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SMF	Sistema de Medição de Faturamento
USEPA	United States Environmental Protection Agency

LISTA DE SÍMBOLOS

CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
Cr	Cromo
Cu	Cobre
H ₂ O	Água (vapor)
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
kW	Quilowatt
M	Metro
MW	Megawatt
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
Ni	Níquel
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
TW	Terawatt
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1 Objetivos	19
1.1.1 Geral.....	19
1.1.2 Específicos.....	19
1.2 Justificativa	19
2. ATERROS SANITÁRIOS: IMPLANTAÇÃO E CARACTERÍSTICAS GERAIS	21
2.1 Geração e disposição final de resíduos sólidos	21
2.2 Estrutura do aterro sanitário	27
2.2.1 Critérios para localização	27
2.2.2 Impermeabilização.....	27
2.2.3 Rede de drenagem subsuperficial	28
2.2.4 Rede de drenagem superficial	28
2.2.5 Sistema de detecção de vazamentos	29
2.2.6 Drenagem de Gases.....	29
2.2.7 Plano de Encerramento	29
2.3 Geração de Lixiviado	30
2.4 Impactos ambientais em aterro sanitário.....	32
3. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA E FATORES INTERFERENTES	36
3.1 Processos Biológicos Anaeróbios	36
3.1.1 Fases de degradação anaeróbia	36
3.1.2 Fatores que influenciam na degradação anaeróbia.....	37
3.2 Processos Biológicos Anaeróbios em Aterros Sanitários	39
3.2.1 Fases da degradação anaeróbia no Aterro Sanitário	39
3.2.2 Fatores que interferem na produção e composição do biog.....	41
3.3 Fatores que interferem na taxa de geração de gás	43
3.4 Composição do Biogás	44
4. POTENCIAL ENERGÉTICO DO BIOGÁS DE ATERROS SANITÁRIOS	45
4.1 Estimativa de geração de biogás em aterros sanitários.....	49
4.2 Modelos de estimativa de geração de biogás em aterros sanitários	49
4.2.1 Experiências de aplicação do modelo LandGEM 3.02 em aterros sanitários.....	53
4.3 Sistemas de coleta, tratamento e recuperação do biogás de aterro	57

4.3.1	Instrumentos econômicos no aproveitamento energético de RSU:	59
4.4	Potencial de geração de energia elétrica em Aterros no Brasil	59
5.	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	60
6.	METODOLOGIA	68
6.1	Coeficiente de Correlação de Pearson.....	69
6.2	Trabalho inicial.....	70
6.2.1	Aplicação no Aterro Sanitário de Rio Claro/SP.....	72
6.2.2	Análise da vazão e da composição do biogás.....	73
6.3	Análises da presente pesquisa.....	73
7.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	75
7.1	Análise comparativa entre drenos de mesma idade de aterramento – dreno 1 (sem recirculação de lixiviado) e dreno 5 (com recirculação de lixiviado)	75
7.1.1	Comportamento da vazão e temperatura do biogás	75
7.1.2	Comportamento da vazão do biogás, porcentagem de metano e análise da influência da precipitação	76
7.1.3	Comportamento da vazão do metano e temperatura do biogás	78
7.1.4	Comportamento da vazão do dióxido de carbono e temperatura do biogás 79	
7.2	Análise comparativa entre drenos de diferentes idades de aterramento – drenos 8, 1, 28, 25 e 32 – (todos sem recirculação de lixiviado)	81
7.2.1	Comportamento na vazão e temperatura de biogás	81
7.2.2	Comportamento na vazão do metano e temperatura de biogás	85
7.2.3	Comportamento na vazão do dióxido de carbono e temperatura de biogás 87	
7.2.4	Comportamento na vazão do biogás, porcentagem de metano e análise da influência da precipitação	89
8.	CONCLUSÕES	94
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o desenvolvimento da tecnologia contribuíram para a geração de resíduos sólidos que, quando dispostos em aterros sanitários, a fração orgânica via degradação anaeróbia gera o biogás (ROODBARI et al., 2012; AHMADIAN et al., 2013; JAIN et al., 2014).

O biogás, composto majoritariamente por metano e dióxido de carbono produzido em aterros sanitários é utilizado como forma de energia a partir de resíduos, tornando uma estratégia para a substituição de combustíveis fósseis (ASGARI et al., 2017; CAICEDO-CONCHA et al., 2019).

As instituições do setor energético continuam trabalhando para o provimento da segurança energética, pois a quantidade de chuvas afeta a geração de energia no Brasil, sendo que 65% da produção de eletricidade do parque gerador brasileiro é composta por hidroelétricas fornecendo energia, quando a água é abundante. Dessa forma, visando a redução dessa dependência, a matriz elétrica hidráulica cede espaço para evitar racionamentos (CNN, 2021).

A Associação Brasileira de Biogás e Biometano (ABiogás) ressalta que o país tem capacidade de produzir anualmente o equivalente a 12 bilhões de litros de diesel via biogás, o que corresponde a cerca de 10% do consumo do combustível no ano de 2015 (MCTIC, 2017).

É necessário considerar vários fatores na geração de metano em aterros sanitários. A composição dos resíduos e suas variações com o decorrer do tempo bem como as condições climáticas do ambiente, a gestão operacional que é um fator impactante na geração e captura do gás no aterro sanitário (IBAM, 2001; SPONZA; AĞDAĞ, 2004; FRANCOIS et al., 2006; BILGILI et al., 2009; CAICEDO-CONCHA et al., 2019).

Os aterros sanitários vêm liderando o crescimento do setor de biogás do Brasil. Para a implantação dos projetos será necessário investimento e incentivo de políticas públicas específicas para o uso energético do biogás na produção de energia elétrica (FERNANDES; MARIANI, 2019).

Existem diversos modelos de estimativa de produção de biogás em aterros sanitários (SILVA et al., 2020). De acordo com Dornela et al (2021) e Castro et al (2013b), é necessário desenvolver um modelo de estimativa de geração de biogás mais apropriado para as condições físicas do Brasil considerando as diferenças

regionais, pois o território nacional é extenso e com variação nas condições climáticas, a temperatura e o regime pluviométrico. Essa energia mal reaproveitada poderia estar sendo melhor administrada a favor do desempenho ambiental através de sua exploração nos aterros sanitários.

Devido as composições dos resíduos sólidos com elevada matéria orgânica e condições climáticas do Brasil possui um potencial elevado de geração de biogás em aterros. Tendo em vista o potencial de geração, torna necessário estudos realizados in loco para conhecimento do processo.

1.1 Objetivos

1.1.1 Geral

A pesquisa propõe como objetivo geral análise da composição do biogás gerado no aterro sanitário do município de Rio Claro – SP, que recebe atualmente 200t/dia de resíduos equivalentes a 6 mil toneladas mensais.

1.1.2 Específicos

Nesse sentido, a pesquisa se propôs a estudar, em condições reais de operação do aterro, os seguintes objetivos específicos:

- Análise comparativa da influência da precipitação pluviométrica na vazão e na concentração de metano (CH_4) e de dióxido de carbono (CO_2) do biogás, no período de 18 meses;
- Analisar a influência da recirculação de lixiviado na produção de metano e a temperatura do biogás;
- Avaliar a relação da temperatura do biogás com a vazão, concentração de metano (CH_4) e de dióxido de carbono (CO_2) do biogás.

1.2 Justificativa

A biodigestão anaeróbia aplicada ao tratamento de efluentes possui tecnologias bem conhecidas no meio acadêmico (BUSWELL; SOLLO, 1948, BUSWELL; MUELLER, 1952; BARKER, 1956; BRYANT, 1979; McINERNEY; BRYANT, 1980).

Entretanto, o processo de degradação da matéria orgânica em aterros sanitários está sujeito a diversos fatores, desde condições climáticas (precipitação e temperatura ambiente) a aspectos operacionais (taxa de compactação e composição dos resíduos, tempo de disposição dos resíduos, tipo de cobertura diária, entre outros) que dificultam o controle operacional do processo anaeróbio, e dificultam a estimativa segura da produção dos gases (CASTRO et al., 2013b).

A viabilidade do aproveitamento energético é garantida através de uma estimativa segura da taxa de geração de metano (CH_4) em aterros sanitários. O potencial de aproveitamento energético de RSU em aterros sanitários enfrenta segundo Firmo (2008) desafios nas questões financeiras, técnicas, regulatórias e institucionais, mas também nas competências e responsabilidades nos sistemas de gerenciamento dos resíduos e estimativa do potencial de geração de energia através dos resíduos.

De acordo com Castro et al. (2013a) pesquisas estão sendo realizadas para obtenção de novos parâmetros para a estimativa do potencial de geração de metano em aterros sanitários (em operação ou desativados) para verificar a viabilidade econômica visando o aproveitamento energético.

Neste sentido, é necessário que o conhecimento da estimativa segura do potencial de geração de biogás, para que possa ser realizado o aproveitamento do mesmo, em células do aterro sanitário formadas por resíduos com diversos tempos de aterramento.

Esta pesquisa dará ênfase ao biogás gerado em aterro sanitário. Estudo em loco em condições reais no aterro sanitário do município de Rio Claro - SP. A relevância desse estudo se dá pela geração de informações a respeito da possibilidade de conhecer melhor a estimativa de geração permitindo a construção de um plano de negócio com maior confiabilidade.

2. ATERROS SANITÁRIOS: implantação e características gerais

2.1 Geração e disposição final de resíduos sólidos

A NBR 10.004 da ABNT define resíduos sólidos como:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004, p. 1).

A NBR 10.004 classifica os resíduos sólidos quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública. Em função das substâncias identificadas em laboratórios faz se necessário a criação de três categorias sendo (ABNT, 2004):

- Classe I – resíduos perigosos;
- Classe II – resíduos não perigosos;
 - Classe II A – não inertes;
 - Classe II B – inertes.

A classificação dos resíduos classe I – perigosos são aqueles que apresentam periculosidade, sendo: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade. Para os resíduos classe II – não perigosos existe uma subdivisão entre classe II A e Classe II B. Os resíduos classe II A – não inertes podem ter propriedades: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. Já os resíduos classe II B – inertes são os resíduos que em contato com a água não tiveram seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor (ABNT, 2004).

De acordo com Marshall e Farahbakhsh (2013), Slagstad e Brattebo (2013), Dehghanifard e Dehghani (2018) a composição gravimétrica e as taxas de geração de resíduos sólidos urbanos são parâmetros que podem variar de acordo com cada região. Também são influenciados pelo desenvolvimento econômico, grau de

industrialização, hábitos sociais, número de habitantes, legislações, clima local. A caracterização deve ser feita localmente possibilitando a maior representatividade e confiabilidade das informações (BRAGAGNOLO et al., 2020; IBAM, 2001; FIRMO; RODRIGUES, 2009).

A composição dos resíduos pode variar em alguns países mais desenvolvidos ou industrializados, pois muitos países fazem uso de alimentos semipreparados disponíveis no mercado consumidor. Pelos dados apresentados pode-se afirmar que o Brasil tem uma grande quantidade de materiais orgânicos (65%) dispostos no aterro sanitário com grande potencial de geração do biogás superando os outros países (Quadro 1).

Quadro 1. Composição gravimétrica do resíduo em alguns países

Composição gravimétrica do lixo de alguns países (%)				
Composto	Brasil	Alemanha	Holanda	EUA
Material orgânico	65,00	61,20	50,30	35,60
Vidro	3,00	10,40	14,50	8,20
Metal	4,00	3,80	6,70	8,70
Plástico	3,00	5,80	6,00	6,50
Papel	25,00	18,80	22,50	41,00

Fonte: IBAM (2001)

De acordo com EPE (2020) as composições de resíduos sólidos urbanos brasileiros são de massa heterogênea, com umidade que se aproxima de 50% da massa. A composição média de RSU é de: 51,4% matéria orgânica, 2,9 metais, 2,4% vidro, 16,7% outros, 13,5% plástico (Quadro 2).

Quadro 2. Estimativa da composição gravimétrica dos RSU coletados no Brasil

Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos	
Materiais	Participação
	%
Material reciclável	31,9
Metais	2,9
Aço	2,3
Alumínio	0,6
Papel, papelão e tetrapak	13,1
Plástico total	13,5
Plástico-filme	8,9
Plástico rígido	4,6
Vidro	2,4
Matéria orgânica	51,4
Outros	16,7
Total	100,0

Fonte: Adaptada IBGE (2012, p. 41)

É possível perceber que ao passar dos anos os números de RSU aumentam demasiadamente. Essa aceleração urbana, a expansão econômica e as melhorias no padrão de vida da sociedade resultou no crescimento da geração percapta de RSU que de acordo com a ABRELPE (2017, 2020) registou um aumento de 0,5% (ALKMIN; UBERTO JR, 2017; BRAGAGNOLO, 2020).

A estimativa global é de 4 bilhões de toneladas ao ano e desse montante 1.6 a 2 bilhões correspondem aos RSU (GUTBERLET, 2015). O aumento da urbanização, padrão de consumo e mudança de hábitos alimentares transformou o cenário dos países em desenvolvimento. Existe a necessidade de uma gestão eficiente em relação aos resíduos sólidos de forma que a disposição final dos RSU seja realizada de forma correta reduzindo impactos ambientais, utilizando novas áreas com mudanças climáticas e reciclando recursos (AGBOZU et al., 2015; WANG; DONG; YIN, 2018; WANG et al., 2020).

No Brasil, ocorreu um aumento de 67 milhões para 79 milhões de toneladas por ano de RSU e a geração per capta de 348 kg/ano para 379 kg/ano, no período de 2010 a 2019. Já em 2022 a geração de resíduos sólidos no Brasil chegou a 81.811.506 t/ano e 381 kg/hab/ ano. Foi registrado um aumento de 10 milhões de toneladas em uma década, de 33 milhões para 43 milhões de toneladas. Já as destinações inadequadas como lixões e aterros controlados registrou de 25 milhões para 29 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2020; 2022).

Assim, toda esta quantidade de resíduos sólidos deve ser destinada ao tratamento e a reciclagem de materiais e, esgotadas estas possibilidades, os rejeitos são encaminhados para aterros sanitários. Segundo a NBR 8.419 define aterro sanitário como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992, p.1).

De acordo com a CETESB (2011) o aterramento era a técnica utilizada no passado para acomodar no solo os resíduos e o aterro sanitário são um aprimoramento dessa técnica tomando o cuidado de causar o menor dano possível ao meio ambiente.

Segundo IBAM (2001) o aterro sanitário é um método para disposição final dos resíduos sólidos urbanos, sobre terreno natural, através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo. Deve seguir as normas operacionais específicas, não causando danos à saúde e ao meio ambiente.

De acordo com Schirmer et al. (2014) um aterro sanitário é um ecossistema complexo, no qual processos físicos, químicos e biológicos interagem entre si na degradação da matéria orgânica que resulta na geração de resíduos líquidos e gasosos (orgânicos, inorgânicos, odorantes).

A destinação inadequada compreende o lançamento desses resíduos em locais a céu aberto, áreas alagadas (vazadouros), locais não fixos e queima a céu aberto (BRASIL, 2012).

O aterro controlado não atende as normas da Política Nacional de Resíduos sólidos (PNRS). Possuem algum tipo de controle, tais como: gestão ambiental com acesso restrito, isolamento, controle de entrada de resíduos, mas não segue as normas ambientais brasileiras. É considerado uma fase intermediária entre o lixão e o aterro sanitário. De acordo com o PNSB (2010) cobrem os resíduos sólidos diariamente com camada de terra ou material de forração para diminuir a incidência de insetos e animais transmissores de doenças.

Dos municípios brasileiros 50,8% recorrem a vazadouros a céu aberto como destino final dos RSU. O lixão não possui controle ambiental e nenhum tipo de tratamento dos efluentes que são derivados da decomposição dos resíduos e da infiltração da água de chuva na massa de resíduos. Esse líquido lixiviado, percola o solo e contamina o lençol freático (PNSB, 2010).

De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) a disposição final dos RSU (é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros) deve seguir normas operacionais específicas para evitar danos à saúde pública e a segurança para evitar impactos (ABRELPE, 2020).

Os grandes centros urbanos enfrentam grandes problemas ambientais relacionado à disposição final dos RSU. Nos dias de hoje existem novas tecnologias para o tratamento e destinação final dos para a valorização dos materiais e do potencial energético. No Brasil é predominante o uso de práticas de destinação final dos RSU no solo, lixões, aterros controlados e aterros sanitários e com isso um dos subprodutos emite gases devido a decomposição de material orgânico (PAZ; FIRMO, 2018).

No ano de 2018 o número relacionado a destinação de 62,78 milhões de toneladas de resíduos coletados houve a recuperação de 124 mil toneladas que foram recebidas em 70 unidades de compostagem e 1,05 milhão de toneladas de resíduos recicláveis em 1.030 unidades de triagem sendo que equivale a 5,6% da massa total de recicláveis secos que são potencialmente recuperáveis (7,37 kg/hab./ano). Estimando a massa total de disposição final, obteve resultado de 46,68 milhões de toneladas dispostas em aterros sanitários correspondendo a 75,6% do total aproximado (61,73 milhões de toneladas). Já 15,05 milhões de toneladas foram dispostas em unidades de disposição final em aterros controlados e lixões correspondendo a 24,4% (BRASIL, 2018).

Segundo PNSB (2010) o aterro sanitário é a única forma de disposição dos resíduos no solo por adotar técnicas que reduzem os impactos socioambientais do tratamento dos resíduos sólidos. De acordo com GRS (2014) o mais utilizado na disposição final de rejeitos e amplamente difundido é o aterro sanitário por ter uma tecnologia universal.

A Norma NBR 13.896 diz quanto ao Recebimento de resíduos no aterro:

“Não devem ser aceitos, no aterro, resíduos inflamáveis, reativos ou que contenham líquidos livres (nos termos da NBR 12.988). A disposição de embalagens em aterro deve obedecer às seguintes condições:

- a) vazias e reduzidas a um volume mínimo possível;
- b) íntegras, com resíduos até 90% de sua capacidade, desde que estes resíduos não contenham líquidos livres” (ABNT, 1997, p. 8).

A proibição de disposição de resíduos sólidos de forma inadequada é amparada pela a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Decreto nº 12.305/2010 que também estabelece prazos para a implantação de aterros sanitários e exige o fim de outras formas de destinação tais como lixões, vazadouros, bota-foras, aterros controlados. A Lei 12.305 no art. 3º no inciso VII declara:

Destinação final ambientalmente adequada: destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes do Sisnama, do SNVS e do Suasa, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

A mesma lei no inciso 10 garante:

Gerenciamento de resíduos sólidos: conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal

de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos, exigidos na forma desta Lei (BRASIL, 2010).

A Lei 14.026 foi criada em 2020 com novas abordagens. No art. 3º inciso 1c diz:

Limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos: constituídos pelas atividades e pela disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações operacionais de coleta, varrição manual e mecanizada, asseio e conservação urbana, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana (BRASIL, 2020).

Ainda no art. 3 consideram-se serviços públicos especializados de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos as atividades operacionais de coleta, transbordo, transporte, triagem para fins de reutilização ou reciclagem, tratamento, inclusive por compostagem, e destinação final, considerando os resíduos domésticos e os resíduos das atividades comerciais, industriais e serviços públicos (BRASIL, 2020).

O art. 7 orienta sobre a coleta, transbordo e transporte dos resíduos, da triagem para a reutilização/reciclagem, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos. Já no art. 54 estabelece:

Disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos deverá ser implantada até 31 de dezembro de 2020, exceto para os Municípios que até essa data tenham elaborado plano intermunicipal de resíduos sólidos ou plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos e que disponham de mecanismos de cobrança que garantam sua sustentabilidade econômico financeira, nos termos do art. 29 da Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para os quais ficam definidos os seguintes prazos:

I – até 2 de agosto de 2021, para capitais de Estados e Municípios integrantes de Região Metropolitana (RM) ou de Região Integrada de Desenvolvimento (Ride) de capitais;

II – até 2 de agosto de 2022, para Municípios com população superior a 100.000 (cem mil) habitantes no Censo 2010, bem como para Municípios cuja mancha urbana da sede municipal esteja situada a menos de 20 (vinte) quilômetros da fronteira com países limítrofes;

III – até 2 de agosto de 2023, para Municípios com população entre 50.000 (cinquenta mil) e 100.000 (cem mil) habitantes no Censo 2010; e

IV – até 2 de agosto de 2024, para Municípios com população inferior a 50.000 (cinquenta mil) habitantes no Censo 2010 (BRASIL, 2020).

Importante observar que segundo a PNRS a união deve elaborar um Plano Nacional de RSU, com vigência por um prazo indeterminado e horizonte de 20 (vinte) anos, com atualização de quatro em quatro anos, com metas estabelecidas para o aproveitamento energético dos gases gerados nas unidades de disposição final de resíduos sólidos (Art.15º, IV da lei nº 12.305/10). Esta lei torna obrigatória a elaboração de planos municipais e estaduais.

2.2 Estrutura do aterro sanitário

2.2.1 Critérios para localização

Segundo Portella e Ribeiro (2014) para a construção de um aterro é necessário a escolha da área, projeto de elaboração, licença ambiental, limpeza da área, obras de terraplanagem, acessos e a impermeabilização da área utilizando material geossintético, drenagem e obras de construção civil.

Na implantação de aterros sanitários os critérios para a escolha da localização devem ser levados em conta. Segundo Dörhöfer e Siebert (1998), Dorn e Tantiwanit (2001), Frempong (1999), Hartman e Goltz (2002) e Montañó et al. (2012), os aspectos técnicos, quando comparados aos fatores sociais e ambientais (formações geológicas de superfície, tipos de solo, relevo, águas superficiais, área de vegetação nativa e uso de solo) se sobressaem. Normalmente o processo de escolha de área para implantação de aterros é focado em aspectos técnicos e econômicos, e muitas vezes negligenciado outros elementos ambientais e sociais e que nem sempre encontra soluções satisfatórias do ponto de vista social e ambiental (PFEIFFER, 2001; HARTMAN; GOLTZ, 2002).

A NBR 13.896 exige condições mínimas para a execução do projeto de aterro sanitário tanto na implantação como na operação com objetivo de proteger as coleções hídricas superficiais e subterrâneas, populações vizinhas e operadores (ABNT, 1997).

2.2.2 Impermeabilização

Para a impermeabilização a norma NBR 13.896 define como deposição de camadas de materiais artificiais ou naturais, que impeça ou reduza substancialmente a infiltração no solo dos líquidos percolados, através da massa de resíduos. A camada impermeabilizante da superfície inferior deverá ser construída com material resistente para não ocorrer ruptura devido as pressões hidrostáticas e hidrogeológicas. Deverá ser colocada em fundação com capacidade para suportar a pressão e deverá cobrir toda a área para que o líquido percolado não entre em contato com o solo natural (ABNT, 1997).

Após a realização da terraplanagem da base do aterro será implantada, sobre o terreno, uma manta de PEAD (geomembrana), com 2,0 mm de espessura e sobre esta manta uma camada de 0,60 metro de argila (CTRVV, 2007; CETESB, 2020).

De acordo com Oliveira e Jucá (2004) os sistemas de impermeabilização utilizados nos aterros sanitários são necessários pelo fato de possuir um potencial elevado em poluente percolado para a minimização da contaminação ambiental. São associados a camadas de solo compactado e mantas impermeáveis.

De acordo com Brady e Weil (2013) a utilização de solo com elevada capacidade de troca catiônica na impermeabilização da base de aterros auxilia na adsorção de cátions NH_4^+ , K^+ , Cd^{2+} , Ni^{2+} presentes no lixiviado.

2.2.3 Rede de drenagem subsuperficial

Segundo a NBR 13.896 nos aterros sanitários deve existir uma rede de drenagem subsuperficial que é um sistema de captação e remoção do líquido que percola através do resíduo. O sistema de drenagem deve ser instalado acima da impermeabilização para a coleta e a remoção de líquido percolado do aterro. Também deverá ser dimensionado evitando a formação de lâmina de líquido percolado superior a 30 cm sobre a impermeabilização. Para a rede de drenagem subsuperficial deverá existir um sistema captação e remoção do líquido percolado (ABNT, 1997).

2.2.4 Rede de drenagem superficial

Da mesma forma, a norma NBR 13.896 prevê um sistema de captação e desvio das águas de escoamento superficial das áreas externa e interna do aterro (ABNT, 1997).

Para a drenagem superficial de acordo com a NBR 8.419 deverá dar ênfase a intensidade de chuva, tempo de recorrência, duração e coeficiente do escoamento superficial (ABNT, 1992).

O sistema de drenagem de águas pluviais visa a captação e drenagem de águas de chuva áreas apropriadas evitando a infiltração na massa de resíduo, aumentando a geração de lixiviado (CETESB, 2020).

2.2.5 Sistema de detecção de vazamentos

De acordo com a norma NBR 13.896 é necessário que um aterro sanitário tenha um sistema drenante colocado sob as camadas impermeabilizantes, que objetiva detectar eventuais falhas na impermeabilização e esclarece também que este sistema deve ser construído de forma a coletar e conduzir os líquidos vazados até um ponto de observação, que não deve ser um meio de entrada de águas pluviais na área do aterro (ABNT, 1997).

2.2.6 Drenagem de Gases

Para o sistema de drenagem de gás de acordo com a norma NBR 8.419 deverá seguir as recomendações e poderá ser integrado ao sistema de drenagem de líquido percolado (ABNT, 1992).

De acordo com a Cetesb (2020) na instalação de drenos de gás que é canal de saída do gás do interior do aterro, construídos de concreto ou de PEAD, podendo receber uma conexão final de aço-inox quando a célula for fechada. O biogás pode ser coletado para o aproveitamento energético através da ligação de todos os drenos verticais com um ramal central.

Os poços para o sistema de drenagem de gases devem ser verticais com 50 cm de diâmetro com espaçamento entre 50 a 60 m entre si feitos com brita ou rachão. O solo ao redor do poço deve ser aterrado com uma camada de argila com 50 cm de espessura para evitar que o gás se disperse na atmosfera (IBAM, 2001).

Torna-se importante o estudo de camadas de cobertura que apresentem materiais e características construtivas, que minimizem significativamente a entrada de água para o interior do aterro e evitem as emissões gasosas para a atmosfera (COSTA et al., 2018).

2.2.7 Plano de Encerramento

A desvantagem dos Aterros Sanitários vem da necessidade dos diversos cuidados e medidas que devem ser tomadas após o fim das suas atividades. Estas atividades incluem o monitoramento das águas dos corpos hídricos sob influência do aterro, o monitoramento do lençol freático abaixo da estrutura do aterro, e a análise

da integridade e estabilidade da estrutura geológica que forma o aterro. Também diferentemente de outras formas de destinar os RSU, o terreno inicial onde um dia houve um aterro fica inutilizável para diversos fins devido à sua instabilidade (DELFINO, 2016).

