



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

**CONDIÇÕES INTERVENIENTES NAS EMISSÕES FUGITIVAS DE
BIOGÁS EM CAMADA DE COBERTURA DE SOLO COMPACTADO
EM ATERROS SANITÁRIOS**

JORDAN CARNEIRO MARTINS DE SOUZA

CAMPINA GRANDE – PB

2021

JORDAN CARNEIRO MARTINS DE SOUZA

**CONDIÇÕES INTERVENIENTES NAS EMISSÕES FUGITIVAS DE BIOGÁS EM
CAMADA DE COBERTURA DE SOLO COMPACTADO EM ATERROS
SANITÁRIOS**

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

Área de concentração: Geotecnia

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

CAMPINA GRANDE – PB

2021

S729c Souza, Jordan Carneiro Martins de.
Condições intervenientes nas emissões fugitivas de biogás em
camada de cobertura de solo compactado em aterros sanitários /
Jordan Carneiro Martins de Souza. – Campina Grande, 2022.
108 f. : il. : color.

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

"Orientação: Prof.^a Dr.^a Veruschka Escarião Dessoles
Monteiro".

Referências.

1. Aterro Sanitário. 2. Mapeamento. 3. Metano. 4. Solos não
saturados. 5. Permeabilidade ao ar. 6. Condições meteorológicas I.
Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Título.

CDU 628.472.3(043)

JORDAN CARNEIRO MARTINS DE SOUZA

**CONDIÇÕES INTERVENIENTES NAS EMISSÕES FUGITIVAS DE BIOGÁS EM
CAMADA DE COBERTURA DE SOLO COMPACTADO EM ATERROS
SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, pertencente à linha de pesquisa de Geotecnia Ambiental e área de concentração de Geotecnia, como requisito para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Aprovado em: 30 / 08 / 2021.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro - UFCG

Orientadora



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo - UFCG

Examinador Interno



Dr. Felipe Jucá Maciel

Examinador Externo

Dedicatória

Dedico esse estudo a Deus, Pai e criador, por meio do qual todas as coisas subsistem e em quem encontramos propósito além da vida. E também dedico aos meus pais, por todo amor e apoio que tem me dado.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus pelo dom da vida e por sua graça salvadora, que nos resgata e nos dá propósito. Agradeço também a minha família e os meus pais, seu José Pedro e dona Marinalva, por todo o amor e cuidado comigo. Especialmente minha mãe, que sempre foi minha maior incentivadora nos estudos e na vida.

Agradeço aos que foram amigos, me apoiaram e compartilharam comigo os momentos felizes, mas também permaneceram presentes nos momentos de dificuldades.

Agradeço também aos companheiros de fé que encontrei nesse período de universidade, em especial aos da Missão Federal e da igreja local que me acolheu, com os quais pude compartilhar bons momentos.

Agradeço aos membros do Grupo de Geotecnia Ambiental da UFCG, representados pela professora Veruschka e professor Marcio, que me acolheram e com os quais tenho aprendido bastante ao longo desses anos. Em especial, a Pablllo, Carlos, Thiago, Aline e Jeovana, amigos do subgrupo de camada de cobertura, os quais me ajudaram em muito com a construção do conhecimento e com a realização deste estudo. Principalmente Jeovana, que além de grande companheira de trabalho, tem sido uma grande amiga e incentivadora. Agradeço também aos demais que foram amigos presentes laboratório nesses anos.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental e seus professores e ao CNPq pela oportunidade de desenvolver essa pesquisa.

Por último, agradeço novamente a Deus por ter me sustentando todo esse tempo e colocado pessoas para me incentivar e apoiar nesses anos de estudo. Agradeço por ter sido capaz de chegar até aqui e concluir essa etapa apesar das dificuldades naturalmente existente e que foram intensificadas em razão da pandemia que estamos vivendo.

Souza, J. C. M. **Condições intervenientes nas emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterros sanitários.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB. 2021.

RESUMO

O desempenho de camadas de cobertura final de aterros sanitários pode ser afetado tanto por condições geotécnicas quanto meteorológicas. Em regiões de clima semiárido, as camadas de cobertura, que utilizam solos com baixa permeabilidade, podem ter seu desempenho reduzido devido aos ciclos de umedecimento e secagem, implicando em perda de eficiência na retenção do fluxo de líquidos e gases, aumentando as emissões desses gases para a atmosfera. Uma forma de melhorar o desempenho de camadas de coberturas quanto às emissões fugitivas de biogás em aterros sanitários é determinar fatores que influenciam na funcionalidade dessas camadas. Desse modo, esse trabalho tem o objetivo de verificar a influência dos principais fatores intervenientes nas emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura final de solo compactado de Aterro Sanitário. O campo experimental para o desenvolvimento dessa pesquisa compreende uma área de 40.000 m² da camada de cobertura do Aterro Sanitário localizado em Campina Grande-PB. Nesta camada, ensaios de placa de fluxo estática foram realizados para o mapeamento das emissões fugitivas de biogás, caracterização e mapeamento do solo da camada, e verificação de correlações entre as emissões de biogás e as condições geotécnicas e meteorológicas por meio de análises estatísticas. Os resultados apresentaram emissões de CH₄ variando de 0 a 386,7g.m⁻².dia⁻¹, com média de 22 g.m⁻².dia⁻¹, e emissões de CO₂ variando de 0 a 965,90 g.m⁻².dia⁻¹, com média de 103,73 g.m⁻².dia⁻¹. O mapeamento das emissões de biogás indicou um comportamento não homogêneo e com emissões mais acentuadas ocorrendo em áreas mais periféricas da Célula, com valores de mais de 17 vezes as emissões médias. Nesse local foi observado um grau de compactação do solo reduzido e espessura abaixo da recomendada. Com relações as condições meteorológicas locais, foram observadas maiores emissões fugitivas de biogás ocorrendo com maiores temperaturas. Quanto às condições geotécnicas, embora tenham sido baixas correlações, foi observada uma influencia de baixas umidades em valores de emissões mais elevadas, o que contribuiu para a necessidade de estudos da permeabilidade do solo ao ar na condição não saturada. A análise dos modelos de ajuste indicaram que, nas condições de saturação verificadas na camada de cobertura do aterro sanitário, a permeabilidade do solo ao ar se aproximou da máxima, o que constitui uma condição mais favorável à passagem de gases.

Palavras-Chave: Mapeamento; Metano; Solos não saturados; Permeabilidade ao ar; Condições meteorológicas.

Souza, J. C. M. Intervening conditions in fugitive emissions of biogas in compacted soil cover layer in landfills. Dissertation (Masters in Civil and Environmental Engineering) - Postgraduate Program in Civil and Environmental Engineering - Federal University of Campina Grande. Campina Grande-PB. 2021.

ABSTRACT

The performance of final cover layers of landfills can be affected by both geotechnical and meteorological conditions. In regions with a semi-arid climate, the cover layers, which use soils with low permeability, may have their performance reduced due to the wetting and drying cycles, resulting in a loss of efficiency in retaining the flow of liquids and gases and increasing the emissions of these gases to the atmosphere. One way to improve the performance of cover layers in terms of fugitive biogas emissions in landfills is to determine factors that influence the functionality of these layers. Thus, this work has the objective of verifying the influence of the main intervening factors in the fugitive emissions of biogas in the final cover layer of compacted soil of sanitary landfill. The experimental field for the development of this research comprises an area of 40,000 m² of the cover layer of the Landfill located in Campina Grande-PB. In this layer, static flux chamber tests were carried out for the mapping of fugitive biogas emissions, characterization and mapping of the layer's soil and verification of correlations between biogas emissions and geotechnical and meteorological conditions through statistical analysis. The results showed CH₄ emissions ranging from 0 to 386.7g.m⁻².day⁻¹, with an average of 22 gm⁻².day⁻¹, and CO₂ emissions ranging from 0 to 965.90 gm⁻².day⁻¹, with an average of 103.73 gm⁻².day⁻¹. The mapping of biogas emissions indicated a non-homogeneous behavior and with more accentuated emissions occurring in more peripheral areas of the Cell, with values of more than 17 times the average emissions. In this location, a reduced degree of soil compaction and thickness below the recommended was observed. With respect to local meteorological conditions, higher fugitive emissions of biogas were observed occurring with higher temperatures. As for the geotechnical conditions, although there were low correlations, an influence of low humidity on higher emission values was observed, which contributed to the need for studies of soil permeability to air in the unsaturated condition. The analysis of the fit models indicated that, under the saturation conditions verified in the cover layer of the sanitary landfill, the permeability of the soil to air approached the maximum, which constitutes a more favorable condition for the passage of gases.

Key-words: Mapping; Methane; Unsaturated soils; Air permeability; Meteorological conditions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Camada Convencional	18
Figura 2. Evapotranspirativas ou Monolíticas	19
Figura 3. Barreira capilar.....	20
Figura 4. Metanotrófica ou Oxidativa	21
Figura 5 - Fases da biodegradação dos resíduos sólidos	22
Figura 6. Localização do ASCG.....	37
Figura 7. Célula do Aterro Sanitário em Campina Grande - PB.	38
Figura 8. Localização da Estação Meteorológica do INMET em Campina Grande-PB.....	39
Figura 9. Condições Meteorológicas de Campina Grande - Médias Mensais Acumuladas (1981 - 2010).....	40
Figura 10. Distribuição dos pontos de ensaios sobre a camada de cobertura.....	41
Figura 11. Coleta e preparação das 36 amostras de solo coletadas na camada de cobertura. .	42
Figura 12. Distribuição dos solos que compõem os Mix 1, 2 e 3.....	43
Figura 13. Homogeneização dos solos da camada de cobertura.	44
Figura 14. Ensaio de Placa de Fluxo tipo estática	47
Figura 15. Permeâmetro de parede flexível Triflex-2	52
Figura 16. Croqui com a aparelhagem utilizada nos ensaios de permeabilidade ao ar	53
Figura 17. Temperaturas médias mensais na região do ASCG	56
Figura 18. Temperatura ambiente durante os ensaios de placa de fluxo	57
Figura 19. Pressões atmosféricas médias mensais na região do ASCG	58
Figura 20. Pressão atmosférica nos dias em que foram realizados os ensaios de placa de fluxo	59
Figura 21. Velocidades dos ventos durante os ensaios de placa de fluxo.....	60
Figura 22. Precipitações mensais na região do ASCG	61
Figura 23. Precipitação para os dias de realização dos ensaios de placa de fluxo	62
Figura 24. A umidade do ar para os dias de realização dos ensaios de placa de fluxo	63
Figura 25. Emissões de CH ₄ da camada de cobertura final do ASCG.	68
Figura 26. Mapeamento das emissões de CH ₄ na camada de cobertura final do ASCG.....	71
Figura 27. Fluxos de CO ₂ obtidos no ensaio de placa de fluxo.....	72
Figura 28. Mapeamento das emissões de CO ₂ na camada de cobertura final do ASCG.....	73
Figura 29. Variação das emissões de CH ₄ e CO ₂ observadas na primeira campanha em função da temperatura ambiente.....	75

Figura 30. Emissões de CO ₂ e CH ₄ observadas na primeira campanha de ensaios de placa de fluxo em função da velocidade dos ventos	77
Figura 31. Mapeamento do percentual de finos no solo ao longo da camada de cobertura final.	81
Figura 32. Mapeamento da massa específica do solo ao longo da camada de cobertura final.	82
Figura 33. Mapeamento do grau de compactação do solo ao longo da camada de cobertura final.....	84
Figura 34. Mapeamento do Grau de Saturação do solo durante a realização dos ensaios de Placa de fluxo.	85
Figura 35. Variação das emissões de gases em função da umidade gravimétrica do solo	88
Figura 36. Sucção matricial em função da umidade volumétrica.....	90
Figura 37. Umidade volumétrica em função da sucção matricial	91
Figura 38. Sucção em função do grau de saturação	92
Figura 39. Curva característica umidade gravimétrica em função da sucção matricial	93
Figura 40. Variação da permeabilidade à água e ao ar em função do grau de saturação	94
Figura 41. Permeabilidade não saturada ao ar e à água em função da sucção Matricial.....	95
Figura 42. Permeabilidade não saturada ao ar em função da umidade gravimétrica	96
Figura 43. Permeabilidade não saturada ao ar em função do conteúdo volumétrico de ar	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Normas para caracterização Geotécnica dos Solos (Mix 36, Mix 1, Mix 2 e Mix 3)	44
Tabela 2. Normas para caracterização Geotécnica do solo das amostras individuais	45
Tabela 3. Dados meteorológicos durante os ensaios de placa de fluxo.....	55
Tabela 4. Resumo das emissões de CO ₂ e CH ₄ verificadas por meio dos ensaios de placa de fluxo.....	67
Tabela 5. Estatística descritiva das condições geotécnicas do solo nos locais onde foram realizados os ensaios de placa de fluxo	78

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Concentrações de Gases	22
Quadro 2. Alguns estudos com correlação entre parâmetros meteorológicos e as emissões de gases.	25
Quadro 3. Influência dos fatores geotécnicos nas emissões de gases.	27
Quadro 4. Técnicas empregadas no monitoramento de emissões fugitivas de gases.....	29
Quadro 5. Emissões de CH ₄ e CO ₂ em aterros sanitários de diferentes países.....	34
Quadro 6. Modelos de ajuste da curva característica solo-água.....	50
Quadro 7. Características e propriedades do solo - Mix 36, 1, 2 e 3.....	64
Quadro 8. Classificação dos Fluxos de CH ₄ verificados neste estudo	70
Quadro 9. Matriz de correlação entre as emissões de CH ₄ e CO ₂ e as condições meteorológicas para a Campanha 1.	74
Quadro 10. Matriz de correlação entre as emissões de CH ₄ e CO ₂ e as Condições Meteorológicas para as Campanhas 2 e 3.....	75
Quadro 11. Classificação dos 36 pontos de coleta de solo.....	79
Quadro 12. Matriz de Correlação entre as emissões fugitivas observadas na primeira campanha de ensaios de placa de fluxo e os dados geotécnicos do solo da camada.....	86
Quadro 13. Matriz de Correlação entre as emissões fugitivas observadas na segunda e terceira campanha de ensaios de placa de fluxo e as condições geotécnicas do solo da cobertura.....	87
Quadro 14. Modelos e valores de verificação	89

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

%	- Porcentagem
μ	- Viscosidade dinâmica do fluido
T_{interna}	- Temperatura interna
ρ_0	- Densidade do gás a uma dada temperatura
λ	- Parâmetro que representa a influência da tortuosidade do meio poroso
ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
AEV	- Valor de entrada de ar
A_{placa}	- Área coberta pela placa
ASCG	- Aterro Sanitário em Campina Grande-PB
ASTM	- American Society for Testing and Materials (Sociedade Americana para Testes e Materiais)
c	- Concentração do gás
CBC	- Cobertura de Barreira Capilar
CETESB	- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CFI	- Carbon Farming Initiative
CG	- Grau de Compactação
CH	- Solos do tipo argila de alta plasticidade
CH ₄	- Metano
CL	- Solos do tipo argila arenosa de baixa plasticidade
cm	- Centímetros
CO ₂	- Dióxido de Carbono
D_e	- Coeficiente de difusão do gás
e	- Índice de vazios
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ET	- Cobertura Evapotranspirativa
g	- Aceleração da gravidade
$g \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$	- Grama por metro quadrado segundo
g/cm^3	- Grama por metro cubico
$g/m^2 \cdot dia$	- Grama por metro quadrado por dia
GGA	- Grupo de Geotecnia Ambiental
hPa	- Hectopascal
INMET	- Instituto Nacional de Meteorologia
IP	- Índice de Plasticidade
J_a	- Fluxo advectivo do gás em massa
J_g	- Fluxo difusivo de massa de gás
k_a	- Coeficiente de permeabilidade do meio poroso ao fluxo do ar
$k_{\text{amáx}}$	- Valor máximo do coeficiente de permeabilidade do meio poroso ao fluxo do gás
kg	- Quilograma
kPa	- Quilo Pascal
k_w	- Coeficiente de permeabilidade não saturada do meio poroso ao fluxo de água

$k_{wm\acute{a}x}$	- Coeficiente de permeabilidade saturada do meio poroso ao fluxo de água
L	- Comprimento da amostra de solo
LGA	- Laboratório de Geotecnia Ambiental
LL	- Limite de Liquidez
m	- Metro
m/s	- Metro por segundo
m ²	- Metro quadrado
ML	- Silte de baixa plasticidade
MPa	- Mega Pascal
N ₂ O	- Óxido nitroso
NBR	- Norma Brasileira
NL	- Não liquido
NP	- Não plástico
O ₂	- Oxigênio
Pa.s	- Pascal segundo
P _{atm}	- Pressão atmosférica
P _e	- Pressão de entrada da amostra
P _s	- Pressão de saída da amostra
k_{α}	- Taxa de emissão volumétrica superficial de CH ₄ ou CO ₂
Q	
r	- Coeficiente de correlação
R ²	- Coeficiente de Determinação
REQM	- Raiz do Erro Quadrado Médio
SC	- Solos do tipo areia argilosa
S _e	- Coeficiente de saturação efetiva
SF ₆	- Hexafluoreto de enxofre
SM	- Solo tipo Areia Siltosa
SQR	- Soma dos Quadrados dos Resíduos
SUCS	- Sistema Unificado de Classificação dos Solos
UFMG	- Universidade Federal de Campina Grande
USEPA	- United States Environmental Protection Agency
v/v	- volume/volume
V _{placa}	- Volume útil da placa de fluxo
w	- Umidade
z	- Distância ou espessura
α	- Parâmetro que representa a influência da tortuosidade do meio poroso
θ	- Umidade volumétrica do solo
θ_{res}	- Umidade volumétrica residual
θ_{sat}	- Umidade volumétrica de saturação
v	- Viscosidade cinemática do ar à temperatura ambiente
ψ	- Sucção matricial

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	15
1.1.	Objetivo Geral:	16
1.2.	Objetivos específicos:	16
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1.	Tipos de camada de cobertura de aterros sanitários	17
2.1.1.	Convencional ou Resistiva	18
2.1.2.	Evapotranspirativas ou Monolíticas	19
2.1.3.	Barreira capilar	19
2.1.4.	Metanotrófica ou Oxidativa.....	20
2.2.	Fases da geração de Biogás.....	21
2.3.	Tipos de Fluxos de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários.....	23
2.4.	Fatores intervenientes no fluxo de gases em camadas de coberturas de aterros sanitários.....	24
2.4.1.	Condições Meteorológicas	24
2.4.2.	Condições Geotécnicas.....	26
2.5.	Determinação do fluxo de gases em camadas de coberturas de aterros sanitários ...	28
2.5.1.	Fluxos de gases identificados em diferentes aterros sanitários	33
2.5.2.	Geoestatística aplicada à determinação do fluxo de gases	35
3.	METODOLOGIA.....	37
3.1.	Campo Experimental	37
3.2.	Condições Meteorológicas.....	39
3.3.	Condições Geotécnicas do solo da camada de cobertura.....	41
3.4.	Monitoramento das Emissões Fugitivas - Metodologia da Placa de Fluxo Estática	46
3.5.	Mapeamento das emissões de gases e das condições geotécnicas.....	48
3.6.	Estatística aplicada à relação entre os fatores intervenientes às emissões de biogás	49

3.7.	Sucção do solo pelo método do papel filtro.....	50
3.8.	Permeabilidade ao ar - Triflex 2	52
4.	RESULTADOS	55
4.1.	Condições Meteorológicas.....	55
4.1.1.	Temperatura ambiente	56
4.1.2.	Pressão atmosférica	57
4.1.3.	Velocidade do vento	60
4.1.4.	Precipitação	61
4.1.5.	Umidade do ar	62
4.2.	Condições Geotécnicas	64
4.3.	Emissões Fugitivas de Biogás.....	67
4.3.1.	Emissões Fugitivas de Metano	68
4.3.2.	Mapeamento das Emissões Fugitivas de Metano	70
4.3.3.	Emissões de Dióxido de Carbono.....	72
4.3.4.	Mapeamento das Emissões Fugitivas de Dióxido de Carbono	73
4.4.	Correlação entre as condições Meteorológicas e as emissões de biogás	74
4.5.	Mapeamento das condições geotécnicas.....	78
4.6.	Correlação entre as condições Geotécnicas	86
4.7.	Condição não saturada do solo	88
4.7.1.	Curva característica solo-água.....	88
4.7.2.	Permeabilidade não saturada à água e ao ar	94
5.	CONCLUSÃO.....	99
5.1.	Sugestões para pesquisas	100
	REFERÊNCIAS	101

1. INTRODUÇÃO

O desempenho de camadas de cobertura final de aterros sanitários pode ser afetado tanto por condições relacionadas ao material que as constituem quanto por condições climáticas (Damasceno *et al.*, 2019). Essas camadas são comumente constituídas de solos de baixa permeabilidade (Marinho e Teixeira, 2013) e se caracterizam como elementos cuja função consiste em minimizar a entrada de líquidos para o interior do maciço sanitário, a proliferação de vetores de doenças e as emissões fugitivas de gases de efeito estufa para a atmosfera.

Em regiões de clima semiárido, os solos com baixa permeabilidade utilizados como material de camada de cobertura, podem ter seu desempenho reduzido devido ao aparecimento de fissuras causadas por ciclos de umedecimento e secagem, como apontado por Marinho e Teixeira (2013), contribuindo para a perda de eficiência na retenção do fluxo de líquidos e gases, bem como o aumento das emissões fugitivas desses gases para atmosfera.

Os gases gerados nos aterros sanitários (biogás) são constituídos principalmente por metano (CH_4) (55-60% volume/volume, v/v) e dióxido de carbono (CO_2) (40-45% v/v) e suas emissões se enquadram como fontes de poluição antropogênica em nível local e global. O CH_4 , componente em maior concentração, também é uma importante fonte de geração de energia, como enfatizado por Maciel (2009), especialmente quando considerado a demanda energética Nacional.

Dada a importância do biogás, verificar a eficiência das camadas de cobertura final de aterros sanitários e quantificar o efeito dos fatores que interferem nas emissões fugitivas desses gases torna-se importante a fim de melhorar o desempenho dessas camadas.

Dentre os principais fatores que interferem nas emissões de biogás para a atmosfera destacam-se as condições dos gases (tais como concentrações, pressões internas e temperatura), condições climáticas (pressão atmosférica, precipitação, temperatura ambiente e velocidade dos ventos) e condições geotécnicas (tipo de solo, porosidade, coeficiente de permeabilidade, compactação, umidade, saturação, capacidade de retenção de água no solo, tipo de camada e presença de fissuras) (MACIEL, 2009; LOPES, 2011; GUEDES, 2018; MOREIRA, 2018; SHEN *et al.*, 2018; AGHDAM *et al.*, 2019; DAMASCENO *et al.*, 2019).

Estudar quais fatores apresentam maior influência, tanto no desempenho das camadas de cobertura final, quanto no comportamento das emissões fugitivas de biogás para a atmosfera, pode apontar diretrizes de projetos dessas camadas e auxiliar na sua manutenção, garantindo uma vida útil mais prolongada e evitando perdas econômicas e poluição ambiental.

Esse estudo também pode contribuir para o estabelecimento de limites de emissões fugitivas de CH₄ oriundos de aterros sanitários, visto que a nível nacional não existem normativas que estabeleçam tais limites.

1.1. Objetivo Geral:

Verificar a influência de condições intervenientes nas emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura final de solo compactado em Aterros Sanitários

1.2. Objetivos específicos:

- ❖ Mapear as emissões de biogás em camada de cobertura de Aterro Sanitário;
- ❖ Verificar a interferência de condições meteorológicas em emissões fugitivas de biogás;
- ❖ Estabelecer correlações entre as condições geotécnicas da camada e as emissões de biogás através da cobertura de aterro;
- ❖ Estimar o comportamento da permeabilidade não saturada de solo de camada de cobertura e sua interferência em emissões de biogás.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Tipos de camada de cobertura de aterros sanitários

A camada de cobertura final se caracteriza como um importante mecanismo para a mitigação de emissões fugitivas, atuando como filtro biológico, físico-químico e geotécnico, controlando a saída de gases e limitando a infiltração de água nos resíduos, podendo ser constituída de solo compactado, misturas solo-composto, materiais geotêxteis e outros, sendo imprescindível seu estudo e dimensionamento adequado, tanto por questões ambientais quanto econômicas.

Alguns dos principais tipos de camadas de cobertura são: Camada Convencional ou Resistiva, Barreira capilar, Camada Metanotrófica ou Oxidativa, Camada Evapotranspirativa ou Monolítica, além de camadas alternativas e camadas constituídas a partir da associação dos tipos de camadas já existentes (Maciel, 2003; Mariano, 2008; Araújo, 2017; Moreira, 2018; Santos, 2019).

No Brasil, a maioria dos aterros sanitários possui cobertura com camada homogênea de solo compactado, geralmente constituída de solos com baixa permeabilidade, como os solos argilosos (Santos, 2019).

As normas brasileiras, como a NBR 13896 (ABNT, 1997), se limita a estabelecer que no local de instalação do aterro é desejável a existência de uma reserva natural extensa e homogênea de solo com coeficiente de permeabilidade igual ou inferior a 10^{-8}m.s^{-1} e uma zona não saturada com mais de 3 m de espessura.

Neste contexto, as camadas de cobertura final de aterros sanitários são comumente dimensionadas visando atender aos parâmetros de permeabilidade mínimos estabelecidos por norma. No entanto, segundo Araújo (2017), outros fatores interferem no desempenho da camada de cobertura, como tipo de solo, grau de compactação, espessura mínima e metodologia de execução dessa camada. Entretanto, há pouca menção destes fatores nas normativas nacionais, o que acarreta pouca padronização na execução deste tipo de obra de engenharia, além da falta de diretrizes para concepção de projetos, fiscalização e monitoramento.

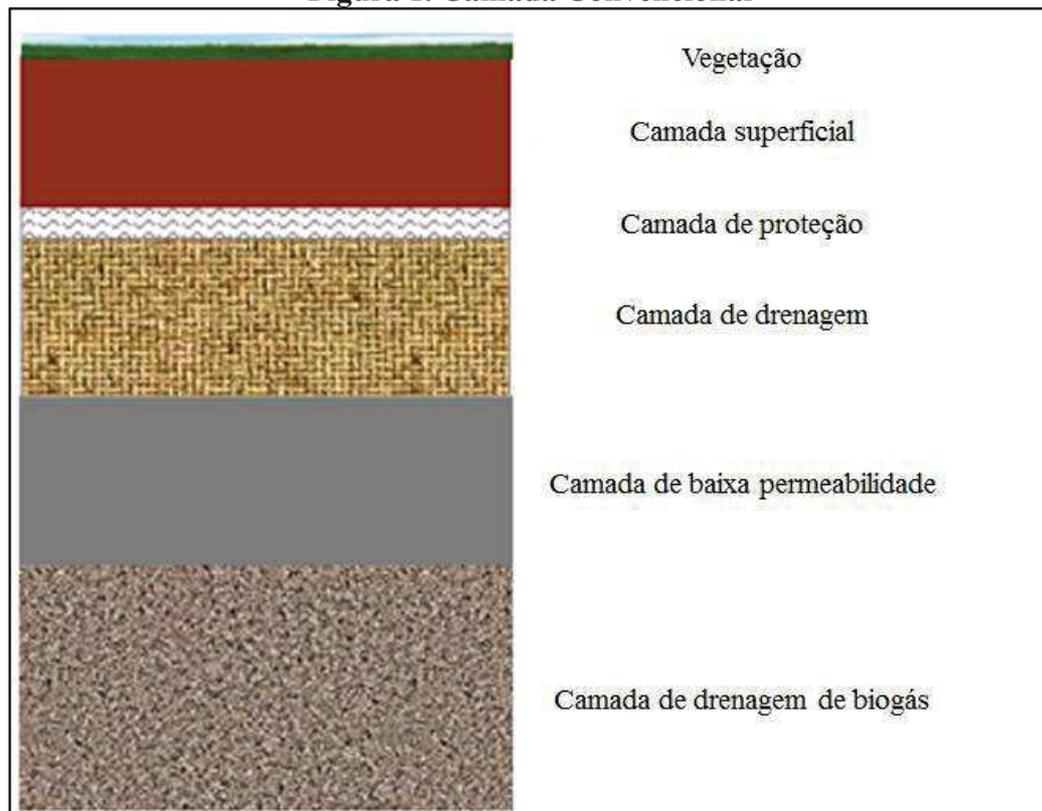
Dessa forma, estudos mais aprofundados na área de Geotecnia Ambiental, especificamente no que diz respeito às camadas de impermeabilização de cobertura, são indispensáveis para um maior esclarecimento dos fatores envolvidos nas obras de Engenharia de Aterros sanitários, possibilitando maior variedade de parâmetros de projeto e melhor qualidade.

2.1.1. Convencional ou Resistiva

Camada confeccionada diretamente sobre os resíduos geralmente com solo argiloso compactado de baixa permeabilidade a água, podendo ser intercalada por geossintéticos (HUSE, 2007; COSTA, 2015).

Conforme Garbo e Cossu (2017) a camada de cobertura convencional pode ser composta por uma série de componentes e cada um deles deve manter sua integridade e eficiência para garantir um funcionamento adequado do sistema como um todo, ao longo do tempo. Os componentes destacados são: Camada superficial com vegetação, camada de proteção, camada de drenagem, camada de baixa permeabilidade e camada de drenagem de biogás, conforme destacado na Figura 1.

