



EMISSÕES FUGITIVAS DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE UM ATERRO SANITÁRIO – ESTUDO DE CASO DO CENTRO DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE MACAÉ

André Chame Lins de Mello

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Planejamento Energético.

Orientador: Marco Aurélio dos Santos

Rio de Janeiro

Maior de 2022

EMISSÕES FUGITIVAS DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE UM ATERRO
SANITÁRIO – ESTUDO DE CASO DO CENTRO DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS
DE MACAÉ

André Chame Lins de Mello

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM
PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Orientador: Marco Aurélio dos Santos

Aprovada por: Prof. Marco Aurélio dos Santos

Prof. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Dr. Luciano Basto Oliveira

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MAIO DE 2022

Mello, André Chame Lins de

Emissões Fugitivas de Gases de Efeito Estufa de um Aterro Sanitário – Estudo de Caso do Centro de Tratamento de Resíduos de Macaé / André Chame Lins de Mello. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2022.

X, 70 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Marco Aurélio dos Santos

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Planejamento Energético, 2022.

Referências Bibliográficas: p. 61-65.

1. Aterros Sanitários. 2. Escape de Biogás. 3. Metano.
I. Santos, Marco Aurélio dos. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Planejamento Energético. III. Título.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, destaco a minha família, especialmente os meus pais, por todo o apoio e incentivo demonstrado, não apenas no decorrer desse mestrado, mas também, durante toda a minha vida acadêmica. Todas as minhas conquistas se devem à educação que recebi desde os primeiros anos de vida.

Agradeço igualmente a Deus por ter me permitido chegar até aqui; pela sabedoria, foco e paciência necessária para suportar e superar os desafios e adversidades da vida.

Da mesma forma, expresso a minha gratidão ao meu orientador, Professor Marco, por ter me conduzido ao longo deste trabalho, assim como pela oportunidade de observar de perto como funciona um aterro sanitário.

Aproveito para agradecer a todos os funcionários do Centro de Tratamento de Resíduos de Macaé, em especial ao Zilton, por terem permitido que utilizássemos o aterro como estudo de caso.

Minha gratidão também ao Ayr pela ajuda na análise dos gases; ao Rogério pelo suporte logístico com os equipamentos de laboratório; à professora Maria Claudia que abriu as portas do Laboratório de Geotécnica da COPPE para que pudéssemos estudar o solo do aterro, assim como aos técnicos que ali trabalham, com destaque especial à Sara, pelo apoio e paciência em me ajudar com os ensaios.

Um forte abraço a todos os meus amigos do PPE. Nossos momentos ficarão guardados para sempre na minha memória.

Agradeço à CAPES pelo apoio financeiro indispensável para o desenvolvimento deste trabalho. Aproveito para exprimir o meu apoio e admiração a toda a comunidade científica brasileira que luta para fazer pesquisa neste país. Torço para que esta área receba mais reconhecimento e incentivos por parte de nossas autoridades e da sociedade em geral.

Por fim, cumprimento a todos que de forma, direta ou indiretamente, contribuíram para realização deste projeto.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

EMISSÕES FUGITIVAS DE GASES DE EFEITO ESTUFA DE UM ATERRO
SANITÁRIO – ESTUDO DE CASO DO CENTRO DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS
DE MACAÉ

André Chame Lins de Mello

Maio/2022

Orientador: Marco Aurélio dos Santos

Programa: Planejamento Energético

Diante da conjuntura das mudanças climáticas provocada pelo aquecimento global, aterros sanitários se configuram como uma relevante fonte de emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE). Este trabalho quantificou as emissões fugitivas de biogás - um gás majoritariamente formado por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) - que escapam pela camada de cobertura do Aterro Sanitário de Macaé, localizado em Macaé, Rio de Janeiro, Brasil. Para isso, foi adotado o método da Câmara de Fluxo por Difusão. Foram colhidas 33 amostras de gases ao longo de duas campanhas de campo, a primeira em 1º de março de 2021 e a segunda no dia 15 de julho do mesmo ano. Os resultados indicaram que as emissões fugitivas de CH_4 são em média $4.547,54 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e as de CO_2 , $27.807,04 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. A eficiência do sistema de captação de gases do referido aterro foi respectivamente 45% e 26%. Além disso, foi realizada uma análise geotécnica do material usado para formar a camada de cobertura dos resíduos. Tal análise indicou que esse solo é composto por 48% de areia, 30% de silte, 21% de argila e 2% de pedregulho. Paralelamente às análises feitas em campo, foram construídas simulações no Software LandGEM de modo a comparar os cenários das simulações com os resultados do método da Câmara de Fluxo por Difusão. Também foram realizadas em cada simulação, projeções relativas à taxa de produção de biogás para os próximos anos de operação do Aterro de Macaé. A simulação que se mostrou mais aderente à realidade do aterro indicou que a quantidade de biogás produzido atualmente tende a aumentar ainda cerca 2,5 vezes dentro dos próximos 30 anos que o aterro ainda irá operar.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

FUGITIVE GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM A SANITARY LANDFILL – CASE STUDY OF THE MACAÉ WASTE TREATMENT CENTER

André Chame Lins de Mello

May/2022

Advisor: Marco Aurélio dos Santos

Department: Planejamento Energético

In the context of climate change, which is caused by global warming, sanitary landfills are a relevant source of Greenhouse Gas (GHG) emissions. This work quantified the fugitive emissions of landfill gas - a gas mainly formed by methane (CH_4) and carbon dioxide (CO_2) - that escape through the cover layer of the Macaé Landfill, located in Macaé, Rio de Janeiro, Brazil. For this assessment, the method adopted was the Diffusion Flow Chamber. Thirty-three gas samples were collected over two field campaigns, the first on March 1st, 2021, and the second on July 15th of the same year. The results indicated that the fugitive emissions of CH_4 are on average $4,547.54 \text{ mg.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ and that of CO_2 are $27,807.04 \text{ mg.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$. The efficiency of the landfill gas capture system was respectively 45% and 26%. In addition, geotechnical analysis of the soil used to form the waste cover layer was conducted. Such analysis indicated the soil is composed of 48% of sand, 30% of silt, 21% of clay, and 2% of gravel. In parallel to the field analyses, simulations were performed in the LandGEM Software in order to compare the simulation scenarios with the Diffusion Flow Chamber results. In each simulation, projections related to the landfill gas production rate for the next years of operation of the Macaé Landfill were also carried out. The scenario that showed to be more consistent with the reality of the landfill indicated that the amount of biogas currently produced tends to increase by approximately 2.5 times within the next 30 years that the landfill will operate.

Sumário

1.	INTRODUÇÃO	1
1.1.	Objetivo Geral.....	4
1.2.	Objetivos Específicos	4
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1.	Classificação dos Resíduos Sólidos	9
2.2.	Caracterização dos Resíduos Sólidos	10
2.3.	Biogás	11
2.4.	Emissões Atmosféricas da Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos... 13	
2.4.1.	Métodos de Investigação	14
2.4.2.	Fatores Ambientais.....	18
2.5.	Medidas de Mitigação para Emissão de GEE em Aterros Sanitários	22
2.5.1.	Recuperação Energética	22
2.5.2.	Oxidação do Metano.....	25
3.	METODOLOGIA.....	28
3.1.	Área de Estudo.....	28
3.1.1.	Composição dos Resíduos.....	31
3.1.2.	Camada de Cobertura	34
3.2.	Cálculo das Emissões	37
3.2.1.	Método da câmara de fluxo por difusão	37
3.2.2.	Simulações – LandGEM	40
4.	RESULTADOS	45
4.1.	Emissões de Gases de Efeito Estufa	45
4.2.	Fatores Ambientais.....	46
4.3.	Características do Solo.....	47
4.4.	Emissões a partir do LandGEM	49
5.	DISCUSSÃO	52
6.	CONCLUSÕES	57

BIBLIOGRAFIA.....	61
APÊNDICE – Resumo das Campanhas de Campo	67
ANEXO – Certificados de Calibração Termo-Higroanemometro-Barometro modelo AK834.	69

Índice de Figuras

Figura 1. Geração de RSU, em toneladas, por região em 2020.....	5
Figura 2. Concentração de CO ₂ na atmosfera e variação da temperatura média global.....	13
Figura 3. Exemplo de uma placa de fluxo.	15
Figura 4. Esquema ilustrativo do método de avaliação da pluma de dispersão.....	17
Figura 5. Sistema de captação de gases de um aterro sanitário.....	23
Figura 6. Esquema do processo de oxidação do metano.....	25
Figura 7. Panorama do CTR Macaé.	28
Figura 8. Motor para geração energia a partir do biogás do CTR Macaé.....	29
Figura 9. Vista espacial da localização da CTR Macaé em relação a Macaé e Quissamã.	30
Figura 10. Climograma de Macaé.....	31
Figura 11. Etapa de homogeneização (a). Etapa de quarteamento (b).	32
Figura 12. Célula de resíduos estudada.....	34
Figura 13. Quarteamento (a). Secagem em estufa a 110 °C (b). Dispersor (c). Ensaio de sedimentação (d). Amostras em picnômetros para determinação da densidade real dos grãos (e). Peneiras empilhadas prontas para o peneiramento fino (f).	37
Figura 14. Localização dos pontos de coleta das amostras gasosas.	38
Figura 15. Câmara cilíndrica, seringa e kit de transmissão (a). Ampolas gasométricas (b).....	39
Figura 16. Aspectos climáticos durante campanha do dia 1º de março de 2021.....	47
Figura 17. Aspectos climáticos durante campanha do dia 15 de julho de 2021.....	47
Figura 18. Curva granulométrica da amostra de solo trazida do CTR Macaé (2021).48	
Figura 19. Estimativa da produção de gases de aterro do CTR Macaé referente os parâmetros AP-42 do período 2009 a 2149.	49
Figura 20. Estimativa da produção de gases de aterro do CTR Macaé referente os parâmetros CAA do período 2009 a 2149.....	50
Figura 21. Estimativa da produção de gases de aterro do CTR Macaé referente os parâmetros “Úmida” do período 2009 a 2149.	51

Índice de Tabelas

Tabela 1. Taxa de geração per capita de RSU no mundo.....	6
Tabela 2. Variação da composição do Biogás.	12
Tabela 3. Poder calorífico do biogás e outros combustíveis.....	24
Tabela 4. Resultados da análise de composição gravimétrica da CTR Macaé em 2016.33	
Tabela 5. Abas do LandGEM.....	41
Tabela 6. Massa de resíduos dispostos na CTR Macaé.	43
Tabela 7. Parâmetros do LandGEM.....	44
Tabela 8. Correlações entre os fator climáticos ambientais e as taxas de emissões de CH ₄ e CO ₂	52
Tabela 9. Emissão fugitiva de metano calculada com placa de fluxo em diferentes aterros sanitários.	53

1. INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos séculos vem se observando mudanças no regime climático global. Essas mudanças vêm ocorrendo cada vez mais intensamente e são resultado do aquecimento do planeta. Cálculos e análises de diversos estudos, compilados pelo IPCC (2018) concluíram que entre 1880 e 2017 a temperatura média da superfície (terrestre e oceânica) do Planeta aumentou $0,85\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$.

As consequências disso são sentidas por meio de eventos climáticos extremos cada vez mais frequentes. Dentre os quais se destacam ondas de calor, furacões, mudanças no regime das chuvas, que ocasionam secas severas e prolongadas em certos lugares, enquanto que em outros ocorrem inundações e alagamentos. Além disso, ainda vem se observando um aumento no nível dos oceanos como consequência do derretimento de geleiras. Essa nova conjuntura, ao que tudo indica, acarreta em maiores riscos sociais, econômicos e ambientais para a sociedade (ALLEN et al., 2018).

O aumento da temperatura global possui uma forte correlação linear com a concentração de gases como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) na atmosfera. Por isso, esse conjunto de gases é chamado de Gases de Efeito Estufa (GEE), uma vez que a presença deles na atmosfera intensifica o processo natural do Efeito Estufa.

As concentrações de CO_2 saltaram de 278 ppm (partes por milhão), da época pré-industrial, para mais de 410 ppm, em 2019 (MASSON-DELMOTTE, 2021). Para cumprir o Acordo de Paris (COP21), que estabeleceu a meta de manter a temperatura global abaixo de 2°C até 2100, simulações apontam que a concentração de CO_2 na atmosfera não deva ser superior a 450 ppm (FUJIMORI et al., 2016).

Embora sejam encontrados em menor quantidade na atmosfera que o CO_2 , tanto o CH_4 quanto N_2O possuem um potencial de aquecimento global (*GWP – Global Warming Potential*) 27 e 273 vezes maior, respectivamente – levando-se em consideração um período de 100 anos (MASSON-DELMOTTE, 2021).

Para representar todos os GEE em uma mesma base, para fins de contabilização e de inventários, adota-se uma unidade: CO_2e (dióxido de carbono equivalente). Essa unidade é calculada a partir do GWP de cada gás.

Diante desse cenário, a disposição de resíduos sólidos se apresenta como uma das fontes de GEE, contribuindo para o aquecimento global. Estima-se que a

participação dos resíduos sólidos no total das emissões antrópicas de GEE esteja na faixa entre 5% e 12% (EPA, 2006; SOLOMON et al., 2013).

Os gases emitidos pela disposição de resíduos são em sua maioria CO₂ e CH₄, além de traços de N₂O e de compostos orgânicos (PAWŁOWSKA, 2014).

No âmbito nacional, o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI) divide as emissões de GEE em cinco setores: Energia; Agropecuária; Processos Industriais e Uso de Produtos; Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas; e Resíduos.

As emissões do setor de Resíduos, em 2016, totalizaram quase 66 Mt CO₂e, sendo o subsetor de Disposição de Resíduos, o responsável por 59,1% desse montante. Completam esse quadro as emissões provenientes do Tratamento Biológico, Incineração e Queima a Céu Aberto de Resíduos e, por fim, Tratamento e Despejo de Águas Residuárias (MCTI, 2021).

Segundo PAWŁOWSKA (2014), atualmente, a disposição de resíduos sólidos é feita em lixões a céu aberto, em aterros controlados e em aterros sanitários. Estes últimos são dotados de mecanismos de controle ambiental para mitigar os efeitos negativos causados no meio ambiente enquanto que aqueles não possuem nenhum controle, sendo, por isso, considerada uma técnica primitiva e ultrapassada, assim como mais prejudicial ao meio ambiente.

Contudo, mesmo de posse desses mecanismos de controle, um aterro sanitário ainda é uma atividade potencialmente poluidora.

Um desses impactos, segundo a literatura acadêmica, são as emissões de GEE que escapam pela superfície do terreno do aterro. Estima-se que o sistema de captação de gases de aterros sanitários possui uma eficiência na faixa de 40% a 95%, dependendo do sistema de drenagem empregado e de características de cobertura do aterro. O que não é captado pelo sistema, escapa para a atmosfera (OLIVEIRA, 2013; CANDIANI & VIANA, 2017; SPOKAS et al., 2006).

Portanto, a investigação da real eficiência do sistema de captação de gases de um aterro sanitário é importante para saber se tal sistema está funcionando de maneira satisfatória ou se há algum tipo de problema. Ademais, ter esse conhecimento também é útil para o cálculo de inventários de GEE e para estudos de aproveitamento energético do biogás.

Existem duas formas de realizar essa investigação. Uma, mais prática e direta, por meio de métodos investigativos *in situ*, e outra, teórica e indireta, através de simulações computacionais.

Esta dissertação usa as duas abordagens. O método "*in situ*" utilizado é o da câmara de fluxo por difusão enquanto que as simulações foram calculadas no software LandGEM.

Diante do exposto, o presente trabalho se propõe a realizar uma estimativa das emissões de GEE fugitivas do aterro sanitário denominado: Centro de Tratamento de Resíduos de Macaé (CTR Macaé).

A estrutura desta dissertação está organizada em seis capítulos, incluindo este primeiro o qual serviu para contextualizar como a disposição de resíduos está relacionada ao cenário das mudanças climáticas. Ao fim deste capítulo, ainda são apresentados os objetivos que norteiam e estimularam este trabalho.

No capítulo 2, faz-se uma revisão bibliográfica a respeito dos conceitos e classificações de resíduos sólidos, formas de disposição de resíduos, emissões atmosféricas provenientes dessa disposição, fatores ambientais que influenciam essas emissões e métodos científicos para estimá-las.

O capítulo 3, inicialmente, descreve a área de estudo. Posteriormente, apresenta a metodologia utilizada na coleta de amostras e análises laboratoriais voltadas para estimar as emissões de GEE do CTR Macaé. São abordados o método prático da Câmara de Fluxo por Difusão, o software LandGEM (método teórico) e a investigação geotécnica do solo do CTR Macaé.

O capítulo 4 contém os resultados do estudo. É apresentada uma estimativa das emissões de GEE do CTR Macaé tanto pelo método da Câmara de Fluxo por Difusão quanto pelo Software LandGEM, assim como a caracterização do solo do respectivo aterro e o comportamento dos fatores ambientais durante as campanhas de campo para coleta de amostras gasosas.

As discussões e interpretações dos resultados do capítulo 4 são feitas no capítulo 5. Também é apresentada uma comparação entre esses resultados e aqueles de outros estudos do mesmo tema, porém conduzidos em aterros sanitários diferentes.

Por fim, no capítulo 6 estão as principais conclusões do trabalho, bem como às limitações encontradas, propostas para estudos futuros e considerações finais.

1.1. Objetivo Geral

O objetivo central do presente trabalho é estimar quantitativamente as emissões fugitivas de GEE pela superfície do Aterro Sanitário – CTR Macaé – a partir do levantamento de dados primários de amostras de gases coletadas *in situ* por meio do Método da Câmara de Fluxo por Difusão.

1.2. Objetivos Específicos

Constituem-se outros objetivos deste trabalho:

- Investigar fatores climáticos e ambientais que por ventura possam influenciar a taxa de geração e emissão de GEE do CTR Macaé;
- Utilizar o programa LandGEM como ferramenta de apoio para estimar teoricamente as emissões de biogás, metano e dióxido de carbono do CTR Macaé;
- Comparar os resultados do LandGEM com os obtidos a partir das amostras de gases coletadas *in situ*;
- Analisar a cobertura de material de empréstimo que recobre o aterro sanitário a partir da determinação da sua granulometria;
- Propor melhorias para aumentar a eficiência do sistema de captação de gases;
- Contribuir com estudos de inventários de GEE e estudos de aproveitamento energético do biogás no país.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Resíduos sólidos urbanos (RSU) compreendem todos os resíduos sólidos gerados num aglomerado urbano, incluindo, mas não se limitando, as atividades comerciais, domiciliares, construção civil (RCC), varrição, poda e outros serviços de limpeza urbana.

Excluem-se da categoria de RSU, mas não da categoria geral de resíduos sólidos, os resíduos de serviços de saúde (RSS), os resíduos industriais perigosos, os resíduos de portos e aeroportos, bem como líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de efluentes (ABRELPE, 2003; BRASIL, 2010; BRASIL, 2012; ABNT, 2004)

Segundo o último panorama da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020) o Brasil gerou, em 2019, pouco mais de 79 milhões de toneladas de RSU.