Algumas ações são necessárias para a recuperação de áreas degradadas por disposição de RSU, tais como: avaliação das condições de comprometimento ambiental do local, análises das águas superficiais e subterrâneas, sondagem quanto ao estágio de decomposição dos resíduos e de estabilidade e permeabilidade do solo. Isto pode identificar os riscos ambientais à população e à ecologia (ALBERTE; CARNEIRO; KAN, 2005).

Todas as intervenções e as prioridades de recuperação/reabilitação de um aterro dependem das características geo-físico-químicas específicas do aterro, do histórico de disposição dos resíduos, e dos aspectos sócio-político das comunidades lindeiras do aterro. É fator fundamental para a obtenção e manutenção de bons resultados o envolvimento da comunidade diretamente afetada e a gestão integradora e participativa dos órgãos responsáveis pelo aterro (ALBERTE; CARNEIRO; KAN, 2005).

No encerramento do aterro é necessário a conformação da superfície final e dos taludes do aterro. Os taludes e patamares devem ser cobertos por vegetação adequada para conter e minimizar a erosão. Para uso futuro dos aterros é indicada a implantação de áreas verdes, com equipamentos comunitários como praças esportivas, campos de futebol e áreas de convívio, nos casos de aterros próximos a áreas urbanizadas (ALBERTE; CARNEIRO; KAN, 2005).

2.3 Geração de Lixiviado

O lixiviado ou percolato é um líquido produzido pela decomposição química e microbiológica dos resíduos sólidos depositados em um aterro sanitário. Esse resíduo líquido possui uma carga orgânica elevada e de coloração forte. Possui grande variabilidade em sua composição química, pois depende da natureza dos resíduos depositados, a disposição, manejo e a idade do aterro. Recebe influência dos fatores climáticos, tais como a temperatura e a quantidade de chuva (IM et al., 2001; KJELDESEN et al., 2002).

A composição do lixiviado é extremamente variável, e possui dependência dos fatores climático-ambientais, da composição dos resíduos depositados e do manejo do aterro. O tratamento para o lixiviado é baseado em processos físico-químicos e biológicos. Os processos físico-químicos, de acordo com Pacheco e Peralta-Zamora (2004) são fundamentados em processos de absorção e em rotinas de precipitação-floculação com elevada eficiência de depuração. Para Bae et al., (1999) as substâncias contaminantes não são degradadas formando assim fases sólidas (lodos) que são contaminados. Já os processos biológicos de acordo com Freire et al. (2000) e Strool et al. (2001) podem ser aplicados na forma de rotinas aeróbias, anaeróbias e facultativas.

De acordo com Christensen et al. (2001) o lixiviado é considerado uma matriz complexa composta por quatro frações principais: matéria orgânica dissolvida, compostos orgânicos xenobióticos, macrocomponentes inorgânicos e metais potencialmente tóxicos.

Para Christensen et al. (2001) e Baun et al. (2003) o lixiviado pode causar impacto ao meio ambiente como alterações na biota aquática nas imediações da descarga, sendo assim a implementação de sistemas de coleta e tratamento é essencial para não danificar o meio ambiente.

Segundo Osco (2016) o lixiviado é um contaminante ao ser incorporado em meio aquoso, pois segue a orientação natural do fluxo de água filtrada sendo transportando entre as camadas superficiais e subterrâneas de solo e subsolo. Com isso o carregamento de poluentes associa-se à própria capacidade hidrodinâmica da água subterrâneas sendo relacionado ao comportamento mecânico da condução hídrica, como a transmissividade e a condutividade hidráulica específica. Contudo as fraturas e os poros funcionam como dutos permitindo que o escoamento de água superficial, os contaminantes possam percolar com facilidade.

De acordo com Maus, Costa e Righes (2009), Renou et al. (2008), Wiszniowski et al. (2006), Çecen, Çakiroglu (2001), Qasim, Chiamg (1994) o lixiviado apresenta água de infiltração, a elevada concentração de substâncias tóxicas e baixa biodegradabilidade possui grande potencial poluidor.

O lixiviado possui uma característica principal que é a variabilidade de sua composição e isso se dá pelo esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável. O lixiviado novo possui um potencial poluidor elevado que com o tempo irá reduzindo atingindo níveis que não mais necessitam de tratamento ao final

de 10 anos quando já considerado velho (IBAM, 2001; OZTURK et al., 2003; SALLES; SOUZA, 2020).

De acordo com IBAM (2001) e Cetesb (2020) a recomendação sobre a drenagem de lixiviado deve ser realizada por drenos instalados sobre a camada de impermeabilização inferior. Devem ser projetados em forma de espinha de peixe e drenos secundários que devem conduzir o lixiviado coletado para o dreno principal e será reunido em um poço que posteriormente será bombeado para a estação de tratamento.

O volume do lixiviado pode variar devido as condições climáticas da região bem como o sistema de drenagem local. Também recebe a influência da temperatura, do índice de precipitação pluviométrica, da evapotranspiração, da existência de material de cobertura para as células, da permeabilidade do material de cobertura utilizado, da cobertura vegetal da área do aterro e ainda de muitos outros fatores (IBAM, 2001).

Através da medição direta é possível determinar a vazão do lixiviado gerado em um aterro ou estimar as vazões de aterros sanitários correlacionando a geração de lixiviado em aterros conhecidos. Para se calcular a vazão do lixiviado em m³/dia deve-se multiplicar a extensão da área de operação em m² pelos índices (0,0004 para resíduos cobertos do solo argiloso; 0,0006 para resíduos coberto com solo arenoso; 0,0008 para resíduo descoberto). A coleta de lixiviado deverá ser realizada pela base do aterro e enviado a lagoas impermeabilizadas no contorno ou enviados para tanques de armazenamento fechados. Após a coleta deve receber tratamento antes de ser descartado no rio ou lagoa. O tratamento poderá ser realizado no próprio local ou transportado para uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE). Para o tratamento do lixiviado são utilizados: biológico (lagoas anaeróbias, aeróbias e lagoas de estabilização), oxidação (evaporação e queima) ou químico (adição de substâncias químicas) (CETESB, 2020).

2.4 Impactos ambientais em aterro sanitário

Segundo o artigo 1º da Resolução CONAMA 01/86:

(...) considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- I – A saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II – As atividades sociais e econômicas;

- III – a biota;
- IV – As condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V – A qualidade dos recursos naturais.

Segundo CETESB (s.d, p. 5) é necessário realizar a identificação e a avaliação dos principais impactos que em função das diversas ações que já são previstas poderão ocorrer na implantação e operação do empreendimento. Essas ações são:

Alteração da paisagem, alteração da qualidade das águas superficiais e/ou subterrâneas, alteração da qualidade do ar, conflitos de uso e ocupação do solo e de água, alteração no regime hídrico superficial e subterrâneo, contaminação dos recursos hídricos e/ou do solo, alteração da drenagem natural, erosão e assoreamento, supressão de vegetação, alteração de habitats, interferência na fauna, proliferação de vetores transmissores de doenças, interferência na saúde pública e/ou saúde ocupacional, aumento no nível de ruído, emissão de gases odoríferos, interferência com infraestrutura existente, desapropriações e relocação de população, entre outros.

A Lei Federal 12.305 (02/08/2010) que trata sobre a PNRS deixa claro que os Planos Estaduais devem reabilitar as áreas degradadas em função dos resíduos sólidos dispostos inadequadamente visando a preservação e a melhoria da qualidade do meio ambiente e da saúde pública bem como a recuperação das áreas degradadas por resíduos sólidos. Assegurando um conjunto de ações possibilitando o retorno da área afetada de forma sustentável e segura (CETESB, 2020).

Já foram identificados segundo Montañó et al. (2012), os impactos ambientais potencialmente significativos para os meios físico, biótico e antrópico associados ao empreendimento em questão, levando-se em conta requisitos básicos já estabelecidos para o projeto (vida útil, disposição diária, estimativa do tamanho da área a ser utilizada).

O lançamento dos resíduos em locais inadequados desrespeita as normas de proteção ambiental. Esse comportamento provoca impactos sobre o solo, sobre as águas, na atmosfera, sobre organismos vivos de acordo com Berríos (1991, 1997, p. 121):

Impactos sobre o solo: o resíduo poderá se dispersar pela ação dos ventos. A deposição de resíduos em áreas críticas, com problemas topográficos, sujeitas à erosão, mal drenadas, provoca a perda de solo. Uma vez saturada e encerradas, estas áreas, terão seu uso restrito, além de ficarem impedidas de receber edificações de qualquer tipo. No solo poderá ocorrer recalques e rachaduras, em razão de a movimentação da massa de resíduo, causada por fatores bioquímicos, cuja

intensidade e magnitude dependem das condições geomorfológicas (relevo) e geológicas (subsolo) do local.

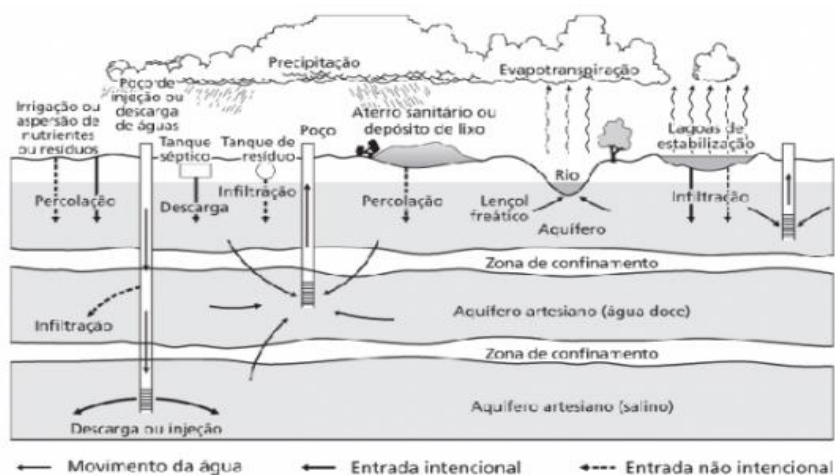
Impactos sobre as águas: com a geração de líquidos que percolam da massa de resíduo, dependendo das condições operacionais, pluviométricas e geológicas, esse subproduto pode atingir águas superficiais ou subterrâneas e contaminá-las. Também poderá gerar a poluição física (assoreamento de rios e lagos, aumenta a turbidez da água, afetando a vida orgânica) e bioquímica (introdução de detergentes não biodegradáveis, tintas, herbicidas, além de bactérias, germens, vírus).

Impactos na atmosfera: a poluição que é o mau cheiro devido a emissão de gases emanados dos processos de transformação aeróbia (com presença de oxigênio) e anaeróbia (sem presença de oxigênio) da matéria orgânica contida na massa de resíduo. Sem contar o lançamento de fumaça, gases e fuligem, em consequência dos incêndios a que são, frequentemente, submetidos os lixões. Os lixões podem ser considerados como fator de degradação da paisagem geográfica e, portanto, de poluição visual.

Impactos sobre organismos vivos: o lixiviado e os gases, emanados da deposição errada de resíduo/lixo, podem afetar a microfauna bacteriana. Com o aumento da turbidez da água, com modificação da demanda biológica e química de oxigênio – DBO e DQO – provocado pela invasão do percolado pode comprometer a vida da aqui-fauna. A flora do entorno pode ser danificada, pela ação dos animais, as aves e os insetos, que são atraídos ou repelidos pelos odores, gases, ou fumaça da combustão dos materiais. Esses seres vivos são transmissores de doenças como leptospirose, 34choll34e34se, hepatite, entre outras que transmitem para as vítimas de classe social mais baixa.

Segundo Matos et al. (1999) a contaminação de fontes de água pela infiltração de líquido, gerado na massa residual e a poluição da atmosfera, decorrentes da decomposição do resíduo (Figura 1).

Figura 1. Contaminação e poluição provocadas pela decomposição do resíduo



Fonte: TUNDISI; TUNDISI (2011)

O manejo incorreto dos resíduos se torna um agente poluidor, capaz de atingir regiões fisicamente distintas da biosfera como a litosfera, a hidrosfera, a atmosfera e os seres vivos que a habitam (BERRÍOS, 1991, 1997).

Vieira (2002) mostra que os dados levantados confirmaram que o Lixão da ex-Fepasa, depois de desativado, “provocou a exalação de gases, odores, poluição do solo, depreciação de imóveis lindeiros, comprometimento de moradias (recalque no solo, rachaduras nas paredes), construídas indevidamente sobre o maciço de resíduo. Já o Lixão de Serrana a água subterrânea foi atingida pela pluma de poluição, resultante do lixiviado, mas o acatamento e a implementação das recomendações técnicas” e também “provocou impactos ambientais negativos no seu entorno, ou seja, a depreciação de imóveis lindeiros e prejuízos à estética e à paisagem Local.

Segundo Korf et al. (2008) alerta sobre a crescente contaminação de solos e águas subterrâneas pelos resíduos sólidos que são diariamente produzidos nas cidades ascende à necessidade de estudos que elaborem diagnósticos capazes de determinar a retenção desses contaminantes no solo. É necessário um cuidado especial aos resíduos sólidos que contem presença de Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), pois pode ocorrer contaminação humana pelo fato de manusear os resíduos e também pelo destino inadequado causando contaminação ambiental (solo, lençóis freáticos, corpos d’água superficiais, ar e biota) e humana por substâncias carcinogênicas (SISINNO et al., 2003).

3. PROCESSO DE DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA E FATORES INTERFERENTES

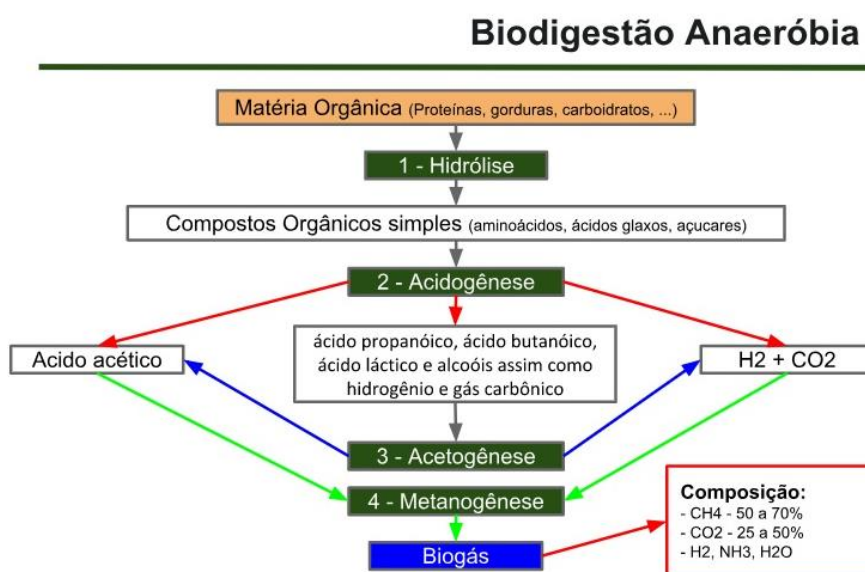
3.1 Processos Biológicos Anaeróbios

O processo biológico anaeróbio ocorre na ausência de oxigênio, os microrganismos (bactérias e arqueias) exercem atividades metabólicas para que o material orgânico complexo (carboidratos, proteínas e lipídios) seja convertido em CH_4 , CO_2 e NH_3 , traços de outros gases e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (SCHIRMER et al., 2014; BARCELO, 2009).

3.1.1 Fases de degradação anaeróbia

A Digestão Anaeróbia consiste em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 2).

Figura 2. Fases de digestão Anaeróbia



Fonte: MACHADO (2013, s.p)

Na primeira fase (hidrólise), ocorre uma conversão dos compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e gorduras) em compostos orgânicos simples (açúcares, aminoácidos, álcoois, monossacarídeos, ácidos graxos, purinas e pirimidinas). Sendo que a hidrólise ocorre com maior velocidade em temperaturas

mais elevadas, em condições com pH levemente ácido e com maior tempo de retenção hidráulica (NESHAT et al., 2017).

A segunda fase (acidogênese), bactérias acidogênicas transformam os compostos gerados na hidrólise em álcoois e ácidos graxos, como: ácido propiônico, ácido butírico, acetato, etanol e lactato. Observaram que o valor do pH causa interferência nessa fase, sendo que para valores de pH entre 6,0 e 7,0 é favorecida a formação de acetato e butirato (NESHAT et al., 2017).

Na terceira fase (acetogênese), os produtos gerados da fase anterior (ácidos orgânicos e álcoois) são digeridos por bactérias acetogênicas, gerando em sua maior parte, acetato, além de hidrogênio e dióxido de carbono. É uma etapa muito importante na digestão anaeróbia, uma vez que é responsável pela produção de 70% do metano (NESHAT et al., 2017).

A última fase é a metanogênese, onde são formados o metano e o gás carbônico, por meio de dois processos: metanogênese acetoclástica, utilizando o acetato como substrato, ou por ação de arqueias hidrogenotróficas, que oxidam o gás hidrogênio e reduzem o dióxido de carbono (APPELS et al., 2008).

3.1.2 Fatores que influenciam na degradação anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia é complexo e apresenta características específicas para cada fase. Desta forma, para que o processo ocorra de forma adequada, é necessário que os fatores que influenciam na atividade biológica sejam controlados e operados em sua faixa ideal. Neste sentido, a seguir serão apresentados os principais parâmetros que interferem no processo de digestão anaeróbia:

3.1.2.1 *Temperatura*

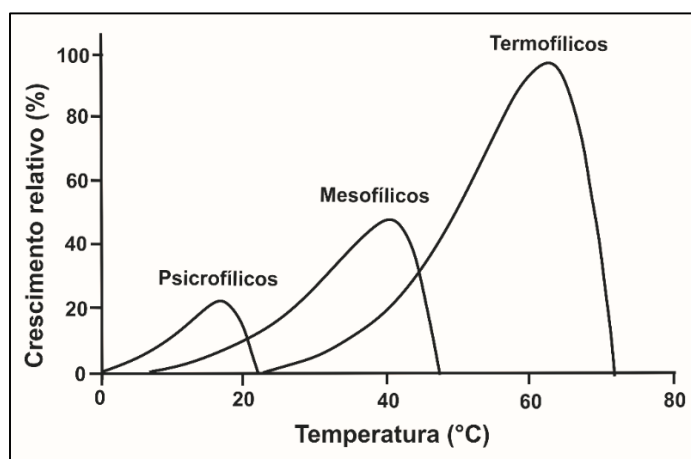
Esse parâmetro tem papel fundamental no processo de digestão anaeróbia, uma vez que atua sobre a atividade enzimática, regulando a produção de metano e qualidade do material digerido (APPELS et al., 2011; EL-MASHAD; VAN LOON; ZEEMAN, 2003).

A temperatura influencia na velocidade do processo de digestão anaeróbia, podendo dividi-la em três faixas diferentes, a mesofílica (entre 20°C e 45°C), a

termofílica (entre 50°C e 70°C) e a psicrofílica (abaixo de 20°C). Na faixa termofílica, geralmente, é possível obter uma maior produção de biogás em um menor intervalo de tempo, se comparado com a faixa mesofílica, sendo assim com um tempo de retenção hidráulico menor. Porém, mesmo com uma performance superior, a maioria dos biodigestores operam em faixa mesofílica, devido a custos financeiros relacionados com o consumo de energia elétrica pelo aquecimento (LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001; LUCAS JÚNIOR, 1994).

A seguir na Figura 3 é apresentada a relação existente entre as faixas de temperatura e o crescimento dos microrganismos anaeróbios. Nota-se que a taxa de crescimento mais elevada, segue a ordem decrescente: termofílicas > mesofílicas > psicrofílicas.

Figura 3. Relação entre a temperatura e o crescimento relativo dos microrganismos psicrofílicos, mesofílicos e termofílicos



Fonte: LETTINGA; REBAC; ZEEMAN (2001)

3.1.2.2 Relação Carbono/Nitrogênio (C/N)

A relação C/N é um parâmetro importante na digestão anaeróbia, pois representa o balanço entre os nutrientes requeridos pelos microrganismos. O carbono serve como fonte de energia para as bactérias e o nitrogênio é utilizado na construção celular. Este parâmetro deve estar na faixa de 20 a 30/1 para a boa performance do processo (WANG et al., 2020). Outros fatores importantes a serem observados são: a homogeneidade do substrato, que é a mistura entre o substrato e as bactérias; concentração de oxigênio, pois as bactérias trabalham na completa ausência de oxigênio. Por se tratar de meios biológicos, é muito complexo prever todas as variáveis

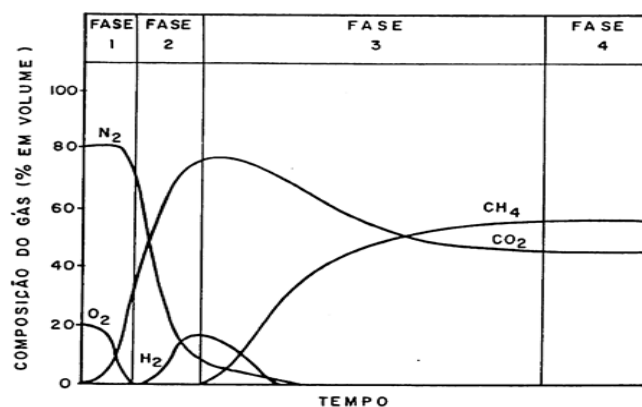
que podem interferir no sistema como um todo, pois cada grupo de microrganismos possui capacidade de adaptação diferente dos demais e é suscetível à variação de parâmetros específicos, como a temperatura, pH, concentração de nutrientes, entre outros.

3.2 Processos Biológicos Anaeróbios em Aterros Sanitários

Em decorrência da digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos dispostos em aterros sanitários ocorre a geração de biogás, que devido ao seu elevado poder calorífico pode ser utilizado como fonte de energia (OLIVEIRA, 2011).

As reações bioquímicas do processo anaeróbio em aterros sanitários se desenvolvem em três fases: fase aeróbica, ácido e metanogênese, a principal fonte de CH_4 que é o biogás. O biogás de aterro é produzido por degradação anaeróbia microbiana da fração orgânica dos resíduos. O material orgânico biodegradável presente nos resíduos é constituído por matéria vegetal e animal, resíduos de jardim, madeira e material têxtil. O carbono orgânico é o elemento comum entre materiais biodegradáveis que permite o desenvolvimento da produção de metano (RADA et al., 2015) (Figura 4).

Figura 4. Produção de Metano (CH_4)



Fonte: FARQUHAR e ROVERS (1973) apud SCHALCH (1992)

3.2.1 Fases da degradação anaeróbia no Aterro Sanitário

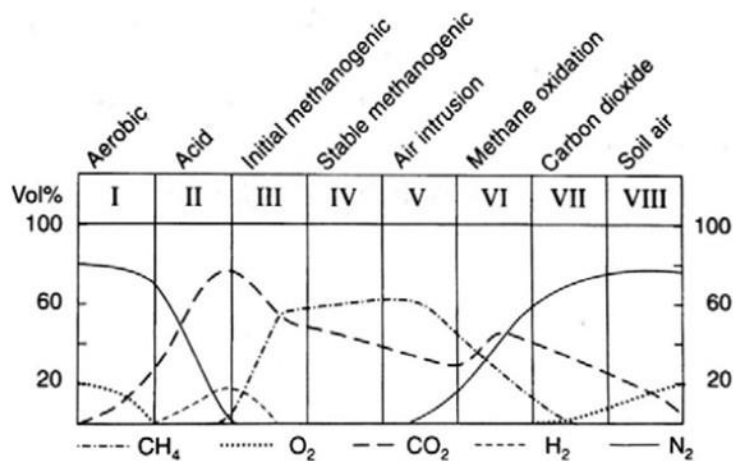
As alterações da composição do gás ocorrem durante oito fases distintas, de acordo com o progresso da degradação do resíduo (Tabela 1) (Figura 5).

Tabela 1. Alteração da composição dos gases nas fases de degradação RSU

Fase	Descrição	Gás (volume Diminuído)	Gás (volume Aumentado)
I	Fase aeróbica curta que diminui O ₂ pela compostagem de matéria orgânica degradável em CO ₂ .	O ₂	CO ₂
II	Bactérias fermentativas e acidogênicas produzem sob condições anaeróbias ácidos graxos voláteis, CO ₂ e H ₂ . Ocorre a redução de N ₂ .	N ₂	CO ₂ , H ₂
III	Na segunda fase anaeróbia, as bactérias metanogênicas produzem CH ₄ , e diminuição de CO ₂ e o H ₂ .	CO ₂ , H ₂	CH ₄
IV	A fase metanogênica estável é formado por 50-60% de CH ₄ e baixas concentrações de H ₂ que é oxidado por CO ₂ em CH ₄ .	CO ₂	CH ₄
V	Presença de ar na parte externa do aterro, reduzindo a formação de CH ₄ .	CO ₂ , CH ₄	N ₂
VI	O metano produzido é oxidado em CO ₂ . Presença de N ₂ no gás.	CH ₄	CO ₂ , N ₂
VII	A formação de metano é desprezível e o ar oxida o carbono orgânico sólido produzindo CO ₂ .	CH ₄ , CO ₂	O ₂ , N ₂
VIII	O gás do aterro começa a se parecer com o ar do solo.	CO ₂	O ₂

Fonte: CHRISTENSEN; KJELDSEN; LINDHARDT (1996, s.p)

Figura 5. Composição do gás em uma célula de aterro sanitário



Fonte: CHRISTENSEN; KJELDSEN; LINDHARDT (1996, s.p)

Não há estimativas seguras da duração das fases envolvidas, devido à dependência de fatores abióticos e condições locais, como composição de resíduos e procedimento de aterro. A fase aeróbica inicial dura apenas dias ou algumas semanas, enquanto as outras fases podem durar meses, anos e décadas (CHRISTENSEN; KJELDSEN; LINDHARDT, 1996).

É necessário que haja um equilíbrio entre a produção e o consumo de ácido durante a biodigestão dos resíduos, pois é essencial para a estabilidade do processo anaeróbico (SCHIRMER et al., 2014).

Em relação ao processo de digestão anaeróbia a partir dos resíduos orgânicos para geração de metano, existem algumas limitações que necessitam de estudos mais aprofundados para que se alcance maior eficiência no processo. Tais limitações englobam a baixa concentração de sólidos nos resíduos orgânicos, vulnerabilidade da atividade metanogênica devido à variação de substratos, dificuldade de controle da origem dos substratos, sazonalidade dos substratos, características do material digerido, possibilidade de uso ou disposição final do material digerido, além da baixa eficiência de geração de metano e sua conversão em energia (BRASIL, 2015).

