



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

ANA CAROLINA CORREIA DE OLIVEIRA GOMES

**FATORES INTERVENIENTES NA GERAÇÃO E COMPOSIÇÃO DE BIOGÁS EM
ATERRO SANITÁRIO E FORMAS DE MANEJO PARA MELHORAR SUA
PRODUÇÃO**

**FORTALEZA
2025**

ANA CAROLINA CORREIA DE OLIVEIRA GOMES

FATORES INTERVENIENTES NA GERAÇÃO E COMPOSIÇÃO DE BIOGÁS EM
ATERRO SANITÁRIO E FORMAS DE MANEJO PARA MELHORAR SUA
PRODUÇÃO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti

FORTALEZA

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G612f Gomes, Ana Carolina Correia de Oliveira.

Fatores intervenientes na geração e composição de biogás em aterro sanitário e formas de manejo para melhorar sua produção / Ana Carolina Correia de Oliveira Gomes. – 2025.
132 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2025.
Orientação: Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti.

1. Resíduos Sólidos. 2. Biometano. 3. Metano. 4. Lixiviado. 5. Monitoramento Ambiental.
I. Título.

CDD 628

ANA CAROLINA CORREIA DE OLIVEIRA GOMES

FATORES INTERVENIENTES NA GERAÇÃO E COMPOSIÇÃO DE BIOGÁS EM
ATERRO SANITÁRIO E FORMAS DE MANEJO PARA MELHORAR SUA
PRODUÇÃO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 10/01/2025.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. José Carlos Alves Barroso Júnior
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Raphael Tobias de Vasconcelos Barros
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Prof. Dr. Vinícius de Oliveira Ribeiro
Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS)

A Deus.

Ao meu marido e filha.

Ao meu orientador.

Aos meus colegas.

A todos que acreditaram neste trabalho.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por sempre me suportar e dar forças para a caminhada.

Ao meu marido e filha pelo amor, carinho, compreensão e apoio. Aos meus pais e irmãos pela força e por sempre acreditarem no meu potencial.

Ao Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti, pela excelente orientação e principalmente pela preocupação, cuidado e facilitação em todo o trabalho.

Aos professores participantes da banca examinadora Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota, Dr. José Carlos Alves Barroso Júnior, Raphael Tobias de Vasconcelos Barros e Dr. Vinícius de Oliveira Ribeiro pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

À GNR Fortaleza e seus colaboradores, pela parceria que foram fundamentais para o desenvolvimento da pesquisa que possibilitou a realização deste trabalho.

À desentupidora Estrela do Sol, pela colaboração a este trabalho.

Aos colegas e amigos da turma, pelo apoio e amizade, em especial à Alyce, Erik, Karina, Liliane, Lorayne e Thiago.

Aos professores pelos ensinamentos.

À Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, pela oportunização da capacitação.

À Instituição CAPES, pelo apoio financeiro. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao NUTEC pela parceria na utilização dos laboratórios e auxílio dos funcionários que foram de grande utilidade para a elaboração deste trabalho científico.

A todos que contribuíram de alguma forma.

“Nada é permanente, exceto a mudança.”
-HERÁCLITO, pensador grego (540 – 470
a.C.).

RESUMO

Os aterros sanitários têm grande relevância no cenário atual do Brasil, que possuem alto potencial de geração de energia e gás natural, pois cerca de metade dos resíduos aterrados tem origem orgânica. Sendo assim, este trabalho investigou fatores que interferem na produção e composição de metano no ASMO (Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia) e a interferência do aterro nas águas subterrâneas. Para isto, foram analisados 3 poços de monitoramento de água subterrânea a montante e 3 a jusante por meio de 30 parâmetros em 12 coletas. Para correlação com produção de biogás e parâmetros climáticos foram coletadas amostras mensais de biogás em poços de monitoramento espalhados pelos maciços no período de janeiro de 2019 a dezembro de 2022, totalizando 48 coletas. Esta mesma frequência e período foi utilizada para captar os parâmetros climáticos nas bases de dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos e do Instituto Nacional de Meteorologia. Foram analisados: pluviosidade, pressão, velocidade do vento, temperatura, umidade do ar, nebulosidade, insolação e evaporação. Para simulação de um aterro, foi montado um reator de 1.000L contendo 500L de RSU de acordo com a gravimetria dos resíduos aterrados no ASMO. Foi realizada aplicação de chorume e água semanalmente, de maneira intercalada durante 91 dias. A taxa de aplicação do chorume foi de 54L/m³ por semana e a umidade foi monitorada buscando a manutenção de 50%. Foram analisados 25 parâmetros para caracterização do chorume a ser irrigado. A umidade da massa dos RSU foi analisada com 5 coletas durante o experimento. Por fim, foram montados 16 reatores de 1.000L cada em escala piloto sendo 4 irrigados com chorume da célula antiga do aterro sanitário, 4 com chorume concentrado; 4 com efluente de fossa e os outros 4 não receberam chorume nem efluente de fossa. Foram inseridos 20L de chorume e efluente, nos reatores correspondentes, a cada 15 dias. Metade de cada sistema foi irrigado quinzenalmente com 30L de água para simulação da pluviosidade. Amostras de RSU foram coletadas em 2 pontos de cada reator, sendo a altura de 0,40m e 0,60m mensalmente para análise de umidade e analisados semestralmente através dos parâmetros carbono total, nitrogênio total e amônia. Os efluentes inseridos nos reatores e o chorume produzido nos mesmos foram analisados quadrimensalmente por meio de 22 parâmetros físico-químicos. A medição da composição e vazão do biogás produzido foi realizada para cada reator, um ponto por vez, com frequência

diária durante 12 meses. Para as análises estatísticas os dados foram tabulados em uma planilha do Excel e utilizado o software JAMOVI versão 2.3 e o PAST. Foi possível determinar que não houve alteração na qualidade da água pelo período e parâmetros considerados neste estudo, com exceção do parâmetro cloreto. A pluviosidade, temperatura, evaporação, insolação, umidade relativa, umidade dos resíduos, irrigação com chorume concentrado, irrigação com chorume, irrigação com efluente (no período seco) interferem na produção de metano no ASMOC. O modelo de reator proposto pode ser utilizado em trabalhos para simulação de aterro sanitário em escala piloto.

Palavras-chave: resíduos sólidos; biometano; metano; lixiviado; monitoramento ambiental; RSU.

ABSTRACT

Sanitary landfills are of great relevance in the current scenario in Brazil, which have a high potential for generating energy and natural gas, as around half of landfilled waste has organic origin. Therefore, this work investigated factors that interfere in the production and composition of methane in ASMOC (West Caucaia Metropolitan Sanitary Landfill) and the interference of landfills in groundwater. For this, 3 upstream and 3 downstream groundwater monitoring wells were analyzed using 30 parameters in 12 collections. For transparency with biogas production and climate parameters, monthly samples of biogas were collected in monitoring wells distributed by solids from January 2019 to December 2022, totaling 48 collections. This same frequency and period was used to capture climatic parameters in the databases of the Cearense Foundation of Meteorology and Water Resources and the National Institute of Meteorology. The following were analyzed: rainfall, pressure, wind speed, temperature, air humidity, cloudiness, sunshine and evaporation. To simulate a landfill, a 1,000L reactor containing 500L of MSW was assembled according to the gravimetry of waste landfilled at ASMOC. Slurry and water were applied weekly, alternately for 91 days. The leachate application rate was 54L/m³ per week and humidity was monitored seeking to maintain 50% humidity. 25 parameters were analyzed to characterize the leachate to be irrigated. The moisture content of the MSW mass was confirmed with 5 collections during the experiment. Finally, 16 reactors of 1,000L each were assembled on a pilot scale, 4 irrigated with leachate from the old landfill cell, 4 with concentrated leachate; 4 with septic tank effluent and the other 4 did not receive leachate or septic tank effluent. 20L of leachate and effluent were inserted into the corresponding reactors every 15 days. Half of each system was irrigated every two weeks with 30L of water to simulate rainfall. MSW samples were found at 2 points in each reactor, at a height of 0.40m and 0.60m, monthly for moisture analysis and applied every six months using the parameters total carbon, total nitrogen and ammonia. The effluents inserted into the reactors and the leachate produced therein were analyzed every quarter using 22 physicochemical parameters. The measurement of the composition and flow of the biogas produced was carried out for each reactor, one point at a time, with a daily frequency for 12 months. For statistical analyses, data were tabulated in an Excel spreadsheet and JAMOVI software version 2.3 and PAST were used. It was possible to determine that there was no change in water quality during the period and under the

conditions foreseen in this study, with the exception of the chloride parameter. Rainfall, temperature, evaporation, insolation, relative humidity, residue humidity, honesty with concentrated leachate, honesty with leachate, supervision with effluent (dry period) interfere with methane production in ASMOC. The proposed reactor model can be used in pilot-scale landfill simulation work.

Keywords: solid waste; biomethane; methane; leachate; environmental monitoring; USW.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM ÁREA DE ATERRO SANITÁRIO NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA – CEARÁ/BRAZIL	16
3	CORRELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS CLIMÁTICOS E PRODUÇÃO DE METANO EM ATERRO SANITÁRIO NO NORDESTE BRASILEIRO	30
4	PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO PELA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS IRRIGADOS COM CHORUME E ÁGUA	44
5	APLICAÇÃO SEMI-CONTINUA DE CHORUME E EFLUENTE DE FOSSA SEPTICA VISANDO ao AUMENTO E ACELERAÇÃO NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ATERRO SANITÁRIO	57
6	CONCLUSÃO	104
	REFERÊNCIAS.....	105
	APÊNDICE A – RESUMO DA QUANTIDADE E METODOLOGIA DE ANÁLISES NO ARTIGO 4 - APLICAÇÃO SEMI-CONTINUA DE CHORUME E EFLUENTE DE FOSSA SEPTICA VISANDO AO AUMENTO E ACELERAÇÃO NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ATERRO SANITÁRIO	114

1 INTRODUÇÃO

A geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tem aumentado conforme o crescimento populacional e industrial (Silva; Mota, 2019). Caso não haja gestão e tratamento adequados, a disposição dos resíduos pode ocasionar diversos impactos ambientais negativos, como a contaminação das águas subterrâneas e dispersão de gases de efeito estufa. Apesar do potencial poluidor, os resíduos podem gerar subprodutos como energia, fertilizantes e combustível (Abrelpe; Onu, 2017). Sendo assim, uma gestão sustentável é capaz de prevenir, mitigar e compensar tais impactos.

Existem diversas técnicas capazes de tratar os resíduos de forma sustentável, como a reciclagem, reutilização, compostagem, incineração, aterro sanitário, dentre outros. Atualmente, no Brasil, em torno de 93% dos resíduos gerados são coletados, dos quais 61,1% são destinados para aterros sanitários e, em torno de 12.121.581 toneladas de resíduos possuem destinação incorreta a cada ano (Abrema, 2023). Desta forma, os aterros sanitários têm grande importância no tratamento de resíduos sólidos no cenário atual.

Aliado a importância dos aterros sanitários no Brasil, cerca de 50% do volume dos RSU gerados são de origem orgânica (Abrelpe; Onu, 2017), além do país possuir condições climáticas favoráveis para o processo de digestão anaeróbia nos aterros. Entretanto, não é apenas o clima que interfere no processo de digestão que depende de diversos outros fatores, como tipo e idade dos resíduos, grau de decomposição, irrigação com chorume, clima, cobertura do aterro, gestão do aterro, umidade do ar, precipitação, pressão atmosférica, velocidade do vento, radiação solar, pH, temperatura, potencial de oxirredução, teor de sólidos voláteis e variação da composição do gás (Candiani; Viana, 2017; Costa *et al.*, 2018; Gollapalli; Kota, 2018; Gomes *et al.*, 2024; Lucernoni *et al.*, 2017; Machado *et al.*, 2021; Magalhães, 2018; Moraes *et al.*, 2020; Mota *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019; Silva; Mota, 2019).

Devido a importância dos aterros sanitários no Brasil para tratamento dos RSU e do potencial de geração de energia pela digestão anaeróbia nos aterros, se faz necessário o estudo do comportamento para melhor

entendimento do processo e melhoria na produção de energia. Sendo assim, este trabalho visou analisar os fatores que interferem na geração e composição do biogás no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), e o monitoramento ambiental das águas subterrâneas.

O primeiro artigo mostra o comportamento da composição da água subterrânea no decorrer do tempo a montante e jusante do aterro e discussão acerca dos parâmetros de referência.

O segundo artigo versa sobre a interferência dos parâmetros climáticos na geração e composição do biogás no ASMOC, apontando medidas para otimização desta geração.

O terceiro artigo analisa a geração e composição do biogás em um reator em escala piloto com recirculação de chorume e umidade ótima. De acordo com a PROSAB (2009) lixiviado é o líquido produzido pelos RSU combinado com a água de infiltração, entretanto na operação do aterro ainda se usa o termo chorume estabelecido pela norma brasileira NBR 8849/1985 (ABNT, 1985). Sendo assim, nesta tese considera-se chorume como o líquido proveniente da decomposição dos RSU juntamente com água de percolação da chuva.

Por fim, o quarto artigo trata da geração e composição de biogás em diversas formas de irrigação, sendo elas: chorume da célula antiga do aterro sanitário, chorume concentrado, efluente de fossa, com água (pluviosidade) e sem irrigação. Delineia o comportamento da geração de metano no decorrer de um ano a partir do aterramento nas diferentes irrigações. Também correlaciona a produção de metano com: as características do chorume e efluente, o recalque das camadas do aterro, a relação C/N e umidade dos RSU.

2 AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM ÁREA DE ATERRO SANITÁRIO NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA – CEARÁ/BRAZIL

RESUMO

O aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos ainda muito utilizada em países em desenvolvimento, como o Brasil. Entretanto, sua operação pode ocasionar vários impactos ambientais negativos como a contaminação das águas subterrâneas, sendo assim, é necessária a realização de monitoramento ambiental. Diante disso, este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água subterrânea em área de aterro sanitário localizado na região metropolitana de Fortaleza/CE no decorrer do tempo. Para obtenção dos dados foi realizada uma consulta a Superintendência Estadual do Meio Ambiente para análise dos laudos de licenciamento ambiental. Foram identificados 3 poços a montante e 3 a jusante do aterro. Os parâmetros foram selecionados conforme a maior periodicidade de dados, sendo escolhidos 30 parâmetros. Foram 12 coletas realizadas entre novembro de 2018 a março de 2023. Os dados foram analisados em dois grupos, montante e jusante, utilizando o teste de Normalidade Shapiro-Wilk, ANOVA e Kruskal-Wallis com intervalo de confiança de 95%. Os parâmetros com diferença estatística significativa foram comparados com os valores de referência de consumo humano da Resolução CONAMA nº 396 (2008). Dentre os parâmetros analisados, apenas a condutividade, os cloreto, pH e molibdênio apresentaram maiores valores a jusante com diferença estatística significativa. Pelo período e parâmetros considerados neste estudo, o Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC) não interferiu na qualidade da água subterrânea, com exceção do parâmetro cloreto. É importante a caracterização da água subterrânea antes da implantação do empreendimento para que se obtenha valores de referência.

Palavras-chave: resíduos sólidos, monitoramento ambiental, contaminação, poços de monitoramento, impactos ambientais.

ABSTRACT

Landfilling is a solid waste disposal technique that is still widely used in developing countries, such as Brazil. However, its operation can cause several negative environmental impacts such as contamination of groundwater, therefore, environmental monitoring is necessary. Therefore, this work aimed to evaluate the quality of groundwater in a landfill area located in the metropolitan region of Fortaleza/CE over time. The data was obtained from State Environmental Superintendency to analyze the environmental licensing reports. 3 wells were identified upstream and 3 downstream of the landfill. The parameters were selected according to the greatest periodicity of data, with 30 parameters chosen. There were 12 collections carried out between November 2018 and March 2023. The data were analyzed in two groups, upstream and downstream, using the Shapiro-Wilk, ANOVA and Kruskal-Wallis Normality test with a 95% confidence interval. The parameters with statistically significant differences were compared with the reference values for human consumption in CONAMA Resolution n° 396 (2008). Among the parameters analyzed, only conductivity, chlorides, pH and molybdenum presented higher values downstream with a statistically significant difference. For the period and parameters considered in this study, the West Caucaia Metropolitan Sanitary Landfill (ASMOC) did not interfere with the quality of groundwater, with the exception of the chloride parameter. It is important to characterize groundwater before implementing the project to obtain reference values.

Keywords: solid waste, environmental monitoring, contamination, monitoring wells, environmental impacts.

INTRODUÇÃO

A disposição inadequada de resíduos sólidos ocasiona diversos impactos ambientais negativos ao meio ambiente. O aterro sanitário é uma técnica adequada para destinação de resíduos sólidos não passíveis de

reutilização ou reciclagem, especialmente em países em desenvolvimento. Em áreas de destinação de resíduos é crucial o monitoramento de parâmetros de qualidade para constatar alguma inadequação no sistema e, consequentemente, contaminação do meio (Sánchez, 2020; Silva; Mota, 2019; Zhang *et al.*, 2019).

No Brasil existem normas técnicas e exigências de órgãos ambientais que exigem o monitoramento em áreas de possíveis impactos ambientais negativos. A legislação brasileira define valores máximos permitidos para cada parâmetro de qualidade de água de acordo com o seu uso, entretanto os valores para dessedentação humana, comumente utilizados como referência, são muito rigorosos, além disso, existe limitação de valores de referência para alguns parâmetros. Para melhor caracterização dos parâmetros é necessário a realização de uma ampla investigação geoambiental da área para que se tenha parâmetros de referência a serem utilizados (Borba *et al.*, 2021; Mondelli; Giacheti; Hamada, 2016).

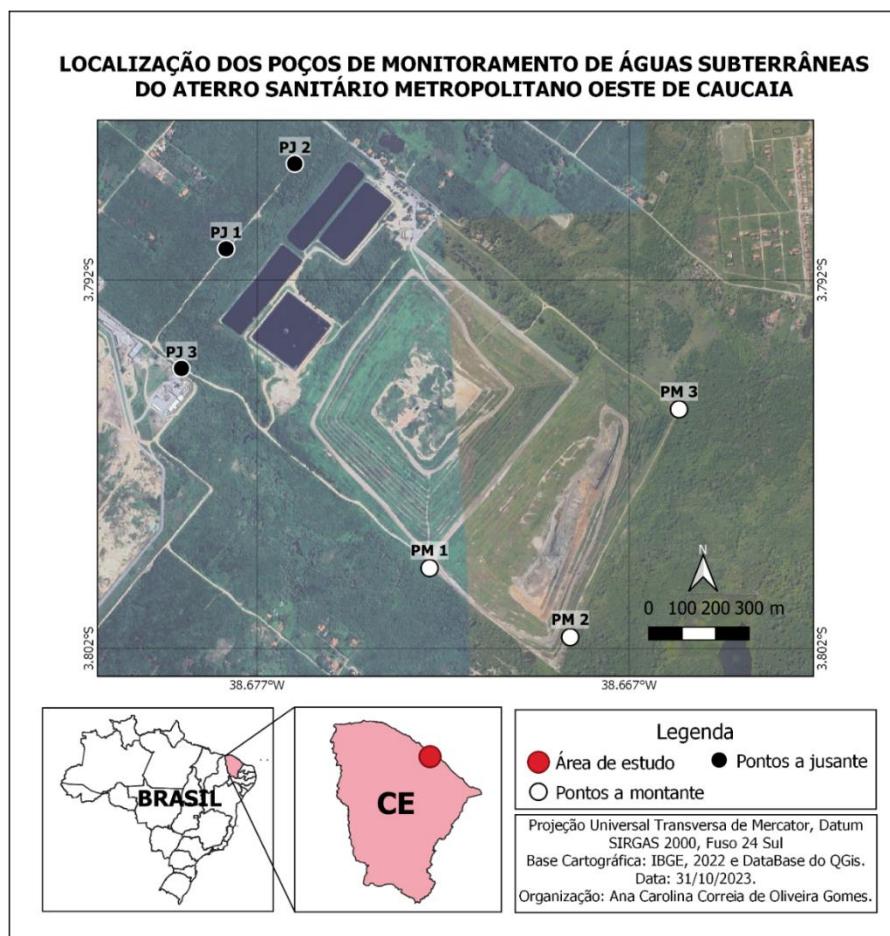
O monitoramento da qualidade da água subterrânea é importante para avaliar se a atividade em questão está causando contaminação e assim tomar medidas de recuperação e compensação ambiental. No Brasil, de acordo com a Resolução CONAMA (2008), o monitoramento da qualidade da água subterrânea deve ser, no mínimo, semestral podendo ser mais frequente de acordo com o tipo de empreendimento, uso pretendido e características hidrológicas e hidrogeoquímicas dos aquíferos.

No estado do Ceará a Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), órgão executor da Política Nacional e Estadual de Meio Ambiente e responsável pelo licenciamento, fiscalização e monitoramento ambiental dos empreendimentos e atividades causadores de alguma degradação ambiental, exige o monitoramento quadrimestral da qualidade de água em área de aterro sanitário no âmbito do licenciamento ambiental desses empreendimentos. Entretanto, os relatórios apresentados ao órgão discutem parte das análises realizadas cada um. Sendo assim, o presente trabalho compilou as análises de qualidade de água subterrânea realizadas em um aterro sanitário licenciado pela SEMACE, tendo como objetivo avaliar a qualidade da água subterrânea em área de aterro sanitário no decorrer do tempo.

METODOLOGIA

A área de estudo está localizada no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), situado no município de Caucaia/CE. A operação do aterro teve início em 1991 recebendo apenas os resíduos sólidos do município de Caucaia. Em 1997, com a desativação do lixão de Jangurssu o ASMOC passou a atender também ao município de Fortaleza (Carvalho *Et Al.*, 2021; Linard; Aquino, 2015). Atualmente, este aterro recebe em torno de 5.500 t./dia de resíduos sólidos urbanos (RSU) dos municípios de Caucaia e Fortaleza. O aterro possui 6 poços de monitoramento da água subterrânea, sendo 3 a montante e 3 a jusante (Figura 1 e Tabela 1).

Figura 1 - Localização dos pontos de monitoramento



Fonte: A autora (2023).

Tabela 1 - Informações poços de monitoramento

Coordenadas geográficas (UTM)		Montante/ Jusante	Pontos	Nível de água	Cota Terreno Natural	Nível piezométrico
X	Y					
536378	9579991	M	P1 M	16	39,806	23,806
536798	9579785	M	P2 M	15,5	37,295	21,795
537123	9580470	M	P3 M	15,5	27,052	11,552
535771	9580950	J	P1 J	16	26,197	10,197
535976	9581206	J	P2 J	20	21,206	1,206
535638	9580592	J	P3 J	20	24,988	4,988

Fonte: Criado pela autora com dados extraídos da SEMACE (2024).

Para obtenção dos dados de monitoramento da qualidade de água subterrânea do ASMOC, foi realizada uma consulta à SEMACE. Após solicitação dos dados via ofício, constatou-se que os processos digitais iniciaram em 2018, sendo assim, o período de obtenção dos dados foi de novembro de 2018 a março de 2023. Os mesmos foram extraídos e tabulados em uma planilha do Excel, contendo 12 coletas para cada poço.

Os parâmetros foram selecionados conforme a maior periodicidade, ou seja, os que eram monitorados há mais tempo, com maior número de repetições. Foram selecionados 30 parâmetros com 12 coletas cada, que são: pH, condutividade, sulfatos, ferro, DBO, DQO, sólidos dissolvidos totais, amônia, arsênio, cloretos, alumínio, cobalto, chumbo, cobre, cromo, manganês, molibdênio, níquel, nitrato, nitrito, vanádio, zinco, temperatura, materiais sedimentáveis, óleos e graxas minerais (hidrocarbonetos), óleos e graxas vegetais e animais, sulfeto total, mercúrio, cádmio e prata.

Os dados foram separados em dois grupos, montante e jusante. Foi realizado o teste de Normalidade Shapiro-Wilk, ANOVA, para pH e temperatura, e Kruskal-Wallis, para os demais parâmetros, no software estatístico JAMOVI versão 2.3, com intervalo de confiança de 95%. Os parâmetros que tiveram diferença significativa entre montante e jusante foram comparados com os valores máximos de referência de acordo com a Resolução CONAMA nº 396 (2008).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros materiais sedimentáveis, óleos e graxas minerais (hidrocarbonetos), óleos e graxas vegetais e animais, sulfeto total, mercúrio, cádmio e prata ficaram todos abaixo do limite de detecção, não apresentando quantidade significativa, portanto não aparecendo nas tabelas.

Apenas o pH e a temperatura apresentaram distribuição normal (Tabela 2). Ao comparar os parâmetros a montante e jusante foi possível constatar que os parâmetros sulfatos, ferro, DBO, DQO, sólidos dissolvidos, alumínio, cromo, manganês, nitrito, zinco e temperatura não diferiram estaticamente entre si, como pode ser visualizado nas Tabelas 3 e 4, sendo assim, não há contaminação dos maciços de RSU para estes parâmetros no período analisado.

Diferente do encontrado nesta pesquisa, os parâmetros manganês e ferro apresentaram maiores valores a montante no trabalho de Nakamura *et al.* (2014), em que os autores constataram que esses contaminantes podem estar presentes no próprio solo e com a percolação do lixiviado aumenta a sua solubilidade. Mondelli *et al.* (2016) também encontraram altos valores de ferro e manganês devido a grande capacidade de dispersão do solo local. Já a relação DBO/DQO encontrada a montante e jusante são pequenas corroborando com este trabalho.

Abiriga *et al.* (2020) ao analisarem um aterro sem captação de chorume e impermeabilização de base encontraram contaminação moderada pelos parâmetros manganês, sulfato, nitrogênio total, ferro, dentre outros. Essa situação evidencia que a impermeabilização de base e drenagem do chorume reduzem a probabilidade de contaminação da água subterrânea pela operação de um aterro sanitário.

Tabela 2 - Estatística descritiva (continua)

		N	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	W de Shapiro-Wilk	p Shapiro-Wilk								
Unidade			M	J	M	J	M	J	M								
Montante/Jusante			M	J	M	J	M	J	M								
pH	-	3	3	6,92	7,09	6,84	7,13	0,343	0,315	6,45	6,56	7,8	7,95	0,94	0,97	0,051*	0,42*
Conductividade	mg/L	3	3	5989	12906	3535	15850	5049	10069	10	613	19200	27100	0,848	0,85	<,00	<,00
Sulfatos	µg/L	3	3	93411	122965	54950	49000	101007	156808	20300	4900	490000	421000	0,6633	0,681	<,00	<,00
Ferro	µg/L	3	3	21232	10608	358	421	99493	56541	10,6	20,2	600000	340000	0,203	0,179	<,00	<,00
DBO	mg/L	3	3	17,8	22,6	2,9	2,9	36,5	64,3	0,92	0,94	188	309	0,489	0,359	<,00	<,00
DQO	mg/L	3	3	207	211	46	84,5	288	294	4,9	4,9	914	1180	0,714	0,732	<,00	<,00
Sólidos dissolvidos	mg/L	2	2	3181	7370	2279	7444	2437	6101	492	324	9110	17249	0,849	0,871	0,002	0,005
Amônia	mg/L	3	3	92,4	1,36	0,715	0,285	185	4,79	0,04	0,04	740	26	0,581	0,276	<,00	<,00
Arsênio	mg/L	3	3	1,56	0,932	0,9	0,9	1,79	0,462	0,4	0,4	8,49	3,34	0,503	0,484	<,00	<,00
Cloreto	mg/L	3	3	1200	3850	818	4330	1090	3350	4,4	6	3830	8780	0,887	0,854	0,002	<,00
Alumínio	µg/L	3	3	182	485	70,6	64,3	365	2218	0,9	0,9	2040	13400	0,481	0,197	<,00	<,00
Cobalto	µg/L	3	3	695	1,28	11,3	0,9	2862	2,58	580	400	148000	16300	0,258	0,189	<,00	<,00
Chumbo	µg/L	3	3	16800	2430	3050	900	27000	7580	0,53	0,4	107	46,4	0,644	0,222	<,00	<,00
Cobre	µg/L	3	3	17,7	9,5	8,25	5,18	19,4	15,6	0,9	0,48	72,4	76,6	0,802	0,519	<,00	<,00

Tabela 2 - Estatística descritiva (conclusão)

	Unidade	N	Média	Mediana	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	W de Shapiro-Wilk	p Shapiro-Wilk
Montante/ Jusante		M J	M J	M J	M J	M J	M J	M J	M J
Cromo	mg/L	3 6	3 6	1,61	0,608 4	0,012 0,01	3,64	1,18 9,00E- 04	7,30 E-04 14,2
Manganês	µg/L	3 6	3 6	1976	1224 1790	747	1925	1420 33,4	8,46 10100
Molibdênio	µg/L	3 6	3 6	4,98	7,94	3,25 8,43	3,97	4,83 1,2	0,4 14,4
Níquel	µg/L	3 6	3 6	39,7	6,88	15	2,03	52 12,3	0,9 0,9
Nitrato	µg/L	3 6	3 6	97,019	2,774 0,895	0,490 7	243,69 4,197	0,09 0,09 1,32E+ 03	15,20 0 0,447
Nitrito	mg/L	3 6	3 6	7,04	2,26	0,025 0,009	39,9	7,59 0,009 9	240 0,00 0,168
Vanádio	µg/L	3 6	3 6	5,71	2,92	3,67 1,83	5,07 4,56	0,64 0,56	21,5 28
Zinco	µg/L	3 6	3 6	35,4	49,4	27,6	32,5	30,7 56,4 2,7	0,9 0,9 157
Temperatura	°C	3 6	3 6	30,2	30,7	30,3	30,6	1,69 1,73 26,6	34 33,6 27,3

*p value > 0,05

Fonte: Criado pela autora com dados extraídos da SEMACE (2024).

Tabela 3 - Kruskal-Wallis

	χ^2	gl	p
Condutividade	3,97387	1	0,046*
Amônia	9,37909	1	0,002*
Arsênio	4,39569	1	0,036*
Cloretos	5,89054	1	0,015*
Cobalto	35,44166	1	<,001*
Chumbo	15,80231	1	<,001*
Cobre	4,62737	1	0,031*
Molibdênio	10,19566	1	0,001*
Níquel	15,43075	1	<,001*
Nitrato	4,63432	1	0,031*
Vanádio	8,84042	1	0,003*
Sulfatos	2,60294	1	0,107
Ferro	0,63044	1	0,427
DBO	0,68836	1	0,407
DQO	0,00257	1	0,960
Sólidos dissolvidos	2,65349	1	0,103
Alumínio	0,00318	1	0,955
Cromo	0,83060	1	0,362
Manganês	3,43252	1	0,064
Nitrito	3,02809	1	0,082
Zinco	0,56942	1	0,450

*p value < 0,05
 Fonte: A autora (2024).

Tabela 4 - ANOVA a um fator (Welch)

	F	gl1	gl2	p
pH	4,86	1	69,5	0,031*
Temperatura	1,86	1	69,9	0,177

*p value < 0,05

Fonte: A autora (2024).