Figura 1. Camada Convencional



Fonte: Adaptado de Garbo e Cossu (2017)

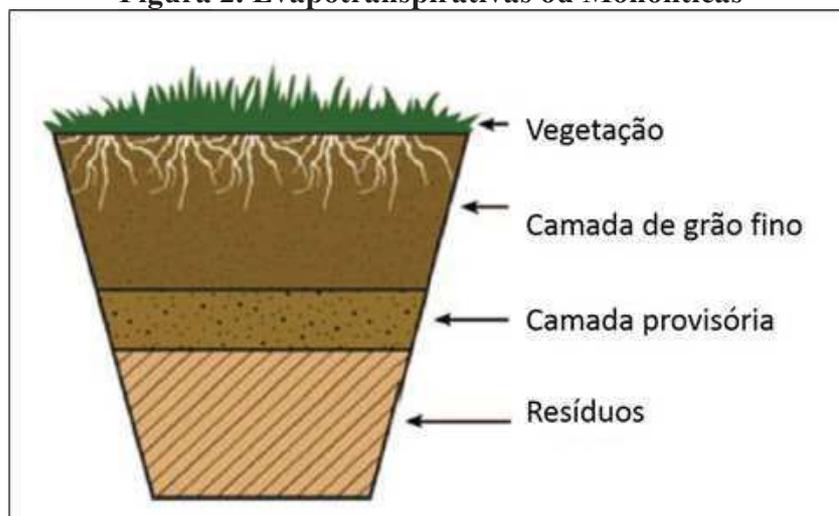
2.1.2. Evapotranspirativas ou Monolíticas

Consistem em uma camada de solo fino que utiliza uma proteção superficial com vegetação rasteira, que precisa de baixa condutividade hidráulica e alta capacidade de armazenamento de água, utilizando elementos do balanço hídrico, e sendo indicada para regiões semiáridas (Figura 2) (COSTA, 2015).

A camada evapotranspirativa (ET) não atua como uma barreira, mas como um reservatório que retém água durante o período de chuva, liberando-a para a atmosfera por meio da evapotranspiração (ZHANG e SUN, 2014).

Os solos com maior percentual de grãos finos são utilizados nessas camadas, principalmente, porque apresentam maior capacidade de retenção de água que os solos constituídos por grãos mais grossos, e plantas nativas são usadas desde que adaptadas ao clima local (BARNSWELL e DWYER, 2010).

Figura 2. Evapotranspirativas ou Monolíticas



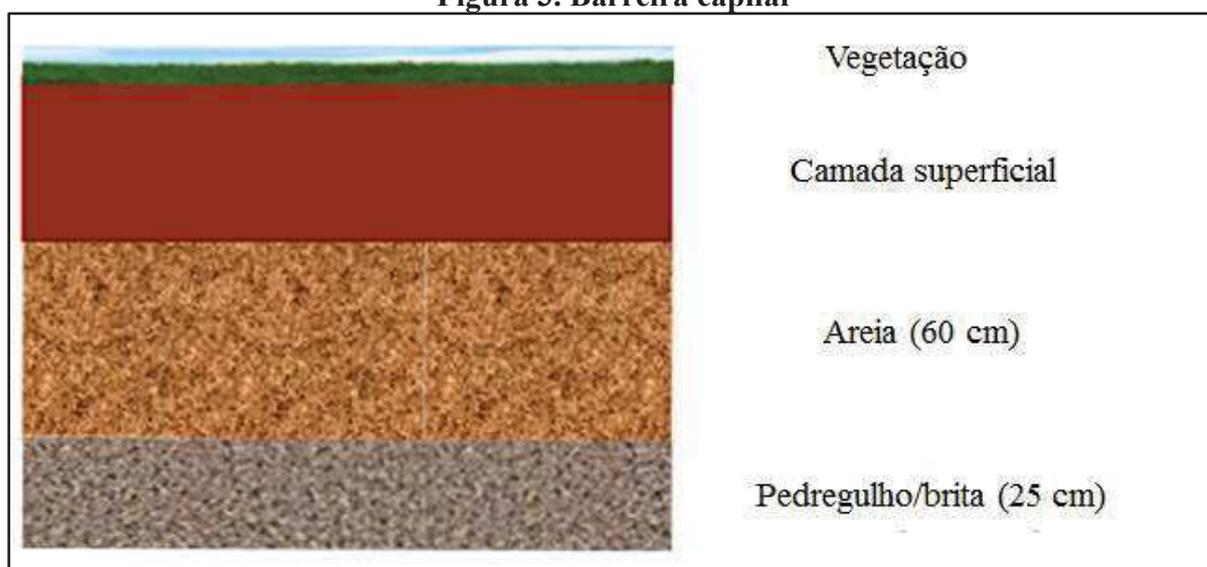
Fonte: Adaptado de Rock *et al* (2012)

2.1.3. Barreira capilar

A Cobertura de Barreira Capilar (CBC) é uma das coberturas finais de solo do tipo alternativas, que consiste em uma camada de solo fino sobreposta a uma camada de solo de maior granulometria (Figura 3). Foi constatado que esse tipo de camada reduz de forma satisfatória a percolação de água para o interior do maciço sanitário, principalmente em regiões áridas ou semi-áridas (Zhan *et al.*, 2016; Zhan *et al.*, 2020).

As diferenças nas propriedades hidráulicas não-saturadas (ou seja, potencial matricial do solo) entre as duas camadas minimizam a percolação de água no solo da camada de grãos mais grossos (inferior) sob condições não-saturadas. A camada de grãos finos tem a mesma função que a camada monolítica (evapotranspirativa) do solo, que é armazenar a água até que seja removida do solo por mecanismos de evaporação ou transpiração. Além disso, a descontinuidade no tamanho dos poros entre as camadas de granulometria mais grossa e de granulometria mais fina forma uma ruptura capilar na interface entre elas. A ruptura resulta na absorção de água no espaço de poros não saturados no solo de granulometria mais fina, o que permite que esta camada retenha mais água que um sistema de cobertura monolítica de mesma espessura (ROCK et al., 2012; SANTOS, 2019).

Figura 3. Barreira capilar



Fonte: adaptado de Garbo e Cossu (2017)

2.1.4. Metanotrófica ou Oxidativa

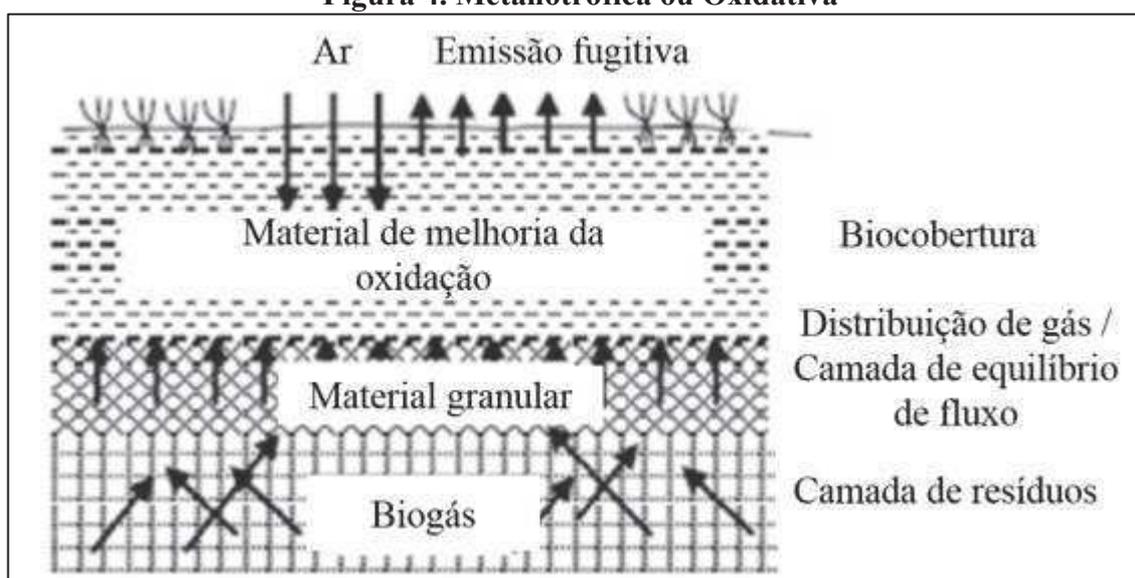
A camada metanotrófica ou oxidativa, corresponde a uma cobertura final que pode ser aplicada em aterros sanitários e que se fundamenta na otimização das condições do ambiente para a atividade das bactérias metanotróficas que oxidam CH_4 , como descrito por Huber-Humer *et al* (2009).

Essas camadas tem como característica a utilização de materiais, geralmente produtos oriundos da compostagem, que criam condições ótimas no desenvolvimento de micro-

organismos que consomem CH_4 (HUBER-HUMER *et al.*, 2009), também podendo empregar outros materiais, desde que assegurem as referidas condições.

Esse tipo de sistema é formado por uma camada de distribuição de gás, altamente porosa, disposta acima do resíduo, geralmente constituída de cascalho, brita ou pedregulhos, seguida por uma camada de composto modificado ou misturas deste com solo. A espessura da camada de distribuição de gás pode variar de 10 a 30 cm, conforme Jugnia et al (2008) e Stern et al (2007), enquanto a camada de composto na parte superior pode ser mais espessa, até 100 cm ou mais, para atingir alta capacidade de oxidação. A camada de distribuição de gás tem a função de distribuir o biogás para a camada oxidativa/metanotrófica, de forma mais homogênea, permitindo que a atividade oxidativa ocorra adequadamente. Um esquema do sistema de camada metanotrófica ou oxidativa pode ser visualizado por meio da Figura 4.

Figura 4. Metanotrófica ou Oxidativa



Fonte: Adaptado de Scheutz et al (2011)

2.2. Fases da geração de Biogás

Aterros sanitários funcionam como reatores bioquímicos que tem como principais entradas resíduos sólidos e água, resultando como subprodutos biogás e lixiviado (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2002; MOREIRA, 2018).

Segundo Lopes (2012) os gases gerados pelos processos biodegradativos são constituídos basicamente de CH_4 , CO_2 e gás sulfídrico (H_2S), sendo também identificados outros gases em menores concentrações, como, por exemplo, monóxido de carbono. O

percentual relativo a cada um desses gases pode ser identificado no Quadro 1, de acordo com Tchobanoglous et al. (2002):

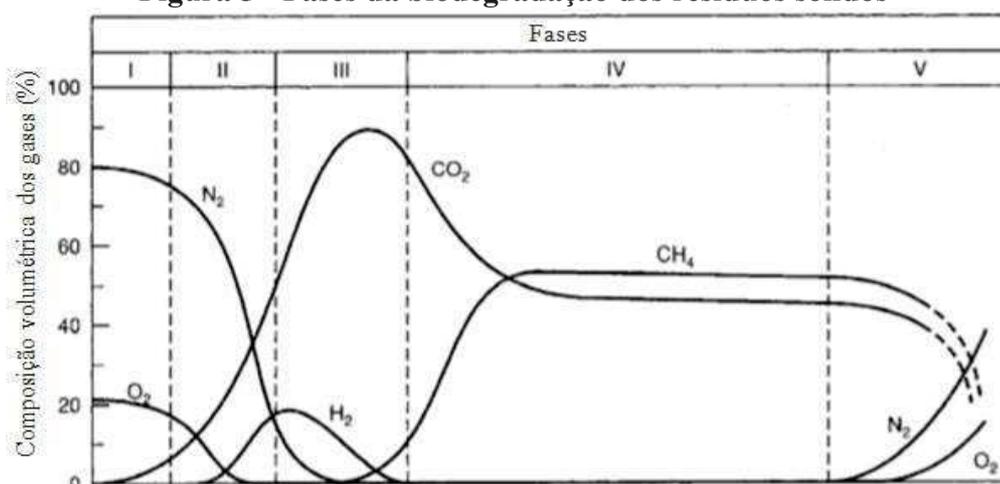
Quadro 1 – Concentrações de Gases

COMPONENTE	PERCENTUAL VOLUMÉTRICO (%)
Metano	45 – 60
Dióxido de Carbono	40 – 60
Nitrogênio	2 – 5
Oxigênio	0,1 – 1,0
Amônia	0,1 – 1,0
Sulfetos, dissulfetos, mecaptanos etc.	0 – 1,0
Hidrogênio	0 – 0,2
Monóxido de carbono	0 – 0,2
Vestígios de outros componentes	0,01 – 0,6

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (2002)

A geração e concentração desses gases variam ao longo do tempo e dependem dos recursos disponíveis, podendo ser dividida em até cinco fases Figura 5:

Figura 5 - Fases da biodegradação dos resíduos sólidos



Fonte: adaptado de Tchobanoglous et al. (2002)

A fase I, denominada ajuste inicial, é caracterizada por processos de decomposição aeróbia. A fase II, ou fase de transição, corresponde ao esgotamento do oxigênio (O_2) do maciço confinado, dando início a processos anaeróbicos, produzindo ácidos e outros subprodutos. Na Fase III, ou fase ácida, a produção de ácidos é intensificada, inicia-se a produção de metano

(CH₄) e a produção de dióxido de carbono (CO₂) atinge seu máximo. Fase IV, ou metanogênica, a produção de CO₂ reduz, ficando um pouco abaixo da produção de CH₄, que atinge seus valores máximos nessa fase e se estabiliza. Por fim na fase V, ou de maturação, quando a matéria orgânica tiver sido consumida em sua maior parte, a produção de CO₂ e CH₄ caem consideravelmente.

2.3. Tipos de Fluxos de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários

De acordo com Bouazza e Rahman (2007) o movimento dos gases em meios porosos, como camadas de cobertura de solo compactado, pode ocorrer de duas maneiras:

O fluxo advectivo ocorre devido à existência de um gradiente de pressão interna, havendo transferência de gases de uma zona de maior pressão para uma de menor, sem que haja variações de sua concentração.

Os fluxos advectivos são regidos pela lei de Darcy e segue o comportamento da Equação 1, conforme abordado por :

$$J_a = \frac{k_a \times \rho_o \times (P_e^2 - P_s^2)}{2 \times L \times \mu \times P_s} \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo:

J_a : Fluxo advectivo do gás em massa (g.m⁻²s⁻¹);

k_a : permeabilidade intrínseca do solo considerando o fluido compressível (m²);

ρ_o : densidade do gás a uma dada temperatura (g.m⁻³);

P_e : Pressão de entrada da amostra (Pa);

P_s : Pressão de saída da amostra (Pa);

L : Comprimento da amostra de solo (m);

μ : Viscosidade dinâmica do fluido (Pa.s).

O fluxo difusivo, por sua vez, ocorre em decorrência de um gradiente de concentração existente no interior do maciço, acarretando uma migração do gás das regiões de maior concentração para as de menor, sem, contudo, haver diferenças de pressão. Esse fluxo é descrito pela 1ª Lei de Fick (Equação 2), como abordado por Maciel (2009) e Moreira (2018).

$$J_g = -D_e \cdot \frac{\partial c}{\partial z} \quad (\text{Equação 2})$$

Sendo:

J_g : é o fluxo difusivo de massa de gás ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$);

D_e : é o coeficiente de difusão do gás ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$);

c : é a concentração do gás ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$);

z : é a distância ou espessura (m);

$\frac{\partial c}{\partial z}$: é o gradiente de concentração do gás no meio ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{m}^{-1}$).

2.4. Fatores intervenientes no fluxo de gases em camadas de coberturas de aterros sanitários

Diversos fatores interferem o fluxo de gases através da camada de cobertura, como condições geotécnicas (tipo de solo, permeabilidade, grau de compactação, umidade, saturação, sucção, presença de fissuras etc.), condições meteorológicas (precipitação, pressão atmosférica, temperatura, velocidade dos ventos etc.) e condições internas do resíduo (pressões de gases, volumes e concentrações do gás gerado) (MACIEL, 2003; GUEDES, 2018; MOREIRA, 2018).

Damasceno (2018) realizou ensaios de placa de fluxo em zonas trincadas e não trincadas da camada de cobertura, observando a influência desta característica nos fluxos de biogás. Outro fator que a autora levou em consideração foi os índices pluviométricos e isso a levou a realizar campanhas de placas de fluxo nos períodos chuvoso e de estiagem.

Maciel e Jucá (2011) verificaram a interferência da sucção do solo na passagem de gases por meio da camada de solo.

2.4.1. Condições Meteorológicas

Conforme Haro *et al* (2019), as emissões de gases variam entre países, mesmo para aqueles com níveis de precipitação similares. A consideração de parâmetros meteorológicos no estudo de emissões de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários é importante para avaliar, de forma mais adequada, o comportamento dessas emissões.

Aghdam *et al* (2019) avaliaram o impacto dos parâmetros meteorológicos de pressão barométrica, velocidade do vento, temperatura ambiente e radiação solar no fluxo de CH_4 em dois aterros sanitários da Dinamarca, utilizando testes de correlação estatística. Esses autores

também observaram que dentre os parâmetros estudados, a pressão barométrica foi o que apresentou os maiores coeficientes de correlação, tanto para o fluxo de biogás, quanto para o fluxo específico de CH₄, correlacionando-se positivamente com o fluxo de biogás e negativamente com o fluxo de CH₄. Entretanto, todas as correlações foram estatisticamente significativas. Esse processo deve-se ao fato de que menores pressões barométricas ocasionam um maior gradiente de pressões entre o meio interno ao aterro e o meio externo, contribuindo positivamente para o aumento do fluxo advectivo do biogás através da camada de cobertura de solo.

Destaca-se ainda que para valores de pressão mais elevados ocorre uma diminuição na diferença de pressão entre o interior do aterro e a atmosfera, o que resulta em diminuição das emissões de CH₄ (Scheutz *et al.*, 2009).

Quanto aos ventos, estes reduzem as concentrações de biogás na superfície da camada de cobertura, o que contribui para um aumento no gradiente de concentração entre as regiões interior e exterior a essa camada, favorecendo o aumento das emissões superficiais por difusão (Haro *et al.*, 2019; Aghdam *et al.*, 2019).

Aghdam *et al.* (2019) avaliaram o efeito da velocidade dos ventos nas emissões de gases nos períodos de verão e inverno. Foi observada fraca correlação entre os dados para o período de verão, enquanto para o período de inverno, que se caracterizou como o período com maiores velocidades dos ventos, os autores verificaram uma correlação estatisticamente significativa, o que implica que quanto maior a velocidade dos ventos, maiores foram as emissões.

No Quadro 2 estão destacados alguns estudos, os parâmetros meteorológicos considerados e as correlações entre estes e as emissões de gases.

Quadro 2. Alguns estudos com correlação entre parâmetros meteorológicos e as emissões de gases.

Parâmetro (s)	Referência	Tipo de correlação	Considerações
Pressão Atmosférica	Gebert e Groengroeft (2006)	NA*	Os autores observaram que as taxas de fluxo foram mais acentuadas considerando as diferenças de pressão entre a atmosférica e a pressão do gás, do que quando considerado apenas a pressão do gás.

Parâmetro (s)	Referência	Tipo de correlação	Considerações
Temperatura do solo e Temperatura do ar	Uyanik et al (2012)	NA	O fluxo de gases aumentou a medida que aumentava a temperatura.
Radiação solar, Temperatura ambiente e velocidade dos ventos	Xin et al (2016)	NA	Durante o dia os fluxos de CH ₄ aumentaram com o aumento da radiação solar, a qual também afeta a temperatura do solo, durante o período diurno. Durante a noite o fluxo dos gases sofreu maior influência da velocidade dos ventos.
Precipitação	Rachor et al (2013)	Correlação negativa	<i>Cork Effect</i> (Efeito cortiça) – O aumento da precipitação ocasiona o aumento da umidade do solo, fazendo com que ele se passe a atuar como uma cortiça, vedando e reduzindo sua permeabilidade ao ar.

Fonte: Adaptado de Lucernoni *et al.* (2017) e Aghdam *et al.* (2019).

*NA = Não se aplica nesse caso.

2.4.2. Condições Geotécnicas

No Quadro 3 estão destacadas algumas das influências das características geotécnicas nas emissões fugitivas em camadas de cobertura.

Quadro 3. Influência dos fatores geotécnicos nas emissões de gases.

Fator	Influência nas emissões
Tipo de solo	A distribuição granulométrica do solo influencia na sua permeabilidade e capacidade de retenção de água.. Fredlund <i>et al.</i> (2012) apresenta algumas relações entre esses parâmetros. Solos mais finos em geral apresentam menor coeficiente de permeabilidade e maior capacidade de retenção de água.
Umidade/ Saturação	A presença de água nos vazios do solo reduz a percolação de gases. São observadas reduções mais acentuadas para valores acima de 85% de saturação.
Umidade do solo	A produção de CH ₄ aumenta em ambientes úmidos e a oxidação de CH ₄ é prejudicada pela falta de O ₂ (poros ocupados por água) (Rachor et al., 2013).
Umidade do solo	Oxidação de CH ₄ é favorecida pelo aumento de umidade (ambiente mais favorável para as bactérias metanotróficas) (Rachor et al., 2013).
Conteúdo volumétrico de ar	Quanto maior a presença de poros aerados na matriz do solo, maior será a velocidade de passagem dos gases no meio, conseqüentemente maiores serão as emissões
Massa específica/ Grau de Compactação	Maiores massas específicas do solo estão fortemente ligadas aos vazios do solo. Quanto maior a massa específica (e conseqüente maior Grau de Compactação) menores serão os caminhos disponíveis para passagem dos fluxos, o que irá dificultar a passagem dos gases, minimizando as emissões.
Sucção (capacidade de retenção de água no solo)	Está associada à capacidade do solo de reter umidade e interfere diretamente na permeabilidade do solo.
Coeficiente de permeabilidade	Parâmetro que mede velocidade da passagem de líquidos e gases. Grandeza proporcional às emissões de gases.

Adaptado de Moreira (2018) e Maciel (2003).

2.4.2.1. Condição não-saturada do solo

Empreendimentos geotécnicos construídos em regiões de clima semi-árido lidam com os solos encontrando-se na condição não saturada a maior parte do ano. Sabe-se também que o grau de saturação interfere diretamente na capacidade do solo em permitir a passagem de gases por meio de seu interior. Desse modo o estudo de solos não saturados torna-se fundamental para o entendimento do comportamento das emissões fugitivas de metano por meio das camadas de cobertura final de aterros sanitários.

O estado não saturado do solo pode afetar a permeabilidade ao ar da camada de cobertura de aterros sanitários, tal estado de não saturação pode ser identificado medindo a sucção do solo e o conteúdo volumétrico de água (CAI et al, 2019).

A sucção depende da umidade relativa, que por sua vez é afetada pela temperatura e pode oscilar significativamente durante o dia (SAALTINK, KOHFAHL, MOLANO-LENO, 2020). Alta sucção significa grande número de poros preenchidos com ar e, portanto, mais canais de fluxo disponíveis para migração de gás. Por outro lado, materiais de preenchimento, como partículas mais finas, podem atuar como fornecedores de resistência ao fluxo de gás (GARG et al, 2019).

A permeabilidade ao gás é mais sensível ao conteúdo volumétrico de água do que a sucção do solo, logo uma pequena mudança no conteúdo volumétrico de água pode alterar a permeabilidade ao gás de maneira significativa (CAI et al, 2019; SAALTINK, KOHFAHL, MOLANO-LENO, 2020).

O processo de medição da permeabilidade ao ar pode ser muito mais rápida do que o da permeabilidade à água, pois a viscosidade do ar é cerca de duas ordens de magnitude menor do que a da água (QIU et al, 2020).

2.5. Determinação do fluxo de gases em camadas de coberturas de aterros sanitários

As diferentes técnicas de medição disponíveis para quantificar as emissões de CH₄ de aterros sanitários são medidas em diferentes escalas, podendo ser realizadas da superfície do aterro, até vários quilômetros de distância e em diferentes escalas de tempo. A medição na superfície do aterro tem a vantagem de excluir a interferência das fontes de CH₄ próximas, mas tem a limitação de ter que extrapolar as medições para representar uma grande área com

emissões heterogêneas, pois é praticamente impossível cobrir a totalidade da área de aterro sanitário (Monster et al., 2019).

Para uma adequada compreensão do funcionamento do fenômeno de fluxo de gases através das camadas de cobertura é necessário sua quantificação por meios de ensaios de campo, os quais variam seu tipo e metodologia empregada, de acordo com a tecnologia e recursos disponíveis, bem como a precisão e tipos de dados que se espera obter. Diante da variedade de técnicas, ter conhecimento dos principais benefícios e limitações no uso de cada método é fundamental na escolha da técnica mais adequada a ser seguida para as circunstâncias propostas (Moreira, 2018). No Quadro 4 são descritas uma série de técnicas empregadas no monitoramento de emissões fugitivas de gases de aterro sanitários.

Quadro 4. Técnicas empregadas no monitoramento de emissões fugitivas de gases.

Técnica	Descrição
<p>Perfil de concentração de gases no solo (Gradientes subsuperficiais)</p>	<p>Medição em um único ponto da concentração e gradiente de pressão de gás no perfil da camada de solo. É um método baseado na 1 Lei de Fick e considera que a difusividade do gás no solo pode ser calculada com medida in situ e a variação empiricamente ou da concentração do gás com a profundidade da camada pode ser obtida por meio de tubos de inspeção. Dessa forma, realiza-se a medição da concentração de gás abaixo do solo e dos gradientes de pressão com cálculo do fluxo usando equações para fluxo difusivo e impulsionado por pressão.</p> <p>Vantagem: Usado para estudos de fluxo difusivo e convectivo, incluindo mudanças de pressão e no vento. Pode ser utilizada para entender a direção do fluxo difusional e presença de metano em nível subsuperficial.</p> <p>Desvantagem: Dificuldade de aplicar apropriadamente se as emissões estão associadas à alta variabilidade espacial</p>

Técnica	Descrição
<p align="center">Placa de Fluxo (Câmaras de Fluxo) Estática</p>	<p>Medição em um único ponto usando uma câmara colocada na superfície, com medições de mudança de concentração no interior desta câmara em função do tempo. Normalmente uma medição leva menos de 1 hora. O método é historicamente o mais aplicado para quantificar as emissões de CH₄ de aterros.</p> <p>Vantagem: Bom para estudos do processo de emissões combinado com perfis verticais de concentração de gás no solo. Pode averiguar oxidação de CH₄. A única técnica que pode medir a emissão e a absorção de CH₄. Não é sensível a outras fontes de CH₄. Simples de implantar com baixos limites de detecção de fluxos (dependendo da instrumentação analítica)</p> <p>Desvantagem: Devem ser utilizadas técnicas de geoestatística adequadas, que requerem muito tempo e mão-de-obra, para estudos de aterros sanitários inteiros. Frequentemente, os <i>'hotspots'</i> de emissão não são incluídos nas medições, levando à subestimação das emissões totais. Perturbação temporária da superfície do solo pode influenciar a emissão.</p>
<p align="center">Placa de Fluxo (Câmaras de fluxo) Dinâmica</p>	<p>Medições de pontos simples usando uma câmara colocada na superfície, que é continuamente lavada com ar ou gás sintético. Mede o fluxo baseado nas concentrações de CH₄ que entram e saem da câmara.</p> <p>Vantagens: Mesmas vantagens das câmaras fechadas exceto que não pode quantificar CH₄ negativo.</p> <p>Desvantagem: Mesmas desvantagens das câmaras fechadas. Não é capaz de quantificar fluxos muito baixos devido à diluição do gás da câmara com o gás portador.</p>

Técnica	Descrição
<p>Mapeamento de pluma radial</p>	<p>Usa um ou mais lasers e espelhos para medir a concentração do vento a favor do vento e da pluma cruzada. Em combinação com medido e perfis de vento modelados, superfície emissões da área a favor do vento podem ser calculado.</p> <p>Vantagem: Fornece uma medida integrada de emissão de CH₄ da área contra o vento do laser e dos refletores e inclui vazamentos nas bordas e outros pontos de acesso no local. Método bem descrito pela US EPA.</p> <p>Desvantagens: Depende de uma direção do vento relativamente estável durante toda a medição. Dois conjuntos de instrumentação são necessários se um histórico de medições (contra o vento) precisarem ser medidas simultaneamente.</p>
<p>Balanço de massa estacionário.</p>	<p>As concentrações de CH₄ são medidas em diferentes alturas acima do aterro superfície, e combinando estes com medido simultaneamente condições atmosféricas, o fluxo horizontal de CH₄ pode ser calculado.</p> <p>Vantagem: Fornece uma medida integrada dos fluxos à escala da paisagem. Bom para terrenos planos com emissões uniformes. Não perturba as vias de emissão. Útil para estudos temporais de longo e curto prazo sob condições atmosféricas variáveis</p> <p>Desvantagem: Dificuldade de ser aplicado em topografia variável e com fontes de CH₄ interferentes, como drenos abertos de gases e poços de lixiviado, por exemplo. A pegada medida depende das condições metrológicas.</p>

Técnica	Descrição
<p>Dispersão estacionária de gás traço (Pluma de contaminação)</p>	<p>Medição simultânea de CH₄ atmosférico e um gás traço em um ou mais pontos fixos na pluma a favor do vento. O gás traço é lançado a uma taxa conhecida e o CH₄ taxa de emissão pode ser determinada da concentração medida Razão.</p> <p>Vantagem: Fornece uma medição integrada dos fluxos de células inteiras ou de aterros sanitários inteiros, incluindo vazamentos nas bordas e outros pontos de acesso no local. Não depende de medições da condição atmosférica.</p> <p>Desvantagem: Difícil de aplicar no caso de fontes de CH₄ interferentes. A simulação da fonte adequada (aplicação correta do gás traço) é influenciada até mesmo por pequenas mudanças na direção do vento durante a realização das medições. Historicamente, gases de efeito estufa potentes como SF₆ e N₂O têm sido usados.</p>
<p>Modelagem inversa - dinâmica</p>	<p>Medição da pluma a favor do vento e combinada com medições precisas das condições atmosféricas, a taxa de emissão do aterro pode ser estimada.</p> <p>Vantagem: As medições são rápidas de realizar e podem fornecer estimativas de emissões de todo o local.</p> <p>Desvantagem: A instrumentação deve ser rápida e precisa. Necessita de boas medições das condições atmosféricas com alta resolução temporal. Frequentemente resultará em uma emissão com incerteza significativa.</p>

Técnica	Descrição
Infravermelho	<p>Utiliza uma câmara de infravermelho para detectar regiões ou pontos com temperatura distinta. Não permite determinar as taxas de emissões, apenas localizar as regiões de pico de fluxo no aterro.</p> <p>Vantagem: Mais preciso na obtenção da emissão total do aterro cobrindo rapidamente vários hectares e passível de localizar dispersão da pluma de contaminação.</p> <p>Desvantagem: Necessita mão de obra qualificada, não identifica as causas reais e nem quantifica as taxas da emissão de biogás. Apenas localizar as regiões de pico de fluxo. Além de serem mais susceptíveis às condições meteorológicas.</p>

Adaptado de Maciel (2009), Oliveira (2013), Guedes (2018) e Monster et al. (2019)

Dentre as diferentes técnicas abordadas a metodologia de Placa de fluxo estática destaca-se por sua praticidade e baixo custo de operação em relação aos demais e é empregada por diversos autores como Mariano (2008), Mariano e Jucá (2011), Di Bella, Di Trapani e Viviani (2013), Park et al. (2016), Damasceno et al. (2019), Moreira et al. (2020).