3.2.2 Fatores que interferem na produção e composição do biogás

Segundo Maciel (2003) alguns fatores influenciam na composição e produção do biogás, tais como: a geometria de operação do aterro (a compactação dos resíduos é considerada um fator importante, pois auxilia no processo anaeróbio e quanto maior for a densidade alcançada maior será a produção de biogás por unidade de volume); características dos resíduos (composição gravimétrica, dependendo do tipo de material orgânico afetará o potencial de produção de biogás), ambiente interno (as características físicas e químicas dos resíduos podem inibir ou favorecer a atividade dos microrganismos: umidade, pH, temperatura, agentes inibidores presentes nos resíduos e ambiente externo (pressão atmosférica).

O CH_4 não é apenas um gás de efeito estufa, mas também uma fonte de energia, que poderia ser reutilizado como combustível limpo para a geração de energia que é o gás de aterro (BIAN; XIN; CHAI, 2018).

A produção e a composição do biogás gerado podem variar temporal e espacialmente no aterro, devido às diferentes formas como o aterro é preenchido ou mesmo à diversidade de materiais utilizados para 41choll41e-lo e também a composição do biogás dependerá de outras propriedades desses resíduos. Essas propriedades podem compreender o tipo de lixo (composição) e idade, umidade, pH, temperatura, densidade (SCHIRMER et al., 2014).

Sabe-se que vários fatores podem influenciar na produção de biogás no aterro sanitário: disponibilidade de oxigênio, pH, alcalinidade, nutrientes, inibidores,

temperatura e teor de água. O crescimento de bactérias anaeróbias se dá pela total ausência de oxigênio. Outro estado importante é a estabilidade da faixa de pH, uma vez que as arqueias operam a um pH entre 6 e 8. Essas arqueias são sensíveis à variação de pH e podem levar a baixa conversão de H_2 e ácidos acético, com um consequente acúmulo de ácidos orgânicos voláteis e como consequência uma diminuição do pH, e isso poderá parar o processo. O nitrogênio (N) e fósforo (P) também é requerida pelo ecossistema anaeróbico (RADA et al., 2015).

As características físicas e químicas dos resíduos podem inibir ou favorecer a atividade dos microrganismos. Essas características são: umidade, pH, temperatura e agentes inibidores presentes nos resíduos.

- Umidade: o líquido presente no interior do aterro pode ser fator importante na produção do biogás ou pode prejudicar também. De acordo com Jucá et al. (1999) as reações metanogênicas poderão ser afetadas tanto com o excesso ou com a ausência. Para uma maior eficiência na produção de biogás o intervalo ideal é de 20 a 40% no resíduo. Essa umidade depende de diversos fatores, tais como: impermeabilização do solo que foi utilizado na camada de cobertura, pluviosidade da região, umidade natural do resíduo e sistema de recirculação de lixiviado; O teor de umidade também interfere na geração de gás no aterro, pois estimula a atividade microbiana fornecendo um contato maior entre os substratos e bactérias solúveis e insolúveis (RADA et al., 2015).

- Potencial Hidrogeniônico (pH): os microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia são afetados diretamente por alterações no pH, podendo modificar suas estruturas, e consequentemente perder suas características originais (MEYSTRE, 2007; SALOMON, 2007). O pH é influenciado pela concentração e tipo dos ácidos graxos produzidos durante a acidogênese e acetogênese. Essas etapas da digestão anaeróbia, produzem compostos como o ácido acético, propiônico e butírico. Quando esses produtos são produzidos em excesso, ocorre a rápida acidificação do meio e queda do pH. Os principais grupos de bactérias e arqueias influenciadas pelo pH são as acidogênicas e as metanogênicas (SIMÕES, 2017). As acidogênicas são mais adaptadas a uma faixa de pH entre 5,5 e 6,5, enquanto que para as metanogênicas, com valores entre 6,8 e 8,2. Como a metanogênese é uma etapa limitante do processo, o pH deve estar próximo a neutralidade, possibilitando a coexistência de ambas culturas (BITTON, 2011). É válido ressaltar que, de acordo

com (SUTARYO; JAMES; BJARNE, 2012), para se manter uma produção constante de biogás, o pH deve estar entre 6,5 a 7,5.

- Temperatura: quando a temperatura está entre 35 e 45°C ocorre o aumento do rendimento da produção de metano pelos microrganismos já temperaturas fora desta faixa podem matar os organismos metanogênicos (QIAN et al., 2002); Temperatura de 20 a 30 e 40° C aumentam consideravelmente a geração de CH₄. A temperatura em uma profundidade do aterro sanitário, gera reações fermentativas exotérmicas dos resíduos. Pode-se concluir que a geração de biogás aumenta significativamente com a temperatura (RADA et al., 2015).

- Agentes inibidores: os agentes inibidores presentes nos resíduos prejudicam na produção de metano, são eles: metais pesados (Cu, Zn, Ni e Cr) e ácidos em altas concentrações (Na>5500mg/l e Ca>4500mg/l) (QIAN et al., 2002).

Sabe-se que é de grande importância a caracterização física dos RSU nos estudos de levantamento de potencial teórico na produção de biogás, pois a composição dos RSU aterrados altera a composição final do biogás (MANCINI, 2001; CASTRO 1996). Castro (1996) descreve a determinação da composição gravimétrica dos resíduos como a etapa para qualquer trabalho referente a tais resíduos bem como a inclusão de orientação e determinação do sistema mais adequado para o tratamento e disposição.

3.3 Fatores que interferem na taxa de geração de gás

Segundo Schirmer et al. (2014, p. 374) o estudo realizado em Recife “monitorou a geração de biogás (taxa de geração e composição) a partir da degradação da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos de duas idades diferentes (frescas e com 1 ano de idade)”. Os resíduos com alto teor de umidade (60 a 90%) pode aumentar a taxa de geração de gás, pois quanto maior o percentual de umidade no ambiente, maior a taxa de geração de biogás. Os valores de umidade foram próximos a 90%; portanto, altamente adequado para a geração de biogás.

Segundo Zhao (2019) o gás de aterro contém cerca de 54% de CH₄ e 46% de CO₂. A geração e emissão de gás de aterro são afetadas por muitos fatores, que podem ser caracterizado em quatro grupos: geração de resíduos, composição de resíduos, gerenciamento de resíduos e fatores do meio ambiente. A geração e composição de resíduos sólidos podem variar dependendo de fatores como

desenvolvimento da economia, o grau de industrialização, hábitos públicos, clima, práticas de gestão de resíduos e fontes de energia. A geração e composição de resíduos depende da situação econômica, estrutura industrial, regulamentos de gestão de resíduos, hábito e estilo de vida, clima, fontes de energia. Os fatores que afetam a geração e emissão de gás de aterro são: quantidade de material orgânico depositado em aterros; grau (%) de decomposição anaeróbia da matéria orgânica em RSU; espessura e propriedades físicas e químicas dos materiais de cobertura no aterro; variação sazonal nas taxas de oxidação do metano; umidade e concentração bacteriana em aterros sanitários. Alguns pontos importantes devem ser observados para que ocorram as emissões de metano para a atmosfera: a operação de aterro (espessura da deposição, fornecimento de cobertura diária); capturar gás de aterro (colocação das tubulações de coleta); sistemas de queima de gás.

3.4 Composição do Biogás

A ANP – Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis em seu artigo 3º de 2015, nº 8 da Resolução Normativa, define o biogás como “gás bruto obtido da decomposição biológica de produtos ou resíduos orgânicos. Define também que o biometano, derivado do biogás, como sendo um biocombustível gasoso constituído essencialmente de metano, derivado da purificação do biogás. Já o Regulamento Técnico ANP nº 1 de 2015 diz que o biometano é intercambiável com o gás natural entregue à distribuição nas regiões nordeste, centro oeste, sudeste e sul. Requer os mesmos cuidados, na compressão, distribuição e revenda, dispensados ao gás natural.

O biogás é constituído de gás metano, dióxido de carbono, hidrogênio, nitrogênio e monóxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e vapor d'água (Tabela 2).

Tabela 2. Composição do biogás

Componentes	Símbolos	Porcentagem
Metano	CH ₄	45% - 75%
Dióxido de Carbono	CO ₂	25% - 50%
Água (vapor)	H ₂ O	2% - 7%
Sulfeto de hidrogênio	H ₂ S	0,05% - 1%
Traços de outros componentes	N ₂ , H ₂ , O ₂ , NH ₃ , CO	<5%

Fonte: Adaptado FRICKE et al. (2015, p. 17)

4. POTENCIAL ENERGÉTICO DO BIOGÁS DE ATERROS SANITÁRIOS

Em se tratando de gerenciamento adequado aos RSU pensou-se no potencial para o aproveitamento energético do biogás que provem da digestão anaeróbia dos RSU nos aterros sanitários.

Segundo Ferreira (2018), o biogás pode contribuir para uma diversificação das fontes de energia na matriz elétrica, desempenhando um papel importante principalmente na produção de eletricidade em momentos em que a demanda é maior que a oferta do Sistema Interligado Nacional – SIN.

De acordo com Delfino (2016) o potencial de utilização dos resíduos urbanos para geração de energia ainda é pouco aproveitado no país.

Segundo Matos (2017) o biogás pode ser utilizado de diferentes maneiras:

- Biogás para aquecimento;
- Geração de energia elétrica;
- Biogás como combustível automável;
- Redes de distribuição de gás;
- Biogás na indústria.

Sabe-se que a matriz energética no Brasil é muito dependente das hidrelétricas e das termoeletricas, movidas com combustíveis fósseis, em casos de emergência. Sendo assim é necessário diversificar a matriz energética (PEDROSA, 2015; KREZNINGER, 2014).

Dessa forma, poderá ser empregado fontes alternativas (renováveis e não-convencionais) com dois direcionamentos estratégicos da política energética brasileira: incentivar a busca de soluções limpas e sustentáveis para a matriz energética e minimizar o impacto do custo de produção de energia para o consumidor (EPE, 2007).

A ideia da recuperação e aproveitamento energético do biogás de aterro necessita de estudos que propicie a criação de políticas públicas com foco no favorecimento da implantação de sistemas de aproveitamento energético do biogás, de modo a atrair investidores, munidos de segurança jurídica, possibilitando a ampliação do filão de negócio que caracteriza a cadeia produtiva do biogás de aterro sanitário (FERREIRA, 2018).

Na Tabela 3 mostra o potencial de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos. Segundo EPE (2007, 2014) o potencial de geração de eletricidade através de resíduos para 2030 é de 17.550 MW.

Tabela 3. Potencial de aproveitamento energético de RSU

Características dos resíduos	2020	2030
Volume (milhões de toneladas por ano)	62,7	92,2
% de material orgânico	56,0	47,5
% de material reciclável	39,0	47,5
Potencial de geração de eletricidade (MW)	12.400	17,550
Biogás de aterro	1.700	2.600
Digestão Anaeróbia	980	1.230
Incineração	3.740	5.280
Ciclo combinado otimizado	5.980	8.440

Fonte: Adaptado EPE (2014, p. 34)

O aproveitamento energético dos RSU está bem abaixo do esperado. Sabe-se que a capacidade instalada de geração de energia é de 163,5 MW, logo atualmente estamos utilizando apenas 1% do potencial estimado pela EPE o potencial para 2020 (DELFINO, 2016).

O início da geração de energia elétrica através do Biogás de Aterro Sanitário ocorreu em 2002, com a instalação de uma usina de pequena potência no Estado de São Paulo. Já entre 2002 e 2009 ocorreram mais 2 projetos em São Paulo. O número de projetos começou sua expansão em 2010 com usinas nos estados de Bahia, Minas Gerais, Santa Catarina, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul. Entre o período de 2010 a 2016 sete projetos entraram em operação representando um aumento de 212% da capacidade instalada com relação a 2008 (DELFINO, 2016) (Tabela 4).

Tabela 4. Empreendimento com geração de eletricidade a partir de RSU

Usina	Data Operação	Potência Outorgada (kW)	Destino da Energia	Município	Status
Energ-Biog	2002	30	TEG	Barueri/SP	Em operação
São João Biogás	2008	24.640	PIE	São Paulo/SP	Em operação
Salvador	2010	19.730	PIE	Salvador/BA	Em operação
Uberlândia	2011	2.852	REG	Uberlândia/MG	Em operação
Itajaí Biogás	2013	1.065	REG	Itajaí/SC	Em operação
CTR Juiz de Fora	2014	4.278	REG	Juiz de Fora/MG	Em operação
Bandeirantes	2015	4.624	REG	São Paulo/SP	Em operação
Biotérmica Recreio	2015	8.556	PIE	Minas do Leão/RS	Em operação
Tecipar	2016	4.278	REG	Santana de Parnaíba/SP	Em operação
Curitiba Energia	2016	2.852	REG	Fazenda Rio Grande/PR	Em operação
Asja BH	2010	4.278	REG	Belo Horizonte/MG	Em operação
Ambient	-	1.500	REG	Ribeirão Preto/SP	Em operação
Barueri	-	20.000	PIE	Barueri/SP	Em fase de construção
Termoverde	-	29.547	PIE	Caieiras/SP	Em fase de construção
Novagerar	-	4.000	REG	Nova Suíça/RJ	Construção não iniciada
Sapopemba	-	25.600	APE	São Paulo/SP	Construção não iniciada
Guataparã	-	5.704	PIE	Guataparã/SP	Construção não iniciada
Total		163.534			

Fonte: Adaptado ANEEL (2016, p. 35)

No Brasil, entre 2004 e 2015, o biogás gerado nos aterros de resíduos foi explorado em 9 termelétricas, que produziram juntas 86,6 MW de energia elétrica, em duas usinas, que geraram 57 mil metros cúbicos diários de biometano, e em três aterros sanitários, que o utilizam como fonte de calor para a evaporação do lixiviado. É importante obtenção de dados sobre a atual situação da geração e da disposição final dos RSU, da matriz energética brasileira e sobre o potencial energético dos aterros sanitários no país bem como projetos em Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (NASCIMENTO; FREIRE; DANTAS; GIANANTE, 2019).

De acordo com Nascimento et al. (2019) algumas usinas termelétricas que ainda não estavam em operação, hoje já estão em funcionamento, sendo:

- A Usina termelétrica de Guataparã (SP) funciona desde agosto de 2014 produzindo 4,2 MW de energia elétrica abastecendo a subestação de Pradópolis (SP) da Companhia Piratininga de Força e Luz (CPFL), com custo de implantação na ordem de R\$ 15 milhões (TURIONI, 2014).
- A Usina Termoverde Salvador (BA) opera desde janeiro de 2011 e possui potência instalada de 19,73 MW, que é proporcionada por 19 motores de 1,04

MW cada. A energia elétrica é enviada à rede elétrica da Companhia de Energia Elétrica da Bahia (COELBA) com custo de implantação estimado em R\$ 50 milhões (NARUC, 2012).

- A Usina termelétrica Biotérmica Recreio, Minas do Leão (RS) foi inaugurada em 2015. Possui seis motores geradores com potência de 1,426 MW cada, que produz 8,5 MW de energia elétrica, a qual é encaminhada à Subestação Elevadora Areal, da Companhia Estadual de Distribuição de Energia Elétrica (CEEE-D). A implantação custou R\$ 28.737.130 (BRASIL, 2014).

- A Usina de Gás Verde Gramacho, iniciou suas atividades em maio de 2014, enviando diariamente cerca de 49 mil metros cúbicos de biometano à Refinaria Duque de Caxias (REDUC), da Petrobras. O investimento para a implantação do sistema de purificação do biogás e transporte foi de R\$ 90 milhões (PETRONOTÍCIAS, 2014).

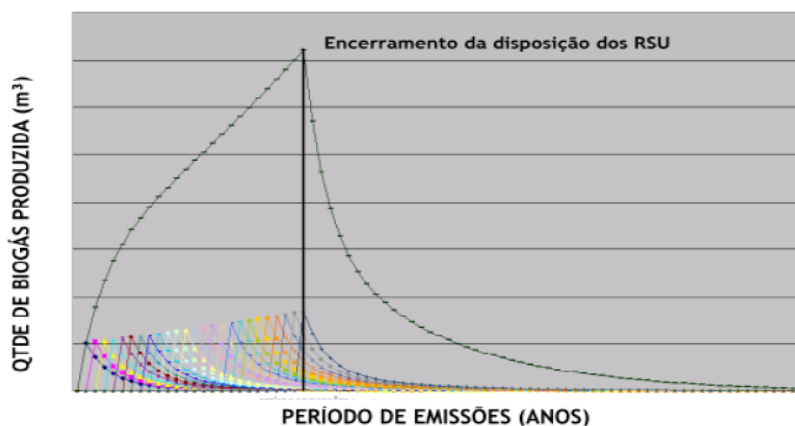
Sabe-se que o aproveitamento da biomassa dos RSU como fonte energética induz a melhoria nas condições operacionais dos aterros de resíduos e gera receita pela obtenção de créditos de carbono e venda de eletricidade. E com isso contribui com a redução de outros gases lançados na atmosfera, como o sulfeto de hidrogênio, que emite odor desagradável, e o monóxido de carbono e hidrogênio, que são inflamáveis (NASCIMENTO; FREIRE; DANTAS; GIANANTE, 2019).

Sabe-se que o governo brasileiro criou o Programa de Incentivos às Fontes Alternativas de Energia (PROINFA), por meio da Lei Federal nº 10.438/2002 (BRASIL, 2002).

O País tem poucos projetos implantados para a geração de energia elétrica a partir do biogás, e estas fazem parte do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (BARIN, 2012).

Durante a vida útil do aterro a acumulação de resíduo e a produção de biogás são crescentes, todavia, quando a deposição de resíduos termina, a produção entra em declínio dependendo da composição dos resíduos ali depositados (DELFINO, 2016) (Figura 6).

Figura 6. Evolução de uma curva típica de produção de biogás em aterro sanitário



Fonte: EPE (2014, p. 59)

O tempo para o aproveitamento econômico do Biogás é de até 30 anos em relação à duração das emissões. Mesmo durante esse tempo nem todo o gás produzido é aproveitável devido à limitação econômica da potência das unidades geradoras (EPE, 2014).

4.1 Estimativa de geração de biogás em aterros sanitários

De acordo com Castro et al. (2013b) para a avaliação da capacidade de produção e também a quantificação do tempo de geração de biogás em aterro sanitário é necessário contar com o auxílio da modelagem matemática para estudos de viabilidade na implantação de projetos de aproveitamento energético do metano. Para tanto o uso da modelagem como uma ferramenta de avaliação da capacidade de produção e quantificar o tempo de geração após o encerramento do aterro sanitário se faz necessário para viabilizar a implantação de projetos de geração de energia a partir do biogás. A modelagem pode estimar a geração de gases e avalia o potencial energético de cada aterro (SILVA, 2010; MACIEL; JUCÁ, 2011).

4.2 Modelos de estimativa de geração de biogás em aterros sanitários

Para a estimativa de gases de aterros são utilizadas algumas ferramentas importantes: modelos de decaimento de primeira ordem, como LandGEM citado por Reinhart, Faour, You (2005), IPCC por Eggleston et al. (2008) e Amini et al. (2013).

Esses modelos costumam levar em consideração os fatores temporais, processo de degradação, temperatura, pH, umidade, carbono degradável, fator de correção de metano e a composição dos resíduos (FEI et al., 2019).

Existem modelos para estimar a geração de metano nos aterros: USEPA (United States Environmental Protection Agency) que oferece a equação que é utilizada na CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, SMA-SP (Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo) e o MCT (Ministério de Ciência e Tecnologia chamado Biogás, geração e uso energético (CETESB, 2006).

Este mesmo modelo é sugerido pelo Banco Mundial (2004) para estimar a geração de metano encontrado em aterros.

Gontow; Moreira; Castro (2015, p. 64) apresenta o modelo para geração de metano (Equação 1):

Equação 1. Modelo para geração de metano

$$Q_x = k \cdot R_x \cdot L_0 \cdot e^{-k(x-T)}$$

Fonte: GONTOW; MOREIRA; CASTRO (2015, p. 64)

Onde:

- Q_x ($\text{m}^3\text{CH}_4/\text{ano}$): Quantidade de metano gerado no ano;
- k (1/ano): Constante de decaimento;
- R_x (t): Fluxo de resíduos sólidos domiciliares no aterro no ano;
- L_0 ($\text{m}^3\text{CH}_4/\text{t}$): Potencial de geração de metano por tonelada de resíduo;
- T (ano): Ano de disposição do resíduo no aterro;
- x (ano): Ano do estudo.

Os modelos 50choll canyon (USEPA) e o Internacional Panel on Climate Changer (IPCC) são utilizados para a previsão de geração de biogás por serem os mais completos e realistas, pois considera a quantidade de carbono do resíduo que se transforma em metano pelo termo L_0 bem como o termo k para a velocidade de reação que é recomendado para os aterros no Brasil pela CETESB e Banco Mundial.

Para a aplicação do modelo com dados do aterro para a obtenção da estimativa dos parâmetros K e L_0 na maioria das vezes é necessário ajustar o modelo com a seleção de diferentes valores de K e L_0 para que os valores de vazão de metano possam ser aproximados.

Para a variável k baseado na precipitação é sugerido valores de acordo com o Banco Mundial (2004). (Quadro 4). Para o valor L_0 também é sugerido variação (Quadro 5).

Quadro 3. Variação de k

Variação de k	Resíduos
0,02	Resíduos relativamente inertes
0,06	Resíduos moderadamente degradáveis
0,09	Resíduos altamente degradáveis

Fonte: Adaptado BANCO MUNDIAL (2004)

Quadro 4. Variação de L_0

Variação de L_0	Resíduos
5 a 25 m^3CH_4/t_{RSU}	Resíduos relativamente inertes
140 a 200 m^3CH_4/t_{RSU}	Resíduos moderadamente degradáveis
225 a 300 m^3CH_4/t_{RSU}	Resíduos altamente degradáveis

Fonte: Adaptado BANCO MUNDIAL (2004)

Da mesma forma como foi realizado no método de Scholl Canyon, fez-se necessário encontrar os valores de L_0 e k na aplicação do modelo do IPCC (IPCC, 2006) (Equação 2).

Equação 2. Modelo do IPCC

$$L_0 = F_{CH_4} \cdot COD \cdot COD_f \cdot F \cdot 16/12$$

Fonte: IPCC (2006)

Onde:

L_0 : Potencial de geração de metano ($m^3/t_{RSD} \times \text{ano}$)

F_{CH_4} : Fator de oxidação (correção) de metano

COD: Carbono orgânico degradável (tC / tLIXO)

COD_f : Fração de carbono orgânica degradável dissociada (%)

F: Fração em volume de metano no biogás (%)

16/12: Fator de conversão de carbono em metano (tCH₄/t C)

Para o cálculo do Carbono orgânico degradável (COD) utilizar (Equação 3):

Equação 3. Cálculo do Carbono Orgânico Degradável (COD)

$$G_{CH_4} = \sum_x (A \cdot k \cdot RSU_t(x) \cdot RSU_f(x) \cdot L_0 \cdot e^{(-k(t-x))})$$

de x = ano inicial até t

$$A = 1 - e^{-k}/k$$

Fonte: IPCC (2006)

Onde:

G_{CH_4} : Geração de metano (t_{CH_4} /ano)

RSU_t : Total de resíduos gerados no município no ano x (t_{RSU} /ano)

RSU_f : Fração de resíduos depositado no aterro no ano x (%)

L_0 : Potencial de geração de metano ($m^3/t_{RSD} \times \text{ano}$)

A: $(1 - e^{-k})/k$; fator de normalização para corrigir a soma

k: constante de geração (1/ano)

Para o cálculo da fração de carbono orgânico degradável dissociada (CODf) utilizar a equação (EPA, 2005) (Equação 4).

Equação 4. Cálculo da fração de Carbono Orgânico Degradável dissociada (CODf)

$$Q_{CH_4} = L_0 \cdot R \cdot (e^{-kc} - e^{-kt})$$

Fonte: EPA (2005)

Onde:

Q_{CH_4} = quantidade de gás gerado durante um ano (m^3 /ano);

L_0 = potencial de geração de metano em peso de resíduo (m^3/t);

R = quantidade anual de resíduos depositados no aterro (t /ano);

k = taxa de geração de metano por ano (1/ano);

t = tempo desde o início da disposição do aterro (anos);

c = tempo desde o encerramento do aterro (anos), c = 0 para aterros ativos

O modelo LandGEM determina a taxa de emissão anual utilizando a equação, conforme (ATABI et al., 2014) (Equação 5).

Equação 5. Taxa de potencial de geração de metano

$$L_0 = MCF \times DOC \times DOCf \times F \times \frac{16}{12}$$

Fonte: ATABI et al. (2014)

Os principais parâmetros que devem ser fornecidos para o modelo é:

- L_0 = é a taxa potencial de geração de metano (m³ / Mg);
- MCF = é o fator de correção de metano;
- DOC = fator estequiométrico;
- F = fração de metano no aterro;
- DOCf = coeficiente de dissimilaridade que depende da temperatura e

pode ser utilizado a equação 6.

Equação 6. Coeficiente de dissimilaridade

$$DOCf = 0.14T + 0.28$$

Fonte: ATABI et al. (2014)

Na equação 7, o coeficiente k se refere à taxa de decaimento que é definida como aterro de biodegradação (1/ano), depende do clima e x se refere a precipitação média anual de um determinado período no aterro sanitário.

Equação 7. Taxa de decaimento

$$k = 3.2 \times 10^{-5}(x) + 0.01$$

Fonte: ATABI et al. (2014)

4.2.1 Experiências de aplicação do modelo LandGEM 3.02 em aterros sanitários

4.2.1.1 *Iraque*

Em fevereiro de 2008 iniciou o funcionamento do aterro sanitário Kirkuk com vida útil prevista de 30 anos aproximadamente. Observou-se picos de: metano, dióxido de carbono e compostos orgânicos não-metano com 1376 toneladas/ano. Uma previsão da quantidade de gás foi feita para o período de 2008-2148 atingindo seu ápice em 2038 (no final da vida útil do aterro) e depois as concentrações irão

diminuindo lentamente por 40 a 100 anos. Após um ano do encerramento do aterro ocorre um aumento na taxa de geração de gás, mas com a diminuição do recebimento de RS e da atividade biológica, a taxa de geração de gás também diminuiu gradualmente (AL_JAF; AL-AMEEN, 2019).

4.2.1.2 *Irã*

Determinação da taxa de emissão de metano, biogás total e emissão per capita dos gases em épocas mais frias e mais quentes em um aterro localizado em 23 km até Hamedan (oeste do Irã) e utilização do software ArcGIS para mostrar a distribuição espacial de metano anual e taxa de emissão total dos gases por três décadas (2001-2011, 2011-2031). Para esse fim, a emissão de gás foi modelada em várias estações. O resultado deste trabalho pode ser usado no planejamento da produção de energia e outras aplicações em aterros sanitários. Também podem ser usados no sistema de coleta de metano e como fonte de energia alternativa. Mostrou que o metano produzido ($4.371 \times 10^8 \text{ m}^3$) serão produzidos após 20 anos, principalmente ($4.053 \times 10^6 \text{ m}^3$) no primeiro ano e sua capacidade total será de $107 \text{ m}^3/\text{Mg}$ lembrando que no verão (a estação mais quente) a geração de gás será máxima e no inverno (a estação mais fria) será mínima (HOSSEINI; YAGHMAEIAN; YOUSEFI, 2018).