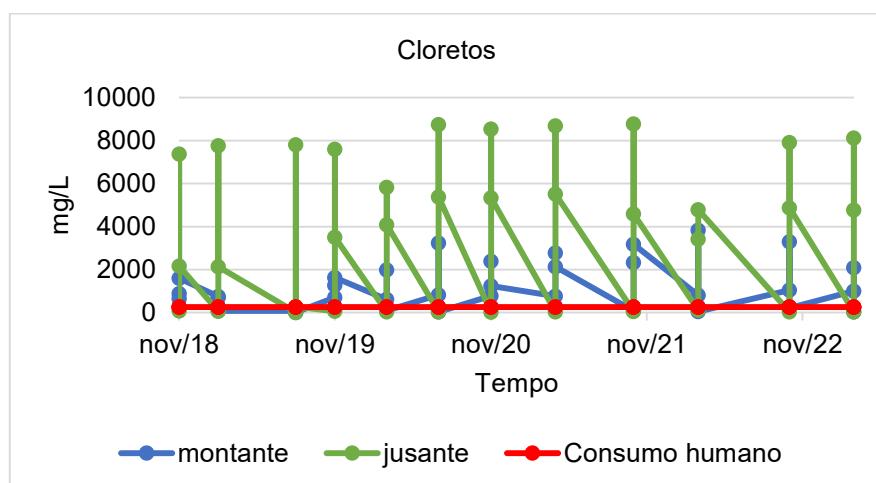
Os dados de amônia, cobalto, chumbo, cobre, níquel, nitrato, arsênio e vanádio foram maiores a montante do que a jusante (Tabela 2); isso pode ser explicado pelo processo de atenuação e adsorção destes pelo solo no caso dos metais pesados, já a amônia possivelmente se oxidou. Já Abiriga *et al.* (2020) encontraram valores elevados de chumbo e cobre e valores moderados para amônia. Najafi Saleh *et al.* (2020) ao compararem a qualidade da água de 11 poços adjacentes a área de aterro sanitário no Irã, encontraram altos valores de nitrato estando correlacionado a penetração do chorume nessas áreas.

Apenas a condutividade, os cloretos, o pH e molibdênio apresentaram maiores valores a jusante (Tabela 2). A contaminação dos RSU nas águas subterrâneas também foi constatada por Nakamura *et al.* (2014), principalmente no período chuvoso, podendo estar associado à dissolução de íons do próprio solo ou pela percolação de lixiviados, tendo menores valores de condutividade elétrica a montante, podendo estar associado à dissolução de íons do solo ou percolação do lixiviado tanto do aterro quanto das lagoas de tratamento. Já Mondelli *et al.* (2016) constataram o decréscimo da condutividade elétrica em dois poços no decorrer do tempo e apontam que isto teve relação com a disposição dos resíduos no maciço. Sendo assim, é possível perceber que a direção da pluma de contaminação varia conforme a pluviosidade e área de disposição dos resíduos.

Assim como nesta pesquisa, os cloretos também tiveram maiores valores a jusante no trabalho de Mondelli *et al.* (2016). Isto se deve ao fato dos cloretos serem de grande diluição e alta capacidade de dispersão nos solos. Borba *et al.* (2021) encontraram aumento do parâmetro cloreto no decorrer do tempo na água subterrânea de área de aterro, mostrando a interferência do mesmo neste parâmetro. Abiriga *et al.* (2020) também encontraram valores que apresentam contaminação moderada pelos cloretos.

Mesmo encontrados maiores valores a jusante, Mondelli *et al.* (2016) consideraram estes resultados baixos em relação ao chorume e aos valores máximos permitidos para dessedentação humana prevista pelos padrões de potabilidade do Ministério da Saúde do Brasil, diferente do que foi constatado neste trabalho em que os valores ficaram acima do máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 396 (2008) que é o mesmo valor do padrão do Ministério da Saúde do Brasil (Figura 2). Najafi Saleh *et al.* (2020) constataram que 98,95% dos poços analisados estão poluídos devido a presença do aterro sanitário, em que as águas não são adequadas para consumo humano, de acordo com os padrões nacionais do Irã, entretanto estão aptas para abordagem agrícola, com exceção de algumas áreas.

Figura 2 - Monitoramento dos cloreto na água subterrânea em área de aterro sanitário em comparação com valor máximo permitido da Resolução CONAMA nº 396/2008



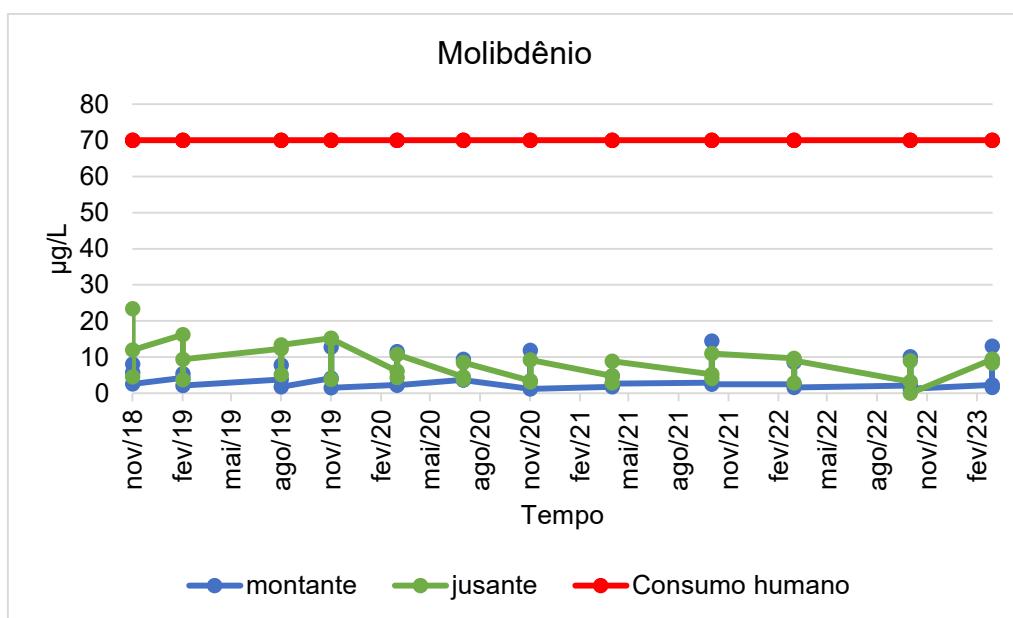
Fonte: Criado pela autora com dados extraídos da SEMACE (2024).

O aumento do cloreto no ASMOC provavelmente ocorreu pela recirculação do chorume (recirculado a aproximadamente 14 anos), que mesmo tratado possui alta concentração de cloreto e também pelas características naturais da água, pois é possível perceber que mesmo os valores a montante apresentaram valores acima do valor de referência. Isso mostra a necessidade da avaliação da qualidade natural da água e o comparativo de montante e jusante como realizado neste trabalho e não apenas a comparação dos valores obtidos com os valores previstos em legislação. Além disso, alguns parâmetros, como a condutividade, não são previstos nestas resoluções. Dentre os parâmetros existentes na Resolução CONAMA nº396 (2008) e

neste estudo, foi possível perceber que os cloretos, alumínio, chumbo, ferro, manganês, níquel, nitrato, nitrito e sulfatos ficaram acima dos valores máximos permitidos para consumo humano pela Resolução. Já o arsênio, molibdênio, cobre, sólidos dissolvidos, totais, vanádio e zinco, mantiveram-se abaixo dos valores de referência para consumo humano.

Outra comprovação da necessidade da avaliação da qualidade natural da água é que em alguns casos os valores estarão abaixo do valor de referência previsto em resolução, entretanto haverá diferença significativa entre montante e jusante, como é o caso do molibdênio que pode ser visualizado na figura abaixo.

Figura 3 - Monitoramento do molibdênio na água subterrânea em área de aterro sanitário em comparação com valor máximo permitido da Resolução CONAMA nº 396/2008:



Fonte: Criado pela autora com dados extraídos da SEMACE (2024).

O pH, apesar de apresentar diferença estatística significativa, se manteve próximo a neutralidade tanto a montante quanto a jusante, tendo menor valor a montante. Valores neutros de pH também foram encontrados por Najafi Saleh *et al.*, 2020 apresentando valore mínimo de 7,2 e máximo de 7,6 estando dentro dos padrões internacionais de água potável e também dos limites estabelecidos no Irã estando adequados para fins agrícolas e de irrigação. Neste estudo os valores mínimos e máximos de pH foram de 6,45 e 6,56 para montante e 7,8 e 7,95 para jusante, respectivamente. O valor mínimo de montante está levemente abaixo do limite inferior

dos padrões da OMS (2022) em que o pH da água potável permitido é de 6,5 à 8,5, já o Brasil não apresenta padrões de pH.

Assim como neste trabalho, Mondelli *et al.* (2016) encontraram valores de pH da água subterrânea mais ácido a montante e a jusante apresentaram valores mais alcalinos. Os autores apontaram que a causa pode ser a contaminação por chorume ou relacionado ao solo que possui elevados teores de cálcio e que depois do fechamento a tendência é o pH subir. O mesmo foi encontrado por Abiriga *et al.* (2020) que, ao analisar um aterro no norte da Noruega sem coleta de chorume e nem impermeabilização de base, observaram que após o fechamento o pH subiu de 4,9 para 8,8.

Diante dos resultados do presente estudo foi possível perceber que o aterro sanitário em questão não interferiu na qualidade da água subterrânea pelos parâmetros e no período estudado com exceção dos cloretos. Vale ressaltar que o ideal é que seja realizado o monitoramento anterior a implantação do aterro para classificação de qualidade e determinação dos valores de referência, entretanto não há informações da qualidade da água subterrânea anteriores à implantação do mesmo, que começou a operar em 1991. Outros estudos apontam contaminação pela disposição de resíduos, como relatado por Abiriga *et al.* (2020); Benaddi *et al.* (2022) e Nakamura *et al.* (2014).

Para verificação da existência de contaminação é preciso o monitoramento dos parâmetros antes, durante e após a operação do empreendimento. Em aterros sanitários que apresentam problemas construtivos e operacionais, não conformes com as normas que tratam do assunto, fazem-se necessários ajustes operacionais, tais como implantação de drenagem de lixiviado e águas pluviais, retirada de vazamentos, implantação de sistema de captação de gases, implantação de vegetação nos taludes externos, redução do tempo em que os resíduos permanecem descobertos e tratamento adequado do lixiviado, de forma a evitar ou minimizar as interferências negativas nas águas subterrâneas e superficiais e no solo (Mondelli; Giacheti; Hamada, 2016; Nakamura *et al.*, 2014). Em áreas já contaminadas existem alternativas para remediação das mesmas, como biorremediação, barreiras reativas permeáveis, injeção de agentes solubilizantes, remediação eletrocinética, dentre outras (Ye *et al.*, 2019).

CONCLUSÃO

É importante o estudo da área antes da implantação do empreendimento, pois o solo, a pluviosidade, a disposição e gestão dos resíduos interferem na pluma de contaminação.

Pelos parâmetros analisados, o ASMOC não interferiu na qualidade da água subterrânea na área em que está instalado no período considerado neste estudo, sendo que, apenas o parâmetro de cloretos apresentou maiores valores a jusante, entretanto mesmo a montante os valores já estavam acima do valor de referência.

Os valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº396 (2008) em alguns casos não são adequados para comparação, pois deve ser levado em consideração a qualidade natural da água, como previsto nesta mesma Resolução. Sendo assim, é necessária a caracterização da qualidade da água antes da implantação do aterro e, posteriormente, deve ser comparada a qualidade da água entre montante e jusante.

3 CORRELAÇÃO ENTRE PARÂMETROS CLIMÁTICOS E PRODUÇÃO DE METANO EM ATERRO SANITÁRIO NO NORDESTE BRASILEIRO

RESUMO

Os aterros sanitários são amplamente utilizados para destinação de resíduos sólidos, especialmente em países em desenvolvimento, aonde em torno de 50% dos resíduos são de origem orgânica. Além da composição dos resíduos, outros fatores interferem na produção do biogás, dentre eles estão as condições climáticas. Sendo assim, este trabalho avaliou a interferência de fatores climáticos com a produção de metano no ASMOC (Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia). Foram coletadas amostras mensais de biogás em poços de monitoramento espalhados pelos maciços no período de janeiro de 2019 a dezembro de 2022, totalizando 48 coletas. Esta mesma frequência e período foi utilizada para captar os parâmetros climáticos nas bases de dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos e do Instituto Nacional de Meteorologia. Foram analisados: pluviosidade, pressão, velocidade do vento, temperatura, umidade do ar, nebulosidade, insolação e evaporação. Após a obtenção, os dados foram tabulados em uma planilha do Excel e realizado os testes estatísticos no software JAMOVI versão 2.3 de. Foi realizado o teste de Normalidade Shapiro-Wilk, o teste t de Student, o teste de Mann-Whitney, estatística descritiva e a análise de regressão de Pearson, com intervalo de confiança de 95%. Foi possível concluir que a pluviosidade, umidade relativa, temperatura, evaporação e insolação diferem entre o período seco e chuvoso e interferem na produção de metano no ASMOC. Os demais parâmetros não têm correlação com a produção de metano no ASMOC. Os fatores climáticos podem interferir de maneira diferente na produção de biogás de acordo com a região em que se encontram.

Palavras-chave: biogás, resíduos sólidos, meteorológico.

ABSTRACT

Sanitary landfills are widely used for the disposal of solid waste, especially in developing countries, where around 50% of the waste is of organic origin. This feature contributes to the production of biogas that has potential for energy generation. In addition to the composition of the waste, several factors interfere with the production of biogas, including climatic conditions. Therefore, this work evaluated the interference

of climatic factors with the production of methane in the ASMOC (West Metropolitan Sanitary Landfill of Caucaia). Evidences of biogas were collected through the LANDGEM 5000 in monitoring wells by the massifs from January 2019 to December 2022, totaling 48 collections. This same frequency and period was used to capture climatic parameters in the databases of the Cearense Foundation of Meteorology and Water Resources and the National Institute of Meteorology. The analyzed parameters were: rainfall, pressure, wind speed, temperature, air humidity, cloudiness, insolation and evaporation. After obtaining, the data were tabulated in an Excel spreadsheet and statistical tests were carried out using the JAMOVI software version 2.3. The Shapiro-Wilk Normality test, Student's t test, Mann-Whitney test, descriptive statistics and Pearson regression analysis were performed, with a 95% confidence interval. It was possible to conclude that rainfall, relative humidity, temperature, evaporation and insolation differ between dry and rainy seasons and interfere with methane production in ASMOC. The other parameters were not modified with the production of methane in the ASMOC. Climatic factors can interfere differently in the production of biogas according to the region in which they are located.

Keywords: biogas, solid waste, meteorological.

INTRODUÇÃO

Desde a sociedade primitiva, as atividades humanas geram resíduos sólidos. A princípio, a quantidade gerada era pequena e facilmente degradada por causa da composição dos materiais e da grande área de terra para decomposição. Com o crescimento populacional e a industrialização, os resíduos produzidos aumentaram significativamente e sua constituição passou a ser uma mistura complexa (Silva; Mota, 2019).

Devido à grande quantidade de resíduos gerados e de seu alto potencial poluidor, como a geração de Gases de Efeito Estufa (GEE), os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) devem ter uma gestão especializada a fim da redução do custo e dos impactos ambientais e da produção de importantes subprodutos, como energia, fertilizantes e combustível (Abrelpe; Onu, 2017).

Uma das alternativas amplamente utilizadas e que continuarão sendo um dos principais métodos de disposição dos RSU são os aterros sanitários. A

decomposição dos resíduos no aterro gera líquidos e gases, sendo necessárias pesquisas relacionadas à emissão dos GEE decorrentes dos mesmos (Zhang *et al.*, 2019). Os aterros sanitários são projetados a fim de reduzir a geração demasiada de lixiviados e fuga de biogás para a atmosfera, minimizando possíveis impactos negativos ao meio ambiente e à saúde da população (Costa *et al.*, 2018).

Em torno de 50% do volume dos RSU gerados são de origem orgânica (Abrelpe; Onu, 2017). Considerando a grande quantidade de resíduos orgânicos produzidos, o Brasil possui um potencial expressivo para aproveitamento do biogás nos aterros sanitários, seja para geração de energia elétrica ou do biometano. Entretanto, o valor do potencial estimado é controverso, pois as metodologias de avaliação não foram padronizadas e a maior parte delas reflete condições estadunidenses que não demonstram a realidade dos aterros sanitários brasileiros, além de muitas informações estarem desatualizadas. Por esta falta de conhecimento, o Brasil aproveita pouco o biogás gerado nos aterros (Nascimento *et al.*, 2019). De acordo com Abiogás (2023), o potencial brasileiro de produção de biogás é de 44,1 bilhões Nm³, distribuídos nos setores de saneamento (5,0%); produção agrícola (15,0%), proteína animal (32,2%) e sucroenergético (47,8%). O potencial de geração de energia elétrica sobre o montante total de produção de biogás é de 170.912 GWh/ano.

Uma das maiores usinas de biogás do Brasil no setor de saneamento encontra-se no ASMOC (Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia), e é gerida pela GNR Fortaleza Valorização de Biogás Ltda e distribuída pela Companhia de Gás do Ceará (CEGÁS, 2021). O ASMOC começou a operar em 1991 recebendo resíduos do município de Caucaia e em 1998 passou a receber também os resíduos do município de Fortaleza (Silva, 2017). Em 2014, com a criação da GNR Fortaleza, a empresa iniciou a perfuração de poços de monitoramento, captação de biogás, purificação e produção de combustível renovável. Em outubro de 2019, a GNR Fortaleza e a CEGAS assinaram um contrato para aumento de 20% da oferta de gás natural renovável, que irá atingir 90.000m³/dia e pretende-se alcançar a produção de 125mil m³/dia de biometano (Ceará, 2019), desta forma, há o intuito de aumentar a produção e captação do biogás.

Estudos sobre biodigestão em aterro sanitário devem ser realizados no Brasil, já que, de acordo com Crovador *et al.* (2018) e Silva; Mota (2019), a

biodegradação e emissão de gases são diferentes em cada país ou região devido à interferência de diversos fatores, tais como: tipo e idade dos resíduos, irrigação com chorume, clima, cobertura do aterro, gestão do aterro, umidade do ar, precipitação, pressão atmosférica, velocidade do vento, radiação solar, pH, temperatura, potencial de oxirredução, teor de sólidos voláteis e variação da composição do gás (Candiani; Viana, 2017; Costa *et al.*, 2018; Gollapalli; Kota, 2018; Lucernoni *et al.*, 2017; Magalhães, 2018; Mota *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019; Silva; Mota, 2019). Desta forma, devem ser realizados estudos específicos em cada local, pois a realidade da produção de biogás em aterro sanitário do Brasil pode ser bem diferente dos valores encontrados em aterros internacionais.

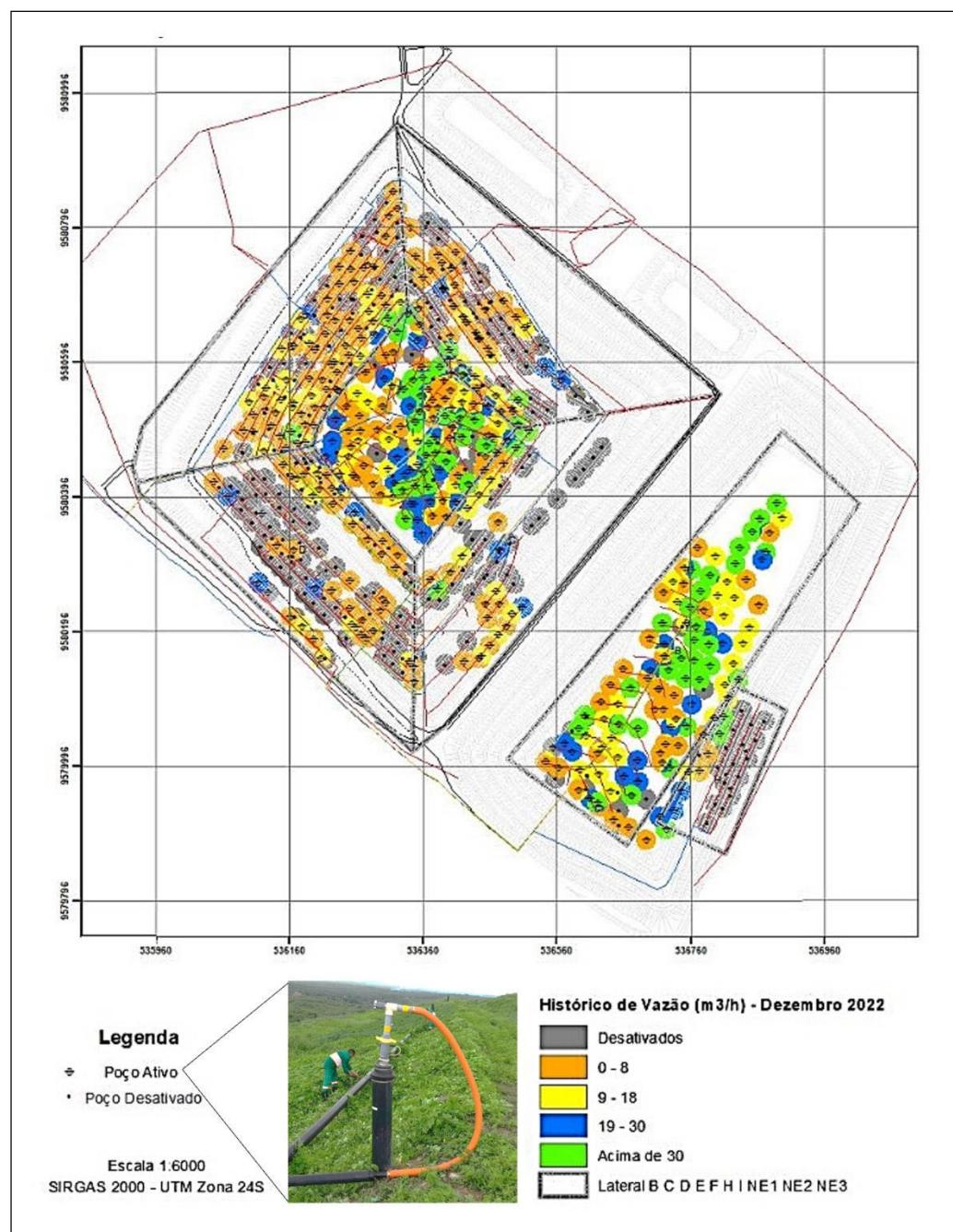
Devido à importância dos aterros sanitários para a disposição de resíduos sólidos, ao potencial de geração de energia utilizando o biogás, aliado à necessidade de estudos do comportamento dos aterros no Brasil, este estudo tem como objetivo avaliar a relação da interferência de fatores climáticos com a produção de metano no ASMOC.

METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), localizado no município de Caucaia/CE, a 30 Km de Fortaleza e que recebe em torno de 5.500 t./dia de RSU dos municípios de Caucaia e Fortaleza.

Os maciços analisados neste estudo começaram a operar em 1996 e receberam resíduos até o ano de 2020. O período de amostras coletado foi de 48 meses, tendo início em janeiro de 2019 e término em dezembro de 2022. As amostras de vazão de metano gerado foram coletadas mensalmente utilizando o aparelho LANDGEM 5000, medidas à partir das válvulas instalados nos poços de coleta de biogás. Inicialmente eram 229 poços de monitoramento ativos e no final do experimento eram 442 (Figura 4).

Figura 1 - Localização dos poços de monitoramento e produção de biogás em dezembro de 2022 no ASMOC, Caucaia, Ceará

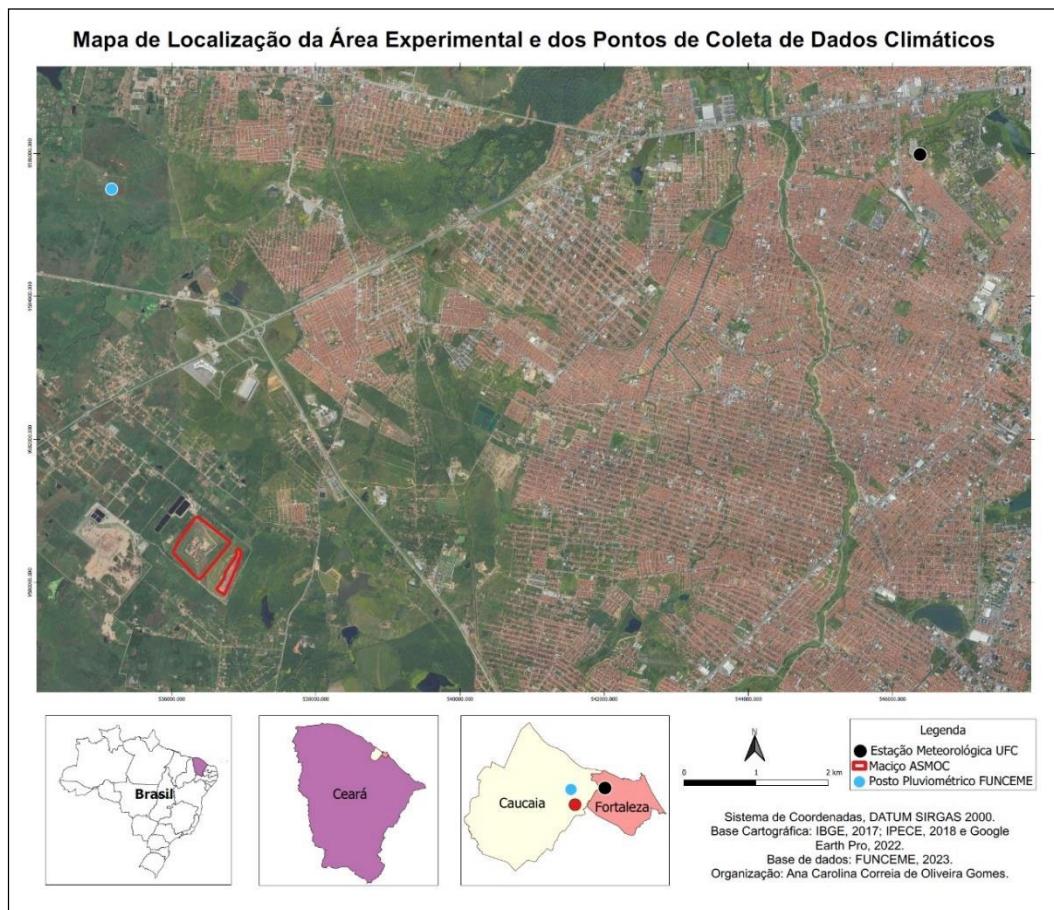


Fonte: A autora (2023).

Os parâmetros climáticos analisados foram: pluviosidade, pressão, velocidade do vento, temperatura, umidade do ar, nebulosidade, insolação e evaporação. Os dados de pluviosidade foram obtidos na estação nº85 da FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos) que está a uma distância de, aproximadamente, 4,9Km da área de estudo. Já os demais dados climatológicos

foram obtidos na estação automática do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) localizada na Estação Agrometeorológica, do Centro de Ciências Agrárias da UFC Campus PICI, localizado a cerca de 11 Km de distância do maciço (Figura 5).

Figura 2 - Mapa de Localização da Área Experimental e dos Pontos de Coleta dos Dados Climáticos



Fonte: A autora (2023).

Após a obtenção, os dados foram tabulados em uma planilha do Excel e realizado o teste de Normalidade Shapiro-Wilk, o teste t de Student, o teste de Mann-Whitney, estatística descritiva e a análise de regressão de Pearson. Todos os testes foram realizados no software estatístico JAMOVI versão 2.3, com intervalo de confiança de 95%. Para os testes t e de Mann-Whitney os dados foram separados por período seco, e o período chuvoso.

Para os dados considerados normais, de acordo com o teste de aderência, foi empregado o teste t e analisado a média dos parâmetros. Já para os dados não paramétricos foi realizado o teste de Mann-Whitney e analisada a mediana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com o teste de aderência de Shapiro-Wilk, os parâmetros de vazão de metano, umidade relativa e insolação têm uma distribuição normal (Tabela 5). Partindo deste pressuposto, aplicou-se os testes t de Student nestes parâmetros e o teste de Mann-Whitney nas demais variáveis (Tabela 6). Foi possível perceber que, com exceção da pressão, nos demais parâmetros houve diferença significativa entre o período seco e chuvoso, ou seja, a contribuição do período de chuva é muito importante, pois interfere na maior parte dos parâmetros climáticos e também influencia na produção de metano.

Tabela 1 - Teste à Normalidade (Shapiro-Wilk)

	W	p
Vazão de metano (m ³ /mês)	0,992	0,982*
Pressão (mb)	0,254	<,001
Temperatura (°C)	0,905	<,001
Umidade relativa (%)	0,982	0,685*
Velocidade do vento (m/s)	0,276	<,001
Nebulosidade (%)	0,729	<,001
Insolação (h)	0,969	0,221*
Evaporação (mm)	0,922	0,004
Pluviosidade (mm)	0,940	0,017

* p-value > 0,05

Fonte: A autora (2024).

Tabela 2 - Aplicação dos testes t de Student e Mann-Whitney para período seco e chuvoso

Parâmetros	Teste	Estatística	gl	p
Vazão de metano (m ³ /mês)	t de Student	2,169	46,0	0,035*
Pressão (mb)	U de Mann-Whitney	253,00	46,0	0,477
Temperatura (°C)	U de Mann-Whitney	178,00	46,0	0,024*
Umidade relativa (%)	t de Student	12,491	46,0	<,001*
Velocidade do vento (m/s)	U de Mann-Whitney	32,00	46,0	<,001*
Nebulosidade (%)	U de Mann-Whitney	98,00	46,0	<,001*

Parâmetros	Teste	Estatística	gl	p
Insolação (h)	t de Student	-7,055	46,0	<,001*
Evaporação (mm)	U de Mann-Whitney	21,00	46,0	<,001*
Pluviosidade (mm)	U de Mann-Whitney	10,50	46,0	<,001*

* p-value < 0,05

Fonte: A autora (2024).

Diante das diferenças significativas encontradas na Tabela 6; na Tabela 7 é possível identificar em que período os parâmetros são mais altos. Como observado, os valores de pressão não têm variação de mediana, mantendo-se constante ao longo do ano, sendo o único parâmetro analisado que não houve diferença estatística entre os períodos.

No período chuvoso são encontrados maiores valores de vazão de metano, pluviosidade, umidade relativa e nebulosidade. Já no período seco há o aumento da temperatura, velocidade do vento, insolação e evaporação. Apesar da amplitude térmica ser pequena entre o período seco e chuvoso, os dados mostram que este parâmetro é sensível, pois diferem estatisticamente.

Ao correlacionar a produção da vazão de metano com os demais parâmetros, é possível afirmar que há uma correlação positiva com a pluviosidade e umidade relativa. Já os parâmetros de temperatura, evaporação e insolação têm uma relação negativa com a vazão de metano. Os parâmetros de pressão, nebulosidade e velocidade do vento não apresentaram correlação significativa com a mesma (Tabela 8 e Figura 6).

Tabela 3 - Estatística Descritiva

	Período	Vazão de metano (m³/mês)	Pressão (mb)	Temperatura (°C)	Umidade relativa (%)	Velocidade do vento (m/s)	Nebulosidade (%)	Insolação (h)	Evaporação (mm)	Pluviosidade (mm)
N	chuvisco	24	24	24	24	24	24	24	24	24
	seco	24	24	24	24	24	24	24	24	24
Média	chuvisco	2,90e+6	1010	27,3	81,0	3,51	7,01	2,77	5,41	286
	seco	2,62e+6	1000	27,7	71,5	3,67	4,78	5,08	9,28	23,1
Mediana	chuvisco	2,82e+6	1010	27,3	81,0	2,40	6,60	2,35	5,40	226
	seco	2,81e+6	1010	27,9	71,0	3,70	4,50	5,10	9,60	4,60
Desvio-padrão	chuvisco	487429	1,85	0,498	3,28	5,20	2,75	1,03	1,68	164
	seco	420562	49,1	0,926	1,84	0,354	1,25	1,22	1,39	36,3
Mínimo	chuvisco	2,06e+6	1003	26,5	75	1,50	4,00	1,40	1,50	55,0
	seco	1,51e+6	770	24,6	69	3,10	3,00	2,90	3,90	0,00
Máximo	chuvisco	3,84e+6	1014	28,3	87	27,8	17,0	5,60	7,80	581
	seco	3,35e+6	1022	29,1	75	4,40	7,60	7,60	10,7	138

Fonte: A autora (2024).