2.5.1. Fluxos de gases identificados em diferentes aterros sanitários

Os fluxos de gases em aterros sanitários variam de um local para outro e não tem uma intervalo comum das quantidades que são emitidas para a atmosfera. No Quadro 5 pode ser observado um panorama de emissões fugitivas em diversos aterros sanitários ao redor no mundo.

Quadro 5. Emissões de CH₄ e CO₂ em aterros sanitários de diferentes países.

Fluxos de CH ₄ (g/m ² .dia)	Fluxos de CO ₂ (g/m ² .dia)	Local do estudo	Referência
0,1 a 363		Aterro da Muribeca-PE (Brasil)	Maciel (2003)
0,004 a 400	-	Aterro da Aguazinha-PE (Brasil)	Mariano (2008)
77 a 155	-	Aterro Fakse (Dinamarca)	Scheutz et al. (2009)
2.1 a 984.7	-	Aterro da Muribeca-PE (Brasil)	Maciel e Juca (2011)
0 a 151,0	-	Jaboatão dos Guararapes - Brasil	Lopes (2011)
0,09 a 1.118	-	Palermo (Itália)	Di Bella, Di Trapani e Viviani (2013)
3 a 1.275,0	-	Dinamarca	Scheutz et al (2014)
0,33 a 109,0	-	Nordeste do México	Gonzalez-Valencia et al (2014)
0 a 26,68	0,084 a 45,86	Malásia	Abushammala et al (2016)
10 a 575	-	Aterro Nuevo Leon (México)	Gonzalez-Valencia et al. (2016)
18,66 a 149,86	-	Brasil	Candiani e Viana (2017)
15,8	79,8	Burkina Farso (2017)	
29	134,8	Burkina Farso (2018)	Haro et al (2019)

Fluxos de CH ₄ (g/m ² .dia)	Fluxos de CO ₂ (g/m ² .dia)	Local do estudo	Referência
0,1 a 316	0,1 a 575	Brasil	Borba et al (2018)
276,8	363,2	China	Zhang et al (2019)
0 a 356	-	Brasil	Damasceno et al (2019)
57,04 a 115,82	70,87 a 136,56	Espanha	Gámez et al (2019)
0 a 276,8	0 a 998,8	China	Zhang et al (2019)
0 a 0,09	24,62 a 331,31	Brasil	Moreira et al (2020)
0 a 409	-	México	Gonzalez-Valencia et al. (2021)
0 a 387	0 a 966	Brasil	Este estudo

Fonte: o autor (2021)

Como pode ser observado não há uma faixa comum entre as emissões, sendo observados valores de fluxos de CH₄ muito pequenos como 0,004 g.m⁻².dia⁻¹ e 0,09 g.m⁻².dia⁻¹, nos estudos de Mariano (2008) e Moreira et al. (2020), a valores bem elevados como 984,7 e 1118 g.m⁻².dia⁻¹, observado nos estudos de Maciel e Jucá (2011) e Di Trapani, Di Bella e Viviani (2013).

2.5.2. Geoestatística aplicada à determinação do fluxo de gases

Para compreensão do comportamento dos dados e sua distribuição espacial são necessários o emprego da estatística e geoestatística. O estudo geoestatístico permite correlacionar a obtenção dos dados com sua localização espacial e baseia-se na análise exploratória dos dados, sua análise estrutural e realização de inferências.

A Geoestatística pode ser empregada na caracterização e mapeamento de atributos dos solos (KUMAR et al., 2012), sendo de grande auxílio quanto a obtenção de dados em uma determinada área é um fator limitante. Há algumas décadas o uso de técnicas como Krigagem vem sendo utilizada no mapeamento dos atributos dos solos (ODEH et al., 1995; WALTER, et al., 2001).

Maciel e Juca (2011), Scheutz et al. (2017) e Guedes (2018) utilizaram a técnica de Krigagem para a realização do mapeamento das emissões de gases na camada de cobertura final de aterros sanitários quando empregaram a metodologia de placa de fluxo.

No caso do monitoramento de emissões de gases com a metodologia de placa de fluxo, a Agência Ambiental Britânica (Environmental Agency, 2010) orienta que:

“o cálculo do fluxo médio e total de uma zona com base em medições de pontos de amostragem discretos dependerá da ponderação relativa dada a cada ponto. Se os pontos forem distribuídos em uma malha regular ou grade em espinha, não há necessidade de ponderar a contribuição para a área associada a cada medição de fluxo. No entanto, é difícil conseguir uma malha regular e este método provavelmente superestima as emissões de fontes discretas que foram detectadas por uma única placa de fluxo. Uma abordagem mais estatisticamente válida denominada krigagem fornece médias ponderadas para pontos em distâncias de amostragem variáveis e geralmente é gerada por computador. Este método é particularmente apropriado onde grades irregulares são usadas e / ou onde zonas de 'hotspots' foram delineados por caixas de fluxo adicionais em um espaçamento reduzido em torno da anomalia.” (adaptado de Environmental Agency, 2010.).

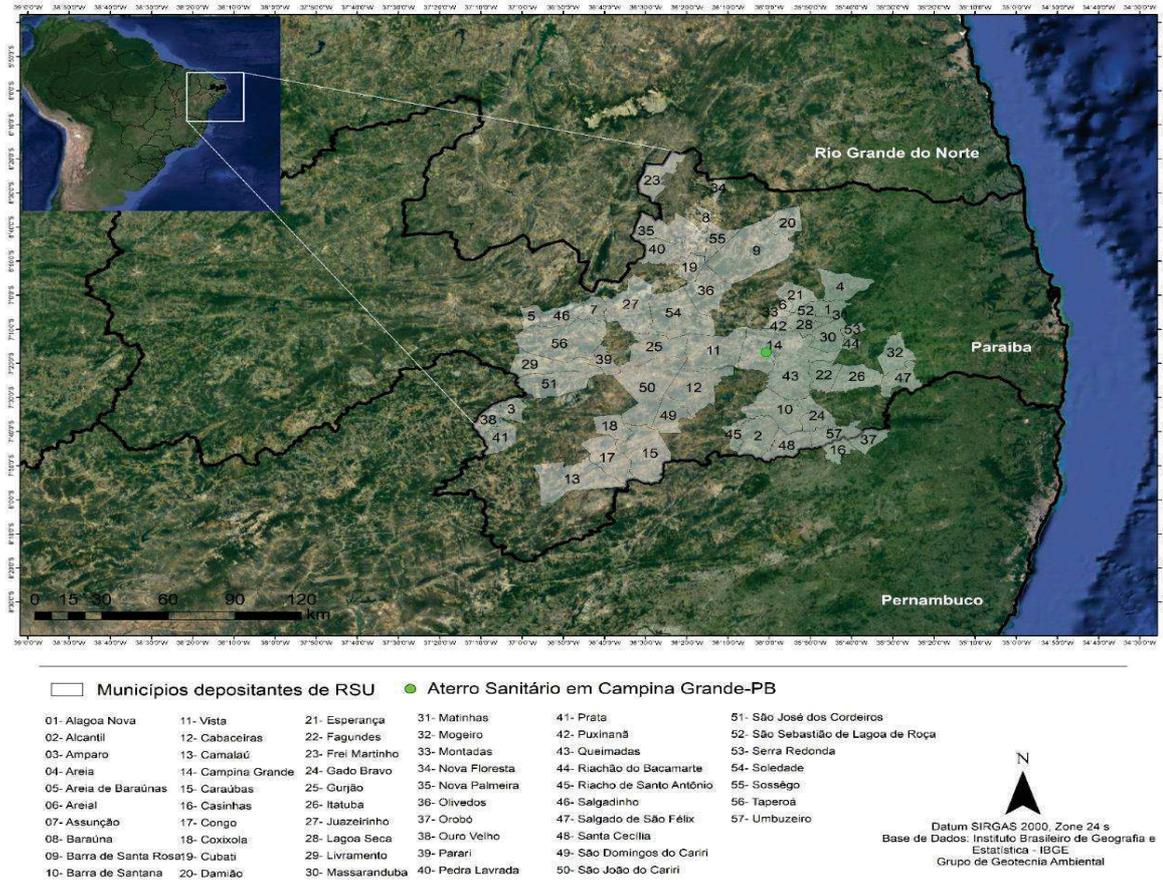
Desse modo, verifica-se que a krigagem é uma técnica largamente empregada e utilizada nos estudos em envolvem o monitoramento de emissões com a metodologia de placa de fluxo.

3. METODOLOGIA

3.1. Campo Experimental

Este trabalho foi desenvolvido na camada de cobertura da Célula do Aterro Sanitário (ASCG), localizado no Sítio Logradouro II, PB-138, Km 10, distrito de Catolé de Boa Vista, no município de Campina Grande, Paraíba (Figura 6), latitude sul, $7^{\circ}16'43''$, longitude oeste $36^{\circ}00'44''$, no semiárido Brasileiro.

Figura 6. Localização do ASCG



Fonte (GGA, 2020).

O ASCG iniciou sua operação em 2015 e conta com a deposição de mais de 600 toneladas de resíduos/dia, provenientes de 57 municípios (dos quais 55 são do estado da Paraíba e 2 do estado de Pernambuco, Brasil). A deposição de resíduos na Célula ocorreu de maneira não homogênea, implicando em uma distribuição não uniforme de resíduos de diferentes idades e estágios de degradação, tendo como consequência diferentes fases de geração de biogás ao longo da Célula do Aterro Sanitário.

A camada de cobertura final do ASCG é do tipo convencional, de solo compactado e o sistema de drenagem vertical de gases se encontra distribuído ao longo de toda a Célula. Como diferentes jazidas de solo foram adotadas para a extração do material de cobertura ao longo da operação do Aterro, o tipo de solo empregado na Célula também variou à medida que um novo trecho era construído. Por meio dos estudos realizados na camada de cobertura do ASCG foram identificaram solos do tipo argila de baixa plasticidade (CL), argila de alta plasticidade (CH), areia argilosa (SC) e areia siltosa (SM), cujos coeficientes de permeabilidade à água variam de 10^{-7} a 10^{-8} m/s (Araujo, 2017; Souza *et al*, 2019; Moreira *et al*. 2020) e com espessura variando de 0,5 a 1,7 m (Moreira *et al*, 2020).

A Célula do ASCG (Figura 7), conta com uma área de aproximadamente 76.000 m², com uma parcela já finalizada e outra ainda em operação. Para estudo das emissões fugitivas foi delimitada uma área já finalizada da camada, com aproximadamente 40.000 m², sobre a superfície da cobertura da Célula. Nessa área foram realizados o monitoramento dos fluxos de gases e a coleta de solo para ensaios de campo e laboratório. Vale salientar que na área de estudo o sistema de drenagem de gases se encontrava, no período estudado, distribuído de maneira uniforme, contanto com cerca de 49 drenos verticais de gases.

Figura 7. Célula do Aterro Sanitário em Campina Grande - PB.

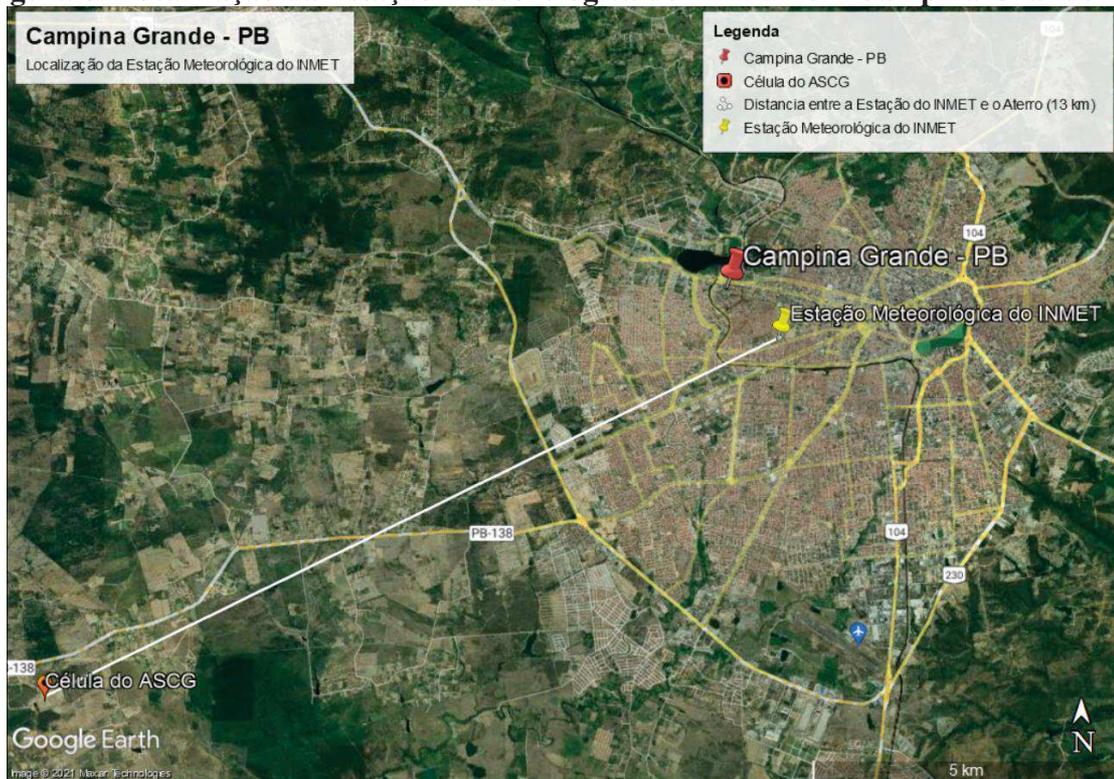


Fonte (GGA - Grupo de Geotecnia Ambiental da UFCG, 2020).

3.2. Condições Meteorológicas

Foram coletados dados meteorológicos em campo no momento dos ensaios de placa de fluxos, com o uso de termômetro digital, para aferição da temperatura ambiente, e termoanemômetro, para a verificação da velocidade dos ventos. Os demais dados de temperatura média diária, pressão atmosférica, umidade do ar, precipitação e velocidade média do vento foram obtidos com o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2021), na estação meteorológica A313, localizada nas coordenadas latitude $7^{\circ}13'32.07''\text{S}$ e longitude $35^{\circ}54'17.39''\text{O}$ (Figura 8). Alguns desses dados foram utilizados para complementar falhas nas leituras dos dados coletados em campo e as demais variáveis foram analisadas de forma independente. Também foram obtidos os dados das condições históricas de precipitação, evapotranspiração e temperaturas médias mensais, obtidos por meio do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2021), e estão apresentadas na Figura 9.

Figura 8. Localização da Estação Meteorológica do INMET em Campina Grande-PB



Fonte: Google Earth (2021)

Figura 9. Condições Meteorológicas de Campina Grande - Médias Mensais Acumuladas (1981 - 2010)



Fonte: adaptado de INMET (2021)

De acordo com o histórico meteorológico de Campina Grande (INMET, 2021), para o período compreendendo os anos de 1981 a 2010, essa cidade apresenta nos meses de outubro a dezembro as maiores taxas de evapotranspiração e menores taxas de precipitação, em torno de 180 mm e 12 mm, respectivamente. Esses meses não são historicamente os mais quentes do ano, mas também apresentam temperaturas acima da média. Parte dos dados desta pesquisa foram obtidos em campo nesse período.

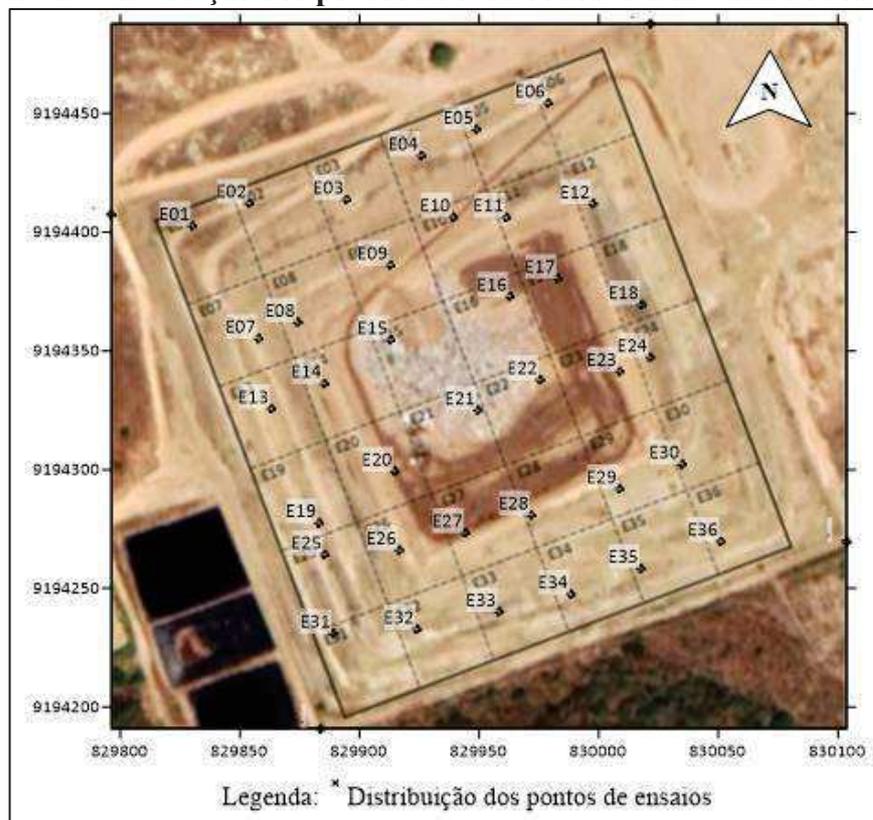
Por outro lado, para os mesmos anos, os meses de maio a julho são os únicos meses que em média apresentam valores de precipitação acima dos valores evapotranspiração, com valores no mês de junho de 123,6 mm e 73,5 mm, respectivamente, caracterizando esses meses como historicamente o período chuvoso na região. O mês de julho, por exemplo é o que apresenta historicamente as menores temperaturas do ano, em média 21,5 °C. Foi nesse período que os demais ensaios de campo foram realizados.

Quando levado em consideração o valor acumulado anual historicamente a precipitação e evapotranspiração na região são, em média, 777 mm/ano e 1541 mm/ano, o que reforça a informação de que o Aterro Sanitário estudado se encontra em uma região de clima semiárido.

3.3. Condições Geotécnicas do solo da camada de cobertura

Visando coletar amostras de solos em cada um dos pontos de ensaios de placa de fluxo, foi definido no Item 3.4, conforme ao Manual da Agencia Ambiental Britânica (Environmental Agency, 2010), um número de 36 pontos para coleta de solo na camada de cobertura. A distribuição dos pontos de coleta de solos visou atender uma malha regular com dimensões de aproximadamente 30 m x 37 m e está apresentada na Figura 10.

Figura 10. Distribuição dos pontos de ensaios sobre a camada de cobertura



Fonte: O Autor (2021)

Em cada ponto amostral foi coletado (Figura 11a) um total de 6 kg de solo, sendo embalado etiquetado e levado ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) (Figura 11b). Em seguida foram realizados os procedimentos de preparação, com secagem prévia ao ar livre (Figura 11c) e destorroamento (Figura 11d). Esse procedimento foi realizado a fim de garantir a representatividade das amostras de solo.

Figura 11. Coleta e preparação das 36 amostras de solo coletadas na camada de cobertura.



Fonte: GGA (2021)

Os 36 pontos, definidos no Item 3.4, foram analisados em conjunto, para ter amostras que representassem o todo, e também separadamente para se constatar quais pontos divergiram da classificação geral, sendo verificado assim a representatividade da amostra de solo homogeneizada. Para cada um dos 36 pontos foram realizados ensaios de limites de consistência e peneiramento (grosso e fino), com o intuito de se determinar a classificação do solo, com base no sistema de Classificação Unificada de Solos (SUCs). Além disso, as áreas de coleta de solo foram organizadas em 4 quadrantes de 9 áreas cada (Figura 12) e de cada quadrante foram tomadas 3 amostras de solo, totalizando 12 amostras de solo que foram homogeneizadas formando a amostras Mix 1. O mesmo procedimento foi realizado para as amostras Mix 2 e Mix 3. Por último 6kg de solo foram retirados de cada amostra Mix e foram novamente homogeneizados formando uma nova amostra resultante da homogeneização dos solos provenientes dos 36 pontos de amostragem da camada de cobertura da Célula do ASCG, a essa amostra denominou-se Mix 36.

Figura 12. Distribuição dos solos que compõem os Mix 1, 2 e 3.

1° Quadrante			2° Quadrante		
E01	E02	E03	E04	E05	E06
E07	E08	E09	E10	E11	E12
E13	E14	E15	E16	E17	E18
3° Quadrante			4° Quadrante		
E19	E20	E21	E22	E23	E24
E25	E26	E27	E28	E29	E30
E31	E32	E33	E34	E35	E36

MIX - 1	MIX - 2	MIX - 3
---------	---------	---------

Fonte: o Autor (2021)

O procedimento de homogeneização de todo o solo coletado dos 36 pontos na camada de cobertura da Célula de acordo com as metodologias da EMBRAPA (2006) e da NBR 6457 (ABNT, 2016) e ocorreu conforme descrito: primeiro as amostras foram tomadas a cada 12 pontos e o material foi espalhado sobre uma lona (Figura 13a), em seguida as pilhas de solo foram agrupadas três a três (Figura 13b) e finalmente foi reunido todo o material numa pilha (Figura 13c). Após esses processos, foi realizado o quarteamento do solo (Figura 13d) e o material homogeneizado (Figura 13e) foi separado de acordo com quantidades de material necessárias à execução de cada ensaio de caracterização (Figura 13f), seguindo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Figura 13. Homogeneização dos solos da camada de cobertura.



Fonte: GGA (2021)

A caracterização geotécnica das amostras de solo foi realizada a partir de ensaios estabelecidos por normativas de caracterização, conforme Tabela 1, para os Mix 36, Mix 1, Mix 2 e Mix 3, e Tabela 2, para as amostras individuais.

Tabela 1. Normas para caracterização Geotécnica dos Solos (Mix 36, Mix 1, Mix 2 e Mix 3)

Ensaio	Método
Preparação de amostras e teor de umidade	NBR 6457 (ABNT, 2016) – Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização.
Massa específica dos grãos	NBR 6458 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação da massa específica dos grãos de pedregulho que passam na peneira 4,8 mm.
Limite de Liquidez	NBR 6459 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação do Limite de Liquidez.
Limite de Plasticidade	NBR 7180 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação do Limite de Plasticidade.

Ensaio	Método
Compactação	NBR 7182 (ABNT, 2016) – Solo – Ensaio de Compactação.
Granulometria	NBR 7181 (ABNT, 2016) – Solo – Análise Granulométrica.
Permeabilidade à água	ASTM D5084-16a (ASTM, 2016)
Permeabilidade ao ar	ASTM D6539 (ASTM, 2013)

Os ensaios de permeabilidade à água e ao ar foram realizados com permeâmetro de parede flexível Triflex-2, descrito com mais detalhes no Item 3.8. Os corpos de prova utilizados foram moldados na energia Proctor Normal e com a umidade ótima identificada no ensaio de compactação.

Tabela 2. Normas para caracterização Geotécnica do solo das amostras individuais

Ensaio	Método
Preparação de amostras e teor de umidade	NBR 6457 (ABNT, 2016) – Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização.
Limite de Liquidez	NBR 6459 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação do Limite de Liquidez.
Limite de Plasticidade	NBR 7180 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação do Limite de Plasticidade.
Granulometria	NBR 7181 (ABNT, 2016) – Solo – Análise Granulométrica.

Além dos ensaios de laboratório para a caracterização, também foram realizados em campo o ensaio de cilindro de cravação e verificação da umidade de campo do solo nos locais

onde foram realizados os ensaios de placa de fluxo. Com isso foi possível verificar a densidade seca, grau de compactação, porosidade, índice de vazios, umidade e grau de saturação do solo.

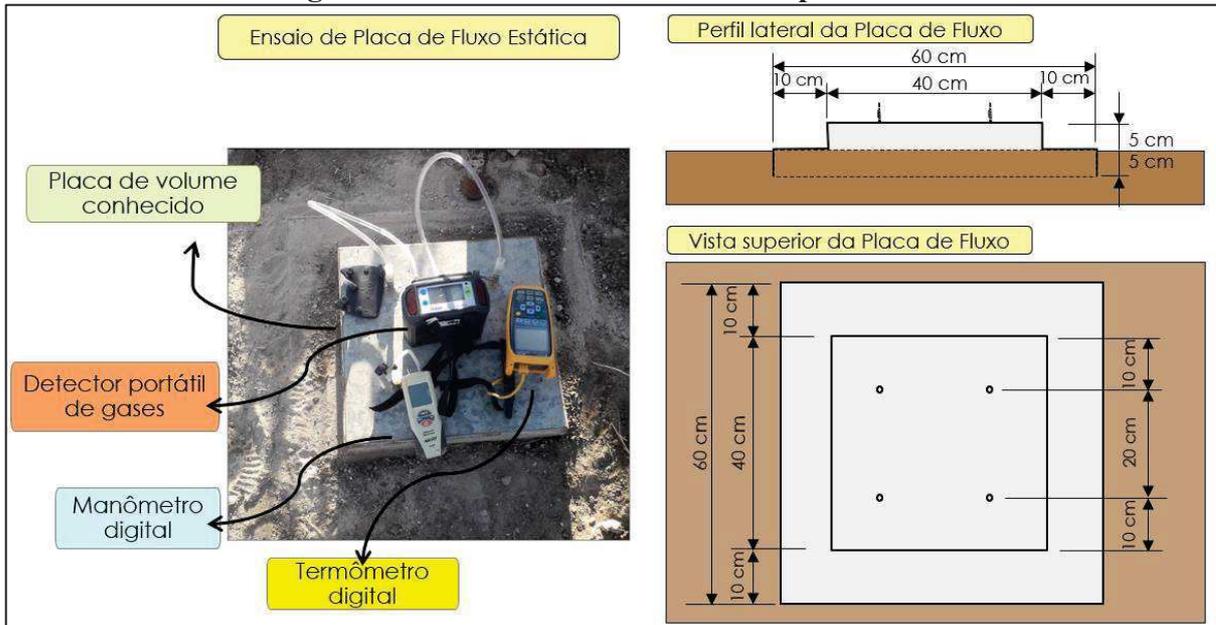
3.4. Monitoramento das Emissões Fugitivas - Metodologia da Placa de Fluxo Estática

A metodologia para o monitoramento das emissões superficiais de biogás na camada de solo compactado na Célula de Aterro Sanitário seguiu o procedimento adotado em literatura (Maciel, 2003; Mariano, 2008; Maciel e Jucá, 2011; Moreira *et al.*, 2020) sendo utilizada a placa de fluxo do tipo estática (Figura 14).

A metodologia de placa de fluxo (ou câmara de fluxo) consistiu na instalação de uma câmara metálica fechada, de dimensões conhecidas, por meio da qual podem ser realizadas medições das concentrações de gases em seu interior, observando sua variação ao longo do tempo. A partir destes dados é possível a determinação de modo eficiente o fluxo de gases (CH_4 e CO_2). Os equipamentos utilizados nesse ensaio corresponde a uma caixa em aço galvanizado, quadrada, de dimensões $0,40\text{m} \times 0,40\text{m}$, altura útil de 5cm, área útil de $0,16\text{m}^2$ e volume útil de $0,008\text{m}^3$ (Figura 14), um detector portátil de gases (Modelo Drager X-am 7000), capaz de medir concentrações de CH_4 e CO_2 de 0 a 100 (v/v %), um termômetro e um manômetro digital.