4.2.1.3 *Colômbia*

Houve algumas melhorias nas práticas de gestão de resíduos sólidos na Colômbia, mas os níveis atuais de reciclagem e recuperação de materiais ainda são pobres como apenas cerca de 10% dos resíduos produzidos é recuperado. Por essa razão é esperado que a disposição final em aterros continuará a ser a principal forma de gestão municipal de resíduos sólidos urbanos (RSU) nas próximas décadas. A otimização de processos de degradação e estabilização de resíduos é um elemento chave para o desempenho ambiental e sustentabilidade econômica dos sistemas de gestão de resíduos na Colômbia. Os testes de Potencial Bioquímico do Metano (BMP) foram realizados para determinar o potencial de produção de CH_4 para avaliar a biodegradabilidade anaeróbia de RSU escavado feita a partir de um aterro sanitário regional em Vale do Cauca - Colômbia. A temperatura média do aterro é de 23°C e um regime de precipitação bimodal, com níveis de pico de precipitação que ocorre em

março-maio e setembro-novembro, no mês de julho-agosto a precipitação anual pode ser inferior a 1,500 milímetros. Foi utilizado um digestor anaeróbico mesófilo Millbrook ETAR, Southampton do Reino Unido no tratamento de águas residuais e foi mantida a 35 °C em recipientes permitindo a desgaseificação. O teor de carbono limitou a produção de CH₄ que variou de 44,04% na fração de matéria têxtil para 8,61% na fração não-identificáveis têxteis (44,04%), resíduos verdes (26,58%) e papel e papelão (19,44%), que mais contribuem para a produção de biogás em aterros, já para os plásticos (14,85%) e frações não identificáveis (8,61 %) podem ser considerados como um retardador para a produção de biogás. A análise da fração não identificável (18,6%) dos sólidos voláteis mostrou que não contribuem para a produção do biogás. A produção de biogás foi de 49,2 - 56,8 L kg⁻¹ de matéria seca (MS) e os rendimentos de metano da ordem de 34,8 - 37,9 G CH₄ kg⁻¹ de MS foram obtidos no final dos testes. Já o teor de metano aumentou de 0% a 42,2% vol. ao longo dos primeiros 15 dias, indicando uma adaptação relativamente precoce da população microbiana para condições de crescimento metanogênicas (CAICEDO-CONCHA et al., 2019, p. 8-9). O resultado deste trabalho demonstrou o potencial para CH₄ em aterros sanitários nos países tropicais em desenvolvimento, como é o caso da Colômbia.

4.2.1.4 *Arquipélago Guadalupe- Caribe*

O aterro La Gabarre utilizado para a gestão de resíduos localizado no arquipélago Guadalupe, no norte das Pequenas Antilhas, Antilhas Francesas, está adaptado ao protocolo de Poluente Registos de Emissões e Transferência de Poluentes (PRTR) e são registrados em Poluentes Europeia and Transfer Register (E-PRTR). Os relatórios ajudam na avaliação sobre a recuperação de metano como fonte alternativa de energia. Sabe-se que na Grécia foram utilizados três modelos de emissão diferentes de gás de aterro: o modelo triangular, o modelo estequiométrico e o modelo de Landill gás Model (LandGEM). O LandGEM (ferramenta de modelação para a quantificação de vários compostos presentes nos gases de aterro) leva em consideração os fatores climáticos e por esse motivo levou vantagem sobre os demais e foi esse modelo escolhido nas medições de campo na geração de biogás em ambiente tropical. Ele possui um software que informa estimativas e emissão da biodegradação de resíduos para a decomposição anaeróbia determinando a massa de metano gerado usando a capacidade de produção de metano e a massa de

resíduos depositados. O clima no aterro é tropical e úmido em área de mangue. A área total é de 12 hectares e conta com 50 poços de drenagem com 15 metros de profundidade para receber o biogás. Nesse período o aterro recebeu 600 toneladas de resíduos diariamente classificados em 52% de resíduos domésticos, 20% volumoso, 11% verdes e 10% de embalagens (plásticos, madeira, papelão etc.). O primeiro ano de depósito de resíduos não há produção de biogás. A metanogênese inicia pelo menos com 6 meses após o resíduo ser depositado e a degradação dos resíduos depende de muitos fatores que é o tipo de resíduos, a umidade do lixo, as condições climáticas, cobertura dos resíduos etc. No aterro em La Gabarre durante o ano de 2013 apresentavam um risco significativo para os funcionários do aterro, mas depois de 2013 a geração de biogás caiu drasticamente e isso se explica pelo fato de que a cada ano tem menos resíduos para se degradar. Só é viável o projeto se a geração de metano para condições anaeróbias. Sabe-se que os resíduos sofreram muitas transformações impactantes sobre as condições anaeróbias. Essas transformações abalaram esse sistema originando a queda na produção do biogás que pode ter ocorrido por causa de bombeamento de gás, troca na pressão relativa no aterro, ou deterioração do sistema de coleta pode responder a essa queda na recuperação do biogás. Durante a perfuração dos poços para sua instalação pode ter rompido a rede e bolsões de gás permitindo a saída de gás. A taxa de saída depende da densidade de compactação e da maior ou menor porosidade da tampa. Fez-se uma comparação com trabalhos anteriores e foi possível observar a comparação de quatro aterros: La Gabarre – 1995-2002, clima úmido tropical, $k = 0,06$, (Guadalupe); Akrotiri (A) 2003-2007, clima árido, $k = 0,02$, (Grécia); Akrotiri (B) 2007-2013, clima árido, $k = 0,02$, (Grécia); Kahrizak 1992-2004, clima árido, $k = 0,05$, (Irã). Os aterros com maior quantidade de resíduos são respectivamente: Kahrizak, La Gabarre e Akrotiri (A e B). Através da ferramenta LandGEM pode mostrar a importância do valor de K para a modelação de geração de metano. Percebe-se que La Gabarre gera 4 vezes mais metano como em áreas áridas como Akrotiri. Outro resultado importante é que o efeito estufa relacionadas com a geração de metano a partir da biodegradação de resíduos é maior em Guadalupe do que na Grécia demonstrando o impacto das exigências climáticas sobre a geração de metano durante a etapa da metanogênese (PLOCOSTE; JACOBY-KOALY; PEQUENAS; ROUSSAS, 2016).

4.3 Sistemas de coleta, tratamento e recuperação do biogás de aterro

Segundo Delfino (2016) o melhor tipo de projeto para um aterro dependerá de uma diversidade de fatores, incluindo a existência de um mercado de energia para o energético final, custos do projeto, potencial de recursos renováveis, e muitas questões técnicas. Na planta de GDL, porém, têm três componentes básicos:

- **Sistema de coleta de gás:** O sistema de coleta de gás determinará a quantidade extraída enquanto que o sistema de tratamento determinará a qualidade do gás. A maioria dos sistemas de coleta de gás normalmente começa após uma parte do aterro (chamada célula) ser fechada. A extração é feita através de tubos verticais perfurados ou canais (WILLUMSEN, 2001).

- **Sistema de tratamento:** O sistema de tratamento poderá ser feito através de: tratamento de condensado, que ao atravessar o sistema de coleta o gás (ainda quente) se resfria formando um condensado (OLIVEIRA, 2004); tratamento de gás, após a coleta, e antes de ser usado no processo de conversão de energia, o biogás é tratado para remover algum condensado que não foi coletado nos tanques de captura, assim como qualquer particulado e outras impurezas (HENRIQUES, 2004).

- **Sistema de recuperação de energia:** O aproveitamento do Gás como energético tem como finalidade converter o gás em alguma forma de energia útil, como eletricidade, vapor, combustível para caldeiras ou turbinas, combustível veicular, ou, ainda, gás de alta qualidade para abastecer gasodutos (GRS/UFPE, 2014).

A recuperação de energia poderá ser feita através de:

- **Geração de Energia Elétrica:** segundo Santos (2011) para a geração de energia elétrica a partir do biogás são utilizados dispositivos que em uma primeira etapa convertem a energia química em energia cinética de rotação, através dos motores. Este motor se conecta a um gerador, que transforma esta energia cinética de rotação em energia elétrica. Os dois dispositivos de conversão utilizados são:

- **Motor de Ciclo Otto:** equipamento utilizado na queima do biogás, com ele é possível obter o maior rendimento elétrico e o menor custo de operação (instalação e manutenção), se comparado com outras tecnologias.

- **Microturbina a gás:** apresentam a possibilidade de geração de eletricidade em pequena escala, com alta confiabilidade e fácil instalação e manuseio e dessa forma, possibilita a micro geração distribuída de eletricidade.

Segundo Bley Jr (2012) a energia elétrica obtida possui duas aplicações:

- Uso para o auto abastecimento do aterro;
- A venda do excedente de eletricidade é viabilizada, tecnicamente, pela conexão do gerador em paralelo a uma rede de distribuição e, economicamente, por meio de contratos com concessionárias distribuidoras, via leilões regulamentados pela Aneel.

A conexão em rede a potência máxima permitida é de até 300 quilowatts (KW), com Sistema de Medição de Faturamento (SMF) – padrão da Câmara de Comercialização de Energia Elétrica (CCEE), através de medidor de quatro quadrantes. Já para o auto abastecimento não há limites de potência, sendo esta a mais vantajosa condição de retorno econômico pela energia gerada.

- **Geração de Energia Térmica:** Segundo Santos (2011) a finalidade da geração de energia térmica é a produção de vapor d'água em temperaturas elevadas, que poderá ser utilizado por diversas indústrias que demandem vapor para os mais variados fins. É possível obter o vapor da queima do biogás através de duas formas: através de uma caldeira, utilizando o ciclo a vapor Rankine, ou através de um sistema de evaporação do lixiviado.

- Caldeira: para a produção de eletricidade, com ou sem a cogeração de energia térmica, o vapor percorrerá um ciclo fechado, mais conhecido como ciclo Rankine, um processo de maior eficiência energética.

- Evaporadores de Lixiviado: ocorre a redução de 70% do volume inicial do lixiviado tratado. O tratamento é realizado em um equipamento denominado evaporador, onde o biogás é utilizado como combustível. Na queima desse combustível evapora a fração líquida gerando vapor e uma fração sólida. O vapor pode passar por sistemas de purificação, antes ser lançado à atmosfera, ou ser utilizado como fonte de energia térmica. A parte sólida retorna ao aterro para ser disposto normalmente como os outros resíduos.

A energia térmica pode ser usada como combustível em caldeiras ou fornos, para aquecimento, refrigeração e outras necessidades de processos industriais, além de poder ser transportada por tubulação para uma instalação industrial ou comercial próxima, mas um segundo rendimento para o projeto, substituindo, desta forma a lenha, o bagaço de cana, o diesel ou outro combustível empregado (SANTOS, 2011, p.76).

- **Geração de Gás Natural e GNV:** os combustíveis podem ser disponibilizados para venda através de Gás Natural, encontrado em gasodutos para diversas indústrias, Gás Natural Veicular (GNV), Gás Natural Liquefeito (GNL), Gás Natural Comprimido (GNC), podem ser usados no próprio aterro ou podem ser vendidos no mercado (BLEY JR, 2012; GRS/UFPE, 2014).

4.3.1 Instrumentos econômicos no aproveitamento energético de RSU:

- **Incentivos de Preços:** segundo o artigo 8º, IX da lei nº 12.305/2010 devem ser aplicados incentivos fiscais, financeiros e creditícios para o aproveitamento energético dos RSU respeitando a Lei de Responsabilidade Fiscal.
- **Subsídios Financeiros:** provenientes do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES); Caixa Econômica Federal (CEF); Fundo Clima; Consórcios; Créditos de Carbono.
- **Incentivos Fiscais.**

4.4 Potencial de geração de energia elétrica em Aterros no Brasil

O Brasil gera um volume expressivo de RSU em torno de 219 mil t/dia e alta porcentagem de matéria orgânica (52%) e por esse motivo é considerado um país com grande potencial de aproveitamento do biogás para geração de energia elétrica ou biometano em seus diversos aterros, porém o país ainda não conhece o seu potencial de geração de energia elétrica por meio de seus recursos renováveis no caso específico da biomassa contida nos RSU e, conseqüentemente, aproveita pouco o biogás gerado nos seus aterros (NASCIMENTO et al., 2019).

É essencial que o país tenha conhecimento de seu potencial energético dos aterros instalados e a concretização dos incentivos fiscais e financeiros à criação de consórcios públicos para disposição compartilhada dos resíduos sólidos urbanos entre municípios de pequeno porte (até 50 mil habitantes), a fim de proporcionar maior volume de resíduos aterrados e o conseqüente aproveitamento de biogás para geração de energia elétrica e biometano” (NASCIMENTO et al., 2019).

5. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O aterro de Rio Claro, localiza-se em terreno com cerca de 14 ha de área total, situado no município de Rio Claro, Estado de São Paulo. O acesso é realizado pela estrada municipal que liga o município de Rio Claro ao distrito de Assistência, às margens da Rodovia Fausto Santomauro (SP-127) (Figura 7).

Figura 7. Localização do aterro sanitário do município de Rio Claro



Fonte: DIAGNÓSTICO (2017, p. 99)

A cidade de Rio Claro está localizada na porção centro-leste do Estado de São Paulo, zona 23, longitude 235.477,83E e latitude 7.519.202,16N. Abrange os biomas de cerrado e mata atlântica. Pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) 5, referente às Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ).

Esta área está situada em região considerada um alto topográfico, caracterizando-se um divisor das águas superficiais entre as sub-bacias do Córrego da Servidão e Ribeirão Rio Claro, na bacia do Rio Corumbataí e foi escolhida por apresentar “características favoráveis, como: distâncias maiores de 500 m de residências rurais e de 3,0 km de núcleo urbano; facilidade de acesso em vias pavimentadas”, está “área previamente delimitada topograficamente e favorável à instalação do empreendimento; a existência de solos adequados” com cobertura operacional e “sistemas de impermeabilização de base e a profundidade adequada

do nível de água, influenciada pela característica geomorfológica de ser um alto topográfico” (DIAGNÓSTICO, 2017, p. 99).

O município de Rio Claro – SP apresentava em 2010 uma população de 186.253 habitantes já em 2019 a população estimada é de 206.424 pessoas e uma área de 498,422 km² conforme o IBGE (2019) (Figuras 8 e 9).

Figura 8. Aterro Sanitário de Rio Claro



Fonte: GOOGLE EARTH (2020)

Figura 9. Visão da entrada do Aterro Sanitário de Rio Claro



Fonte: Autor (2019)

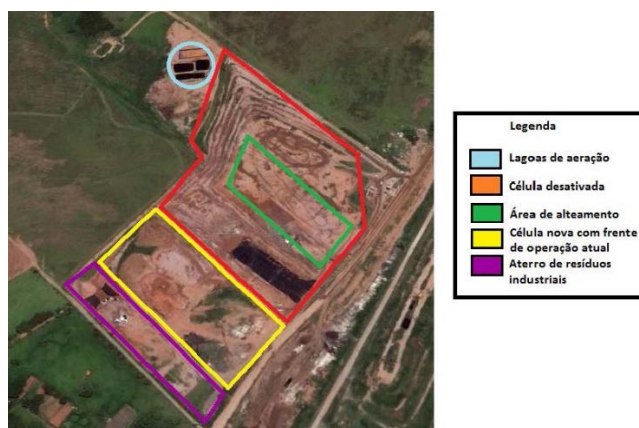
O aterro sanitário de Rio Claro vem se destacando pela qualidade dos serviços, tendo condições adequadas de funcionamento atestada pela CETESB. O Aterro de Rio Claro está em situação adequada (IQR 8,0) de acordo com o IQR (Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos) de 2022. Na avaliação da estrutura e a operacionalidade do aterro local pela Cetesb obteve a nota 9,6 (CETESB, 2018, 2022).

A disposição de resíduos no aterro sanitário municipal de Rio Claro consta em seus componentes: material orgânico (50, 83%); papel (6,46%); papelão (5,2%); vidro (1,09%); metais (1,27%); tetrapack (2,23%); tecido (9,87%); plástico duro (4,33%);

plástico mole (7,35%) e outros (11,38%). O elevado crescimento da quantidade de resíduos dispostos no aterro deve-se a maior eficiência da coleta de resíduos, a fiscalização e inativação de descarte clandestinos, ao aumento populacional e o incremento da taxa de geração per capita. A coleta é realizada em 100% da área urbana e em alguns pontos da área rural. A porcentagem de reciclados coletados na coleta seletiva é de 25% do total de resíduos gerados (SEPLADEMA, 2014).

Segundo Relatório Ambiental Preliminar RAP (2019, p. 395) “o aterro sanitário do município iniciou suas atividades em 2001 em uma área total de 141.637,68 m². Destes, aproximadamente 98.000m² são destinados à disposição de resíduos”. No projeto do aterro sanitário, a vida útil foi calculada em 16,2 anos, considerando-se 190 t/dia (5.000 t/mês) de produção de resíduos. Encerra as atividades diárias com a cobertura dos resíduos com camada de solo. O aterro sanitário recebe resíduos sólidos domiciliares (classe II-A), provenientes da coleta regular no município de Rio Claro. É possível observar o detalhamento das áreas do aterro (Figura 10).

Figura 10. Vista aérea das áreas do aterro sanitário de Rio Claro – SP



Fonte: CASTRO (2016, p. 68)

No aterro a geração média (últimos 12 meses) de lixiviado foi de 2000 m³/mês. O lixiviado é pré-tratado em uma estação localizada dentro do aterro, pelo método de filtragem por micromembranas e digestor biológico e posteriormente o lixiviado é encaminhado através de caminhão tanque para as estações de tratamento de esgoto (ETE) do município. Rio Claro encontra-se na região de clima tropical, com verões quentes e úmidos, e invernos frios e secos, a temperatura média anual no município é de 21,6 °C e a precipitação anual média é de 1366,8 mm (CEPAGRI, 2015).

Conforme exigido para a operação de um aterro sanitário, o aterro de Rio Claro possui sistemas de proteção ambiental no empreendimento, tais como: cobertura da massa de resíduos, captação de gases, sistemas de impermeabilização, sistemas de drenagem superficial e sub-superficial, sistema de tratamento de líquidos percolados, entre outros. Segundo RAP (2019) alguns sistemas de proteção ambiental foram concebidos para este aterro:

- Sistema de drenagem de base: em formato espinha de peixe na fundação, é composto por drenos de brita, geotêxtil e tubos de PVC rígido perfurado. Já a drenagem foi projetada para ser implantada anterior à camada impermeabilizante da fundação do aterro após a escavação dos solos de fundação. O sistema serve como drenos testemunhos do desempenho dos sistemas de coleta de percolados e camada impermeabilizante (RAP, 2019);

- Sistema de impermeabilização: a camada impermeabilizante de fundação deve ser composta por solo compactado, com camada de 1,0 m de espessura total, com permeabilidade igual ou inferior a 10^{-7} cm/s e uma manta PEAD de 2,0 mm de espessura por sobre este solo. Já a geomembrana de PEAD deve revestir os taludes de vala, sendo ancorado nas laterais através de processo de escavação e reaterro de valas. Dessa forma é possível buscar o isolamento dos resíduos e dos líquidos percolados do contato com o solo natural, evitando-se a percolação de possíveis contaminantes para o lençol freático local. Sabendo que existia solos superficiais argilosos ficou mais fácil a construção da camada impermeabilizante (RAP, 2019) (Figura 11).

Figura 11. Revestimento da manta de PEAD nas laterais dos taludes



Fonte: RAP (2019, p. 398)

Também é possível verificar as mantas de impermeabilização das lagoas de contenção de percolado (Figura 12).

Figura 12. Manta PEAD



Fonte: Autor (2018)

Sabe-se que a existência de solos superficiais argilosos facilita a construção da camada impermeabilizante que isola os resíduos e os líquidos percolados com o solo natural podendo evitar a contaminação do aquífero local (DIAGNÓSTICO, 2017, p. 106).

- Sistema de drenagem de líquidos percolados: o sistema de drenagem foi construído sobre a camada impermeabilizante, em contato com a massa de resíduos, é caracterizado por drenos de pedra e tubos perfurados em disposição de malha que direcionam os líquidos percolados para sistema de tratamento”. De acordo com “os novos patamares forem sendo construídos, serão implantados tubos verticais perfurados com concreto que conectarão os patamares superiores ao sistema instalado na base (RAP, 2019) (Figuras 13).

Figura 13. Coluna de Dreno inicial e Dreno final



Fonte: Autor (2018)

- Sistema de cobertura da massa de resíduos: esse sistema é uma prática diária utilizando-se de solos compactados com espessura de 0,15 m, compondo a cobertura

operacional. Essa cobertura do aterro, foi projetada para ser realizada com solo compactado argiloso com espessura de 0,60 m, e uma camada drenante de areia de 0,15 m de espessura, protegidos por plantio de gramíneas e sistema de drenagem definitivo em camada de solo de 0,30 m de espessura (RAP, 2019) (Figura 14).

Figura 14. Nivelamento



Fonte: Autor (2018)

- Sistema de captação de gases: a capacitação dos gases foi feita através dos tubos de concretos perfurados que drenarão os gases até o topo dos patamares (RAP, 2019) (Figura 15).

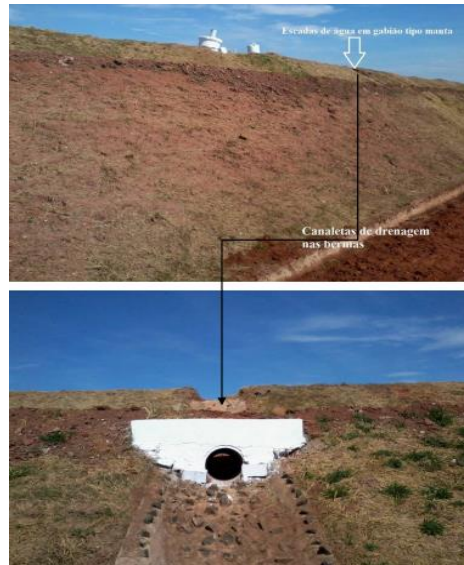
Figura 15. Dreno de gás



Fonte: Autor (2018)

- Sistema de drenagem definitivo: para esse sistema são instalados canaletas de concreto circundando as áreas do aterro, nas bermas dos taludes, desaguando num sistema de caixas de passagem, escadas de água em gabião tipo manta, tubos de concreto armado enterrados e caixa de retenção de areia. Já a drenagem dos taludes e bermas finais do aterro será composta por canaletas internas nas bermas dos taludes, bermas essas que terão declividades no sentido interno e longitudinal de 2% (RAP, 2019) (Figura 16).

Figura 16. Sistema de drenagem pluvial definitivo



Fonte: RAP (2019, p. 400)

- Sistema de tratamento de efluentes: todos os líquidos percolados são direcionados à estação de tratamento de efluentes, localizada a jusante do aterro sanitário, compostos por lagoas de acumulação com aeradores e lagoas de decantação e sedimentação, que seguem posteriormente para tratamento com membranas. O não atendimento dos padrões de lançamento no corpo hídrico nas imediações, o efluente recebe este tratamento e é coletado com caminhão pipa pela operadora do sistema de esgoto do município, a empresa Foz do Brasil. Normalmente são coletados, cerca de 600 m³/mês, que são enviados para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Conduta (Figura 17) que indica a estação de tratamento de lixiviado no local (RAP, 2019).

Figura 17. Vista da ETE de Percolado do Aterro



Fonte: RAP (2019, p. 401)

Todo o lixiviado são depositados nas lagoas para serem transportados (Figura 18).

Figura 18. Vista das lagoas de lixiviado



Fonte: Autor (2018)

- Sistema de monitoramento de águas subterrâneas: no aterro existem 7 poços de monitoramento de águas subterrâneas, e estão previstos ou em construção mais 3 destes. São utilizados para coletar amostras no semestre, e até o momento não houve contaminação de águas subterrâneas (RAP, 2019) (Figura 19).

Figura 19. Poços de monitoramento das águas subterrâneas



Fonte: Adaptada RAP (2019, p. 401)

No aterro é possível verificar o funcionamento de uma estação de tratamento parcial (reservatório, container e vasilhames) (Figuras 20).

Figura 20. Reservatório, container e vasilhames



Fonte: Autor (2019)

Na estação o tratamento é limitado. Após seu limite máximo todo chorume é transportado por uma estação maior.

6. METODOLOGIA

Este trabalho consiste em analisar a composição do biogás gerado no aterro de Rio Claro – SP realizando uma análise comparativa da influência da precipitação pluviométrica na vazão e na concentração de metano (CH₄) e de dióxido de carbono (CO₂) do biogás com base nos dados coletados no período de 18 meses, analisando dois conjuntos:

- Conjunto de dados dos drenos 1 (**sem recirculação de lixiviado**) e dreno 5 (**com recirculação de lixiviado**);
- Conjunto dos drenos 8, 1, 28, 25 e 32 (**todos sem recirculação de lixiviado**).

Os critérios de seleção dos drenos 1, 5, 8, 25, 28 e 32 foram: distintos tempos de aterramento dos resíduos; sem e com recirculação de lixiviado; maior vazão de biogás:

- Dreno 8: área mais antiga com resíduos com mais de 11 anos de aterramento e **sem recirculação de lixiviado**;
- Dreno 1: área com resíduos entre 7 e 9 anos de aterramento e **sem recirculação de lixiviado**;
- Dreno 5: área com resíduos entre 7 e 9 anos de aterramento e **com recirculação de lixiviado** no período de 2012;
- Dreno 28: adjacente à área de alteamento, 3 a 5 anos de aterramento e **sem recirculação de lixiviado**;
- Dreno 25: área de alteamento, 3 a 5 anos de aterramento (camadas anteriores). Disposição de resíduos novos (até 2 anos) em 2013 (alteamento da última camada) e **sem recirculação de lixiviado**;
- Dreno 32: área com resíduos entre 1 a 2 anos de aterramento e sem recirculação de lixiviado.

Todos os dados coletados anteriormente serão tabulados, analisados e representados em gráficos.

6.1 Coeficiente de Correlação de Pearson

Karl Pearson desenvolvimento uma estatística dando origem ao coeficiente (r). A correlação é uma medida de associação bivariada (força) do grau de relacionamento entre duas variáveis (STANTON, 2001; GARSON, 2009).

Essa correlação mensura a direção e o grau da relação linear entre duas variáveis quantitativas (MOORE, 2007).