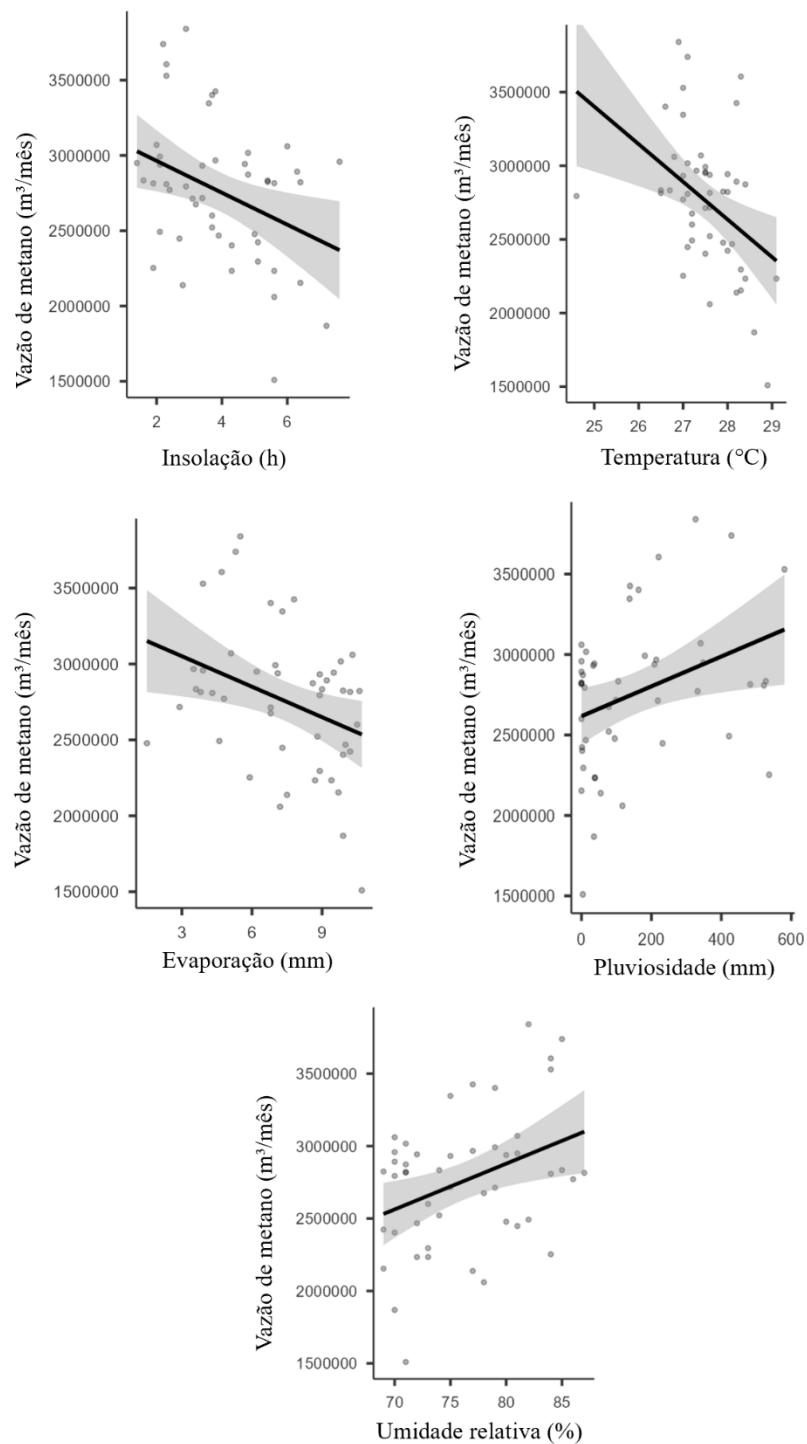
Tabela 4 - Matriz de correlação de Pearson da vazão de metano (m³/mês)

	Pressão (mb)	Temperatura (°C)	velocidade do vento (m/s)	Nebulosidade (%)	Evaporação (mm)	Pluviosidade (mm)	Umidade relativa (%)	Insolação (h)
R de Pearson	-0,003	-0,411	-0,165	0,178	-0,351	0,348	0,368	-0,361
p-value	0,986	0,004*	0,263	0,226	0,014*	0,015*	0,010*	0,012*

* p-value < 0,05

Fonte: A autora (2024).

Figura 3 - Correlação de Pearson entre a produção de metano e parâmetros meteorológicos



Fonte: A autora (2024).

Mota *et al.* (2019), ao pesquisarem sobre a característica climática e variações na concentração de biogás em um aterro sanitário no nordeste do Brasil, concluíram que a geração de biogás aumenta com a temperatura do mesmo e que não houve relação com a precipitação, diferindo do encontrado neste trabalho. Entretanto avaliaram quatro meses, sendo apenas um deles referente ao mês de seca. Constataram ainda que as emissões de biogás não apresentaram variações horárias significativas, haja vista que a região semiárida do nordeste brasileiro não possui grandes variações de temperatura.

A relação entre aumento de produção de metano na estação chuvosa também foi encontrada por Abushammala; Basri; Younes (2016), ao investigarem as emissões de biogás em aterro sanitário na Malásia e por Romana Gomes *et al.* (2022) ao analisarem a composição do biogás gerado em um lixão no semiárido brasileiro, corroborando com este trabalho.

Gollapalli; Kota (2018), ao analisarem emissão de metano e gás carbônico em um aterro sanitário no Nordeste da Índia, constataram que as emissões são mais altas no verão e mais baixas no inverno, diferentemente deste trabalho em que houve correlação negativa entre a temperatura e a produção de metano. Esta relação ocorre, pois no ASMOC a temperatura apresentou correlação positiva com a evaporação e insolação ($R = 0,291$ e $0,460$, respectivamente) e correlação negativa com umidade relativa e pluviosidade ($R = -0,344$ e $-0,394$), sendo assim, quando a temperatura aumenta a umidade no aterro diminui, fator que interfere no metabolismo microbiano e produção de biogás. Além disso, o solo utilizado para cobertura é areno-silto-argiloso (Freire, 2022) e os gases são succionados através de vácuo; quando a camada está seca acaba entrando nitrogênio no aterro, intervindo também na atividade dos microrganismos. Gollapalli; Kota (2018), concluíram que fatores como umidade do ar, meteorologia, composição e idade dos resíduos também interferem na produção de metano e apontam que os modelos de previsão de produção de biogás em aterros sanitários têm que levar em consideração a meteorologia para estimar com melhor eficiência a capacidade de emissão de metano.

Em algumas regiões a temperatura do aterro pode flutuar substancialmente; como consequência, as taxas de oxidação de metano em aterro sanitário também variam. Reddy *et al.* (2019), ao medirem as taxas de oxidação de metano em temperaturas variando de 6°C a 70°C , constataram que a temperatura é

um fator crítico que afeta a oxidação de metano no solo. Este estudo corrobora com o de Berenjkar *et al.* (2022) que ao analisarem uma célula fechada construída em um aterro sanitário do Canadá com temperaturas entre -30°C e 35°C, concluíram que a temperatura e o teor de umidade da camada de composto afetam a oxidação de metano.

Ao contrário deste trabalho, Lucernoni *et al.* (2017) não encontraram correlação entre temperatura do ar e produção de biogás, entendendo que este resultado se deu possivelmente porque a decomposição dos resíduos estava em estágio avançado de decomposição e/ou porque a temperatura atmosférica interfere em uma profundidade de até 2m e a maior parte dos resíduos encontra-se abaixo desta profundidade, já que o esperado era de que houvesse interferência da temperatura. Os autores também concluíram que a pressão atmosférica e a umidade do solo são fatores que mais afetam a emissão de biogás, evidenciando a diferença dos fatores climáticos em cada região e, consequentemente, sua interferência na produção de biogás, pois neste trabalho realizado no ASMOC, a pressão não influenciou na vazão de metano já que se manteve constante ao longo do tempo. Apesar de apresentarem importância na literatura consultada, os autores não analisaram a velocidade e direção do vento, pois o método de amostragem utilizado foi um exaustor, o que torna a ação do vento sem influência. Além disso, a área de estudo está localizada no norte da Itália em uma região de ventos fracos. Diferentemente do que ocorre no nordeste do Brasil que possui ventos fortes, entretanto não houve interferência da velocidade do vento e produção de metano.

O teor de umidade e a relação com produção de metano foi medida por Herath; Jayawardana; Bandara (2023) ao estudarem um lixão aberto e ativo de resíduos sólidos municipais em Karadiyana, Sri Lanka. Foi constatada correlação positiva entre o teor de umidade e as taxas de fluxo de metano, concluindo que a maior umidade acelera o processo de digestão anaeróbia, permitindo maior produção de metano, a mesma relação encontrada neste trabalho. Como não há captação do biogás produzido no local, os autores indicam um sistema de drenagem para redução das emissões. Para o caso do ASMOC, o fator umidade pode ser trabalhado por meio da irrigação sobre o maciço, no período seco, como mecanismo para garantir maior atividade microbiológica, menor perda de biogás pela saturação da cobertura e maior produção de biogás neste período.

A relação de aumento de umidade e produção de metano também foi encontrada por Fathi Aghdam; Scheutz; Kjeldsen (2017) ao incubar amostras de resíduos sólidos fresco, velho e peneirado por 230 dias em diferentes temperaturas, teores de umidade e quantidade de inócuo. Com relação à temperatura, os autores encontraram valores baixos enquanto a temperatura era de 20°C a 25°C e que foram aumentados quando a temperatura era de 37°C. Quando a temperatura era comparada de 37°C com a de 55°C a taxa de produção de metano aumentou, mas de maneira menos expressiva. Este experimento foi realizado em nível de bancada com condições controladas, entretanto em aterros sanitários não é possível controlar a temperatura que em circunstâncias mais elevadas causa aumento da evaporação e, consequentemente, redução da umidade no maciço. Desta forma, no ASMOC a correlação entre temperatura e produção de biogás foi inversamente proporcional.

Ao comparar as correlações encontradas com os demais trabalhos é possível definir que os fatores climáticos interferem na produção de metano de maneira diferente em cada país ou região, possivelmente isto tem relação com o próprio clima e também de outros fatores como tipo de resíduo aterrado, idade dos resíduos, irrigação com chorume, drenagem do aterro, dentre outros. Sendo assim, é necessário realizar estudos de produção direcionados a determinado aterro para melhor aproveitamento do potencial de produção de biogás e incorporação de fatores meteorológicos nos modelos para estimar com melhor eficiência a capacidade de emissão de metano nos aterros sanitários.

CONCLUSÃO

A pluviosidade, umidade relativa, temperatura, evaporação e insolação diferem entre o período seco e chuvoso e interferem na produção de metano no ASMOC. Quanto maior a pluviosidade e umidade relativa, maior será a produção de metano. Já as relações entre produção de metano e temperatura, evaporação e insolação são inversamente proporcionais.

Os parâmetros de nebulosidade e velocidade do vento, apesar de diferirem entre o período seco e chuvoso, não tiveram correlação com a produção de metano no ASMOC. A pressão não varia ao longo do ano e não tem relação com a produção de metano.

Os fatores climáticos podem interferir de maneira diferente na produção de biogás de acordo com a região em que se encontram.

O aproveitamento do biogás traz benefícios ambientais e econômicos. Com base nos resultados torna-se possível entender melhor o comportamento da produção de biogás relacionados a algumas características climáticas do Nordeste brasileiro, gerando dados específicos da região para basear trabalhos futuros e incentivando tomadas de decisão na operação do(s) aterro(s) para aumento da geração do mesmo, como a importância da irrigação do aterro com chorume no período seco para aumento de produção de biogás.

Em trabalhos futuros sugere-se analisar a correlação da produção de metano no período seco com irrigação com chorume e sem a irrigação do mesmo, pois neste trabalho foi constatado que no período chuvoso aumenta a geração de biogás. Além disso, o chorume produzido é um problema operacional nos aterros sanitários e através de sua recirculação os resíduos seriam umedecidos podendo aumentar a produção de biogás. Desta forma, viabilizaria usinas de purificação de biogás para biometano em aterros que não o possuem, aumentando a disponibilidade de um gás que é totalmente intercambiável com o Gás Natural.

4 PRODUÇÃO DE BIOGÁS E METANO PELA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS IRRIGADOS COM CHORUME E ÁGUA

RESUMO

O Brasil possui alto potencial para geração de energia elétrica advinda dos aterros sanitários, pois cerca de metade dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados tem origem orgânica e grande parte são destinados aos aterros sanitários. Para melhorar a geração de metano proveniente da digestão anaeróbia dos aterros alguns parâmetros devem ser analisados, como a recirculação por chorume que introduz umidade e nutrientes no meio, acelerando o processo de digestão. Sendo assim, este estudo teve como objetivo analisar a produção de biogás e metano em escala piloto de aterro sanitário irrigado com chorume. Para isto, foi montado um reator de 1.000L contendo 500L de RSU de acordo com a gravimetria dos resíduos aterrados no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC). O experimento teve início de operação em 04/11/2021 a 03/02/2022, totalizando 91 dias. Foi realizada aplicação de chorume e água semanalmente, de maneira intercalada. A taxa de aplicação do chorume foi de 54L/m³ por semana e a umidade foi monitorada buscando a manutenção de 50% de umidade. Foram analisados 25 parâmetros para caracterização do chorume a ser irrigado, seguindo a metodologia de coleta, preservação de amostras e análise do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A umidade da massa dos RSU foi analisada com 5 coletas durante o experimento. Foi possível identificar que a recirculação do chorume com taxa de aplicação de 54L/m³ por semana com manutenção de umidade ótima, acarreta no início da fase metanogênica após dois meses de aterramento. O reator proposto, pode ser utilizado em trabalhos para simulação de aterro sanitário em escala piloto com alteração da altura de instalação do ponto de coleta superior.

Palavras-chave: biometano, metano, lixiviado, aterro sanitário, RSU.

ABSTRACT

Brazil has a high potential for generating electrical energy from landfills, as around half of the urban solid waste (MSW) generated has organic origin and a large part is sent

to landfills. To improve the generation of methane from anaerobic digestion in landfills, some parameters must be analyzed, such as recirculation through leachate, which introduces moisture and nutrients into the environment, accelerating the digestion process. Therefore, this study aimed to analyze the production of biogas and methane on a pilot scale in a landfill irrigated with leachate. For this, a 1,000L reactor containing 500L of MSW was assembled according to the gravimetry of waste landfilled at the Western Metropolitan Sanitary Landfill of Caucaia (ASMOC). The experiment began operating on 11/04/2021 to 02/03/2022, totaling 91 days. Slurry and water were applied weekly, alternately. The leachate application rate was 54L/m³ per week and humidity was monitored seeking to maintain 50% humidity. 25 parameters were analyzed to characterize the leachate to be irrigated, following the methodology for collection, preservation of samples and analysis followed Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). The moisture content of the MSW mass was analyzed with 5 collections during the experiment. It was possible to identify that the recirculation of leachate with an application rate of 54L/m³ per week with maintenance of optimal humidity, leads to the beginning of the methanogenic phase after two months of landfilling. The proposed reactor can be used in works to simulate a sanitary landfill on a pilot scale with changing the installation height of the upper collection point.

Keywords: biomethane, methane, leachate, landfill, USW.

INTRODUÇÃO

Atualmente, a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil gira em torno de 77.076.428 toneladas por ano e aproximadamente 61% possuem como destinação final os aterros sanitários, o que corresponde a 43.800.000 de toneladas aterradas anualmente (Abrema, 2023). Este valor tende a aumentar, pois em torno de 12.121.581 toneladas de resíduos possuem destinação incorreta a cada ano. Apesar da grande quantidade de resíduos produzidos e destinados aos aterros, o Índice Nacional de Recuperação de Resíduos, que leva em consideração a geração, reutilização, reciclagem e recuperação energética, é de apenas 1,67% no país, em que a recuperação energética apresenta representação ínfima (Sinir, 2021). A valorização dos resíduos orgânicos transformando-os em adubo e energia contribui

para soluções de problemas ambientais e reduz o custo com sua disposição, contribuindo para a gestão sustentável dos resíduos (Zago; Barros, 2019).

No Brasil, os aterros sanitários são a melhor técnica economicamente viável para ser empregada em grande escala, haja vista que muitos resíduos não são sequer coletados e, grande parte daqueles que são recolhidos ainda tem destinação incorreta. Atrelado a isso, em torno de 50% do volume dos RSU gerados são de origem orgânica e a maior parte do país possui clima tropical (Abrelpe; Onu, 2017; Ibge, 2023), ideal para a produção de biogás através da digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos em aterro sanitário. Além do clima e tipo de resíduos, alguns outros fatores interferem na digestão anaeróbia e, consequentemente, na produção de biogás e metano em aterro sanitário. Um desses fatores é a recirculação do chorume na massa de resíduos, que aumenta a geração de biogás, acelera a decomposição e estabilização dos RSU, além de funcionar como um tratamento do lixiviado (Liu *et al.*, 2021; Mehrdad *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021).

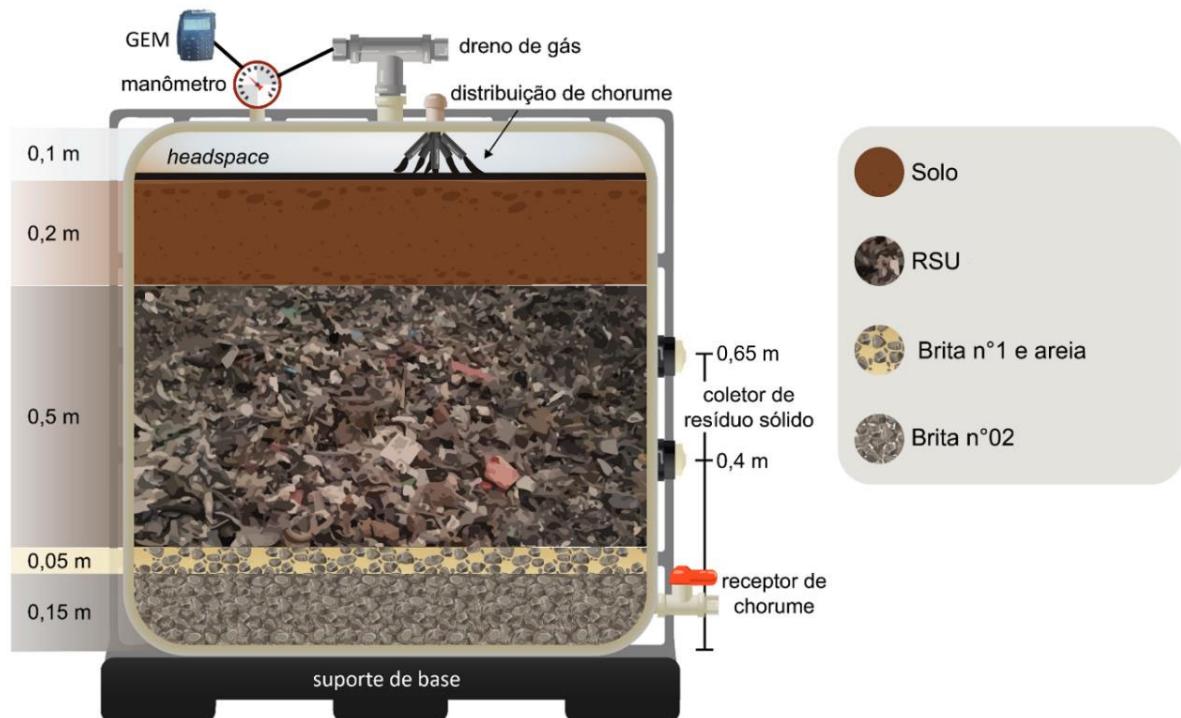
Diante da importância do aterro sanitário no Brasil e da necessidade de aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos, este estudo teve como objetivo avaliar a construção de um reator para simular o comportamento de aterro sanitário em escala piloto e analisar a produção de biogás e metano em escala piloto de aterro sanitário irrigado com chorume.

METODOLOGIA

O reator foi montado e instalado nas dependências da GNR, em Caucaia/CE, empresa que explora o biogás do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC). O ASMOC localiza-se no município de Caucaia/CE e recebe em torno de 5.500 t./dia de RSU provenientes dos municípios de Caucaia e Fortaleza. O aterro não recebe resíduos perigosos, entretanto não há coleta seletiva nos municípios geradores.

Utilizou-se um container de 1.000 litros para montagem do reator. Foram adicionadas quatro camadas sobrepostas, sendo a camada inferior composta de 0,15 m de brita nº02, seguido de uma camada de 0,05m de brita nº1 e areia, 0,5m de RSU, cobertura de solo de textura média em uma altura de 0,20m e restando cerca de 10% de *headspace*. A cada adição de camada foi realizada compactação com soquete (Figura 7).

Figura 1 - Vista de um corte representativo do reator de pesquisa instalado na GNR/ASMOC



Fonte: A autora (2024).

No topo de cada reator foi colocado um manômetro de baixa pressão por medida de segurança operacional e um conector fêmea com válvula também denominado de PAs (Ponto de Análise) para a conexão com o detector da qualidade do gás. O PAs foi acoplado a uma conexão com uma válvula de fluxo na extremidade para medir a vazão e a composição do biogás. Os reatores foram selados hermeticamente para evitar perda de gás e umidade. O medidor de vazão de gás G0.6 foi acoplado ao PA e na saída do medidor foi acoplado o analisador de gás portátil GEM5000 ou Optima 7, e a válvula de fluxo foi aberta semanalmente; logo que todo o gás passava, a válvula era novamente fechada, medindo ao mesmo tempo a vazão e composição do biogás (Figura 8). Após adaptação dos reatores foi realizado um teste de estanqueidade para verificar se havia vazamento de gás. Foi aplicado uma pressão de ar de 500 milibares. Após esta operação, foi monitorada a pressão pelo manômetro, por 24 horas.

Figura 2 -Medição de vazão e composição do biogás

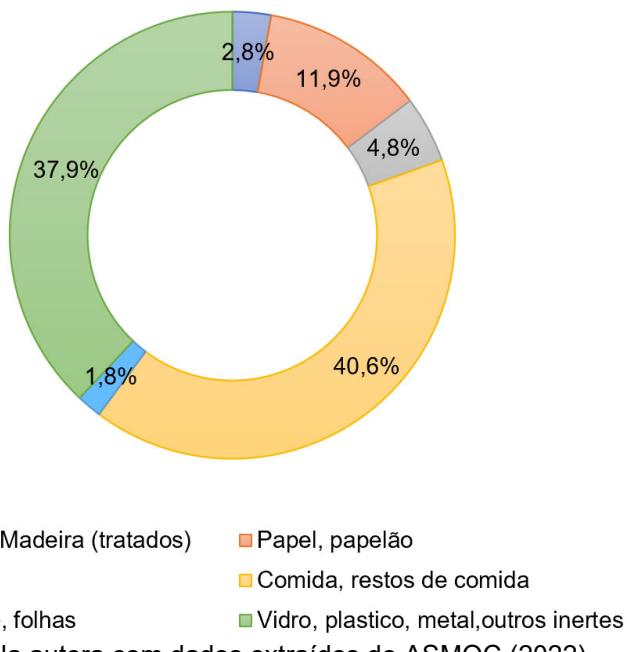


Fonte: A autora (2024).

Os dispositivos para coleta da massa de resíduo foram inseridos a 2 alturas distintas do reator, sendo a 0,40m e 0,65m. Foram instalados com auxílio de serra copo, conexões tipo flange com tampa rosqueável de 3 polegadas e vedado com solda extrusora. Na parte superior foi inserido um sistema de distribuição de líquido formado por uma mangueira, em forma de espiral, com 2m de comprimento, diâmetro 3/4" e furos de 1" distribuídos em toda sua extensão, fechado na ponta para distribuição do chorume e água, em toda área superficial do reator.

Para simulação da composição dos RSU os resíduos foram pesados, cortados e misturados de acordo com a composição gravimétrica do ASMOC (Figura 9). Os resíduos orgânicos foram coletados no restaurante universitário da Universidade Federal do Ceará campus PICI Fortaleza/CE; os demais foram recolhidos dos resíduos que eram descarregados no aterro sanitário ASMOC.

Figura 3 - Composição gravimétrica de amostra representativa de resíduos do ASMOC



Fonte: Criado pela autora com dados extraídos do ASMOC (2022).

Após a montagem do reator, o experimento foi conduzido por 91 dias, compreendido de 04/11/2021 a 03/02/2022. Neste período, a massa de resíduo foi irrigada quinzenalmente com chorume proveniente da lagoa de mistura, que recebe chorume tanto do aterro novo quanto do aterro antigo (23 anos de operação), e com água, sendo realizada de maneira intercalada, ou seja, em uma semana o reator era irrigado com chorume e na outra com água.

O chorume foi analisado no início do experimento, e armazenado em um tanque. O reator foi irrigado quinzenalmente por meio de uma bomba centrífuga monofásica de $\frac{3}{4}$ CV e tubulação de PVC de 32mm, acoplado ao sistema de distribuição na parte superior do reator, com bombeamento pontual. A água também ficou armazenada em um reservatório e seguiu a mesma metodologia de irrigação. A metodologia de coleta, preservação de amostras e análise seguiu o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha, 2017) e foram realizadas no LARSE e no Laboratório interno da ECOFOR. A taxa de aplicação do chorume e água foi de 54L/m³ por semana. Após a taxa de irrigação, a umidade foi monitorada buscando a manutenção de 50% de umidade.

Foram realizadas 5 análises de umidade da massa do RSU no Laboratório da ECOFOR seguindo protocolos estabelecidos pelo *Standard Methods for the*

Examination of Water and Wastewater (Apha, 2017). Para coleta dos RSU, os dispositivos instalados no reator eram abertos e introduzido um trado. Não foi possível coletar no dispositivo superior, pois, devido ao recalque, a parte coberta por solo ficou no meio do ponto de coleta desde a primeira coleta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Por meio das coletas e análises foi possível obter a caracterização do chorume aplicado (Tabela 9), as medidas de vazão e composição do biogás e a umidade da massa do resíduo na altura de 0,4m ao longo dos 91 dias de operação.

Tabela 1 - Análise chorume introduzido no reator (continua)

Parâmetro	Resultado	Unidade	Limite de Quantificação
pH	8,44	pH	-
Alcalinidade	4.801	mg/L (CaCo3)	-
Sólidos totais	1.163,83	mg/L	-
Sólidos fixos	936,67	mg/L	-
Sólidos voláteis	227,17	mg/L	-
DBO	1.470,50	mg/L	-
Sulfeto	5,0	mg S2/L	0,01
Carbono Orgânico Total	1.230	mg C/L	-
Nitrogênio total	90,5	mg N/g	-
Nitrato	< LQ	mg/L	0,1
Amônia	65	mgNH3/L	-
Coliformes totais	48.392	NMP/100mL	-
Coliformes termotolerantes	8.748	NMP/100mL	-
Cloreto	91,73	mg/L	0,1
Fósforo	1,09	mg/L	0,1
Condutividade	20	mS/cm	-
Sódio	160,0	mg/L	0,15
Cromo total	0,12	mg/L	0,1
Manganês	0,28	mg/L	0,1
Mercúrio	0,0013	mg/L	0,0001

Tabela 9 - Análise chorume introduzido no reator (conclusão)

Parâmetro	Resultado	Unidade	Limite de Quantificação
Sulfato	< LQ	mg/L	0,1
Cádmio	< LQ	mg/L	0,001
Chumbo	< LQ	mg/L	0,1
Cobre	< LQ	mg/L	0,1
Temperatura	24,9	°C	-

Fonte: A autora (2024).

O valor de pH encontrado no chorume deste trabalho está de acordo com o consultado pela literatura, com resultados variando entre 8,2 a 8,6 (Brito *et al.*, 2024; Chen *et al.*, 2019; Iskander *et al.*, 2019; Morais *et al.*, 2020; Silveira *et al.*, 2019). A redução do pH pode ocorrer na metanogênese pela produção de ácidos, em especial o acético e propiônico, entretanto as arqueias metanogênicas produzem alcalinidade na forma de dióxido de carbono, amônia e bicarbonato. As alterações no pH podem interferir nas arqueias metanogênicas e, consequentemente prejudicar a produção de metano (Embrapa, 2019).

Para evitar a inibição da produção de metano e o acúmulo de ácidos orgânicos voláteis é importante o controle do pH e da alcalinidade. Em um aterro sanitário o controle pode ser realizado através da irrigação com chorume tendo sido obtido 4.801mgCaCo/L estando dentro da faixa encontrada por Aromolaran e Sartaj (2023) que variou de 3.000 mgCaCo/L a 9360mgCaCo/L.

Outro parâmetro que pode ser tóxico e prejudicar a digestão anaeróbia é a amônia, entretanto o chorume analisado apresentou valores bem abaixo dos encontrados na literatura, que vão de 560mg/L a 2.529mg/L (Brito *et al.*, 2024; Chen *et al.*, 2019; Iskander *et al.*, 2019), portanto não apresentando toxicidade por amônia.

Os sólidos totais, fixos e voláteis também apresentaram baixas concentrações em comparação com a literatura (Ahmadifar *et al.*, 2016; Aromolaran e Sartaj, 2023; Moravia *et al.*, 2021). Assim como os sólidos o sulfeto ficou bem abaixo do 58,7mg/L identificado por Li *et al.* (2021) e a condutividade menor do que os 32 mS/cm detectado por Brito *et al.* (2024).

Já os coliformes termotolerantes constatados neste trabalho ficaram bem acima dos 110 NMP/100mL e 210 NMP/100mL nos períodos seco e chuvoso, respectivamente, identificados por Morais *et al.* (2020). Os coliformes totais estiveram dentro da faixa identificada em chorume de dois aterros diferentes na Malásia, com coliformes variando entre 130 NMP/100mL a <240.000 NMP/100mL (Aziz *et al.*, 2013) e >1.800 NMP/100mL em um chorume de um aterro da Nigéria (Olu *et al.*, 2021). Os coliformes totais e termotolerantes não estão adequados para a disposição no meio ambiente, entretanto podem ser recirculados no maciço sem interferências negativas para a digestão anaeróbia.

A concentração de carbono orgânico total constatada neste trabalho foi de 1.230mg/L, bem menor do que os encontrados na literatura que variam de 2.576mg/L

a 5.500mg/L (Brito *et al.*, 2024; Silveira *et al.*, 2019). Os cloretos também estiveram bem abaixo do 980mg/L, encontrado por Chen; Feng; Deng (2019) que foi de 980mg/L e 3.640mg/L identificado por Brito *et al.* (2024). O nitrato ficou abaixo do limite de detecção assim como ocorreu no chorume analisado por Iskander *et al.* (2020) e Chen; Feng; Deng (2019).