Desse total, a Região Sudeste contribuiu com quase a metade da geração, seguida do Nordeste, com cerca de um quarto do total. Depois aparecem as regiões Sul, Norte e por última a Centro-Oeste, conforme figura 1.

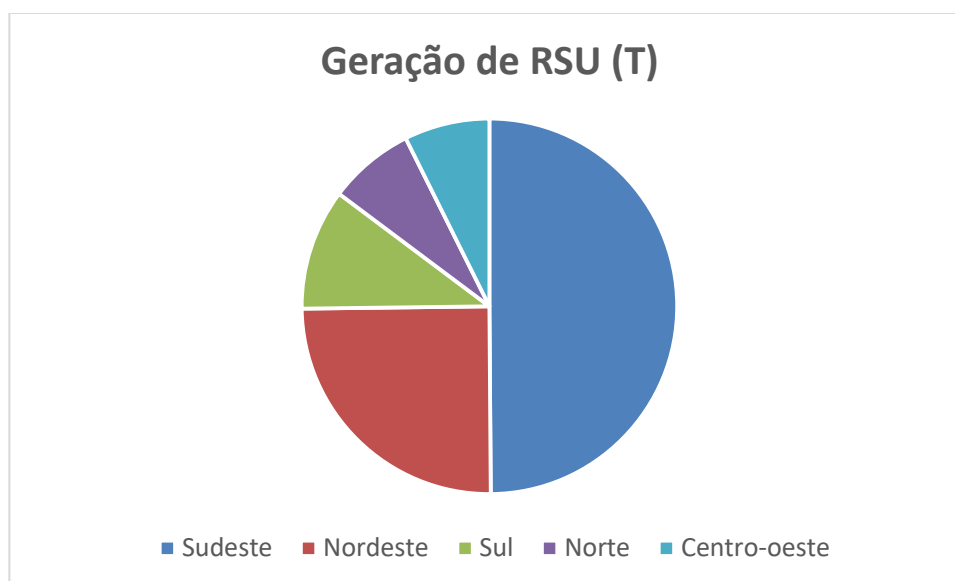


Figura 1. Geração de RSU, em toneladas, por região em 2020.

Fonte: ABRELPE (2020).

A geração de RSU não é uniforme por região. A média nacional da geração per capita em 2019 foi de 379,2 kg.hab⁻¹. Porém, no Sudeste a média sobe para 449,7 kg.hab⁻¹, no outro extremo, a região Norte aparece com uma geração per capita de apenas 277,0 kg.hab⁻¹.

Para Campos (2012) a principal variável que influencia a taxa de geração per capita de RSU é o desenvolvimento econômico, ou seja, locais com maior renda per capita, Produto Interno Bruto (PIB), Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) e menor desemprego tendem a produzir mais lixo. Outros pontos destacados são o tamanho das cidades e o grau de conscientização, este último diretamente relacionado à educação ambiental.

Diante disso, o Brasil possui um perfil de país emergente no que tange a geração de resíduos, como pode ser visto na tabela 1.

Contudo, analisando por regiões, a Sudeste apresenta uma média aproxima a de países de economias mais desenvolvidas, 1.232 kg.hab⁻¹dia⁻¹. Já a Região Norte possui patamar próximo a de países menos desenvolvidos, 0.759 kg.hab⁻¹dia⁻¹. As demais regiões mostram-se alinhadas com a média nacional – Centro-Oeste: 0.990 kg.hab⁻¹dia⁻¹; Nordeste: 0.951 kg.hab⁻¹dia⁻¹; Sul: 0.884 kg.hab⁻¹dia⁻¹. Tal análise ratifica as hipóteses postuladas por Campos (2012).

Tabela 1. Taxa de geração per capita de RSU no mundo.

	Geração RSU (kg.hab ⁻¹ dia ⁻¹)
OCDE	1.340
União Europeia	1.452
Brasil	1.034
BRICS ¹	0.903
África	0.703

Fonte: KAWAI & TASAKI (2016); EUROSTAT (sem data); OCDE (2014).

Do montante total de RSU gerados no Brasil, a ABRELPE (2020) estima que em média, 92% são coletados. Desse percentual, 60% são dispostos de forma ambientalmente adequada em aterro sanitário e os 40% restantes em aterros controlados ou lixões – ambientalmente inadequado.

Por municípios, apenas 46% destinam seus RSU em aterros sanitários, enquanto que 54% ainda utilizam aterros controlados ou lixões (ABRELPE, 2020).

¹ Excluído o Brasil.

O montante de recursos empenhados com a coleta e destinação de RSU pelos municípios, em 2020, foi da ordem de 25 bilhões de reais, isto é cerca de R\$ 10.hab⁻¹. Estima-se que este setor seja responsável por 332 mil postos de trabalhos diretos no Brasil (ABRELPE, 2020).

Atualmente, de acordo com a Lei nº 12.305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), são admitidas as seguintes formas ambientalmente adequada de destinação de resíduos: reutilização, reciclagem, compostagem, aproveitamento energético (ex: incineração e coprocessamento) e a disposição final em aterro sanitário.

Já o Decreto nº 10.936/2022 que regulamenta a PNRS preconiza que a seguinte ordem de prioridade deve ser observada:

1. Não geração de resíduos sólidos;
2. Redução de resíduos sólidos;
3. Reutilização de resíduos sólidos;
4. Reciclagem de resíduos sólidos;
5. Tratamento de resíduos sólidos;
6. Disposição final ambientalmente adequada.

A disposição final é indicada apenas quando não é possível o tratamento ou recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis. Nesse último caso, os resíduos são tratados como rejeitos. Rejeitos, conforme definição da própria Lei nº 12305/2010, são *“resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada”*.

Nesse sentido, existem três tipos de disposição final de resíduos: lixão, aterro controlado e aterro sanitário, sendo que apenas este último é considerado ambientalmente adequado.

Lixões são o meio mais antigo de disposição final de resíduos sólidos. Consiste na descarga do material no solo sem qualquer técnica ou medida de controle. Por esse motivo, lixões estão associados a problemas à saúde como a proliferação de vetores de doenças e maus odores, assim como problemas ao meio ambiente como a poluição do solo, do lençol freático e a emissão de GEE para a atmosfera. Do mesmo modo, não há controle quanto aos tipos de resíduos recebidos. Portanto, RSU podem ser misturados a resíduos perigosos, como os RSS, por exemplo. É comum, nesses locais, a existência de catadores, em total condição de insalubridade, que disputam

com animais partes do lixo que ainda podem ser utilizadas para algum fim, como, por exemplo, a reciclagem de latinhas de alumínio (BRITO FILHO, 2005).

Aterros controlados são muito parecidos com lixões. Basicamente, a diferença que aterros controlados apresentam é o recobrimento superior da massa de resíduos com terra. O recobrimento atenua os maus odores e o acesso ao local é geralmente controlado, impedindo a presença dos catadores. Na prática, muitos aterros controlados surgiram de lixões que passaram por algum tipo de remediação (BRASIL, 2012).

Já os aterros sanitários procuram minimizar os danos à saúde e ao meio ambiente através de técnicas e medidas de controle. Os resíduos são compactados a fim de reduzir seu volume ao menor possível e dispostos no que se convencionou a chamar de células de resíduos.

Um aterro pode ter uma ou várias células, elas possuem uma camada inferior impermeabilizante, sistema de captação e tratamento de chorume, sistema de captação e tratamento de gases (com possibilidade de recuperação energética) e os resíduos ali depositados são recobertos diariamente, com terra compactada ou outro material especialmente projetado pra esse fim como as geomembranas. O acesso a um aterro sanitário é controlado.

Mais uma característica é a segregação dos tipos de resíduos, assim resíduos perigosos não são misturados com os não perigosos. Em alguns casos, os resíduos perigosos passam por algum tipo de pré-tratamento que elimina sua periculosidade para posteriormente serem dispostos juntos com os demais resíduos. (NBR 8419:1992).

Conforme o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, referente ao Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (2019), o Brasil possui em operação 621 aterros sanitários, 580 aterros controlados e 1.114 lixões.

No entanto, de acordo com o que previa a PNRS, os lixões, por serem considerados uma técnica rudimentar e nociva ao meio ambiente, deveriam ter sido fechados ou transformados em aterros controlados até 2014. Fato que não se concretizou. Pelo contrário, entre os anos de 2018 e 2019, segundo os respectivos diagnósticos do SNIS, entraram em operação 14 aterros sanitários, 40 aterros controlados e 77 lixões.

2.1. Classificação dos Resíduos Sólidos

A PNRS define que os resíduos sólidos podem ser classificados quanto à origem ou à periculosidade. Em relação à origem, a redação do no seu Art. 13, Inciso I classifica os resíduos do seguinte modo:

a) resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;

b) resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;

c) resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;

d) resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;

e) resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;

f) resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;

g) resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS;

h) resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;

i) resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;

j) resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;

k) resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios;

Conforme a definição já apresentada, são RSU aqueles enquadrados nas definições das alíneas “a”, “b”, “c”, “e” e “f”, com exceção daqueles considerados perigosos.

Em relação à periculosidade, o documento técnico que melhor define essa classificação é a NBR 10.004 de 2004. Esta norma classifica os resíduos em perigosos (classe 1), não perigosos e não inertes (classe 2A) e não perigosos e inertes (classe 2B).

Os resíduos perigosos são todos aqueles que apresentam, em função de suas propriedades físicas, químicas ou biológicas, riscos à saúde humana ou ao meio ambiente. Além disso, um resíduo é automaticamente classificado como perigoso se possuir ao menos uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

Consequentemente, aqueles resíduos que não se enquadrarem na definição de perigosos, são classificados como não perigosos, classe 2.

Os resíduos de classe 2B não podem apresentar constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, excetuando-se os aspectos, cor, turbidez, dureza e sabor, após passarem pelos testes de lixiviação e solubilização.

Os procedimentos de ambos os testes são descritos com detalhes nas NBR's 10.005/2004 e 10.006/2004. Como exemplo de um resíduo da classe 2B tem-se o vidro.

Da mesma forma, os resíduos que apresentarem constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água são definidos como pertencentes à classe 2A.

Ainda segundo a NBR 10.004 (2004), tais resíduos geralmente apresentam características de biodegradabilidade, combustibilidade e solubilidade em água. Como exemplo de um resíduo da classe 2A tem-se o papel/papelão.

2.2. Caracterização dos Resíduos Sólidos

A caracterização dos resíduos é uma ferramenta importante para o aperfeiçoamento da gestão e gerenciamento dos RSU. Ela permite conhecer a composição média do aglomerado de resíduos, que costuma ser bastante heterogênea por conta dos diversos agentes geradores.

Podem-se caracterizar os resíduos, simplificada, em dois tipos: orgânicos e não orgânicos. Os resíduos orgânicos são, por exemplo, restos de comida, madeira e dejetos de animais. Já os não orgânicos são, em sua maioria, papéis, plásticos, vidros e metais (BRITO FILHO, 2005).

Portanto, a caracterização dos resíduos permite avaliar aspectos como a degradabilidade, o potencial de contaminação ambiental, as possibilidades de reutilização, reciclagem, a parcela orgânica e o potencial energético (SOARES, 2011).

Além disso, o conhecimento acerca dos tipos de resíduos gerados numa determinada atividade auxilia a tomada de decisões quanto à melhor destinação desses resíduos. Por exemplo, destinar para incineração uma massa de resíduos com alto teor de matéria orgânica prejudicará a eficiência deste tratamento, ao mesmo modo que resíduos não orgânicos não serão adequadamente decompostos se destinados para compostagem.

Na prática, a caracterização de resíduos é feita por meio da análise da composição gravimétrica. Esta técnica consiste em analisar amostras aleatórias da massa de resíduos por meio da separação e pesagem de diferentes tipos de resíduos. Assim se saberá a porcentagem referente de cada tipo de resíduo.

É importante que as amostras trabalhadas sejam representativas, para isso é preciso garantir que elas estejam bem homogêneas, bem como, levar em consideração as rotas de coleta, sua frequência, a classe social das populações atendidas, porcentagem de imóveis rurais e urbanos atendidos, sazonalidade (especialmente em cidades turísticas), ocorrência de eventos ou festividades de grande porte, dentre outros. Tudo isso para se evitar qualquer tipo de resultado tendencioso (SOARES, 2011; BRITO FILHO, 2005).

2.3. Biogás

A parcela orgânica biodegradável dos RSU pode ser decomposta de duas formas: digestão aeróbica ou anaeróbica.

A digestão aeróbica é o processo de degradação da matéria orgânica que ocorre na presença de oxigênio (O_2). Este método é bastante utilizado no tratamento de efluentes, onde são empregados sopradores ou agitadores mecânicos, e na compostagem. As bactérias aeróbicas decompõem os resíduos gerando como produtos CO_2 e água (H_2O). Ademais, por se tratar de um processo exotérmico, ocorre a produção de calor (FIORI et al., 2008).

Por outro lado, a digestão anaeróbica ocorre na ausência de O₂. Ela é usada na produção de fertilizantes naturais e também no tratamento de efluentes. O processo é subdividido em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Em cada etapa, micro-organismos, como as arqueas, convertem moléculas complexas em moléculas mais simples, como forma de obterem energia para o seu metabolismo. O produto final dessa síntese é o biogás, além de água e calor (THEMELIS & ULLOA, 2006; KIYASUDEEN, 2016).

No caso dos aterros sanitários, a compactação e a cobertura com terra contribuem para uma baixa aeração e a formação de ambientes anaeróbicos. Conseqüentemente, o processo predominante, de degradação da matéria orgânica presente nos RSU, é o anaeróbico.

O biogás é composto principalmente de metano e dióxido de carbono. Porém, concentrações menores de nitrogênio, amônia e compostos de enxofre também estão frequentemente presentes.

A tabela 2 mostra os gases que compõem o biogás e suas respectivas faixas de concentração.

Tabela 2. Composição do Biogás.

Componentes	Concentração Média (%)
Metano (CH ₄)	30 – 70
Dióxido de carbono (CO ₂)	20 – 50
Nitrogênio (N ₂)	1 – 5
Oxigênio (O ₂)	0,1 - 1,0
Amônia (NH ₃)	0,1 - 1,0
Compostos sulfúricos (H ₂ S)	0,0 - 0,2
Hidrogênio (H ₂)	0,0 - 0,2
Monóxido de carbono (CO)	0,0 - 0,2
Outros gases-traço	0,01 - 0,06

Fonte: NIKIEMA et al. (2007).

O biogás começa a ser gerado dentro de alguns meses, ou até mesmo semanas, após a disposição dos resíduos em aterros, atingindo um pico após cerca de

dois anos. A partir daí, o volume de biogás passa a decrescer gradualmente até praticamente cessar passados mais ou menos 25 anos (PAWŁOWSKA, 2014).

Contudo, um aterro sanitário recebe novos resíduos continuamente ao longo de toda sua vida útil. Por isso, esse decréscimo gradual da geração de biogás acaba sendo compensado pela adição de novos resíduos, assim, a diminuição das taxas de geração de biogás só ocorrem de fato após o fim do período de operação do aterro.

À vista disso, o pico de emissões de biogás de um aterro sanitário é normalmente atingido logo após a sua desativação.

2.4. Emissões Atmosféricas da Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos

Em 2021, as emissões globais de CO₂ foram da ordem de 35 Gt. Como já mencionado, a intensificação do efeito estufa está diretamente relacionado com o aumento da concentração GEE na atmosfera. Isso fica claro quando analisamos a concentração global de CO₂, que é o principal GEE, em conjunto com a mudança na temperatura média global (figura 2).

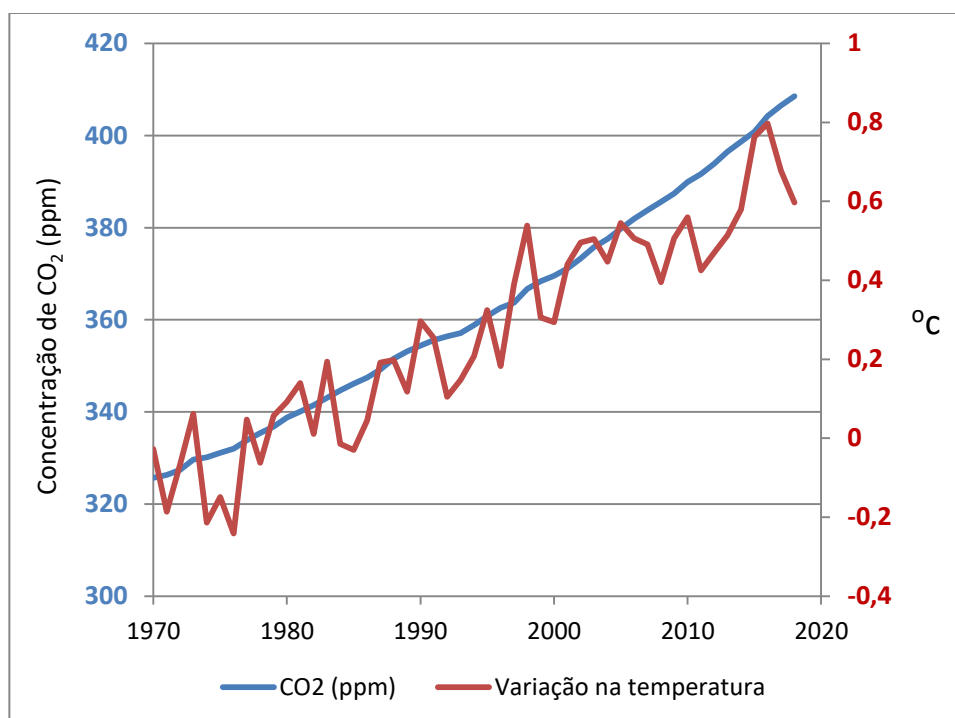


Figura 2. Concentração de CO₂ na atmosfera e variação da temperatura média global.

Período compreendido de 1970 a 2018. A variação da temperatura é dada em relação à média de temperaturas registradas no período de 1961 a 1990.

Fonte: elaboração própria a partir de dados de RITCHIE & ROSER (2020).

A disposição de resíduos sólidos urbanos é responsável por aproximadamente 10% das emissões atmosféricas de GEE antrópicas globais (EPA, 2006; SOLOMON et al., 2013).

No Brasil, de acordo com a Quarta Comunicação Nacional, a participação dos resíduos sólidos no inventário de GEE do país corresponde a 2,7% do total, o que equivale a cerca de 39 Mt CO₂e (MCTI, 2021).

Isto mostra que, proporcionalmente, a contribuição dos resíduos sólidos no total das emissões tem um peso 73% menor no âmbito nacional do que no internacional.

Mesmo não sendo umas das principais fontes de GEE no mundo ou no Brasil, as emissões de aterros sanitários vêm sendo bastante estudadas graças ao elevado potencial de contribuição para o aquecimento global do metano e a sua possibilidade de recuperação energética.

O IPCC (2021) aponta que, para um horizonte de 100 anos, o GWP do metano não fóssil é 27 vezes maior que o do CO₂.

2.4.1. Métodos de Investigação

Diante do cenário de mudanças climáticas, é de fundamental importância compreender e ser capaz de estimar quantitativamente as emissões antrópicas de GEE (BABILOTTI et al., 2010).