A fórmula do coeficiente de correlação de Pearson (r) é (Equação 8):

Equação 8. Fórmula do Coeficiente de Correlação de Pearson (r)

$$r = \frac{1}{n-1} \sum \left(\frac{x_i - \bar{X}}{s_x} \right) \left(\frac{y_i - \bar{Y}}{s_y} \right)$$

Fonte: Moore (2007)

Desta forma, o coeficiente (r) assume apenas valores entre -1 e 1:

- $r = 1$ significa uma correlação perfeita positiva entre as duas variáveis.
- $r = -1$ significa uma correlação negativa perfeita entre as duas variáveis - Isto é, se uma aumenta, a outra sempre diminui.
- $r = 0$ significa que as duas variáveis não dependem linearmente uma da outra, neste caso pode existir uma outra dependência não linear (Tabela 5).

Tabela 5. Coeficiente de Pearson

Coeficiente de Pearson	Correlação
$r = 1$	Perfeita relação
$0.8 \leq r < 1$	Forte positivo
$0.5 \leq r < 0.8$	Moderada positiva
$0.1 \leq r < 0.5$	Fraca positiva
$0 < r < 0.1$	Ínfima positiva
0	Nula
$-0.1 < r < 0$	Ínfima negativa
$-0.5 < r \leq -0.1$	Fraca negativa
$-0.8 < r \leq -0.5$	Moderada negativa
$-1 < r \leq -0.8$	Forte negativa
$r = -0.1$	Perfeita negativa

Fonte: Adaptada Garson (2009)

O Coeficiente de Correlação de Pearson será aplicado nos dois conjuntos de drenos (1, 5) e (8, 1, 28, 25 e 32) sobre os valores de vazão e temperatura do biogás;

vazão de metano e temperatura do biogás; vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás.

6.2 Trabalho inicial

Para o levantamento de dados no campo, aterro municipal de Rio Claro, foi realizado alguns procedimentos metodológicos para a coleta de biogás (vazão do biogás e lixiviado). Os dados utilizados na análise desta pesquisa foram coletados por Castro (2016) em seu trabalho de livre-docência.

Os procedimentos para realizar as coletas de biogás e lixiviado realizadas por Castro (2016) foram:

- Seleção dos drenos de gás nas diferentes fases da pesquisa;
- Análise da vazão e da composição do biogás;
- Coletas e análise de lixiviado;
- Coleta de amostra de resíduos aterrados;
- Estimativa dos parâmetros K e L_0 para ajuste do modelo matemático com dados do aterro.

Para a seleção dos drenos de gás foi utilizado o programa GPS TrackMaker para a identificação e georeferenciação dos drenos no aterro de Rio Claro (Figura 21).

Figura 21. Aterro sanitário de Rio Claro com a disposição dos drenos de gás

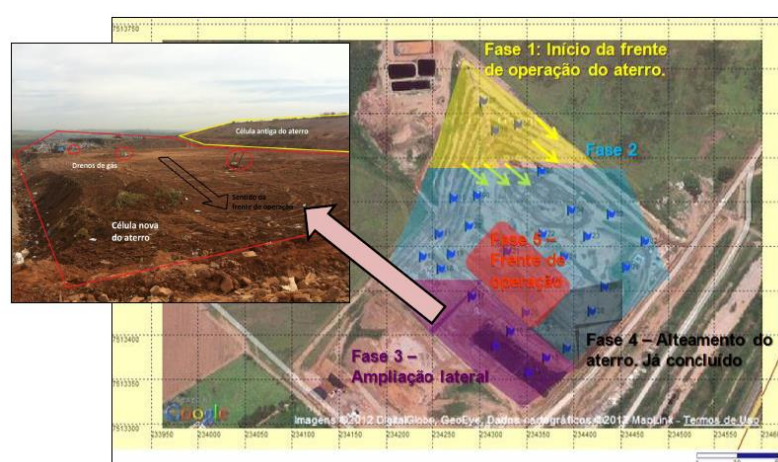


Fonte: GOOGLE EARTH (2014); CASTRO (2016, p. 68)

De acordo com Castro (2016) a pesquisa foi dividida em duas fases para a medição de concentração e vazão do biogás com uso específico de drenos:

- Na primeira fase foi realizado a avaliação do comportamento da vazão e composição do biogás observando a precipitação, recirculação de lixiviado e do tempo de disposição dos resíduos. A seleção dos drenos abrangeu toda a área de disposição de resíduos com ou sem chamas, com ou sem a prática de recirculação do lixiviado.
- Na segunda fase foi realizado o levantamento de dados de vazão de biogás para o ajuste do modelo matemático de estimativa de geração de biogás. Foram utilizados 42 drenos e a coleta de dados foram mensais (Figura 22).

Figura 22. Fases no aterro em 2012



Fonte: CASTRO (2016, p. 70)

O conjunto de drenos de gás monitorados na primeira fase por Castro (2016, p. 72) (Quadro 5).

Quadro 5. Conjunto de drenos de gás monitorados

Números de Drenos Monitorados	Localização	Características da área do aterro
7 e 8	Célula mais antiga. Próxima às lagoas de lixiviado	Área mais antiga. Resíduos com mais de 11 anos de aterramento. Início da operação do aterro em 2001. Área <u>sem recirculação</u> de lixiviado no período de 2012
1	Célula antiga	Área com resíduos entre 7 e 9 anos de aterramento. Área <u>sem recirculação</u> de lixiviado no período de 2012
5	Célula antiga	Área com resíduos entre 7 e 9 anos de aterramento. Área <u>com recirculação</u> de lixiviado no período de 2012
19	Adjacente à área de alteamento	Resíduo com tempo de disposição entre 3 e 5 anos. Área <u>com recirculação</u> de lixiviado no período de 2012
28	Adjacente à área de alteamento	Resíduo com tempo de disposição entre 3 a 5 anos. Área <u>sem recirculação</u> de lixiviado no período de 2012
25, 26	Área de alteamento	Resíduos com idade de 3 a 5 anos (camadas inferiores). Disposição de resíduos novos em 2013 (alteamento da última camada). Resíduos com idade de até 2 anos. <u>Sem recirculação de lixiviado</u>
31, 32 e 33	Célula nova com frente de operação do aterro	Resíduo novo (de 1 a 2 anos de disposição). Frente de operação em 2013. <u>Sem recirculação de lixiviado</u>

Fonte: Adaptado CASTRO (2016, p. 71)

6.2.1 Aplicação no Aterro Sanitário de Rio Claro/SP

Segundo Gontow; Moreira; Castro (2015, p. 65) é necessário avaliar a viabilidade da captação e processamento do biogás para aproveitamento energético, a partir de coletas de dados de vazão e concentração de metano para calibração do modelo matemático, nas condições operacionais do aterro sanitário de Rio Claro – SP. O aterro foi escolhido por estar próximo da Unesp Campus de Rio Claro.

Os drenos existentes no aterro sanitário de Rio Claro – SP foram todos numerados e georreferenciados utilizando a ferramenta Google Earth. Neste ensaio foram coletados dados de vazão e porcentagem de metano do biogás liberados nos drenos, sempre em diferentes períodos de tempo (GONTOW; MOREIRA; CASTRO 2015).

Segundo Gontow; Moreira; Castro (2015) e Castro et al. (2013b) informa que as vazões dos gases emitidos são medidas com anemômetro digital portátil que fornece a velocidade de saída do gás, com a ajuda de um adaptador que canaliza o gás dos drenos, a partir da velocidade do gás e da área da seção calcula-se a vazão. O instrumento portátil utilizado para a análise qualitativa foi LANDTEC GEM-2000 que fornece a porcentagem (v/v) de metano (CH_4), oxigênio (O_2) e dióxido de carbono (CO_2) (Figura 23).

Figura 23. LANDTEC GEM-2000



Fonte: Autor (2018)

Os dados são comparados a partir da proposição de três cenários, sendo um otimista ($L_0=200$; $k=0,09$), um moderado ($L_0=170$; $k=0,06$) e outro conservador ($L_0=90$; $k=0,04$) em relação à taxa de geração de metano (CEPAGRI, 2014).

6.2.2 Análise da vazão e da composição do biogás

Para o início da coleta de dados os drenos foram selados com plástico filme. A vedação ocorreu sempre com 1 hora antes da medição do biogás para que não ocorresse interferência do ar atmosférico e maior intensidade de vento.

Para a medição da composição do biogás foi escolhido o instrumento de medição portátil LANTEC, Modelo GEM-2000, precisão de 3%. O equipamento de termo anemômetro digital portátil TESTO modelo 405-V1 com precisão de 5% foi utilizado para obter as medidas de velocidade. Com a multiplicação da velocidade do biogás pela área da seção do dreno obteve-se a aferição da vazão do biogás

Alguns passos foram seguidos para a medição da composição do biogás nos drenos:

- Apagar a chama;
- Resfriar o dreno com água;
- Selagem do dreno com plástico filme;
- Aguardar 1 hora para a aferição das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 ;
- Sondas de gás (10 cm) e de temperatura foram inseridas no plástico filme (Figura 24).

Figura 24. Procedimento para aferição da composição do biogás



Fonte: Adaptado CASTRO (2016, p. 73)

6.3 Análises da presente pesquisa

Para a análise dos drenos selecionados no aterro sanitário de Rio Claro – SP, nos períodos de 18 meses, este trabalho abrangeu a análise comparativa da:

- Influência da precipitação pluviométrica;
- Temperatura na vazão do biogás;
- Concentração de metano (CH_4);
- Concentração de dióxido de carbono (CO_2);
- Utilização do Coeficiente de Correlação de Pearson.

Na presente pesquisa foi realizada a análise em dois conjuntos de drenos:

- Conjunto de drenos 1 e 5: dreno 1 (**sem recirculação de lixiviado**) e dreno 5 (**com recirculação de lixiviado**);
- Conjunto de drenos 8, 1, 28, 25 e 32 (**todos sem recirculação de lixiviado**).

A análise comparativa da influência da precipitação pluviométrica, temperatura na vazão e na concentração de metano (CH_4) e de dióxido de carbono (CO_2) do biogás e o Coeficiente de Correlação de Pearson foram utilizados como método de análise nos drenos no aterro sanitário de Rio Claro/SP sendo aplicados sobre os:

- Valores de vazão e temperatura do biogás nos conjuntos (drenos 1 e 5) e (drenos 8, 1, 28, 25 e 32);
- Valores de vazão de metano e temperatura do biogás nos conjuntos (drenos 1 e 5) e (drenos 8, 1, 28, 25 e 32);
- Valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás nos conjuntos (drenos 1 e 5) e (drenos 8, 1, 28, 25 e 32).

Os conjuntos de drenos estudados foram selecionados e identificados no aterro de Rio Claro (Figura 25).

Figura 25. Aterro sanitário de Rio Claro com a disposição dos drenos de biogás



Fonte: Adaptado GOOGLE EARTH (2014); CASTRO (2016, p. 68)

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os drenos selecionados foram divididos em grupos de células com diferentes idades de aterramento no aterro sanitário do município de Rio Claro/SP.

No primeiro bloco foi analisado o comportamento dos drenos 1 e 5 que possuem a mesma idade de aterramento, porém se diferenciam pelo fato do dreno 1 não receber a recirculação de lixiviado e o dreno 5 recebeu a recirculação de lixiviado.

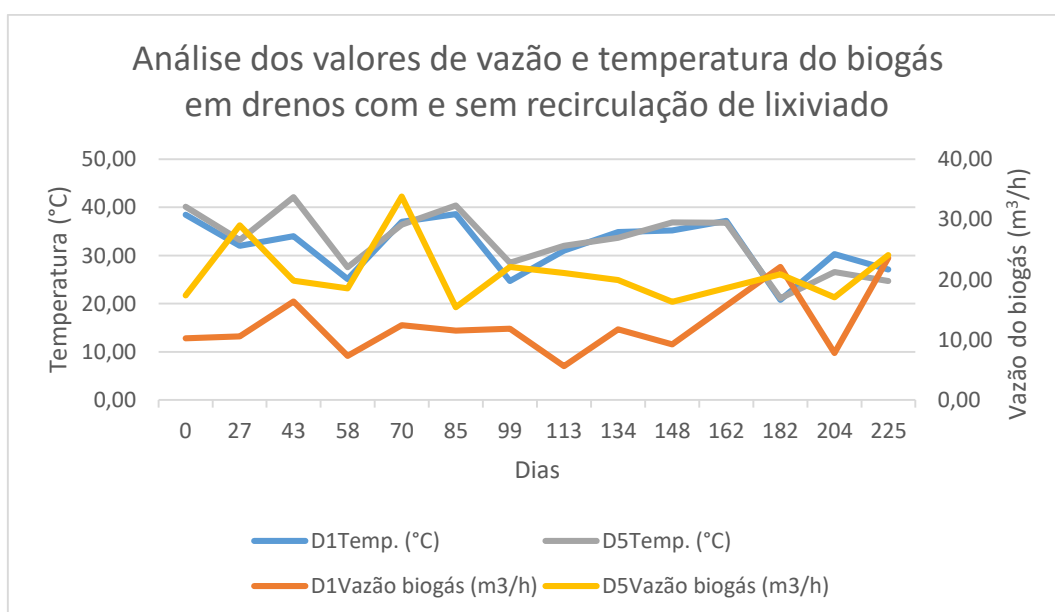
No segundo bloco foi analisado os comportamentos de drenos 8, 1, 28, 25 e 32 de idades diferentes de aterramento e sem recirculação de lixiviado.

7.1 Análise comparativa entre drenos de mesma idade de aterramento – dreno 1 (sem recirculação de lixiviado) e dreno 5 (com recirculação de lixiviado)

7.1.1 Comportamento da vazão e temperatura do biogás

Para a análise comparativa do comportamento da vazão e da temperatura entre drenos da mesma idade de aterramento, porém com perfil diferente em relação a recirculação de lixiviado foram selecionados os drenos 1 e 5. Os dados coletados e tabulados nos drenos 1 (sem recirculação de lixiviado) e 5 (com recirculação de lixiviado) estão localizados na célula antiga com 7 a 9 anos de aterramento conforme (Figura 26).

Figura 26. Análise dos valores de vazão e temperatura do biogás nos drenos com e sem recirculação de lixiviado



Fonte: Autor (2023)

Conforme apresenta a Figura 26 é possível observar que o dreno 5 com recirculação de lixiviado obteve produção maior de vazão de biogás e a temperatura média do biogás também se manteve mais alta que o dreno 1. Foi observado aumento de temperatura em alguns dias de coleta no dreno 5. No dia 43, o pico mais alto de temperatura chegou a 42,10 °C com vazão de biogás a 19,83 m³/h no dreno 5 enquanto que no dreno 1 a temperatura chegou a 34 °C com vazão do biogás a 16,39 m³/h.

Dessa forma, pode-se observar que a recirculação do lixiviado no dreno 5 manteve a atividade biológica e consequentemente a vazão de biogás.

O Coeficiente de Correlação de Pearson foram aplicados sobre os valores de vazão e temperatura do biogás nos drenos 1 e 5 (Tabela 6).

Tabela 6. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de vazão e temperatura do biogás

Pearson	D1	D5
Coeficiência de determinação R ²	0,196194	0,039135
R ² %	0,001962	0,000391
Coeficiente de Correlação R	0,442938	0,197826
Resultado	Fraca positiva	Fraca positiva

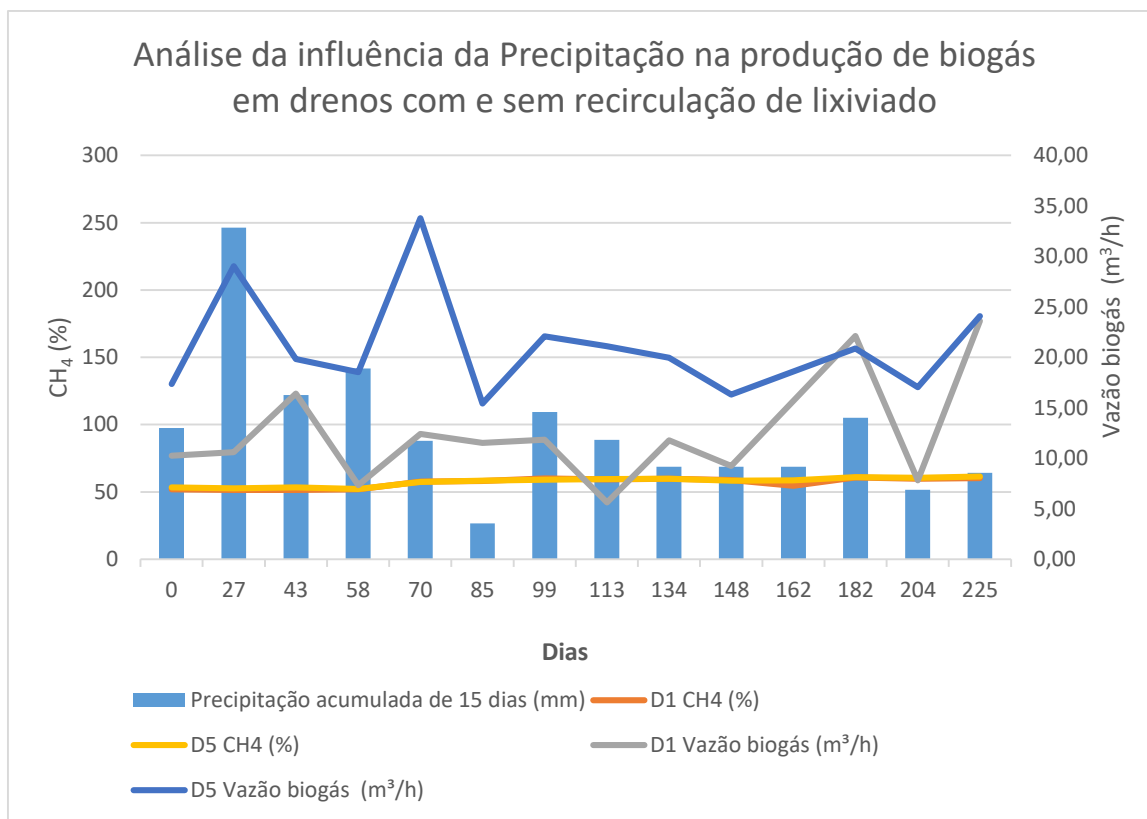
Fonte: Autor (2023)

Na análise do Coeficiente de Correlação de Pearson, os dados obtidos em relação aos drenos 1 e 5 mostraram uma correlação Fraca positiva para temperatura (°C) e vazão do biogás (m³/h), isto é, positiva porque quando uma variável aumenta a outra também aumenta, as duas variáveis estão diretamente correlacionadas e co-variam.

7.1.2 Comportamento da vazão do biogás, porcentagem de metano e análise da influência da precipitação

A análise da influência da precipitação acumulada em 15 dias (mm) na produção de biogás em drenos com e sem recirculação de lixiviado nos drenos 1 e 5 pode ser observada conforme (Figura 27).

Figura 27. Análise da influência da precipitação na produção de biogás em drenos com e sem recirculação de lixiviado



Fonte: Autor (2023)

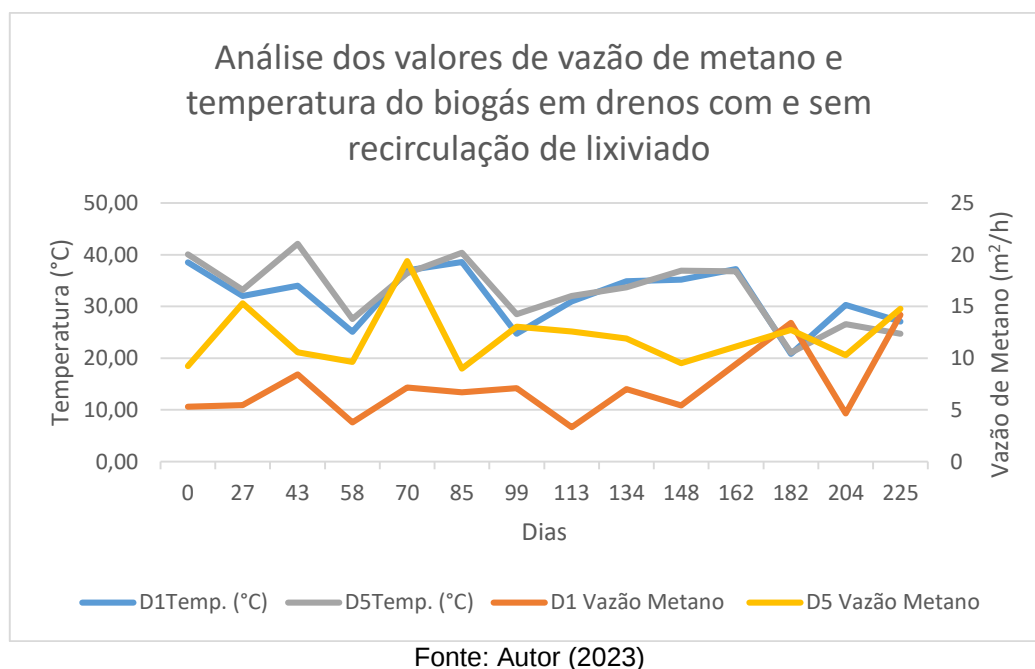
Na Figura 27 foi observado que os valores da concentração de metano no biogás mantiveram-se constantes durante todo o período de monitoramento, sem aparente influência das águas das chuvas que infiltram na massa de resíduos, porém os valores de vazão do biogás encontrados para o dreno 5 (com recirculação de lixiviado) mostram elevada variação, entre 15,42 m^3/h e 33,78 m^3/h , com média de 21 m^3/h e para a concentração de metano chegou na média de 57,52 % CH_4 . Já no dreno 1 (sem recirculação de lixiviado) houve variação entre 5,63 m^3/h e 23,59 m^3/h , com média de 12,58 m^3/h da vazão do biogás e para a concentração de metano o valor foi de 56,80 % CH_4 .

No caso da vazão do biogás, observou-se que no dreno 5 a vazão foi mais elevada devido a recirculação do lixiviado que mantém a umidade no período de estiagem/diminuição da chuva.

7.1.3 Comportamento da vazão do metano e temperatura do biogás

Foi realizado a análise dos valores de vazão de metano e temperatura do biogás nos drenos 1 e 5 conforme (Figura 28).

Figura 28. Análise dos valores de vazão de metano e temperatura do biogás nos drenos com e sem recirculação de lixiviado



Através do Figura 28 é possível observar que o dreno 5 (com recirculação de lixiviado) obteve produção maior de vazão de metano e temperatura elevada em relação ao dreno 1 (sem recirculação de lixiviado).

No dia 43, o pico mais alto de temperatura chegou a 42,10 °C com vazão de metano a 10,57 m³/h no dreno 5 enquanto que no dreno 1 a temperatura chegou a 34 °C com vazão de metano a 8,44 m³/h.

Dessa forma, pode-se observar que a recirculação do lixiviado no dreno 5 causou influência no aumento da atividade biológica e consequentemente o aumento da vazão de metano.

O Coeficiente de Correlação de Pearson foram aplicados sobre os valores de vazão de metano e temperatura do biogás nos drenos 1 e 5 (Tabela 7).

Tabela 7. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de vazão de metano e temperatura do biogás

Pearson	D1	D5
Coeficiência de determinação R^2	0,226077	0,075617
R^2 %	0,002261	0,000756
Coeficiente de Correlação R	0,475476	0,274985
Resultado	Fraca positiva	Fraca positiva

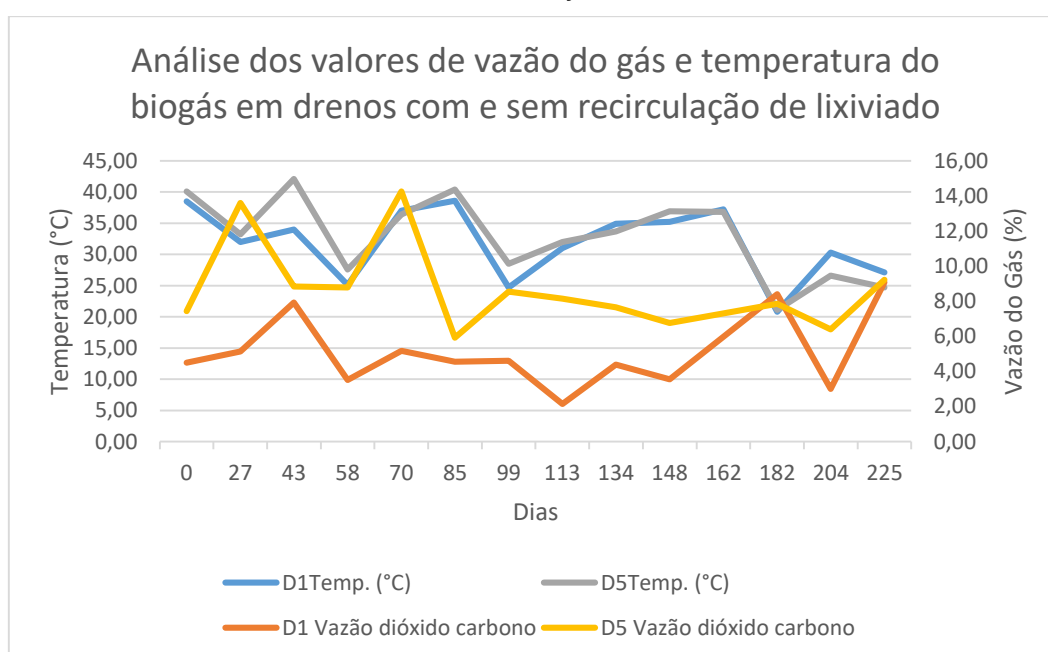
Fonte: Autor (2023)

Na análise do Coeficiente de Correlação de Pearson, os dados obtidos em relação aos drenos 1 e 5 mostraram uma correlação Fraca positiva para os valores de vazão de metano e temperatura do biogás. Sendo assim, as duas variáveis estão diretamente correlacionadas e co-variam, isto é, quando uma variável aumenta a outra também aumenta.

7.1.4 Comportamento da vazão do dióxido de carbono e temperatura do biogás

A análise dos valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás nos drenos 1 e 5 pode ser visto conforme (Figura 29).

Figura 29. Análise dos valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás nos drenos com e sem recirculação de lixiviado



Fonte: Autor (2023)

Através da Figura 29 é percebido picos de vazão do dióxido de carbono no dreno 5 em relação ao dreno 1. O pico mais alto da vazão do dióxido de carbono no dreno 1 foi de 9,08 m³/h com temperatura a 27,10 °C enquanto que no dreno 5 foi encontrado picos de 14,26 m³/h, a temperatura de 36,40 °C. É possível observar que o dreno 5 com recirculação de lixiviado obteve maior produção de CO₂ e sua temperatura também se manteve mais alta que o dreno 1. Dessa forma, pode-se observar que a recirculação causou influência no aumento de atividade biológica e consequentemente aumentou a vazão do biogás.

O Coeficiente de Correlação de Pearson foram aplicados sobre os valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás nos drenos 1 e 5 (Tabela 8).