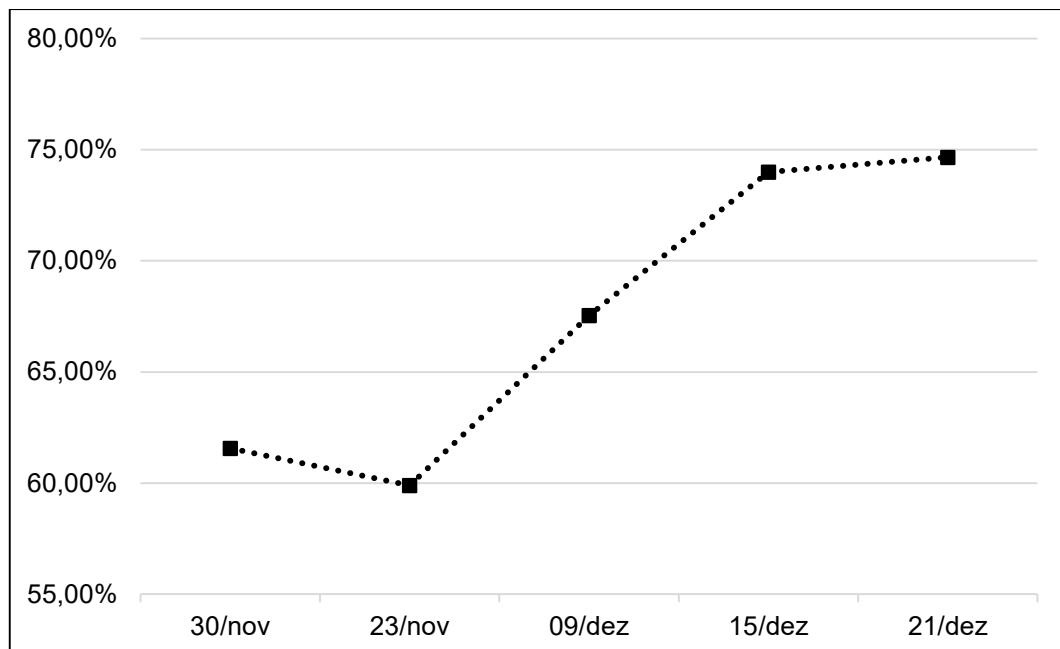
De acordo com Embrapa (2019), a relação DBO:N:P ideal para a digestão anaeróbia é de 700:5:1, pela necessidade das células dos microrganismos anaeróbios. Neste estudo foi obtida relação de 1.349:83:1, para que se alcançasse a relação ideal, com base na DBO encontrada, o nitrogênio deveria ser 10mg/L, ao invés de 90,5mg/L e o fósforo de 2mg/L contra os 1,09mg/L. O valor de DBO ficou dentro dos valores constatados por Morais *et al.* (2020), que foi de 1.911mg/L a 4.569,75mg/L e Moravia *et al.* (2021) com 105mg/L no período seco e 154mg/L no período chuvoso. Para a redução do nitrogênio, poderia ser introduzido um tratamento com o de lodo ativado, e para aumento do fósforo poderia haver mistura com fertilizante, ou até mesmo com efluente doméstico, para isto seriam necessários alguns estudos, haja vista que não haveria alteração apenas no fósforo, mas também em toda composição do lixiviado.

A presença de metais pesados no lixiviado é uma grande preocupação ambiental; através se sua recirculação é possível a redução dos mesmos (Ahmadifar *et al.*, 2016). Neste trabalho o sulfato, cádmio, chumbo e cobre ficaram abaixo do limite de detecção e o mercúrio, sódio, cromo e manganês ficaram bem abaixo do encontrado na literatura. Moradian *et al.* (2020) encontraram 920mg/L de sódio no lixiviado, valor bem mais alto do que os 160mg/L existentes no chorume deste trabalho. Com relação ao cromo, apenas (Amaral *et al.*, 2017) obtiveram concentração menor do que os 0,12mg/L deste trabalho, que foi de 0,06mg/L de cromo. Os demais estudos ficaram com valores entre 0,139mg/L a 0,29mg/L (Benson *et al.*, 2017; Dias *et al.*, 2022; Moradian *et al.*, 2020; Moravia *et al.*, 2021). A quantidade de manganês foi de 0,28mg/L, bem menor do que 0,91mg/L e 9,59mg/L identificados por Dias *et al.* (2022) e Moradian *et al.* (2020), respectivamente. Já o mercúrio identificado por Moradian *et al.* (2020) foi maior do que 0,001mg/L, acima do 0,0013 deste trabalho. Como o efluente da lagoa em que o lixiviado foi coletado está em recirculação há 14 anos, isso demonstra que essa técnica no ASMOC é capaz de retirar e reduzir os metais pesados no lixiviado.

A temperatura ótima de crescimento para os microrganismos metanogênicos é de 37°C. Em regiões de grande amplitude térmica a produção de biogás e, consequentemente de metano pode ser comprometida, não devendo ter uma variação brusca de mais de 2°C (Embrapa, 2019). Apesar do chorume ter apresentado temperatura de 29,5°C, a região em que se encontra o ASMOC possui baixa amplitude térmica, variando entre 24,6°C a 29,1°C (Gomes *et al.*, 2024) sendo propícia para que a massa de resíduos atinja a temperatura desejada sem grandes variações.

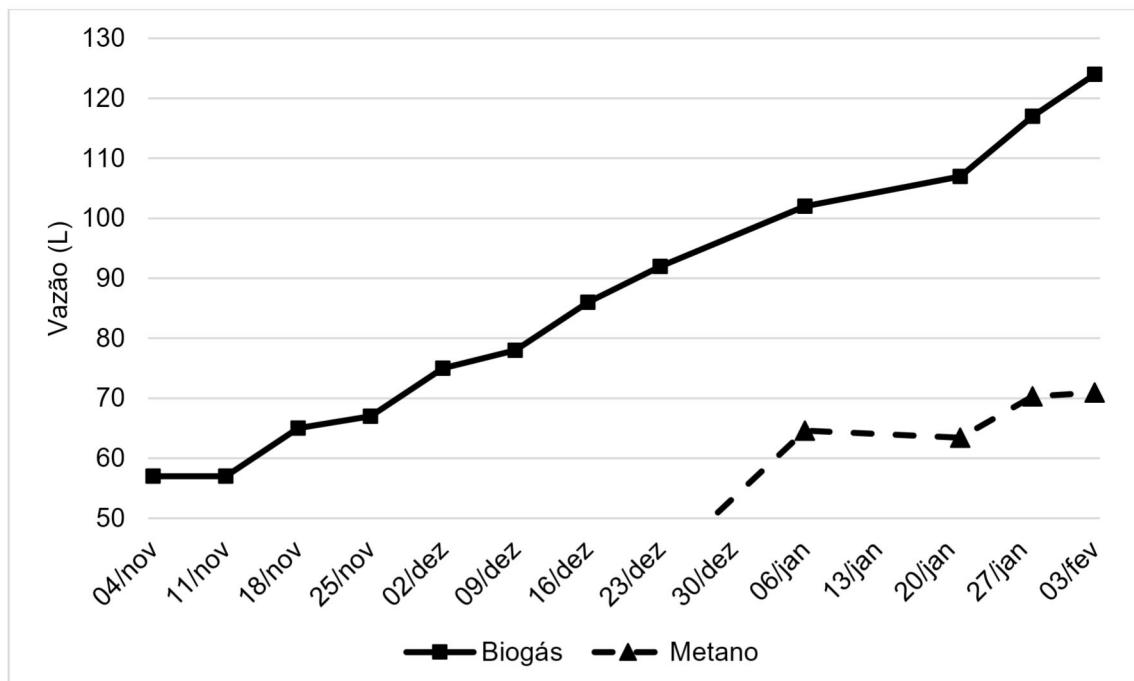
Em clima com altas temperaturas e umidade elevada ocorre a aceleração no processo de digestão anaeróbia em aterros sanitários (Caldas *et al.*, 2014). A umidade da massa dos resíduos esteve entre 60% a 75% durante todo o experimento (Figura 10), estando de acordo com a umidade ótima para geração de metano em aterro sanitário que é de 35% à 65% (Usepa, 2023). O reator já começou a produzir biogás a partir da segunda semana de operação (Figura 11), tendo um aumento exponencial até o encerramento do estudo, entretanto só foi possível entrar na fase metanogênica após 2 meses de início (Figuras 11 e 12).

Figura 4 - Umidade da massa de RSU no decorrer do experimento



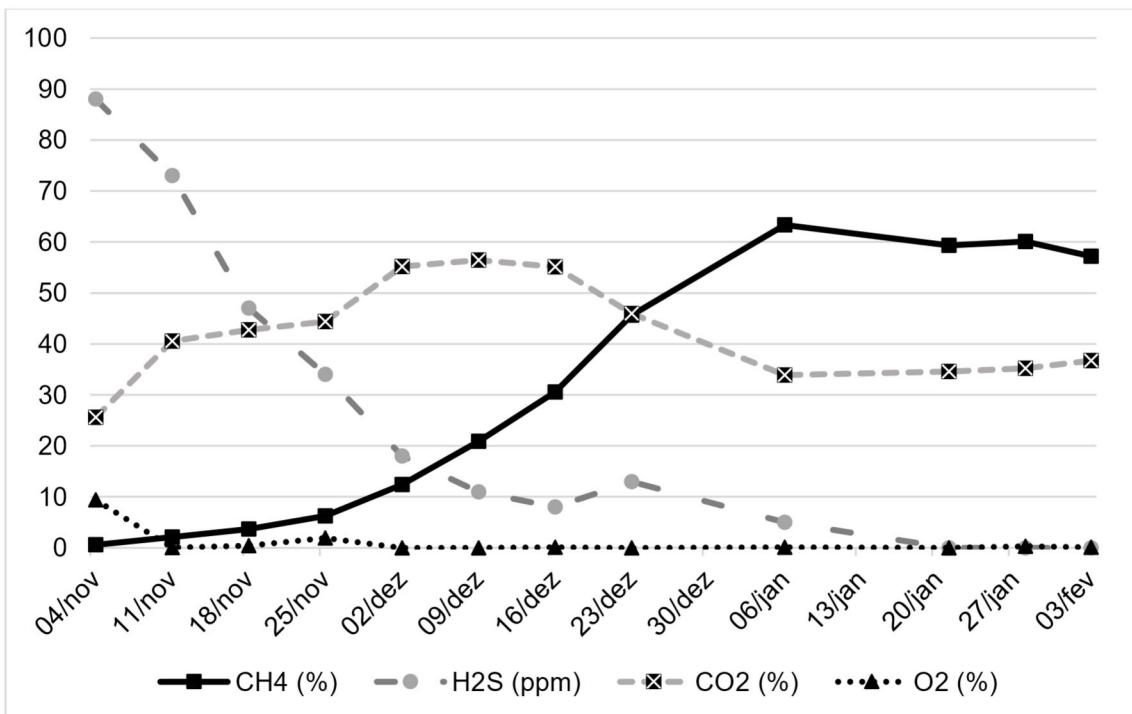
Fonte: A autora (2024).

Figura 5 - Vazão do biogás e metano entre novembro de 2021 a fevereiro de 2022



Fonte: A autora (2024).

Figura 4 - Composição do biogás entre novembro de 2021 a fevereiro de 2022 em %

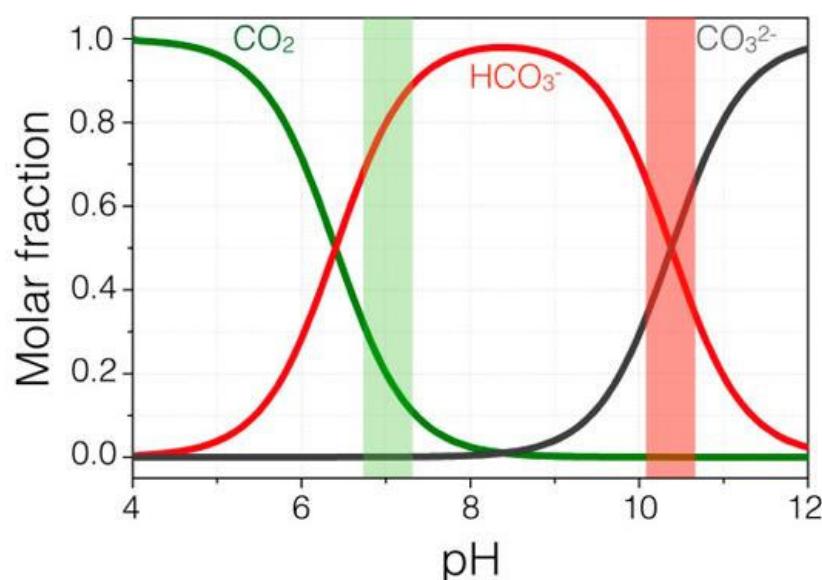


Fonte: A autora (2024).

Após a primeira semana de operação do experimento a concentração de oxigênio foi nula (Figura 12), correspondendo ao período de início da produção de biogás (Figura 11). A porcentagem de metano foi aumentando no decorrer dos dias, chegando a fase metanogênica após, aproximadamente, 60 dias de operação e mantendo posteriormente porcentagem semelhante de metano. Entretanto, como houve aumento de biogás nesse período (06/jan. a 03/fev.) a produção de metano continuou a aumentar (Figuras 11 e 12).

A produção de CO₂ na digestão anaeróbia está ligada ao pH, quanto menor o pH, maior será a quantidade de CO₂ (Figura 13). Caso o pH esteja abaixo de 6,6 culmina na inibição das arquéias metanogênicas e, consequentemente, produção de metano. Já as bactérias acidogênicas são capazes de alta produção de ácidos voláteis em pH de até 4,5, resultando no acúmulo desses ácidos e comprometendo o processo de digestão anaeróbia (Embrapa, 2019).

Figura 7 - Equilíbrio químico entre dióxido de carbono - íon bicarbonato – íon carbonato



Fonte: Adaptado de Lee *et al.* (2015).

À medida que a produção de metano aumentou a concentração de H₂S baixou (Figura 12). Isto ocorre, pois a digestão anaeróbia é composta pelas fases de hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, nesta ordem. É na fase de acidogênese que o H₂S é formado, sendo assim na metanogênese elas estarão em menor concentração (Embrapa, 2019).

CONCLUSÃO

O chorume apresenta a maior parte dos parâmetros adequados para a digestão anaeróbia de acordo com a literatura, sendo eles: pH, alcalinidade, sólidos totais, fixos e voláteis, sulfato, sulfeto, condutividade, carbono orgânico total, nitrato, DBO, cloreto, cádmio, chumbo, cobre, mercúrio, sódio, cromo, manganês e temperatura. Caso pretenda-se melhorar a capacidade do chorume produzido no ASMOC em aumentar a produção de metano, é interessante a introdução de tratamento para remoção de nitrogênio e aumento do fósforo pela introdução de fertilizante ou até mesmo com efluente doméstico. Para isto seriam necessários alguns estudos, haja vista que não haveria alteração apenas no fósforo, mas também em toda composição do lixiviado.

A produção de biogás iniciou uma semana após a operação do reator, não sendo mais identificada a presença de O₂. Entretanto, ocorreu a fase metanogênica após dois meses de início do experimento.

O reator atendeu ao proposto para operar em escala piloto de simulação de aterro sanitário, entretanto o recalque físico foi maior do que o esperado, sendo assim, sugere-se reduzir as alturas de coleta de resíduos sólidos para 0,4m e 0,6m em trabalhos futuros.

Por fim, percebe-se que a recirculação do chorume com taxa de aplicação de 54L/m³ por semana com manutenção de umidade ótima, ocasiona o início da fase metanogênica após dois meses de aterrramento.

5 APLICAÇÃO SEMI-CONTINUA DE CHORUME E EFLUENTE DE FOSSA SEPTICA VISANDO ao AUMENTO E ACELERAÇÃO NA PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ATERRA SANITÁRIO

RESUMO

A principal técnica de destinação final adequada em países em desenvolvimento é o aterro sanitário. Com essa técnica é possível produzir biogás que pode ser utilizado como incremento na fonte na matriz energética, sendo necessário o desenvolvimento de técnicas e tecnologias para aumento da eficiência de produção. Este projeto teve como foco avaliar a produção de biogás de resíduos sólidos urbanos com aplicação semi-contínua de chorume e efluente de fossa séptica de esgoto doméstico. O trabalho teve duração de 12 meses e foi realizado no ASMOC com 16 reatores com 1.000 litros cada. A base de cada reator foi preenchida com camadas de brita, seguido por RSU, preparado de acordo com a gravimetria do ASMOC, e uma camada de solo para cobertura. Todo material foi compactado manualmente por soquete em que 10% do volume foi utilizado como *headspace* no topo dos reatores. Destes, 4 foram irrigados com chorume da célula antiga do aterro sanitário, 4 com chorume concentrado; 4 com efluente de fossa e os outros 4 não receberam chorume nem efluente de fossa. Foram inseridos 20L de chorume e efluente, nos reatores correspondentes, a cada 15 dias. Metade de cada sistema foi irrigado quinzenalmente com 30L de água para simulação da pluviosidade. Amostras de RSU foram coletados em 2 pontos de cada reator, sendo a altura de 0,40m e 0,60m mensalmente para análise de umidade e analisados semestralmente através dos parâmetros carbono total, nitrogênio total e amônia. Os efluentes inseridos nos reatores e o chorume produzido nos mesmos foram analisados quadrimensalmente para os parâmetros: pH, alcalinidade, sólidos totais, sólidos dissolvidos, DQO, amônia, nitrogênio total, carbono orgânico total, sódio, sulfetos, fósforo, nitrato, cloretos, sulfato, cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, mercúrio e zinco. A medição da composição e vazão do biogás produzido foi realizada para cada reator, um ponto por vez, com frequência diária. Foi possível constatar que a pluviosidade interfere na produção de metano em aterro sanitário. O melhor desempenho na produção de metano foi com a introdução de chorume tanto no período seco quanto chuvoso. A produção de metano em aterro

sanitário teve aumento com irrigação de efluente de fossa séptica no período seco. Com exceção do controle seco, os reatores entraram na fase metanogênica em dois meses. Por fim, nas condições testadas a recirculação do chorume é a melhor alternativa para aumento da produção de metano em aterro sanitário.

Palavras-chave: resíduos sólidos, biometano, metano, lixiviado, aterro sanitário, RSU.

ABSTRACT

The main appropriate final disposal technique in developing countries is landfilling. With this technique it is possible to produce biogas that can be used as an increase in the source in the energy matrix, requiring the development of techniques and technologies to increase production efficiency. This project focused on evaluating the production of biogas from urban solid waste with semi-continuous application of leachate and effluent from domestic sewage septic tanks. The work lasted 12 months and was carried out at ASMOC with 16 reactors with 1,000 liters each. The base of each reactor was filled with layers of crushed stone, followed by 0.5m of MSW, prepared according to ASMOC gravimetry, and a layer of soil for cover. All material was manually compacted using a socket in which 10% of the volume was used as headspace at the top of the reactors. Of these, 4 were irrigated with leachate from the old landfill cell, 4 with concentrated leachate; 4 with septic tank effluent and the other 4 did not receive leachate or septic tank effluent. 20L of leachate and effluent were inserted into the corresponding reactors every 15 days. Half of each system was irrigated every two weeks with 30L of water to simulate rainfall. MSW samples were collected at 2 points in each reactor, at a height of 0.40m and 0.60m, monthly for moisture analysis and analyzed every six months using the parameters total carbon, total nitrogen and ammonia. The effluents inserted into the reactors and the leachate produced therein were analyzed every four months for the following parameters: pH, alkalinity, total solids, dissolved solids, COD, ammonia, total nitrogen, total organic carbon, sodium, sulfides, phosphorus, nitrate, chlorides, sulfate, cadmium, lead, copper, chromium, manganese, mercury and zinc. The measurement of the composition and flow of the biogas produced was carried out for each reactor, one point at a time, with a daily frequency. It was possible to conclude that rainfall interferes

with the production of methane in landfills. The best performance in methane production was with the introduction of leachate in both the dry and rainy periods. Irrigation of septic tank effluent during the dry season increases the production of methane in landfills. With the exception of the dry control, the reactors entered the methanogenic phase within two months. Finally, under the conditions tested, the recirculation of raw leachate is the best alternative for increasing methane production in landfills, both in the dry and rainy seasons.

Keywords: solid waste, biomethane, methane, leachate, landfill, USW.

INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A principal técnica de destinação final adequada em países em desenvolvimento é o aterro sanitário. Este método de tratamento reduz possíveis impactos ambientais negativos oriundos da destinação incorreta dos mesmos, como a contaminação do ar, solo e águas subterrâneas (Costa *et al.*, 2018). A digestão anaeróbia dos resíduos no aterro produz biogás que é formado majoritariamente por CH₄, CO₂ e pequenas concentrações de N, O₂, H₂S, NH₃, H, CO₂ dentre outros (Magalhães, 2018; Silva; Mota, 2019). Sua utilização como fonte de energia é um tipo de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) atendendo ao protocolo de Kyoto ao reduzir as emissões dos GEE (Silva; Mota, 2019), sendo uma das soluções mais promissoras no tratamento de resíduos alimentares e produção de energia e nutrientes (Paritosh *et al.*, 2017).

Além da conservação ambiental e melhora na qualidade de vida, o uso da energia advinda do aterro sanitário pode ser utilizado na comercialização de créditos de carbono e uma importante contribuição no incremento na matriz energética do país. Atualmente, em torno de 77% da energia utilizada no Brasil é advinda de hidrelétricas, havendo vulnerabilidade ao depender predominantemente de apenas uma fonte de energia – como a crise ocorrida em 2001, quando os reservatórios baixaram, impossibilitando o funcionamento das grandes hidrelétricas de modo adequado (Crovador *et al.*, 2018; Silva; Mota, 2019).

De acordo com Nascimento *et al.* (2019), o Brasil explora de 7% a 20% da quantidade de biogás produzida nos aterros sanitários. Em 2022, foram geradas

77.076.428 toneladas de resíduos sólidos no país e recolhidos em torno de 93%, dos quais 61,1% foram destinados a aterro sanitário. Observa-se um tímido aumento comparando-se a 2019 em que era coletado 92% e destinados 59,5% para aterros sanitários. Apesar do Nordeste ser a segunda região de maior geração de RSU (24,6%) possui o Índice de Cobertura da Coleta de RSU mais baixo de todas as regiões do Brasil, com 82,7% dos resíduos coletados – desse montante apenas 37,3% têm como destinação o aterro sanitário, o que corresponde a 5.844.347 t./ano. Apesar de uma parcela ainda não ser abrangida pela coleta regular de RSU, houve melhora quantitativa e qualitativa da cobertura de coleta em todas as regiões do país (Abrelpe, 2020; Abrema, 2023).

Na região nordeste do país, destaca-se a usina de Gás Natural Renovável da empresa GNR Fortaleza Valorização de Biogás LTDA. A usina de captação do biogás produzido no Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), realiza a purificação e tratamento do mesmo para produção do biometano e distribuição do gás renovável para indústrias, comércios e residências através da Companhia de Gás do Ceará (Carvalho *et al.*, 2021). O ASMOC iniciou sua operação em 1991 com os resíduos produzidos em Caucaia/CE e em 1998 passou a receber também os resíduos sólidos oriundos da cidade de Fortaleza/CE (Silva, 2017). Atualmente, o ASMOC recebe em torno de 5.500 t./dia de RSU e produz cerca de 80.000 m³/dia de biometano.

Devem ser realizados estudos locacionais para entender a produção de biogás que muda de acordo com a região (Gomes *et al.*, 2024). Além da localização geográfica, outras variáveis interferem na geração do biogás, tais como: tipo e idade dos resíduos, grau de decomposição, irrigação com chorume, clima, cobertura do aterro, gestão do aterro, umidade do ar, precipitação, pressão atmosférica, velocidade do vento, radiação solar, pH, temperatura, potencial de oxirredução, teor de sólidos voláteis e variação da composição do gás (Candiani; Viana, 2017; Costa *et al.*, 2018; Gollapalli; Kota, 2018; Gomes *et al.*, 2024; Lucernoni *et al.*, 2017; Machado *et al.*, 2021; Magalhães, 2018; Morais *et al.*, 2020; Mota *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019; Silva; Mota, 2019). Desta forma, para aumentar a eficiência do aproveitamento energético do metano em aterro sanitário as variáveis supracitadas que interferem no mesmo devem ser estudadas.

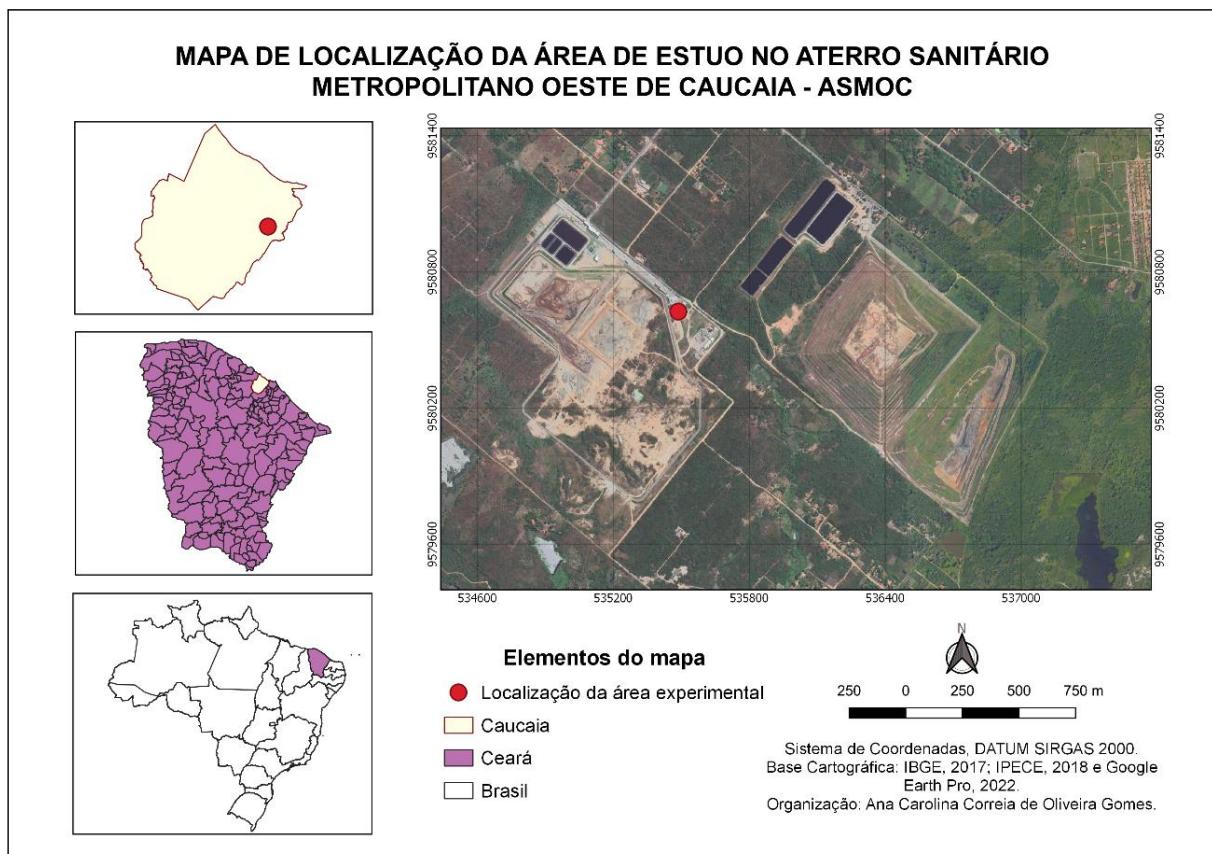
Devido à importância dos aterros sanitários para a disposição de resíduos sólidos no Brasil, ao potencial de geração de energia utilizando o biogás produzido no ASMOC, à necessidade de estudos do comportamento dos aterros no Brasil e ao desenvolvimento de técnicas e tecnologias para aumento da eficiência de produção para utilização do biogás no país como incremento na fonte na matriz energética, este estudo foi proposto com o objetivo de avaliar a produção de biogás por meio da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos com aplicação semi-contínua de chorume e efluente de fossa séptica de esgoto doméstico.

METODOLOGIA

Local de estudo

A pesquisa foi conduzida na GNR, nas dependências do Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia (ASMOC), localizados no município de Caucaia/CE (Figura 14), a 30 Km de Fortaleza e que recebe em torno de 5.500 t./dia de RSU dos municípios de Caucaia e Fortaleza. A temperatura no aterro varia entre 24,6°C a 29,1°C, tendo uma média de 27,5°C e a pluviosidade média mensal no período chuvoso é de 286mm, já no período seco este valor cai para 23,1mm (Gomes *et al.*, 2024).

Figura 1 - Mapa de Localização da área de Estudo na GNR, Aterro Sanitário Metropolitano Oeste de Caucaia – ASMOC

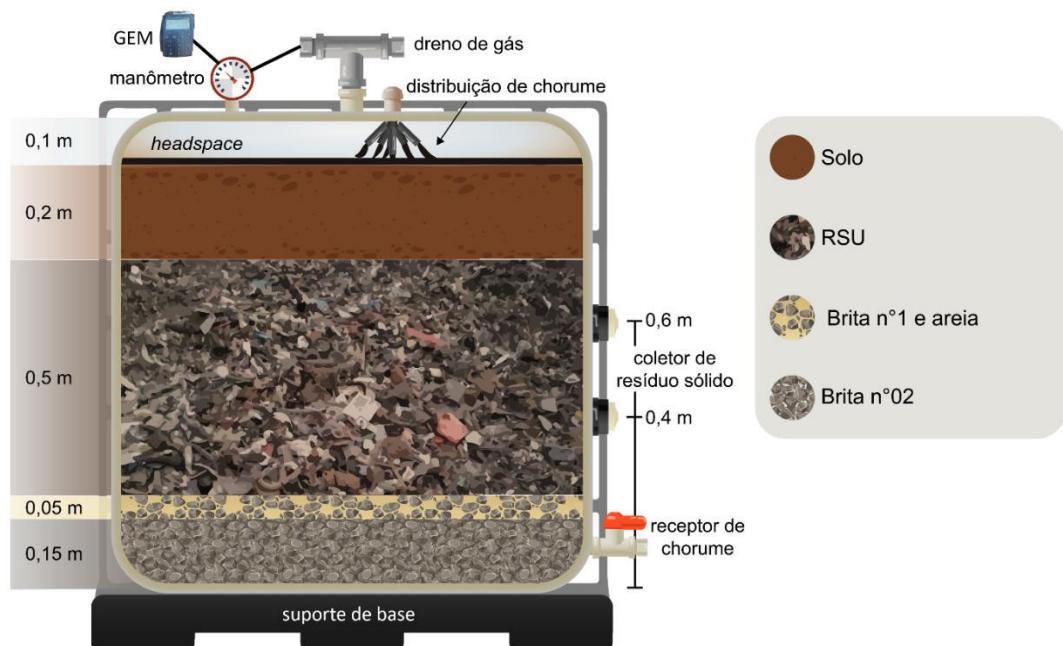


Fonte: A autora (2025).

Montagem e operação dos reatores

A montagem dos reatores seguiu a mesma metodologia descrita no artigo “Produção de biogás e metano pela digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos irrigados com chorume e água”, alterando apenas a altura do ponto do dispositivo para coleta da massa dos resíduos, sendo nas alturas de 0,4m e 0,6m, conforme Figura 15.