Com esses objetivos, diversos métodos foram desenvolvidos para determinar as emissões de metano de aterros sanitários. Entretanto, deve-se salientar a complexidade dessas análises, uma vez que as emissões não são uniformemente distribuídas tanto espacialmente quanto temporalmente (BABILOTTI et al., 2010).

Um método bastante empregado é o da placa ou câmara de fluxo. Trata-se de uma técnica relativamente simples e de baixo custo. A metodologia consiste no posicionamento de uma câmara sobre o solo do aterro, enterrando-a alguns centímetros a fim de garantir uma boa vedação. O fluxo das emissões é determinado a partir da variação da concentração dos gases estudados dentro da câmara em relação ao tempo (PARKIN et al., 2012).

As variáveis presentes nesse método são a geometria da câmara (cilíndrica, esférica, retangular e etc.), o tempo em que a câmara fica sobre o solo e a maneira de analisar as concentrações dos gases. Ressalta-se que, independentemente da

geometria da câmara, é fundamental conhecer o seu volume interno (PARKIN et al., 2012).

Geralmente a câmara possui duas aberturas: uma conectada a um analisador de gases, quando se realiza as análises *in situ*, ou a um dispositivo capaz de armazenar o gás (como uma seringa e/ou ampolas) quando as análises serão feitas *ex situ*; a outra abertura conecta a câmara ao ambiente, visando compensar qualquer variação de pressão, garantindo, assim, condições isobáricas do início ao fim da análise (LUCERNONI et al., 2016). Um modelo de placa de fluxo, como medição *in situ*, é mostrado na figura 3.

A desvantagem desse método é a necessidade da realização de vários ensaios, pois cada ensaio representa apenas um ponto do aterro em um momento específico. Objetivando reduzir as variações decorrentes da heterogeneidade da célula de resíduos, assim como os efeitos da sazonalidade, quanto mais amplas forem as distribuições espaciais e temporais dos ensaios, melhor será a representatividade do cálculo (LUCERNONI et al., 2016; PARKIN et al., 2012).



Figura 3. Exemplo de uma placa de fluxo.

Fonte: CANDIANI & VIANA (2017).

Outro método é o de gradientes sub-superficiais. Ele é baseado na lei de difusão de gases de Fick. Essa lei postula que onde há um gradiente de temperatura ou de concentração de uma substância, haverá um fluxo de calor ou moléculas, respectivamente, de modo a buscar uma homogeneização (DE VISSCHER & VAN CLEEMPUT, 2003).

A lei de Fick pode ser descrita pela equação 1:

$$F = -D\nabla C$$

Equação 1

Onde F é o fluxo de difusão, D é uma constante e C é a concentração de partículas.

Dito isso, o método consiste na inserção de tubos de inspeção no solo, com os quais se farão as coletas de amostras. Após determinar a concentração dos gases a partir de técnicas de laboratório, pode-se aplicar a Lei de Fick para calcular o fluxo de difusão.

Portanto, assim como a câmara de fluxo, trata-se de uma opção simples e de baixo custo, mas que fornecerá medições pontuais. Por sua vez, cada medição estará susceptível a interferências de condições do solo e da atmosfera, o que demandará vários ensaios ao longo da área do aterro e em diferentes momentos do ano (FISCHER et. al., 1999).

A principal vantagem desse método é permitir determinar a concentração de metano de forma estratificada ao longo da profundidade de solo, fator inerente apenas deste método. Por outro lado, sua principal desvantagem é não considerar a oxidação² do metano à medida que o gás avança das camadas mais profundas em direção à superfície. Desse modo, os valores obtidos por meio deste método podem estar superestimados. (DE VISSCHER & VAN CLEEMPUT, 2003).

Um terceiro método é o da avaliação da pluma de dispersão. Este pressupõe que a dispersão do gás de interesse (no caso o metano) se comportará da mesma forma que um gás traço de natureza inerte, liberado numa taxa controlada e conhecida. Geralmente, são usados, como gás inerte, o N₂O ou o SF₆ (MØNSTER et al., 2014).

As concentrações de ambos os gases são medidas através da pluma de dispersão observando-se a direção dos ventos, como mostra a figura 4. Essa medição é realizada por meio de um aparelho de espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier – FTIR (do inglês – *Fourier Transform Infrared Spectroscopy*).

² Para mais informações, o processo de oxidação do metano está detalhado no item 2.5.2.

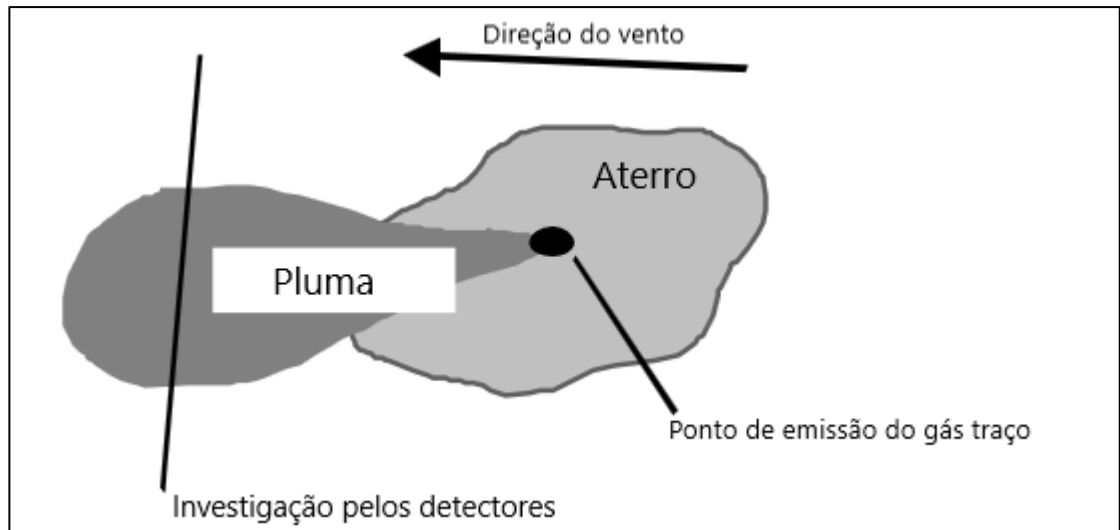


Figura 4. Esquema ilustrativo do método de avaliação da pluma de dispersão.

Fonte: Adaptado de FISCHER et al. (1999).

De acordo com SCHEUTZ et. al. (2011) a taxa de emissão do gás estudado ($E_{gás}$) é obtida fazendo-se a razão entre as integrais das curvas de concentração deste gás com a do gás traço, conforme a equação 2:

$$E_{gás} = E_{traço} \cdot \frac{\int_{\text{início da pluma}}^{\text{final da pluma}} C_{gás} dx}{\int_{\text{início da pluma}}^{\text{final da pluma}} C_{traço} dx} \cdot \frac{MW_{gás}}{MW_{traço}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

- $E_{traço}$ é a taxa de emissão do gás traço;
- $C_{gás}$ e $C_{traço}$ são as respectivas concentrações dos dois gases;
- $MW_{gás}$ e $MW_{traço}$ são os respectivos pesos moleculares dos dois gases e;
- X é o comprimento da seção da pluma, em metros.

O principal ponto positivo desse método é a eliminação da incerteza no cálculo total das emissões provocada pela heterogeneidade das emissões ao longo da área do aterro, visto que este método não realiza medições pontualmente localizadas como é o caso dos métodos apresentados anteriormente. Contudo, as variações temporais pela sazonalidade ainda estarão presentes quando o objetivo do estudo for fazer estimativas anuais (SCHEUTZ et. al., 2011).

Como pontos negativos, destacam-se o custo dos aparelhos empregados, a complexidade no manuseio dos detectores usados para medir a concentração dos gases e a dificuldade de se identificar *hotspots*³ para realizar correções na camada de cobertura do aterro, assim como o fato dos gases traços (N₂O ou o SF₆) serem GEE (FISCHER et. al., 1999).

Entretanto, avanços tecnológicos permitiram, recentemente, o desenvolvimento de instrumentos analíticos que usam espectroscopia de cavidade *ring-down* (CRDS), que realizam essas medições utilizando acetileno (C₂H₂), o qual não impacta no aquecimento global, como gás traço. Tais aparelhos já se encontram comercialmente disponíveis, como por exemplo, o oferecido pela Picarro Inc.⁴ (MØNSTER et al., 2014).

Por fim, se tem o método de termografia em infravermelho, que consiste no mapeamento, aéreo ou por satélite, do aterro com uma câmara de infravermelho para detectar regiões ou pontos com temperatura distinta. Os pontos de maior temperatura são atribuídos a escapes de gases do subsolo do aterro, uma vez que a decomposição anaeróbica é formada por um conjunto de reações exotérmicas. Este método não é capaz de quantificar as emissões, apenas indicar os *hotspots*, onde se tem picos de escape de gases. Por essa razão, ele é geralmente usado em conjunto com outro método de maneira preliminar (MACIEL, 2009).

2.4.2. Fatores Ambientais

Como aterros sanitários ficam a céu aberto, eles estão expostos aos efeitos e variações de fatores ambientais como temperatura, precipitação, vento, umidade e etc. Alguns autores afirmam que esses fatores são capazes de influenciar as taxas de emissões de GEE dos aterros.

Essas interferências nas taxas de produção e emissão do metano, segundo RANCHOR et al. (2013), acontecem graças à capacidade desses aspectos ambientais de modificarem o fluxo dos gases no subsolo e o processo de oxidação do metano no interior das células de resíduos. A oxidação do metano é influenciada pela

³ Pontos localizados com alta taxa de emissão de gases (REES-WHITE et al., 2019)

⁴ <https://www.picarro.com/company/technology/crds>

temperatura, enquanto que o fluxo de gases é influenciado pela umidade e pela pressão atmosférica.

Variações na taxa de emissão do biogás foram observadas por CANDIANI & VIANA (2017) ao estudarem o Aterro Sanitário Caieiras, localizado no município de Caieiras (SP). O método utilizado por eles para estimar as emissões foi o da placa de fluxo, como mostrado na figura 3. Foram feitas 480 medições no total, divididas em quatro regiões, onde foram realizadas 120 medições cada. Essas regiões foram classificadas de acordo com idade dos resíduos. A 1ª região abrangia a área primeiramente utilizada, ou seja, possuía os resíduos mais antigos, a 2ª e a 3ª região continham resíduos com idades intermediárias e a 4ª foi a mais recentemente utilizada.

As referidas medições foram feitas no outono e na primavera do ano de 2014. Os resultados apontaram que no outono as emissões foram quase duas vezes maiores, mostrando a influência da sazonalidade.

Os autores atribuíram esse fato à variação do índice de pluviometria. O índice pluviométrico em Caieiras no outono foi de 162 mm e na primavera, de 277 mm; portanto, foi concluído que a maior umidade no solo favoreceu a redução das emissões fugitivas de metano.

Outro ponto interessante observado por CANDIANI & VIANA (2017) foi que a idade dos resíduos também se mostrou como um fator de variabilidade das emissões. Os maiores fluxos foram detectados nas regiões mais recentemente utilizadas. Por sua vez, as células desativadas há mais tempo apresentaram fluxos mais baixos.

De forma semelhante, os trabalhos conduzidos por SPOKAS et al. (2006) no aterro de Lapouyade (França) nos meses de dezembro de 2000 e setembro de 2001, indicaram que a produção de metano foi maior no verão, ou seja, no mês de setembro (hemisfério norte).

Entretanto, apenas a temperatura foi alvo de controle, e de acordo com os autores, não variou significativamente, sugerindo que a temperatura não tenha sido um fator determinante. Infelizmente não existem dados referentes à precipitação.

Nesse estudo, foram utilizados dois métodos em conjunto para estudar as emissões de metano: a câmara de fluxo e a pluma de dispersão. O gás traço usado no método da pluma de dispersão foi o SF₆.

Em relação ao material usado para recobrir os resíduos, a granulometria do, bem como fissuras no solo são fatores que contribuem para a ineficiência da camada

de cobertura, pois permitem maior escape de gases segundo apontam BORBA et al. (2018).

Esses autores investigaram as emissões de CH₄ e CO₂ na Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica (RJ) que recebe resíduos dos municípios de Seropédica, Itaguaí e Rio de Janeiro.

Foi detectado que os locais com fissuras no solo apresentaram média 18 vezes maior do que os sem fissura para o CH₄ e 19 vezes em relação ao CO₂. Além disso, mesmo em locais sem fissura, o escape de gases foi detectado. Credita-se a isso, o fato da camada de cobertura ser bastante porosa, contendo 60,0% de areia, 30,0% de silte e 10,0% de argila.

Já o trabalho de REES-WHITE et al. (2019) teve como objetivo quantificar as emissões de metano de um aterro sanitário no Reino Unido aplicando o método da pluma de dispersão. O gás utilizado foi o gás acetileno como gás traço (C₂H₂) - a utilização do acetileno é um avanço, pois não se trata de um GEE como são os casos do SF₆ e do N₂O.

O aterro em questão opera desde 1992 e recebe de 200 mil a 500 mil toneladas de resíduos por ano. As campanhas de campo foram conduzidas durante seis dias corridos em agosto de 2015, quando se realizou mais de 120 medições.

Ao longo desses dias, diversos fatores ambientais foram monitorados: direção e velocidade dos ventos, pressão atmosférica, temperatura e incidência de radiação.

REES-WHITE et al. (2019) encontraram uma significativa correlação inversamente proporcional ($R^2 = -0,82$) entre a emissão de metano e a velocidade dos ventos. Já os demais fatores apresentaram fraca ou ausência de correlação.

Contudo, sabe-se que o regime dos ventos depende de outros fatores, como o gradiente de pressão, por isso, não se pode descartar os demais fatores de imediato. Ademais, é importante destacar que o método empregado (Pluma de Dispersão) é influenciado fortemente pela velocidade dos ventos.

Logo, encontrar concentrações menores de metano quando a velocidade do vento é maior já era esperado, conforme destacam os autores, visto que esse fenômeno contribui para uma maior dispersão do gás.

Voltando a RANCHOR et al. (2013), estes analisaram a variabilidade das emissões de metano em um aterro desativado na Alemanha numa escala de tempo horaria, diária e sazonal, a fim de determinarem a influência de diversos fatores ambientais sobre a taxa de emissão de metano.

Primeiramente a superfície do aterro foi completamente escaneada com um detector de ionização da chama portátil, semelhante ao usado por companhias de gás para detectar vazamentos. Nesse procedimento foi possível identificar *hotspots* com altas taxas de escape de metano.

Identificados os *hotspots*, passou-se a fazer o monitoramento desses locais com o uso de uma câmara de fluxo de alumínio de geometria cilíndrica.

A investigação em escala horaria teve duração de 36 horas, entre os dias de 25 e 26 de agosto de 2009. A investigação diurna levou 10 dias, entre 17 e 26 de março de 2010. A investigação sazonal foi feita de maio de 2008 a janeiro de 2010.

Nas três formas de investigação, observou-se uma grande variação entre o comportamento das emissões nos *hotspots*. Alguns mostraram certa correlação uns com os outros, formando, o que os autores chamaram “grupos de *hotspots*”.

Os *hotspots* pertencentes a um mesmo grupo apresentavam comportamentos semelhantes em relação às taxas de emissão. Já outros não possuíam nenhum tipo de correlação evidente com nenhum outro *hotspot*. Alguns apresentaram variação no volume de metano emitido em relação ao tempo acompanhando mudanças na variação de certos fatores ambientais, enquanto que outros mantiveram uma taxa de emissão constante.

A pressão atmosférica se mostrou relevante em todas três escalas de tempo em pelo menos um *hotspot*. As maiores emissões de metano coincidiram com quedas abruptas de pressão. A possível justificativa para esse fenômeno é que a variação de pressão modifica o gradiente entre o subsolo do aterro e a atmosfera, extraindo, por meio da convecção, mais gás de dentro das células do aterro.

Em relação à temperatura, observou-se uma correlação negativa significativa em três *hotspots* na investigação sazonal. Nesses locais, altas temperaturas no verão foram acompanhadas de menores emissões de biogás. Contudo, outros *hotspots* não demonstraram nenhuma variação, o que sugere, assim como o estudo de SPOKAS et al. (2006), que a temperatura não é um fator predominante.

Quanto à umidade do solo, em alguns momentos se verificou uma correlação negativa, em outros, o contrário. Isso é explicado por RANCHOR et al. (2013) que a umidade do solo pode atuar tanto contra, quanto a favor da geração/emissão de biogás.

Solos muito secos prejudicam as atividades microbianas, reduzindo, tanto a taxa de decomposição (o que diminui a produção de biogás) quanto o processo de

oxidação do metano (o que aumenta o percentual de metano do biogás), dependendo de quais espécies de microrganismos forem mais prejudicados, pode ocorrer um aumento ou uma diminuição das emissões de GEE. Já nos solos úmidos, acontece o inverso, os dois processos são favorecidos, ou seja, haverá maior produção de biogás e maior oxidação do metano.

Não obstante, caso o solo fique saturado, isto pode resultar numa barreira para o fluxo do biogás, criando uma espécie de cápsula. Assim que houver uma diminuição da umidade no solo, haverá um pico de emissões devido ao gás que ficou represado.

Em suma, RANCHOR et al. (2013) concluem que existe uma grande variação nas taxas de emissão atmosférica de biogás tanto temporalmente quanto espacialmente, e que essas variações são fruto da interação entre diversos fatores ambientais. Além disso, o peso de cada fator ambiental pode variar ao longo da pilha de resíduos.

Essa conclusão explica porque tem sido tão desafiador encontrar comportamentos padronizados em aterros distintos no que concerne a influência de fatores ambientais nas taxas de emissão de biogás.

2.5. Medidas de Mitigação para Emissão de GEE em Aterros Sanitários

2.5.1. Recuperação Energética

Uma vez que o biogás é rico em metano, ele possui potencial para ser aproveitado como combustível para geração de energia elétrica, produção de calor e vapor, transporte e produção de químicos, com a vantagem de se tratar de uma fonte de energia renovável e mais limpa comparado às fontes fósseis (PERSSON et al., 2006).

Uma das exigências da NBR nº 8.419 de 1992 é que um aterro sanitário deve possuir um sistema para mitigar os impactos ambientais decorrentes dos gases produzidos pela decomposição dos resíduos. Tal sistema visa impedir que os gases sejam lançados na atmosfera. Ele é composto por drenos horizontais e poços verticais posicionados de forma estratégica a fim de atender o volume de biogás que é gerado.

A figura 5 mostra a parte superior de um poço de biogás acoplado a um duto.

O biogás é conduzido, de forma ativa (com o auxílio de um compressor) ou de forma passiva, até um sistema gerador de energia ou a uma chaminé (*flare*) onde o biogás é queimado, convertendo sua parcela de metano em gás carbônico (HENRIQUES, 2004).

Como o CH₄ contribui mais para o aquecimento global que o CO₂, sua simples queima no *flare* já representa uma mitigação frente a esse impacto. Porém, do ponto de vista energético, trata-se de um desperdício.

Esses sistemas de captação de gases de aterros sanitários possuem uma eficácia variável da ordem de 40% a 90% (SPOKAS et al., 2006).



Figura 5. Sistema de captação de gases de um aterro sanitário.