Tabela 8. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura do biogás

Pearson	D1	D5
Coeficiência de determinação R ²	0,156382	0,011335
R ² %	0,001564	0,000113
Coeficiente de Correlação R	0,395451	0,274985
Resultado	Fraca positiva	Fraca positiva

Fonte: Autor (2023)

Na análise do Coeficiente de Correlação de Pearson, os dados obtidos em relação aos drenos 1 e 5 mostraram uma correlação Fraca positiva para temperatura e vazão de dióxido de carbono, quando uma variável aumenta a outra também aumenta, isto é, as duas variáveis estão diretamente correlacionadas.

Na conclusão das análises realizadas no conjunto dos drenos 1 (sem recirculação de lixiviado) e 5 (com recirculação de lixiviado) observou-se que:

- Em relação aos valores da vazão de biogás, pode-se concluir que são mais constantes no dreno 5 (com recirculação de lixiviado) em relação ao dreno 1 (sem recirculação de lixiviado) mesmo possuindo a mesma idade de disposição no aterro;
- Em períodos de baixa ou ausência de pluviosidade (estiagem) ocorre a redução da vazão no dreno 1 (sem recirculação de lixiviado) e no dreno 5 (com recirculação de lixiviado) foi menos suscetível a variação de umidade.

- Dessa forma, a prática de recirculação de lixiviado do aterro contribuiu para a manutenção dos teores de umidade necessários para a manutenção da atividade biológica.
- Na análise de metano em dreno 1 (sem recirculação de lixiviado) e 5 (com recirculação de lixiviado) não houve muita variação, dessa forma, pode-se concluir que a prática de recirculação não influencia na porcentagem de metano no biogás.
- Conclui-se então que a recirculação de lixiviado na área do dreno 5 contribuiu para acelerar o processo de degradação do material orgânico dos resíduos otimizando a produção de biogás.

7.2 Análise comparativa entre drenos de diferentes idades de aterramento – drenos 8, 1, 28, 25 e 32 – (todos sem recirculação de lixiviado)

7.2.1 Comportamento na vazão e temperatura de biogás

Para a análise a seguir, foram separados drenos que fazem parte de áreas com diferentes idades da disposição dos resíduos no aterro sanitário observando a vazão do biogás (m^3/h) e da temperatura ($^{\circ}\text{C}$).

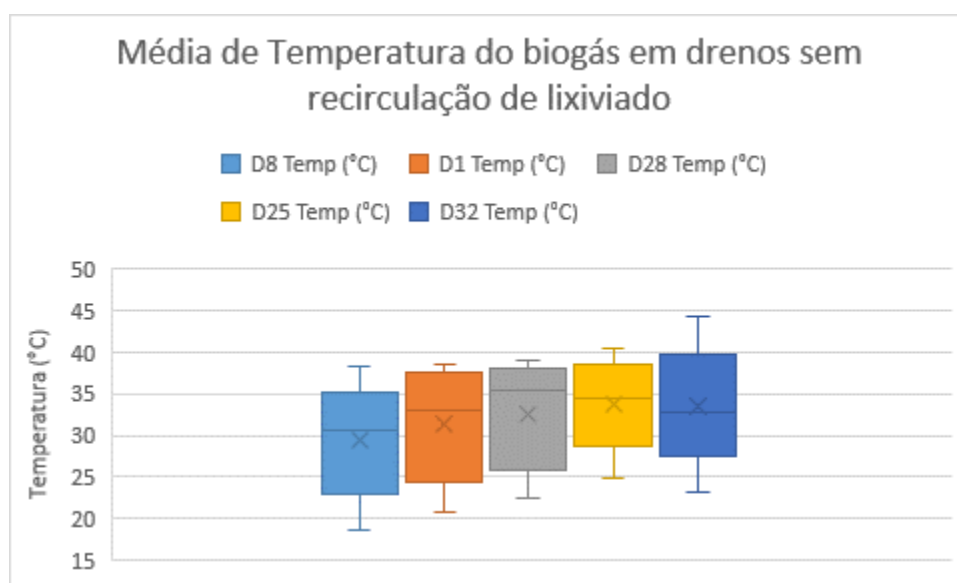
Os valores da média da vazão e temperatura do biogás nos drenos sem recirculação de lixiviado são:

- Dreno 8: localizado na célula mais antiga do aterro sanitário, próxima às lagoas de lixiviado. Sua idade é de 11 anos de disposição de resíduos aterrados. A média da vazão de biogás foi de $11,77 \text{ m}^3/\text{h}$ e temperatura de $29,92 ^{\circ}\text{C}$;
- Dreno 1: localizados na célula antiga com 7 a 9 anos de aterramento. A média da vazão de biogás foi de $14,89 \text{ m}^3/\text{h}$ e temperatura de $31,89 ^{\circ}\text{C}$;
- Dreno 28: localizado adjacente à área de alteamento com 3 e 5 anos de aterramento. A média da vazão de biogás foi de $32,74 \text{ m}^3/\text{h}$ e temperatura de $33,53 ^{\circ}\text{C}$;
- Dreno 25: localizado na área de alteamento com resíduos com 3 a 5 anos nas camadas inferiores recebendo resíduos novos em alteamento da última camada com resíduos de até 2 anos. A média da vazão de biogás foi de $32,25 \text{ m}^3/\text{h}$ e temperatura de $34,08 ^{\circ}\text{C}$;

- Dreno 32: localizado na célula nova com frente de operação do aterro com recebimento de resíduos novos de 1 a 2 anos de disposição. A média da vazão de biogás foi de 34,28 m³/h e temperatura de 39,51 °C.

Os valores da média da temperatura em drenos com idade diferente de resíduos podem ser observados conforme (Figura 30).

Figura 30. Análise da média da temperatura do biogás em drenos sem recirculação de líquido



Fonte: Autor (2023)

Através da observação e comparação em relação à média da temperatura os dados foram:

- Dreno 8: mínimo 18,50 °C, mediana 30,50 °C e máximo 38,20 °C;
- Dreno 1: mínimo 20,80 °C, mediana 22 °C e máximo 38,60 °C;
- Dreno 28: mínimo 22,40 °C, mediana 35,30 °C e máximo 38,90 °C;
- Dreno 25: mínimo 24,80 °C, mediana 34,40 °C e máximo 40,40 °C;
- Dreno 32: mínimo 23,20 °C, mediana 32,65 °C e máximo 44,40 °C;

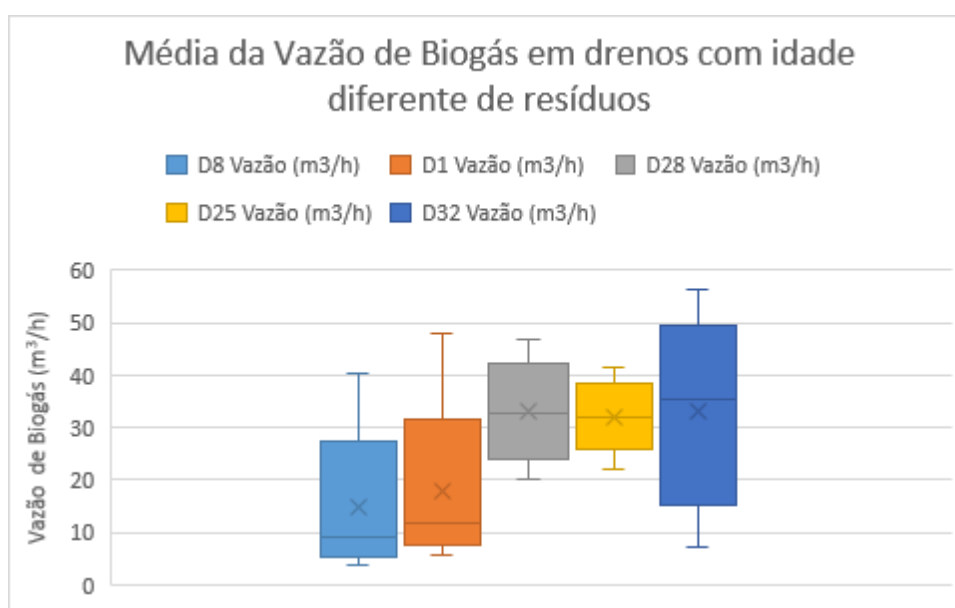
Conforme apresenta a Figura 30 a temperatura do gás tende a diminuir de acordo com o aumento da idade de disposição dos resíduos sólidos devido a redução da atividade biológica. Quando recebe nova camada de disposição de resíduos sobre a camada de resíduos mais antigo faz com que a temperatura aumente e isso ocorre devido ao aumento da atividade biológica. Dessa forma, demonstrando o aumento da atividade em relação a área que não recebeu novas camadas. Camadas de resíduos

mais novos possuem maior quantidade de matéria orgânica biodegradável e consecutivamente maior vazão dos gases. Essa atividade biológica é uma reação exotérmica gerando calor que interfere na temperatura do gás.

A comparação dos dados do dreno 25 que possui resíduos com a mesma idade dos dispostos no dreno 28, apresentou aumento de temperatura devido ao recebimento de resíduos novos em alteamento da última camada o que resultou no aumento da atividade na massa de resíduo. Dessa forma, houve aumento da atividade biológica e que pode ser confirmado observando o dreno 32 que é mais novo e que está produzindo maior vazão com alta temperatura.

Os valores da média da vazão do biogás (m^3/h) nos drenos sem recirculação de lixiviado podem ser conferidos conforme (Figura 31).

Figura 31. Análise da média da vazão do biogás em drenos sem recirculação de lixiviado



Fonte: Autor (2023)

Os valores da média da vazão do biogás (m^3/h) nos drenos foram:

- Dreno 8: mínima 3,90 m^3/h , mediana 9,07 m^3/h , máximo 40,38 m^3/h ;
- Dreno 1: mínima 5,63 m^3/h , mediana 11,64 m^3/h , máximo 48 m^3/h ;
- Dreno 28: mínima 20,05 m^3/h , mediana 32,59 m^3/h , máximo 46,89 m^3/h ;
- Dreno 25: mínima 22,11 m^3/h , mediana 31,95 m^3/h , máximo 41,62 m^3/h ;
- Dreno 32: mínima 7,29 m^3/h , mediana 35,35 m^3/h , máximo 56,32 m^3/h .

É perceptível que os drenos com idade de resíduos mais novos produziram maior vazão de biogás devido a atividade biológica atuante nos drenos 28, 25 e 32.

Completando o ciclo das análises, pode-se perceber que de acordo com a idade dos resíduos dispostos no aterro sanitário, a temperatura e a vazão de biogás vêm aumentando de forma crescente (dreno mais antigo para o mais novo) devido a atividade biológica. Este aumento de vazão e temperatura do biogás acontece até atingir um certo ponto e depois começa a diminuir devido à exaustão da matéria orgânica e diminuição da atividade.

O Coeficiente de Correlação de Pearson foram aplicados sobre os valores de vazão e temperatura do biogás nos drenos 8, 1, 28, 25 e 32 (Tabela 9).

Tabela 9. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de Temperatura e Vazão do Biogás

Pearson	D8	D1	D28	D25	D32
Coeficiência de determinação R^2	0,010971	0,0048959	0,009293	0,148244	0,265381
R^2 %	1,097122	0,4895901	0,92929	14,82441	26,53805
Coeficiente de Correlação R	0,104744	0,0699707	0,0964	0,385025	0,515151
Resultado	Fraca positiva	Ínfima positiva	Ínfima positiva	Fraca positiva	Moderada positiva

Fonte: Autor (2023)

Na análise do Coeficiente de Correlação de Pearson, os dados obtidos em relação aos drenos 8, 1, 28, 25 e 32 mostraram uma correlação positiva em relação a temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e vazão do biogás (m^3/h), pois quando uma variável aumenta a outra também aumenta, pois estão diretamente correlacionadas.

Nos resultados observa-se fraca positiva em relação aos drenos 8 e 25. No caso do dreno 25 com idade mais nova que o dreno 8 recebeu uma camada de alteamento sendo possível observar atividade biológica com produção de biogás e temperatura mais alta. O resultado Ínfima positiva para os drenos 1 e 28 mostrou que existe correlação entre as variáveis, porém os dados estão um pouco abaixo (dados insignificantes). Já o resultado moderado positivo para o dreno 32 mostra uma relação boa entre as duas variáveis que se justifica por possuir pouca idade e intensa atividade biológica fazendo com que ocorra o aumento da temperatura e a vazão do biogás.

7.2.2 Comportamento na vazão do metano e temperatura de biogás

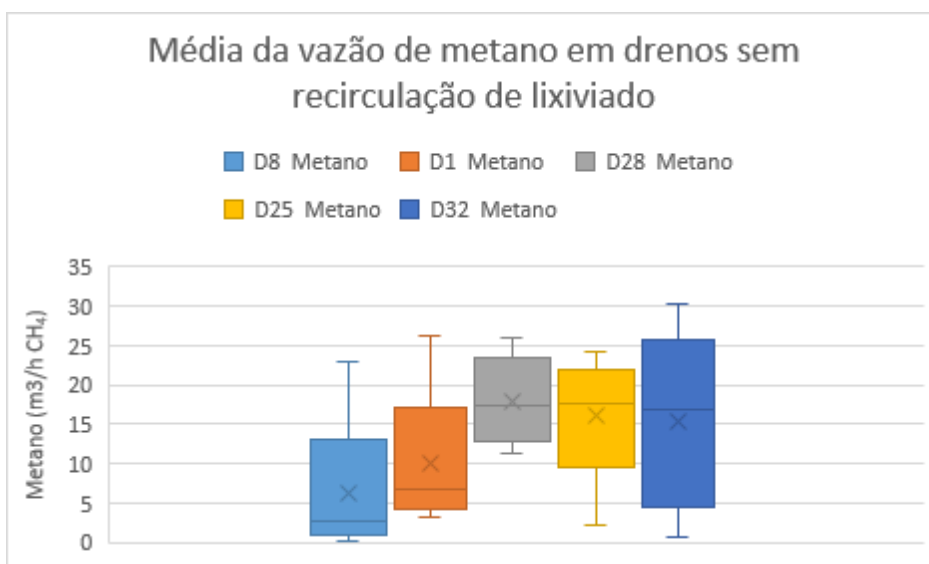
Os mesmos drenos foram analisados para os valores de vazão de Metano ($\text{m}^3/\text{h CH}_4$) e da Temperatura ($^{\circ}\text{C}$). Os valores são:

- Dreno 8: média de metano de $3,04 \text{ m}^3/\text{h CH}_4$ e temperatura de $29,92 ^{\circ}\text{C}$;
- Dreno 1: média de metano de $8,44 \text{ m}^3/\text{h CH}_4$ e temperatura de $31,89 ^{\circ}\text{C}$;
- Dreno 25: média de metano de $18 \text{ m}^3/\text{h CH}_4$ e temperatura de $34,08 ^{\circ}\text{C}$;
- Dreno 32: média de metano de $15,56 \text{ m}^3/\text{h CH}_4$ e temperatura de $39,51 ^{\circ}\text{C}$.

Ao calcular a média da vazão de metano, nota-se que os valores de metano e temperatura são crescentes de acordo com a idade de disposição dos drenos, porém no dreno 32 percebe-se uma elevação de temperatura ($39,51 ^{\circ}\text{C}$) se comparado com os demais drenos e também redução de metano devido a atividade biológica visto que o dreno tem pouca idade e com isso a produção de metano é reduzido.

Os valores da média da vazão do metano nos drenos sem recirculação de lixiviado podem ser conferidos conforme (Figura 32).

Figura 32. Análise da média da vazão de metano em drenos sem recirculação de lixiviado



Fonte: Autor (2023)

Os valores da média da vazão do metano nos drenos sem recirculação de lixiviado foram:

- Dreno 8: mínima $0,13 \text{ m}^3/\text{h}$, mediana $2,77 \text{ m}^3/\text{h}$, máximo $22,86 \text{ m}^3/\text{h CH}_4$;
- Dreno 1: mínima $3,33 \text{ m}^3/\text{h}$, mediana $6,86 \text{ m}^3/\text{h}$, máximo $26,14 \text{ m}^3/\text{h CH}_4$;

- Dreno 28: mínima 11,19 m³/h, mediana 17,43 m³/h, máximo 26,02 m³/h CH₄;
- Dreno 25: mínima 2,15 m³/h, mediana 17,67 m³/h, máximo 24,31 m³/h CH₄;
- Dreno 32: mínima 0,58 m³/h, mediana 16,76 m³/h, máximo 30,19 m³/h CH₄.

Quando comparado os valores dos drenos estudados, percebe-se que de acordo com a idade de disposição do resíduo ocorre o aumento na produção da vazão de metano nos drenos 8, 1, 28 e 25, sendo que no dreno 28 e 25 ocorreu um aumento dobrado em relação ao dreno 1. Logo em seguida é percebido uma queda na vazão de metano no dreno 32 devido a atividade biológica visto que o dreno tem pouca idade e com isso a produção de metano é reduzido. Algumas hipóteses podem ser levantadas em relação a redução do metano de acordo com Babilotte et al. (2010), pois dependem dos fatores relacionados ao ambiente interno do aterro, tais como: existência de captação de gases, recirculação de lixiviados, idade dos resíduos, tipo de solo, vegetação, variações do clima local (temperatura, precipitação, pressão atmosférica).

O Coeficiente de Correlação de Pearson foram aplicados sobre os valores de vazão de metano e temperatura nos drenos 8, 1, 28, 25 e 32 (Tabela 10).

Tabela 10. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de Temperatura e Vazão do Metano

Pearson	D8	D1	D28	D25	D32
Coeficiência de determinação R ²	0,009086	0,0004672	0,002698	0,17783	0,189661
R ² %	0,908632	0,0467243	0,26977	17,783	18,96611
Coeficiente de Correlação R	0,095322	0,0216158	0,051939	0,421699	0,435501
Resultado	Ínfima positiva	Nula	Nula	Fraca positiva	Fraca positiva

Fonte: Autor (2023)

Na análise do Coeficiente de Correlação de Pearson, os dados obtidos mostraram uma correlação Fraca positiva para temperatura e de vazão de Metano em relação aos drenos 25 e 32, Ínfima (insignificante) positiva para o dreno 8, nula para os drenos 1 e 28. Nula significa que as duas variáveis não dependem linearmente uma da outra, neste caso pode existir uma outra dependência não linear

Quando o coeficiente de correlação de Pearson for positivo significa que as variáveis se correlacionam e andam juntas e na mesma direção (ascendente). Nos drenos 1 e 28 o coeficiente de correlação de Pearson foi nula, porque através dos

pontos medidos houve uma grande dispersão não seguindo uma tendência positiva e nem negativa.

7.2.3 Comportamento na vazão do dióxido de carbono e temperatura de biogás

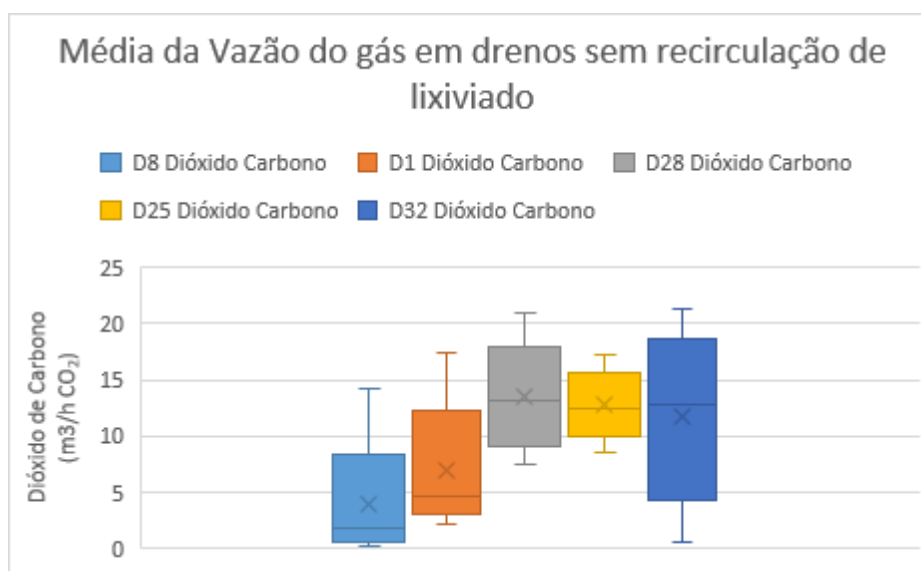
Os mesmos drenos foram analisados para os valores da média de vazão de Dióxido de Carbono e da Temperatura. Os valores são:

- Dreno 8: dióxido de carbono 2,08 m³/h CO₂ e temperatura de 29,92 °C;
- Dreno 1: dióxido de carbono 5,96 m³/h CO₂ e temperatura de 31,89 °C;
- Dreno 28: dióxido de carbono 2,93 m³/h CO₂ e temperatura de 33,53 °C;
- Dreno 25: dióxido de carbono 2,72 m³/h CO₂ e temperatura de 34,08 °C;
- Dreno 32: dióxido de carbono 11,82 m³/h CO₂ e temperatura de 39,51 °C.

Nota-se que os valores do dióxido de carbono e temperatura vão crescendo de acordo com a idade dos resíduos nos drenos, porém no dreno 32 ocorreu uma elevação muito alta de temperatura e dióxido de carbono.

Os valores da média da vazão do dióxido de carbono nos drenos sem recirculação de lixiviado podem ser conferidos conforme (Figura 33).

Figura 33. Análise da média da vazão do Dióxido de Carbono em drenos sem recirculação de lixiviado



Fonte: Autor (2023)

Os valores da média da vazão do dióxido de carbono nos drenos sem recirculação de lixiviado foram:

- Dreno 8: mínima 0,11 m³/h, mediana 1,78 m³/h, máximo 14,29 m³/h CO₂;

- Dreno 1: mínima 2,15 m³/h, mediana 4,58 m³/h, máximo 17,42 m³/h CO₂;
- Dreno 28: mínima 7,56 m³/h, mediana 13,13 m³/h, máximo 20,92 m³/h CO₂;
- Dreno 25: mínima 8,51 m³/h, mediana 12,43 m³/h, máximo 17,23 m³/h CO₂;
- Dreno 32: mínima 0,61 m³/h, mediana 12,87 m³/h, máximo 21,35 m³/h CO₂.

Na Figura 33 é possível observar que a incidência na vazão de dióxido de carbono é maior nos drenos 28, 25 e 32 em relação aos drenos 8 e 1 que são mais antigos, porém uma atividade biológica superior é observada no dreno 32 com resíduos mais novos e com uma temperatura alta também.

O Coeficiente de Correlação de Pearson foram aplicados sobre os valores de vazão de dióxido de carbono e temperatura nos drenos 8, 1, 28, 25 e 32 (Tabela 11).

Tabela 11. Aplicação do Coeficiente de Correlação de Pearson nos valores de Temperatura e Vazão de Dióxido de Carbono

Pearson	D8	D1	D28	D25	D32
Coeficiência de determinação R ²	0,003708	0,0056608	0,058414	0,15544	0,18597
R ² %	0,380807	0,5660842	5,841363	15,54402	18,597
Coeficiente de Correlação R	0,060894	0,0752386	0,241689	0,394259	0,431242
Resultado	Nula	Nula	Fraca positiva	Fraca positiva	Fraca positiva

Fonte: Autor (2023)

Na análise do Coeficiente de Correlação de Pearson, os dados obtidos mostraram uma correlação Fraca positiva para temperatura e vazão de Dióxido de Carbono em relação aos drenos 28, 25 e 32, nula para os drenos 8 e 1. Nula significa que as duas variáveis não dependem linearmente uma da outra, neste caso pode existir uma outra dependência não linear. Nos drenos 28, 25 e 32 vemos um coeficiente de correlação de Pearson positivo significando que as variáveis se correlacionam e andam juntas e na mesma direção (ascendente), porém fraca positiva. Nos drenos 1 e 8 o coeficiente de correlação de Pearson foi nula, porque através dos pontos medidos houve uma grande dispersão não seguindo uma tendência positiva e nem negativa.

7.2.4 Comportamento na vazão do biogás, porcentagem de metano e análise da influência da precipitação

Na comparação do conjunto de drenos de idades diferentes de resíduos, foi relacionado a influência da precipitação, metano e vazão do biogás:

- dreno 8:

Vazão do biogás: média de 6,89 m³/h com variação de 3,9 m³/h a 40,38 m³/h;

Metano: média de 49,63 %CH₄ com variação de 24,7 %CH₄ a 57,90 %CH₄;

- dreno 1:

Vazão do biogás: média de 16,39 m³/h com variação de 5,63 m³/h a 48,00 m³/h;

Metano: média de 58,86 %CH₄ com variação de 54,5 %CH₄ a 60,70 CH₄;

- dreno 28:

Vazão do biogás: média de 30,34 m³/h com variação de 23,83 m³/h a 44,71 m³/h.

Metano: média de 55,47 %CH₄ com variação de 50,9 %CH₄ a 58,30 CH₄;

- dreno 25:

Vazão do biogás: média de 34,86 m³/h com variação de 29 m³/h a 41,62 m³/h;

Metano: média de 56,69 %CH₄ com variação de 54,00 %CH₄ a 58,40 CH₄;

- dreno 32:

Vazão do biogás: média de 16,39 m³/h com variação de 7,29 m³/h a 42,19 m³/h.

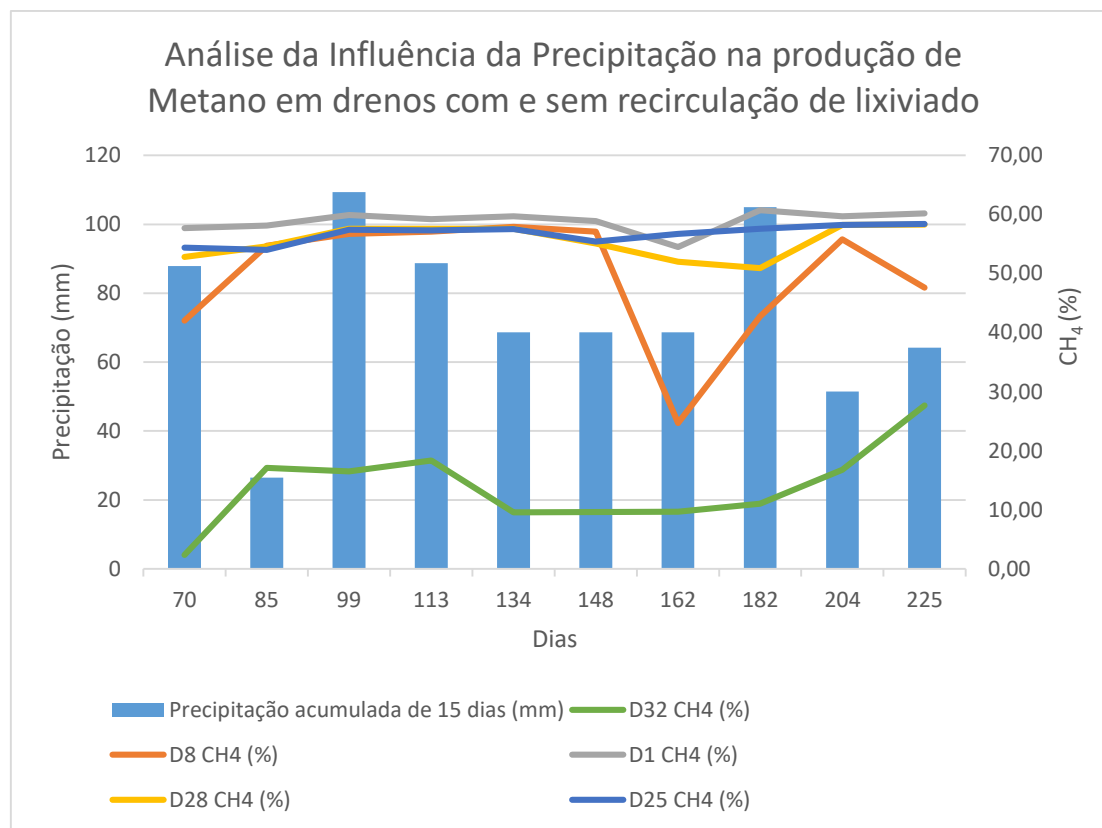
Metano: média de 23,11 %CH₄ com variação de 4,00 %CH₄ a 55,30 CH₄.