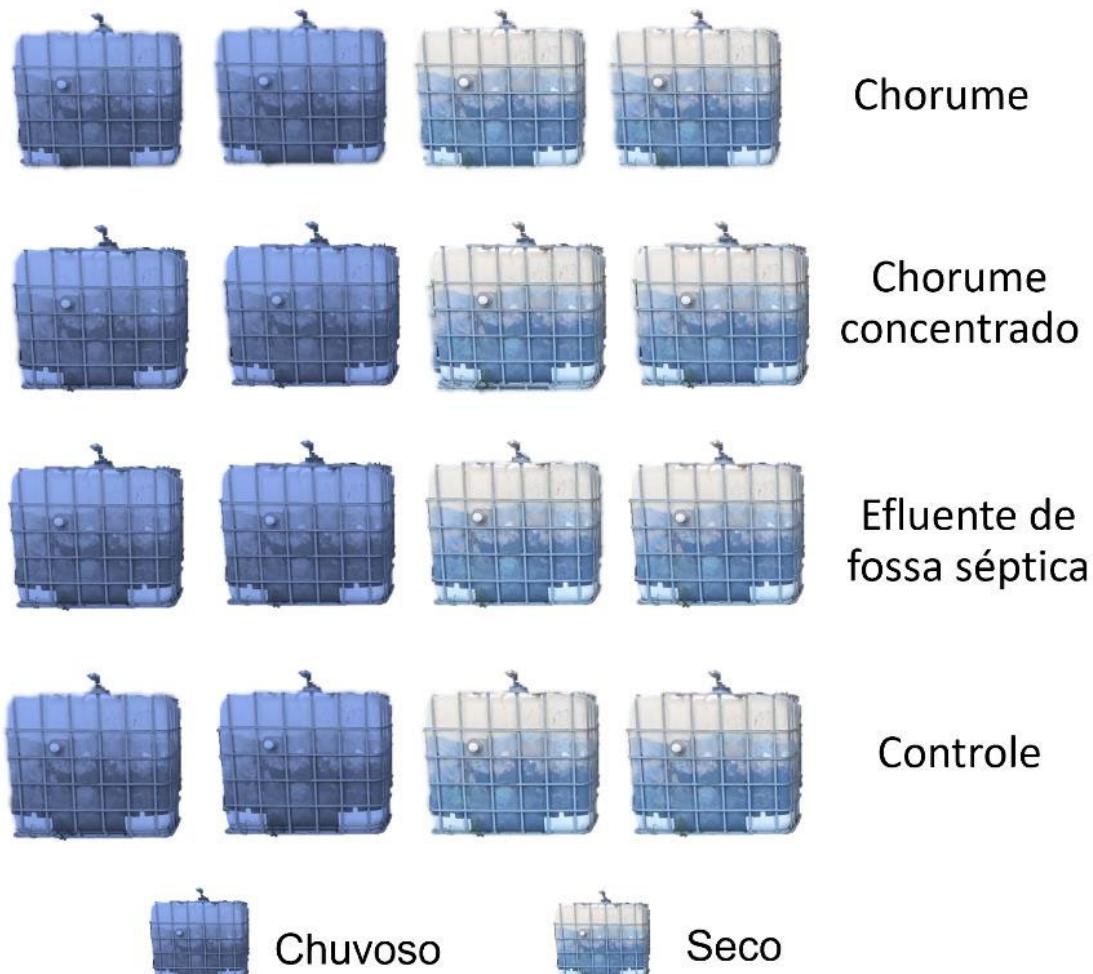
Figura 2 - Vista de um corte representativo do reator de pesquisa instalado na GNR/ASMOC



Fonte: A autora (2025).

A quantidade de reatores foi estipulada com base em planejamento estatístico fatorial, determinando-se a quantidade de 16 reatores tipo IBC (*Intermediate Bulk Container*) (Figura 16) dos quais, 4 foram irrigados com chorume das células antigas (com idade aproximada de 23 anos), 4 com chorume concentrado (proveniente do tratamento de osmose reversa das células novas que começou a operar em janeiro de 2021); 4 com efluente doméstico de fossa séptica e outros 4 não receberam chorume nem efluente doméstico de fossa séptica.

Figura 35 - Disposição e montagem do experimento com os reatores instalados na GNR/ASMOC, Caucaia CE



Fonte: A autora (2025).

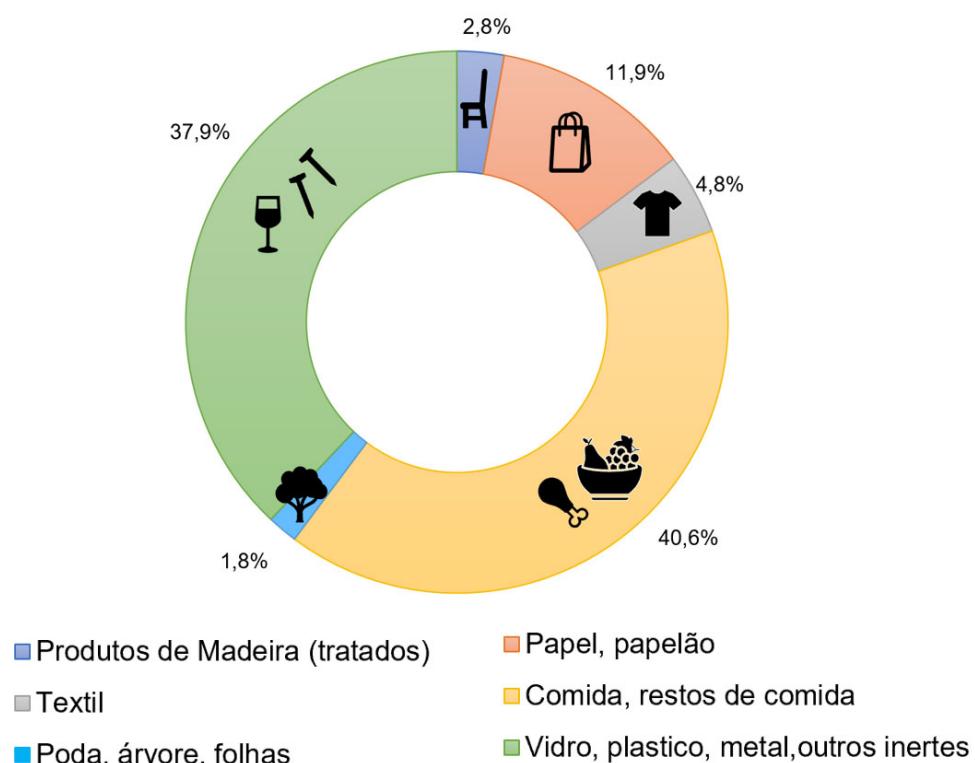
A cada 15 dias foram aplicados 20L de chorume ou efluente de fossa em cada reator determinado, com área superficial de 1m², os mesmos eram misturados para homogeneização antes da aplicação. A irrigação com 30L de água em cada reator também foi realizada quinzenalmente para simulação da pluviosidade. A irrigação com água foi intercalada com a disposição do efluente, sendo assim, os reatores foram irrigados semanalmente. Os reatores irrigados com água foram denominados de chuvoso e os demais reatores de seco (Figura 16).

Para simular com mais precisão a decomposição dos resíduos sólidos no ASMOC, os IBCs foram preenchidos de acordo com a proporção dos tipos de resíduos obtidos na análise gravimétrica (Figura 17). Os resíduos orgânicos foram coletados

nos restaurantes universitários da UFC Campus do PICI; os demais materiais foram recolhidos assim que eram descarregados no aterro.

Figura 4 - Composição gravimétrica de amostra representativa de resíduos do

ASMOC



Fonte: Criado pela autora com dados extraídos do ASMOC (2025).

Os materiais foram pesados de acordo com cada composição afim de obter a proporção desejada, conforme análise gravimétrica; depois de pesados eles foram triturados e misturados com a finalidade de se obter uma massa homogênea a ser inserida nos reatores. Após mistura, os resíduos eram novamente pesados para distribuição equitativa para cada reator (Figura 18 e Tabela 10). Tanto os resíduos quanto o solo de cobertura foram compactados manualmente com soquete até a densidade de $332,23 \text{ kg/m}^3$.

Figura 5 - Processo de pesagem, Trituração, homogeneização e distribuição dos resíduos sólidos nos reatores



1: Pesagem dos resíduos. 2: Trituração. 3: Homogeneização. 4/5: Pesagem. 6: Inserção nos reatores.

Fonte: A autora (2025).

De acordo com as porcentagens das análises gravimétricas e volume a ser inserido, cada reator recebeu 166,12kg de resíduos sólidos distribuídos em diferentes composições, como mostra a Tabela 10.

Tabela 1 - Composição da massa dos resíduos em cada reator

Produtos de Madeira (tratados)	Papel, papelão	Orgânico	Têxtil	Poda, árvore, folhas	Vidro, plástico, metal, inertes	Total
4,68 kg	19,83 kg	67,44 kg	8,04 kg	3,07 kg	63,04 kg	166,12 kg

Fonte: A autora (2025).

O chorume da célula antiga e o chorume concentrado foram captados e bombeados para reservatórios de armazenamento para aplicação. O bombeamento do chorume dos reservatórios para os reatores ocorreu através de uma bomba centrífuga monofásica de $\frac{3}{4}$ CV e com tubulação de PVC de 32mm, acoplado ao

sistema de distribuição na parte superior do reator (Figura 19). Antes da ligação da bomba o efluente e chorume eram misturados para homogeneização do composto.

Figura 6 - Vista do bombeamento do chorume para irrigação dos reatores

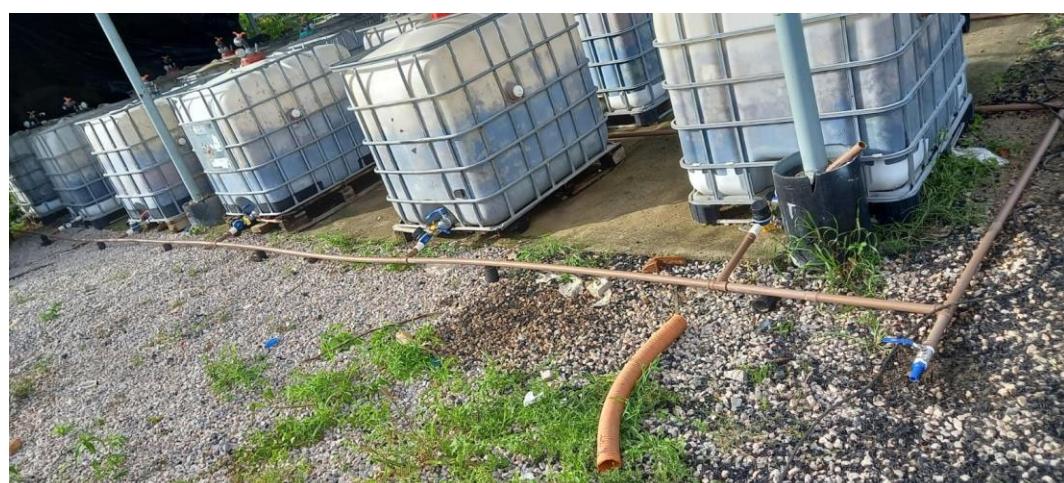


A: Introdução da mangueira para captação do chorume. B: Chorume sendo bombeado para irrigação dos reatores. C: Irrigação do reator.

Fonte: A autora (2025).

Para captação do chorume produzido nos reatores foi utilizada a válvula de saída existente da base do IBC, conectadas a canos para drenagem do percolado (Figura 20). No primeiro semestre, o esgotamento do chorume ocorreu semanalmente através da abertura da válvula para o tanque de cada reator; posteriormente a drenagem ocorreu diariamente.

Figura 7 - Detalhe da captação e drenagem do chorume nos reatores



Fonte: A autora (2025).

Análises físico-químicas da massa dos resíduos

Os resíduos sólidos foram coletados nas duas alturas de captação de cada reator através de um trado e posteriormente foi feito o fechamento de cada abertura e os resíduos armazenados em sacos devidamente identificados (Figura 21). O material foi conduzido até o Laboratório de Resíduos Sólidos e Efluentes – LARSE, do NUTEC (Núcleo de Tecnologia e Qualidade Industrial do Ceará) onde foram realizadas as análises seguindo os protocolos estabelecidos pelo Standard *Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha, 2017).

Figura 8 - Coleta de amostras e armazenamento dos resíduos sólidos e fechamento do cap



A: Introdução do trado para captação de amostra dos RSU. B: Armazenamento do RSU para análise. C: Fechamento do reator.

Fonte: A autora (2025).

Os parâmetros analisados foram carbono total, umidade, nitrogênio total e amônia. As análises de umidade foram realizadas mensalmente, totalizando 12 coletas; já os ensaios de carbono total, nitrogênio total e amônia foram realizados semestralmente, resultando em 3 baterias de análises.

Análises físico-químicas e microbiológica do chorume e efluente de fossa séptica

Inicialmente foi realizada a coleta nas lagoas de tratamento de chorume do ASMOC: chorume proveniente da célula antiga e do chorume concentrado. Os

chorumes foram armazenados em reservatórios específicos para alimentação dos reatores (Figura 19). As coletas foram realizadas em cada um desses reservatórios e também do chorume produzido em cada reator. O efluente doméstico de fossa séptica foi coletado de caminhão limpa fossa a cada quatro meses e também armazenado em reservatórios específicos para alimentação dos reatores.

A metodologia de coleta, preservação de amostras e análise seguiu *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha, 2017) e foram realizadas no LARSE, em triplicata (Figura 22). Os parâmetros analisados foram: pH, alcalinidade, sólidos totais, sólidos dissolvidos, DQO (Demanda Química de Oxigênio), amônia, nitrogênio total, carbono orgânico total, sódio, sulfetos, fósforo, nitrato, cloretos, sulfato, cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, mercúrio e zinco.

Figura 9 - Análise laboratorial dos efluentes



Fonte: A autora (2025).

As coletas ocorreram em julho/2022, novembro/2022, março/2023 e agosto/2023. Os parâmetros pH, alcalinidade, sólidos totais, sólidos dissolvidos DQO, amônia, nitrogênio total, carbono orgânico total e sódio foram analisados em todas as coletas; os demais parâmetros foram analisados nas coletas de julho/2022, março/2023 e agosto/2023.

Monitoramento da composição e vazão do biogás

A medição da composição do gás foi realizada individualmente, um ponto por vez, com frequência diária. Para medição da composição foi utilizado o analisador de gás portátil GEM5000 da LANDTEC, que foi acoplado ao medidor de volume de gás G0.6 fabricado pela LAO no PAs de cada reator (Figura 23). A válvula de fluxo foi aberta diariamente para leitura da vazão e composição; logo que todo o gás passava, a válvula era fechada novamente.

Figura 10 - Medições da vazão e composição do gás nos reatores instalados na GNR/ASMOC



Fonte: A autora (2025).

Reator teste

Antes da instalação do sistema, foi realizado um teste com apenas um reator para ajustes no sistema e na condução do estudo, minimizando possíveis erros. A construção e montagem do reator seguiu a descrita no item 2.2 e foi realizado em 93 dias de operação.

A massa de resíduo foi irrigada quinzenalmente com chorume da lagoa 4, que recebe chorume tanto do aterro novo quanto do aterro velho, e com água,

simulando a precipitação local, sendo realizada de maneira intercalada, ou seja, em uma semana o reator era irrigado com chorume e na outra com água. O chorume foi analisado apenas uma vez, no início do experimento, e armazenado em um tanque. O reator foi irrigado quinzenalmente por meio de uma bomba centrífuga monofásica de $\frac{3}{4}$ CV e tubulação de PVC de 32mm, acoplado ao sistema de distribuição na parte superior do reator. A água também ficou armazenada em um reservatório e seguiu a mesma metodologia de irrigação. A metodologia de coleta, preservação de amostras e análise seguiu o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha, 2017) e foram realizadas no LARSE e no Laboratório interno da ECOFOR. A taxa de aplicação do chorume e água foi de 54L/m³ por semana.

Foram realizadas 5 análises de umidade da massa do RSU no Laboratório interno da ECOFOR, seguindo protocolos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Apha, 2017). Para coleta dos RSU, os dispositivos instalados no reator eram abertos e introduzido um trado. Não foi possível coletar no dispositivo superior devido ao recalque, com a parte coberta por solo ficando no meio do ponto de coleta.

Através dos resultados foi possível identificar a necessidade de alteração do dispositivo superior de coleta de RSU e que o reator planejado e construído atendeu os requisitos de isolamento do meio interno/externo, sem apresentar qualquer alteração na pressão e que o sistema apresentou bons resultados e pode ser utilizado como padrão para a implantação da pesquisa.

Análise estatística

Os dados foram tabulados no Excel e para as análises estatísticas foi utilizado o software estatístico JAMOVI versão 2.3, com intervalo de confiança de 95%.

Para análise da interferência da pluviosidade, irrigação de chorume e efluente de fossa séptica na produção de metano, foi realizada a soma das leituras de cada tipo de reator por mês, totalizando 11 amostras cada. Foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk, para análise de normalidade dos dados. Realizou-se então o teste de Friedman e de Durbin-Conover.

Nas correlações entre produção de metano e recalque dos resíduos, foi realizado o teste de correlação de Spearman em cada tipo de reator. Para correlacionar produção de metano e recalque foi computado a altura em cm que havia recalcado de cada reator e o volume de metano produzido em cada período de medição, totalizando 8 períodos entre agosto de 2022 a julho e 2023. Posteriormente, foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e então aplicado o teste de Kruskal-Wallis entre os grupos de reatores com diferença estatística significativa na produção de metano.

Para análise da umidade, foi aplicada estatística descritiva entre os grupos de reatores com diferença estatística significativa na produção de metano e determinou-se a realização do teste de Kruskal-Wallis. Também foi aplicada estatística descritiva na determinação da normalidade das amostras dos dados de umidade de cada reator no decorrer do experimento para aplicação do teste estatístico adequado. Foi então utilizado o Teste t de Student, para amostras normais e homogências, e o teste U de Mann-Whitney nas demais amostras para comparar a umidade do controle seco com os demais reatores.

Os parâmetros dos chorumes e efluente foram submetidos à PCA (Análise de Componentes Principais) no software past. Para alimentação do software foi realizada a média aritmética das repetições de cada parâmetro por tipo de efluente. Os dados foram divididos entre metais pesados e demais parâmetros físico-químicos, e separados os chorumes e efluentes irrigados dos chorumes produzidos, nos demais parâmetros. Foi utilizada a matriz de correlação para padronização e comparação dos dados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e suas discussões foram separados em tópicos para melhor entendimento.

Produção de metano nos diferentes reatores

Através do teste de Shapiro-wilk (Tabela 11) foi possível determinar que os dados da produção de metano nos diferentes reatores no decorrer do tempo não seguem distribuição normal, sendo assim, foi realizado o teste de Friedman (Tabela

12) e constatado que existem diferenças significativas entre os grupos. Desta forma, realizou-se o teste de comparações múltiplas (Tabela 13).

Tabela 2 - Estatística descritiva do volume de metano em litros produzido no decorrer do experimento nos reatores instalados na GNR/ASMOC

	Control e chuvos o	Control e seco	Efluent e chuvos o	Efluent e seco	Chorum e chuvoso	Chorum e seco	Chorum e conc. chuvoso	Chorum e conc. seco
Median a	32,9	0,33	2,71	52,5	290	89,9	119	73,5
25º percentil	7,38	0	0	27,2	199	59,6	29,3	35,6
75º percentil	508	0,688	49,5	189	426	711	222	498
Mínimo	0,58	0	0	0,62	64,1	26,1	8,77	7,86
Máximo	926	2,9	233	428	653	1122	307	866
W de Shapiro -Wilk	0,761	0,714	0,645	0,83	0,938	0,752	0,888	0,769
p Shapiro -Wilk	0,004*	0,001*	<,001*	0,021*	0,471	0,003*	0,111	0,004*

*p value < 0,05

Fonte: A autora (2025).

Tabela 3 - Teste de Friedman do volume de metano em litros produzido no decorrer do experimento nos reatores instalados na GNR/ASMOC

Friedman		
X²	gl	p
57,3	7	<0,001*

*p value < 0,05

Fonte: A autora (2025).

Tabela 4 - Comparações Múltiplas (Durbin-Conover) do volume de metano produzido no decorrer do experimento nos reatores instalados na GNR/ASMOC

			Estatística	p
Controle chuvoso	-	Controle seco	5,667	<0,001*
Controle chuvoso	-	Efluente chuvoso	4,959	<0,001*
Controle chuvoso	-	Efluente seco	1,133	0,261
Controle chuvoso	-	Chorume chuvoso	3,542	<0,001*
Controle chuvoso	-	Chorume seco	3,400	0,001*

Tabela 4 - Comparações Múltiplas (Durbin-Conover) do volume de metano produzido no decorrer do experimento nos reatores instalados na GNR/ASMOC

				Estatística	p
Controle chuvoso	-	Chorume conc. chuvoso		0,000	1,000
Controle chuvoso	-	Chorume conc. seco		1,417	0,161
Controle seco	-	Efluente chuvoso		0,708	0,481
Controle seco	-	Efluente seco		4,534	< 0,001*
Controle seco	-	Chorume chuvoso		9,209	< 0,001*
Controle seco	-	Chorume seco		9,067	< 0,001*
Controle seco	-	Chorume conc. chuvoso		5,667	< 0,001*
Controle seco	-	Chorume conc. seco		7,084	< 0,001*
Efluente chuvoso	-	Efluente seco		3,825	< 0,001*
Efluente chuvoso	-	Chorume chuvoso		8,501	< 0,001*
Efluente chuvoso	-	Chorume seco		8,359	< 0,001*
Efluente chuvoso	-	Chorume conc. chuvoso		4,959	< 0,001*
Efluente chuvoso	-	Chorume conc. seco		6,376	< 0,001*
Efluente seco	-	Chorume chuvoso		4,675	< 0,001*
Efluente seco	-	Chorume seco		4,534	< 0,001*
Efluente seco	-	Chorume conc. chuvoso		1,133	0,261
Efluente seco	-	Chorume conc. seco		2,550	0,013*
Chorume chuvoso	-	Chorume seco		0,142	0,888
Chorume chuvoso	-	Chorume conc. chuvoso		3,542	< 0,001*
Chorume chuvoso	-	Chorume conc. seco		2,125	0,037*
Chorume seco	-	Chorume conc. chuvoso		3,400	0,001*
Chorume seco	-	Chorume conc. seco		1,984	0,051
Chorume conc. chuvoso	-	Chorume conc. seco		1,417	0,161

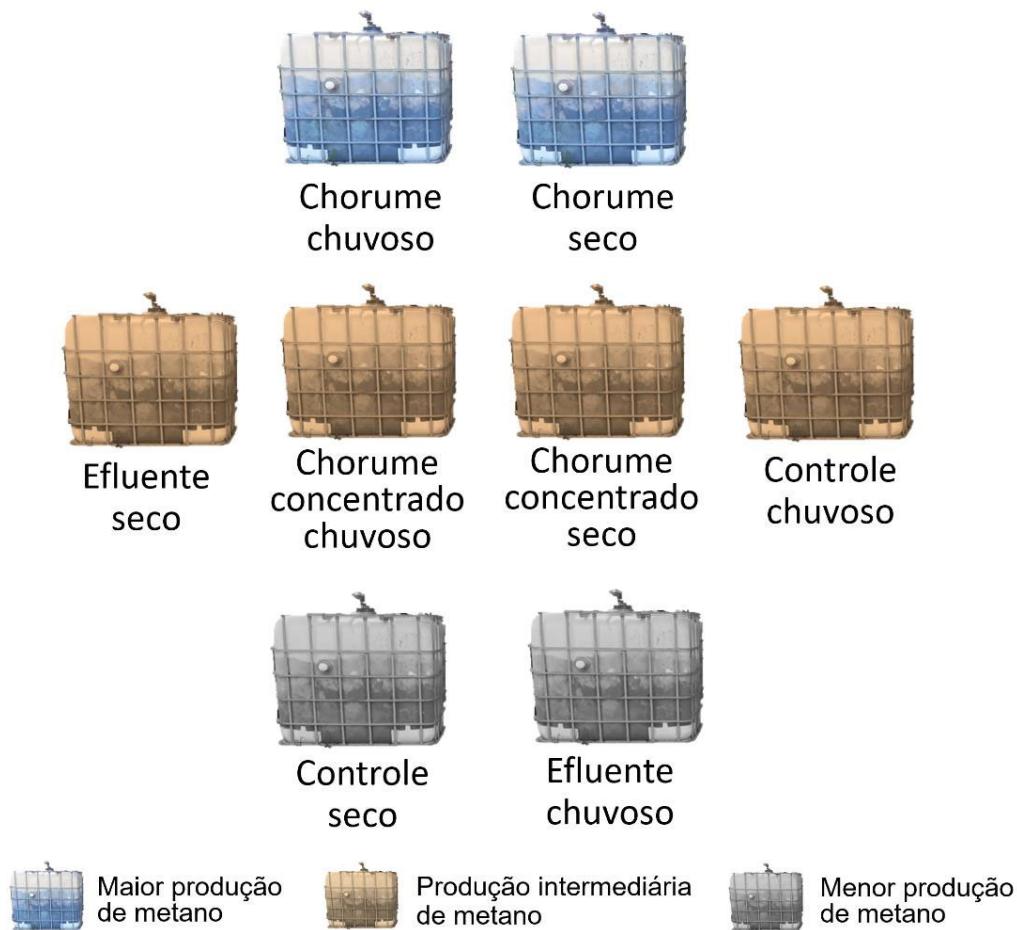
*p value < 0,05

Fonte: A autora (2025).

Ao analisar as Tabelas 11, 12 e 13, é possível perceber que os dados foram separados em três grupos, em que, há diferença estatística entre os grupos e similaridade entre os parâmetros do mesmo agrupamento. O grupo que teve menor produção de metano foi o constituído pelo controle seco e efluente chuvoso. Já o intermediário foi integrado pelo efluente seco, chorume concentrado chuvoso, chorume concentrado seco e controle chuvoso. Por fim, os reatores que apresentaram melhor eficiência na produção de metano foram o chorume chuvoso e o chorume seco (Figura 24). He; Fei (2020) também encontraram maiores valores de metano com a introdução de chorume do que de água. O chorume concentrado seco ficou entre a maior produção de metano e a produção intermediária do mesmo, pois apresentou diferença estatística significativa do efluente seco e semelhança com o chorume seco, entretanto classificou-se no grupo intermediário por apresentar semelhança estatística

com o chorume concentrado chuvoso e o controle chuvoso e diferença com o chorume chuvoso.

Figura 116 - Similaridade na produção de metano entre os reatores



Fonte: A autora (2025).

Diante destes dados, percebe-se que não há diferença entre o período seco e chuvoso quando o reator recebe chorume e chorume concentrado. Já no controle e no efluente há diferença significativa no período seco e chuvoso. Sendo assim, fica perceptível que a introdução do chorume ou chorume concentrado aumenta a produção de metano, pois introduzem nutrientes e água no meio. A recirculação do chorume em aterro sanitário culmina no tratamento do lixiviado através de processos físicos, químicos e biológicos e também aumenta a geração de biogás, melhora a biodegradabilidade, ajusta o ambiente de degradação podendo evitar a acidificação no estágio de degradação rápida e acelera a decomposição e estabilização dos RSU (Liu et al., 2021a; Mehrdad et al., 2021; Zhang et al., 2021a).

O chorume gerado na fase metanogênica, ao ser recirculado, aumenta a hidrólise de resíduos sólidos de alimentos, degradação de sólidos voláteis, melhoria da taxa de acidogênese, aumento na transferência de massa, efeitos positivos nas concentrações de ácidos graxos voláteis e redistribuição de nutrientes (Ko; Yang; Xu, 2016). Entretanto, apesar de possuir uma quantidade concentrada de microrganismos, nutrientes e metais pesados, caso o chorume proveniente do aterro sanitário seja disposto de maneira inadequada pode contaminar o meio ambiente e gerar riscos à saúde humana (Liu *et al.*, 2021a; Mehrdad *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2021a).

Para melhoria no desempenho da digestão anaeróbia em aterro sanitário a taxa de aplicação deve ser estudada, pois o chorume deve ser recirculado em uma quantidade que permita o fornecimento de umidade ao substrato. Entretanto, quando introduzido em volumes muito altos provoca a acidificação, eliminação de nutrientes, de matéria orgânica e microrganismos, reduzindo a produção de metano (Degueurce; Trémier; Peu, 2016; Li *et al.*, 2020). O aperfeiçoamento na taxa de aplicação de chorume em reator termofílico de leito de lixiviação foi constatado por Hussain; Filiatrault; Guiot (2017), melhorando a eficiência de acidificação, hidrólise e degradação utilizando 6L/d e 9L/d.

Com relação ao controle, houve diferença estatística entre o período seco e chuvoso, determinando que a pluviosidade interfere na produção de biogás sendo o período seco de menor produção de metano, assim como encontrado por (Gomes *et al.*, 2024) ao analisarem os maciços do ASMOC mensalmente entre janeiro de 2019 a dezembro de 2022. Estes concluíram que há correlação positiva entre pluviosidade e produção de metano no ASMOC. O mesmo foi encontrado por Abushammala; Basri; Younes (2016) e Romana Gomes *et al.* (2022) ao estudarem a produção de metano e pluviosidade em aterro sanitário e lixão, respectivamente.

Outra alternativa que aumenta a eficiência da digestão anaeróbia é a utilização da codigestão, que é a mistura de diferentes substratos com características complementares e produtores de metano. Além de interferir no tipo de resíduo, o cosubstrato fornece nutrientes e proporciona efeitos sinergéticos positivos ao meio, melhorando o processo de digestão e a produção do biogás (Obulisamy *et al.*, 2016). Muitos estudos da codigestão de resíduos alimentares e lodo de esgoto vêm sendo

realizados, pois ambos possuem potencial de produção de metano e são produzidos em grande escala (Ferreira, J.S., Cammarota, M.C., Júnior, 2017).

Em um aterro sanitário existem limitações da utilização do lodo de esgoto pelo volume necessário e também pela interferência no comportamento geomecânico do aterro, sendo assim, uma forma de analisar a codigestão foi através da irrigação do efluente doméstico nos resíduos. Através dos resultados foi possível perceber que a irrigação com efluente de fossa séptica melhorou a produção de metano quando comparado ao controle sem pluviosidade, entretanto teve desempenho equitativo no período chuvoso sem irrigação com efluente. Já na comparação dos reatores que receberam efluente de fossa séptica e pluviosidade tiveram o desempenho inferior ao controle com pluviosidade. Sendo assim, percebe-se que a irrigação de efluente de fossa séptica no período seco aumenta a produção de metano em aterro sanitário, entretanto a irrigação, tanto com chorume quanto com chorume concentrado, apresentou melhor resposta.

Ao estudarem os efeitos da codigestão do lodo de esgoto e resíduos orgânicos alimentares, Koch *et al.* (2016) constataram aumento no rendimento específico do metano em comparação à monodigestão do lodo, sugerindo um estímulo da geração de metano pela codigestão devido à relação mais favorável de C/N (Carbono/Nitrogênio) com a adição do resíduo alimentar. Ferreira, J.S., Cammarota, M.C., Júnior (2017) também obtiveram um incremento na produção específica do metano ao inserir resíduo alimentar ao lodo de esgoto para codigestão anaeróbia em biodigestor em escala de bancada com correção do pH inicial para 7,5. Cheng *et al.* (2021) constataram aumento na produção de biogás através da codigestão de lodo com resíduos alimentares em um biorreator, podendo ser uma alternativa viável aos combustíveis fósseis. Liu *et al.* (2021b) obtiveram aumento da produção de biogás em um sistema de codigestão de lodo de esgoto e resíduos orgânicos em até sete vezes em comparação com o cenário de referência. Nair *et al.* (2014) tiveram aumento da produção de metano com a adição de lodo em várias concentrações de sal.

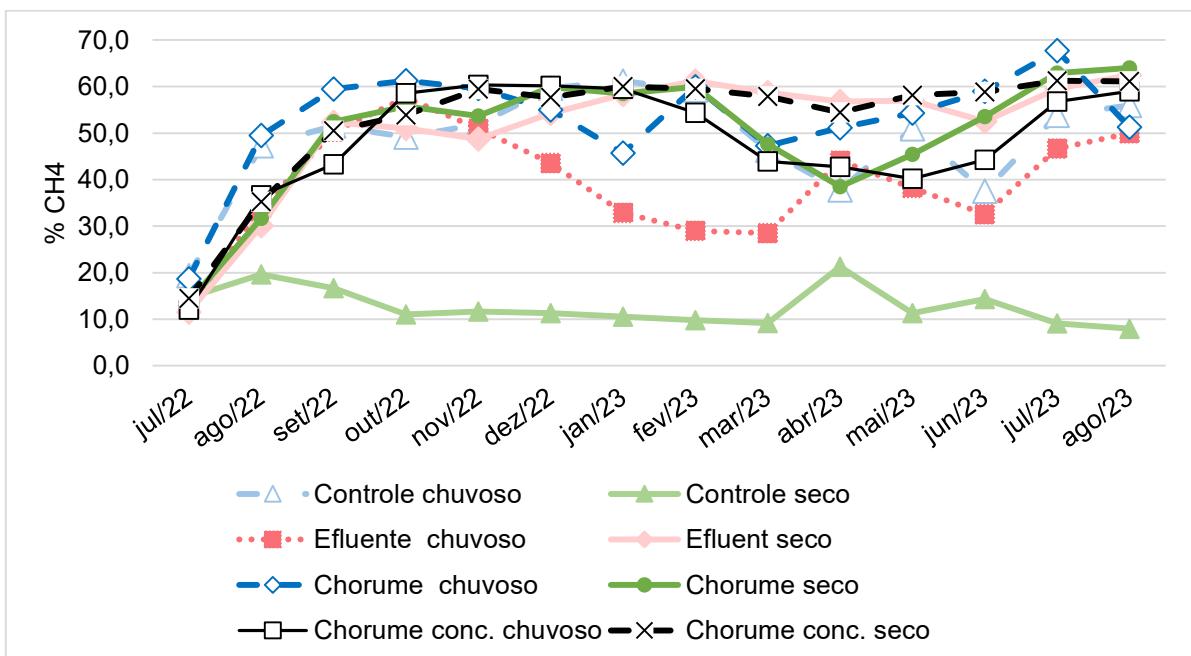
Pesquisas recentes sobre a codigestão anaeróbia de lodo de esgoto e resíduos alimentares constatam que em um futuro próximo a geração de metano através da codigestão pode ser uma fonte de energia promissora, mas estudos são necessários para tornar o processo economicamente viável (Mehariya *et al.*, 2018).