A placa de fluxo é cravada na superfície do solo do aterro e os equipamentos mencionados são conectados à placa como apresentado na Figura 14. O ar fica confinado no interior da placa, ocorrendo o acúmulo do gás e sua recirculação por meio do sistema de bombeamento do próprio medidor Portátil (Drager X-am 7000). As medições de concentrações dos gases foram medidas a cada 5 minutos, conforme Maciel e Jucá (2011), com um tempo mínimo de monitoramento de 30 minutos.

Figura 14. Ensaio de Placa de Fluxo tipo estática



Fonte: o autor

O fluxo volumétrico dos gases foi obtido por meio da Equação 3 (Czepiel et al., 1996), com resultados normalizados nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP):

$$Q = \frac{V_{placa}}{A_{placa}} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \rho \times \frac{273,15}{(273,15 + T_{interna})} \times \frac{P_{atm}}{1.000 [hPa]} \times \frac{86400 s}{dia} \quad (\text{Equação 3})$$

Sendo:

Q - taxa de emissão volumétrica superficial de CH_4 ou CO_2 [$g \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$];

V_{placa} - volume útil da placa de fluxo [L];

A_{placa} - área coberta pela placa [m^2];

$\frac{\Delta C}{\Delta t}$ - variação de concentração de CH_4 ou CO_2 [%v/v] no tempo [s];

ρ - densidade do gás ($\rho_{CH_4} = 0,714g/litro$; $\rho_{CO_2} = 1,964 g/litro$);

$T_{interna}$ - temperatura interna ($^{\circ}C$);

P_{atm} - Pressão atmosférica (hPa).

A definição do número (n) de ensaios de placa de fluxo seguiu as orientações do Guia de monitoramento de emissões fugitivas em Aterro Sanitários da Agencia Ambiental do Reino Unido (Environmental Agency, 2010). Para uma área superior a 5.000 m^2 o número de pontos pode ser calculado pela Equação 4:

$$n = 6 + 0,15 \sqrt{A} \quad (\text{Equação 4})$$

Sendo:

n - o número de pontos de ensaio;

A - a Área de estudo considerada.

Como a área neste estudo foi de 40.000 m², o valor de n calculado foi igual a 36 pontos de ensaios de placa de fluxo, que foram distribuídos em áreas de igual dimensão sobre a camada de cobertura, nos mesmos locais onde foram realizadas as coletas de solos (Figura 11).

Os experimentos da pesquisa precisaram se adaptar a mudanças de operação no aterro. Dos 36 pontos propostos foram realizados 33 ensaios de placa de fluxo. Os pontos denotados E12, E18 e E24 ficaram impossibilitados de realização de ensaios, devido à novas movimentações na camada de cobertura em razão de alterações na operação no Aterro Sanitário, que necessitou de fazer escavações nas áreas citadas para nova deposição de resíduos durante o período de realização dos experimentos.

Os 33 ensaios de placa de fluxo foram realizados em duas campanhas de ensaios, sendo a primeira campanha com 12 pontos, realizada entre 13/10/2020 e 06/11/2020, período seco (Item 3.2), e a segunda e terceira campanhas, com 11 e 10 pontos, respectivamente, foram realizadas entre 20/07/2021 e 30/07/2021, período chuvoso (Item 3.2).

3.5. Mapeamento das emissões de gases e das condições geotécnicas

O mapeamento das emissões do biogás e das características do solo foi realizada por meio da geostatística, com o emprego da técnica de krigagem sugerida pelo Guia de monitoramento de emissões fugitivas em Aterro Sanitários da Agencia Ambiental do Reino Unido (Environmental Agency, 2010) e empregada por diversos autores nos estudos de emissões fugitivas com o uso de placa de fluxo (Maciel e Juca, 2011; Scheutz et al., 2017; Guedes, 2018). O software empregado para o mapeamento foi o SURFER®, Free Trial, também empregado por Guedes (2018).

3.6. Estatística aplicada à relação entre os fatores intervenientes às emissões de biogás

O tratamento estatístico dos dados desse estudo foi realizado no software Microsoft® Excel®, com a utilização do suplemento de Análise de Dados. Por meio do qual se obteve um resumo das estatísticas descritivas dos dados e as matrizes de correlação, com o coeficiente de correlação de r.

Segundo Devore (2006) quando há uma situação em que o objetivo é estudar o comportamento conjunto de duas variáveis e verificar se elas estão relacionadas entre si pode-se utilizar o coeficiente de correlação r (Equação 5).

$$r = \frac{\sum(x_i - \hat{x})(y_i - \hat{y})}{\sqrt{\sum(x_i - \hat{x})^2} \cdot \sqrt{\sum(y_i - \hat{y})^2}} \quad (\text{Equação 5})$$

Sendo:

r : o coeficiente de correlação;

x_i : valor da variável x na posição i;

\hat{x} : média dos valores da variável x;

y_i : valor da variável y na posição i;

\hat{y} : média dos valores da variável y;

De acordo com esse mesmo autor o valor de 'r' varia entre -1 e 1, sendo o maior grau de relação positiva 'r' = 1, enquanto que a relação mais negativa é identificada com 'r' = -1. Desse modo as maiores correlações positivas e negativas são alcançadas somente quando todos os pontos estendem-se graficamente sobre uma linha reta. Qualquer outra configuração de pontos, mesmo se a configuração sugerir uma relação determinística entre as variáveis, produzirá um valor absoluto de 'r' menor que 1. Portanto, 'r' mede o grau de relação linear entre variáveis e um valor de r próximo de 0 não é uma evidência de que não existe uma relação forte, mas apenas de que falta uma relação linear.

Devore (2006) apresenta o seguinte critério para avaliação das correlações entre as variáveis: correlação fraca se $0 \leq |r| \leq 0,5$, forte se $0,8 \leq |r| \leq 1$ e moderada em caso contrário.

3.7. Sucção do solo pelo método do papel filtro

As propriedades do solo em condição não saturada foram estudadas por meio do ensaio de sucção por meio do método do papel filtro, seguindo as metodologias da D5298 (ASTM, 2010), Marinho e Oliveira (2006), Santos (2015). A confecção da curva de retenção de água possibilita a verificação da relação gráfica entre a sucção matricial e a umidade volumétrica e/ou grau de saturação, a partir do princípio da absorção e equilíbrio no contato entre o material poroso com deficiência de umidade e o papel filtro com umidade menor em relação ao material poroso (ARAUJO, 2017).

O período mínimo de equilíbrio das umidades adotado foi de 7 dias, como Marinho (1995) indica, com o papel filtro Whatman nº 42, que admite intervalo de sucção de zero até 29 MPa. As equações de calibração utilizadas (Equações 6 e 7) para esse papel filtro foram as propostas por Chandler et al (1992).

$$\log \psi = 4,84 - 0,0622 \times w; \quad w \leq 47\% \quad (\text{Equação 6})$$

$$\log \psi = 6,05 - 2,48 \times \log w; \quad w > 47\% \quad (\text{Equação 7})$$

Sendo: ψ é a sucção matricial em unidades de quilopascal (kPa) e w é a umidade gravimétrica do papel filtro em porcentagem (%).

Após processamento dos dados e obtenção dos resultados dos ensaios de sucção, foram aplicados quatro modelos de ajuste de curva característica solo-água, como descritos no Quadro 6.

Quadro 6. Modelos de ajuste da curva característica solo-água

Modelo	Equação	Parâmetros
Gardner (1956)	$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{1 + (\alpha\Psi)^n}$	α, n
Brutsaert (1967)	$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{1 + \left(\frac{\Psi}{\alpha}\right)^n}$	α, n
Van Genuchten (1980)	$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{[1 + (\alpha\Psi)^n]^m}$	α, n, m

Modelo	Equação	Parâmetros
Fredlund & Xing (1994)	$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{\left\{ \ln \left[e + \left(\frac{\Psi}{\alpha} \right)^n \right] \right\}^m}$	α, n, m

Fonte: Adaptado de Santos (2015)

Esses modelos também podem ser descritos em função da Saturação Efetiva do solo (S_e), a qual pode ser descrita como apresentado na Equação. 8.

$$S_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} \quad \text{(Equação 8)}$$

Sendo:

S_e é o coeficiente de saturação efetiva (adimensional);

θ é a umidade volumétrica (%);

θ_{res} é a umidade volumétrica residual (%);

θ_{sat} é a umidade volumétrica de saturação (%);

ψ é a sucção matricial (kPa);

α , n e m são os parâmetros de ajuste do modelo, o quais foram obtidos por meio de iterações com o auxílio do suplemento Solver do Microsoft® Excel®.

Os parâmetros de avaliação estatísticos levados em consideração para seleção do modelo foram a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR), o Coeficiente de Determinação (R^2) e a Raiz do Erro Quadrado Médio (REQM), conforme utilizado Ma e Chen (2017) e Pan *et al.* (2019) (Equações 9, 10 e 11).

$$SQR = \Sigma(y - y')^2 \quad \text{(Equação 9)}$$

$$R^2 = 1 - \frac{\Sigma(y - y')^2}{\Sigma(y - \hat{y})^2} \quad \text{(Equação 10)}$$

$$REQM = \sqrt{\frac{\Sigma(y - y')^2}{N}} \quad \text{(Equação 11)}$$

Sendo:

y : valor observado;

y' : valor estimado;

\hat{y} : média dos valores observados;

N : número de amostras.

3.8. Permeabilidade ao ar - Triflex 2

Os testes de permeabilidade ao ar do solo foram realizados em um equipamento denominado permeâmetro de parede flexível ou Triflex-2 (Figura 15), de acordo com a metodologia de teste padrão ASTM D6539 (ASTM, 2013) e com algumas adaptações.

Figura 15. Permeâmetro de parede flexível Triflex-2

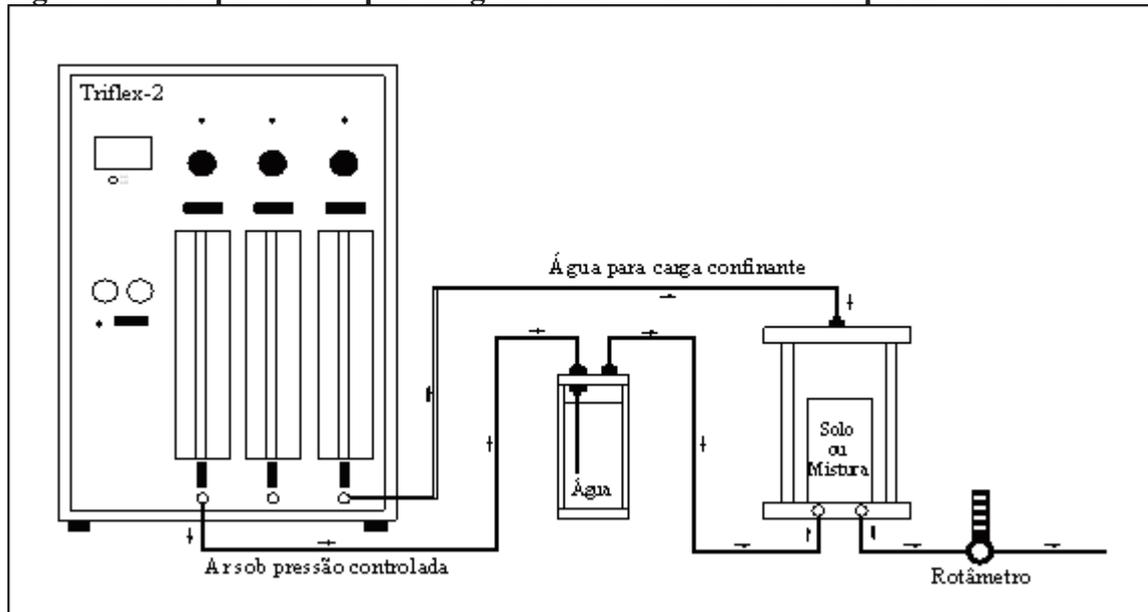


Fonte: GGA (2021)

O Triflex-2 possui um sistema de ar comprimido para aplicar tensões confinantes e gradientes de pressões determinados, além de painéis com válvulas reguladoras que permitem monitorar o volume de água a ser percolado pelas amostras.

A Figura 16 ilustra um desenho esquemático da aparelhagem utilizada nos ensaios de permeabilidade ao ar.

Figura 16. Croqui com a aparelhagem utilizada nos ensaios de permeabilidade ao ar



Fonte: GGA (2021)

Uma câmara umidificadora foi utilizada para que o ar passe através dela antes de passar pela amostra. Essa câmara é parcialmente preenchida com água deionizada e funciona aumentando a saturação do fluido percolante. A pré-saturação do fluido evita que haja uma remoção significativa da umidade do solo, na forma de vapor, durante sua percolação pelo solo, conforme destacado por Maciel (2003). Rotômetros foram utilizados na saída do sistema para determinação da vazão volumétrica de ar.

O coeficiente de permeabilidade ao ar, como visto em Athoughalandari, Cabral, Leroueil (2018), pode ser determinado por uma equação adaptada que deriva da Lei de Darcy, conforme a Equação 12.

$$k_a = \frac{(2 \cdot Q \cdot \mu \cdot \Delta x \cdot P_s \cdot g)}{(P_e^2 - P_s^2) \cdot A \cdot v} \quad (\text{Equação 12})$$

Sendo:

P_s (Pa) é a pressão absoluta do ar de saída;

P_e (Pa) é a pressão absoluta do ar de entrada;

Q é a taxa de fluxo volumétrico de ar (m^3/s);

A é a área da seção transversal da amostra (m^2);

Δx é a altura da amostra (m);

g é a aceleração da gravidade (m/s^2);

μ é a viscosidade dinâmica do ar à temperatura ambiente (Pa.s);

ν é a viscosidade cinemática do ar à temperatura ambiente (m²/s).

3.9. Previsão da permeabilidade não saturada

Para determinação das funções de permeabilidade não saturada do solo à água e ao ar foi aplicado o modelo de Van Genuchten-Mualem, descrito por Zhang et al. (2020), conforme as Equações 13 e 14 respectivamente.

$$\frac{k_w}{k_{wmáx}} = S_e^\lambda \times \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (\text{Equação 13})$$

$$\frac{k_a}{k_{amáx}} = (1 - S_e)^\lambda \times \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^{2m} \quad (\text{Equação 14})$$

Sendo:

k_w é o coeficiente de permeabilidade não saturada do meio poroso ao fluxo de água (m/s); $k_{wmáx}$ é o coeficiente de permeabilidade saturada do meio poroso ao fluxo de água (m/s); k_a é o coeficiente de permeabilidade do meio poroso ao fluxo do gás (m/s); $k_{amáx}$ é o valor máximo do coeficiente de permeabilidade do meio poroso ao fluxo do gás (m/s); S_e é o coeficiente de saturação efetiva, obtido da Equação 8; λ = parâmetro que representa a influência da tortuosidade do meio poroso, que para esse caso foi adotado igual a 0,5; m = parâmetro de ajuste, obtido da Equação 8.

O parâmetro m foi considerado igual a $1-1/n$, de acordo com Mualem (1976), enquanto que o valor considerado para o parâmetro l foi de 0,5 por ser o valor empírico encontrado por Mualem (1976) e também adotado para vários tipos de solos, conforme os estudos abordado por Maciel (2003) e Zhang *et al.* (2020).

Por último, foi realizada uma análise do comportamento do solo a partir do ponto de entrada de ar e estabilização de permeabilidade não saturada de ar e água em função do grau de saturação e do conteúdo volumétrico de água.

4. RESULTADOS

Os resultados são apresentados na seguinte sequência:

- ❖ Apresentação das condições meteorológicas e geotécnicas;
- ❖ Emissões fugitivas na camada de cobertura do ASCG, com o mapeamento das emissões de CH₄ e CO₂;
- ❖ Influência das condições meteorológicas;
- ❖ Mapeamento das condições geotécnicas;
- ❖ Influência das condições geotécnicas;
- ❖ Seguida de uma apresentação da condição não saturada com a previsão da permeabilidade não saturada do solo à água e ao ar.

4.1. Condições Meteorológicas

Dentre as condições meteorológicas, foram consideradas para análise das emissões de CO₂ e CH₄ a temperatura ambiente, pressão atmosférica, velocidade dos ventos, precipitação e umidade relativa do ar. A estatística descritiva dos dados é apresentada na Tabela 3:

Tabela 3. Dados meteorológicos durante os ensaios de placa de fluxo.

	<i>Temperatura ambiente (°C)</i>	<i>Pressão (hPa)</i>	<i>Vento (m/s)</i>	<i>Precipitação (mm)</i>	<i>Umidade do ar (%)</i>
Média	34,15	953,59	4,64	0,98	74,98
Erro padrão	0,86	0,36	0,34	0,26	2,37
Mediana	34,90	954,00	3,90	0,00	78,92
Desvio padrão	4,92	2,08	1,94	1,52	13,64
Variância da amostra	24,21	4,32	3,75	2,31	186,04
Mínimo	21,40	949,30	2,60	0,00	44,00
Máximo	41,70	958,10	9,80	5,60	89,71
Contagem	33	33	33	33	33
Coficiente de Variação (%)	14,41	0,22	41,72	155,66	18,19

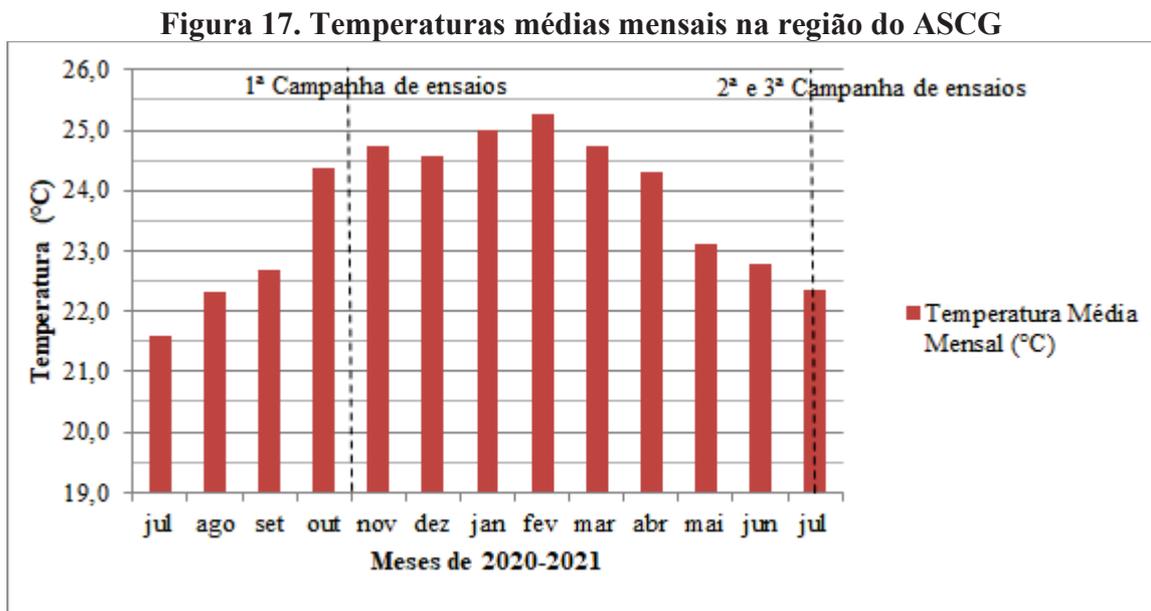
Fonte: o autor (2021) e INMET (2021)

Nota-se que a pressão atmosférica foi o parâmetro que apresentou o menor coeficiente de variação, apenas 0,22%, o que mostra a baixa variação em seus valores observados neste estudo. Esse fato pode ser uma justificativa para a baixa influência desse parâmetro sobre o comportamento das emissões de gases no período observado. Por outro lado, a precipitação foi o parâmetro meteorológico que apresentou o maior coeficiente de variação, cerca de 156%, o

que pode ser explicado por terem sido tomadas amostras em períodos com condições meteorológicas distintas (períodos de estiagem e de chuvas).

4.1.1. Temperatura ambiente

Ao se analisar as temperaturas médias mensais na região do ASCG para os anos de 2020 a 2021, pode-se observar o comportamento apresentado na Figura 17:

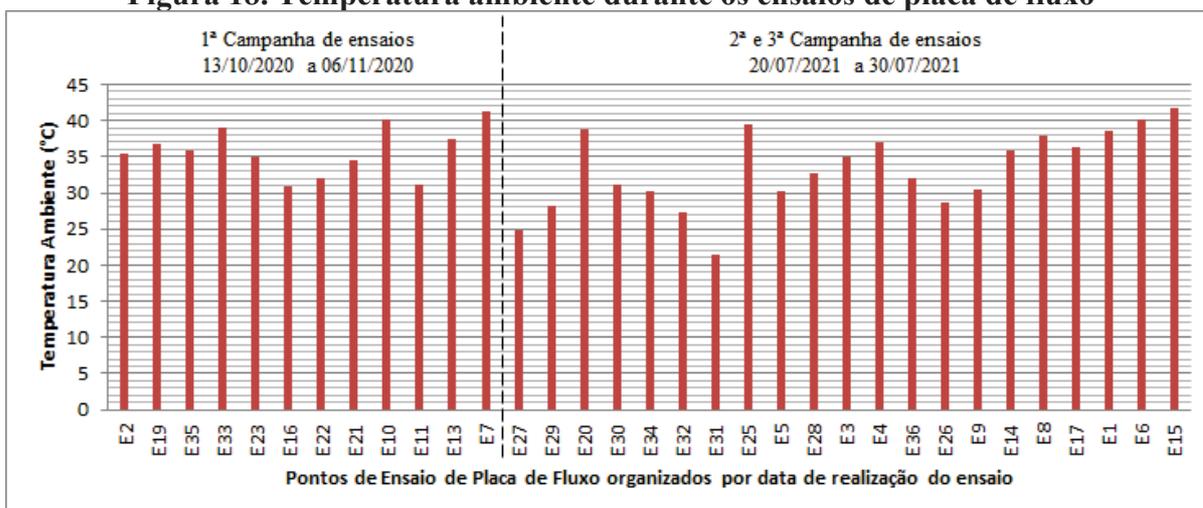


Fonte: estação meteorológica A313, INMET (2021)

Como observado na Figura 17, as temperaturas médias mais elevadas do ano foram verificadas a partir do mês de outubro 2020, com valor médio de 24,4°C, sendo o período em que foi realizada a 1ª campanha de placa de fluxo na camada de cobertura, até o mês de abril 2021, com temperaturas médias em torno de 24,2°C. Já a 2ª e 3ª campanhas de ensaios foram realizadas no mês de julho de 2021, quando as temperaturas médias registradas foram mais amenas, 22,3 °C.

Durante os ensaios de placa de fluxo foram registradas as temperaturas ambientes observadas na Figura 18:

Figura 18. Temperatura ambiente durante os ensaios de placa de fluxo



Fonte: o autor (2021)

Uma visão geral dos dados de temperatura ambiente para os dias em que foram realizados os ensaios de placa de fluxo na camada de cobertura indica temperaturas mínimas de 21,4 °C e máximas de 41,7 °C, com média de 34,15 °C.

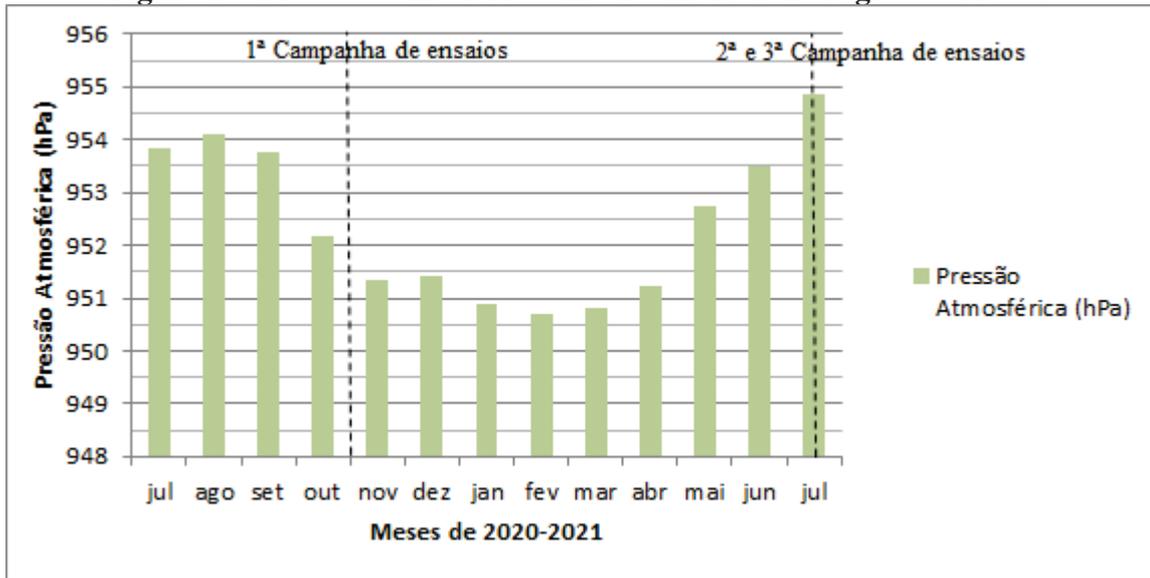
No período de 13/10/2020 a 06/11/2020, para os dias correspondentes à primeira campanha de ensaios de placa de fluxo realizada na camada de cobertura, as temperaturas variaram de 31 a 41 °C, com média de 36 °C. No período de 20/07/2021 a 30/07/2021, para os dias correspondentes a segunda e terceira campanhas de ensaios, as temperaturas variaram de 21 a 42 °C, com média de 33 °C. Em média a temperatura ambiente observada foi ligeiramente maior para a primeira campanha de ensaios, conforme esperado, uma vez que trata-se do período seco.

Lopes (2011), na região do Aterro da Muribeca - PE, que identificou temperaturas variando de 19,4 a 33,4°C, para o período de julho de 2008 a janeiro de 2011. A autora observou que as condições de maiores emissões de biogás coincidiram com os meses historicamente mais quentes (setembro a fevereiro).

4.1.2. Pressão atmosférica

Ao se analisar as pressões atmosféricas médias mensais na região do ASCG, para os anos de 2020 a 2021, pode-se observar o comportamento apresentado na Figura 19:

Figura 19. Pressões atmosféricas médias mensais na região do ASCG

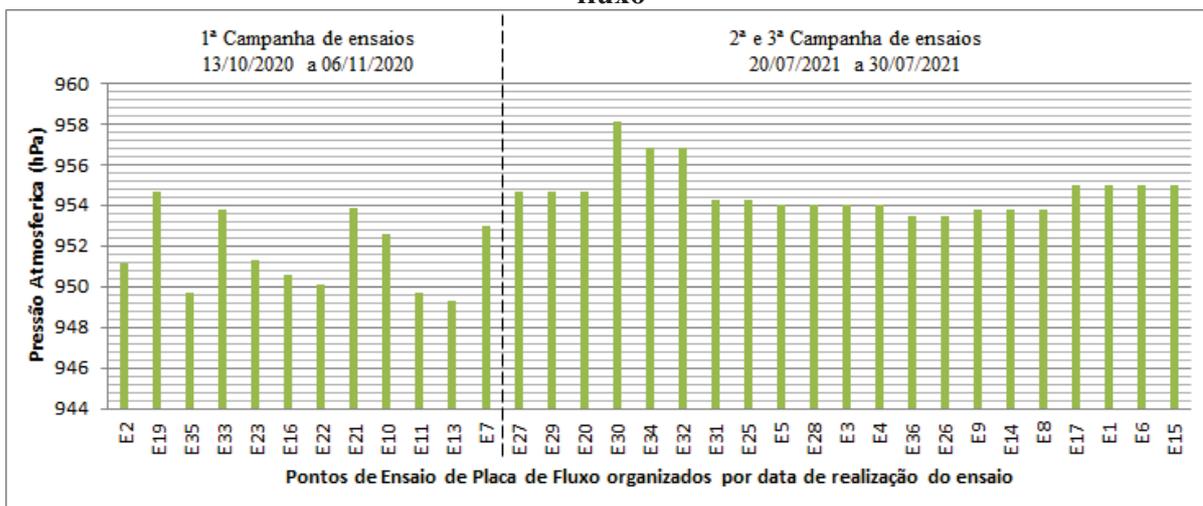


Fonte: estação meteorológica A313, INMET (2021)

De acordo com a Figura 19, a 1ª campanha de ensaios de placa de fluxo foi realizada na camada de cobertura em um período de pressões atmosféricas mais baixas (em torno de 951,5 hPa). Já as demais campanhas de ensaios foram realizadas no mês de julho de 2021, que apresentou a maior pressão atmosférica média (aproximadamente de 955 hPa). Observa-se que na região do ASCG não ocorreram variações consideráveis de pressões atmosféricas ao longo do ano. Guedes (2018) observou valores semelhantes de pressão atmosférica para o mesmo aterro sanitário, no período de abril de 2015 a setembro de 2017, o que demonstra que não ocorreram mudanças na faixa de pressão ao longo dos anos. Lopes (2011), no aterro da Muribeca, observou pressões atmosféricas variando de 1005 hPa a 1019 hPa, para o período de julho de 2008 a janeiro de 2011. A autora associou períodos de menores pressões a maiores emissões.