A média da vazão foi crescente de acordo com a idade dos resíduos. Os valores da porcentagem de metano relacionado a precipitação nos drenos sem recirculação de lixiviado podem ser conferidos conforme (Figura 34 e 35).

A temperatura ambiente e a precipitação apresentam fortes correlações com os componentes do gás de aterro (YANG, et al., 2015; DELKASH, et al 2015).

A precipitação influencia a mobilidade do gás metano através do solo à medida que os espaços vazios do solo ficam saturados com água (TECLE; LEE; HASAN, 2009).

Figura 34. Análise da influência da precipitação na produção de porcentagem de metano em drenos com e sem recirculação de lixiviado



Fonte: Autor (2023)

Observou-se que os drenos mais antigos produziram mais CH₄ em relação a Vazão do biogás (m³/h) que é o caso do dreno 1, 25, 28, 8 e 32 respectivamente.

No dreno 8, classificado como antigo, apresentou comportamento ao longo do tempo: em períodos de estiagem ou em que ocorre a diminuição da precipitação, a produção de metano tende a diminuir. A porcentagem de metano no dreno 8 com média de 49,63% obteve valor menor se comparado ao dreno 1 com média de 58,86%. Isso acontece devido à presença de resíduos com menor tempo de disposição nesta área do aterro.

O dreno 28 possui grande sensibilidade em relação à precipitação, apresentando quedas acentuadas na produção de metano em períodos de estiagem. O menor valor de concentração de metano alcançado pelo dreno 28 foi de 50,9% e o maior valor de concentração foi de 58,30%, sendo assim, é percebido o crescimento da curva de metano do dreno 28 com a presença de precipitação e também o decréscimo da curva é percebido com a diminuição da precipitação.

Observou-se uma diminuição da porcentagem de metano em todos os drenos nos períodos de estiagem. As porcentagens médias de metano nos drenos 1, 25 e 28

(58,86%, 56,69%, 55,47%, respectivamente) foram maiores quando comparadas com as médias apresentadas no dreno mais antigo. Neste caso, a produção de biogás não diminuiu nestes drenos devido a atividade biológica mantendo a umidade em períodos de seca.

Observou-se uma maior variação da concentração de metano em relação à precipitação para os drenos localizados em áreas com resíduos mais novos quando comparados com as áreas mais antigas, possivelmente pela maior atividade biológica que demanda maiores quantidades de água, e, portanto, mais suscetível a variação da precipitação.

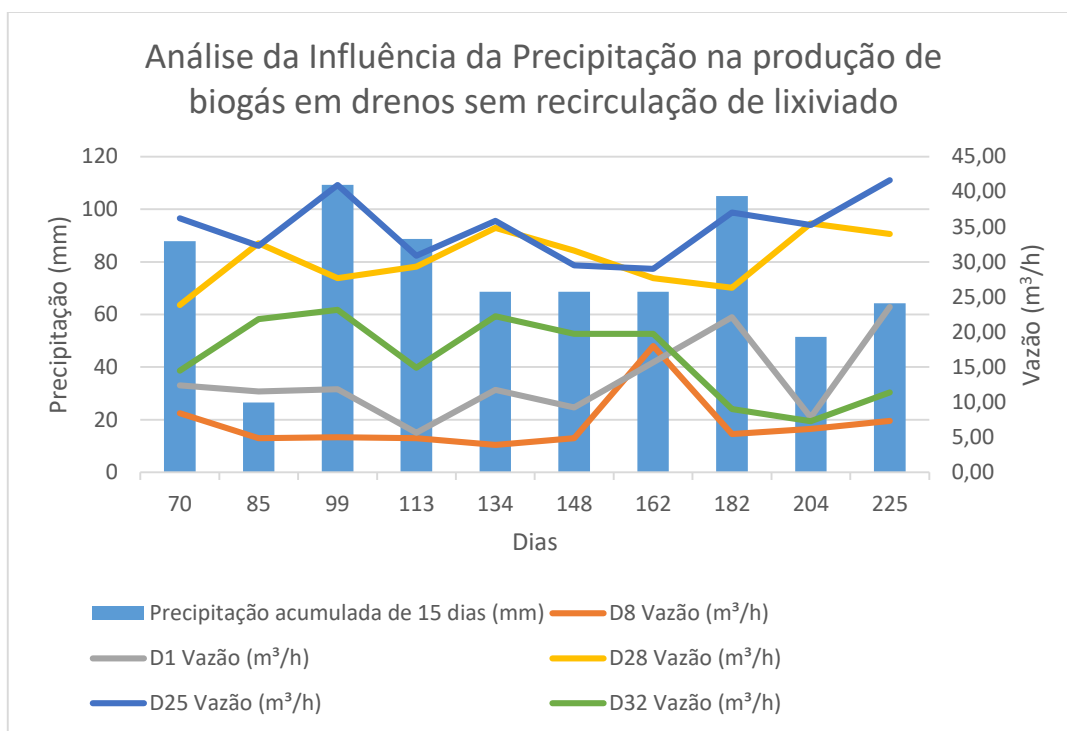
As emissões de CH_4 do aterro sanitário de Rio Claro foram estimadas individualmente de acordo com informações específicas da região (composição de resíduos, condições climáticas, características dos aterros, quantidade de resíduos descarte e outros parâmetros específicos) influenciando os fatores de emissão para aterros sanitários de acordo com o IPCC 2006.

Quando é registrado redução intensa de chuva, isso pode causar a intrusão de ar nos poços de monitoramento e reduzir as concentrações de CH_4 . Um aumento/diminuição na quantidade de água da chuva que penetra na camada de resíduos e flutuação na pressão atmosférica, também pode afetar a composição do biogás de aterro. Valores de CH_4 tipicamente superiores a 0,6 evidencia que a gaseificação anaeróbia devido à biodegradação de resíduos enterrados continua independentemente das altas e baixas quantidades de precipitação pluviométrica. Quando os valores de CH_4 em seção antiga for em sua maioria inferiores a 0,4 com algumas flutuações podem indicar que a fase metanogênica quase cessou (MASANAO NAGAMORI, 2016).

Existem dois estágios de vida em um aterro; sua fase de funcionamento, e sua etapa desativada, quando sua capacidade de armazenamento é atingida. Aterros em operação emitem mais CH_4 do que aterros desativados uma vez que a maior parte da degradação ocorre nos primeiros anos após descarte com taxas de emissão decrescentes com o tempo após o fechamento. Os resultados do estudo são informações importantes que podem ser usadas para a desenvolvimento de fator de emissão específico do país para estimativa de emissões de metano (DIMISKOVSKA; BERISHA, 2021; BORBA et al., 2018).

Os valores da vazão do biogás relacionado a precipitação nos drenos sem recirculação de lixiviado podem ser conferidos conforme (Figura 35).

Figura 35. Análise da influência da precipitação na produção de biogás em drenos sem recirculação de líquido



Fonte: Autor (2023)

Dentre os drenos 8, 1, 28, 25 e 32, o dreno 8 apresentou o menor média de vazão de biogás com 6,89 m³/h. A quantidade de resíduos nesta área mais antiga apresenta menor atividade biológica utilizando pouco volume de água precipitada. Já os drenos mais novos, possuem maior atividade biológica e necessitam de mais água.

O dreno 1 obteve a média de vazão do biogás em torno de 16,39 com picos entre 5,63 e 48 m³/h. O comportamento do dreno 32 foi semelhante ao dreno 1 com média de 16,39 variando entre 7,29 e 42,19. Já comparando os drenos 28 e 25 que possuem a mesma idade de disposição de resíduos observou uma semelhança nos dados. O dreno 25 se sobressaiu devido o recebimento de uma nova camada de resíduos. Sua média foi 34,86 com variação entre 29 e 41,62 enquanto que o dreno 28 obteve média de 30,34 e variação de 23,83 a 44,71.

Observou-se que a influência da precipitação na concentração de metano e na vazão do biogás, em áreas com resíduos mais antigos foi pouco expressiva devido à baixa quantidade de resíduos. Dessa forma, a atividade biológica é menor e consequentemente necessita de menores quantidades para a degradação.

O dreno 25 mostrou pouca variação nas taxas de produção de metano e vazão em relação à precipitação, a média foi de 34,86 m³/h. Os valores de vazão de biogás no dreno 25 permaneceram altas, com uma diminuição nos intervalos dos períodos sem precipitação. Já no dreno 28 apresentam grande e constante oscilação (com vazão média de 30,34 m³/h), não se mostrando perceptível a influência da precipitação.

Para a análise do conjunto dos drenos 8, 1, 28, 25 e 32 (todos sem recirculação de lixiviado) pode-se concluir que:

- Observou-se através dos dados que no período de baixa ou ausência de pluviosidade (estiagem) ocorreu uma redução da vazão do biogás em todos os drenos tanto os mais antigos quanto os mais novos.
- A produção de biogás foi menor em áreas mais antigas. Os valores crescentes de vazão de biogás sinalizam para o aumento da atividade biológica anaeróbia.
- No dreno 25, devido ao processo de alteamento da última camada, sendo agregado novos resíduos a ela, ocorreu um aumento da atividade biológica e consequentemente uma elevação da vazão.
- Quando ocorre maior precipitação aumenta a umidade na massa dos resíduos aumentando a vazão dos gases. Já a porcentagem de metano pode-se associar ao processamento da degradação anaeróbia.

8. CONCLUSÕES

De acordo com os objetivos propostos neste trabalho pode-se concluir:

- Em relação a influência da precipitação na vazão do biogás foi observado a redução nos períodos de estiagem;
- Períodos de maior precipitação aumenta a umidade na massa dos resíduos e aumentando a vazão do biogás;
- A influência da precipitação na geração de biogás foi mais acentuada em células nas áreas com resíduos com menor tempo de disposição no aterro, ou seja, com maior disponibilidade de substrato;
- A produção de biogás foi menor em áreas mais antigas. Os valores crescentes de vazão de biogás sinalizam para o aumento da atividade biológica anaeróbia;
- A recirculação de lixiviado manteve o processo de degradação do material orgânico dos resíduos através da atividade biológica e com isso manteve a produção de biogás mais estável. Por outro lado, não foi observada a influência da prática de recirculação na porcentagem de metano do biogás;
- Análise do comportamento da temperatura em relação a vazão do biogás foi percebido uma relação direta entre temperatura e a vazão do biogás, com baixo coeficiente de correlação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896. Aterros de resíduos não perigosos** – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004 - Resíduos Sólidos** – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo: Abrelpe, 2017. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf>. Acesso em: 03 set. 2021.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo: Abrelpe, 2020. Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/7758785/mod_resource/content/1/Panorama_Abrelpe_2022.pdf#:~:text=Os%20gr%C3%A1ficos%20e%20as%20tabelas,kg%20de%20res%C3%ADduos%20por%20dia.>>. Acesso em: 03 set. 2021.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo: Abrelpe, 2022. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf>. Acesso em: 21 jun. 2023.

AGBOZU, I.; Oghama, O.; ODHIKORI, J. Physico-chemical characterization and pollution index determination of leachates from Warri Waste Dumpsite, Southern Nigeria. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v. 19, p. 361-372, 2015.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **BIG - Banco de Informações de Geração**. 2016. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/informacoes-tecnicas/-/asset_publisher/CegkWaVJWF5E/content/big-banco-de-informacoes-de-geracao/655808?inheritRedirect=false>. Acesso em: 02 fev. 2016.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Capacidade de geração do Brasil**. Brasília: aneel, (2015a). Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/CombustivelListaUsinas.asp?classe=Biomassa&combustivel=19&fase=3>>. Acesso em: 10 out. 2019.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Matriz de energia elétrica, Banco de Informações de Geração (BIG)**. Brasília: aneel, (2015b). Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>>. Acesso em: 10 out. 2019.

AHMADIAN, M.; RESHADAT, S.; YOUSEFI, N.; MIRHOSSIENI, S.H.; ZARE, M.R.; GHASEMI, S.R.; RAJABI GILAN, N.; KHAMUTIAN, R.; FATEHIZADEH, A. Municipal leachate treatment by Fenton process: effect of some variable and kinetics. **J. Environ. Public Health**, 169682, 2013.

ALBERTE, Elaine Pinto Varela; CARNEIRO, Alex Pires; KAN, Lin. Recuperação de áreas Degradadas por Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos. **Diálogos & Ciência**: Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana, ano III, n. 5, jun. 2005. Disponível em: < http://web-resol.org/textos/20-06-2005_11-50-14_linkan.pdf>. Acesso em: 28 ago. 2019.

AL_JAF, Aeesha Falah; AL-AMEEN; Ibraheem Jathwa. Modeling of municipal solid waste landfill gas generation: a case study, Kirkuk, Iraq. **J. Mater. Environ. Sci.**, v. 10, n. 10, p. 987-994, 2019. Disponível em: <<http://www.jmaterenvironsci.com>>. Acesso em: 20 jan. 2020.

ALKMIN, D. V.; UBERTO JR, L. U. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, Estado de Minas Gerais. **Caminhos de Geografia**, v. 18, p. 65-82, 2017.

AMINI, H.; REINHART, D.; NISKANEN, A. Comparison of firstorder-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. **Waste Manage.**, v. 33, p. 2720-2728, 2013.

ANP – AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. **Resolução Normativa nº 8, de 30 de janeiro de 2015** - Estabelece a especificação do Biometano contida no Regulamento Técnico ANP nº 1/2015, parte integrante desta Resolução. Brasília: Diário Oficial, 2015.

APPELS, L.; LAUWERS, J.; DEGRÈVE, J.; HELSEN, L.; LIEVENS, B.; WILLEMS, K.; VAN IMPE, J.; DEWIL, R. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, dec, 2011, p. 4295-4301. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032111003686>>. Acesso em: jan, 2022.

APPELS, L.; BAEYENS, J.; DEGRÈVE, J.; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, 2008, p. 755-81.

ASGARI, A.; GHORBANIAN, T.; YOUSEFI, N.; DADASHZADEH, D.; KHALILI, F.; BAGHERI, A.; RAEI, M.; MAHVI, A.H. Quality and quantity of construction and demolition waste in Tehran. **J. Environ. Health Sci. Eng.**, v. 15, n. 1, f. 14, p. 1- 18, 2017.

ATABI, F.; EHYAEI, M.A.; AHMADI, M.H. **Calculation of CH₄ and CO₂ emission rate in Kahrizak landfill site with land GEM mathematical model**. In: The 4th World Sustainability Forum, 2014.

BABILOTTE, A.; LAGIER, T. FIANI, E.; TARAMINI, V. Fugitive methane emissions from landfills: Field comparasion of five methods on a landfill. **Journal of Environmental Engineering – ASCE**, agoust, p. 777-784, 2010.

BAE, B. et al. Treatment of Landfill Leachate Using Activated Sludge Process and Electro-Beam Radiation. **Water Research**, v. 33, n. 11, p. 2669-2673, 1999.

BANCO MUNDIAL. World Bank **Annual Report 2004/Banco Mundial relatório anual 2004**: ano em perspectiva. 2004. Disponível em: <<https://documents.worldbank.org/pt/publication/documents-reports/documentdetail/726401468762349134/banco-mundial-relatorio-anual-2004-ano-em-perspectiva>>. Acesso em: 10 jun. 2020.

BARCELO, Beatriz Rodrigues de S. **Avaliação de diferentes inócuos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 90 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, UnB – Brasília, 2009.

BARIN, A. **Seleção de sistemas de geração de energia elétrica a partir de resíduos sólidos urbanos**: uma abordagem com a lógica difusa. 2012. 153f. Tese (Doutorado em Energia Elétrica) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. Disponível em: <<https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/3668/BARIN%2c%20ALEXANDRE.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 10 out. 2019.

BARKER, H. A. Biological formation of methane. **Industrial and Engineering Chemistry**, Washington, v. 48, n. 9, p. 1438-1442, 1956.

BAUN, A.; REITZEL, L. A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. L.; J. CONTAM. **Hydrol**, v. 2, p. 1916, 2003.

BERRÍOS, Manuel B. R. Resíduos sólidos urbanos e impacto ambiental na sua disposição final. In: **SIMPÓSIO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA**, 11, 1991. Porto Alegre. Anais... Porto Alegre: UFRS, 1991.

BERRÍOS, Manuel B. R. Técnicas de amostragem de resíduos sólidos. In: **Indicadores ambientais** (coord. de N. Maia e H. Martos), Sorocaba: os autores, 1997.

BIAN, Rongxing; XIN, Danhui; CHAI, Xiaoli. Methane emissions from landfill: influence of vegetation and weather conditions. **Environmental Technology**, v. 40 nº 16, p. 1 – 22, fev – 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/323072761_Methane_emissions_from_landfill_influence_of_vegetation_and_weather_conditions/link/5ab927e70f7e9b68ef532674/download>. Acesso em: 10 abr. 2020.

BILGILI, M. S.; DEMIR, A.; VARANK, G. Evaluation and modeling of biochemical methane potential (BMP) of landfilled solid waste: A pilot scale study. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 21, p. 4976-4980, 2009.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, 2011.

BLEY JR, Cicero. Produto Biogás: Reflexões sobre sua Economia. In: TAVARES, W. M. (Coord.). **Energias renováveis**: riqueza sustentável ao alcance da sociedade. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012. (Série cadernos de altos estudos, 10).

BORBA, Priscila Falcão de Sá; MARTINS, Eduardo Monteiro; CORREA, Sergio Machado; RITTER, Elisabeth. Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no Rio de Janeiro. **Eng Sanit Ambient**, v.23, n.1, jan/fev 2018, p. 101-111. Disponível em: <www.scielo.br/pdf/esa/v23n1/1809-4457-esa-23-01-101.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2019.

BRADY, N. C.; Weil, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Porto Alegre, Bookman, 704 p, 2013.

BRAGAGNOLO, Lucimara; FERRAZZO, Suéllen Tonatto; BRUM, Fernanda Machado; KORF, Eduardo Pavan; MOSSI, Altemir José. Composição gravimétrica e estimativa de geração per capita municipal de resíduos sólidos urbanos destinados ao Aterro Sanitário de Palmeira das Missões, Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent.*, vol. 7, n. 16, p. 953-970, 2020. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/d0a8/9e279276cc85696ec63a863e84e79614d58f.pdf>>. Acesso em: 03 set. 2021.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília: Senado, 1988.

BRASIL. **Decreto no 7.404, de 23 de dezembro de 2010**. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Brasília, 2010.

BRASIL. Governo Federal. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. 2012. Disponível em: <https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf>. Acesso em: 05 set. 2021.

BRASIL. **Lei Federal nº 10.438**. Dispõe sobre a expansão da oferta de energia elétrica emergencial, cria o Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (Proinfa), e dá outras providências. Brasília, 2002. Disponível em: <www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2002/L10438.htm>. Acesso em: 10 out. 2019.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981.

BRASIL. **Lei nº 11.107 de 6 de abril de 2005**. Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. - Lei de Consórcios Públicos. Brasília, 2005.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, 2007.

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

2019. 247 p. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-do-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-2018>>. Acesso em: 03 set. 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Estudo do potencial da geração de energia renovável proveniente dos “aterros sanitários” nas regiões metropolitanas e grandes cidades do Brasil**. Convênio FEALQ. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2015. Disponível em: <<https://www.cepea.esalq.usp.br/br/documentos/texto/-abahrefcepeammaphpd-estaque-estudo-do-potencial-da-geracao-de-energiarenovavel-proveniente-dos-aterros-sanitarios-nas-regioes-metropolitanas-e-grandes-cidades-do-brasil-a-b.aspx>>. Acesso em: 10 out. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos**. Brasília: MMA, 2012. Disponível em: <https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decret_o_280812.pdf>. Acesso em: 13 ago. 2021.

BRASIL. Potencial de energias renováveis-biomassa, resíduos e hidroeletricidade. Belo Horizonte: **FEAM**. v. 2, 2014. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/EnergiaMudancasClimaticas/Publicacoes2014/pemc_potencial_er_vol_ii_v1.0_15_04_2014.pdf>. Acesso em: 17 abr. 2023.

BRASIL. Presidência da República. **Lei 12.305, 2 de agosto 2010**. Brasília: Planalto, 2010. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 14 ago. 2021.

BRASIL. Presidência da República. **Lei 14.026, 15 de julho 2020**. Brasília: Planalto, 2020. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm>. Acesso em: 14 ago. 2021.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil**: substratos, digestores e uso de biogás / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ). Brasília, DF: Ministério das Cidades, 83p. 2015.

BRYANT, M. P. Microbial methane production. **Theoretical aspects. Journal of Animal Science**, New York, v. 48, n. 1, p. 193-201, 1979.

BUSWELL, A. M., SOLLO, F. W. **The mechanism of methane fermentation. Industrial and Engineering Chemistry**, Washington, v. 70, p. 1178-1180, 1948.

BUSWELL, A. M., MUELLER, H. F. The mechanism of methane fermentation. **Industrial and Engineering Chemistry**, Washington, v. 44, n. 3, p. 550-552, 1952.

CAICEDO-CONCHA, Diana M.; SANDOVAL-COBO, John J., FERNANDO, Colmenares-Quintero Ramón; MARMOLEJO-REBELLÓN, Luis F.; TORRES-LOZADA, Patricia; Sonia, Heaven. The potential of methane production using aged landfill waste in developing countries: A case of study in Colombia. Caicedo-Concha et al. **Cogent Engineering**, v. 6, f. 1664862, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/23311916.2019.1664862>>. Acesso em: 24 jan. 2020.

CASTRO, Marcus Cesar Avezum Alves de. **Avaliação da eficiência das operações unitárias de uma usina de triagem e compostagem na recuperação de materiais recicláveis e na transformação da matéria orgânica em composto**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos: USP, 1996.

CASTRO, Marcus Cesar Avezum Alves de. **Estudo do comportamento da temperatura da massa de resíduos, da vazão e da composição do biogás em um aterro sanitário de médio porte**. Tese (Livre-Docência em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista de Rio Claro (UNESP). 135 f. 2016. Rio Claro: Unesp, 2016.

CASTRO, Marcus Cesar Avezum Alves de; MARQUES, Natasha Pereira; ANTONIO, Sarita Magnan; CALLEGARI JÚNIOR, Nelson; MOREIRA, César Augusto. Estudo comparativo da geração de gás metano estimado por modelagem matemática com dados reais medidos em campo no aterro sanitário de Rio Claro – SP. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **III Simpósio sobre Resíduos Sólidos** 2013b. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/320255650_III-147-estudo_comparativo_da_geracao_de_gas_metano_estimado_por_modelagem_matematica_com_dados_reais_medidos_em_campo_no_aterro_sanitario_de_rio_claro-sp>. Acesso em: 03 set. 2021.

CASTRO, Marcus Cesar Avezum Alves de; ZANATTA, Bruno Guilherme Denardi; LEITE, Wellington Cyro de Almeida; SCHALCH, Valdir. Avaliação da influência da temperatura ambiente e da precipitação na temperatura da massa de resíduos de um aterro sanitário de médio porte. ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **III Simpósio sobre Resíduos Sólidos**. 2013a. Disponível em: <<https://abesnacional.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento22/TrabalhosCompletoPDF/III-098.pdf>>. Acesso em 04 set. 2021.

ÇECEN, F.; ÇAKIROGLU, D. Impact of Landfill Leachate on the Co-Treatment of Domestic Wastewater, **Biotechnology Letters**, v. 23, n. 10, p. 821-826, 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1023/A:1010317823529>>. Acesso em: 20 set. 2021.

CEPAGRI METEOROLOGIA UNICAMP. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_494.html>. Acesso em: 06 ago. 2019.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Aterro Sanitário**. 2011. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/biogas/aterro-sanitario/>>. Acesso em 11 ago. 2021.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Aterro Sanitário**. 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/biogas/aterro-sanitario/>>. Acesso em 30 ago. 2021

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos - 2021**. 2022. Disponível em: <

<https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2022/07/Inventario-Estadual-de-Residuos-Solidos-Urbanos-2021.pdf>>. Acesso em: 17 maio 2023.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2019/06/Inventario-Estadual-de-Residuos-Solidos-Urbanos-2018.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2020.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos. **Decreto nº 50.753, de 28 de abril de 2006**. 2006. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/blog/2006/>>. Acesso em: 30 jun. 2020.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Manual do usuário do programa de computador: BIOGÁS** geração e uso energético – aterros versão 1.0. 2006. Disponível em < <http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/biogas/Softwares/16-Softwares> >. Acesso em: 22 maio 2019.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Roteiro para elaboração de estudo ambiental para implantação de aterro sanitário. s.d. Disponível em: < https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/roteiro_estudo_ambiental_superior.pdf>. Acesso em: 11 ago. 2021

CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN J. B.; CHRISTENSEN, A.; BAUN, A.; ALBRECIGTSEN, H. J.; HERON, G.; **Appl. Geochem.** 2001, v. 16, p. 659.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; LINDHARDT, B. Gas-Generating Processes in Landfills, in: Landfilling of Waste: Biogas, T.H. Christensen, R. Cossu, and R. Stegmann, Editors. **E & FN Spon**. p. 27-32, 1996.

CNN – CABLE NEWS NETWORK. **Governo quer criar órgão para regular consumo de energia e evitar apagão no país**. 2021. Disponível em: <<https://www.cnnbrasil.com.br/business/com-crie-energetica-governo-quer-criar-orgao-para-evitar-apagao/>>. Acesso em: 02 out. 2021.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – IBAMA. **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986**. Disponível em: <http://www.cprh.pe.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/resolu%C3%A7%C3%A3o%20conama%200186;1505;20100818.pdf>. Acesso em: 16 out. 2019.