Fonte: acervo pessoal.

THEMELIS & ULLOA (2007) estimaram que a produção global de biogás seja por volta de 75 bilhões de Nm³, baseados no estudo de VERNA & THEMELIS (2004) o qual indicou que para cada tonelada de RSU (considerando um percentual de matéria orgânica de 60%) decomposta, se gerava entre 100 e 200 Nm³ de biogás. Contudo, na época, menos de 10% desse montante era aproveitado para gerar energia.

Entretanto, uma desvantagem do biogás é o seu baixo poder calorífico frente a outros combustíveis como, por exemplo, o gás natural. Dessa forma, para se gerar certa quantidade de energia, necessita-se de maiores volumes de gás, o que significa uma forte desvantagem logística.

A tabela 3 traz uma comparação entre o poder calorífico do biogás e de alguns outros combustíveis.

Tabela 3. Poder calorífico do biogás e outros combustíveis.

Substância	Poder calorífico inferior (MJ.kg ⁻¹)
Etanol	26,8
Biodiesel	37,5
Gasolina	44
Diesel	42,6
Carvão	14-29
Metano	50
Gás Natural e Biometano	38-47
Biogás	12,3

Fonte: Engineering ToolBox (2003); PERSSON et al. (2006).

Outra desvantagem do biogás para o uso energético é o elevado grau de impurezas, o que faz com que ele tenha que passar por técnicas de pré-tratamento, como a desumidificação e a remoção de compostos sulfúricos. Além disso, sua produção varia ao longo do tempo o que poderia causar problemas entre a oferta e a demanda (PAWŁOWSKA, 2014).

Fatores que influenciam a produção de biogás são, por exemplo, a umidade, a taxa diária de disposição de resíduos, o percentual de matéria orgânica e o grau de desenvolvimento da colônia bacteriana (PAWŁOWSKA, 2014).

Para contornar o problema do baixo poder calorífico, o biogás pode ser purificado de modo a aumentar sua concentração de metano. Este enriquecimento pode variar das típicas concentrações do biogás (até 70%) para cerca de 95%, semelhante à do gás natural (EPE, 2014).

Para isso, devem ser removidos os demais compostos do biogás como o vapor d'água, o dióxido de carbono, os siloxanos, a amônia, o enxofre, os halogêneos e o oxigênio. O biogás purificado é conhecido como biometano ou gás natural renovável (EPE, 2014).

A vantagem desse aprimoramento é o aumento do poder calorífico e a possibilidade de se misturar ou até mesmo substituir o gás natural de origem fóssil de

forma *drop in*. Porém, esses procedimentos de purificação causam uma penalidade energética no processo como um todo (EPE, 2014).

2.5.2. Oxidação do Metano

A oxidação é um processo químico natural, em que um elemento perde elétrons. Na química orgânica a oxidação ocorre com um ganho de oxigênio e/ou com a perda de um hidrogênio. A reação inversa à oxidação é chamada de redução, que envolve o ganho de elétrons (SMITH & MARCH, 2007).

A carga elétrica dos elementos é medida através do número de oxidação (NOX). Substâncias neutras, como os sais, possuem NOX igual à zero, íons possuem NOX negativo e cátions, positivo. Assim, o NOX de um elemento oxidado aumenta, em contra partida, na redução, o NOX diminui (SMITH & MARCH, 2007).

Segundo BÜRGMANN (2011), o processo de oxidação do metano é conduzido por bactérias metanotróficas, em ambientes aeróbicos, que usam o CH₄ como fonte de energia que é armazenada na forma de ATP. Como subproduto, são gerados H₂O e CO₂. A figura 6 esquematiza esse processo.

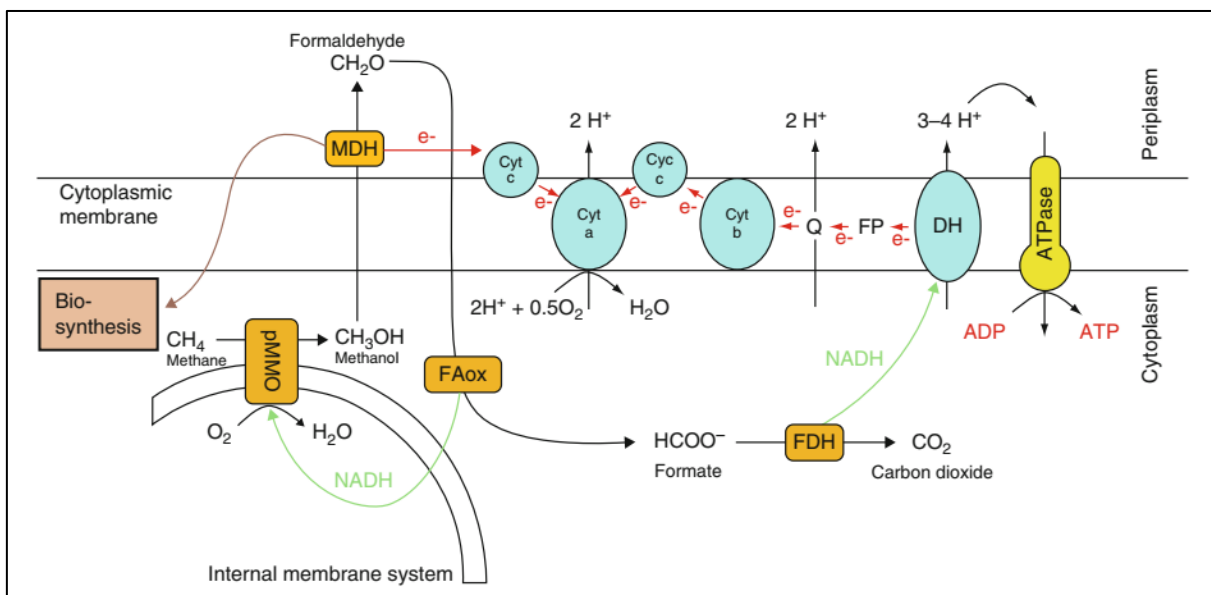


Figura 6. Esquema do processo de oxidação do metano.

Fonte: BÜRGMANN (2011).

Estima-se que esse processo tenha capacidade de mitigar até 40% das emissões anuais de um aterro sanitário. Para tal, diversos fatores físico-químicos, que envolvem tanto características geotécnicas quanto microbiológicas precisam ser levados em consideração (PAWŁOWSKA, 2014).

Um fator importante é a temperatura, RANCHOR et al. (2013) citam que estudos observaram que a taxa de oxidação do metano aumentava de 1,7 a 4,1 vezes a cada aumento de 10 °C, até atingir um estado ótimo entorno de 30 °C.

Outro fator essencial é a umidade do solo. A água é importante para o transporte de nutrientes utilizados pelas bactérias na oxidação, bem como para a remoção de compostos metabólicos residuais. Contudo, solos muito úmidos podem reduzir o aporte de CH₄, uma vez que a difusão na água é muito menor que no ar.

Estima-se que solos com teor de umidade maior que 85%, os seus vazios não estão mais interconectados. Assim sendo, acredita-se que o nível ótimo de umidade do solo esteja entre 10 a 20% (SCHEUTZ et al., 2009).

Como as bactérias metanotróficas vivem em ambientes aeróbicos, é crucial a presença de O₂, conseqüentemente o solo precisa ser minimamente poroso. Para atender essa condição, muitos aterros recebem uma cobertura extra, por cima da camada de argila, formada por grãos de maior diâmetro (areia ou silte) que permitem melhorar a aeração.

Essas coberturas são denominadas na literatura de barreiras metanotróficas ou biofiltros, que podem ter vegetação no topo ou não. Entretanto, a concentração de O₂ não precisa ser elevada para que a reação ocorra, algo entorno de 3% já seria suficiente segundo SCHEUTZ et al. (2009).

Por último, mas não menos importante, SCHEUTZ et al. (2009) também destacam que certas substâncias, como o nitrogênio inorgânico e exopolissacarídeos⁵, podem atuar como inibidores da oxidação do metano.

Vale ressaltar que a oxidação e o aproveitamento energético do biogás, embora sejam duas formas de mitigação dos impactos atmosféricos causados pela operação de aterros sanitários, em teoria possam parecer complementares, na prática podem não o ser.

A oxidação pode reduzir os níveis de metano do biogás e conseqüentemente tornar a produção de energia economicamente inviável. Por esse motivo, o uso de barreiras metanotróficas em aterros que trabalham com a recuperação do biogás pode não ser aconselhável.

⁵ Polissacarídeos extracelulares principalmente representados pela celulose e amido nas plantas e pelo glicogênio nos animais.

3. METODOLOGIA

3.1. Área de Estudo

O Centro de Tratamento de Resíduos - CTR Macaé foi construído pela empresa Limpatech Ltda. em regime de parceria e concessão com a prefeitura de Macaé. O início de sua operação data de meados de 2009 e sua vida útil foi pensada para 40 anos.

Atualmente, o aterro possui duas células de depósito de resíduos, uma já consolidada, onde se desenvolveu este estudo, e outra em fase final de preparação para começar a ser operada.

Além disso, o complexo possui uma unidade de tratamento térmico de resíduos de serviços de saúde, um sistema de tratamento de chorume com lagoas de estabilização, uma usina de reciclagem de resíduos sólidos de construção civil, sistema de captação de gases, uma usina de geração de energia elétrica a partir do biogás de 1 MW e um centro administrativo (Figura 7).



Figura 7. Panorama do CTR Macaé.

Fonte: Acervo Pessoal.

A geração de chorume é estimada pelos técnicos do aterro numa vazão de 75 m³.dia⁻¹. Esse chorume é contido pelas camadas impermeabilizantes e transportado por canos até o sistema de tratamento da Central.

O sistema de captação de gases é composto por 41 drenos ativos que conseguem reter aproximadamente 700 m³.h⁻¹ de biogás. O biogás é conduzido até a usina de geração de energia elétrica, onde passa por um pré-tratamento antes de ser queimado no motor ou no *flare* (quando a usina não está em operação).

A composição desse biogás é de aproximadamente 50% metano, 50% dióxido de carbono.



Figura 8. Motor para geração energia a partir do biogás do CTR Macaé.

Fonte: Acervo Pessoal.

O CTR Macaé está localizado no 1º distrito de Macaé, Estado do Rio de Janeiro, as margens da rodovia BR-101, num terreno de aproximadamente 20 hectares (ha). Atualmente, atende os municípios de Macaé e Quissamã, recebendo um volume diário por volta de 300 toneladas de RSU.

A distância da CTR Macaé para os centros urbanos de Macaé e Quissamã são cerca de 15 e 35 quilômetros, respectivamente, conforme pode ser visto na figura 9.

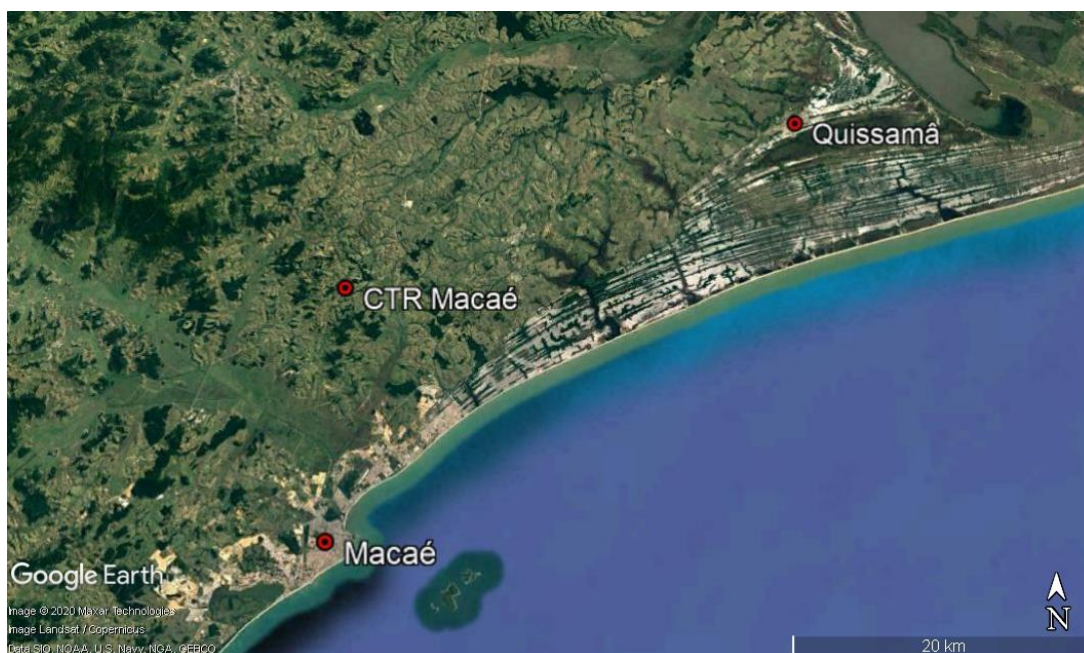


Figura 9. Vista espacial da localização da CTR Macaé em relação a Macaé e Quissamã.

Fonte: Elaborado no Google Earth.

Macaé é o 13º município mais populoso do estado do RJ, com uma população estimada de aproximadamente 250 mil habitantes, majoritariamente urbana, numa área de 1.215,485 km², resultando numa densidade demográfica de 205 hab.km⁻². Seu Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) foi calculado, em 2010, em 0,764, o 7º maior do Rio de Janeiro (IBGE, sem data).

De acordo com a prefeitura de Macaé, o serviço público de coleta de resíduos sólidos é realizado diariamente, recolhendo entre 250 a 300 toneladas de lixo domiciliar ao dia e 10 toneladas ao mês de lixo hospitalar.

Sendo assim, a taxa de geração per capita de RSU no município é um pouco maior que 1 kg.hab⁻¹.dia⁻¹.

Já Quissamã é bem menos populoso, ocupa a 65º posição dentre os municípios do Estado do Rio de Janeiro nesse quesito. Possui uma população estimada de 25 mil habitantes, também majoritariamente urbana. Sua área abrange 709,397 km², conferindo assim uma densidade demográfica de 35 hab.km⁻². Seu IDH, em 2010, era de 0,704, ocupando a posição de número 55 no estado (IBGE, sem data).

Quanto à coleta de resíduos sólidos, diante da falta de informações no órgão municipal, supõe-se que Quissamã seja a responsável pelo restante dos resíduos destinados ao CTR Macaé. Uma vez que o seu IDH é um pouco menor que o de Macaé e seguindo o formulado por CAMPOS (2012), seria razoável considerar a

geração per capita de RSU de Quissamã na faixa entre 0,9 e 1,0 kg.hab⁻¹, a qual equivaleria a uma geração total entre 22,5 e 25 toneladas de RSU por dia.

A região onde está o CTR Macaé faz parte do bioma da Mata Atlântica, um bioma rico em biodiversidade com mais de 20 mil espécies de flora e quase 2 mil espécies de fauna. Porém, grande parte da cobertura original da Mata Atlântica foi desmatada, como é o que pode ser observado nas redondezas do aterro, onde se verificam apenas alguns núcleos de mata remanescentes em meio a áreas destinadas à pastagem (MMA, sem data).

Com relação aos dados climatológicos, o clima local é classificado como tropical atlântico, a temperatura média fica na casa dos 23 °C e a precipitação anual é cerca de 1150 mm. Como pode ser visto na figura 10, os meses de novembro, dezembro e janeiro são os mais quentes e mais chuvosos, enquanto que junho, julho e agosto são os mais frios e secos.

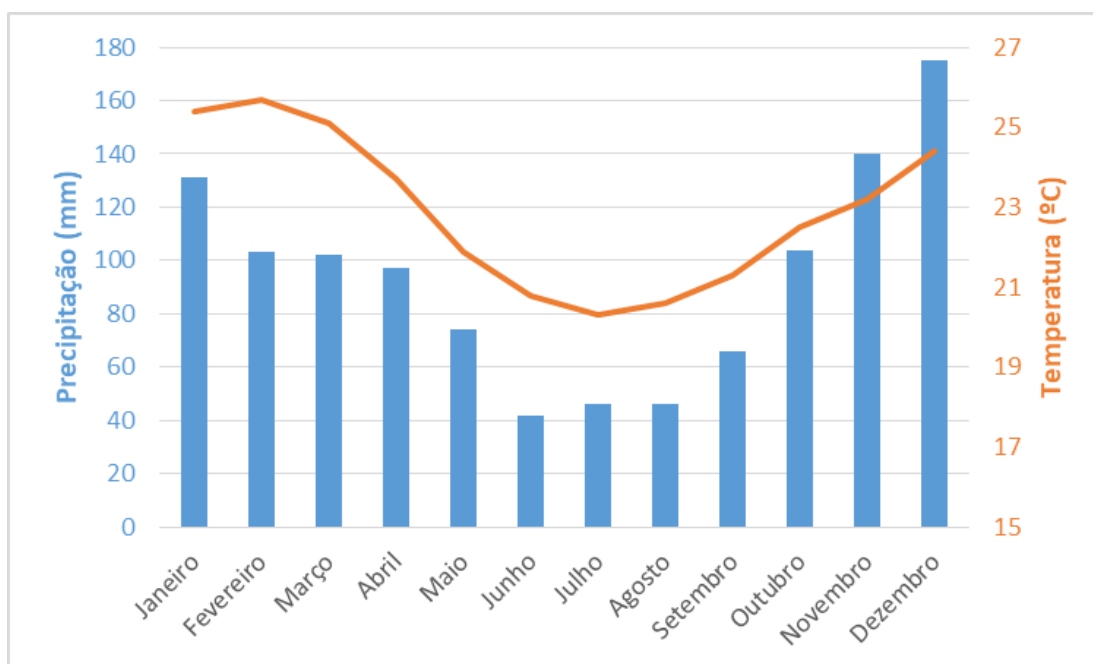


Figura 10. Climograma de Macaé.

Fonte: Climate-data.org (sem data)

3.1.1. Composição dos Resíduos.

No tocante a caracterização dos resíduos, o CTR Macaé realizou uma análise de composição gravimétrica, pela última vez, em dezembro de 2016.

As amostragens foram escolhidas por meio da análise das rotas do serviço de coleta de resíduos de Macaé, visando atender um número de amostras em diferentes níveis sociais, meio urbano e rural, assim como áreas comerciais e domiciliares, com o

objetivo de representar todo o município da melhor forma possível (na época, o aterro ainda não atendia Quissamã).

A metodologia desse procedimento consistiu no descarregamento do caminhão compactador de resíduos em local específico do aterro sanitário. Depois de serem descarregados, foram coletadas em pontos aleatórios da pilha de resíduos, quatro amostras e armazenadas em contêineres de 240 litros.

Estes contêineres foram levados a uma área coberta e depositados sobre uma lona plástica, onde os resíduos foram misturados e espalhados garantindo a homogeneidade da amostra.

Posteriormente, foi realizado o processo de quarteamento, separando a massa total dos resíduos misturados em quatro partes iguais. Duas partes foram descartadas e as outras duas foram pesadas e encaminhadas para triagem manual (Figura 10).



Figura 11. Etapa de homogeneização (a). Etapa de quarteamento (b).

Fonte: Acervo da CTR Macaé.