A pressão atmosférica obtida por meio do INMET (2021), correspondente aos dias em que foram realizados os ensaios de placa de fluxo (Figura 20):

Figura 20. Pressão atmosférica nos dias em que foram realizados os ensaios de placa de fluxo



Fonte: estação meteorológica A313, INMET (2021)

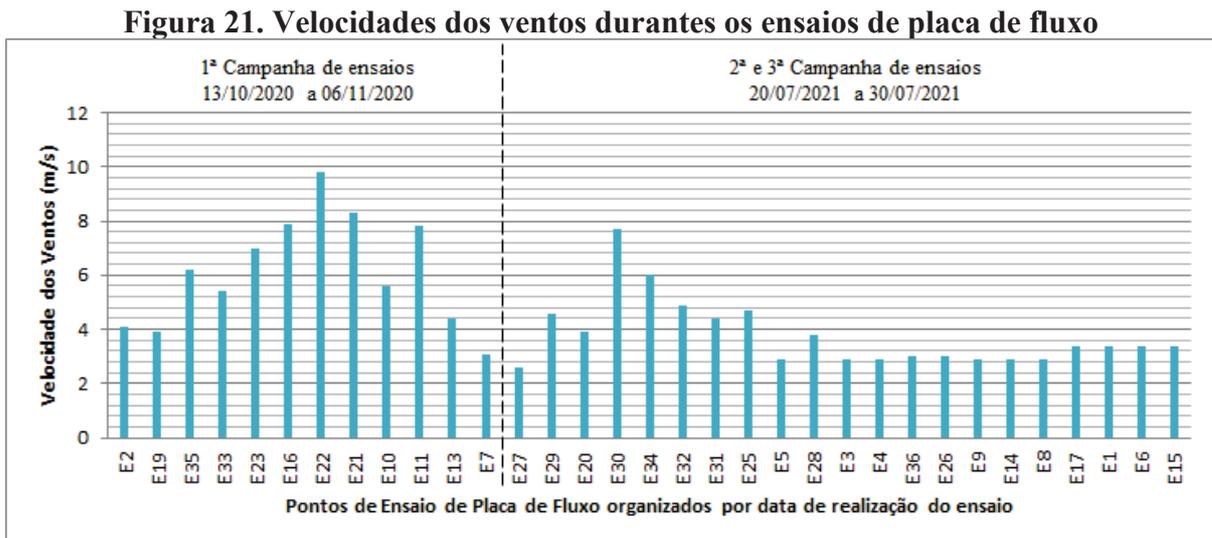
No período de 13/10/2020 a 06/11/2020, para os dias correspondentes à primeira campanha de ensaios de placa de fluxo, a pressão atmosférica variou de 949,3 a 954,7 hPa com média de 951,7 hPa. No período de 20/07/2021 a 30/07/2021, para os dias correspondentes a segunda e terceira campanhas de ensaios de placa de fluxo, a pressão atmosférica variou de 953,5 a 958,1 hPa com média de 954,7 hPa. Em média as pressões atmosféricas ligeiramente maiores foram observadas para o segundo período de ensaios. Também nesse período a média das emissões de CH₄ foi menor, enquanto a média das emissões de CO₂ foi maior. A redução de emissões de CH₄ com um aumento das emissões de CO₂ é um indicativo de que pode estar ocorrendo atividade metanotrófica na camada de cobertura, visto que aumentos na pressão atmosférica podem provocar a entrada de ar atmosférico carregado de O₂ para o interior do aterro, como destacado por Scheutz et al (2009), o que corrobora para um ambiente favorável às atividades de bactérias metanotróficas que utilizam o O₂ para consumir o CH₄, transformando-o em CO₂.

Maiores flutuações nos valores de pressão atmosférica foram observadas para a primeira campanha (variações diárias de até 3,0 hPa), em comparação à segunda e terceira campanhas (variações diárias de 1,0 hPa). Scheutz *et al* (2009) mencionam correlações entre a pressão atmosférica e as emissões de CH₄ em aterros sanitários. Estes autores destacaram que aumentos na pressão atmosférica não apenas reduzem a emissão de gás como também ocasionam um fluxo reverso, levando a um influxo de ar atmosférico para o interior do aterro sanitário.

Conforme Rachor et al (2013), a diminuição no gradiente entre a pressão interna no aterro sanitário e a pressão atmosférica ocorre com o aumento da pressão ambiente, que resulta na diminuição do fluxo advectivo de gás.

4.1.3. Velocidade do vento

Durante os ensaios de placa de fluxo foram registradas as velocidades dos ventos observadas na Figura 21:



Fonte: o autor (2021)

No período de 13/10/2020 a 06/11/2020, para os dias correspondentes à primeira campanha de ensaios de placa de fluxo, a velocidade do vento variou de 3,1 a 9,8 m/s com média de 6,1 m/s, enquanto que no período de 20/07/2021 a 30/07/2021, para os dias correspondentes a segunda e terceira campanhas de ensaios de placa de fluxo, a velocidade do vento variou de 2,6 a 7,7 m/s com média de 3,8 m/s, o que indica valores bem mais elevados para o primeiro período de análises.

Guedes (2018) observou para este mesmo aterro sanitário velocidades do vento variando de 2,6 a 4,3 m/s e afirmou que essa condição meteorológica também influencia nas emissões de gases. Rachor *et al.* (2013) observou que maiores velocidades dos ventos contribuíram para maiores emissões de biogás. Nesse sentido, Maciel (2009) associou a velocidade do vento à diluição do biogás imediatamente acima da camada de cobertura, diminuição das pressões atmosféricas locais e aumento das emissões de biogás.

4.1.4. Precipitação

Ao serem analisadas as precipitações mensais na região do ASCG para os anos de 2020 a 2021, pode-se observar o comportamento apresentado na Figura 22:

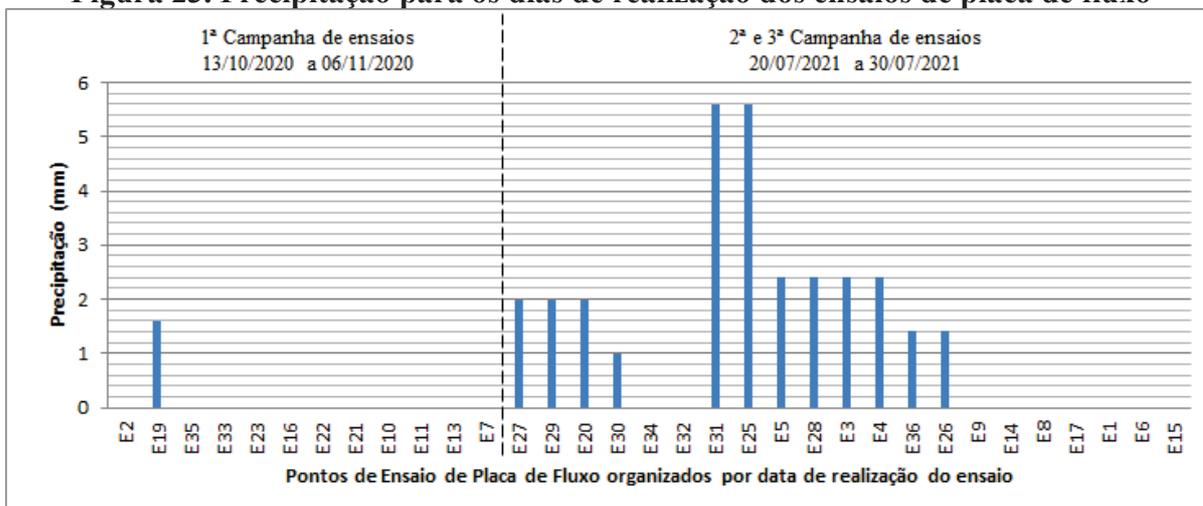


Fonte: estação meteorológica A313, INMET (2021)

A primeira campanha de ensaios de placa de fluxos foi realizada durante um período de baixas precipitações (1,8 mm para o mês de outubro de 2020), enquanto que a segunda campanha de ensaios foi realizada em um período com precipitações mais elevadas (53,2 mm para o mês de julho de 2021).

A precipitação diária (INMET, 2021) correspondente aos dias em que foram realizados os ensaios de placa de fluxo são apresentados na Figura 23:

Figura 23. Precipitação para os dias de realização dos ensaios de placa de fluxo



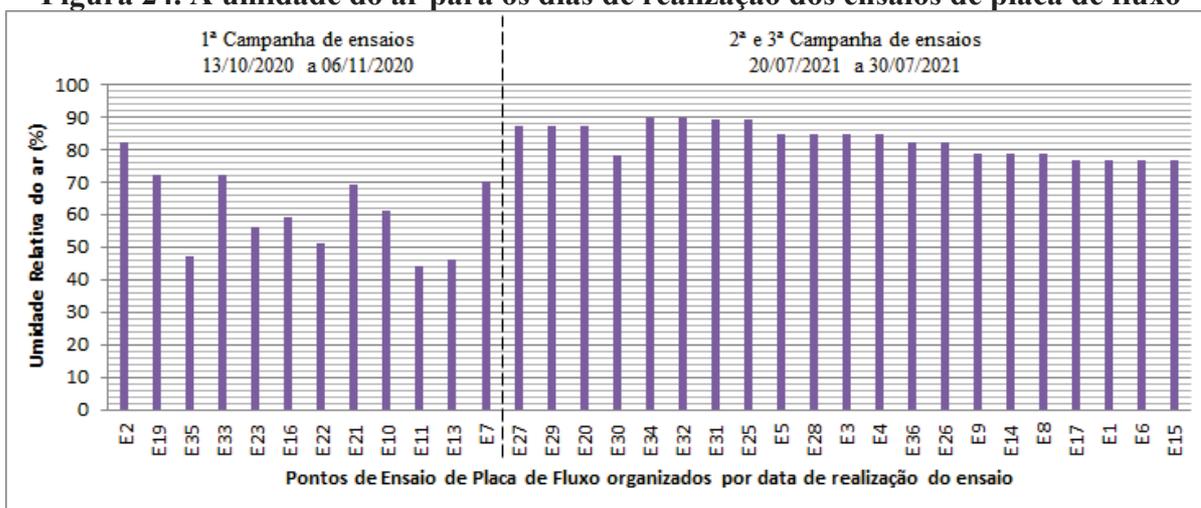
Fonte: estação meteorológica A313, INMET (2021)

No período de 13/10/2020 a 06/11/2020, para os dias correspondentes à primeira campanha de ensaios de placa de fluxo, praticamente não ocorreram precipitações, com exceção do E19, em que foi registrada precipitação de 1,6 mm, correspondendo a quase toda precipitação do mês de outubro desse ano. Já no período de 20/07/2021 a 30/07/2021, correspondente a segunda e terceira campanhas de ensaios, as precipitações diárias variaram de 0 a 5,6 mm por dia, com média de 1,5 mm. Nesse aspecto Lopes (2011), observou em seus estudos, observou que as condições de maiores emissões de biogás coincidiram com um período de menor precipitação medida. Além disso, Bian *et al.* (2018) observaram reduções nas emissões de CH₄ durante os períodos chuvosos e associaram esse comportamento a possível oxidação desse gás.

4.1.5. Umidade do ar

A umidade do ar (INMET, 2021) correspondente aos dias em que foram realizados os ensaios de placa de fluxo são apresentados na Figura 24:

Figura 24. A umidade do ar para os dias de realização dos ensaios de placa de fluxo



Fonte: estação meteorológica A313, INMET (2021)

No período de 13/10/2020 a 06/11/2020, para os dias correspondentes à primeira campanha de ensaios de placa de fluxo realizados na camada de cobertura, a umidade do ar variou de 44,0 a 82,0% com média de 60,8%. Por outro lado, no período de 20/07/2021 a 30/07/2021, para os dias correspondentes a segunda e terceira campanha de ensaios, a umidade do ar variou de 76,8 a 89,7% com média de 83,1%, o que indica valores consideravelmente maiores para o segundo período de análises.

Guedes (2018), ao estudar as emissões de biogás, observou umidade relativa do ar variando entre 69,0 e 90,9%, associando maiores valores dessa condição meteorológica aos períodos de maiores precipitações registradas. Além disso, Shen et al (2018) observaram em seus estudos uma umidade relativa do ar bem menor, com valores variando de 7% a 35% durante o período de monitoramento de emissões de biogás. Esses autores também observaram concentrações mais elevadas de CH₄ na superfície da camada de cobertura, por meio do ensaio de placa de fluxo, associados a maiores umidades do ar. Os autores explicaram que na ausência de abastecimento externo de água, a umidade do solo é fornecida principalmente pela umidade presente no ar. Afirmam ainda que a variação de umidade no loess (tipo de solo da região estudada por eles) afeta principalmente os processos de oxidação do metano e migração do gás.

Maciel (2009) observou, em seus estudos, umidades relativas do ar entre 68,9 e 86,1% e ressaltou que no período mais crítico do ano para as emissões superficiais de biogás (novembro de 2008 a janeiro de 2009), a velocidade do vento e umidade relativa do ar também contribuíram para o aumento das emissões.

4.2. Condições Geotécnicas

No Quadro 7 são apresentadas as características das amostras obtidos da homogeneização dos solos de camada de cobertura e suas propriedades de permeabilidade à água e ao ar.

Quadro 7. Características e propriedades do solo - Mix 36, 1, 2 e 3

Características e propriedades	Mix 36	Mix 1	Mix 2	Mix 3
Classificação SUCs	SM	ML	SM	SM
Massa específica do Grãos (kg/m ³)	2710	2690	2710	2710
Limite de Liquidez (%)	27	22	24	24
Limite de Plasticidade (%)	23	18	19	23
Índice de Plasticidade (%)	4	4	5	1
Passante na #200	38,42	52,04	35,67	39,96
Massa Específica Seca Máxima (kg/m ³)	1880	1880	1870	1860
Umidade Gravimétrica Ótima (%)	13,3	11,6	12,60	13,4
G. Saturação na umid. ótima (%)	81,6	72,4	76,0	79,5

Características e propriedades	Mix 36	Mix 1	Mix 2	Mix 3
Coeficiente de Permeabilidade Saturada à Água (m/s)	$2,24 \times 10^{-9}$	$3,70 \times 10^{-8}$	$1,24 \times 10^{-9}$	$1,50 \times 10^{-9}$
Coeficiente de Permeabilidade ao Ar (m/s) na umidade ótima	$6,64 \times 10^{-10}$	$7,40 \times 10^{-9}$	$5,69 \times 10^{-9}$	9×10^{-10}
Umidade Gravimétrica de Saturação (%)	16,29	16,01	16,58	16,86

Fonte: o autor (2021)

As quatro amostras de solos apresentaram um percentual de grãos passantes na peneira de nº 200 variando de 35,67 a 52,04%. Esses valores atendem as recomendações da CETESB (1993) que indica que solos empregados em camadas de aterro sanitário devem possuir ao menos 30% de finos em sua composição. Já a USEPA (2004), que indica que solos empregados em camadas de aterro sanitário devem possuir percentual de finos entre 30 e 50%, desse modo apenas a amostra Mix 1 estaria com valores acima do recomendado, mas está próximo do percentual encontrado por Lopes (2011) e Araujo (2017), que também obtiveram valores um pouco acima de 50%. Enquanto isso Moreira (2018) e Santos (2019) obtiveram percentuais em torno de 30% o que se aproxima dos percentuais encontrados nesse estudo para as amostras Mix 36, 2 e 3.

As amostras apresentaram Limites de Liquidez entre 22 e 27%, ficando abaixo do valor de 30% recomendado pela CETESB (1993) e também abaixo do valor de 42%, observado por Lopes (2011), de 32% do solo estudado por Araújo (2017), mas encontram-se próximos do valor de 25% obtido por Moreira (2018) para um solo de cobertura final de aterro sanitário.

De acordo com o Sistema de Classificação Unificada de Solos (SUCs) os solos apresentados no Quadro 7 são classificados como Areia Siltosa (SM), , exceto para a amostra do Mix 1, que foi classificada como Silte de baixa plasticidade (ML). Solos desse tipo não se

enquadram nas recomendações da CETESB (1993), a qual indica os solos do tipo argila de baixa plasticidade (CL), argila de alta plasticidade (CH), areais argilosas (SC) ou solos orgânicos de alta plasticidade (OH) para materiais de camada de cobertura de aterro sanitário. Entretanto, outras propriedades do solo podem fazer com que ele se adeque as condições necessárias para servirem como camada de cobertura final de aterros sanitários, como por exemplo, o seu coeficiente de permeabilidade à água.

Os coeficientes de permeabilidade à água, na ordem de 10^{-8} a 10^{-9} m/s, obtidos para as amostras Mix, atendem às recomendações requeridas pela norma NBR 13896 (ABNT, 1997) para camada de cobertura de aterros sanitários. Esses valores também estão próximos dos resultados de Lopes (2011) para um solo de camada de cobertura do tipo convencional, que observou um coeficiente de permeabilidade de 10^{-9} m/s, assim como os resultados de Araújo (2017), Moreira (2018) e Santos et al. (2021) que observaram coeficientes de permeabilidade na ordem de 10^{-8} m/s, também para solos de camadas de cobertura do tipo convencional.

Os coeficientes de permeabilidade à água e ao ar para todas as amostras de solos se apresentaram com valores muito próximos entre si, inclusive a amostra Mix 1, classificada como um ML, que se esperava ter uma menor permeabilidade em consequência de sua granulometria mais fina. Isso ocorreu porque, embora as outras amostras apresentassem uma granulometria mais espessa, o teor de finos ainda foi muito elevado, contribuindo para um melhor arranjo das partículas de solo. Esse aspecto foi evidenciado nos valores de específica aparente seca máxima, que foi praticamente a mesma para todas as amostras e consequentemente, volume de vazios semelhantes.

De modo geral os solos estudados atendem aos requisitos para uso como material de camada de cobertura, principalmente quando observado o critério de permeabilidade a água solicitada por norma. Porém como as jazidas de solo são de fontes diversas, conforme as demandas na construção do aterro, se faz necessário estudos continuados prévios a execução da camada de cobertura. Também é indicado ao solo a adição materiais que melhorem seu desempenho como cobertura, desde o aumento de seus índices de plasticidade, que foram abaixo do recomendado, e materiais que proporcionem um ambiente mais favorável ao desenvolvimento de atividade de bactérias metanotróficas no solo em áreas onde as emissões de CH_4 foram mais acentuadas. Também foi observado a falta de camada de distribuição de gases abaixo da camada de solo, o que pode colaborar para determinadas áreas da cobertura serem mais solicitadas do que outras. Trabalhar com associação de diferentes tipos de camadas de cobertura pode ser uma solução alternativa para as áreas onde as condições do solo não forem suficientes para conter as emissões (ver Item 4.3.2).

4.3. Emissões Fugitivas de Biogás

Os fluxos de CO₂ e CH₄, obtidos por meio dos ensaios de placa de fluxo realizados na camada de cobertura, foram analisados estatisticamente (Tabela 4).

Tabela 4. Resumo das emissões de CO₂ e CH₄ verificadas por meio dos ensaios de placa de fluxo.

	Fluxo de CO ₂ (g.m ⁻² .dia ⁻¹)	Fluxo de CH ₄ (g.m ⁻² .dia ⁻¹)
Média	103,73	21,94
Erro Padrão	30,14	11,68
Mediana	73,80	4,70
Desvio Padrão	173,15	67,12
Variância da amostra	29981,75	4504,85
Mínimo	0,00	0,00
Máximo	965,90	386,70
Contagem	33	33
Coefficiente de Variação (%)	166,93	305,93

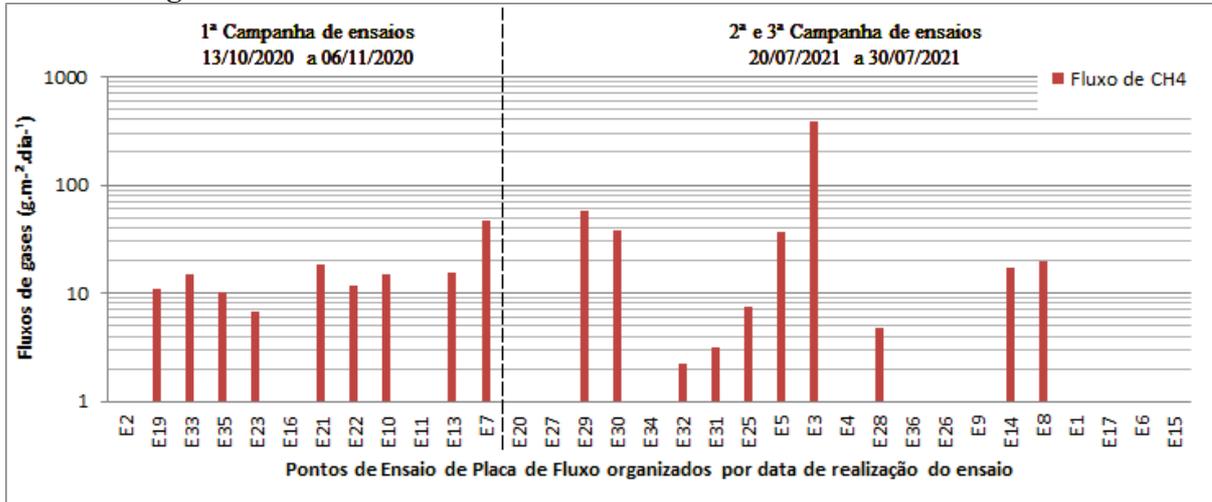
Fonte: o autor (2021)

Foi observado que os fluxos variaram entre 0 e 965,90 g.m⁻².dia⁻¹ para o CO₂ e de 0 a 386,70 g.m⁻².dia⁻¹ para o CH₄, com médias de 103,73 e 21,94 g.m⁻².dia⁻¹, respectivamente. Uma observação importante é que foi verificada uma elevada variabilidade dos dados de emissões de biogás, com um coeficiente de variação de 166% para o CO₂ e 306% para o CH₄. Gonzalez-Valencia et al. (2021) em seus estudos de emissões de CH₄, em um aterro sanitário no México, observaram emissões da ordem de 400 g.m⁻².dia⁻¹ e coeficientes de variação superiores a 200%. Esse comportamento pode ser explicado pela alta heterogeneidade das emissões ao longo da camada de cobertura, que podem ter origens diversas como a próxima composição dos resíduos depositados, idade de aterramento e ausência de camada de distribuição de gases entre a camada de cobertura e a massa de resíduos.

4.3.1. Emissões Fugitivas de Metano

Os fluxos de CH₄ para cada ponto de ensaio pode ser observado na Figura 25.

Figura 25. Emissões de CH₄ da camada de cobertura final do ASCG.



Fonte: o autor (2021)

Não há normas nacionais que estabeleçam um valor ou faixa recomendada como aceitável para as emissões de CH₄. Dos 33 ensaios de placa de fluxo realizados na camada de cobertura do ASCG foram verificadas emissões de CH₄ em 20 deles, o que corresponde a 61% dos pontos analisados. O ponto E3 apresentou emissões de CH₄ de 386,70 g.m⁻².dia⁻¹, sendo único ponto observado com emissão acima de 64,96 g.m⁻².dia⁻¹, valor indicado pela Normativa Australiana Carbon Farming Initiative - CFI (2013) como fluxo limite máximo de CH₄ para camada de cobertura final de aterros sanitários.

Segundo Scheutz e Kjeldsen (2019), para atender aos critérios do Guia de Monitoramento de Emissões Fugitivas de Gases de Aterro Sanitário da Agência Ambiental do Reino Unido (Environmental Agency, 2010), as emissões de CH₄ através de camadas de cobertura não devem ultrapassar 0,09 g/m².dia, para cobertura final de aterros sanitários, e 8,64 g/m².dia, para coberturas temporárias. Seguindo o critério para cobertura final apenas 39% das emissões de CH₄ observadas no ASCG, correspondentes às emissões nulas, se enquadraram abaixo desse valor. Desse modo o ASCG não atende ao critério estabelecido por esse Guia, o qual estabelece que nesse caso medidas corretivas devem ser tomadas e novas campanhas de ensaios devem ser realizadas anualmente até que o critério limite máximo seja atendido.

Ainda de acordo com Scheutz e Kjeldsen (2019) além das fontes antrópicas de CH₄, existem várias fontes naturais desse gás, como lagos, rios, pântanos, etc, cujo o valor de CH₄

médio, correspondente a 1,3 g/m².dia, podendo esse valor ser utilizado como referencia de limites de emissões de fontes antrópicas.

Gonzalez-Valencia et al. (2021), em um aterro no México, também observaram a ocorrência de hotspots em poucos pontos estudados, apenas quatro fluxos acima de um valor de 180 g.m⁻².dia⁻¹, sendo o maior deles de 409 g.m⁻².dia⁻¹.

Ainda que considerado o ponto de maior emissão, os valores obtidos neste estudo podem ser considerados baixos comparados com outros autores, sendo menores que as emissões máximas identificadas por Scheutz *et al.* (2014), no aterro sanitário da Dinamarca, e Di Trapani, Di Bella e Viviani (2013), no aterro sanitário de Palermo, Itália, cujos valores foram de 1.275 g/m².dia e 1.118 g/m².dia, respectivamente. Por outro lado, verifica-se uma proximidade com os dados de emissão de CH₄ de Damasceno et al (2019), na ordem de 356 g/m².dia, para aterro sanitário do estado da Bahia, Brasil. Já em relação ao valor médio de 22 g/m².dia, encontra-se próximo aos obtidos por Abushammala *et al* (2016) e Haro *et al* (2019), que foram de 26,68 g/m².dia e de 29 g/m².dia, respectivamente.

Nos seus estudos, Maciel e Jucá (2011) observaram emissões fugitivas de CH₄ que variaram de 0 a 984,70 g/m².dia, com média de 161,50 g/m².dia. Os autores identificaram tais emissões em camada de cobertura do tipo convencional, no aterro da Muribeca, localizado na região metropolitana de Recife (PE), cujo grau de compactação médio da camada de cobertura foi de 83,9%.

No ponto de maior emissão de biogás foi observado um grau de compactação de 78,19%, o que implica em uma massa específica seca máxima do solo de 1,47 g/cm³, bem abaixo da massa específica seca máxima de 1,88 g/cm³, obtida no ensaio de compactação, realizado em laboratório, e uma maior porosidade (46%), quando comparada a do solo moldado em laboratório, o que permitiria a passagem de gases por caminhos preferenciais. Por outro lado, embora a umidade gravimétrica do solo, obtida para esse ponto, tenha sido de 13,3%, próxima à umidade de compactação, e a maior observada em campo, o grau de saturação do solo de 43% ainda pode ser considerado baixo, visto que, Maciel (2003) observou uma redução mais acentuada na passagem de gases no solo em graus de saturação do solo acima de 75%.

Rachor *et al.* (2013) observaram correlações positivas entre as emissões de CH₄ e a umidade do solo, o que indica que, dentro de determinada faixa de teor de umidade, quanto maiores as umidades do solo maiores são as emissões de CH₄. Esses autores apontaram que esse fenômeno pode ocorrer em função do aumento da produção de CH₄ em ambientes úmidos e de uma oxidação de CH₄ prejudicada pela falta de O₂, em decorrência dos poros do solo estarem ocupados por água.

Abichou *et al.* (2006) estudaram duas camadas de cobertura em um aterro sanitário localizado na Flórida, Estados Unidos, e apresentaram uma classificação, para as emissões de CH₄, dividida em três grupos: Baixo (< 10 g.m⁻².dia⁻¹), médio (entre 10 g.m⁻².dia⁻¹ e 25 g.m⁻².dia⁻¹) e alto (> 25 g.m⁻².dia⁻¹). Seguindo esse critério, esses autores obtiveram para uma das áreas analisadas 76% do número de ensaios com fluxos considerados baixos, 7% médio e 17% alto. A classificação, seguindo esses limites apresentados por Abichou *et al.* (2006), para os fluxos de CH₄ verificados neste estudo pode ser observada no Quadro 8.

Quadro 8. Classificação dos Fluxos de CH₄ verificados neste estudo

	Quantidade	Percentual (%)
Fluxo baixo (< 10 g.m ⁻² .dia ⁻¹)	19	58
Fluxo médio (entre 10 g.m ⁻² .dia ⁻¹ e 25 g.m ⁻² .dia ⁻¹)	9	27
Fluxo alto (> 25 g.m ⁻² .dia ⁻¹)	5	15

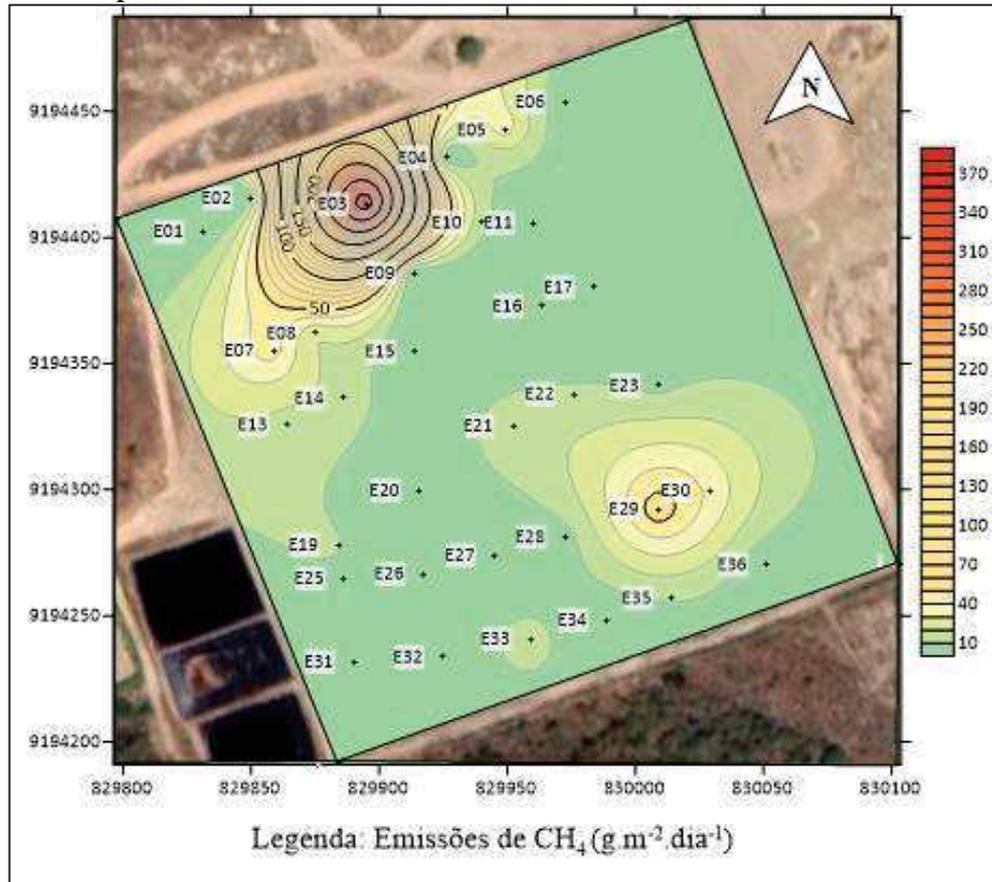
Fonte: o autor (2021)

Verifica-se no Quadro 8 que do total de pontos analisados, 58% das emissões caracterizam-se como pontos de baixo fluxo de CH₄ e 42% como pontos de médio e alto fluxo, o que indica que uma parcela significativa das emissões ainda é elevada.