COSTA, Magdalena Duarte; MARIANO, Maria Odete Holanda; ARAUJO, Leila Barros; JUCÁ, José Fernando Thomé. Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. **Eng Sanit Ambient**, v.23 n.1, jan/fev 2018, 77-90. Disponível em: < www.scielo.br/pdf/esa/v23n1/1809-4457-esa-23-01-77.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2019.

CTRVV - Central de Tratamento de Resíduos Vila Velha Ltda. **Projeto de aterro sanitário**. Central de tratamento de resíduos de Cachoeiro de Itapemirim, v. II, JULHO, 2007. Disponível em:

<[https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/EIA/2007/Central res%C3%ADduos Cachoeiro/EA-09-07-0-0 Volume II.pdf](https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/EIA/2007/Central%20res%C3%ADduos%20Cachoeiro/EA-09-07-0-0%20Volume%20II.pdf)>. Acesso em: 10 set. 2021.

DEHGHANIFARD, E.; DEHGHANI, M. H. Evaluation and analysis of municipal solid wastes in Tehran, Iran. **MethodsX**, v. 5, p. 312-321, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.mex.2018.04.003>>. Acesso em: 03 set. 2021.

DELFINO, Ana Paula Santos. **O aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: as causas do subaproveitamento do biogás de aterro sanitário no Brasil**. 2016. 91f. Monografia de Bacharelado - Instituto de Economia. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<http://www.ie.ufrj.br/gee4/images/producao/monografia/612/o-aproveitamento-energetico-dos-rsu-versao-revisada.pdf>>. Acesso em: 15 out. 2019.

DELKASH, M., ZHOU, B., FOTINI, CH., RELL, W., IMNOF, M; 2016. Short-term landfill methane emissions dependency on wind, **Waste Management**, Volume 55; 288–298.

DIAGNÓSTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DO MUNICÍPIO DE RIO CLARO. 2017. Disponível em: <<http://arquivo.ambiente.sp.gov.br/cpla/2017/05/rio-claro-vol.-2.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2019.

DIMISKOVSKA, Biserka; BERISHA, Afrim. Calculation of methane emissions from municipal solid waste landfill Germova using ipcc method. **Geo-SEE Institute**, N. 16, 2021. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/353367126_calculation_of_methane_emissions_from_municipal_solid_waste_landfill_germova_using_ipcc_method/link/60f81a681e95fe241a7b6613/download>. Acesso em: 18 jul. 2022.

DÖRHÖFER, G.; SIEBERT, H. The search for landfill sites – requirements and implementation in Lower Saxony, Germany. **Environmental Geology**, v. 35, n. 1, 1998, p. 55-65.

DORN, M.; TANTIWANIT, W. New methods for searching for waste disposal sites in the Chiang Mai-Lamphun Basin, northern Thailand. **Environmental Geology**, v. 40, n. 4-5, 2001, p. 507-17.

DORNELA, Nara Maria de Oliveira; FARIA, Beatriz Palhares Zschaber; KIM, Viviane Jin Hee; PAULA, Eduardo Coutinho de. Comparação de modelos de previsão de geração de metano em aterros sanitários brasileiros para o seu aproveitamento energético. **4º CONRESOL – Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade**. Gramado/RS. 19-15 maio 2021. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/conresol/conresol2021/XIV-001.pdf>>. Acesso em: 05 set. 2021.

EGGLESTON, S.; BUENDIA, L.; MIWA, K., NGARA, T.; TANABE, K. **IPCC 2008, 2006**. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, 2008.

EL-MASHAD, H. M.; VAN LOON, W. K. P.; H. M.; ZEEMAN, G. Anaerobic digestion of solid animal waste in an accumulation system at mesophilic and thermophilic conditions, start up. **Water Sci Technol**, v. 48, n. 4, p. 217-220, 2003. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/14531445/>>. Acesso em: 18 fev. 2021.

EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States: Facts and Figures for 2005.** EPA-530-F-07-030. 2005. Disponível em: <<http://www.epa.gov/epaoswer/nonhw/muncpl/pubs/msw06.pdf>>. Acesso em: 04 abr. 2020.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balanço Energético Nacional 2015, Ano Base 2014.** Brasília: Ministério de Minas e Energia. 2015. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Balanco-Energetico-Nacional-2015>>. Acesso em: 10 out. 2019.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Inventário energético dos resíduos sólidos urbanos.** Série Recursos Energéticos, Nota Técnica DEA 18/14, Rio de Janeiro, 2014.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Modelos de negócios para a geração de eletricidade a partir de Resíduos Sólidos Urbanos.** 2020. EPE-DEA-IT-003/2020. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-372/topico492/Informe%20sobre%20Modelos%20de%20Neg%C3%B3cios%20para%20Eletricidade%20de%20Res%C3%ADduos%20EPE-DEA-003-2020.pdf>. Acesso em: 17/04/2023.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Plano Nacional de Energia 2030.** Brasília, 2007.

FEI, F.; WEN, Z.; DE CLERCQ, D. Spatio-temporal estimation of landfill gas energy potential: A case study in China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 103, p. 217–226, 2019.

FERNANDES, Glaucia; MARIANI, Leidiane. O alto potencial de produção e uso do biogás a próxima fronteira da energia renovável no Brasil? **Caderno Opinião**, mar., 2019. Disponível em: <https://bibliotecadigital.fgv.br/dspace/bitstream/handle/10438/27831/A28%20coluna_opinio_2_-_marco.pdf>. Acesso em: 05 set. 2021.

FERREIRA, Wemerson Rocha. **Análise do potencial energético territorial do biogás proveniente de aterros sanitários para inserção na matriz elétrica do estado de minas gerais no horizonte de 2050.** 2018. 163f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Técnicas Nucleares) – Escola de Engenharia/Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2018. Disponível em: <<https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/BUBD-AYJKUR>>. Acesso em: 12 out. 2019.

FIRMO, A. L. B. **Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos: calibração de experimentos em diferentes escalas.** 156f. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2008. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/4902/1/arquivo2189_1.pdf>. Acesso em: 03 set. 2021.

FRANCOIS, V.; FEUILLADE, G.; SKHIRI, N.; LAGIER, T.; MATEJKA, G. Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. **Journal of Hazardous Materials**, v. 137, p. 1008-1015, 2006.

FREIRE, R. S. et al. P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000.

FREMPONG, E.M. Engineering geological assessment of a proposed waste disposal site in coastal southwestern Ghana. **Environmental Geology**, v. 37, n. 3, 1999, p. 255-60.

FRICKE, K; PEREIRA, C; LEITE, A; BAGNATI, M. (Coords.). **Gestão sustentável de Resíduos sólidos Urbanos**: Transferência de experiência entre a Alemanha e o Brasil. Braunschweig: Technische Universität Braunschweig, 2015.

GARSON, G. David. **Statnotes**: Topics in Multivariate Analysis. 2009. Disponível em: <<http://faculty.chass.ncsu.edu/garson/PA765/statnote.htm>>. Acesso em: 01 set. 2022.

GONTOW, Ariel; MOREIRA, Cesar Augusto; CASTRO, Marcus César Avezum Alves de. Estudo da viabilidade do aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário: estudo de caso para aterro de médio porte. **ANAIS do IV Simpósio sobre Resíduos Sólidos - IV SIRS**. EESC/USP, 01-03 set. 2015. Disponível em: <<http://www.sirs.shs.eesc.usp.br/wp-content/uploads/2019/04/Anais-do-IV-SIRS-2015.pdf>>. Acesso em: 23 set. 2019.

GOOGLE EARTH. **Aterro Sanitário de Rio Claro**. 2020. Disponível em: <<https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>>. Acesso em: 30 jun. 2020.

GOOGLE. **Google Earth**. Website. 2014. Disponível em: <<http://earth.google.com/>>. Acesso em 10 jun. 2018.

GRS - GRUPO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA UFPE. **Relatório de Pesquisa**: Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão. Pesquisa Científica - BNDES FEP Nº 02/2010. Julho, 2014.

GUTBERLET, J. Cooperative urban mining in Brazil: Collective practices in selective household waste collection and recycling. **Waste Management**, v. 45, p. 22–31, 2015.

HARTMAN, D.H.; GOLTZ, M.N. Application of the analytic hierarchy process to select characterization and risk-based decision-making and management methods for hazardous waste sites. **Environmental Engineering Policy**, v. 3, n. 1-2, 2002, p. 1-7.

HENRIQUES, Rachel Martins. **Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica**. 2004. 91f. Monografia de Bacharelado - Economia - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

HOSSEINI, S.S.; YAGHMAEIAN, K.; YOUSEFI, N. Estimation of landfill gas generation in a municipal solid waste disposal site by LandGEM mathematical model. **Global Journal of Environmental Science and Management**, v.4, n.4, p. 493-506,

September, 2018. Disponível em: <
<https://www.researchgate.net/publication/328695218>>. Acesso em: 20 jan. 2020.

IBAM – Instituto Brasileiro de Administração Municipal. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: IBAM, 2001. Disponível em: <
<http://www.resol.com.br/cartilha4/manual.pdf>>. Acesso em 11 ago. 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2019. Disponível em:
 <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2019/PNSB_2019.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2020.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em? <
<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>>. Acesso em: 03 set. 2021.

IM, J. H.; WOO, H. J.; CHOI, M. W.; HAN, K. B.; KIM, C.W.; Integrating landfill bioreactors, partial nitrification and anammox process for methane recovery and nitrogen removal from leachate. **Water Res**, v. 35, p. 2403, 2001.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. In: H. S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe, Eds., Intergovernmental Panel on Climate Change, **Waste IGES**, v. 5, p. 3. - 3.4.2006.

JAIN, P.; POWELL, J.T.; SMITH, J.L.; TOWNSEND, T.G.; TOLAYMAT, T. Life-cycle inventory and impact evaluation of mining municipal solid waste landfills. **Environ. Sci. Technol.**, v. 48, n. 5, p. 2920-2927, 2014.

JUCÁ, J. F. T; MARIANO, M. O. H; ALVES, M. C. M; MACIEL, F. J; BRITO. **Disponibilidade do Biogás em uma Célula do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2006.

KJELDESEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H.; Crit. **Rev. Environ. Sci. Technol**, v. 32, p. 297, 2002.

KORF, Eduardo Pavan; MELO, Evanisa Fátima Reginato Quevedo; THOMÉ, Antonio; ESCOSTEGUY, Pedro Alexandre Varella. Retenção de Metais em Solo da antiga área de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos de Passo Fundo – Rs. **REVISTA DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS**, Canoas, v.2, n.2, p. 43 a 60, 2008. Disponível em: <
<https://www.revistas.unilasalle.edu.br/index.php/Rbca/article/view/119/134>>. Acesso em: 28 ago. 2019.

KRENZINGER, Arno. **Para evitar crise, Brasil precisa diversificar matriz energética**. Disponível em <http://noticias.uol.com.br/ultimas-noticias/deutschewelle/2014/02/05/para-evitar-crise-brasil-precisa-diversificar-matriz-energetica.htm>. Acesso em: 05 fev. 2014.

LETTINGA, G., REBAC, S. AND ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. Review, **TRENDS in Biotechnology**, v.19, n. 9, p. 363-370, 2001.

LUCAS JÚNIOR, J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 137 f. Tese (Livre-Docência em Construções Rurais) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

MACHADO, Gleysson B. **Biodigestão anaeróbia**. 2013. Disponível em: <<https://www.portaldobiogas.com/biodigestao-anaerobia/>>. Acesso em: 18 abr. 2019.

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

MACIEL, F.J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE**. Tese M. Sc., Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MANCINI, S. D. **Estudos da hidrólise do PET pós-consumo no estado sólido visando a reciclagem química**. 2001. 118f. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de São Carlos. São Carlos: UFSCAR, 2001.

MARSHALL, R. E.; FARAHBAKHS, K. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. **Waste Management**, v. 33, p. 988-1003, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>>. Acesso em: 03 set. 2021.

MASANAO NAGAMORI, M. I. M.; MOWJOOD, Youichi; WATANABE, Yugo Isobe; TOMONORI, Ishigaki; KAWAMOTO, Ken. Characterization of temporal variations in landfill gas components inside an open solid waste dump site in Sri Lanka. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 66, n. 12, p. 1257-1267, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1212746>>. Acesso em: 18 jul. 2022.

MATOS, Brenda Tereza et al. **Considerando mais o lixo**. Florianópolis: Insular, 1999.

MATOS, Júlio César de Souza. **Influência do eletromagnetismo na biodigestão anaeróbia**. 105 f., 2017. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro, 2017. Disponível em: <<http://repositorio.unb.br/handle/10482/24041>>. Acesso em: 28 ago. 2019.

MAUS, Victor Wegner; COSTA, Adilson Ben da; RIGHES, Afranio Almir. Tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processo fenton. **Revista Tecno-lógica**, v. 13, n.1, 2009. Disponível em: <<https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/931>>. Acesso em: 18 set. 2021.

McNERNEY, M. J.; BRYANT, M. P. Metabolics stage and energetics of microbial anaerobic digestion. In STAFFORD, D.A., WHERTELEY, B.I., HUGHES, D.E. **Anaerobic Digestion**, London: Applied Science Publihers. p. 91-98, 1980.

MCTIC - Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. **Reportagem:** Potencial energético do biogás é estratégico para o Brasil, 2017. Disponível em: <http://www.mcti.gov.br/noticia/-/asset_publisher/epbV0pr6eIS0/content/potencial-energetico-do-biogas-e-estrategico-para-o-brasil-afirma-secretario-alvaro-prata?sessionId=CB35F121829B1F638B8D0392D782585F.rima>. Acesso em: 12 jun. 2018.

MEYSTRE, J. A. **Partida de um reator UASB, em escala piloto, para tratamento de efluente doméstico:** estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira. 2007. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

MONTAÑO, Marcelo; RANIERI, Victor Eduardo Lima; SCHALCH, Valdir; FONTES, Aurélio Teodoro; CASTRO, Marcus César Avezum Alves de; SOUZA, Marcelo Pereira de. Integração de critérios técnicos, ambientais e sociais em estudos de alternativas locais para implantação de aterro sanitário. **Eng Sanit Ambient**, v.17, n.1, jan/mar 2012, p. 61-70. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522012000100010>. Acesso em: 23 set. 2019.

MOORE, David S. **The Basic Practice of Statistics**. New York, Freeman, 2007.

NARUC - NATIONAL ASSOCIATION OF REGULATORY UTILITY COMMISSIONERS. **Aproveitamento de gás de aterro sanitário no Brasil e sua regulação**. Washington, D.C.: NARUC, 2012.

NASCIMENTO, Maria Cândida Barbosa; FREIRE, Elcires Pimenta; DANTAS, Francisco de Assis Souza; GIANANTE, Miguel Bortoletto. Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.24, n.1, 2019, p.143-155. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1413-41522019000100143&lng=en&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 10 out. 2019.

NESHAT, A.; MOHAMMADI, Maedeh; NAJAFPOUR, Ghasem D.; LAHIJANI, Pooya. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, nov, 2017, p. 308-322. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032117307694>>. Acesso em: 10 jan. 2023.

OLIVEIRA, Cláudio André Almeida de. **Análise do Fluxo de Gases na Camada de Cobertura do Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (Asmoc)**. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 84 f. 2011. Disponível em: < www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/2535>. Acesso em: 16 ago. 2019.

OLIVEIRA, Fernando Jorge Santos; JUCÁ, José Fernando Thomé. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 9, n. 3, Set, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300007>>. Acesso em: 20 set. 2021.

OLIVEIRA, Luciano Bastos; ROSA, Luiz Pingule. Brazilian waste potential: energy, environmental, social and economic benefits. **Revista Energy Policy** n. 31, p. 1481–1491, 2004.

OLIVEIRA, Luciano Bastos. Potencial de aproveitamento energético de lixo e de biodiesel de insumos residuais no Brasil. 2004. 237f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

OSCO, Lucas Prado. **Degradação Geoecológica por Aterros de Resíduos Sólidos: estudo aplicado a UGRHI-22 e ao lixão de Pirapozinho (SP)**. 229f. 2016. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional) - Universidade do Oeste Paulista, 2016. Disponível em: <<http://bdtd.unoeste.br:8080/tede/bitstream/tede/500/1/Lucas%20Oscopdf>>. Acesso em: 21 ago. 2019.

OZTURK, I.; ALTINBAS, M.; KOYUNCU, I.; ARIKAN, O.; GOMEZ-YANGIN, C.; **Waste Management**, 23, p. 441, 2003.

PACHECO, Jailson Rodrigo; PERALTA-ZAMORA, Patricio G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Eng. Sanit. Ambient**, v. 9, n. 4, Dez, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000400007>>. Acesso em: 20 set. 2021.

PAZ, Diogo Henrique Fernandes da; FIRMO, Alessandra Lee Barbosa. Estimativa da geração de metano proveniente dos locais de disposição final de RSU em Pernambuco seguindo as diretrizes do Plano Estadual de Resíduos Sólidos. **Revista DAE**, v. 66, n. 211, jul.- set., p. 5-19, 2018. Disponível em: <http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_211_n_1726.pdf>. Acesso em: 03 set. 2021.

PEDROSA, Salatiel. **É preciso diversificar a matriz energética no Brasil**: 18/06/2015. Disponível em <http://www.canalbioenergia.com.br/desafios-energeticos-diversificacao-e-a-saida-para-o-brasil/>. Acesso em: 08 mar. 2016.

PETRONOTÍCIAS. **Gás extraído de aterro sanitário passa a ser consumido pela Reduc**. PetroNotícias, Rio de Janeiro, 2014. Disponível em: <<http://www.petronecias.com.br/archives/52304>>. Acesso em: 17 abr. 2023.

PFEIFFER, S.C. **Subsídios para a ponderação de fatores ambientais na localização de aterros de resíduos sólidos utilizando o sistema de informações geográficas**. 2001. 103f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia. São Carlos: Universidade de São Paulo. 2001.

PLOCOSTE, Thomas; JACOBY-KOALY, Sandra; PEQUENAS, Rose Helen; e ROUSSAS, André. Estimation of Methane Emission from a Waste Dome in a Tropical

Insular Area. **Int J. Waste Resour**, v. 6, n. 211, 2016. Disponível em: <<https://www.longdom.org/open-access/estimation-of-methane-emission-from-a-waste-dome-in-a-tropical-insulararea-2252-5211-1000211.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2020.

PNSB - PESQUISA nacional de saneamento básico. Manejo de resíduos sólidos - 2008. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 218 p. Acompanha 1 CD-ROM. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv53096_cap9.pdf>. Acesso em: jun. 2011.

PORTELLA, Márcio Oliveira; RIBEIRO, José Cláudio Junqueira. Aterros sanitários: aspectos gerais e destino final dos resíduos. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, v. 4, n. 1, 2014, p. 115-134. Disponível em: <<http://ucs.br/etc/revistas/index.php/direitoambiental/article/viewFile/3687/2110>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

QASIM, S.R.; CHIANG, W. **Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment**. Pensilvânia: Technomic, 1994.

QIAN, X., KOERNER, R.M. **Gas collection and control Systems**. Geotechnical Aspect of Landfill Design and Construction, New Jersey, Prentice Hall, 2002.

RADA, Elena Cristina; RAGAZZI, Marco; STEFANI, Paolo; SCHIAVON, Marco; TORRETTA, Vincenzo. Modelling the Potential Biogas Productivity Range from a MSW Landfill for Its Sustainable Exploitation. **Sustainability**, v. 7, 2015, p. 482-495. Disponível em: <<https://open.library.ubc.ca/cIRcle/collections/ubctheses/831/items/1.0086990>>. Acesso em: 10 abr. 2020.

RAP – RELATÓRIO AMBIENTAL PRELIMINAR. **Diagnóstico do sistema de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos**. 2019. Disponível em: <https://www.rioclaro.sp.gov.br/ps/arquivos/Parte_08_ResiduosSolidos.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2020.

REINHART, D. R.; FAOUR, A. A.; YOU, H. **First order kinetics gas generation model parameters for wet landfills**. Washington, DC: US. Environmental protection agency, 2005.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>>. Acesso em: 20 set. 2021.

ROODBARI, A.; NODEHI, R.N.; MAHVI, A.; NASSERI, S.; DEHGHANI, M.; ALIMOHAMMADI, M. [RETRACTED ARTICLE]. Use of a sonocatalytic process to improve the biodegradability of landfill leachate. **Braz. J. Chem. Eng.**, v. 29, n. 2, p. 221-230, 2012.

SALLES, Nara Alonso; SOUZA, Theo Syrto Octavio de. Aplicabilidade do Activated Sludge Model No. 1 (ASM 1) para simulação do cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro sanitário em lagoas aeradas. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 25, n. 2, Mar-Apr, 2020. Disponível em:

<<https://www.scielo.br/j/esa/a/gmqpWc7PLNkty8MRL8Ys7Hf/?lang=pt>>. Acesso em: 20 set. 2021.

SALOMON, K. R. **Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade**. 2007. 219 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá, Instituto de Engenharia Mecânica, Itajubá, 2007.

SANTOS, Guilherme Garcia Dias dos. **Análise e perspectivas de alternativas de destinação dos resíduos sólidos urbanos: o caso da incineração e da disposição em aterros**. 2011. 208f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2011.

SCHALCH, V. **Análise comparativa do comportamento de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. 1992. Tese (Doutorado – Hidráulica e saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1992.

SCHIRMER, W. N.; JUCÁ, J. F. T.; SCHULER, A. R. P.; HOLANDA, S.; JESUS, L. L. Methane production in anaerobic digestion of organic waste from recife (brazil) landfill: evaluation in refuse of diferent ages. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**. v. 31, nº. 02, pp. 373-384, April-June, 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjce/v31n2/v31n2a10.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2020.

SEPLADEMA - SECRETARIA DE PLANEJAMENTO, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE. **Planejamento, Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente**. 2014. Disponível em: <<https://imprensa.rioclaro.sp.gov.br/?paged=6&cat=70>>. Acesso em: 01 jul. 2020.

SILVA, E. R. **Modelagem Matemática da Produção e Transporte de Biogás em Aterros Sanitários**. 82 f. 2010. Dissertação (Mestrado em Energia), Universidade Federal do ABC, Santo André, São Paulo, 82 p., 2010.

SILVA, Nicole Fernandes da; SCHOELER, Guilherme Pereira; LOURENÇO, Vitor Alves; SOUZA, Pierre Luz de; CABALLERO, Cassia Brocca; SALAMONI, Rafael Hollweg; ROMANI, Rubia Flores. First order models to estimate methane generation in landfill: a case study in south Brazil. Elsevier BV. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 4, p. 104-053, ago. 2020.

SIMÕES, A. N. **Processamento do glicerol bruto em reatores anaeróbios de leito fluidificado, acidogênico e metanogênico, em temperatura mesofílica**. 147f. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2017.

SISINNO, Cristina L. S.; PEREIRA NETTO, Annibal D.; REGO, Eliane Cristina P. do; LIMA, Guilherme dos Santos V. Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em resíduos sólidos industriais: uma avaliação preliminar do risco potencial de contaminação ambiental e humana em áreas de disposição de resíduos. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 19(2):671-676, mar-abr, 2003. Disponível em: <https://www.scielo.org/scielo.php?pid=S0102-311X2003000200035&script=sci_abstract>. Acesso em: 28 ago. 2019.

SLAGSTAD, H.; BRATTEBO, H. Influence of assumptions about household waste composition in waste management LCAs. **Waste Management**, v. 33, p. 212-219, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.020>>. Acesso em: 03 set. 2021.

SPONZA, D. T.; AĞDAĞ, O. N. Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 12, p. 2157–2165, 2004. doi: 10.1016/j.procbio.2003.11.012

STANTON, Jeffrey M. **Galton, Pearson, and the peas**: A brief history of linear regression for statistics instructors. *Journal of Statistical Education*, v. 9, n.3, 2001. Disponível em: <<http://www.amstat.org/publications/JSE/v9n3/stanton.html>>. Acesso em: 01 set. 2022.

STROOT, P. G. et al. Anaerobic Condigestion of Municipal, Solid Waste and Biosolids Under Various Mixing Conditions II. **Microbial Population Dynamics Water Research**, v. 35, n. 7, p. 1817-1827, 2001.

SUTARYO, Sutaryo; JAMES WARD, Alastair; BJARNE, Møller Henrik. Thermophilic anaerobic co-digestion of separated solids from acidified dairy cow manure. **Bioresour Technol**, v. 114, 2012, p. 195-200. Disponível em: <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22503194/>>. Acesso em: 20 mar. 2020.

TECLE, D.; LEE, J.; HASAN S. Quantitative analysis of physical and geotechnical factors affecting methane emission in municipal solid waste landfill. **Environ Geol.**, v. 56, p. 1135–1143, 2009.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Recursos Hídricos no Século XXI**. Ed. Oficina de Textos. 2011. 328 p.

TURIONI, Felipe. **Entra em operação 1ª usina do interior de SP a gerar energia a partir do lixo**. Ribeirão Preto, Franca, 2014. Disponível em: <<http://g1.globo.com/sp/ribeirao-preto-franca/noticia/2014/08/entra-em-operacao-1-usina-do-interior-de-sp-gerar-energia-partir-do-lixo.html>>. Acesso em: abr. 2023.

VIEIRA, Elias Antônio. **A questão ambiental do resíduo/lixo em Ribeirão Preto (SP)**. 2002. 170 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista – Rio Claro, 2002. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/3945/2330>>. Acesso em: 23 set. 2019.

WANG, Z.; DONG, X.; YIN, J. Antecedents of urban residents' separate collection intentions for household solid waste and their willingness to pay: Evidence from China. **Journal of Cleaner Production**, v. 173, p. 256-264, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.223>>. Acesso em: 10 set. 2021.

WANG, D.; TANG, Y.; LONG, G.; HIGGITT, D.; HE, J.; ROBINSON, D. Future improvements on performance of an EU landfill directive driven municipal solid waste management for a city in England. **Waste Management**, v. 102, p. 452-463, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.009>>. Acesso em: 10 set. 2021.

WILLUMSEN, Hans C. Energy recovery from landfill gas in Denmark and worldwide. In: **Międzynarodowego Seminarium-International Workshop for Utilization of Landfill Gas for Energy Production**. Kaunas, Lithuania. 2001

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 4, p. 51-61, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10311-005-0016-z>>. Acesso em: 20 set. 2021.

YANG, L.; CHEN, Z.; ZHANG, X.; LIU, Y.; XIE, Y., Comparison Study of Landfill Gas Emissions from Subtropical Landfill with Various Phases: A Case Study in Wuhan, China. **Journal of the Air & Waste Management Association**., v. 65, n. 8, p. 980–986, 2015.

ZHAO, Haokai. **Methane Emissions from Landfills**. 97f. 2019. Department of Earth and Environmental Engineering Fu Foundation School of Engineering and Applied Science - Columbia University. Columbia, 2019. Disponível em: <<http://gwcouncil.org/wp-content/uploads/2019/06/Methane-Emissions-from-Landfills-Haokai-Zhao.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2019.