Produção de metano no decorrer do tempo

Um dos principais fatores que influenciam a geração do biogás é a degradação dos resíduos, que é composta de cinco fases: fase aeróbia (ocorre em detrimento da entrada de ar juntamente com os resíduos); fase acidogênica (condições anaeróbias começam a predominar); fase acetogênica (CO_2 é o principal gás gerado); fase anaeróbia metanogênica (predominância de microrganismos metanogênicos, formação do CH_4) e fase anaeróbia de maturação (degradação lenta e pouca produção de biogás). Devido às condições climáticas, no Brasil a decomposição é acelerada e o aterro entra na fase metanogênica mais rapidamente; é nesta fase que a produção e aproveitamento energético ocorrem (Silva; Mota, 2019).

Ao analisar a Figura 25 é possível perceber que, com exceção do controle seco, em dois meses os reatores entraram na fase metanogênica com porcentagem de produção de metano de até 60%. Em dezembro de 2022 houve um vazamento de gás nos reatores de chorume chuvoso e efluente chuvoso o que culminou no decréscimo neste período, entretanto o chorume chuvoso rapidamente aumentou novamente a produção de biogás, já o efluente chuvoso foi afetado por mais tempo.

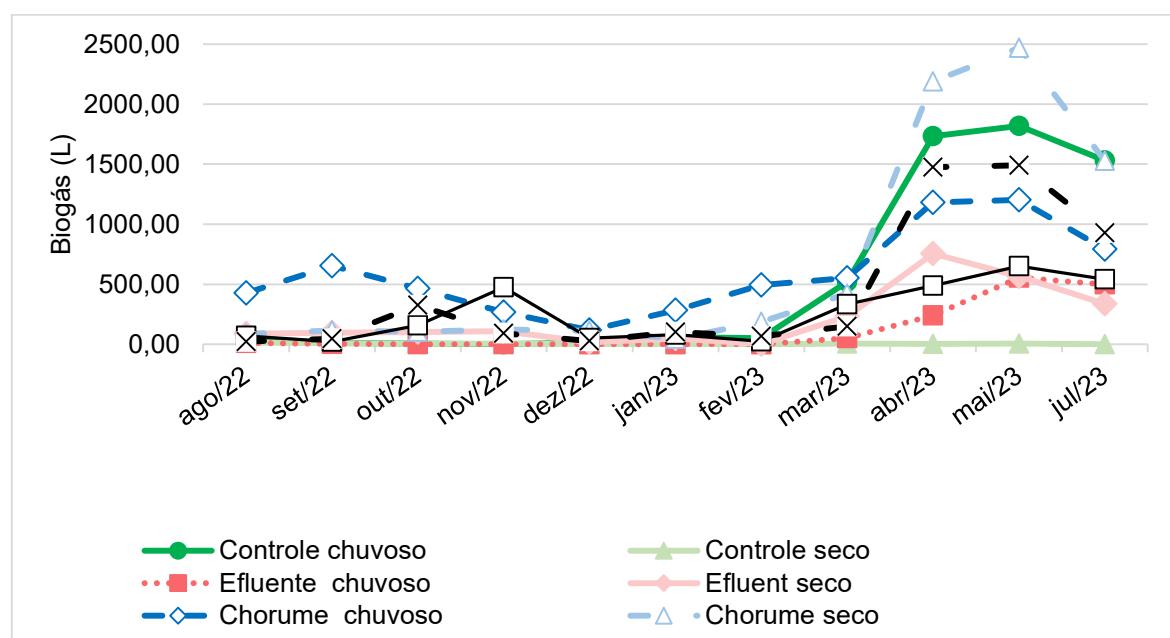
Figura 12 - Porcentagem de metano no biogás no decorrer do tempo nos diferentes tratamentos



Fonte: A autora (2025).

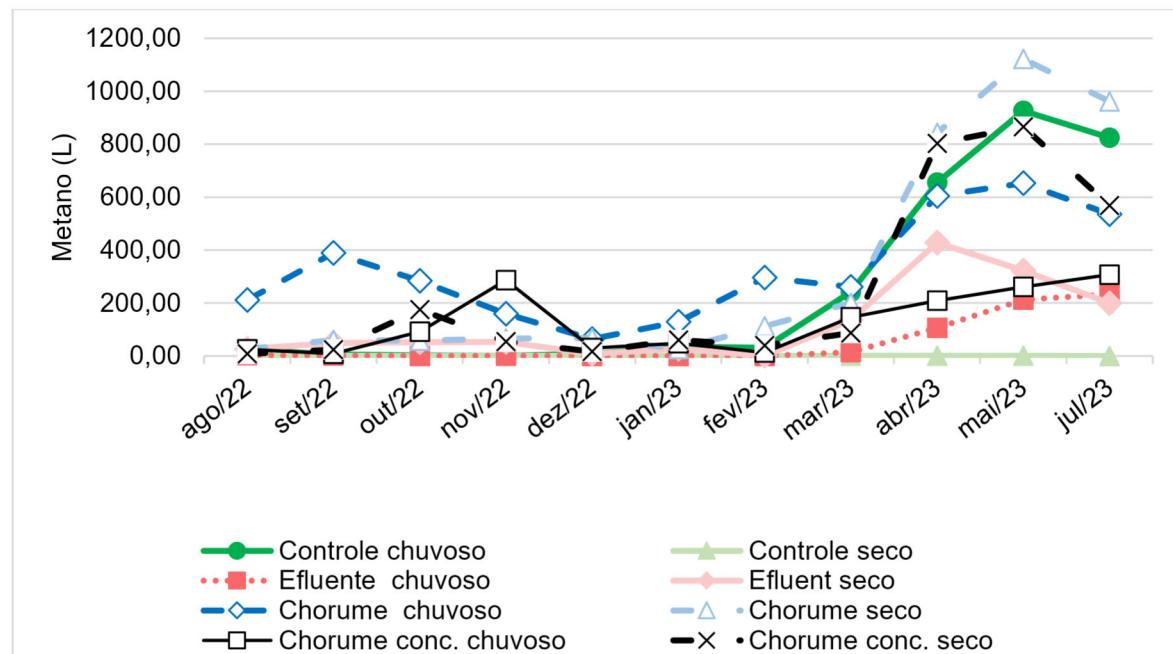
Apesar da rápida entrada na fase metanogênica foi entre 8 a 12 meses após a instalação do experimento que houve maior volume de biogás e metano produzido (Figuras 26 e 27). Entre março a julho de 2023 foi possível perceber que o chorume seco, controle chuvoso, chorume concentrado seco e chorume chuvoso ficaram próximos na produção de metano, entretanto é possível observar tanto na Figura 26 e, principalmente, na Figura 28 que os reatores que apresentaram maior quantidade de metano foram os reatores de chorume chuvoso e chorume seco, assim como foi comprovado estatisticamente neste trabalho (Tabelas 11 e 13). Isto demonstra que a irrigação por chorume não acelera a fase metanogênica (Figura 25), mas melhora a produção de biogás.

Figura 13 - Volume de biogás produzido pelos reatores no decorrer do tempo



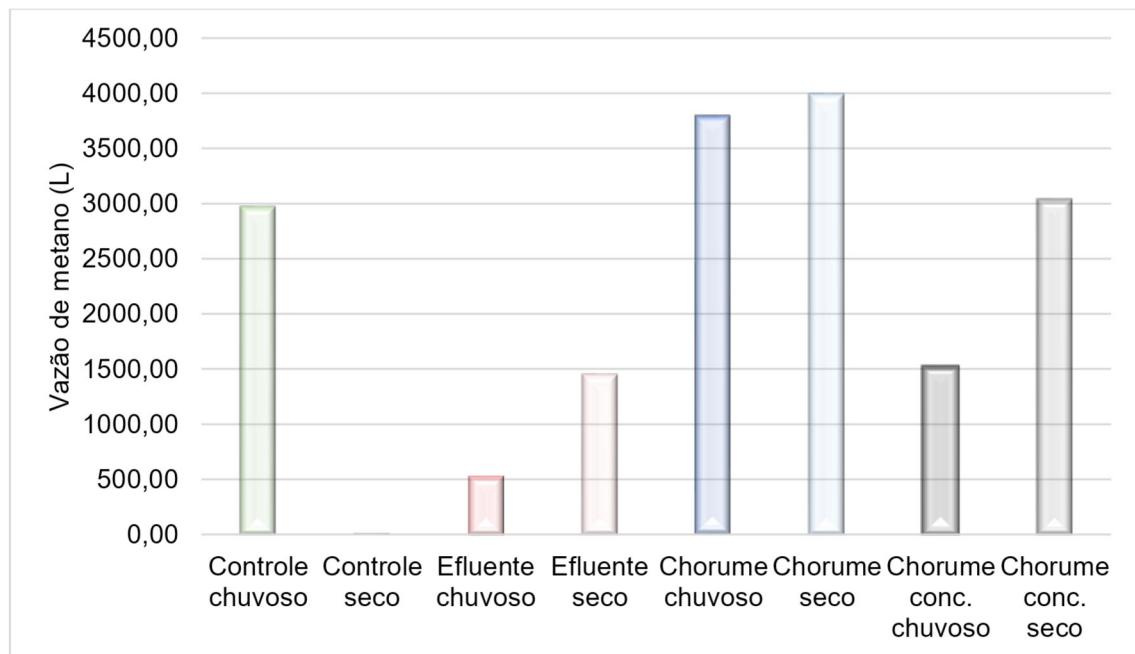
Fonte: A autora (2025).

Figura 14 - Volume de metano produzido pelos reatores no decorrer do tempo



Fonte: A autora (2025)

Figura 15 - Volume de metano acumulado nos reatores entre julho/2022 à julho/2023



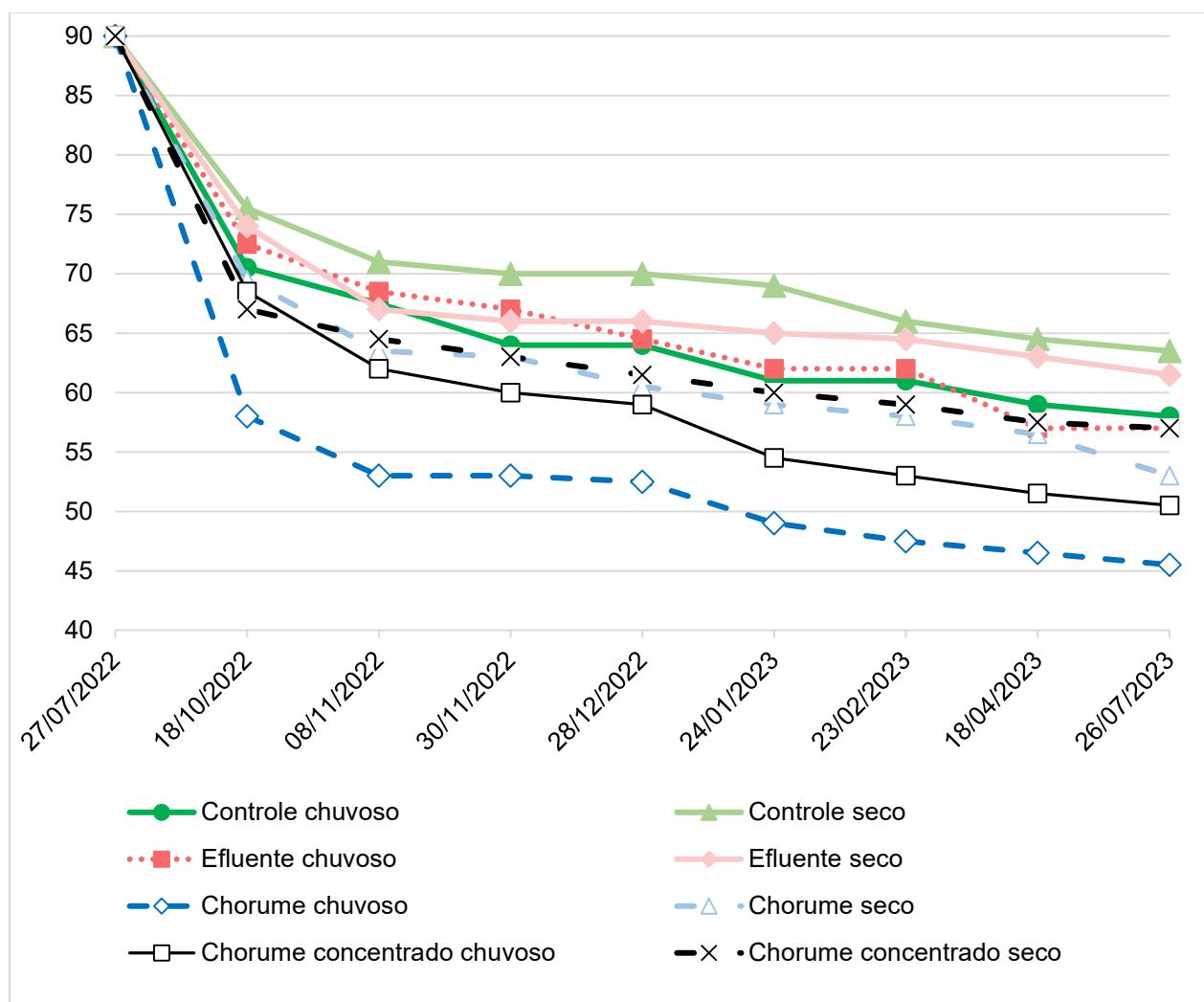
Fonte: A autora (2025).

Produção de metano e recalque

Conforme os resíduos vão sendo digeridos há a formação de biogás e redução de volume dos mesmos. Ao analisar a Figura 29 é possível perceber que o

maior recalque ocorre até o mês de fevereiro e depois mantém aproximadamente a mesma altura, entretanto entre os meses de março a julho é onde há maior produção de metano e biogás (Figuras 25 e 26). Isto ocorre pela rápida estabilização dos materiais, assim como encontrado por Silva (2017b) ao realizar sua pesquisa no ASMOC, ou seja, mesmo produzindo metano não há mais recalque dos resíduos pois os mesmos encontram-se estabilizados.

Figura 16 - Recalque dos resíduos dos reatores no decorrer do tempo, nos diferentes tratamentos



Fonte: A autora (2025).

Ao analisar a correlação entre recalque e volume de metano em cada reator (Tabela 14) e entre os reatores com diferentes produções de metano (Tabelas 15 e 16) percebe-se que não há correlação entre elas, isto porque outros fatores interferem

no recalque dos resíduos, como: o peso do material, umidade, estabilização do material, dentre outros. Existem dois tipos de recalque nos aterros, o recalque mecânico e o biológico, sendo que, a compressão mecânica dos RSU ocorre por alguns dias ou semanas, já o recalque biológico, que tem relação com a produção de metano, pode durar anos ou décadas (He; Fei, 2020). No caso deste estudo, houve maior influência do recalque mecânico, por isso não houve a relação com a produção de metano.

Tabela 5 - Correlação de Spearman entre recalque e volume de metano produzido por tipo de reator

Controle chuvoso	Rho de Spearman p-value	-0,398 0,329*
Controle seco	Rho de Spearman p-value	0,356 0,387*
Efluente chuvoso	Rho de Spearman p-value	0,276 0,508*
Efluente seco	Rho de Spearman p-value	0,771 0,025
Chorume chuvoso	Rho de Spearman p-value	0,323 0,435*
Chorume seco	Rho de Spearman p-value	0,216 0,608*
Chorume conc. chuvoso	Rho de Spearman p-value	-0,048 0,910*
Chorume conc. seco	Rho de Spearman p-value	-0,051 0,905

*p value > 0,05

Fonte: A autora (2025).

Tabela 6 - Estatística descritiva do recalque dos RSU entre os grupos com diferença estatística na produção de metano

	18/10/2022	08/11/2022	30/11/2022	28/12/2022	24/01/2023	23/02/2023	18/04/2023	26/07/2023
Média	69,4	64,6	63,3	62,3	59,9	58,9	56,9	55,8
Mediana	71	65,5	63,5	61,5	60	59	57	56,5
W de Shapiro-Wilk	0,845	0,857	0,874	0,91	0,924	0,902	0,929	0,926
p Shapiro-Wilk	0,011*	0,017*	0,031*	0,118	0,197	0,086	0,233	0,212
25º percentil	67,5	61,8	61	59	57	56	54	52,8
75º percentil	72,3	68	67	67	63,5	63,5	59,5	58,5

*p value < 0,05

Fonte: A autora (2025).

Tabela 5 - Teste de Kruskal-Wallis do recalque dos RSU entre os grupos com diferença estatística na produção de metano

	X ²	gl	p
18/10/2022	2,98	2	0,226
08/11/2022	6,27	2	0,043*
30/11/2022	5,56	2	0,062
28/12/2022	5,36	2	0,069
24/01/2023	5,07	2	0,079
23/02/2023	5,23	2	0,073
18/04/2023	3,24	2	0,198
26/07/2023	6,24	2	0,044*

*p value < 0,05

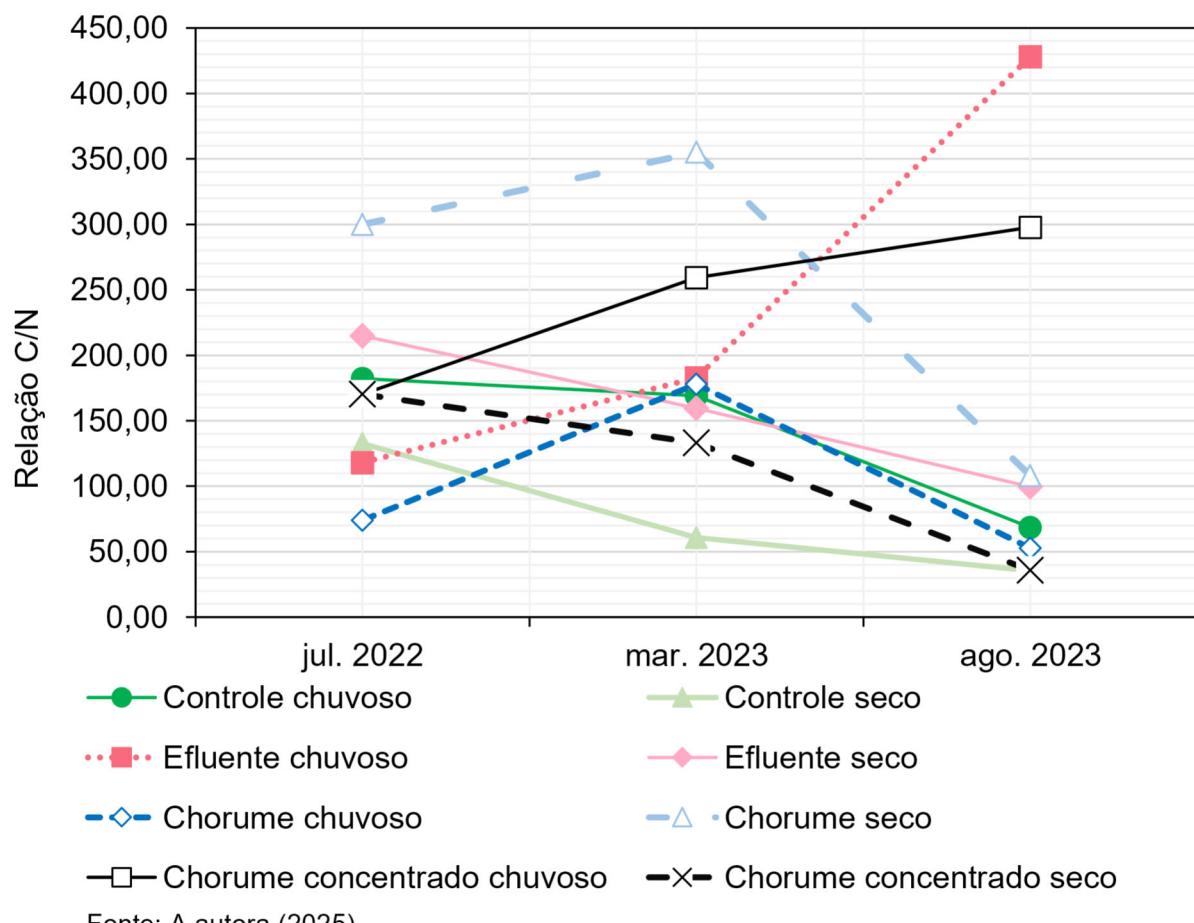
Fonte: A autora (2025).

Produção de metano e relação C/N

Os microrganismos metanogênicos usam o carbono para suprir suas demandas energéticas e o nitrogênio para construção celular (Paritosh *et al.*, 2017).

De acordo com Embrapa (2019) a relação de carbono/nitrogênio (C/N) ideal para a digestão anaeróbia é entre 20:1 a 30:1, pois esta é a condição ideal para o metabolismo dos microrganismos anaeróbios mesofílicos, entretanto nenhum dos resíduos se enquadram nestes valores, estando todos os reatores acima destes resultados em todas as coletas, como pode ser visualizado na Figura 30.

Figura 17 - Relação Carbono/Nitrogênio nos Resíduos Sólidos Urbanos nos reatores ao Longo do Tempo



Fonte: A autora (2025).

É possível perceber que as relações C/N final foram menores para a maioria dos resíduos, com exceção do chorume concentrado chuvoso e do efluente chuvoso, em que este alcançou a maior relação de todas as medidas. Isto pode justificar a baixa produção de metano neste reator, altos valores da relação C/N podem indicar a falta de nitrogênio, levando à carência nutricional e prejuízo na produção de metano (Mao et al., 2015). Já o excesso de nitrogênio leva à formação de amônia que

inibe a produção de metano (Paritosh *et al.*, 2017). Os valores de amônia ficaram abaixo do limite de detecção em todas as análises ($LQ = 0,3 \text{ mg NH}_3/\text{L}$).

Guarino *et al.* (2016) concluíram que a relação C/N não interfere no rendimento de metano na digestão anaeróbia do esterco de búfala e água, o qual sempre se manteve superior a 54% em amostras com C/N entre 9:1 a 50:1. Regazi *et al.* (2021), ao analisarem a relação de C/N de 15:1 e 30:1 em diferentes materiais, constataram que a produção de metano tem maior interferência do tipo de substrato do que a relação C/N, pois uma das misturas de C/N de 30:1, considerada como ideal, ficou abaixo do substrato de 15:1 e de outro de 30:1. de Freitas; Athayde Júnior; De Oliveira (2022) ao analisarem diversos trabalhos concluíram que a maioria dos trabalhos determina uma relação C/N ótima de 20:1 a 30:1, entretanto a relação ideal varia conforme o tipo de substrato. Os valores de lipídeos, carboidratos e proteínas de um substrato irá interferir na digestão anaeróbia e também na proporção ideal de C/N (Lu *et al.*, 2017).

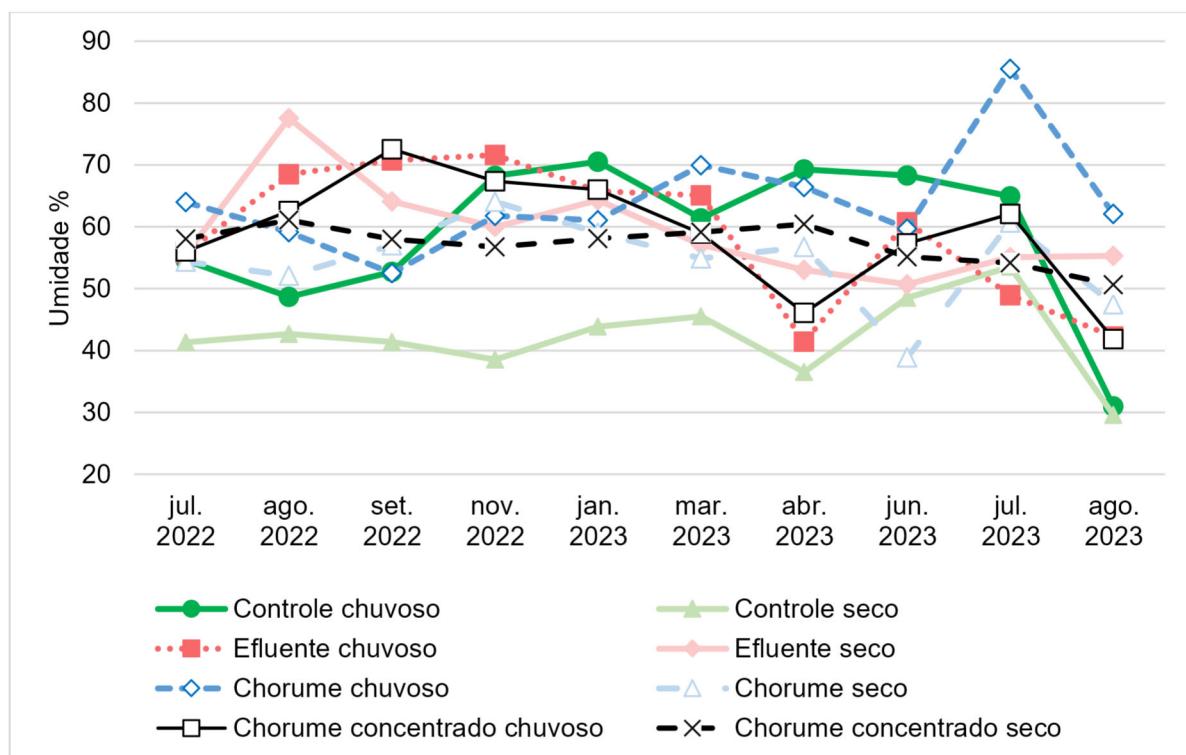
É importante salientar que os trabalhos analisam apenas a fração orgânica na digestão anaeróbia, mesmo aqueles que analisam os RSU, inserem apenas sua parte orgânica. Sendo assim, este trabalho pode analisar com mais fidedignidade o aterro sanitário que também é composto pela porção inorgânica que pode interferir no processo de digestão anaeróbia e, consequentemente, produção de metano. Percebe-se que, apesar da importância da relação C/N na digestão anaeróbia, outros fatores têm maior relevância para produção de biogás.

Produção de metano e umidade dos RSU

A umidade dos resíduos é o fator mais importante na produção de metano, promovendo a decomposição acelerada dos resíduos, pois as bactérias necessitam de água para realização do processo de digestão anaeróbia (Usepa, 2023), sendo que seu aumento em aterros sanitários é crucial para geração de metano (He; Fei, 2020). De acordo com Caldas *et al.* (2014), em condições de clima tropical a elevada umidade acarreta em rápida decomposição dos resíduos orgânicos em aterro sanitário. Nas análises dos RSU a umidade manteve-se entre 30 a 90%, como a irrigação foi a mesma durante todo o experimento, não houve muita variação em cada reator (Figura 31). Estes valores estão próximos ao considerado ideal pela Usepa (2023), que é um

aterro com aproximadamente 35% à 65% de umidade. Em aterros que possuem pouca umidade é indicada a irrigação com chorume para estimulação do processo natural de biodegradação.

Figura 18 - Umidade nos reatores no decorrer do tempo



Fonte: A autora (2025).

De Freitas; Athayde Júnior; De Oliveira (2022), ao analisarem trabalhos de biodigestão de resíduos sólidos entre os anos de 2010 a 2020, constataram que o teor médio de umidade encontrado foi entre 50 e 97%, entretanto melhores produções de metano foram encontradas em umidades acima de 90%, o que seria inviável no caso de aterro sanitário, por conta do comportamento geotécnico do mesmo. Ainda segundo os autores, umidade diferente da recomendada pode gerar vários problemas na digestão anaeróbia, podendo favorecer a atividade fermentativa, ocorrer a acidificação do meio através do acúmulo de ácidos carboxílicos, além de limitar o transporte de massa.

Schirmer *et al.* (2014) também encontraram bons resultados na produção de metano de resíduos orgânicos com preparação de umidade próxima a de 90%. Em um reator de bancada e obtiveram resultados com produção de 55% de metano em 80 dias em condições mesofílicas, em torno de 35°C, entretanto também puderam

perceber a rápida geração de sulfeto de hidrogênio (H_2S) o que, além de causar odor desagradável pode acidificar o meio, entretanto os autores deliberaram que as emissões desse gás se deram pela elevada proporção do inóculo em relação ao substrato.

Já Veluchamy; Kalamdhad (2017), ao analisarem a digestão anaeróbia de esterco de vaca e lodo de papel e celulose em diferentes umidades, identificaram a maior produção de metano com umidade de 83%, e menores valores para umidade inferior a 80%.

Sendo assim, percebe-se que há necessidade de umidade na digestão anaeróbia afim de que os microrganismos sejam capazes de digerir a fração orgânica, além de interferir no transporte de massa. Entretanto, a umidade ótima irá depender do tipo de substrato e também o tipo de digestão anaeróbia a ser empregada.

Ao analisar a umidade entre os reatores que tiveram diferença estatística significativa, foi possível perceber que a umidade não se diferencia significativamente entre os grupos com maior, menor e produção intermediária de metano, como pode ser visto nas Tabelas 17 e 18. Isto porque dentre cada grupo houve reatores no período seco e chuvoso, ou seja, apesar da umidade interferir na produção de metano, outros fatores, como a introdução de chorume, podem superar este parâmetro.

Tabela 8 - Estatística descritiva da umidade dos RSU entre os grupos com diferença estatística na produção de metano

	Grupo	jul./ 22	ago./ 22	set./ 22	nov./ 22	dez./ 22	jan./ 23	mar./ 23	abr./ 23	jun./ 23	jul./ 23	ago./ 23
Mediana	Produção intermediária de metano	56,0	62,6	60,6	63,8	39,7	67,6	58,0	61,4	55,1	55,6	45,0
	Menor produção de metano	47,9	55,4	58,9	55,5	53,2	54,0	56,6	36,5	55,0	50,9	29,6
	Maior produção de metano	63,0	53,2	57,0	64,0	36,9	59,0	67,8	63,8	52,8	76,6	57,0
W de Shapiro-Wilk	Produção intermediária de metano	0,967	0,914	0,960	0,913	0,948	0,886	0,885	0,837	0,905	0,758	0,996
	Menor produção de metano	0,813	0,990	0,908	0,809	0,884	0,994	0,900	0,943	0,997	0,875	0,754
	Maior produção de metano	0,715	0,888	0,964	0,920	0,956	0,969	0,742	0,843	0,863	0,864	0,864

Tabela 8 - Estatística descritiva da umidade dos RSU entre os grupos com diferença estatística na produção de metano

	Produção intermediária de metano	0,871	0,380	0,806	0,377	0,694	0,216	0,211	0,070	0,322	0,010	1,000
p Shapiro-Wilk	Menor produção de metano	0,128	0,958	0,473	0,119	0,354	0,976	0,430	0,675	0,990	0,319	0,042*
	Maior produção de metano	0,017*	0,372	0,805	0,537	0,751	0,835	0,033*	0,204	0,271	0,273	0,276
	Produção intermediária de metano	53,2	52,6	56,8	58,2	36,7	60,8	54,6	55,7	52,0	54,4	39,2
25º percentil	Menor produção de metano	41,4	45,7	45,1	39,5	37,4	46,5	47,4	32,2	50,5	49,0	27,4
	Maior produção de metano	58,7	50,6	49,2	57,7	31,7	56,3	60,3	58,9	42,4	64,2	49,7
	Produção intermediária de metano	59,4	65,4	70,3	67,0	43,3	70,6	64,6	66,2	66,8	60,1	50,3
75º percentil	Menor produção de metano	55,0	65,3	69,9	71,0	67,2	62,4	64,5	43,3	59,1	53,1	38,1
	Maior produção de metano	63,5	58,3	62,6	69,3	42,8	62,8	69,9	66,4	59,7	85,5	62,1

*p value < 0,05

Fonte: A autora (2025).