4.3.2. Mapeamento das Emissões Fugitivas de Metano

Para uma melhor compreensão da disposição das emissões através da camada de cobertura de solo, foi realizado o mapeamento das emissões de CH₄ obtidos com os ensaios de placa de fluxo na camada (Figura 26).

Figura 26. Mapeamento das emissões de CH₄ na camada de cobertura final do ASCG



Fonte: o Autor (2021)

Na região nordeste da Célula há uma baixa distribuição de pontos amostrais devido ao sistema operação do Aterro e intensa movimentação de caminhões para deposição de resíduos no local, o que inviabilizou a realização dos ensaios E12, E18 e E24 de placa de fluxo na camada durante o período.

Observa-se uma distribuição não homogênea das emissões e os pontos de emissões mais elevadas nas regiões noroeste e sudoeste da Célula do ASCG, referente aos pontos de ensaio E03, E07 e E29. Os demais locais da Célula constituem pontos de menores emissões de CH₄, abaixo de alguns valores identificados em outros aterros sanitários, conforme citado anteriormente (Scheutz *et al.*, 2014; Di Trapani, Di Bella e Viviani, 2013; Maciel e Jucá, 2011). Gonzalez-Valencia *et al.* (2021) também observaram, em seus estudos em um aterro sanitário no México, emissões de metano com distribuição espacial não homogêneas, com maiores emissões (cerca de 400 g.m⁻².dia⁻¹) localizadas em uma área específica e as demais áreas com emissões próximas a zero.

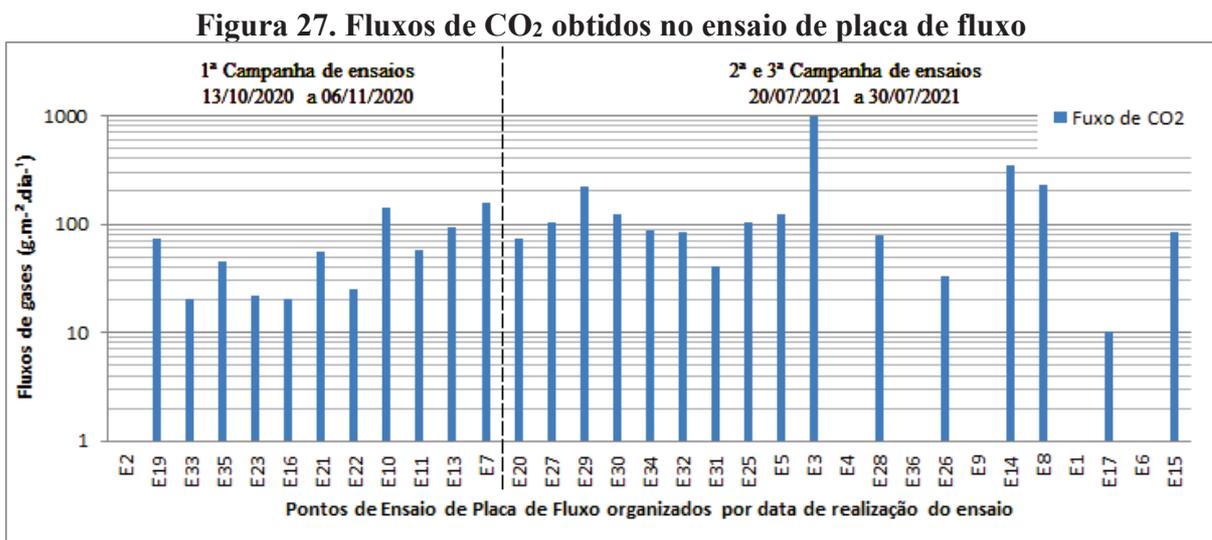
As regiões de 'hotspot' estão localizadas nas extremidades da Célula do Aterro Sanitário. De acordo com Maciel e Jucá (2011), ao estudarem o comportamento dos fluxos de

CH₄ pela camada de cobertura do Aterro de Aguazinha - PE, identificaram áreas de maior fluxo nas extremidades do Aterro, diminuindo no sentido do centro. Tal situação pode ser também observada no mapa dos fluxos de CH₄ deste estudo. Isso possivelmente está relacionado aos movimentos dos taludes dos aterros sanitários, o que pode provocar o surgimento de fissuras e outros caminhos preferenciais para as emissões de gases.

Para a Célula do ASCG, a média dos valores de fluxo de CH₄ obtida foi de 21,94 g/m².dia, considerando o método da Krigagem. Esse valor foi próximo ao valor médio de 32,83 g/m².dia, observado por Di Bella, Di Trapani e Viviani (2011) realizaram mapeamento das emissões de CH₄ na camada de cobertura do Aterro Sanitário de Palermo, Itália, utilizando também o método da Krigagem Ordinária. Esse valor médio de 21,94 g/m².dia se enquadra como um fluxo médio, de acordo com a tabela de classificação de Abichou *et al.* (2006), porém é cerca de 17 vezes maior do que os valores médios obtidos em uma fonte natural de CH₄, como pântanos e regiões alagadas apontados por Scheutz e Kjeldsen (2019).

4.3.3. Emissões de Dióxido de Carbono

Nos mesmos pontos de ensaio também foi realizado o levantamento das emissões de CO₂ e os resultados estão apresentados no gráfico da Figura 27:



Fonte: o autor (2021)

Foram observados fluxos de CO₂ em 82% dos 33 pontos de ensaios. Os fluxos de CO₂ variaram de 0 a 966 g.m⁻².dia⁻¹, com média de 104 g.m⁻².dia⁻¹ e mediana de 73,8 g.m⁻².dia⁻¹.

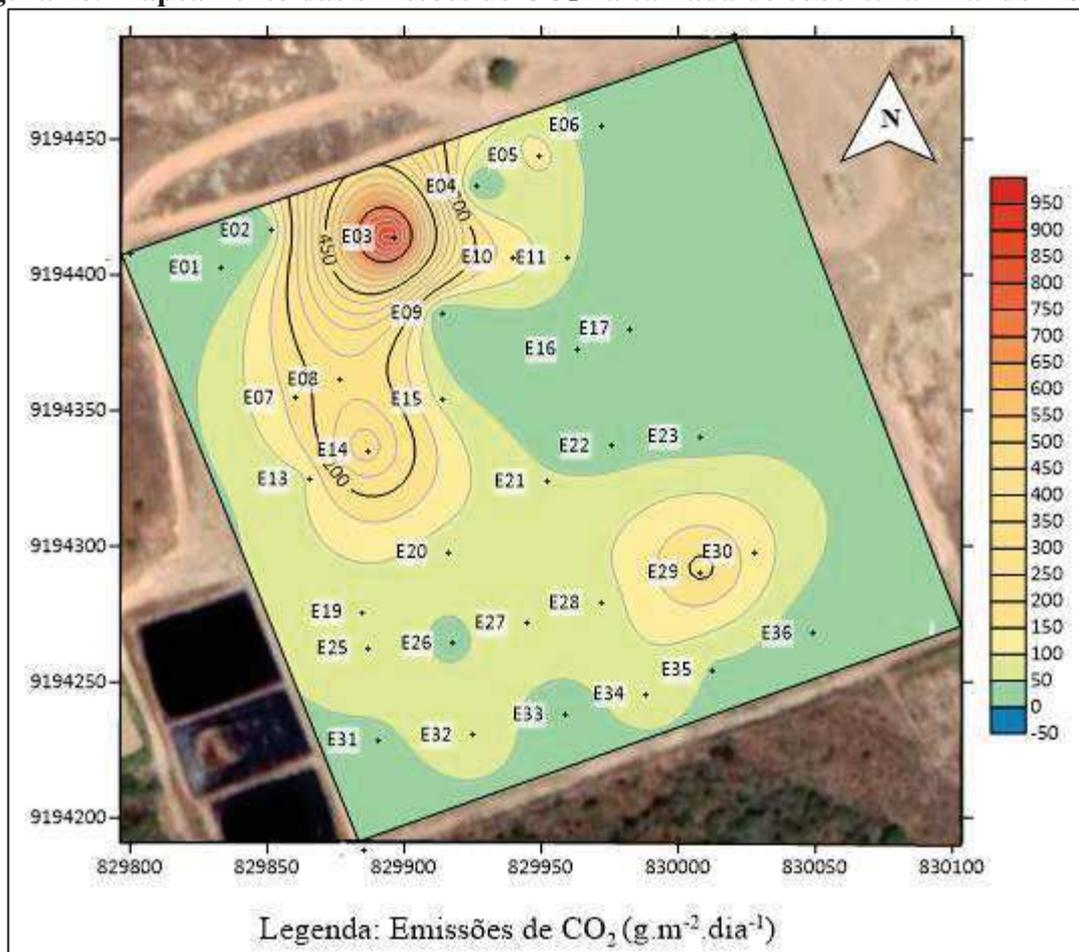
Esses valores encontram-se próximos das emissões de CO₂ verificadas por Zhang *et al* (2019), em aterro sanitário na China, cujos valores variaram de 0 a 998,8 g.m⁻².dia⁻¹.

Abushammala *et al.* (2016) também analisaram as emissões de CO₂ em um aterro sanitário na Malásia considerando a variabilidade sazonal. Foram observados valores de emissão de CO₂ na faixa de 0,084 a 45,86 g.m⁻².dia⁻¹. Já Gollapalli e Kota (2018) quantificaram emissões de CO₂ que variaram de 84,5 a 244,8 g.m⁻².dia⁻¹.

4.3.4. Mapeamento das Emissões Fugitivas de Dióxido de Carbono

Para um entendimento da distribuição espacial das emissões de CO₂ foi realizado seu mapeamento sobre a camada de cobertura (Figura 28):

Figura 28. Mapeamento das emissões de CO₂ na camada de cobertura final do ASCG



Fonte: o autor (2021)

Considerando as emissões de CO₂ percebe-se que o ponto de maior emissão também se encontra localizado na porção noroeste da Célula, onde também foi observada maior emissão

de CH₄ na camada. Zhang *et al* (2019), em seus estudos sobre variabilidade espacial de emissões de gases, em aterro sanitário localizado na China, verificaram também áreas de *hotspot* de CO₂ cobrindo aproximadamente a mesma zona de *hotspot* de CH₄. Esse comportamento reforça a ideia de que as emissões estão escapando para a atmosfera por caminhos preferencias que se formaram na camada em decorrência dos deslocamentos dos taludes.

4.4. Correlação entre as condições Meteorológicas e as emissões de biogás

Foram observadas as correlações estatísticas entre os dados de emissões de CH₄ e CO₂ e as condições meteorológicas para a primeira Campanha (Quadro 9) e segunda e terceira campanhas (Quadro 10). Para este segundo caso foi descartado o ponto de emissão máxima, por apresentar valor muito acima dos demais e que estava gerando interferências tendenciosas nas análises realizadas.

Quadro 9. Matriz de correlação entre as emissões de CH₄ e CO₂ e as condições meteorológicas para a Campanha 1.

Campanha 01	Fluxo de CO ₂	Fluxo de CH ₄	Temperatura ambiente (°C)	Pressão (hPa)	Vento (m/s)	Precipitação (mm)	Umidade do ar (%)
Fluxo de CO ₂	1,0						
Fluxo de CH ₄	0,7	1,0					
Temperatura ambiente (°C)	0,7	0,7	1,0				
Pressão (hPa)	0,2	0,4	0,5	1,0			
Vento (m/s)	-0,5	-0,4	-0,8	-0,3	1,0		
Precipitação (mm)	0,1	0,0	0,1	0,5	-0,3	1,0	
Umidade do ar (%)	-0,1	0,2	0,4	0,8	-0,5	0,3	1,0

Fonte: o autor (2021)

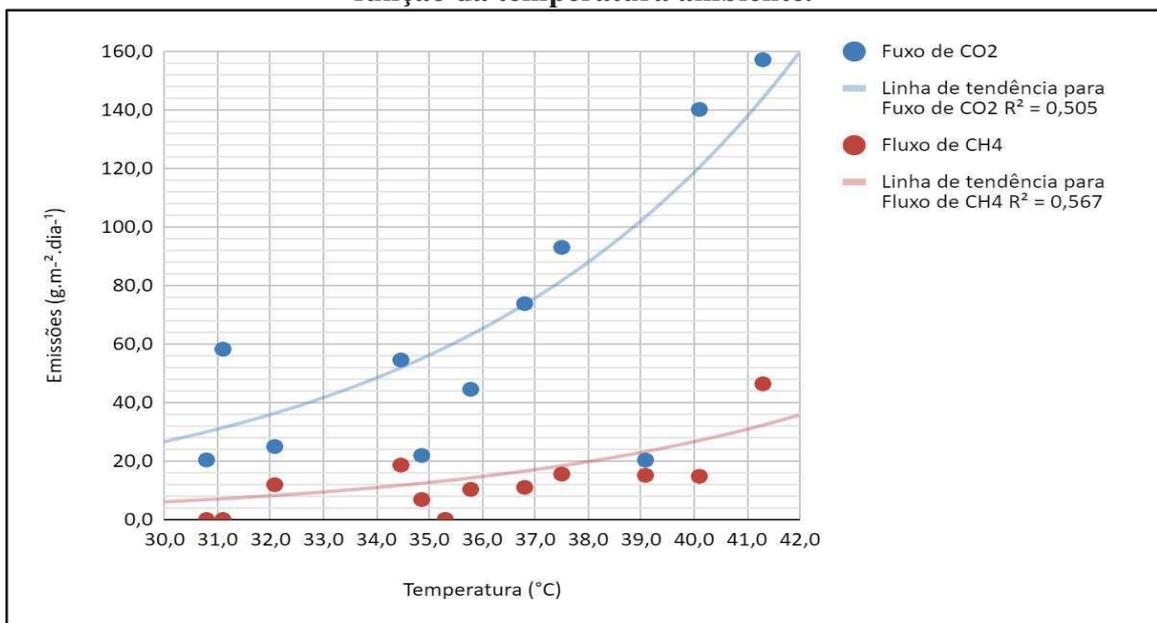
Quadro 10. Matriz de correlação entre as emissões de CH₄ e CO₂ e as Condições Meteorológicas para as Campanhas 2 e 3.

Campanhas 2 e 3	Fluxo de CO ₂	Fluxo de CH ₄	Temperatura ambiente (°C)	Pressão (hPa)	Vento (m/s)	Precipitação (mm)	Umidade do ar (%)
Fluxo de CO ₂	1,0						
Fluxo de CH ₄	0,6	1,0					
Temperatura ambiente (°C)	0,0	-0,2	1,0				
Pressão (hPa)	0,0	0,2	-0,1	1,0			
Vento (m/s)	0,1	0,3	-0,2	0,8	1,0		
Precipitação (mm)	-0,1	0,1	-0,3	-0,3	0,1	1,0	
Umidade do ar (%)	0,1	0,0	-0,5	0,1	0,3	0,6	1,0

Fonte: o autor (2021)

Para os pontos analisados na primeira campanha de ensaios foi observada uma correlação de grau médio entre os dados de emissões de CH₄ e CO₂ com a temperatura ambiente (Figura 29), com coeficientes de correlação de Pearson iguais a 0,7 para ambos os casos.

Figura 29. Variação das emissões de CH₄ e CO₂ observadas na primeira campanha em função da temperatura ambiente.



Fonte: o autor (2021)

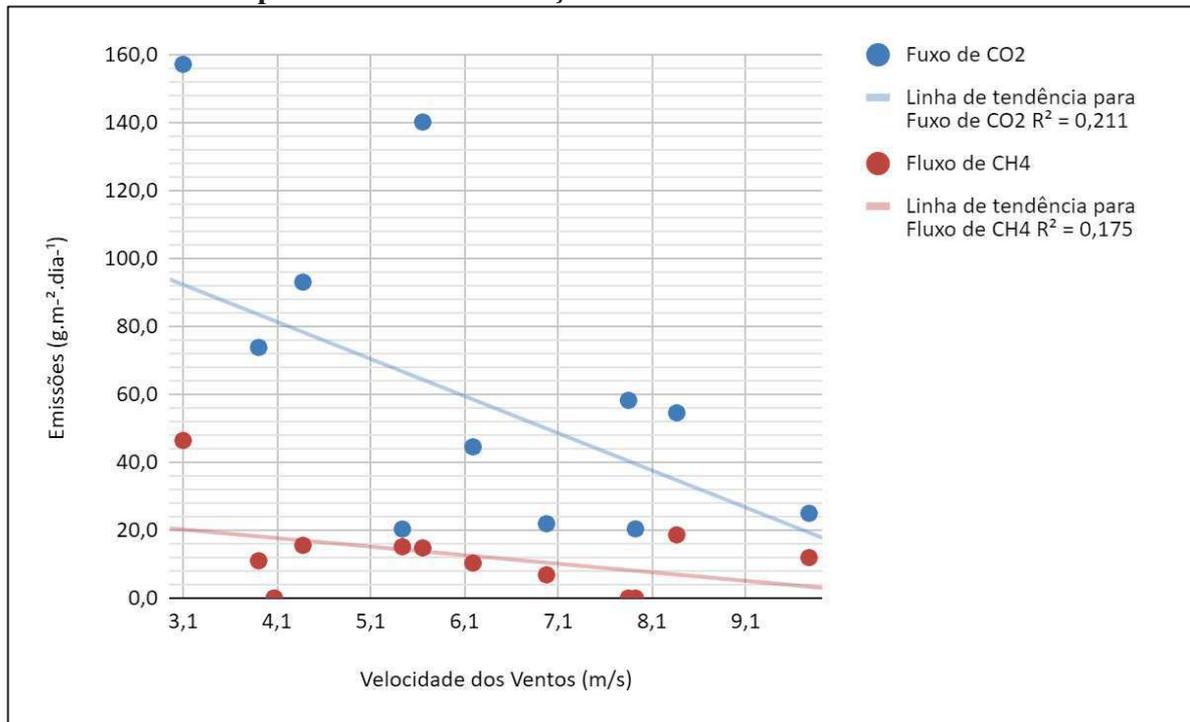
Nota-se que para essas emissões o comportamento variou de forma exponencial em função da temperatura com um R^2 igual a 0,505, para os fluxos de CO_2 , e 0,567, para os fluxos de CH_4 .

Já para a segunda e terceira campanhas a mesma correlação não foi observada, obtendo-se coeficientes de correlação de Pearson (r) iguais a 0 e -0,2 para o CO_2 e CH_4 , respectivamente.

Aghdam *et al* (2019) observaram uma fraca correlação entre a temperatura ambiente e as emissões de gases e concluíram que não houve influência deste parâmetro nos dados de fluxo de biogás e de CH_4 . Uma das justificativas destacadas pelos autores consiste nos processos de oxidação de CH_4 na camada de cobertura, conforme Scheutz *et al* (2009), em que temperaturas mais elevadas aumentam as atividades microbianas, resultando em taxas de oxidação de CH_4 mais altas e, conseqüentemente, diminui as emissões deste gás. Além disso, como os aterros sanitários estudados por Aghdam *et al* (2019) possuem sistema de coleta de gás, os autores também destacaram que a temperatura afeta o transporte difusional de gás, conforme a lei de Fick, mas o processo de extração de gás dos sistemas de coleta dependem, principalmente, do transporte advectivo, o que explica a falta de correlação entre temperatura ambiente e os dados de emissão e/ou concentração dos gases.

De acordo com a matriz de correlação (Quadro 9) foi observada uma fraca correlação existente entre as emissões de CO_2 e CH_4 da primeira campanha de placa de fluxo com as velocidades dos ventos registradas durante o ensaio, de modo inversamente proporcional, com r igual a -0,5 e -0,4, respectivamente. Essa correlação pode ser melhor observada ao se plotar o gráfico das emissões em função da velocidade dos ventos (Figura 30):

Figura 30. Emissões de CO₂ e CH₄ observadas na primeira campanha de ensaios de placa de fluxo em função da velocidade dos ventos



Fonte: o autor (2021)

Na Figura 30 é possível observar uma tendência de queda nas emissões de CH₄ e CO₂ com o aumento da velocidade dos ventos. Isso pode ocorrer porque quando há maiores velocidades de ventos os gases podem migrar por caminhos preferenciais como fissuras, em vez de sair pela camada de cobertura. Esse comportamento foi sugerido por Shen et al. (2018). Os dados estatísticos analisados por esses autores indicaram uma correlação negativa relativamente forte ($r = -0,75$) entre a velocidade do vento e a distribuição das concentrações de CH₄ em camada de cobertura. Os autores destacam que uma razão para isso é que o transporte de gás é governado, principalmente, pelo mecanismo de advecção nas fissuras da superfície do solo, e pode ser facilmente afetado pela velocidade dos ventos. Além disso, consideram também que quando o transporte de gás é dominado pela advecção, condições que variam rapidamente, como a velocidade do vento e as mudanças de pressões próximas à superfície, afetam de forma mais acentuada as emissões. Vale salientar que os drenos de gases são abertos para atmosfera e podem sofrer influência dos ventos que passam na superfície do aterro, gerando zonas de baixa pressão, facilitando a saída de gases por esses drenos em vez da saída pela camada de cobertura.

4.5. Mapeamento das condições geotécnicas

Dentre as condições geotécnicas, foram consideradas para análise das emissões de CO₂ e CH₄ a umidade do solo, a massa específica aparente seca, o índice de vazios, a porosidade, o grau de compactação, o grau de saturação, o percentual de finos passantes na peneira nº 200, o limite de liquidez e o índice de plasticidade. A estatística descritiva dos dados é apresentada na Tabela 5:

Tabela 5. Estatística descritiva das condições geotécnicas do solo nos locais onde foram realizados os ensaios de placa de fluxo

	<i>Umidade do solo (%)</i>	<i>Massa específica seca(g/cm³)</i>	<i>Índice de vazios</i>	<i>Porosidade (%)</i>	<i>G. Compactação (%)</i>	<i>G. Saturação (%)</i>	<i>Passante #200 (%)</i>	<i>LL (%)</i>	<i>IP (%)</i>
Média	4,8	1,6	0,7	41,5	84,3	18,7	37	28	6
Erro padrão	0,4	0,0	0,0	0,8	1,2	1,8	2	1	1
Mediana	4,3	1,6	0,7	41,2	84,6	17,0	36	27	5
Desvio padrão	2,4	0,1	0,1	4,8	6,9	10,1	11	7	3
Variância da amostra	5,7	0,0	0,0	22,8	47,6	102,6	132	48	12
Mínimo	1,4	1,3	0,5	31,5	69,7	5,2	19	16	1
Máximo	13,3	1,9	1,1	51,7	98,9	51,4	70	54	18
Contagem	33,0	33,0	33,0	33,0	33,0	33,0	33	30	30
Coficiente de Variação (%)	50,2	8,2	20,2	11,5	8,2	54,2	31	25	62

Fonte: autor (2021)

O grau de compactação do solo foi a condição que apresentou menor variação de um ponto para outro, dentre as condições analisadas no estudo, com um coeficiente de variação de 8,2%, porém em média seu valor foi de 84,3%. Enquanto, isso a umidade do solo e grau de saturação apresentaram elevada variação de um ponto para outro, com coeficiente de variação em torno de 50%, mostrando que a umidade não se encontrava igualmente distribuída no solo durante os ensaios de placa de fluxo.

De modo geral, as características dos solos ligadas à sua classificação apresentaram considerável variação dentre os pontos amostrais analisados, o que pode ser percebido por coeficiente de variação de 31, 25 e 62% para o material passante na peneira nº 200, LL e IP, respectivamente. Isso indica uma alta varia corrobora com o fato da camada de cobertura da Célula do ASCG foi constituída por solos de diferentes jazidas ao longo de sua operação.

No que se refere à classificação dos solos dos 36 pontos amostrais da camada de cobertura final da Célula do ASCG os dados podem ser observados no Quadro 11.

Quadro 11. Classificação dos 36 pontos de coleta de solo

Campanhas de ensaio (Mix)	Ponto	Passante #200 (%)	LL (%)	IP (%)	Classificação
1	E2	38,12	29	5	SM-SC
1	E7	36,33	29	8	SC
1	E10	19,23	NL*	NP*	SM-SC
1	E11	48,62	31	5	SM-SC
1	E13	30,1	27	7	SC
1	E16	28,52	26	5	SM-SC
1	E19	21,51	23	5	SM-SC
1	E21	34,95	16	3	SM
1	E22	24,07	23	1	SM
1	E23	36,14	26	3	SM
1	E33	30,54	22	4	SM
1	E35	39,67	24	4	SM
2	E1	34,56	24	5	SM
2	E5	29,13	30	7	SM
2	E9	29,85	NL*	NP*	SM-SC
2	E12	19,23	40	11	SM
2	E14	42,32	28	4	SM
2	E17	20,27	26	2	SM
2	E20	21,4	NL*	NP*	SM-SC
2	E27	40,56	23	2	SM-SC

Campanhas de ensaio (Mix)	Ponto	Passante #200 (%)	LL (%)	IP (%)	Classificação
2	E29	41,7	25	5	SM
2	E31	39,02	29	11	SC
2	E34	52,72	26	4	ML-OL
2	E36	36,81	27	7	SC
3	E3	31,51	23	5	SM
3	E4	34,91	21	4	SM
3	E6	28,21	28	4	SM
3	E8	55,24	39	12	ML-OL
3	E15	23,44	31	3	SM
3	E18	55,33	34	7	ML-OL
3	E24	40,2	25	6	SM
3	E25	69,96	54	18	MH-OH
3	E26	49,76	39	9	SM
3	E28	43,48	24	3	SM
3	E30	53,28	34	7	ML-OL
3	E32	43,55	30	4	SM

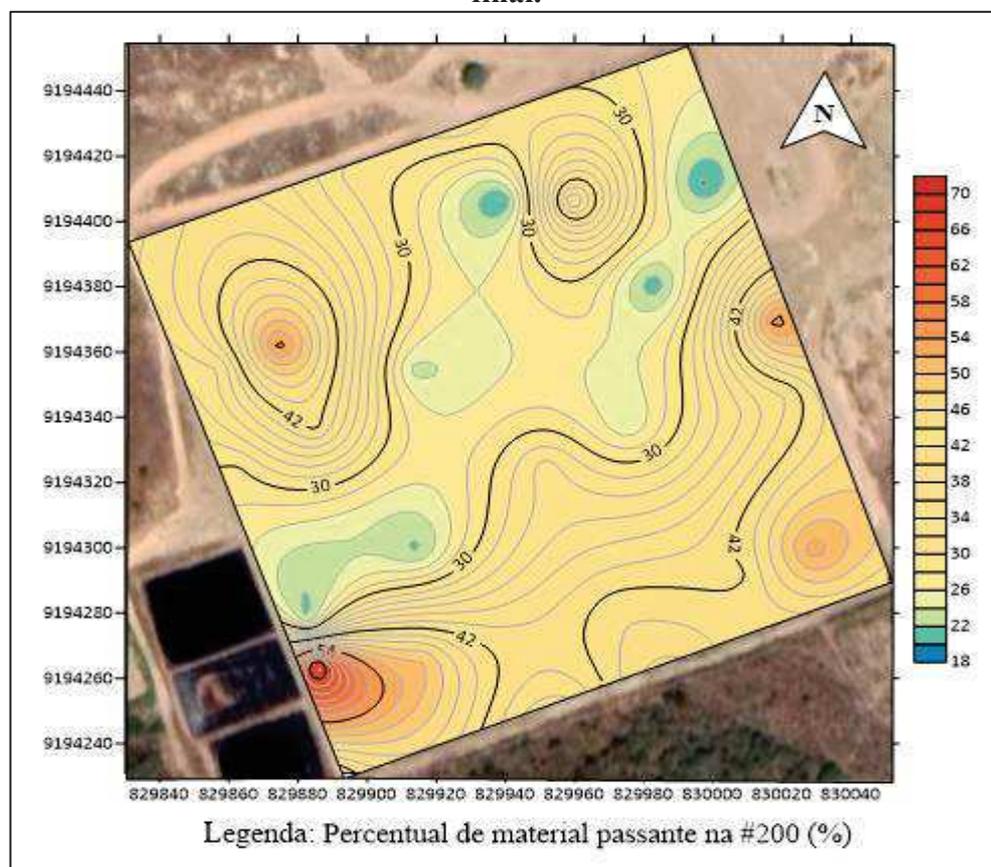
Fonte: autor (2021)

Foi verificado que, em média, as 12 amostras de solo utilizadas para compor o Mix 1 possui 32,32% de material fino passante na peneira n° 200, limite de liquidez (LL) de 25% e índice de plasticidade (IP) de 5%. Analogamente às amostras que compõem o Mix 2, foi verificado em média 33,96% de material fino passante na peneira n° 200, LL de 28% e IP de 6%. Para as amostras que compõem o Mix 3, em média há 44,07% de material fino passante na peneira n° 200, LL de 32% e IP de 7%. Esses resultados divergem dos observados no Quadro

9, para as caracterizações das amostras Mix, realizadas após sua homogeneização, principalmente, no que diz respeito ao percentual de finos do Mix 1 (52% de passante na peneira nº 200) e o IP de 1% da amostra Mix 3. Esse resultado demonstra que embora tenham sido seguidas as recomendações de preparação de amostra, especificadas na NBR 6457 (ABNT, 2016) nem todas as parcelas do solo estão representadas de forma igualitária.