Na etapa de triagem manual, cada tipo de resíduo foi acondicionado separadamente e identificado em sacos plásticos. Cada saco foi pesado, e assim para se obter a fração de cada tipo de resíduo basta dividir a massa individual de cada grupamento pela massa total de todos os grupamentos de resíduos.

Fazendo-se isso, chegou-se nos resultados apresentados na tabela 4 que informam a composição dos resíduos destinados naquele momento ao CTR Macaé.

Tabela 4. Resultados da análise de composição gravimétrica da CTR Macaé em 2016.

Tipo de Resíduo	Porcentagem (%)
Matéria orgânica	31,1
Plástico	22,9
Fralda	17,6
Papel e papelão	15,3
Vidro	4,4
Trapos	3,4
Metais	2,4
Isopor	0,5
Borracha	0,4
Couro	0,4
Madeira	0,1
Outros	1,5
Total	100
Matéria orgânica	48,8
Recicláveis	45
Outros	6,2
Total	100

Fonte: CTR Macaé

Observa-se que quase a metade dos resíduos é composta por matéria orgânica. Do restante, a maior parte poderia ser reciclada, com destaque para os plásticos e papéis ou papelão. Por fim, ainda há uma pequena parcela de resíduos nem recicláveis, nem orgânicos ou que não puderam ser identificados.

3.1.2. Camada de Cobertura

A célula de depósito de resíduos estudada se estende por aproximadamente 6,76 ha, sendo sua camada de cobertura constituída de material de empréstimo compactado, grama e duas geomembranas, correspondendo, respectivamente, a 67%, 31% e 2% da área total, conforme esquematização na figura 12. A célula contém dez terraços de material depositado e recoberto por material de cobertura. Durante o trabalho a célula ainda encontrava-se em operação com parte dos terraços já com grama plantada e outra parte com material de cobertura aparente.



Figura 12. Célula de resíduos estudada.

A linha vermelha corresponde aos limites da célula de resíduos, a parte verde à grama, a azul às geomembranas e o restante à terra batida.

Fonte: Elaborado no Google Earth.

O material utilizado no recobrimento é proveniente de áreas adjacentes, trazido por caminhões e compactado por retroescavadeiras. Até então, pouco se conhecia sobre esse material, por isso, optou-se por realizar uma caracterização granulométrica desse solo.

Na análise, foram levantadas, além da granulometria, a umidade higroscópica e a densidade real dos grãos (grandeza adimensional).

A análise granulométrica foi feita por meio de dois ensaios: sedimentação e peneiramento.

Em relação ao tamanho dos grãos, a escala adotada foi a da ABNT NBR 6502/1995: Rochas e solos – Terminologia, que classifica os grãos, em ordem crescente de diâmetro, em argila, silte, areia (fina, média e grossa) e pedregulho (fino, médio e grosso).

A partir disso, uma amostra de solo, pesando aproximadamente 4,7 kg, foi coletada. Nela, buscou-se obter a melhor heterogeneidade e representatividade possível.

A amostra foi embalada em um saco plástico e levada para ser analisada no Laboratório de Geotecnia Prof. Jacques Medina da Universidade Federal do Rio de Janeiro (LABGEO – UFRJ).

A caracterização do solo foi feita tendo como base a NBR 7181/2016: Solo – Análise granulométrica (ABNT, 2016).

Segundo a referida norma, a amostra deve passar por algumas etapas de preparação antes de se iniciar os ensaios de sedimentação e peneiramento. São elas:

- Pesagem total da amostra;
- Quarteamento;
- Determinação da umidade higroscópica;
- Secagem em estufa;
- Passagem na peneira nº 10;
- Adição de defloculante;
- Agitação no dispersor;

Feito isso, pode-se finalmente começar o ensaio de sedimentação. O solo é transferido para uma proveta, onde se adiciona água destilada.

O material é misturado em um densímetro e posteriormente posto na proveta. À medida que os grãos vão se depositando no fundo da proveta, a mistura vai se tornando menos densa e, por conta disso, a altura do densímetro vai diminuindo. Os valores informados pelo densímetro são anotados em intervalos de tempo determinados conforme preconiza a norma NBR 7181/2016.

Finalizado o ensaio de sedimentação, passa-se o material da proveta na peneira de nº 200. O material retido é secado novamente em estufa a 110 °C.

Após isso, pode-se iniciar o peneiramento. O material que ficou retido na peneira nº 10 (etapa anterior ao ensaio de sedimentação) é encaminhado para o peneiramento grosso e o retido na peneira nº 200 para o fino. Ambos os peneiramentos foram feitas em agitador mecânico.

Paralelamente, com uma outra parte da amostra, foi realizada a determinação da densidade real dos grãos, conforme procedimento elencado a seguir:

- Passou-se o material na peneira de 4,8 mm;
- As amostras foram levadas para o dispersor, onde foram agitadas por 15 minutos;
- Em três picnômetros de pesos já aferidos, acrescentou-se cerca de 50 g de material
- Pesou-se os picnômetros com solo;
- Adicionou-se água destilada até que o material ficasse totalmente submerso;
- O material foi aquecido até ferver para expulsar o ar do meio dos grãos;
- Pesou-se o conjunto picnômetro + solo + água;

Após isso, pode-se aplicar a fórmula referida como equação 3 para se obter a massa específica dos grãos:

$$G_s = \frac{M_1 * k}{M_1 + M_3 - M_2} \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

- G_s é a massa específica dos grãos do solo;
- M_1 é a massa do solo úmido em gramas (g);
- M_2 é a massa do picnômetro + solo + água em g;
- M_3 é a massa do picnômetro cheio de água até a marca de referência em g;
- K é um fator de correção com base no peso específico da água.



Figura 13. Quarteamento (a). Secagem em estufa a 110 °C (b). Dispensor (c). Ensaio de sedimentação (d). Amostras em picnômetros para determinação da densidade real dos grãos (e). Peneiras empilhadas prontas para o peneiramento fino (f).

Fonte: Acervo Pessoal

3.2. Cálculo das Emissões

3.2.1. Método da câmara de fluxo por difusão

Foram conduzidas duas campanhas de campo a fim de investigar as emissões de escape de biogás no CTR Macaé. A primeira em 1º de março de 2021, quando foram feitos dezesseis pontos amostrais, e a 2ª em 15 de julho do mesmo ano, quando foram feitos outros dezessete pontos.

A distribuição espacial dos pontos de medição sobre a célula de resíduos está detalhada na figura 14.



Figura 14. Localização dos pontos de coleta das amostras gasosas.

Fonte: Elaborado no Google Earth.

Quanto ao método de investigação, foi adotado o da câmara de fluxo por difusão. Para tal, utilizou-se uma câmara cilíndrica opaca de 10,6 L, um kit de transferência, uma seringa com sistema de válvulas e ampolas gasométricas de vidro.

Em cada ponto medido, a câmara era levemente aterrada no solo e as amostras gasosas eram coletadas com a ajuda da seringa e do kit de transmissão (figura 15). Ao redor da câmara, colocava-se um pouco terra retirada das adjacências com a finalidade de selar a câmara e evitar escapes de gases. Com o auxílio do sistema de válvulas, o gás retido na seringa era redirecionado para as ampolas gasométricas.

Esse procedimento era feito nos seguintes “t” momentos: $t = 0$ min, $t = 2$ min, $t = 4$ min e $t = 8$ min; contados a partir do momento em que a câmara era colocada sobre o solo. Desse modo, cada ponto amostral compreende quatro ampolas.

Paralelamente à coleta de gases, as condições atmosféricas de temperatura, pressão, vento e humidade foram mensurados por meio de um Termo-Higroanemometro-Barometro modelo AK834. O aparelho estava devidamente calibrado conforme certificados nº 19824/2020 e 19825/2020 (em anexo).

Após as etapas de coleta em campo, as ampolas foram transportadas até o laboratório do Núcleo de Catálise (NUCAT) do Programa de Engenharia Química da COPPE/UFRJ, para realização das análises. A técnica empregada foi a Cromatografia Gasosa.

A análise Cromatográfica foi feita em um cromatógrafo portátil, Micro GC modelo CP 490 da marca Agilent e para essa determinação foram usados duas colunas Cromatográficas.

O detector usado foi o de condutividade térmica.

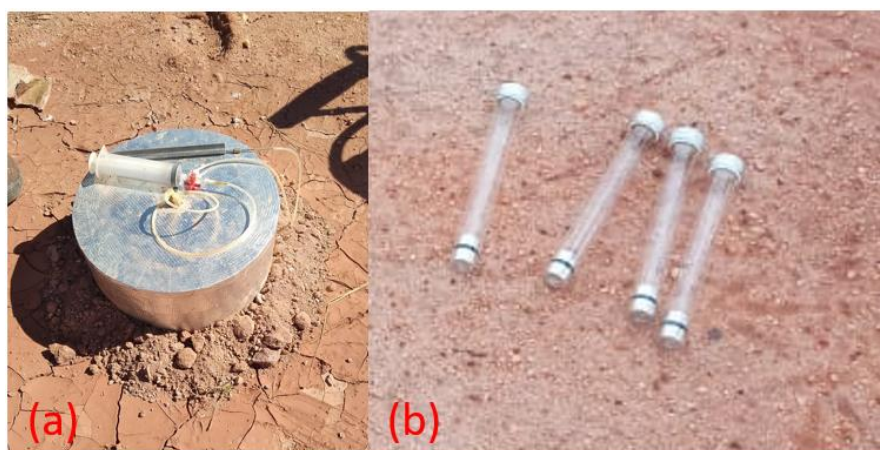


Figura 15. Câmara cilíndrica, seringa e kit de transmissão (a). Ampolas gasométricas (b).

Fonte: Acervo pessoa.

A partir das análises laboratoriais, obteve-se a concentração dos gases em parte por milhão (ppm) para cada ampola.

Em seguida, por meio do Excel, calculou-se a inclinação da reta de regressão linear a partir dos pontos (concentração, tempo). Aqueles que apresentaram coeficiente de correlação (R^2) menor que 0,5 foram descartados para as próximas etapas. Por fim, o fluxo linear de emissões (Q) foi determinado aplicando-se a equação 4 apresentada a seguir:

$$Q = \frac{dc/dt * MW * P * V * f_{md}}{R * A * T} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

- Q é o fluxo linear de gás ($\text{mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$)
- dc/dt é a inclinação da reta de regressão linear (ppm.min^{-1});
- MW é o peso molecular (g.mol^{-1});
- P é a pressão (1 atm)

- V é o volume da câmara (m^3)
- f_{md} é um fator de conversão ($min.dia^{-1}$);
- R é a constante universal dos gases ($0,08207 L.atm.mol^{-1}.K^{-1}$)
- A é a área da câmara (m^2)
- T é a temperatura no laboratório (K)

3.2.2. Simulações – LandGEM

O LandGEM (Landfill Gas Emissions Model) é um software livre criado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) para calcular a produção de gases de aterros sanitários.

O usuário pode trabalhar simultaneamente com até quatro gases. Os definidos como padrão são: o biogás, metano, gás carbônico e compostos orgânicos não metânicos (NMOC – do inglês nonmethane organic compounds).

A título de simplificação, o LandGEM não leva em consideração as concentrações de gases traços, como aqueles mostrados na tabela 2, em seus cálculos. Assim, o programa simplifica a composição do biogás como sendo apenas metano e gás carbônico e NMOC.

Ademais, sendo de interesse, é possível substituir os três gases padrões por poluentes atmosféricos específicos. No total, há 46 poluentes disponíveis e o usuário pode ainda cadastrar novos poluentes.

O programa foi desenvolvido na plataforma do Microsoft Excel na forma de tabelas agrupadas em nove planilhas, conforme detalhado na tabela 5.

Para realizar uma simulação, o usuário precisa fornecer alguns dados de entrada e parâmetros do modelo na planilha “USER INPUTS”.

Como dados de entrada, deve-se informar o ano em que o aterro começou a operar, o ano em que foi fechado ou a sua capacidade projetada e a quantidade de resíduos disposta anualmente no aterro.

Quanto aos parâmetros, existem as opções de trabalhar com valores default sugeridos pelo programa ou com valores especificados pelo usuário caso esses sejam conhecidos. Os parâmetros em questão são a taxa de geração de metano, a capacidade potencial de geração de metano, concentração de NMOC e a percentagem de metano no biogás.

Tabela 5. Planilhas do LandGEM.

Planilha	Função
INTRO	Contém uma visão geral do modelo e notas importantes sobre o uso do LandGEM
USER INPUTS	Permite que os usuários forneçam características de aterro, determinem parâmetros do modelo e selecione até quatro gases ou poluentes (total de biogás, metano, dióxido de carbono, NMOCs e 46 poluentes)
POLLUTANTS	Permite aos usuários editar as concentrações e pesos moleculares dos 46 poluentes atmosféricos existentes e adicionar até 10 novos poluentes
INPUT REVIEW	Permite aos usuários revisar e imprimir os dados de entrada e parâmetros do modelo
METHANE	Calcula as estimativas de emissão de metano
RESULTS	Mostra as emissões estimadas em formato de tabela de até quatro gases de aterro em megagramas (tonelada) por ano, metros cúbicos por ano e uma terceira unidade de escolha do usuário dentre: pés cúbicos médios por minuto, pés cúbicos por ano ou toneladas curtas por ano
GRAPHS	Mostra as emissões estimadas da aba RESULTS em formato de gráfico
INVENTORY	Exibe estimativas tabulares de emissão para todos os gases e poluentes para um único ano especificado pelo usuário
REPORT	Permite que os usuários revisem e imprimam dados de entrada e resultados do modelo em um relatório

Fonte: USEPA (2005).

O cálculo das emissões de gases de aterro é feito para cada ano com base na equação 5, chamada de taxa de decomposição de primeira ordem.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 K L_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{i,j}} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

- Q_{CH_4} é a geração anual de metano no ano do cálculo ($m^3 \cdot \text{ano}^{-1}$);
- i é o incremento de tempo de 1 ano;
- n é o ano do cálculo subtraído o ano inicial;
- j é o incremento de tempo de 0,1 ano;

- K é a taxa de geração de metano;
- L_o é a capacidade potencial de geração de metano ($m^3.Mg^{-1}$);
- M_i é a massa de resíduos aceita no i-ésimo ano (Mg);
- $T_{i,j}$ é a idade da j-ésima seção de massa de resíduo M_i , aceita no i-ésimo ano (anos em número decimal, p. ex. 3,5 anos para 3 anos e 6 meses).

Para este trabalho foi utilizada a versão mais recente do LandGEM (3.02) e os gases padrões (biogás, metano, gás carbônico e NMOC).

O objetivo de utilizar o LandGEM foi estimar teoricamente a geração de biogás decorrente da decomposição de RSU já depositados no CTR Macaé.

Os resultados teóricos puderam ser comparados com os obtidos de forma direta pelo método da câmara de fluxo por difusão (conforme metodologia apresentada na seção 3.2.) de modo que se possa determinar se ambas as técnicas convergem ou divergem.

Além disso, conhecendo o montante de biogás tratado pelo sistema de captação de gases do CTR Macaé, também pôde-se calcular a eficiência teórica desse sistema fazendo-se a relação entre o total de biogás gerado e a parcela captada.

Em terceiro lugar, o LandGEM também permite projetar como será a geração de biogás para anos futuros, inclusive para o período após a desativação do aterro sanitário. Considera-se que esta informação seja importante para apoiar a gestão do aterro, sobretudo quanto ao planejamento da expansão do sistema de captação de gases.

Como dito na seção 3.1, o ano que a CTR Macaé entrou em operação foi 2009. Sua vida útil projetada é de 40 anos. A quantidade de resíduos depositados anualmente no aterro, até 2020, está apresentada na tabela 6.

Após 2020, o programa considera que a taxa de disposição de resíduos se mantém constante até o ano de fechamento (2049).

Tabela 6. Massa de resíduos dispostos na CTR Macaé.

Ano	Resíduos recebidos anualmente (T.ano ⁻¹)	Acumulado (T)
2009	64.970	0
2010	70.810	64.970
2011	75.555	135.780
2012	85.410	211.335
2013	86.870	296.745
2014	94.535	383.615
2015	100.375	478.150
2016	106.215	578.525
2017	112.055	684.740
2018	117.895	796.795
2019	123.735	914.690
2020	129.575	1.038.425

Fonte: CTR Macaé

Em referência aos parâmetros do modelo, o único conhecido era a porcentagem do de metano no biogás, a qual era de aproximadamente 50%.

Diante dessa falta de informação, optou-se por realizar três simulações, cada uma com um grupo de parâmetros default.

Na simulação 1, usou-se os parâmetros da USEPA disponíveis no Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP-42). Estes parâmetros são frutos de diversos estudos científicos compilados pela USEPA.

Na simulação 2, usou-se os parâmetros definidos pela lei norte americana Clean Air Act (CAA). Estes parâmetros são aplicados como requisitos mínimos que aterros sanitários dos Estados Unidos (EUA) devem seguir.

Por fim, a simulação 3 é referente a um clima úmido ou quando existe a prática de recirculação de lixiviados. Essa última simulação foi considerada porque a

precipitação média dos EUA (760 mm)⁶ é menor que a de Macaé (1.150 mm, figura 10).

Um resumo das três simulações é mostrado na tabela 7. Com exceção desses três parâmetros, os demais dados de entrada foram os mesmos em todas as simulações.

Tabela 7. Parâmetros do LandGEM.

Parâmetro	Simulação 1 (AP-42)	Simulação 2 (CAA)	Simulação 3 (Úmida)
K	100	170	96
L _o	0,04	0,05	0,7
Concentração de NMOC	2400	4000	2400

Fonte: Elaboração própria.

⁶ Segundo relatório da Administração Oceânica e Atmosférica Nacional (NOAA), 1981-2010 *U.S. Climate Normals*.

4. RESULTADOS

4.1. Emissões de Gases de Efeito Estufa

Dentre os 33 pontos de medição, 14 foram descartados para o cálculo das emissões, sendo 12 devido ao coeficiente de correlação ser menor que 0,5 e dois pontos por serem apenas pontos de controle (pontos nas redondezas fora da área do aterro). O detalhamento de cada ponto amostrado está disponível no apêndice.

Para a primeira campanha do dia 1º de março de 2021 a média das emissões de metano foi 385,24 mg.m⁻².dia⁻¹, a máxima medida foi 6.160,16 mg.m⁻².dia⁻¹ e a mínima correspondeu a -4.479,30 mg.m⁻².dia⁻¹, resultando em um desvio padrão igual a 2.412,53. Quanto às emissões de dióxido de carbono os valores médio, máximo, mínimo e o desvio padrão foram 5.946,44 mg.m⁻².dia⁻¹; 42.664,09 mg.m⁻².dia⁻¹; -4.4915,74 mg.m⁻².dia⁻¹ e 18.418,26, respectivamente.

Com relação à segunda campanha feita no dia 15 de julho de 2021 as emissões médias de metano equivaleram a 8.709,84 mg.m⁻².dia⁻¹, a máxima a 67.718,61 mg.m⁻².dia⁻¹ e a mínima a -8.857,56 mg.m⁻².dia⁻¹, o desvio padrão por sua vez foi de 24.188,35. Já no que se refere às emissões de dióxido de carbono os valores obtidos foram 49.667,64 mg.m⁻².dia⁻¹; 524.587,76 mg.m⁻².dia⁻¹; -91.964,16 mg.m⁻².dia⁻¹ e 154.743,28, respectivamente.