Tabela 9 - Teste de Kruskal-Wallis da umidade dos RSU entre os grupos com diferença estatística na produção de metano

	X ²	gl	p
jul./22	3.772	2	0,152
ago./22	0,899	2	0,638
set./22	1.031	2	0,597
nov./22	0,132	2	0,936
dez./22	1.031	2	0,597
jan./23	2.002	2	0,368
mar./23	1.696	2	0,428
abr./23	4.838	2	0,089

Tabela 9 - Teste de Kruskal-Wallis da umidade dos RSU entre os grupos com diferença estatística na produção de metano

	χ^2	gl	p
jun./23	1.066	2	0,587
jul./23	6.918	2	0,031*
ago./23	4.562	2	0,102

*p value < 0,05

Fonte: A autora (2025).

A umidade interfere na produção de metano como pode ser visualizado nas Tabelas 19 e 20, em que há diferença estatística entre a umidade do controle seco e controle chuvoso, sendo maior neste último (Tabela 19 e Figura 32). A produção de metano foi maior no controle chuvoso do que no controle seco (Tabelas 11 e 13 e Figura 11), sendo que a única diferença entre eles foi a irrigação com água e, consequentemente, a umidade (Figura 32). Ao comparar os reatores com o controle seco foi possível perceber que a umidade de todos os reatores diferiu em relação ao controle seco, como pode ser visualizado na Tabela 20.

Tabela 10 - Estatística descritiva da umidade

	Tipo	Umidade (%)
Média	Chorume chuvoso	62,0
	Chorume seco	52,7
	Chorume concentrado seco	55,3
	Controle seco	44,5
	Controle chuvoso	57,1
	Efluente chuvoso	56,9
Mediana	Efluente seco	57,9
	Chorume concentrado chuvoso	57,1
	Chorume chuvoso	64,0
	Chorume seco	53,6
	Chorume concentrado seco	55,1
	Controle seco	41,6
p Shapiro-Wilk	Controle chuvoso	58,7
	Efluente chuvoso	58,7
	Efluente seco	58,1
	Chorume concentrado chuvoso	60,2
	Chorume chuvoso	0,175*
	Chorume seco	0,474*

*p value > 0,05

Fonte: A autora (2025).

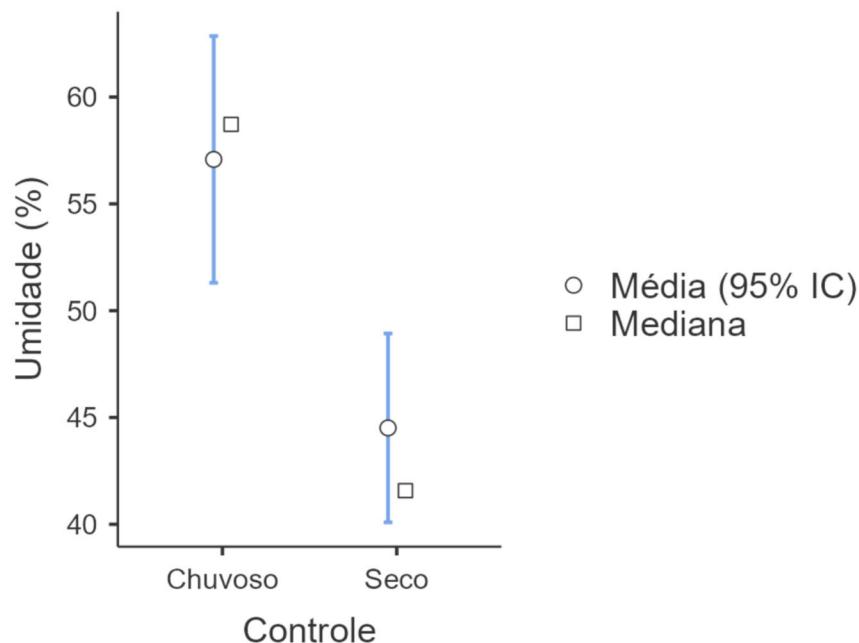
Tabela 6 - Teste estatístico para amostras independentes comparando a umidade do controle seco com os demais reatores

Tipo	Teste	p
Controle chuvoso	t de Student	0,002*
Chorume seco	t de Student	0,014*
Chorume chuvoso	t de Student	< 0,001*
Efluente seco	U de Mann-Whitney	< 0,001*
Efluente chuvoso	U de Mann-Whitney	0,002*
Chorume concentrado seco	t de Student	< 0,001*
Chorume concentrado chuvoso	U de Mann-Whitney	0,001*

*p value < 0,05

Fonte: A autora (2025).

Figura 19 - Umidade nos reatores no controle seco e chuvoso



Fonte: A autora (2025).

Além da umidade existente na constituição dos resíduos sólidos, seu teor também tem relação com a umidade atmosférica (de Freitas; Athayde Júnior; de Oliveira, 2022). O local em que se encontra o ASMOC apresenta umidade do ar média de 71,5% no período seco e 81% no período chuvoso (Gomes *et al.*, 2024), o que é favorável tanto à produção de metano quanto para não oxidação do mesmo. De acordo com (Santos *et al.*, 2019), a condição ideal para oxidação do metano é quando

a umidade do ar está entre 11% a 25%. Vale ressaltar que outros fatores também interferem na oxidação do metano, como a temperatura, composição dos resíduos, tamanho da camada de cobertura e tipo de solo utilizado (Berenjkar *et al.*, 2022; Bo-Feng *et al.*, 2014; de Freitas; Athayde Júnior; De Oliveira, 2022).

Com relação ao efluente chuvoso, há umidade maior do que o controle seco, entretanto apresentou estatisticamente a mesma produção de metano, isso pode ter ocorrido pela colmatação da camada de cobertura, sendo que este parâmetro não foi analisado. A permeabilidade do solo utilizado para cobertura é o mesmo do aterro que, de acordo com Silva; Santos; Silva (2023) varia de $1,9 \times 10^{-6}$ a $1,0 \times 10^{-3}$ cm/s, o que é característico de solo pouco permeável. Sendo assim, pode ter havido colmatação física, pelos sólidos suspensos do lixiviado, e biológica, pela carga orgânica e crescimento excessivo dos microrganismos, o que pode gerar impedimento da passagem do metano, ou até mesmo sua modificação. Este fato deve ser melhor estudado, inclusive para ser utilizado na camada de cobertura, evitando o escape fugitivo do metano para atmosfera. De acordo com Zhang *et al.* (2021b), o biofilme pode ser uma tecnologia viável para criação de barreiras de contenção em camadas de cobertura de aterro sanitário, promovendo a redução da porosidade efetiva e diminuindo a condutividade hidráulica (Tang *et al.*, 2018).

Produção de metano e chorume

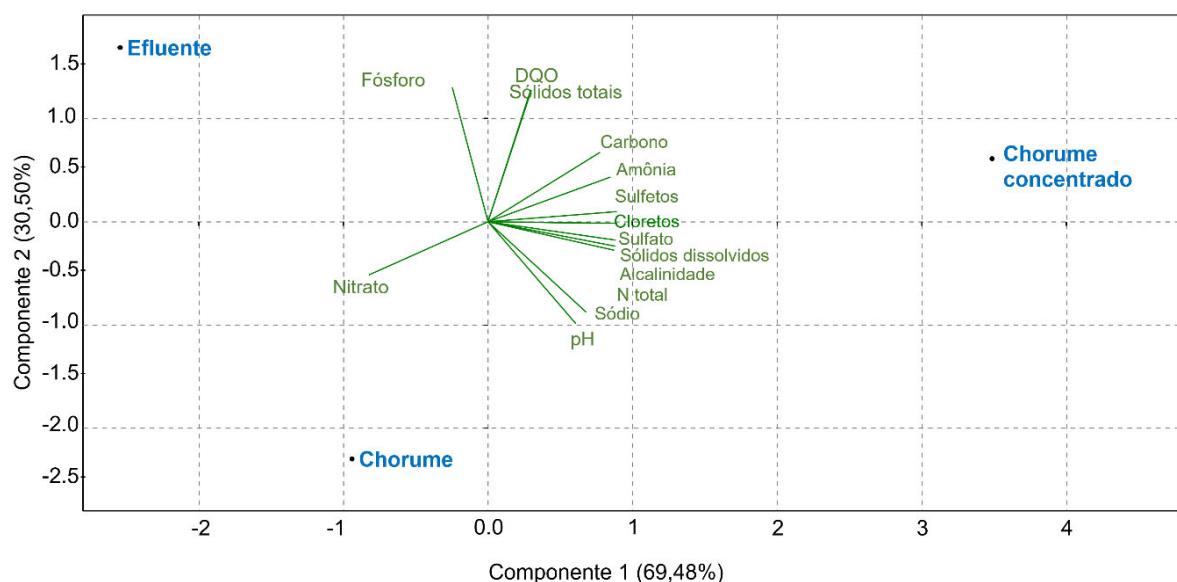
De acordo com a Usepa (2023), para aterros biorreatores, ou seja, em aterros cujo intuito é a produção maior e acelerada de metano é necessário a introdução de chorume para acelerar a decomposição e estabilização dos resíduos sólidos, pois introduz água e microrganismos no meio. Em alguns casos, além da água da chuva e do chorume se faz necessário a irrigação com águas residuais para obtenção de níveis ideais de umidade.

As características e volume do chorume produzido irá depender de uma série de fatores, como as condições econômicas, climáticas, camadas intermediárias e de cobertura, chuvas, escoamento superficial, evaporação, dentre outros (Costa; Alfaia; Campos, 2019; Dajić *et al.*, 2016; Miao *et al.*, 2019). A idade dos resíduos também é um fator de interferência para as concentrações dos compostos químicos no chorume, que são altas no início da operação do aterro e tendem a diminuir com o passar dos anos, com exceção do pH (Costa; Alfaia; Campos, 2019). Geralmente, a

idade do aterro é classificada em 3 estágios, sendo eles: jovem (menos de 5 anos), médio (5–10 anos) e maduro (mais de 10 anos) (Miao *et al.*, 2019).

Um dos tratamentos para este chorume produzido é a osmose reversa, é uma técnica capaz de tratar grandes volumes de chorume com remoção de 95% dos poluentes. Esta tecnologia é muito utilizada em países desenvolvidos, situados da América do Norte e Europa, e no Brasil vem sendo utilizada em regiões metropolitanas (Costa; Alfaia; Campos, 2019). O chorume proveniente da osmose reversa, o qual foi denominado de chorume concentrado neste trabalho, possui maior concentração de parâmetros físico-químicos, como pode ser visualizado na Figura 33. O controle seco não produziu lixiviado, por isso não consta nas avaliações.

Figura 20 - PCA dos parâmetros dos resíduos irrigados



Fonte: A autora (2025).

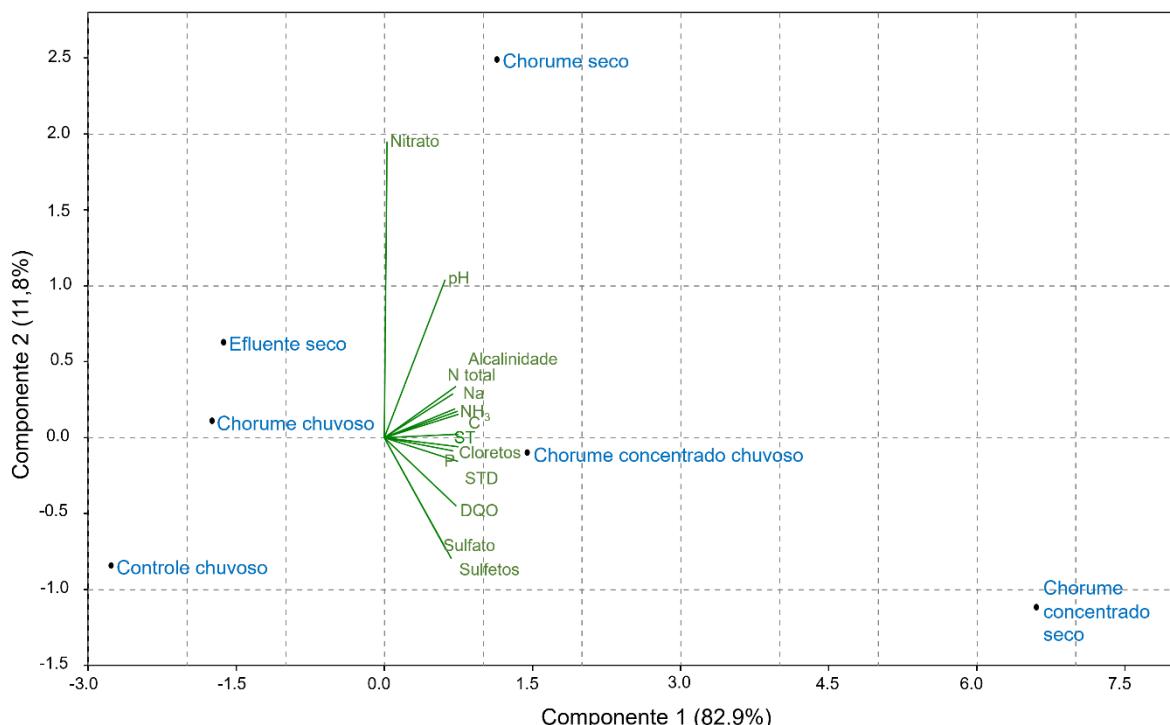
É possível observar, através da Figura 33, que não houve uma correlação forte com nenhum dos resíduos irrigados, entretanto os parâmetros com maior peso foram alcalinidade, sólidos dissolvidos, amônia, sulfetos, nitrogênio total, cloreto e sulfato, estando mais correlacionados com o chorume concentrado em comparação com o efluente e chorume. Isto se deve ao fato do tratamento de osmose reversa retirar a água contida no chorume, tornando-o mais concentrado, alterando a composição e, principalmente, concentração dos parâmetros estudados. A depender das condições climáticas, não é interessante retirar água do chorume, haja vista que

os microrganismos precisam de água para realizar a digestão anaeróbia, como determinado pela Usepa (2023).

Os parâmetros fósforo, DQO e sólidos totais foram mais correlacionados com o chorume concentrado e efluente, já o pH ficou mais próximo do chorume. Os valores de correlação de nitrato, sódio e carbono foram irrisórios. Nitrato e amônia deram diametralmente opostas, ou seja, há interferência negativa entre elas, isso ocorre devido aos processos bioquímicos, como a nitrificação.

Ao comparar os chorumes produzidos pelos reatores (Figura 34), é possível perceber que a maior parte dos dados apresentou uma correlação positiva com o chorume concentrado chuvoso, isto porque ele apresentou concentração dos parâmetros em comparação com os demais. Não houve a produção de chorume nos reatores classificados como controle seco.

Figura 21 - PCA dos parâmetros físico-químicos dos chorumes produzidos pelos reatores



Fonte: A autora (2025).

Os valores que tiveram maior peso no componente 1 foram sólidos totais, sólidos dissolvidos, cloreto e carbono. Já no componente 2 os parâmetros mais

representativos foram nitrato, pH e sulfeto. Os parâmetros alcalinidade, DQO, fósforo, amônia, nitrogênio total, sulfato e sódio, tiveram baixíssimo peso nesta comparação.

O chorume concentrado seco também teve correlação positiva com alguns parâmetros, principalmente com o cloreto e fósforo, entretanto foi uma correlação fraca em comparação com o chorume concentrado chuvoso.

Os chorumes do controle chuvoso e efluente chuvoso estão muito parecidos na correlação, entretanto a produção de metano deles foi diferente estatisticamente, o que também ocorreu com os chorumes do efluente seco e chorume chuvoso. Os grupos com similaridade entre si na produção de metano apresentaram comportamentos diferentes na composição do chorume. Sendo assim, apesar do processo de digestão anaeróbia interferir na produção de chorume e de metano, como são reações muito variadas, não é possível determinar a correlação da composição do chorume com a produção de metano em aterro sanitário.

Comparando as Figuras 33 e 34 percebe-se que os reatores que receberam irrigação com chorume concentrado tiveram a composição do chorume produzido diferente dos demais. Já os reatores que foram irrigados com efluente e chorume, apesar destes terem composição diferente, produziram chorume com características semelhantes. Com relação aos parâmetros, houve grande diferenciação dos parâmetros que tiveram maior influência nos efluentes irrigados e dos chorumes produzidos.

A DQO do chorume indica a fração orgânica existente nos resíduos e tende a diminuir à medida em que o aterro envelhece (Aromolaran; Sartaj, 2023). Os valores de DQO foram maiores para o chorume concentrado (Tabela 21), seguido do efluente, e bem menor para o chorume, variando entre 21.977,49mg/L a 6.697,84 mg/L. Os chorumes produzidos pelos reatores apresentaram valores bem mais baixos de DQO, estando entre 707,2mg/L e 7.769,05mg/L (Tabela 22). Nair *et al.* (2014) obtiveram valores de chorume entre 2.000mg/L a 40.000 mg/L de DQO ao recircular lixiviado de aterro antigo (maior do que 10 anos) e jovem, localizado em Carp/Ontario, em fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos com diferentes concentrações de sal. Ahmadifar; Sartaj; Abdallah (2016) constataram valores iniciais de DQO para digestão anaeróbia de 40.000 mg/L em biorreatores laboratoriais, já Aromolaran; Sartaj (2023) encontraram quantidade de DQO de 53.400mg/L para chorume de aterro novo e 2.640 mg/L medido para o lixiviado antigo, coletados em Moose Creek/Ontario e

Carp/Ontario e mantidos a 23°C em laboratório. Brito *et al.* (2024) coletaram chorume de um tanque de equalização do Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) de Sabará/MG com DQO média de 9.141mg/L.

Tabela 12 - Média dos valores físico-químicos dos efluentes irrigados

	Efluente	Chorume concentrado	Chorume
pH	6,15	8,26	8,34
Alcalinidade (mg/L)	1.009,65	9.597,44	4.653,00
Sólidos totais (mg/L)	41.668,00	44.407,00	13.250,00
Sólidos dissolvidos (mg/L)	1.080,00	9.356,33	4.267,71
DQO (mg/L)	20.746,89	21.977,49	6.697,84
Fósforo (mg/L)	26,60	17,15	8,38
Amônia (mg/L)	849,38	1.533,80	795,64
Sulfetos (mg/L)	44,73	300,00	95,00
N total (mg/L)	1.239,92	3.428,86	2.226,21
Carbono (mg/L)	4.058,66	7.774,10	2.709,38
Nitrato (mg/L)	153,53	123,91	158,45
Cloreto (mg/L)	193,94	5.164,40	1.569,64
Sulfato (mg/L)	30,82	447,45	146,19
Sódio (mg/L)	122,70	1.919,31	1.756,00

Fonte: A autora (2025).

Tabela 13 - Média dos valores físico-químicos dos chorumes produzidos

	Controle chuvoso	Efluente chuvoso	Efluente seco	Chorume chuvoso	Chorume seco	Chorume conc. chuvoso	Chorume conc. seco
pH	7,49	7,5	7,86	7,84	8,17	8,04	8,16
Alcalinidade (mg/L)	4.773,37	3.256,7	5.938,54	4.699,33	7.636,87	6.875,67	10.437,19
Sólidos totais (mg/L)	2.600	2.580	4.820	5.680	11.730	14.030	27.730

Tabela 13 - Média dos valores físico-químicos dos chorumes produzidos

	Controle chuvoso	Efluente chuvoso	Efluente seco	Chorume chuvoso	Chorume seco	Chorume conc. chuvoso	Chorume conc. seco
Sólidos dissolvidos (mg/L)	1.172	1.194	3.414	4.400,5	9.486	12.078	24.834,5
DQO (mg/L)	717,66	707,2	1.137,92	1.376,05	2.075,94	3.180,76	7.769,05
Fósforo (mg/L)	12,85	12,025	11,41	12,91	14,61	15,39	17,24
Amônia (mg/L)	892,65	647,78	1.319,16	899,1	1.656,03	1.287,5	2.620,13
Sulfetos (mg/L)	8,19	7,85	7,47	6,17	7,8	11,67	24,5
N total (mg/L)	1.652,89	1.181,97	2.396,68	1.737,46	3.182,8	2.081,22	4.739,78
Carbono (mg/L)	1.381,68	1.189,36	1.951,18	1.792,99	3.470,51	3.234,65	5.596,3
Nitrato (mg/L)	22,85	42,625	127,57	93,87	311,92	110,57	18,33
Cloreto (mg/L)	491,91	496,47	1.514,09	2.238,93	4.322,03	5.053,43	10.078,75
Sulfato (mg/L)	28,39	239,47	74,39	118,79	142,61	381,54	489,26
Sódio (mg/L)	353,73	216,04	632,31	809,69	1.803,74	1.973,47	3.143,27

Fonte: A autora (2025).

É possível perceber que no período seco os valores de DQO foram maiores do que no chuvoso (Tabela 22) assim como encontrado por Morais *et al.* (2020) que obtiveram DQO de 10.155mg/L, no período de estiagem, e 4.778mg/L na época chuvosa, diferente do encontrado por Moravia *et al.* (2021) ao analisar o chorume bruto de aterro sanitário localizado em Belo Horizonte/MG, que encontraram média de DQO de 2.354mg/L para o período chuvoso e 2.990mg/L no período seco, entretanto a máxima foi no período seco. Percebe-se que a amplitude de concentração e comportamento da DQO em lixiviado de aterro sanitário varia muito de acordo com o tempo de aterramento e tipo de resíduo e que os valores de DQO obtidos neste estudo estão de acordo com o encontrado na literatura, mesmo para o chorume concentrado que teve o maior valor de DQO.

A alcalinidade dos efluentes foi a menor do que todos os outros chorumes que ficaram na faixa de 3.256,7 mg/L a 10.437,19mg/L, apresentando valores semelhantes ao encontrado por Aromolaran; Sartaj (2023) que variaram de 3.000mg/L a 9360mg/L, por Chen; Feng; Deng (2019) com 3.300mg/L e por Amaral; Moravia; Lange (2017) com média de 6.510mg/L de um chorume coletado em um aterro localizado em Belo Horizonte/MG, em operação desde o ano de 1975. Já Moravia et

al. (2021) obtiveram valores médios de 5.263mg/L e 7.576mg/L para os períodos chuvoso e seco, respectivamente, apresentando maiores valores no período seco, assim como o encontrado neste trabalho e também estando dentro das faixas encontradas.

Para o crescimento dos microrganismos anaeróbios a amônia é necessária, entretanto em quantidades elevadas este elemento pode ser tóxica para os mesmos e prejudicar o processo de digestão (Embrapa, 2019). Efluente e chorume tiveram valores de amônia próximos, tendo concentrações mais elevadas no chorume concentrado. Os valores de amônia no experimento de Sun; Sun; Zhao (2011) variaram de 1.500mg/L à 4.190mg/L, atingindo valor de 2.900 mg/L após 350 dias, aproximadamente, exatamente o valor obtido por Iskander; Novak; He (2019), próximo a 2.529mg/L obtido por Brito *et al.* (2024) e de 2.000mg/L e 2.500mg/L encontrados por Iskander *et al.* (2020). Aromolaran; Sartaj (2023) obtiveram valores entre 889mg/L a 2260mg/L de nitrogênio amoniacal. Amaral; Moravia; Lange (2017) constataram nitrogênio amoniacal médio de 1.078mg/L, próximo aos valores irrigados (Tabela 21) e Chen; Feng; Deng (2019) obteve o menor valor da literatura consultada, que foi de 560mg/L.

O efluente apresentou maior valor de fósforo, seguido pelo chorume concentrado e chorume (Tabela 21). Entretanto, mesmo o efluente com 26mg P/L ficou bem abaixo dos valores encontrados por Morais *et al.* (2020) que obtiveram valores entre 107,03mg/L e 713mg/L em um aterro sanitário em Rio Branco / Acre. Já Moravia *et al.* (2021) encontraram valores de 15mg/L e 66mg/L, para os períodos seco e chuvoso, respectivamente. Brito *et al.* (2024) constataram uma média de 255mg/L para 10 amostras de lixiviado bruto. Sendo assim, o chorume produzido nos reatores é baixo em fósforo em comparação com a literatura citada.

O valor médio de nitrogênio total obtido por Amaral; Moravia; Lange (2017) foi de 1.152 mg/L, próximo ao valor do efluente (Tabela 21). Já o chorume e chorume concentrado mantiveram valores mais elevados, mas abaixo do 5.849mg/L obtido por Silveira; Zazo; Casas (2019) em um lixiviado de aterro sanitário localizado em Madrid (Espanha).

O sulfato é necessário para a eficiência do processo de digestão anaeróbia (Embrapa, 2019) que tende a ter alta concentração inicialmente e ser baixa em aterros maduros (LI *et al.*, 2021). O efluente apresentou baixa concentração de sulfato e

mesmo o chorume concentrado e chorume ficaram abaixo das concentrações obtidas por Morais *et al.* (2020), que foram de 580 mg/L a 713 mg/L. Brito *et al.* (2024) obteve sulfato de 242mg/L, estando abaixo apenas dos chorumes concentrados (irrigado e produzidos seco/chuvoso). Todos os valores ficaram bem abaixo do encontrado por Silveira; Zazo; Casas (2019) que foi de 1.120mg/L.

Como citado anteriormente, os cloretos, pH, sólidos dissolvidos, sólidos totais e sulfetos tiveram peso tanto no efluente e chorumes irrigados quanto nos produzidos, por isso serão discutidos conjuntamente. Já o nitrato e carbono só interferiram com maior expressão nos chorumes produzidos.

O sal, quando em excesso, inibe o processo de digestão anaeróbia e, consequentemente, a produção de metano (Nair *et al.*, 2014). Analisando a Tabela 22 é possível identificar que os períodos secos apresentaram maiores concentrações de cloreto. O chorume concentrado irrigado e os chorumes produzidos por estes reatores, tanto no período seco quanto no chuvoso, foram os que apresentaram concentrações mais elevadas de cloretos (Tabelas 21 e 22). A quantidade encontrada nos chorumes dos reatores do efluente seco e chorume chuvoso e seco ficaram próximos aos encontrados por (Morais *et al.*, 2020) que foi de 4.324mg/L para o período seco e 1.666mg/L na estação chuvosa e por Brito *et al.* (2024) com média de 3.640mg/L. O efluente e os chorumes produzidos pelos reatores que receberam sua irrigação apresentaram concentrações muito baixas de cloretos, próximo ao obtido por Chen; Feng; Deng (2019) que foi de 980mg/L. O único tratamento que ficou acima do 8.030mg/L de cloreto encontrado por Silveira; Zazo; Casas (2019), foi o chorume concentrado seco.

O pH interfere na atividade microbiana da digestão anaeróbia e, consequentemente, na eficiência da mesma (Paritosh *et al.*, 2017). O valor de pH varia de acordo com a fase da digestão anaeróbia, entretanto a faixa ideal fica em torno de 6,3 a 7,8 (Wang; Lee, 2021) e mais restritivamente de 6,5 a 7,5 (Embrapa, 2019). Aromolaran; Sartaj (2023) encontraram valores entre 6,59 e 7,71, estando dentro do considerado ideal, já neste trabalho o efluente manteve-se dentro dos padrões ideais de pH, já o chorume concentrado e chorume apresentaram 8,26 e 8,34, respectivamente, estando mais alcalino. Nos chorumes produzidos o pH variou entre 7,49 a 8,17 (Tabela 22). Valores mais elevados de pH também foram encontrados por Moravia *et al.* (2021), com valores de 8,26 e 8,3, por Morais *et al.* (2020) com pH

variando de 8,2 a 8,3, Chen; Feng; Deng (2019) com 8,2, Sun; Sun; Zhao (2011) com valores de 7,5 a 8,5, (Iskander; Novak; He, 2019) com 8,46, Silveira; Zazo; Casas (2019) com 8,4 e Brito *et al.* (2024) com 8,6. À medida que o aterro vai ficando mais antigo a tendência é de que o pH aumente (Li *et al.*, 2021).

Os sólidos totais apresentaram altos valores para efluente e chorume concentrado com 41.688mg/L e 44.407mg/L, respectivamente. Os demais efluentes tiveram variação de sólidos totais entre 2.580mg/L à 27.730mg/L (Tabelas 21 e 22), estando todos os valores abaixo dos encontrados por Aromolaran; Sartaj (2023) que foi de 68.100mg/L, para chorume novo, e 5.310mg/L para o chorume velho. Moravia *et al.* (2021), apresentaram valores de 8.800mg/L e 11.300mg/L de sólidos totais. Percebe-se que os sólidos totais podem variar muito em concentração de acordo com o tipo de resíduo e tempo de aterramento.

Já para os sólidos dissolvidos, o efluente apresentou valores irrisórios. Todos os chorumes exibiram concentrações menores do que a faixa de valor obtido por (Ahmadifar; Sartaj; Abdallah, 2016), com concentrações iniciais de 19.360mg/L, posteriormente mantendo-se acima de 30.000mg/L por 90 dias e caindo para 11.200mg/L. Os maiores valores para os chorumes produzidos foram para chorume concentrado chuvoso com 12.078mg/L e para o chorume concentrado seco com 24.834,5 mg/L; os demais ficaram entre 1.172mg/L à 9.486mg/L.

O sulfato pode ser reduzido para sulfeto no processo de digestão anaeróbia que, por sua vez, pode ser doador de elétrons para a desnitrificação (Li *et al.*, 2021). O maior valor de sulfeto encontrado foi no chorume concentrado, entretanto todos os valores ficaram bem acima do obtido por Ferreira *et al.* (2001), ao analisar um chorume do aterro sanitário de Piraí (Rio de Janeiro/Brasil), que foi de 1,11mg/L. Li *et al.* (2021), ao analisarem o lixiviado de aterros produzidos por reatores em escala laboratorial em diferentes modos de operação, identificaram nos reatores anaeróbios produção máxima de sulfeto de 58,7mg/L e 118,2mg/L com e sem recirculação de chorume, respectivamente. Isto não ocorreu neste trabalho, pois foi identificada concentração de sulfetos no controle chuvoso próximas ao chorume e efluente, ambos nos períodos seco e chuvoso.

O nitrato dos chorumes produzidos apresentou valores entre 18,33mg/L a 311,92mg/L. Já Iskander *et al.* (2020), ao analisar duas células diferentes de um aterro sanitário na Virgínia (EUA), não encontraram valores de nitrato em nenhuma delas,

assim como Chen; Feng; Deng (2019) ao analisar uma mistura de chorumes de aterros localizados em Kearny e North Arlington (NJ, EUA).