Foi realizado o mapeamento do percentual de finos no solo para os pontos da camada de cobertura onde foram realizados ensaios de placa de fluxo (Figura 31).

Figura 31. Mapeamento do percentual de finos no solo ao longo da camada de cobertura final.



Fonte: o autor (2021)

Por meio desse mapeamento é possível observar que a maior parte do solo da camada de cobertura é composto por material mais granular, com apenas alguns locais ultrapassando 50% de material passante na peneira nº 200.

Embora a Célula seja caracterizada por material mais granular, não se observa uma correlação explícita deste aspecto com o comportamento das emissões, visto que em áreas centrais da Célula, nas quais há menores teores de finos, não foram observadas emissões consideráveis de CH_4 e CO_2 . Vale ressaltar também que o percentual de finos é bastante

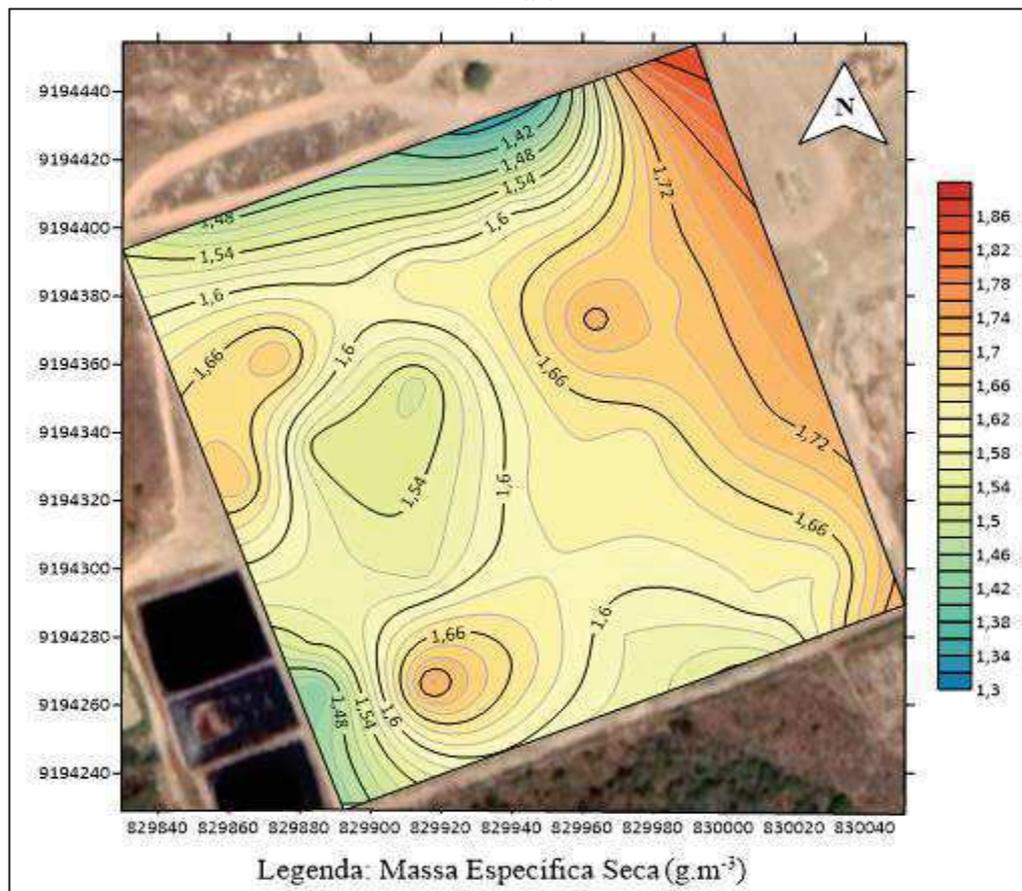
elevado, principalmente ao se considerar as especificações da CETESB (1993), que destaca um percentual de finos $\geq 30\%$ como ideal para materiais que compõem as camadas de cobertura final de aterros sanitários. Além disso, a partir do mapa é possível identificar as isolinhas do percentual de finos no valor mínimo de 30%.

Destaca-se também que este percentual de finos provavelmente influenciou no comportamento dos solos quanto à permeabilidade saturada à água, pois menores valores de permeabilidade foram observados, mesmo para solos caracterizados como areias.

Dessa forma, destaca-se a importância de considerar outros fatores, como graus de compactação e saturação, características climáticas, ou mesmo características relacionadas à idade dos resíduos depositados, dentre outras.

Foi realizado o mapeamento da densidade do solo *in situ* para os pontos da camada de cobertura onde foram realizados ensaios de placa de fluxo (Figura 32):

Figura 32. Mapeamento da massa específica do solo ao longo da camada de cobertura final.



Fonte: o autor (2021)

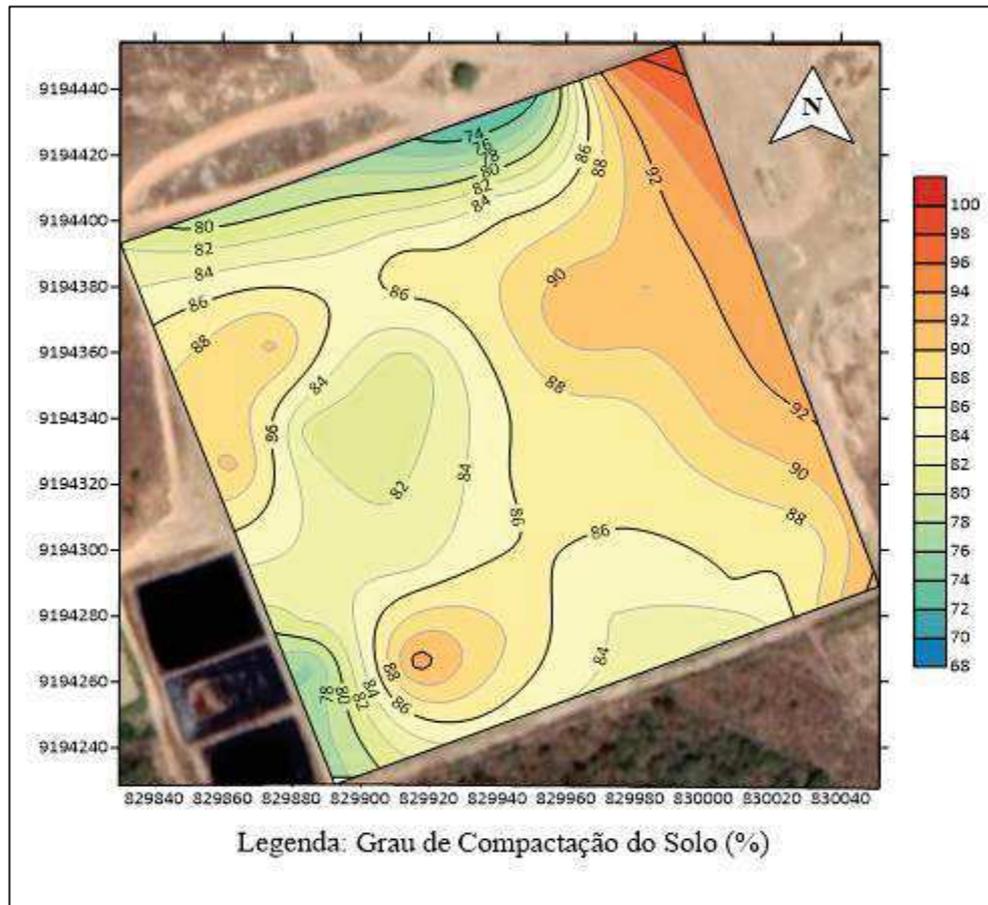
A massa específica seca in situ variou de 1,3 a 1,86 g/cm³ na superfície da camada de cobertura. Ao considerar os valores de emissão e os mapas de fluxo de CH₄ e CO₂, constatou-se que as duas áreas de hotspot estão associadas aos menores valores de massa específica seca. No que concerne às demais áreas, em que foram observadas baixas emissões dos gases, encontram-se associadas a maiores valores de massa específica seca. Esse fato pode ser explicado pelo aumento ou diminuição do número de vazios e, conseqüentemente, da porosidade do solo frente a menores ou maiores massas específicas. Destaca-se que a área de hotspot referente ao ponto de ensaio de placa de fluxo E03 apresentou porosidade de 46%, estando acima do valor médio identificado de 41,5%, conforme Tabela 04, citada anteriormente.

Além disso, pode-se considerar também a distribuição das partículas do solo nos ramos seco e úmido da curva de compactação, em que no ramo seco o solo apresenta uma estrutura floculada, com partículas desestruturadas, e no ramo úmido uma estrutura do tipo dispersa, com partículas orientadas paralelamente entre si (PINTO, 2006). Considerando isso, massas específicas crescentes relacionam-se a uma maior orientação das partículas e uma menor permeabilidade do solo à água.

Van Verseveld e Gebert (2020) também observaram que a permeabilidade ao gás de dois solos arenosos utilizados em camada de cobertura de aterro sanitário diminuiu exponencialmente com o aumento da energia de compactação, e explicaram esse comportamento pela redistribuição do tamanho dos poros. Em ambas as areias, a participação de poros de maior diâmetro ($d > 50\mu\text{m}$) diminuiu após a compactação, e a participação de poros de menor diâmetro ($10\mu\text{m} < 50\mu\text{m}$) aumentou.

Foi realizado o mapeamento do grau de compactação do solo para os pontos da camada de cobertura onde foram realizados ensaios de placa de fluxo (Figura 33):

Figura 33. Mapeamento do grau de compactação do solo ao longo da camada de cobertura final.



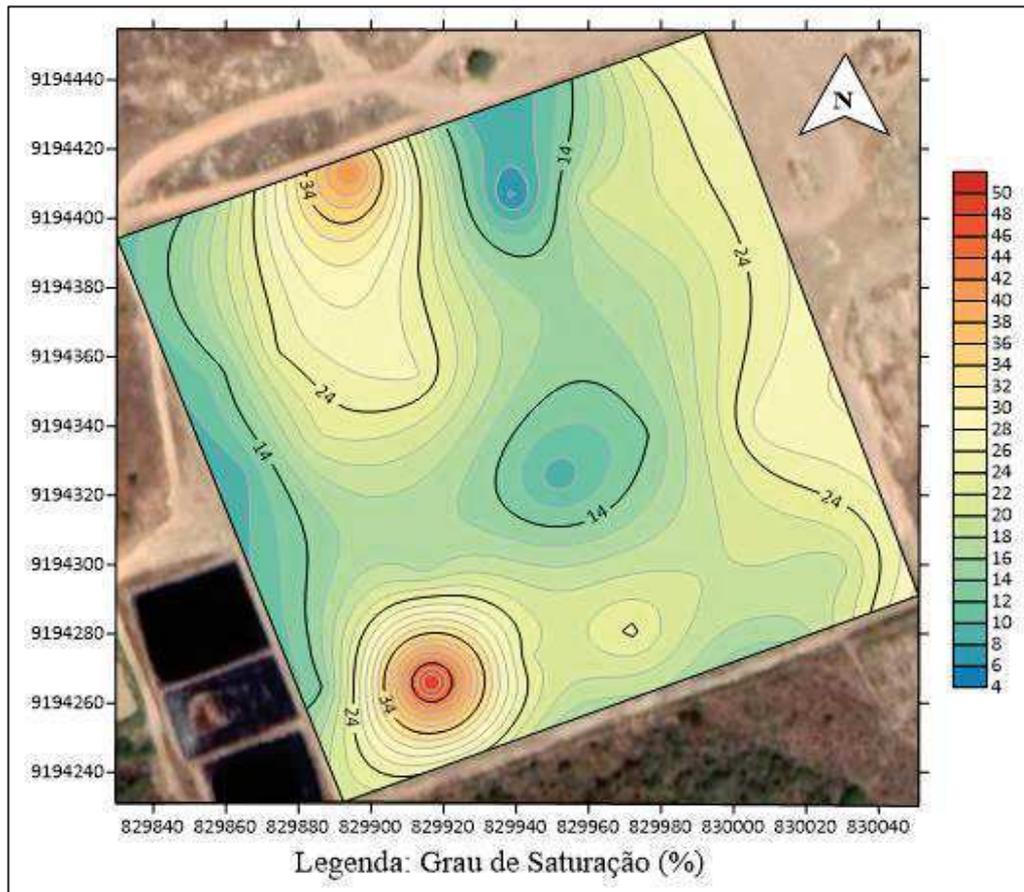
Fonte: o autor (2021)

Foi verificado em campo graus de compactação variando de 69,7 a 98,9%, com média de 84,3%. Observa-se na Figura 30 que na superfície da camada de cobertura do ASCG foi identificado um grau de compactação predominante inferior a 90%, com os valores mais baixos próximos dos limites da célula do aterro sanitário. Esses valores podem contribuir para uma maior porosidade do solo permitindo maior massagem para o escape de gases.

Semelhante ao que foi observado para a massa específica seca, tem-se que na região noroeste da Célula, caracterizada pelo ponto de maior emissão de CH₄, menores graus de compactação, de 76% a 80%, são verificados. Esses comportamentos coincidem porque os valores de massa específica seca e grau de compactação estão intimamente ligados entre si.

Foram verificados os teores de umidade no solo para os pontos da camada de cobertura e com isso foi realizado o mapeamento da saturação do solo (Figura 34):

Figura 34. Mapeamento do Grau de Saturação do solo durante a realização dos ensaios de Placa de fluxo.



Fonte: o autor (2021)

Foram verificados graus de saturação variando entre 5,2 e 51,4%, com uma média de 18,7%. Esse mapeamento abrange ambos os períodos de ensaios de placa de fluxo na camada e não apresenta um padrão específico de distribuição do grau de saturação no solo. Observa-se, que apenas dois pontos, com grau de saturação mais acentuado, ultrapassam 30% de saturação, enquanto, os demais pontos se encontram abaixo desse valor. Dentre esses dois pontos, o que se localiza mais ao noroeste da Célula está associado ao ponto de maior emissão de gases.

Guedes (2018), estudando o mesmo aterro sanitário, observou graus de saturação variando de 23,3 a 76,3%, com média de 40,2%, sendo valores bem mais elevados do que os observados neste estudo. A autora observa que, embora os valores mais elevados de saturação estejam associados às menores taxas de emissões, como verificado por Maciel (2003), outros fatores devem ser considerados ao analisar as emissões fugitivas de biogás, como grau de compactação (CG) do solo, espessura da camada de cobertura, eficiência do sistema de drenagem de gases e pressão sob a camada de solo.

4.6. Correlação entre as condições Geotécnicas

Ao analisar as correlações entre as emissões fugitivas e as condições geotécnicas da camada de cobertura do ASCG foram obtidas matrizes de correlação para a Campanha 1 (Quadro 12) e Campanhas 2 e 3 (Quadro 13).

Quadro 12. Matriz de Correlação entre as emissões fugitivas observadas na primeira campanha de ensaios de placa de fluxo e os dados geotécnicos do solo da camada.

Campanha 01	Fluxo de CO2	Fluxo de CH4	Umidade do solo (%)	Gama d (g/cm ³)	Índice de vazios	Porosidade	G. Compactação (%)	G. Saturação (%)	Passante #200 (mm)	LL (%)	IP (%)
Fluxo de CO2	1,0										
Fluxo de CH4	0,7	1,0									
Umidade do solo (%)	-0,4	-0,4	1,0								
Gama d (g/cm ³)	0,3	0,2	0,2	1,0							
Índice de vazios	-0,3	-0,2	-0,2	-1,0	1,0						
Porosidade	-0,3	-0,2	-0,2	-1,0	1,0	1,0					
G. Compactação (%)	0,3	0,2	0,2	1,0	-1,0	-1,0	1,0				
G. Saturação (%)	-0,3	-0,3	1,0	0,5	-0,5	-0,5	0,5	1,0			
Passante #200 (mm)	-0,2	-0,1	0,4	-0,1	0,1	0,1	-0,1	0,3	1,0		
LL (%)	0,2	-0,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,5	1,0	
IP (%)	0,7	0,4	-0,2	0,1	-0,1	-0,1	0,1	-0,2	0,2	0,6	1,0

Fonte: o autor (2021)

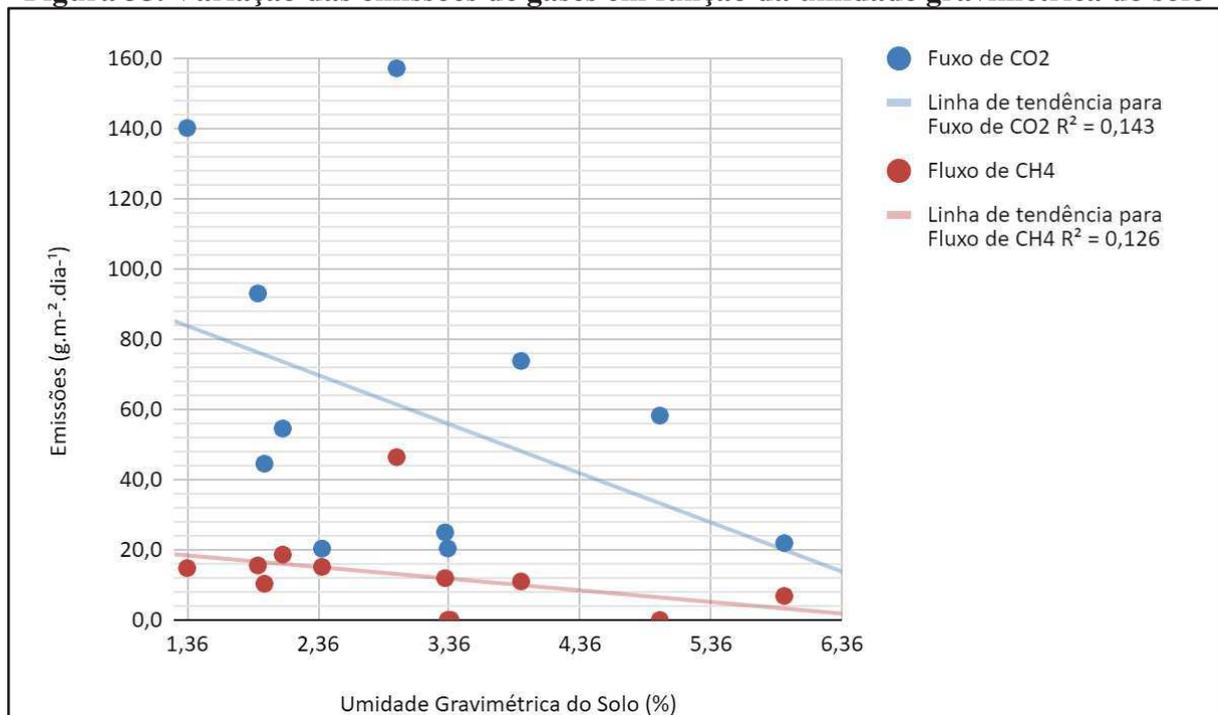
Quadro 13. Matriz de Correlação entre as emissões fugitivas observadas na segunda e terceira campanha de ensaios de placa de fluxo e as condições geotécnicas do solo da cobertura.

Campanhas 2 e 3	Fluxo de CO2	Fluxo de CH4	Umidade do solo (%)	Gama d (g/cm ³)	Índice de vazios	Porosidade	G. Compactação (%)	G. Saturação (%)	Passante #200 (mm)	LL (%)	IP (%)
Fluxo de CO2	1,0										
Fluxo de CH4	0,6	1,0									
Umidade do solo (%)	0,0	-0,1	1,0								
Gama d (g/cm ³)	-0,1	-0,1	0,3	1,0							
Índice de vazios	0,1	0,1	-0,3	-1,0	1,0						
Porosidade	0,1	0,1	-0,3	-1,0	1,0	1,0					
G. Compactação (%)	-0,1	-0,1	0,3	1,0	-1,0	-1,0	1,0				
G. Saturação (%)	-0,1	-0,2	0,9	0,7	-0,7	-0,7	0,7	1,0			
Passante #200 (mm)	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,0		
LL (%)	0,2	0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,7	1,0	
IP (%)	0,1	0,1	0,1	-0,2	0,2	0,2	-0,2	0,0	0,7	0,9	1,0

Fonte: o autor (2021)

De acordo com o que é apresentado nos Quadros 11 e 12 é perceptível uma correlação negativa entre as emissões de CO₂ e CH₄ da primeira campanha de placa de fluxo e a umidade do solo, registradas nos pontos de ensaio, com r igual a -0,4 para ambos os gases, o que indica menores de emissões de biogás para os pontos com maiores teores de umidade. Essa correlação pode ser melhor observada ao se plotar o gráfico das emissões em função da umidade gravimétrica do solo (Figura 35):

Figura 35. Variação das emissões de gases em função da umidade gravimétrica do solo



Fonte: o autor (2021)

Embora seja uma correlação fraca, os valores de emissões mais altas estão associados a umidades mais baixas. Rachor *et al* (2013) em seus estudos também observaram correlações negativas entre a umidade do solo e as emissões e associaram ao aumento da taxa de oxidação do metano pelas bactérias presentes no solo, visto que o ambiente seria favorecido para esse processo. Maciel (2009), por sua vez, observou que os fluxos de gases são desfavorecidos quando há um preenchimento da matriz do solo por água.

4.7. Condição não saturada do solo

Para a análise do comportamento não saturado do solo foi considerada apenas a amostra composta Mix 36, que compreende os solos de todos os 36 pontos de ensaios considerados neste estudo.

4.7.1. Curva característica solo-água

Os resultados dos parâmetros de ajuste de curva e dos parâmetros de avaliação estatísticos obtidos para os quatro modelos aplicados neste estudo podem ser observados no Quadro 14. Os parâmetros de avaliação estatísticos levados em consideração para seleção do

modelo foram o Coeficiente de Determinação (R^2), a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR) e a Raiz do Erro Quadrado Médio (REQM).

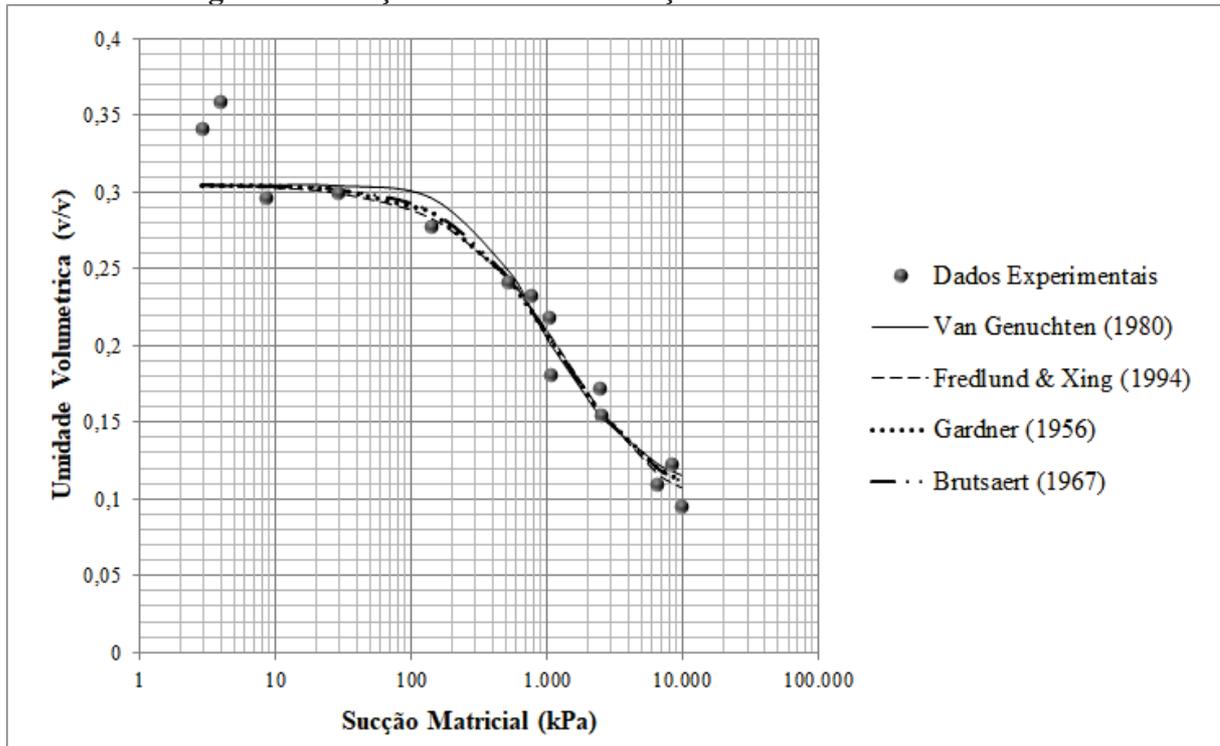
Quadro 14. Modelos e valores de verificação

Modelos	α	m	n	SQR	R^2	REQM
Gardner (1956)	0,00030	N.A.	1,1540	0,0060	0,9367	0,0208
Brutsaert (1967)	1131,9	N.A.	1,1540	0,0060	0,9367	0,0208
Van Genuchten (1980)	0,00194	0,4442	1,7991	0,0065	0,9317	0,0216
Fredlund & Xing (1994)	3185,8	5,3602	0,9189	0,0060	0,9376	0,0206

Fonte: o autor (2021)

Para todos os modelos de ajuste da curva característica do solo-água, da umidade volumétrica em função da sucção, os parâmetros de avaliação considerados não apresentaram uma diferença significativa, indicando grande semelhança em seus ajustes, o que pode ser observado também por meio da Figura 36, que relaciona a umidade volumétrica e a sucção matricial para os quatro modelos de ajuste utilizados. Além disso, todos os modelos apresentaram um R^2 acima de 0,90, e um SQR e REQM baixos, próximos de zero, indicando que ambos foram válidos para a realização do ajuste de curva.

Figura 36. Sucção matricial em função da umidade volumétrica

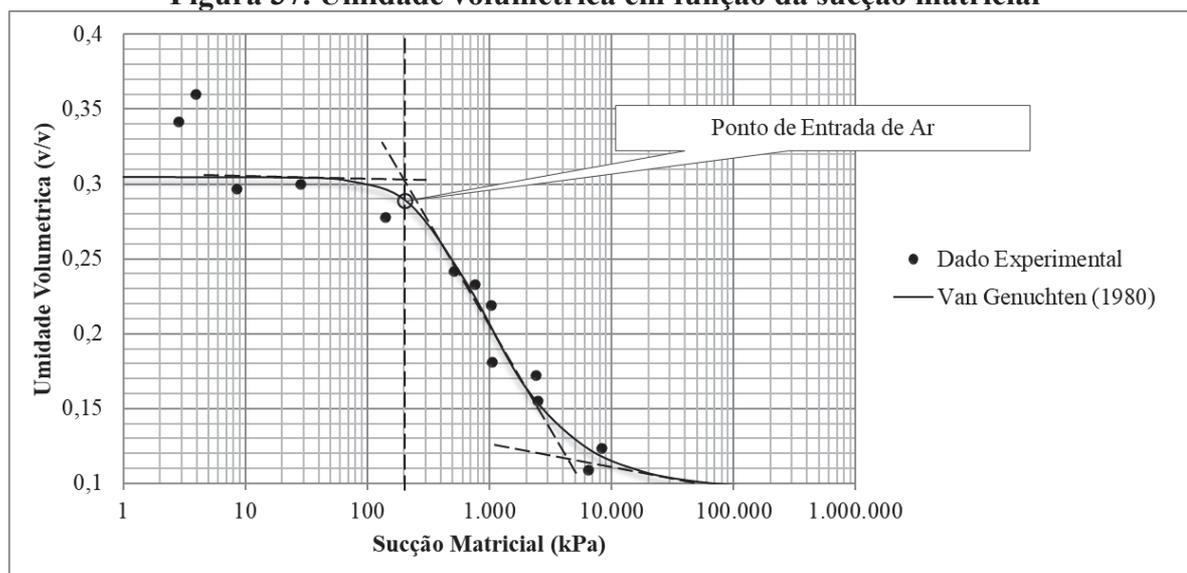


Fonte: o autor (2021)

Para o modelo de Van Genuchten (1980) foram obtidos os parâmetros $\alpha = 0,00194$, $m = 0,4442$ e $n = 1,7991$. Esses valores de α e n estão próximos dos valores de Chou e Wang (2021), que obtiveram para um solo no estado natural, com o modelo de Van Genuchten (1980), $\alpha = 0,005$, $n = 1,240$ e $m = 10,215$. Por outro lado, Zhang, Wang e Chen (2020), também com o modelo de Van Genuchten (1980), obtiveram em média $\alpha = 0,1052$ e $n = 1,3658$. Nota-se que o valor de α é bem superior ao encontrado no presente trabalho. Ng et al (2015) enfatiza que esse parâmetro está relacionado ao valor de entrada de ar do solo (kPa) e “n” e “m” são parâmetros de ajuste relacionados à forma da curva. Fredlund, Rahardjo, Fredlund (2012) apresentam alguns exemplos da influência do α no valor de entrada de ar, mostrando que um menor α implica em maiores valores de entrada de ar.