O tipo de cobertura (solo exposto, grama e geomembrana) apresentou valores bem diferentes entre si. A média das emissões nos pontos feitos em solo exposto de terra batida foi cerca de 134 vezes maior que a média para os locais com grama.

Não foram coletadas amostras sobre a geomembrana, porém amostras de ar atmosférico nas suas adjacências indicaram uma concentração de metano substancialmente alta, entre 500 e 600 vezes a concentração atmosférica normal.

Considerando o estudo por completo, tem-se a média das emissões de metano igual a 4.547,54 mg.m⁻².dia⁻¹ e a de gás carbônico 27.807,04 mg.m⁻².dia⁻¹.

Esses resultados indicam que o CTR Macaé libera na atmosfera cerca de 600 mil m³ de GEE anualmente. Esse volume equivale a 800 toneladas de biogás, o que em termos de CO₂e representa aproximadamente 3.800 toneladas.

De outro ponto de vista, como a vida útil do metano é de aproximadamente 12 anos (MASSON-DELMOTTE, 2021), analisando esse impacto em uma escala

temporal mais curta, 20 anos, o GWP do metano não fóssil para esse horizonte passa de 27 para 82. Com isso, as emissões em CO₂e aumentam, chegando a quase 10 mil toneladas por ano.

4.2. Fatores Ambientais

No tocante aos aspectos das condições atmosféricas, as figuras 16 e 17 ilustram o comportamento da temperatura, pressão, velocidade do vento e umidade enquanto os trabalhos de coleta de gases eram conduzidos.

Todos apresentaram bastante variação. A temperatura oscilou de 28°C a 35°C na primeira campanha e de 28°C a quase 40°C na segunda, apesar desta segunda ter acontecido no inverno.

A pressão foi diminuindo com o passar das horas em ambas as campanhas, mas na média estava mais alta na segunda campanha (1007 hPa) do que na primeira (1006 hPa).

A velocidade do vento oscilou bastante nas duas ocasiões, houve momentos de calma com apenas uma leve brisa (ventos com velocidade menor que 1 m.s⁻²) e outros momentos com rajadas de vento com picos de velocidade na ordem de 5 m.s⁻².

Por último, a umidade foi a que apresentou maior variação entre as duas campanhas.

O dia 1º de março de 2021 estava consideravelmente mais úmido que o dia 15 de julho, os valores médios de umidade relativa medidos foram 71,6% e 44,2%, respectivamente.

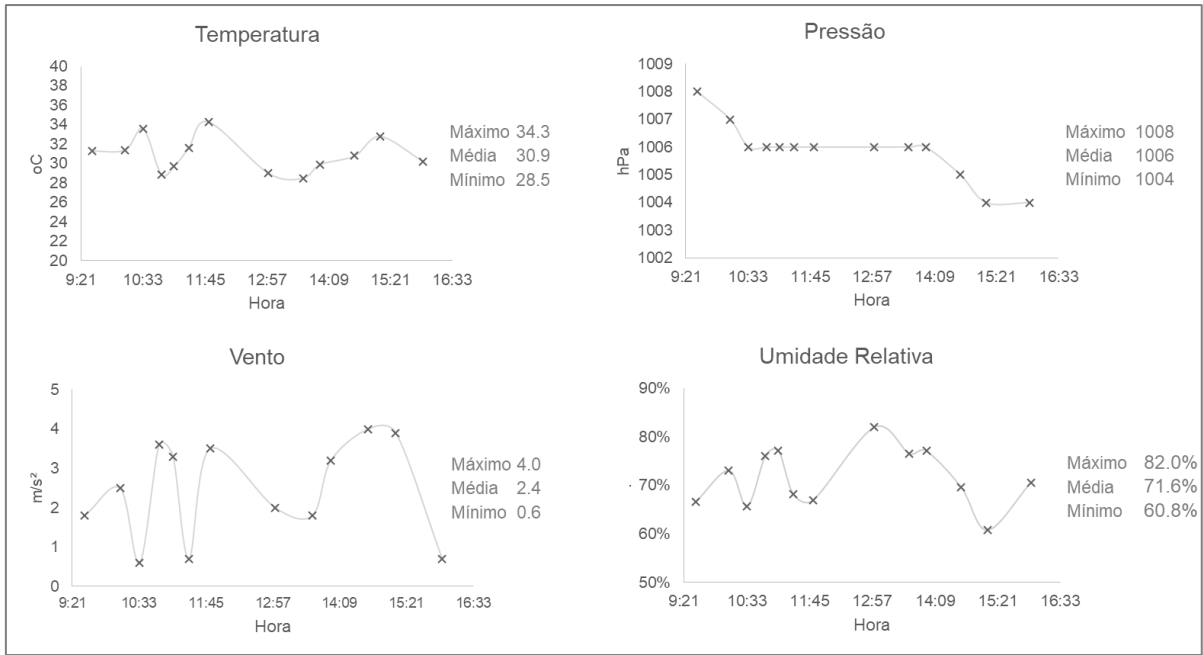


Figura 16. Aspectos climáticos durante campanha do dia 1º de março de 2021.

Fonte: Elaboração própria.

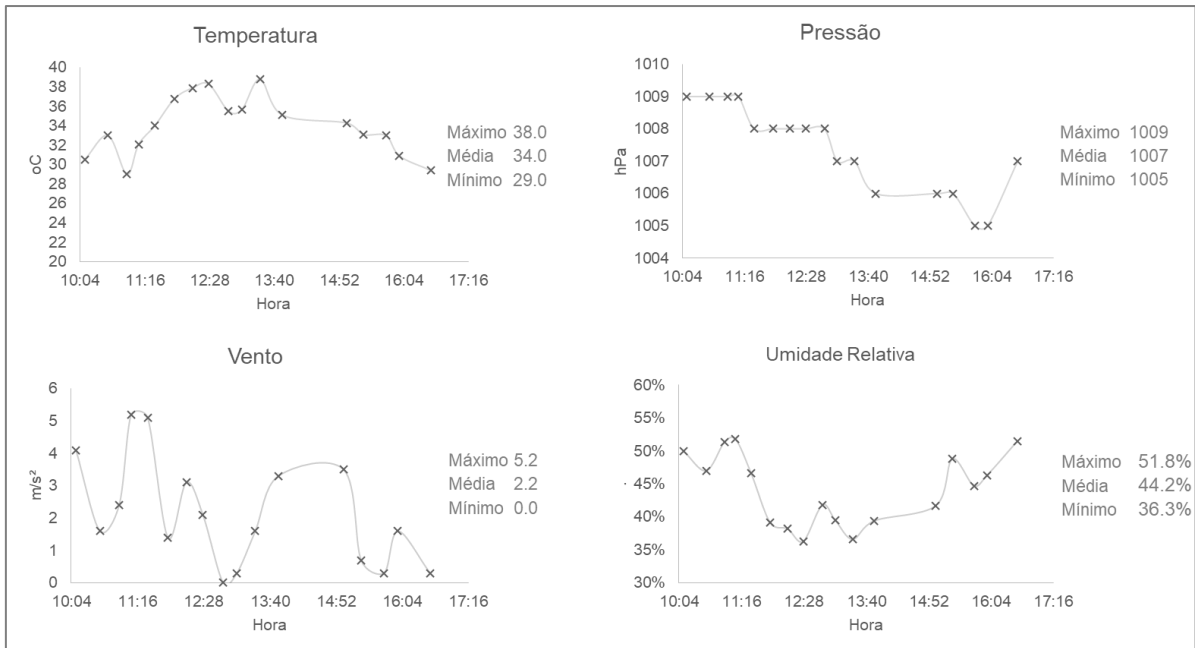


Figura 17. Aspectos climáticos durante campanha do dia 15 de julho de 2021.

Fonte: Elaboração própria.

4.3. Características do Solo

A partir dos ensaios de sedimentação e peneiramento, determinou-se que a composição granulométrica do solo usado no recobrimento dos resíduos sólidos no

CTR Macaé é formada majoritariamente por areia (48%, sendo 16% areia fina, 23% média e 8% grossa), seguido de silte (30%), depois argila (21%) e por fim uma parcela pequena de pedregulho (2%).

A figura 18 apresenta esses resultados graficamente. O eixo da esquerda representa a porcentagem da amostra que passa por cada peneira, enquanto que o eixo da direita representa a porcentagem retida. A numeração das peneiras granulométricas está discriminada no eixo superior e o diâmetro dos grãos no eixo inferior

Nota-se que aproximadamente metade dos grãos da amostra passa pelas aberturas da peneira nº 200. Após passarem pela peneira nº 200 o gráfico apresenta um comportamento predominantemente linear. Já na parte anterior a essa peneira, o gráfico tem um comportamento semelhante a uma função cúbica.

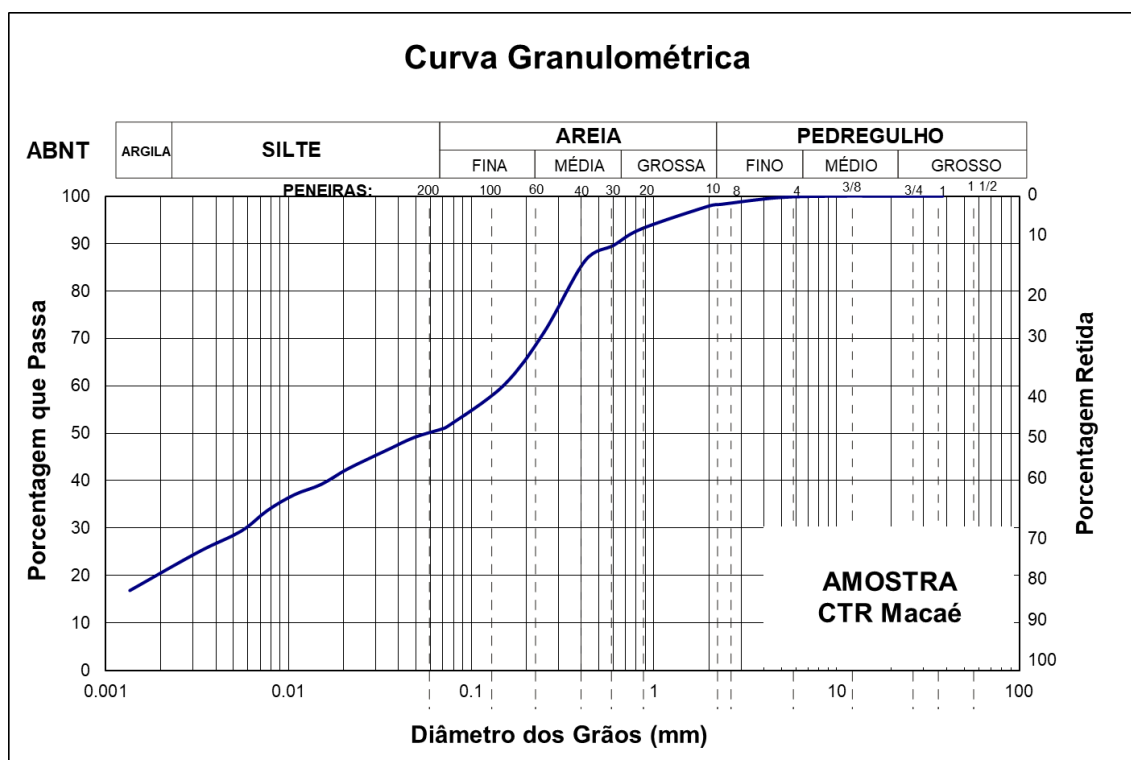


Figura 18. Curva granulométrica da amostra de solo trazida do CTR Macaé (2021).

Fonte: elaboração própria.

Além disso, também se obteve que a densidade real dos grãos é de $2,701^7$ e a umidade higroscópica equivale a 0,056%.

⁷ Valor adimensional

4.4. Emissões a partir do LandGEM

As estimativas da produção de biogás, metano, gás carbônico e NMOC para o CTR Macaé foram conduzidas no software LandGEM em três simulações diferentes para o período de 2009 até 2149. As simulações foram denominadas AP-42, CAA e Úmida, conforme detalhes apresentados na tabela 7.

Na simulação AP-42, demonstrada na figura 19, a produção de gases alcança seu valor máximo no ano de 2050, com 25.256 toneladas de biogás, sendo 6.746 toneladas de metano e 18.510 de gás carbônico, além de 174 de NMOC.

A partir desse momento, as emissões começam a diminuir porque não há mais aporte de resíduos no aterro sanitário, visto que o seu período de operação termina.

Dessa forma, os resultados do LandGEM indicam que entre 2009 e 2149 serão gerados cerca de 1,22 milhão de toneladas de biogás no CTR Macaé. Praticamente metade desse montante será gerada após o fim das operações (2049).

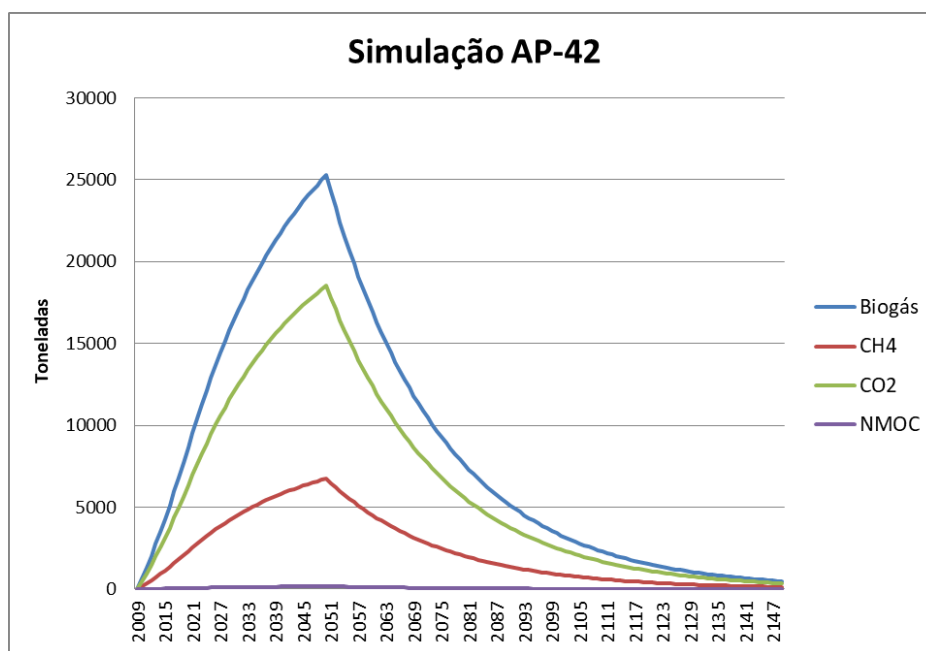


Figura 19. Estimativa da produção de gases de aterro do CTR Macaé referente os parâmetros AP-42 do período 2009 a 2149.

Fonte: elaboração própria a partir do software LandGEM.

Para o ano de 2020, produção de biogás foi quantificada em 6.901.410,93 m³.ano⁻¹, o que confere ao sistema de captação de gases do aterro uma eficiência de 89%. Lembrando que a vazão média de biogás captado no ano de 2020 foi de 700 m³.hora⁻¹.

Na simulação CAA, o pico da geração dos gases também ocorreu em 2050, com 46.759 toneladas de biogás, sendo 12.490 toneladas de metano e 34.269 de gás carbônico, mais 536 toneladas de NMOC. A figura 20 ilustra como se deu o comportamento da produção desses gases durante o período simulado.

A produção total de biogás no CTR Macaé entre os anos 2009 e 2149 serão aproximadamente dois milhões de toneladas considerando os parâmetros dessa simulação. Assim como no caso anterior, metade dessa quantidade será gerada a desativação do CTR Macaé.

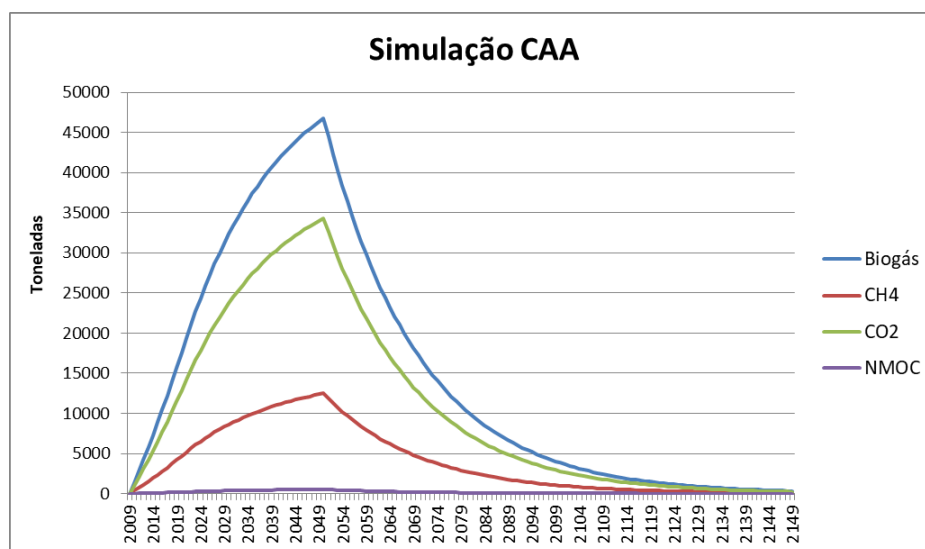


Figura 20. Estimativa da produção de gases de aterro do CTR Macaé referente os parâmetros CAA do período 2009 a 2149.

Fonte: elaboração própria a partir do Software LandGEM.

Para o ano de 2020, a produção estimada de biogás foi de 14.034.226,86 m³.ano⁻¹, por conseguinte, a eficiência do sistema de captação de gases do CTR Macaé é de 44%.

Já na simulação com condições úmidas, a produção de gases no aterro aconteceu muitos mais rapidamente que nas simulações anteriores, atingindo valores muito próximos ao máximo já a partir da década de 2020. Em 2030, por exemplo, houve a produção de 32.166 toneladas de biogás, destas 8.592 correspondiam ao metano e 23.574 ao gás carbônico, além de mais 369 toneladas de NMOC.

Como resultado, o gráfico desta simulação, apresentado na figura 21, assumiu um formato mais achatado que os demais. Não apresentando um pico, mas sim um platô.