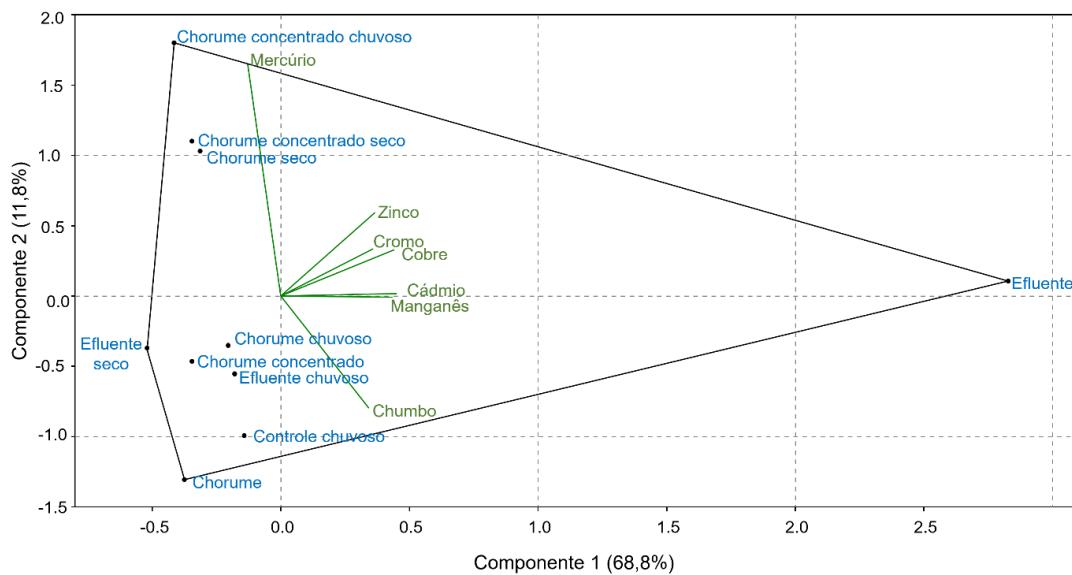
O maior valor de carbono nos lixiviados produzidos foi o do chorume concentrado seco, seguido pelo chorume concentrado chuvoso e chorume seco; os demais reatores produziram lixiviado com concentração de carbono semelhante. Brito *et al.* (2024) obtiveram 2.576mg/L de carbono orgânico total, valor que ficou dentro da variação encontrada neste trabalho. Iskander; Novak; He (2019), ao analisar o lixiviado do aterro municipal de resíduos sólidos da Virgínia (EUA), obtiveram 3.360mg/L de carbono orgânico total, próximo aos valores do chorume seco e chorume concentrado chuvoso. Já Silveira; Zazo; Casas (2019) encontraram 5.500mg/L de carbono orgânico total ficando próximo ao maior valor detectado neste trabalho que foi o produzido pelo chorume concentrado seco.

Percebe-se que as maiores concentrações de sólidos totais, sólidos dissolvidos, DQO, amônia, sulfetos, N total, carbono, cloretos, sulfato e sódio foram encontradas no chorume concentrado e nos chorumes produzidos pelos reatores irrigados por ele, que são o chorume concentrado seco e chorume concentrado chuvoso. A produção de metano foi menor no chorume concentrado do que no chorume, em ambas estações (Figura 24). Sendo assim, percebe-se que a alta concentração dos parâmetros físico-químicos interferiu na produção de biogás, concluindo que o tratamento do chorume por osmose reversa utilizado para recirculação no ASMOC prejudicou a produção de metano.

Com relação aos metais pesados encontrados nos chorumes e efluente irrigados e chorumes produzidos foram extremamente baixos e não tiveram correlação forte com nenhum destes, como pode ser visualizado na Figura 35. O mercúrio foi o metal pesado com maior influência no componente 2 sendo mais preponderante no chorume concentrado chuvoso. No componente 1 os parâmetros de maior peso foram cádmio e manganês; os demais parâmetros tiveram menor influência na análise.

Os maiores valores de mercúrio foram encontrados em efluente seco e chorume chuvoso (Tabela 23); os demais ficaram próximos ao valor obtido por Moradian *et al.* (2020), de 0,001mg/L.

Figura 227 - PCA dos metais pesados dos resíduos irrigados e dos chorumes produzidos pelos reatores



Fonte: A autora (2025).

Tabela 14 - Média dos metais pesados dos efluentes irrigados e dos chorumes produzidos pelos reatores

	Cádmio (mg/L)	Manganês (mg/L)	Mercúrio (mg/L)
Efluente	0,0245	2,853	< LQ
Chorume concentrado	0,0005	0,829	< LQ
Chorume	0,0005	0,281	< LQ
Controle chuvoso	0,00065	0,84925	0,00104
Efluente chuvoso	0,0006	0,9825	0,001243
Efluente seco	0,000138	0,3825	0,002025
Chorume chuvoso	< LQ	0,6405	0,002345
Chorume seco	< LQ	0,4195	0,01005
Chorume conc. chuvoso	< LQ	0,74975	0,01925
Chorume conc. seco	< LQ	0,34775	0,015725

LQ: Limite de detecção.

Fonte: A autora (2025).

Para os resultados de manganês, todos os valores encontrados neste trabalho ficaram acima do relatado por Brito *et al.* (2024) que foi menor do que 0,05mg/L, pois estavam abaixo do limite de detecção do método utilizado. Já comparando com o de Dias *et al.* (2022), ao analisar alguns pontos de chorume produzido em aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos localizado no Pará (Belém-Brasil), obtiveram valor médio de 0,91mg/L, estando abaixo apenas do efluente e

efluente chuvoso deste trabalho. Já Moradian *et al.* (2020) encontraram 9,59mg/L, ficando acima de todos os lixiviados e efluentes analisados neste trabalho.

O maior valor de cádmio foi encontrado no efluente, como pode ser visualizado na Tabela 23. Moravia *et al.* (2021) obtiveram valores médios de cádmio entre 0,466mg/L a 0,366mg/L, bem acima da quantidade encontrada neste trabalho. Amaral; Moravia; Lange (2017) assim como Dias *et al.* (2022) obtiveram 0,02mg/L de cádmio no chorume, valor igual ao encontrado no efluente deste trabalho e bem maior em comparação a todos os chorumes. Já Moradian *et al.* (2020) identificaram valor de 0,002mg/L em lixiviado bruto de um aterro sanitário localizado na cidade de Bushehr (Irã), apenas menor do que o efluente.

Apesar da baixa concentração de metais pesados presentes nos chorumes é importante a realização da recirculação dos mesmos no aterro sanitário (com planejamento e revestimento de fundo), pois caso não sejam tratados adequadamente podem contaminar os recursos hídricos a longo prazo através do efeito cumulativo e, consequentemente impactar o ecossistema, como identificado por Benson *et al.* (2017) ao estudar os riscos ecológicos dos metais pesados, cádmio, cromo, cobre, níquel e chumbo em sedimentos de ecossistemas costeiros no Oceano Atlântico Equatorial na Nigéria, indicando alto risco ecológico pelos metais pesados em todos os ecossistemas. O valor médio de cádmio encontrado pelos autores foi de 0,00474mg/L, sendo que todos os chorumes ficaram abaixo desta quantidade (Tabela 23), entretanto os ambientes são distintos e os efeitos também. Como há essa possibilidade de contaminação e que o ASMOC possui impermeabilização de fundo e poços de monitoramento o mais adequado é que esse resíduo seja recirculado no maciço.

CONCLUSÃO

A pluviosidade, irrigação de efluente de fossa séptica no período seco e introdução de chorume tanto no período seco quanto no chuvoso aumentaram a produção de metano.

A maior produção de metano ocorreu com a introdução do chorume nos períodos seco e chuvoso, sendo que, a irrigação por chorume não acelera a entrada na fase metanogênica, mas melhora a produção de biogás e de metano.

A digestão anaeróbia entrou na fase metanogênica após 2 meses do aterramento, entretanto apenas depois de 8 meses a produção de biogás e, consequentemente de metano, aumentou.

Não houve correlação entre a produção de metano e recalque dos resíduos, para isto, seria necessário avaliar por mais tempo, para realizar a correlação da produção de metano com o recalque biológico do mesmo.

A umidade dos resíduos interfere na produção de metano. Resíduo com baixa umidade não atinge a fase metanogênica, produzindo pouca porcentagem e volume de metano. Já a relação C/N não interferiu na produção de metano, nem de forma inibitória, sendo assim, outros fatores têm maior relevância para produção de biogás.

Não foi possível determinar a correlação da composição do chorume com a produção de metano em aterro sanitário, entretanto o tratamento do chorume por osmose reversa utilizado para recirculação no aterro sanitário prejudicou a produção de metano.

Recomenda-se, em trabalhos futuros, o estudo da irrigação com efluente de fossa séptica e água para a colmatação da camada de cobertura do aterro, evitando seu escape fugitivo.

5 CONCLUSÃO

Por meio deste trabalho foi possível determinar que a pluviosidade, temperatura, evaporação, insolação, umidade relativa, umidade dos resíduos, irrigação com chorume concentrado, irrigação com chorume, irrigação com efluente (no período seco) interferem na produção de metano no ASMOC.

Para melhorar a produção de metano deve ser realizada a irrigação com chorume, tanto no período seco quanto no período chuvoso, pois o mesmo possui condições ideais para manutenção da digestão anaeróbia, introduzindo umidade e nutrientes ao meio. Caso não haja volume de chorume suficiente no período seco, efluente de fossa séptica pode ser utilizado para aumentar a produção de metano.

Recomenda-se a não realização da osmose reversa para recirculação do chorume no aterro sanitário, pois o rendimento na produção de metano foi melhor quando o chorume erra irrigado em comparação com o chorume após processo de osmose reversa.

Em trabalhos futuros é pretendido o teste de inserção de chorume e água no reator controle para investigar se, após um período de aterramento sem produção de biogás, ocorre a geração de metano e sugere-se o teste com diferentes taxas de aplicação de chorume.

REFERÊNCIAS

- ABNT. **ABNT NBR 8849**: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.
- ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. [S. I.]: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE, 2020. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/> Acesso em: 28 fev. 2025.
- ABREMA. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2023**. [S. I.]: Associação de Resíduos e Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://www.abesdf.com/estudos>. Acesso em: 6 jun. 2024
- ABUSHAMMALA, M. F. M.; BASRI, N. E. A.; YOUNES, M. K. Seasonal Variation of Landfill Methane and Carbon Dioxide Emissions in a Tropical Climate. **International Journal of Environmental Science and Development**, [S.I.], v. 7, n. 8, p. 586–590, 2016. DOI: 10.18178/ijesd.2016.7.8.844. Disponível em: <https://www.ijesd.org/show-83-1220-1.html>. Acesso em: 28 fev. 2025.
- AHMADIFAR, M.; SARTAJ, M.; ABDALLAH, M. Investigating the performance of aerobic, semi-aerobic, and anaerobic bioreactor landfills for MSW management in developing countries. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, [S. I.], v. 18, n. 4, p. 703–714, 2016. DOI: 10.1007/s10163-015-0372-0. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/274063141_Investigating_the_performance_of_aerobic_semi-aerobic_and_anaerobic_bioreactor_landfills_for_MSW_management_in_developing_countries. Acesso em: 28 fev. 2025.
- AMARAL, M. C. S.; MORAVIA, W. G.; LANGE, L. C. Characterization of residual organic compounds of aerobic degradation of landfill leachate. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, [S.I.], v. 52, n. 7, p. 665–672, 7 jun. 2017. DOI: 10.1080/10934529.2017.1297146. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28328279/> Acesso em: 28 fev. 2025.
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington: American Public Health Association, 2017.
- AROMOLARAN, A.; SARTAJ, M. Enhancing biogas production from municipal solid waste through recirculation of blended leachate in simulated bioreactor landfills. **Biomass Conversion and Biorefinery**, [S. I.], v. 13, n. 4, p. 2797–2812, 2023. DOI: 10.1007/s13399-020-01260-5 Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s13399-020-01260-5#citeas>. Acesso em: 28 fev. 2025.
- BENSON, N. U. et al. Geochemical fractionation and ecological risks assessment of benthic sediment-bound heavy metals from coastal ecosystems off the Equatorial Atlantic Ocean. **International Journal of Sediment Research**, [S. I.], v. 32, n. 3, p. 410–420, 2017. DOI: 10.1016/j.ijsrc.2017.07.007. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1001627917302317>. Acesso em: 28 fev. 2025.

BERENJKAR, P. et al. Methane oxidation in a landfill biowindow under wide seasonally fluctuating climatic conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. I.], v. 29, n. 17, p. 24623–24638, 2022. DOI: 10.1007/s11356-021-17566-4. Disponível: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34825333/>. Acesso em: 28 fev. 2025.

BO-FENG, C. et al. Estimation of Methane Emissions from Municipal Solid Waste Landfills in China Based on Point Emission Sources. **Advances in Climate Change Research**, [S. I.], v. 5, n. 2, p. 81–91, 2014. DOI: 10.3724/SP.J.1248.2014.08. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1674927814500147>. Acesso em: 28 fev. 2025.

BRITO, F. S. L. et al. Resource recovery from landfill leachate by two-stage of direct contact membrane distillation. **Desalination**, [S. I.; s. n.], v. 574, p. 117110, 2024. DOI: 10.1016/j.desal.2023.117110. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916423007427>. Acesso em: 28 fev. 2025.

CALDAS, Á. et al. MSW Characteristics and Landfill Gas Generation Performance in Tropical Regions. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, [S.I.], v. 19, ano 9, p. 8545-8560, 2014. Disponível em: https://ppec.ufba.br/app/files/caldas_et_al_2014.pdf. Acesso em: 28 fev. 2025.

CANDIANI, G.; VIANA, E. Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários. **GEOUSP**, [S. I.; s. n.], v. 21, p. 3, 2017. DOI: 10.11606/issn.2179-0892.geousp.2017.97398. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/geousp/article/view/97398/195474#:~:text=Os%20resultados%20mostram%20que%20as,foi%20de%2068%2C6%25>. Acesso em: 28 fev. 2025.

CARVALHO, M. L. F. et al. Impactos ambientais decorrentes do processo de instalação e operacionalização da Usina de Biogás GNR de Fortaleza (CE): a Educação Ambiental como via de transformação social. **Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)**, São Paulo, v. 16, n. 4, p. 227–247, 2021. Disponível em: 10.34024/revbea.2021.v16.11568. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/69336>. Acesso em: 28 fev. 2025.

CHEN, C.; FENG, H.; DENG, Y. Re-evaluation of sulfate radical based–advanced oxidation processes (SR-AOPs) for treatment of raw municipal landfill leachate. **Water Research**, [S. I.], v. 153, p. 100–107, 2019. DOI: 10.1016/j.watres.2019.01.013. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30703674/>. Acesso em: 28 fev. 2025.

CHENG, H. et al. Bioenergy recovery from methanogenic co-digestion of food waste and sewage sludge by a high-solid anaerobic membrane bioreactor (AnMBR): mass balance and energy potential. **Bioresource Technology**, [S. I.; s. n.], v. 326, 2021. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.124754. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852421000936> Acesso em: 28 fev. 2025.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. DE S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, [S. I.], v. 232, p. 110–116, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718312714>. Acesso em: 28 fev. 2025.

COSTA, M. D. *et al.* Laboratory studies to evaluate the performance of landfill cover layers for the reduction of gases emissions and infiltrations. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S. I.], v. 23, n. 1, p. 77–90, 2018. DOI: 10.1590/S1413-41522018160393. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/8Wr5X77dvgRYJSKXTH8YB8M/?lang=pt>. Acesso em: 28 fev. 2025.

CROVADOR, M. I. C. *et al.* Production estimates of biogas in a brazilian subtropical sanitary landfill. **Revista em Agronegocio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 11, n. 1, p. 227–251, 2018. DOI:10.17765/2176-9l68.2018v11n1p227-251. Disponível em: <https://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/view/4691/3158> Acesso em: 28 fev. 2025.

DAJIĆ, A. *et al.* Landfill design: need for improvement of water and soil protection requirements in EU Landfill Directive. **Clean Technologies and Environmental Policy**, [S. I.], v. 18, n. 3, p. 753–764, 2016. DOI: 10.1007/s10098-015-1046-2. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10098-015-1046-2>. Acesso em: 28 fev. 2025.

DE FREITAS, G. P.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; DE OLIVEIRA, M. M. Influência da relação C:N e da umidade do substrato no processo de biometanização de resíduos sólidos orgânicos. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, [S.I.], v. 15, n. 1, p. 405, 6 abr. 2022. DOI: 10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116. Disponível em: <https://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/78116> Acesso em: 28 fev. 2025.

DEGUEURCE, A.; TRÉMIER, A.; PEU, P. Dynamic effect of leachate recirculation on batch mode solid state anaerobic digestion: Influence of recirculated volume, leachate to substrate ratio and recirculation periodicity. **Bioresource Technology**, [S./], v. 216, p. 553–561, 2016. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.05.113. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27281433/>. Acesso em: 28 fev. 2025.

DIAS, L. *et al.* Avaliação de metais potencialmente tóxicos em chorume proveniente de área de deposição de resíduos sólidos em Belém – Pará. **Química Nova**, [S./], v. 45, n. 9, p. 1047–1052, 2022. DOI: 10.21577/0100-4042.20170912. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/4TYyrPCTYmdYBs8bVfWncHf/>. Acesso em: 28 fev. 2025.

EMBRAPA. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e**

tratamento do digestato. 1 ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019.

FERREIRA, J. A. et al. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, 2001, João Pessoa. **ABES**, João Pessoa, 2001, p. 1-9. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/03/Uma-revis%C3%A3o-das-t%C3%A9cnicas-de-tratamento-de-chorume-e-a-realidade-do-estado-do-Rio-de-Janeiro.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2025.

FERREIRA, J.S., CAMMAROTA, M.C., JÚNIOR, I. V. **Codigestão de lodo de esgoto com resíduos urbanos e industriais visando ao aumento da produção de metano.** 176 f. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.

GOLLAPALLI, M.; KOTA, S. H. Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models. **Environmental Pollution**, [S. I.], v. 234, p. 174–180, 2018. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.11.064. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29175479/>. Acesso em: 28 fev. 2025.

GOMES, A. C. C. DE O. et al. Correlação entre parâmetros climáticos e produção de metano em aterro sanitário no nordeste brasileiro. **Caderno Pedagógico**, [S.I.], v. 21, n. 4, p. e3558, 2024. DOI: 10.54033/cadpedv21n4-016. Disponível em: <https://ojs.studiespublicacoes.com.br/ojs/index.php/cadped/article/view/3558>. Acesso em: 6 mar. 2025.

GUARINO, G. et al. Does the C/N ratio really affect the bio-methane yield? a three years investigation of buffalo manure digestion. **Chemical Engineering Transactions**, v. 49, p. 463–468, 2016. DOI: 10.3303/CET1649078. Disponível em: <https://www.aidic.it/cet/16/49/078.pdf>. Acesso em: 6 mar. 2025.

HE, H.; FEI, X. Scaling up laboratory column testing results to predict coupled methane generation and biological settlement in full-scale municipal solid waste landfills. **Waste Management**, [S.I.], v. 115, p. 25–35, 2020. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.07.018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X20303846>. Acesso em: 6 mar. 2025.

HUSSAIN, A.; FILIATRAULT, M.; GUIOT, S. R. Acidogenic digestion of food waste in a thermophilic leach bed reactor: Effect of pH and leachate recirculation rate on hydrolysis and volatile fatty acid production. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 245, p. 1–9, 2017. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.08.130. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28892677/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

ISKANDER, S. M. et al. Formation of disinfection byproducts during Fenton's oxidation of chloride-rich landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, [S.I.], v. 382, p. 121213, 2020. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121213. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389419311677>. Acesso em: 6 mar. 2025.

ISKANDER, S. M.; NOVAK, J. T.; HE, Z. Reduction of reagent requirements and sludge generation in Fenton's oxidation of landfill leachate by synergistically incorporating forward osmosis and humic acid recovery. **Water Research**, [S. I.], v. 151, p. 310–317, 2019. DOI: 10.1016/j.watres.2018.11.089. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30616043/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

KO, J. H.; YANG, F.; XU, Q. The impact of compaction and leachate recirculation on waste degradation in simulated landfills. **Bioresource Technology**, [S. I.], v. 211, p. 72–79, 2016. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.03.070. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27003792/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

KOCH, K. et al. Co-digestion of food waste in a municipal wastewater treatment plant: Comparison of batch tests and full-scale experiences. **Waste Management**, [S.I.], v. 47, p. 28–33, 2016. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.04.022. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25957939/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

LI, C. et al. Impact of continuous leachate recirculation during solid state anaerobic digestion of Miscanthus. **Renewable Energy**, [S.I.], v. 154, p. 38–45, 2020. DOI: 10.1016/j.renene.2020.02.104. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960148120302998>. Acesso em: 6 mar. 2025.

LI, Y. et al. Emerging onsite electron donors for advanced nitrogen removal from anammox effluent of leachate treatment: A review and future applications. **Bioresource Technology**, [S.I.], v. 341, p. 125905, 2021. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125905. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34523566/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

LIU, H. et al. The evaluation system of the sustainable development of municipal solid waste landfills and its application. **Sustainability (Switzerland)**, [S.I.], v. 13, n. 3, p. 1–18, 1 fev. 2021a. DOI: 10.3390/su13031150. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/3/1150>. Acesso em: 6 mar. 2025.

LIU, Y. et al. Optimizing the co-digestion supply chain of sewage sludge and food waste by the demand-oriented biogas supplying mechanism. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, [S.I.], v. 39, n. 2, p. 302–313, 10 fev. 2021b. DOI: 10.1177/0734242X20953491. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/32907511/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

LU, X. et al. Effects of waste sources on performance of anaerobic co-digestion of complex organic wastes: taking food waste as an example. **Scientific Reports**, [S.I.], v. 7, n. 1, p. 15702, 2017. DOI: Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-16068-z>. Acesso em: 6 mar. 2025.

LUCERNONI, F. et al. Sampling method for the determination of methane emissions from landfill surfaces. **Waste Management and Research**, [S.I.], v. 35, n. 10, p. 1034–1044, 2017. DOI: 10.1177/0734242X17721342. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0734242X17721342>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MACHADO, S. L. *et al.* Biogas production in a tropical landfill: Long-term monitoring results and analysis of variables of influence. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.I.], v. 193, n. 8, 2021. DOI: 10.1007/s10661-021-09248-y. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34241704/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MAGALHÃES, G. V. V. **Avaliação da biodigestão anaeróbia de resíduos orgânicos: ensaios de potencial bioquímico de metano (bmp) e projeto piloto de um biodigestor em escala real.** 131 f. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

MAO, C. *et al.* Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S.I.], v. 45, p. 540–555, 2015. DOI: 10.1016/j.rser.2015.02.032. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032115001203>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MEHARIYA, S. *et al.* **Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective.** **Bioresource Technology**, [S. I.; s. n.], v. 265, p. 519-531, 2018. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.04.030. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29861300/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MEHRDAD, S. M. *et al.* Prediction of methane emission from landfills using machine learning models. **Environmental Progress and Sustainable Energy**, [S. I.], v. 40, n. 4, 2021. DOI: 10.1002/ep.13629. Disponível em: <https://aiche.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ep.13629>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MIAO, L. *et al.* Recent advances in nitrogen removal from landfill leachate using biological treatments – A review. **Journal of Environmental Management**, [S.I.], v. 235, p. 178–185, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.01.057. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S030147971930060X>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MORADIAN, F. *et al.* Effective treatment of high-salinity landfill leachate using ultraviolet/ultrasonication/ peroxymonosulfate system. **Waste Management**, [S.I.], v. 118, p. 591–599, 2020. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.09.018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X20305298>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MORAIS, M. *et al.* Análise Físico-química e Microbiológica do Lixiviado do Aterro Sanitário no Município de Rio Branco – Acre. **South American Journal**, [S. I.], v. 7, n. 1, p. 282–292, 2020. Disponível em: <https://periodicos.ufac.br/index.php/SAJEBTT/article/view/3221>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MORAVIA, W. G. *et al.* Influence of humic substances on the landfill leachate biodegradability with a focus on temporal seasonality. **Water Science and Technology**, [S.I.], v. 84, n. 12, p. 3780–3790, 2021. DOI: 10.2166/wst.2021.499.

Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34928843/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

MOTA, F. S. et al. Características Climáticas e Variações Horárias da Concentração do Biogás em um Aterro Sanitário Localizado no Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, [S. l.; s. n.], p. 1–12, 2019. DOI: 10.5327/Z2176-94782190077. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/67352>. Acesso em: 6 mar. 2025.

NAIR, A. et al. Enhancing biogas production from anaerobic biodegradation of the organic fraction of municipal solid waste through leachate blending and recirculation. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, [S.I.], v. 32, n. 10, p. 939–946, 2014. DOI: 10.1177/0734242X14546036. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25125510/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

NASCIMENTO, M. C. B. et al. Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.I.], v. 24, n. 1, p. 143–155, 2019. DOI: 10.1590/S1413-41522019171125. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/xLRVKFVf9p46XTX563ztCfJ/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

OBULISAMY, P. K. et al. Anaerobic co-digestion of food waste and chemically enhanced primary-treated sludge under mesophilic and thermophilic conditions. **Environmental Technology (United Kingdom)**, [S.I.], v. 37, n. 24, p. 3200–3207, 2016. DOI: 10.1080/09593330.2016.1181112. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/27315419/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

PARITOSH, K. et al. Food Waste to Energy: An Overview of Sustainable Approaches for Food Waste Management and Nutrient Recycling. **BioMed Research International**, [S. l.; s. n.], v. 2017, p. 2370927, 2017. DOI: 10.1155/2017/2370927. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC5331173/>. Acesso em: 6 mar. 2025.

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

REGAZI, C. C. D. et al. Effects of the carbon-nitrogen ratio on the biogas production from municipal organic solid waste. **Brazilian Journal of Development**, [S.I.], v. 7, n. 9, p. 87033–87044, 2021. DOI: 10.34117/bjdv7n9-050. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/35454>. Acesso em: 7 mar. 2025.

ROMANA GOMES, É. et al. Influência de condições climáticas na composição do biogás gerado no lixão municipal de Juazeiro do Norte – CE. **Revista DAE**, São Paulo, v. 70, n. 237, p. 210–228, 2022. DOI:10.36659/dae.2022.062. Disponível em: http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_237_n_2065.pdf. Acesso em: 7 mar. 2025.

SANTOS, G. O. et al. Otimização da captação de metano de um aterro sanitário do Nordeste brasileiro. **Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do**

IFPB, João Pessoa, v. 1, n. 47, p. 204, 2019. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/62494/1/2019_art_gosantos.pdf. Acesso em: 7 mar. 2025.

SCHIRMER, W. N. et al. Methane production in anaerobic digestion of organic waste from Recife (Brazil) landfill: evaluation in refuse of different ages. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 2, p. 373–384, 2014. DOI: 10.1590/0104-6632.20140312s00002468. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjce/a/GrpMkK7DQ63C6k3DVbGdSRF/>. Acesso em: 7 mar. 2025.

SILVA, A. K. M.; MOTA, F. S. B. **Caracterização dos resíduos sólidos urbanos: aproveitamento do biogás**. 1 ed. Curitiba: Appris, 2019.

SILVA, R. A. C. DA. **Avaliação da evolução do comportamento geomecânico de aterros sanitários com base na realização de ensaios de laboratório e de campo**. 138 f. 2017. Tese (Doutorado em Geologia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

SILVA, M. L.; SANTOS, G. O.; SILVA, R. A. C. DA. Caracterização física de solos de cobertura e de resíduos sólidos do aterro sanitário metropolitano oeste de Caucaia, Ceará, Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, [S. I.], p. 810–833, 2023. DOI: 10.22201/iingen.0718378xe.2023.16.3.83507. Disponível em: <https://www.revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/83507>. Acesso em: 7 mar. 2025.

SILVEIRA, J. E.; ZAZO, J. A.; CASAS, J. A. Coupled heat-activated persulfate – Electrolysis for the abatement of organic matter and total nitrogen from landfill leachate. **Waste Management**, [S. I.], v. 97, p. 47–51, 2019. DOI: 10.1016/j.wasman.2019.07.037. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X19304933#>. Acesso em: 7 mar. 2025.

SUN, Y.; SUN, X.; ZHAO, Y. Comparison of semi-aerobic and anaerobic degradation of refuse with recirculation after leachate treatment by aged refuse bioreactor. **Waste Management**, [S.I.], v. 31, n. 6, p. 1202–1209, 2011. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.01.022. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/21339061/>. Acesso em: 7 mar. 2025.

TANG, Q. et al. Impact of biological clogging on the barrier performance of landfill liners. **Journal of Environmental Management**, [S. I.], v. 222, p. 44–53, set. 2018. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.05.039. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29800864/>. Acesso em: 7 mar. 2025.

USEPA. What is a Bioreactor Landfill?. United State Environmental Protection Action, [S.I.], **Bioreactor Landfills**. Disponível em: <https://www.epa.gov/landfills/bioreactor-landfills>. Acesso em: 28 abr. 2024.

VELUCHAMY, C.; KALAMDHAD, A. S. A mass diffusion model on the effect of moisture content for solid-state anaerobic digestion. **Journal of Cleaner Production**, [S.I.], v. 162, p. 371–379, 2017. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.06.099. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652617312702>. Acesso em: 7 mar. 2025.

WANG, W.; LEE, D. J. Valorization of anaerobic digestion digestate: A prospect review. Bioresource Technology. **Bioresource Technology**, [S. I.; s. n.], v. 323, p. 124626, 2021. DOI: 10.1016/j.biortech.2020.124626. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0960852420319003>. Acesso em: 7 mar. 2025.

ZHANG, P. *et al.* Numerical model of leachate recirculation in bioreactor landfills with high kitchen waste content. **Water (Switzerland)**, [S. I.], v. 13, n. 13, 2021a. DOI: 10.3390/w13131750. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/13/1750>. Acesso em: 7 mar. 2025.

ZHANG, Y. *et al.* Influence of bio-clogging on permeability characteristics of soil. **Geotextiles and Geomembranes**, [S.I.], v. 49, n. 3, p. 707–721, jun. 2021b. DOI: 10.1016/j.geotexmem.2020.11.010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S026611442030159X>. Acesso em: 7 mar. 2025.

**APÊNDICE A – RESUMO DA QUANTIDADE E METODOLOGIA DE ANÁLISES NO
ARTIGO 4 - APLICAÇÃO SEMI-CONTINUA DE CHORUME E EFLUENTE DE
FOSSA SEPTICA VISANDO AO AUMENTO E ACELERAÇÃO NA PRODUÇÃO DE
BIOGÁS EM ATERRAMENTO SANITÁRIO**

Tabela 15 - Tabela resumo da quantidade e metodologia de análises no artigo 4

		Quantidade de Análises	Metodologia de Análise
Chorumes e Efluente de Fossa Séptica	Alcalinidade (mg/L)	4	APHA, 2017
	Amônia (mg NH3/L)	4	APHA, 2017
	Cadmio (mg/L)	3	APHA, 2017
	Carbono (mg/L)	4	APHA, 2017
	Chumbo (mg/L)	3	APHA, 2017
	Cloreto (mg Cl/L)	3	APHA, 2017
	Cobre (mg/L)	3	APHA, 2017
	Cromo (mg/L)	3	APHA, 2017
	DQO (mg/L)	4	APHA, 2017
	Fósforo (mg/L)	3	APHA, 2017
	Manganês (mg/L)	3	APHA, 2017
	Mercúrio (mg/L)	3	APHA, 2017
	N total (mg/L)	4	APHA, 2017
	Nitrato (mg/L)	3	APHA, 2017
	pH	4	APHA, 2017
	Sódio (mg/L)	4	APHA, 2017
	Sólidos Dissolvidos (mg/L)	4	APHA, 2017
	Sólidos Totais (mg/L)	4	APHA, 2017
	Sulfato (mg/L)	3	APHA, 2017
	Sulfetos (mg/L)	3	APHA, 2017
	Zinco (mg/L)	3	APHA, 2017
RSU	Carbono	3	APHA, 2017
	Nitrogênio toral	3	APHA, 2017
	Amônia	3	APHA, 2017
	Umidade	12	APHA, 2017