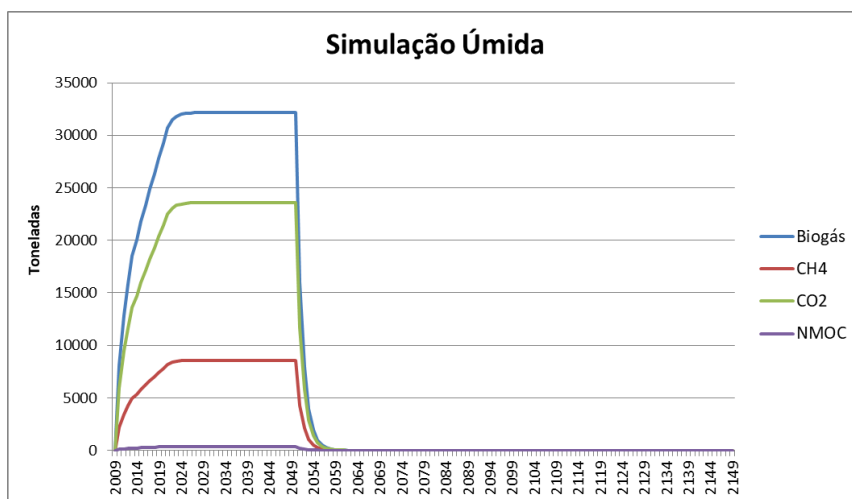


Figura 21. Estimativa da produção de gases de aterro do CTR Macaé referente os parâmetros “Úmida” do período 2009 a 2149.

Fonte: elaboração própria a partir do Software LandGEM

No ano de 2020, o total gerado de biogás foi de 23.446.773,99 m³.ano⁻¹, resultando em uma eficiência de apenas 26% ao sistema de captação de gases do CTR Macaé.

Diferentemente das outras simulações, grande parte do biogás gerado no aterro até 2149 ocorrerá enquanto o CTR Macaé estiver em operação, isto é, após o fim do aporte de novos resíduos no aterro, previsto para ocorrer a partir de 2050, a produção de biogás declina acentuadamente.

Neste cenário úmido, o total de gases emitidos no horizonte temporal das simulações será de aproximadamente 1,22 milhão de toneladas.

5. DISCUSSÃO

Comparando as duas campanhas de campo, observa-se que em julho a média das emissões foi 22 vezes maior que em março, o que indica que a geração de biogás sofre influência de fatores sazonais.

No entanto, dentre os fatores climáticos medidos (temperatura, pressão, velocidade do vento e umidade relativa), conforme tabela 8, não foi observada nenhuma forte correlação entre estes e as emissões.

Alguns desses fatores até apresentaram alguma correlação em uma das campanhas, mas tal fato não se repetiu na outra campanha.

O coeficiente de correlação assume valores entre -1 e 1. Sendo que valores próximos de 1 indicam forte correlação positiva, ou seja, as variáveis são proporcionais. Valores próximos de -1 indicam forte correlação negativa, os dados são inversamente proporcionais. Já valores perto de 0 indicam que os conjuntos de dados são independentes entre si.

Tabela 8. Correlações entre os fatores climáticos ambientais e as taxas de emissões de CH₄ e CO₂.

1ª Campanha (01/03/2021)				
	Temperatura	Pressão	Vento	Umidade
CH ₄	0,22	0,41	-0,09	-0,10
CO ₂	0,04	0,48	0,12	0,06
2ª Campanha (15/07/2021)				
CH ₄	0,61	0,30	-0,39	-0,60
CO ₂	0,58	0,28	-0,43	-0,56

Fonte: Elaboração própria.

Para exemplificar, tem-se o caso da temperatura, que, em julho, teve um coeficiente em torno de 0,60 para ambos os gases e em março, apenas 0,22 e 0,04. Do mesmo modo, a humidade apresentou um coeficiente de -0,60 e -0,56 em julho e, em março, foi praticamente nulo para os dois gases.

No tocante à temperatura, vale ressaltar que embora a primeira campanha tenha ocorrido no fim do verão e a segunda no início do inverno, os valores medidos, ao contrário do esperado, foram bastante semelhantes. Isto sugere que a variação observada na taxa de emissão de biogás não teve relação com a temperatura.

A pressão foi o fator climático mais estável nesse sentido, indicando um coeficiente de correlação da ordem 0,4 em março e 0,3 em julho. Mesmo assim, trata-se de uma correlação fraca.

A velocidade do vento não indicou qualquer relação com as taxas de emissão em março e uma leve correlação negativa em julho. Porém, uma característica desse fator climático é a sua alta variabilidade, conseqüentemente, abordar a sua influência é algo mais complexo. Em alguns momentos, do mesmo dia, experimentou-se sopros de mais de 5 m/s e em seguida apenas uma brisa fraca de velocidade menor que 0,5 m/s.

Em comparação a outros trabalhos (tabela 9), e especificamente tratando do metano, nota-se que a média das emissões do CTR Macaé ($4,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) está dentro dos limites observados por outros autores em diferentes aterros sanitários.

Tabela 9. Emissão fugitiva de metano calculada com placa de fluxo em diferentes aterros sanitários.

Local do estudo	Referência	Emissão de metano ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$)
Aterro Tamangapa (Indonésia)	LANDO et al. (2017)	4,9 a 165,2
Aterro Nuevo Leon (México)	GONZALEZ-VALENCIA et al. (2016)	10 a 575
Aterro Fakse (Dinamarca)	SCHEUTZ et al. (2009)	77 a 155
Aterro da Aguazinha-PE (Brasil)	MARIANO (2008)	0,004 a 400
Aterro na Califórnia (EUA)	ABICHOU et al. (2009)	0,1 a 175,7
Aterro da Muribeca-PE (Brasil)	MACIEL (2003)	0,1 a 363
Aterro Bandeirantes-SP (Brasil)	SILVA et al. (2013)	0,1 a 148,4
Aterro de BH-MG (Brasil)	CATAPRETA (2008)	23,2 a 337,6
Aterro Caieiras-SP (Brasil)	CANDIANI & VIANA (2017).	18,6 a 149,8
CTR Macaé	Este estudo	-8,8 a 67,6

Fonte: CANDIANI & VIANA (2017).

A diferença obtida neste estudo foram os valores de emissões negativas, isto é, a célula de resíduos estava absorvendo gases. Esse fenômeno foi observado em cinco pontos de medição.

O que pode explicar essas emissões negativas é que o sistema de captação de gases no CTR Macaé é dotado de compressor, que atua gerando uma pressão

negativa nos poços e dutos. Essa pressão negativa por sua vez é responsável por direcionar o fluxo de gases para o interior do sistema de captação.

Outra possibilidade é que enquanto, em determinados espaços, os gases infiltram no solo, em outros, eles podem estar saindo. Isso pode ter relação com fatores ambientais. Um possível candidato para isso é o vento, já que devido a sua alta variabilidade, é possível haver ventos mais intensos numa parte do aterro e em outra, ventos menos intensos, causando um gradiente de pressão no interior da célula de resíduos. No entanto, essa hipótese não foi analisada no decorrer desse estudo.

As emissões fugitivas de metano representaram 55% do total gerado, o que confere ao sistema de captação uma eficiência de 45%. Isso equivale a dizer que dos cerca de 290 mil m³ de CH₄ gerados, o sistema consegue captar aproximadamente apenas 130 mil m³.

A taxa de oxidação do metano não foi considerada neste estudo, porém a eficiência do sistema de captação de gases em relação ao CO₂ foi menor que a do metano, 26%. Essa diferença sugere que o processo de oxidação está ocorrendo no CTR Macaé.

Mesmo assim, 45% de retenção de metano pode ser considerado um valor baixo se tomarmos os exemplos de CANDIANI & VIANA (2017) que encontraram uma eficiência de 69% ao sistema de captação de gases do Aterro Sanitário Caieiras, localizado no município de Caieiras no estado de São Paulo, Brasil; e de MACIEL & JUCÁ (2011), estudando o Aterro Sanitário de Aguazinha, no estado de Pernambuco, Brasil, que encontraram uma eficiência da ordem de 78%.

Refletindo sobre o que propõem SPOKAS et al. (2006) no tocante à eficiência de sistema ativos de recuperação de metano: 35% para uma célula operacional sem cobertura, 65% para uma célula temporariamente coberta, 85% para uma célula em estágio final coberta com argila compactada e 90% para uma célula finalizada coberta com geomembrana. Conclui-se que a cobertura de solo usada no CTR Macaé é pouco eficiente.

Na escala proposta por SPOKAS et al. (2006), o solo de cobertura usado no CTR Macaé confere uma eficiência equivalente a uma situação intermediária entre “célula operacional sem cobertura” e “célula temporariamente coberta”, enquanto que o esperado seria uma eficiência da ordem de 85% - célula em estágio final coberta com argila compactada.

As suspeitas para a baixa eficiência recaem sobre o solo usado como cobertura dos resíduos. Tal hipótese encontra amparo nos resultados dos ensaios geotécnicos. Segundo eles, o solo usado na cobertura dos resíduos do CTR Macaé é majoritariamente constituído de areia, e não argila.

De acordo com Maciel (2003) solos de granulometria mais fina, como os argilosos, são preferidos para controle das emissões, pois apresentam menor permeabilidade e maior retenção de umidade, de modo que a passagem de gases é reduzida.

A umidade higroscópica também apresentou valores bem baixos, indicando que o solo não retém muita água. Isso, além de permitir a percolação de gases mais facilmente, também contribui para o aparecimento de rachaduras.

Conforme concluíram BORBA et al. (2018), rachaduras são pontos por onde há escapes significativos de gases. Não à toa, o ponto com a maior taxa de emissão encontrado no CTR Macaé ($67.718,61 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para CH_4 e $524.587,76 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ para CO_2) estava sobre uma rachadura.

Outra questão a ser abordada são os tipos de recobrimento de resíduos. A parte do solo com grama se mostrou como uma opção muito mais eficiente do que o simples solo exposto compactado. É provável que a presença da vegetação tenha contribuído para reter mais umidade, dificultando a passagem dos gases. Ademais, em locais com vegetação, não havia rachaduras.

A geomembrana, considerando o que preconiza a literatura (SPOKAS et al., 2006), é a melhor opção de recobrimento. Contudo, sua aplicação é mais cara, e, como visto, se não for instalada sobre toda a célula de resíduos, a tendência é que os gases escapem pelas suas laterais.

Todas as simulações feitas no LandGEM indicaram que a produção de biogás aumenta em ritmo exponencial logo nos primeiros anos de utilização do aterro. Após isso, a quantidade de gás produzida tende a se estabilizar, efeito claramente observado na terceira simulação (Úmida). Nas outras simulações, não há tempo suficiente para que a produção de biogás alcance esse patamar de estabilização, pois o aporte de novos resíduos cessa antes disso.

Após o fim da vida útil do aterro e conseqüentemente a descontinuidade do aporte de novos RSU, a produção de biogás diminui rapidamente, contudo pequenas quantidades de gás ainda são produzidas mesmo após vários anos. Essa produção “residual” de biogás é mais facilmente observada na simulação AP-42 (figura 19).

Dentre as três simulações, vê-se que a simulação 2 foi a que melhor representou o caso real do CTR Macaé. Essa simulação usou os parâmetros definidos pela lei norte americana Clean Air Act (CAA), estes são considerados requisitos mínimos que aterros sanitários nos Estados Unidos (EUA) devem seguir.

Dessa forma, embora o sistema de captação de gases do CTR Macaé não seja muito eficiente, ele atende minimamente aos padrões de qualidade.

Considerando esse cenário construído no LandGEM, se espera que a produção de biogás aumente cerca 2,5 vezes, passando dos atuais 14.034.226,86 m³.ano⁻¹ para 37.097.775,03 m³.ano⁻¹. Portanto, o sistema de captação de gases deve ser expandido no mesmo ritmo, a fim de pelo menos manter os níveis de eficiência atuais.

Além disso, o mencionado aterro sanitário irá produzir cerca de 2 milhões de toneladas de biogás até 2149. Se o sistema de captação e tratamento de gases fosse desconsiderado, todo esse montante seria liberado na atmosfera. Excluindo a parcela do metano que oxida, isso representaria aproximadamente 10 milhões de toneladas de CO₂e.

As outras simulações, por sua vez, trazem cenários que não são representativos para aterros sanitários com as características do CTR Macaé.

6. CONCLUSÕES

Perante o que foi visto, pode-se concluir que aterros sanitários, embora providos de mecanismos de controle ambiental – o que é um grande avanço em relação a lixões – ainda são potenciais vetores de poluição, pelo menos no que tange emissões atmosféricas, conforme abordado neste estudo. Esses mecanismos de controle podem ser mais ou menos eficientes, dependendo de certos aspectos.

Um desses aspectos é a camada de cobertura. O solo com grama apresentou uma média de emissões cerca de 134 vezes menor que o solo compactado exposto. Mostrando-se uma opção muito mais vantajosa ambientalmente.

A utilização de geomembrana em apenas parte do aterro, ao que resultados preliminares sugerem, não é uma medida eficiente, dado que os gases estariam escapando pelas bordas da manta. No entanto, é preciso ressaltar que essa conclusão foi formada com base no nível de metano do ar nas adjacências das geomembranas. Para confirmar esses indícios, sugere-se um estudo mais detalhado sobre essas áreas. Devido às condições de operação do aterro, outro estudo com esta mesma metodologia deveria ser empregado após o fechamento das operações da célula e a sua completa impermeabilização.

O sistema de captação de gases do CTR Macaé apresentou uma eficiência de 45% em relação ao CH_4 e 26% em relação do CO_2 , isso equivale dizer que o referido aterro sanitário libera cerca de 3.800 toneladas de CO_2 na atmosfera anualmente, o que contribui para o aquecimento global.

Essa performance do sistema de captação de gases do CTR Macaé é considerado baixa se levarmos em consideração o potencial teórico desses sistemas – 40% a 95% segundo OLIVEIRA (2013), CANDIANI & VIANA (2017) SPOKAS et al.(2006) – e eficiências alcançadas em aterros estudados por CANDIANI & VIANA (2017) e MACIEL & JUCÁ (2011).

A significativa variação entre as eficiências de captação entre o CH_4 e o CO_2 sugere que o processo de oxidação esteja ocorrendo no interior da célula de resíduo. Com isso há mais escape de CO_2 que de CH_4 , pois parte do CH_4 é convertido em CO_2 antes de chegar à superfície.

Observou-se que o ponto com maior taxa de emissão de gases possuía rachaduras. Tal fato corrobora com resultados de outros estudos, os quais também encontraram altas taxas de emissões em locais com essas características.

Assim, os resultados aqui encontrados indicam existir espaço para melhorias no controle de emissões atmosféricas do CTR Macaé. Tais melhorias significam ganhos tanto no âmbito ambiental quanto no econômico, uma vez que o biogás captado no referido aterro sanitário é usado para geração de energia.

Uma ação a ser implantada em um futuro próximo é utilizar um solo mais argiloso para recobrir os resíduos. Como demonstrado nos ensaios geotécnicos, o CTR Macaé utiliza um solo predominantemente arenoso para essa função, o que não é o aconselhado. Este tipo de solo possui características que não favorecem o encapsulamento do biogás, por conta de sua baixa capacidade de reter umidade e dos volumosos espaços vazios interconectados entre os grãos.

O controle e a correção de rachaduras no solo também é uma medida que pode ser implementada por meio da umidificação do solo bem como a colocação de grama sobre toda a extensão da célula de resíduos. Tal medida evitaria que o solo fique totalmente exposto e minimizaria o aparecimento de *hotspots* relativos a altas taxas de emissões atmosféricas.

Por outro lado, um fator positivo do sistema de captação de gases do CTR Macaé é que este é ativo, ou seja, exerce pressão negativa nos poços e dutos por conta da atuação de compressores. Acredita-se que essa é a explicação para que a taxa de emissão de alguns pontos medidos terem sido negativas, isto é, o metano e o gás carbônico estavam infiltrando na célula de resíduos, ao invés de saírem.

Como pôde ser visto na tabela 9, este foi o único estudo que encontrou taxas de emissão negativas. Porém, os outros estudos, em sua maioria, foram feitos em aterros desativados ou em aterros operacionais sem esse sistema dotado de compressores.

Em relação aos fatores ambientais climatológicos – temperatura, pressão, umidade e velocidade do vento – observou-se que as emissões em julho foram 22 vezes maiores que as medidas em março. Embora haja certo consenso na literatura que estes fatores influenciam as taxas de emissões, principalmente do metano, neste estudo não foram encontradas correlações significativas entre esses fatores e as taxas de emissão deste gás. Logo, não se pode afirmar qual foi o motivo que causou tal variação.

No tocante ao software LANDGEM, este se mostrou útil para modelar emissões de GEE em aterros sanitários com as características do CTR Macaé. Dentre as simulações feitas, a que apresentou resultado mais próximo da realidade foi a CAA.

Isso mostra que o CTR Macaé, apesar de não possuir um sistema de captação de gases muito eficiente, atende padrões mínimos de qualidade.

Acredita-se que as principais limitações deste estudo foram:

1. Não quantificar a oxidação do metano.
2. Estimar uma emissão total a partir de pontos específicos escolhidos aleatoriamente sobre a área do aterro sanitário;
3. Realização de apenas duas campanhas de campo.

Por conta desta segunda, possíveis locais com altas taxas de emissão podem ter sido negligenciados. Essa questão pode ser contornada examinando-se uma quantidade maior de pontos, pois quanto maior o número de dados menor é a sensibilidade da média em relação a valores extremos e maior é a representatividade.

A terceira limitação foi causada em virtude de uma limitação temporal. Por conta disso, o estudo teve que se ater a apenas duas campanhas de campo, uma em março (outono) e outra em julho (inverno), assim a quantidade de pontos analisados foi limitada e a influência da sazonalidade não pôde ser completamente avaliada.

Como se busca estimar as emissões anuais do aterro, sugere-se para estudos futuros um acompanhamento mais detalhado com a realização em pelo menos 4 campanhas, uma em cada estação do ano.

Por fim, um detalhe a se considerar é que dos 31 pontos amostrados, 12 acabaram sendo descartados, após as análises laboratoriais, por estarem inválidos. Caso as análises fossem feitas totalmente *in situ*, logo após a coleta, talvez fosse mais fácil identificar essas amostras inválidas e refazê-las ou aproveitar os materiais para amostrar outro ponto. Já para análises *ex situ*, em função da distância, isso não é possível. Dessa forma, incentiva-se, para estudos futuros semelhantes, a preferência por análises *in situ*.

Mesmo diante dessas limitações, ficou claro que a adoção de algumas medidas simples pode resultar num aumento da sustentabilidade do CTR Macaé no que diz respeito à poluição atmosférica. Três dessas medidas são:

1. Substituição do solo arenoso por um mais argiloso;
2. Colocação de grama sobre a camada de cobertura em toda a extensão da célula de resíduos.
3. Enquanto a proposta anterior não for implementada sugere-se a realização de rondas pelo aterro com o objetivo de identificar o surgimento rachaduras e corrigi-las.

BIBLIOGRAFIA

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10.004: Resíduos sólidos – Classificação**. 2004.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 6.502: Rochas e Solos – Terminologia**. 1995.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7.181: Solo — Análise granulométrica**. 2016.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 8.419: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. 1992.

ABRELPE — Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2003.

ABRELPE — Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. 2020.

ALLEN, M.R. et al. **2018: Framing and Context**. In: **Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty**. In Press. 2018.

BABILOTTE, A. et al. **Fugitive methane emissions from landfills: field comparison of five methods on a French landfill**. Journal of Environmental Engineering, v. 136, n. 8, p. 777-784, 2010.

BORBA, P. F. S., et al. **Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no Rio de Janeiro**. Engenharia Sanitaria e Ambiental v. 23, p. 101-111, 2018.

BRASIL. Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Diário Oficial da União, Brasília, 12 de janeiro de 2022.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Diário Oficial da União, Brasília, 3 de agosto de 2010.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÕES - MCTI. **Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Secretaria de Pesquisa e Formação Científica. -- Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, 2021.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019**. Brasília: SNS/MDR, 2020.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. 2012.

BRITO FILHO, L. F. **Estudos de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2005.

BÜRGMANN, H. **Methane Oxidation (Aerobic)**. In J. Reitner & V. Thiel (Eds.), Encyclopedia of Earth Sciences Series. Encyclopedia of Geobiology (pp. 575-578). 2011.

CAMPOS, H. K. T. **Renda e Evolução da Geração per Capita de Resíduos Sólidos no Brasil**. Eng. Sanit. Ambient., vol.17, n. 2, p. 171-180. 2012.

CANDIANI, G. & VIANA, E. **Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários**. Geosp – Espaço e Tempo (Online), v. 21, n. 3, p. 845-857, 2017.

CANDIANI, G.; VIANA, E. **Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários**. Geosp – Espaço e Tempo (Online), v. 21, n. 3, p. 845-857. 2017.

CLIMATE DATA. **Clima Macaé (Brasil)**. Sem data. Disponível em: < <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-de-janeiro/macaee-4046/> > acessado em 22 de setembro de 2020.

DE VISSCHER, A.; VAN CLEEMPUT, O. **Simulation model for gas diffusion and methane oxidation in landfill cover soils**. Waste Management, v. 23, n. 7, p. 581-591, 2003.

EPA - Environmental Protection Agency (US). **Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide**. Morrisville, NC. 2005.

EPA - Environmental Protection Agency (US). **Solid waste management and greenhouse gases — A life-cycle assessment of emission and sinks**. 3rd Edition. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. 2006.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Nota Técnica DEA 18/14. Série Recursos Energéticos. Rio de Janeiro. 2014.

EUROSTAT. **Municipal waste statistics.** Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_generation> acessado em 7 de dezembro de 2021.

FIORI, M. G. S., Schoenhals M. e Follador, F.A.C. **Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia.** Engenharia Ambiental Vol.5, n.3, pp. 178-191. 2008.

FISCHER, C.; MAURICE, C.; LAGERKVIST, A. **Gas emission from landfills. An overview of issues and research needs.** Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden, 1999.

FUJIMORI, S. et al. **Implication of Paris Agreement in the context of long-term climate mitigation goals.** SpringerPlus 5, 1620. 2016.

HENRIQUES, R. M. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Abordagem Tecnológica.** Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2004.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Macaé – Panorama.** Sem data. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/macaee/panorama> > acessado em 20 de setembro de 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Quissamã – Panorama.** Sem data. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rj/quissama/panorama> > acessado em 20 de setembro de 2020.

KAWAI, K.; Tasaki, T. **Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability.** J. Mater. Cycles Waste Manage., 18, pp. 1-13. 2016.

LUCERNONI, F. et al. **Use of CFD for static sampling hood design: An example for methane flux assessment on landfill surfaces.** Chemosphere, v. 163, p. 259-269, 2016.

MACIEL, F. J. **Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos.** Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2009.

Masson-Delmotte, V. et al. **IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press. In Press. 2021.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica**. Sem data. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biomas/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento> acessado em 21 de setembro de 2020.

MØNSTER, J. G. et al. **Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements—a sensitivity analysis based on multiple field surveys**. Waste Management, v. 34, n. 8, p. 1416-1428, 2014.

MYHRE, G.; Shindell, D.; Bréon, F.-M.; Collins, W.; et al. **Chapter 8: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC**. pp. 659–740. 2013.

NIKIEMA, J., Brzezinski R., e Heitz, M. **Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review**. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology. Vol. 6 pp. 261-284, 2007.

NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration. **Climate Change: Atmospheric Carbon Dioxide**. 2021. Disponível em: <<https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-atmospheric-carbon-dioxide>> acessado em 5 de dezembro de 2021.

OECD - ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD Factbook 2014: Economic, Environmental and Social Statistics**. OECD Publishing. 2014.

OLIVEIRA, L. R. G. **Estudo das Emissões de Biogás em Camadas de Coberturas de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2013.

PARKIN, T. B.; Venterea, R. T.; Hargreaves, S. K. **Calculating the detection limits of chamber-based soil greenhouse gas flux measurements**. Journal of environmental quality, v. 41, n. 3, p. 705-715, 2012.

PAWLOWSKA, M. **Mitigation of Landfill Gas Emissions**. CRC Press/Balkema, London, UK. 2014.

Persson, M.; Jönsson, O.; & Wellinger, A. **Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection**. IEA Bioenergy task. Vol. 37. 2006.

RACHOR, I. M. et al. **Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales**. European Journal of Soil Science, v. 64, n. 1, p. 16-26, 2013.

REES-WHITE, T. C., et al. **Measuring methane emissions from a UK landfill using the tracer dispersion method and the influence of operational and environmental factors.** Waste management, v. 87 p. 870-882, 2019.

RITCHIE, H & ROSER, M. **CO₂ and Greenhouse Gas Emissions.** 2020. Disponível em: <<https://ourworldindata.org/co2-and-other-greenhouse-gas-emissions>> acessado em 31 de março de 2022.

S KIYASUDEEN, K., et al. **An introduction to anaerobic digestion of organic wastes. Prospects of organic waste management and the significance of earthworms.** Springer, Cham. Pp. 23-44, 2016.

SCHEUTZ, C. et al. **Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique.** Waste Management, v. 31, n. 5, p. 1009-1017, 2011.

SMITH, M. B & March J.. **March's advanced organic chemistry: reactions, mechanisms, and structure.** Sixth Edition, John Wiley & Sons, 2007.

SOARES, E. L. S. F. **Estudo da Caracterização Gravimétrica e Poder Calorífico dos Resíduos Sólidos Urbanos.** Dissertação de Mestrado (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2011.

SOLOMON, S. et al. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth 16 Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC.** 2013.

SPOKAS, K. et al. **Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?** Waste Management, vol. 26, p. 516–525. 2006.

SPOKAS, K., et al. **Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?** Waste management, v. 26, n. 5, p. 516-525 ,2006.

THEMELIS, N. J. & Ulloa, P. A. **Methane generation in landfills.** Renewable energy, vol. 32, p. 1243-1257. 2007.

THEMELIS, N. J. e Ulloa, P. A. **Methane generation in landfills.** Renewable energy, vol. 32, n. 7, pp. 1243-1257, 2007.

ZHANG, C. et al. **Temporal and spatial variation of greenhouse gas emissions from a limited-controlled landfill site.** Environment International, Vol. 127, P. 387-394. 2019.


APÊNDICE – Resumo das Campanhas de Campo

Campanha de campo - 1 de março de 2021															
Ponto	CH ₄						CO ₂						Tipo de superfície	Rachadura	Obs
	Concentração (ppm)				R ²	Fluxo Linear (mg.m ⁻² .dia ⁻¹)	Concentração (ppm)				R ²	Fluxo Linear (mg.m ⁻² .dia ⁻¹)			
t ₀	t ₂	t ₄	t ₈	t ₀			t ₂	t ₄	t ₈						
1	1,48	1,98	6,14	16,43	0,94	279,8	168,42	182,14	299,49	342,4	0,88	9249,15	Solo Exposto	Sim	
2	0	0	0	0	0	0	140,24	144,69	142,99	145,19	0,55	189,57	Solo Exposto	Não	
3	17,2	47,95	48,39	-	0,76	1108,77	239,84	314,65	306,69	-	0,66	6534,56	Solo Exposto	Não	
4	9,37	-	16,24	35,4	0,93	462,66	317,43	-	324,48	347,98	0,91	1493,6	Solo Exposto	Sim	
5	0,85	5	12,03	28,33	0,98	499,88	146,82	223,8	339,73	558,02	1	20460,66	Solo Exposto	Não	
6	-	1,83	4,53	10,12	1	196,87	-	155,97	173,77	199,55	0,99	2794,2	Solo Exposto	Sim	
7	11,13	169,88	257,03	373,68	0,94	6160,16	201,27	676,39	918,58	1128,55	0,87	42664,09	Solo Exposto	Sim	
8	40,24	-	140,93	63,94	0,05	0	79,03	-	426,58	401,96	0,69	15784,5	Solo Exposto	Sim	
9	23,76	0,83	0,73	0,47	0,48	0	290,9	178,95	194,4	259,22	0	0	Gramma	-	Ponto de Controle
10	0,37	0,4	2,54	-	0,76	77,22	158,81	220,09	300,46	-	0,99	13847,35	Gramma	Não	
11	0	0	263,77	0	0	0	144,06	175,04	-	233,08	0,99	4219,69	Gramma	Não	
12	0	0	0	0,47	0,77	8,68	157,45	158,4	190,42	262,13	0,93	5430,97	Gramma	Não	
13	0,58	0,69	0,95	1	0,85	7,71	223,35	-	236,27	240,94	0,93	859,54	Gramma	Não	
14	7,01	2,2	4,45	1,05	0,6	-84,86	-	224,09	290,61	303,82	0,72	4638,03	Solo Exposto	Não	
15	0	0	0	0	0	0	194,27	211,56	265,51	351,71	0,98	8023,62	Solo Exposto	-	Ponto de Controle
16	1210,82	1278,16	1047,91	1006,35	0,69	-4479,3	5155,56	5487,95	4577,62	4437,17	0,63	-44915,74	Gramma	Não	Borda da Geomembrana

Campanha de campo - 15 de julho de 2021

Ponto	CH ₄						CO ₂						Tipo de superfície	Rachadura	Obs
	Concentração (ppm)				R ²	Fluxo Linear (mg.m ⁻² .dia ⁻¹)	Concentração (ppm)				R ²	Fluxo Linear (mg.m ⁻² .dia ⁻¹)			
	t ₀	t ₂	t ₄	t ₈			t ₀	t ₂	t ₄	t ₈					
1	0,21	0,18	0,15	0,13	0,94	-1,43	162,95	150,5	196,87	175,94	0,21	0	Solo exposto	Sim	
2	1,66	1,26	1,68	1,9	0,38	0	219,25	190,44	295,2	294,05	0,59	4667,7	Solo exposto	Não	
3	2,78	11,53	31,99	66,05	0,99	1162,68	162,41	243,4	460,92	593,53	0,94	21984,54	Solo exposto	Sim	
4	0,94	0,42	0,37	0,43	0,43	0	143,94	140,34	152,46	162,23	0,85	1027,35	Solo exposto	Não	
5	0,06	0,32	0,39	0,98	0,97	15,94	140,92	152,65	171,14	204,25	1	3156,3	Solo exposto	Não	
6	38,72	721,89	1912,21	3756,94	0,99	67618,61	266,95	2498,05	5510,97	10862,3	1	524587,76	Solo exposto	Sim	
7	2,1	27,44	1,97	23,16	0,17	0	357,81	446,07	207,25	239,12	0,43	0	Solo exposto	Não	
8	27,44	0,66	0,45	1,68	0,43	0	446,08	357,47	409,36	201,97	0,8	-10992,67	Solo exposto	Sim	
9	1,68	0,08	0,2	0,11	0,46	0	201,97	137,42	147,08	171,2	0,05	0	Gramma	Não	
10	0,15	0,99	0,96	0,82	0,29	0	153,84	158,35	170,3	219,35	0,92	3309,7	Gramma	Não	
11	0,69	0,22	0,14	0,14	0,57	-8,3	1182,69	138,72	142,11	154,11	0,45	0	Gramma	Não	
12	0,18	1,04	1,04	1,04	0,47	0	208,46	213,59	180,61	151,34	0,9	-3113,31	Gramma	Não	
13	543,94	247,2	108,26	8,93	0,84	-8857,56	2188,18	1049,46	495,66	167,45	0,82	-91964,16	Solo exposto	Não	
14	16,46	9,85	9,89	11,56	0,23	0	194,85	201,94	226,11	796,33	0,81	30295,61	Solo exposto	Sim	
15	6,98	113,27	263,68	345,44	0,93	6061,42	177,3	1283,99	1296,29	2070,04	0,86	82862,34	Solo exposto	Sim	
16	21,35	77,26	128,9	229,73	1	3687,35	510,79	354,26	513,82	1058,78	0,73	30190,52	Solo exposto	Não	
17	7,68	7,81	1,48	7,92	0	0	316,54	171,82	255,02	175,52	0,4	0	Solo exposto	Não	

ANEXO – Certificados de Calibração Termo-Higroanemometro-Barometro modelo AK834.



CERTIFICADO DE CALIBRAÇÃO

Produtos Eletrônicos

Cliente: ANDRE CHAME LINS DE MELLO
Endereço: RUA TRES, 437 - UBA PENDOTIBA, LOTE 39- NITEROI- RJ
Solicitante: ANDRE CHAME LINS DE MELLO
Endereço: RUA TRES, 437 - UBA PENDOTIBA, LOTE 39- NITEROI- RJ

Data da Calibração	Data da Emissão	OS/Pedido	Nº do Certificado
28/10/2020	30/10/2020	10013004964	19824/2020

Descrição: Termo-Higroanemometro-Barometro
TAG: AKLA61668 **Modelo:** AK834
Série: 152733 **Fabricante:** AKSO

Procedimento: A calibração foi realizada conforme o procedimento: PT-05-LA , revisão: 01
Método: Comparação direta com o padrão em meio termostático e higrostático com a calibração da umidade realizada na temperatura de referência em 25°C. Calibração Realizada no laboratório da Akso.

Condições Ambientais: Temperatura: (23 ± 3) °C
 Umidade Relativa: (55 ± 25) %UR

Padrões Utilizados:	Descrição	Certificado	Laboratório	Válido
Padrão THM-001	Termohigrômetro digital padrão	LT- 261 855	Escala	07/2021

Incerteza de Medição: A incerteza expandida de medição relatada é declarada como incerteza padrão de medição multiplicada pelo fator de abrangência k, o qual para uma distribuição t com graus de liberdade efetivos (Veff) corresponde a uma probabilidade de abrangência de aproximadamente 95%. A incerteza de medição foi determinada de acordo com o "Guia para a expressão de incerteza de medição - GUM 2008", 1ª Edição Brasileira da 1ª Edição do BIPM de 2008. Os valores de k e Veff são apresentados na tabela de resultados.

RESULTADOS DE TEMPERATURA IN

VR (°C)	MM (°C)	ERRO (°C)	U (°C)	k	Veff
20,0	20,1	0,1	0,3	2,00	INFINITOS
25,0	25,2	0,2	0,4	2,00	INFINITOS

RESULTADOS DE UMIDADE IN


VR (%ur)	MM (%ur)	ERRO (%ur)	U (%ur)	k	Veff
35,0	37,2	2,2	2,2	2,11	25
65,1	66,5	1,4	3,0	2,09	30

RESULTADOS DE TEMPERATURA OUT

VR (°C)	MM (°C)	ERRO (°C)	U (°C)	k	Veff
---	---	---	---	---	---

IN = Sensor Interno
 VR = Valor de Referência (Leitura Padrão)
 MM = Média das Medições (Leitura do Instrumento)
 ERRO = MM - VR

OUT = Sensor externo
 U = Incerteza de Medição
 k = Fator de Abrangência
 Veff = Graus de Liberdade Efetivos



Carlos Rodrigo Goularte
 Signatário Autorizado

RQ-14-LA

Os resultados deste certificado referem-se exclusivamente ao instrumento submetido à calibração, nas condições específicas, não sendo extensivo a quaisquer lotes. Esta calibração não isenta o instrumento do controle metrológico estabelecido na regulamentação metrológica. A AKSO autoriza a reprodução deste certificado, desde que qualquer cópia sempre apresente seu conteúdo integral.
 Akso Produtos Eletrônicos Ltda.
 Rua Emílio Dexeimer, 357 - São Leopoldo - RS - CEP: 93032-200
 Fone (51) 3406-1717 www.akso.com.br

Página 1 de 1



CERTIFICADO DE CALIBRAÇÃO

Produtos Eletrônicos

Cliente: ANDRE CHAME LINS DE MELLO
Endereço: RUA TRES, 437 - UBA PENDOTIBA, LOTE 39- NITEROI- RJ
Solicitante: ANDRE CHAME LINS DE MELLO
Endereço: RUA TRES, 437 - UBA PENDOTIBA, LOTE 39- NITEROI- RJ

Data da Calibração	Data da Emissão	OS/Pedido	Nº do Certificado
28/10/2020	30/10/2020	10013004964	19825/2020

Descrição: Termo-Higroanemometro-Barometro
TAG: AKLA61668 **Modelo:** AK834
Série: 152733 **Fabricante:** AKSO
Identificação do sensor: 0

Procedimento: A calibração foi realizada conforme o Procedimento: PT-19-LA Revisão 0
Método: Comparação direta em um túnel de vento com vazão uniforme e estável.

Condições Ambientais: Temperatura: $(23 \pm 3) ^\circ\text{C}$
 Umidade Relativa: $(55 \pm 25) \%UR$

Padrões Utilizados:

Padrão	Descrição	Certificado	Laboratório	Válido
ANM-001	Anemômetro de termistor	S383524/2019	K&L	05/2021
TV-01	Túnel de Vento WTM-1000	19394/2020	Akso	10/2022

Incerteza de Medição: A incerteza expandida de medição relatada é declarada como incerteza padrão de medição multiplicada pelo fator de abrangência k, o qual para uma distribuição t com graus de liberdade efetivos (V_{eff}) corresponde a uma probabilidade de abrangência de aproximadamente 95%. A incerteza de medição foi determinada de acordo com o "Guia para a expressão de incerteza de medição - GUM 2008", 1ª Edição Brasileira da 1ª Edição do BIPM de 2008. Os valores de k e V_{eff} são apresentados na tabela de resultados.

RESULTADOS OBTIDOS ANTES DO AJUSTE

VR (m/s)	MM (m/s)	ERRO (m/s)	U (m/s)	k	V_{eff}
2,7	2,7	0,0	0,5	2,00	INFINITOS
5,4	5,2	-0,2	0,5	2,00	INFINITOS
10,3	10,0	-0,3	0,6	2,00	INFINITOS
14,8	14,5	-0,3	0,7	2,00	INFINITOS

RESULTADOS OBTIDOS APÓS O AJUSTE

VR (m/s)	MM (m/s)	ERRO (m/s)	U (m/s)	k	V_{eff}
---	---	---	---	---	---

VR = Valor de Referência (Leitura Padrão)

MM = Média das Medições (Leitura do Instrumento)

ERRO = MM - VR

U = Incerteza de Medição

k = Fator de Abrangência

V_{eff} = Graus de liberdade

Carlos Rodrigo Goularte

Signatário Autorizado

RQ-29-LA

Revisão: 1

Os resultados deste certificado referem-se exclusivamente ao instrumento submetido à calibração, nas condições específicas, não sendo extensivo a quaisquer lotes. Esta calibração não isenta o instrumento do controle metrológico estabelecido na regulamentação metrológica. A AKSO autoriza a reprodução deste certificado, desde que qualquer cópia sempre apresente seu conteúdo integral.

Akso Produtos Eletrônicos Ltda.

Rua Emílio Dexheimer, 357 - São Leopoldo - RS - CEP: 93032-200

Fone (51) 3406-1717 www.akso.com.br

Página 1 de 1