Na Figura 37 é apresentada a relação entre a umidade volumétrica do solo e a sucção matricial considerando o ajuste pelo modelo de Van Genuchten (1980).

Figura 37. Umidade volumétrica em função da sucção matricial



Fonte: o autor (2021)

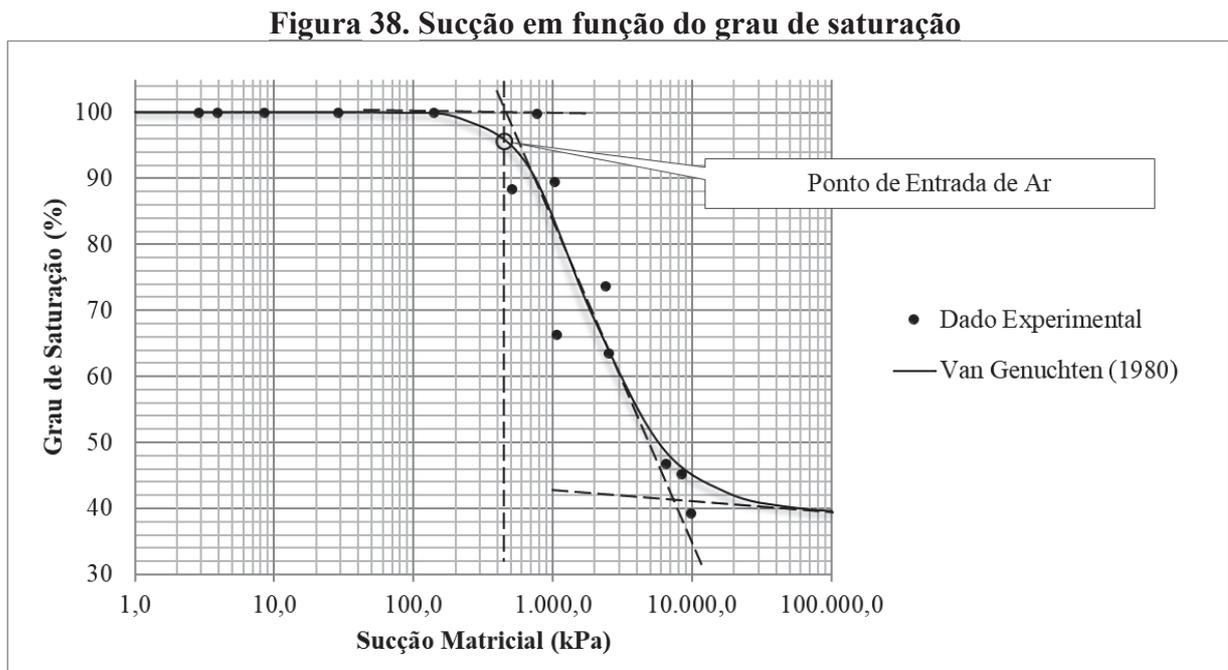
O ponto de entrada de ar é obtido por meio do prolongamento das retas traçadas sobre a curva característica solo água. A partir da Figura 37, estimou-se o Ponto de Entrada de Ar, no valor de aproximadamente 200 kPa em termos de sucção matricial. Ng et al (2015) avaliaram a taxa de emissão de gás em argila compactada, considerando diferentes graus de saturação. A partir da curva de umidade volumétrica em função da sucção os autores estimaram o ponto de entrada de ar em torno de 120 kPa, o qual encontra-se abaixo do que foi determinado no presente estudo.

Conforme Wang et al (2015) e Pan et al (2019), o ponto de entrada de ar está associado à estrutura dos poros e um menor valor indica a presença de mais macroporos, o que diverge dos valores observados, visto que, no solo da camada de cobertura, do tipo SM, espera-se uma maior quantidade de macroporos, quando comparado à Argila de alta plasticidade (CH) do estudo de Ng et al (2015). Considerando o estudo de Ma e Chen (2017) realizado na China, em amostras naturais e compactadas de *loess* (solo sedimentar), o valor de entrada de ar variou de 10,6 kPa a 16,5 kPa, abaixo do valor do presente estudo, e em conformidade com a estrutura mais porosa que o *loess* apresenta.

Em estudo no Brasil, no Aterro Sanitário Bandeirantes, Marinho e Teixeira (2013) identificaram o ponto de entrada de ar no valor de 7 kPa em areia siltosa (SM), que também apresenta estrutura mais porosa que o solo da camada de cobertura do aterro sanitário em Campina Grande - PB.

Segundo Marinho e Teixeira (2013), esse baixo valor de entrada de ar pode facilitar as emissões fugitivas de biogás durante as estações secas. Nesses períodos, os solos tendem a atingir umidades mais baixas e por conta disso ficam mais suscetíveis às pequenas mudanças no valor da sucção. Desse modo, valores mais elevados do ponto de entrada de ar, como observado nesse estudo, tendem a diminuir a suscetibilidade do solo a esse comportamento.

Conforme Fredlund, Rahardjo e Fredlund, (2012), o gráfico do grau de saturação em função da sucção do solo fornece a melhor medida do valor de entrada de ar para o solo. Conseqüentemente, a curva do grau de saturação em relação à sucção do solo torna-se uma relação importante para a estimativa de outras funções de propriedades dos solos não saturados. Assim, a Figura 38 relaciona o grau de saturação em função da sucção matricial, para a curva ajustada pelo modelo de Van Genuchten (1980).



Fonte: o autor (2021)

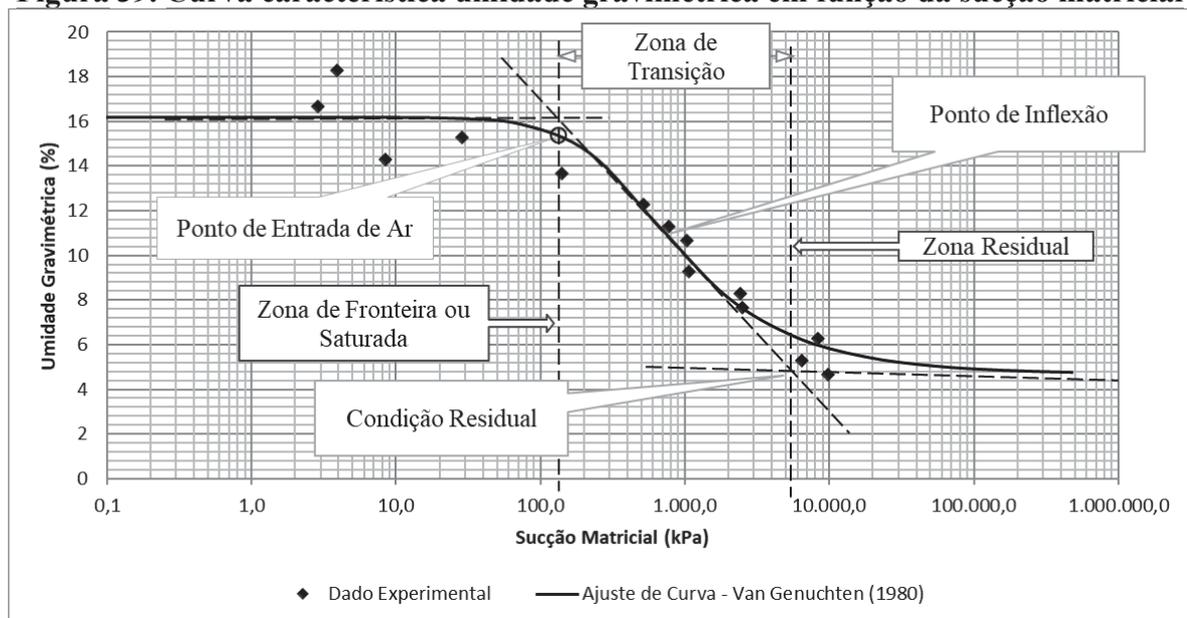
A partir da Figura 38 pode-se observar que a saturação de 95% corresponde ao ponto em que a inclinação da curva começa a ficar mais acentuada e é a partir desse ponto que o solo tende a reter água, para sucções acima de 450 kPa. Esse comportamento ocorre porque nesse ponto da curva de secagem as partículas de ar, que se encontram oclusas, se tornam contínuas nos poros do solo. Esse comportamento também foi observado por Jucá e Maciel (2006) em uma argila de alta plasticidade.

Analogamente, percebe-se que para graus de saturação inferiores a 46% o acréscimo nos valores de sucção matricial implica em baixas variações no grau de saturação, indicando que essa faixa corresponde à zona de saturação residual.

O ponto de entrada de ar, determinado a partir da Figura 38, está relacionado a uma sucção de 450 kPa e grau de saturação de 95%, acima do grau de saturação de 82%, que é o valor referente à umidade ótima. Jucá e Maciel (2006) verificaram uma sucção de 3000 kPa e grau de saturação de 87% e Lopes (2011) uma sucção de 1800 kPa e grau de saturação de 87%, ambos para uma argila de alta plasticidade, o que justifica valores mais altos em relação aos aqui obtidos, pois se trata de uma areia siltosa.

A curva característica solo-água é dividida em zonas conforme relação entre os valores de sucção e umidades, como mostrado na Figura 39.

Figura 39. Curva característica umidade gravimétrica em função da sucção matricial



Fonte: o autor (2021)

No gráfico da Figura 39 a zona de fronteira ou saturada, que começa com o valor de sucção próximo a zero e segue até o valor de sucção inicia-se a zona de transição, até o valor de sucção no ponto de saturação residual (5.000 kPa), com uma umidade gravimétrica residual em torno de 4,7%, em que se inicia a zona de entrada de ar (140 kPa), está relacionada a uma umidade em torno de 15,2%. A partir desse ponto, de saturação residual, são necessárias altas variações de tensões para ocorrer pequenas variações nos teores de umidade.

Para o solo estudado, o ponto de inflexão em que a curva muda sua concavidade ocorreu para uma sucção matricial de 8500 kPa. Conforme observado em Zhai, Rahardjo, Satyanaga

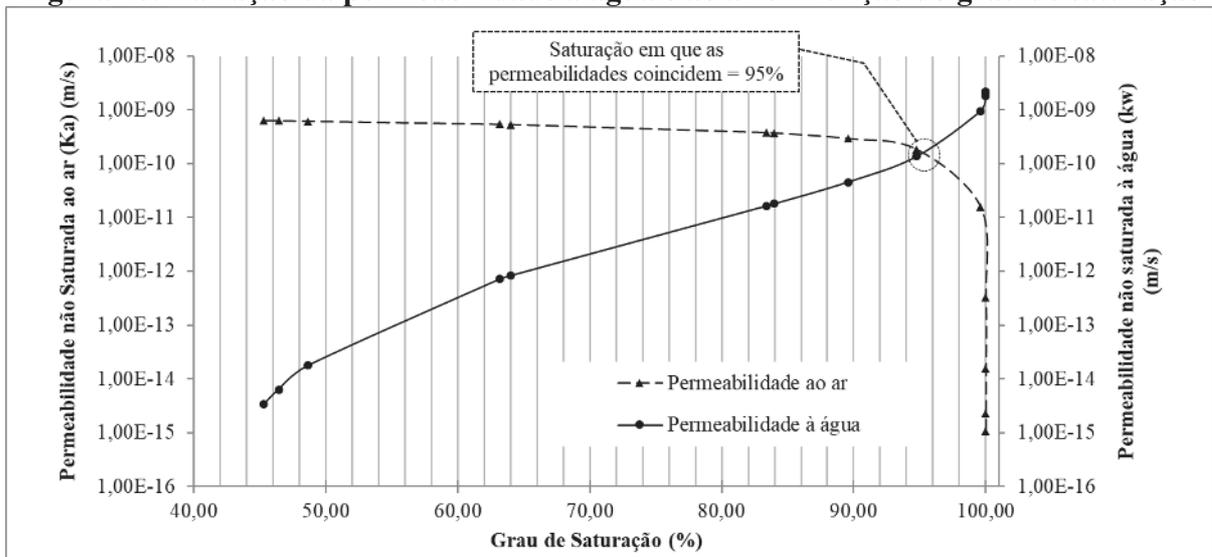
(2018) o ponto de inflexão divide a zona de transição em zona de transição primária (do ponto de entrada de ar até o ponto de inflexão) e zona de transição secundária (do ponto de inflexão até a condição de saturação residual).

Além disso, a faixa de valores de umidade e sucção do solo está relacionada ao tipo de solo classificado como SM, pela SUCS, segundo curvas características encontradas para diversos tipos de solos, traçadas por Fredlund e Xing (1994) e Ahoughalandari (2016).

4.7.2. Permeabilidade não saturada à água e ao ar

Para entender o comportamento das permeabilidades à água e ao ar é necessário analisar a curva característica da solo-água e permeabilidade ao ar simultaneamente (SHI et al, 2018). Na Figura 40 pode ser observada a relação entre as permeabilidades não saturadas à água e ao ar e o grau de saturação do solo estudado.

Figura 40. Variação da permeabilidade à água e ao ar em função do grau de saturação



Fonte: o autor (2021)

A partir do comportamento observado na Figura 40, nota-se que os valores de permeabilidade do solo à água e ao ar podem variar de 1×10^{-15} m/s a 1×10^{-8} m/s, para a condição não saturada, em uma faixa de grau de saturação entre 45% e 100%.

Nota-se também que, quanto à permeabilidade não saturada à água, verifica-se uma redução mais expressiva para graus de saturação menores que 50%, com valores da ordem de 10^{-14} m/s.

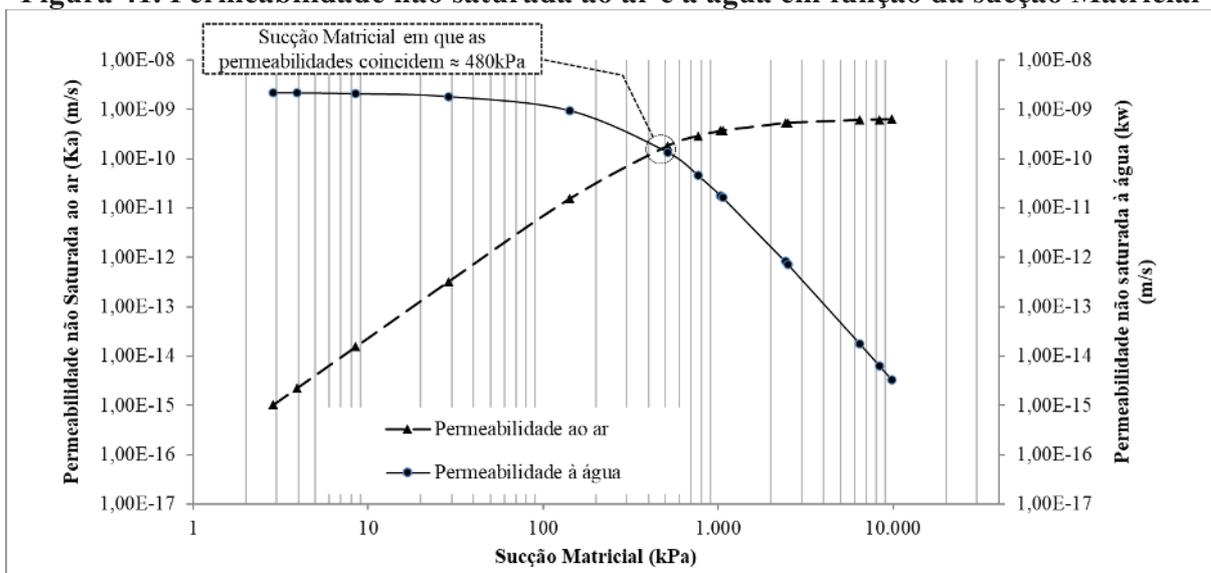
Para graus de saturação de 95% o valor de ambas as permeabilidades obtidas corresponde a 10^{-10} m/s. Vale salientar que esse grau de saturação corresponde ao valor observado na Figura 38 para o ponto de entrada de ar. Já o grau de saturação de 50% está próximo ao ponto de início da zona residual observada na curva característica solo-água. Esse grau de saturação é condizendo com os maiores graus de saturação identificados nesse estudo.

Moreira et al (2020) encontrou em solos do aterro sanitário em Campina Grande, Paraíba, um grau de saturação na ordem de 40,2%. Logo, o valor de 95% de saturação do solo é dificilmente atingido *in situ*, o que implica na ocorrência de valores consideráveis de permeabilidade ao ar, indicando que a camada de cobertura não será eficiente para impedir a passagem de gases para atmosfera.

Quanto à previsão da permeabilidade não saturada ao ar, verifica-se que à medida que o solo começa a perder água e entra no ramo seco, ocorre uma facilidade na percolação de gases (JUCA e MACIEL, 2006). Semelhantemente, Lopes (2011) determinou valores de permeabilidade não saturada ao ar, em camada convencional, de 10^{-8} a 10^{-10} m/s para graus de saturação variando de 70 a 97%.

Em termos de sucção matricial, Gomes (2020) verificou que um aumento da sucção matricial acarreta uma elevação do coeficiente de permeabilidade ao ar e decréscimo do coeficiente de permeabilidade à água. Na Figura 41, pode-se verificar essa mesma relação entre as permeabilidades não saturadas à água e ao ar e a sucção matricial com solo estudado.

Figura 41. Permeabilidade não saturada ao ar e à água em função da sucção Matricial

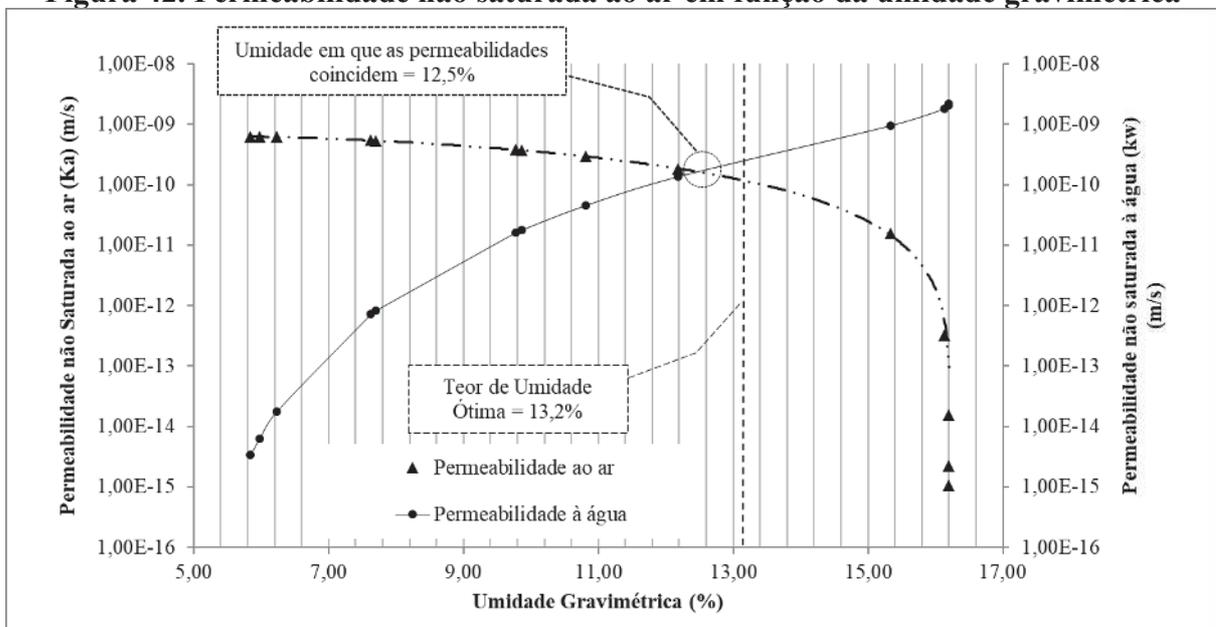


Fonte: o autor (2021)

Na Figura 41 o ponto em que as permeabilidades não saturadas à água e ao ar atingem o mesmo valor é correspondente à sucção de 480 kPa. Essa sucção corresponde ao ponto de entrada de ar observado na Figura 38, da saturação em função da sucção matricial. Nesse ponto também é observado que o grau de saturação foi de 95%, correspondente ao valor em que as permeabilidades coincidem na Figura 40.

A sucção de 480 kPa, na Figura 39, corresponde à umidade gravimétrica de 12,5%. Essa umidade está muito próxima de 13,3%, que é a umidade ótima de compactação do solo e próxima ao ponto em que a permeabilidade não saturada começa a cair de forma mais abrupta, como observado na estimativa apresentada na Figura 42.

Figura 42. Permeabilidade não saturada ao ar em função da umidade gravimétrica



Fonte: o autor (2021)

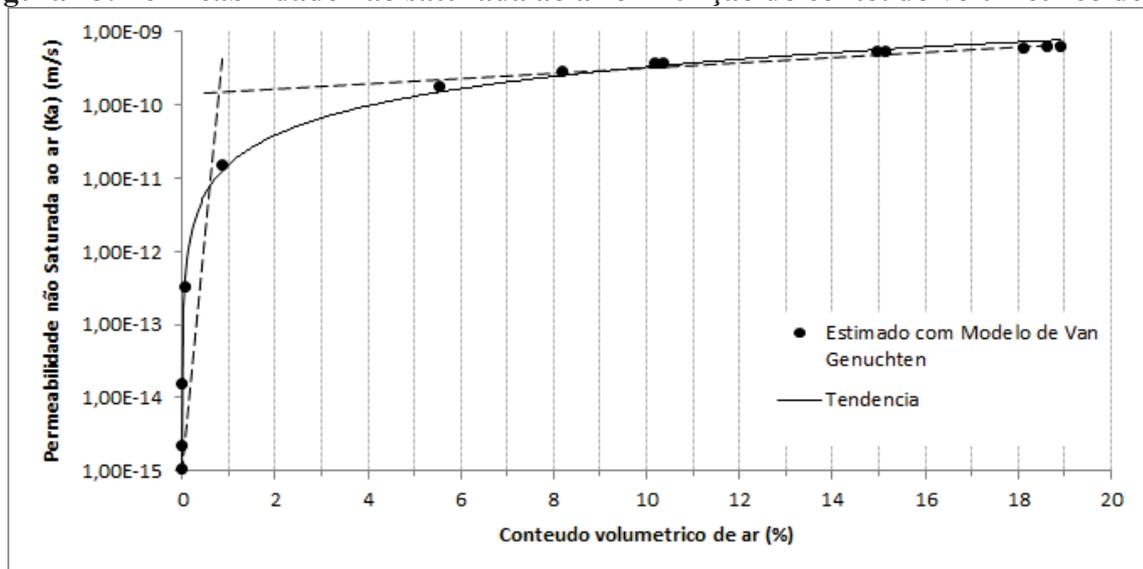
Como observado na Figura 42, os coeficientes de permeabilidade à água e ao ar variaram de 10^{-15} m/s a 10^{-9} m/s, para umidade gravimétrica de 5,8% a 16,2%.

A permeabilidade ao ar reduz quatro vezes para solos pouco acima da umidade ótima. Essa relação é consistente com os dados apresentados por Marinho, Andrade, Jucá (2001) e Langfelder, Chen, Justice (1968) que verificaram reduções no coeficiente de permeabilidade ao ar (k_a) de três ordens de magnitudes para solos do tipo argila arenosa e silte arenoso. Espera-se que para solos argilosos com valores de umidade acima da umidade ótima de moldagem ocorra uma redução mais brusca da permeabilidade ao ar, visto que a permeabilidade ao ar não é função somente da umidade, mas também da interação entre umidade, densidade e estrutura em um solo compactado (JUCA e MACIEL, 2006).

Alguns estudos destacam que o início da mudança abrupta na permeabilidade ao ar ocorre em valores de sucção maiores que o valor de entrada de ar ou no teor de umidade ótima do solo, como Jucá e Maciel (2006), Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012), Ahoughalandari (2016). Esse comportamento pode ser observado no gráfico da Figura 42 em que a diminuição abrupta nos valores de k_a ocorre para uma umidade gravimétrica de aproximadamente 13 %, correspondente ao teor de umidade ótima do solo estudado.

A Figura 43 apresenta a variação da Permeabilidade não saturada ao ar em função do conteúdo volumétrico de ar.

Figura 43. Permeabilidade não saturada ao ar em função do conteúdo volumétrico de ar



Fonte: o autor (2021)

Observa-se no gráfico da Figura 43 que para teores volumétricos de ar entre 19 e 5 %, o logaritmo da permeabilidade não saturada do solo ao ar varia linearmente com acréscimos no conteúdo volumétrico de ar. Um comportamento semelhante foi observado experimentalmente por Ahoughalandari et al (2018) em uma faixa de conteúdo volumétrico de ar variando entre 25 e 9%, para uma areia fina.

Ainda no gráfico da Figura 43, observa-se um decréscimo um pouco mais acentuado em uma zona de transição em teores volumétricos de ar entre 5 e 1% e abaixo desses teores o coeficiente de permeabilidade ao ar diminui de forma abrupta. Algo semelhante também foi observado por Ahoughalandari et al (2018) para teores volumétricos de ar abaixo de 9%. Para esse teor volumétrico de ar associado à mudança abrupta da permeabilidade não saturada ao ar, esses mesmos autores atribuíram o termo de “valor de oclusão”, que para o presente trabalho corresponde a um valor entre 1 e 5%.

Dada a faixa obtida para o valor de oclusão, tem-se que esse comportamento raramente ocorre em regiões semiáridas, visto que na maior parte do ano o solo possui teores de água que correspondem a conteúdos volumétricos de ar bem acima do “valor de oclusão” identificado.

Além disso, segundo Athoughalandari et al (2018), o início da mudança abrupta nos valores de permeabilidade não saturada ao ar foi relatado como ocorrendo em sucções maiores do que o valor de entrada de ar (AEV), como observado por Jucá e Maciel (2006) e Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012), que foi observado no presente trabalho para a sucção matricial correspondente a 480 kPa.

5. CONCLUSÃO

Diante das discussões abordadas neste estudo é possível concluir que:

- ❖ Dentre as condições intervenientes consideradas a temperatura ambiente e a umidade do solo foram as que mais influenciaram nas emissões fugitivas de biogás através da camada de cobertura de solo compactado;
- ❖ Os mapeamentos das emissões de CH₄ a CO₂ em camada de cobertura demonstraram um comportamento não homogêneo das emissões, com zonas periféricas da célula de aterro sanitário apresentando as maiores emissões, tendo como possível causa a falta de controle de compactação nessas regiões;
- ❖ As emissões de CH₄ apresentaram uma elevada variabilidade (de 0 a 386,70 g.m⁻².dia⁻¹), estando em sua maioria acima das recomendações das literaturas internacionais, indicando que há uma necessidade de tais controles de emissões serem incorporados a normativas nacionais referentes a aterros sanitários e com isso haver uma redução do impacto dessas emissões para o meio ambiente;
- ❖ Não foram verificadas fortes correlações das condições meteorológicas nas emissões fugitivas de biogás, com exceção da temperatura ambiente, especialmente no período seco, quando foram observadas maiores emissões ocorrendo com maiores temperaturas;
- ❖ No que diz respeito às condições geotécnicas consideradas, a umidade do solo apresentou maior influência sobre as emissões de biogás, com uma fraca correlação, associando os valores mais altos de emissões a umidades mais baixas do solo, contribuindo para a necessidade de estudos da condição não saturada do solo da camada de cobertura;
- ❖ As estimativas do comportamento da permeabilidade não saturada do solo da camada de cobertura indicaram que para graus de saturação próximos aos observados nesse estudo, abaixo de 50% de saturação, a permeabilidade à água começa a diminuir de forma mais significativa, enquanto a permeabilidade ao ar permanece constante e próxima de seu máximo, o que constitui uma condição mais favorável à passagem de gases.

5.1. Sugestões para pesquisas

- ❖ Estudar as áreas com maiores emissões a fim de se aprofundar nas possíveis causas desse comportamento e investir em soluções que possam ser aplicados em diferentes aterros sanitários em condições semelhantes, como estudos com associação de diferentes tipos de camadas de cobertura e materiais alternativos que sejam de baixo custo;
- ❖ Estudar a espacialização dos gases que saem do maciço de resíduos por meio dos drenos verticais, bem como a espessura da camada de cobertura e também as concentrações e pressões de gases abaixo da camada de solo que podem explicar comportamento não homogêneo das emissões fugitivas e servir de orientação para melhorias no controle de execução de outros aterros sanitários;
- ❖ Estudo das emissões e concentrações de gases em perfil de solo para verificar o comportamento dos gases em diferentes profundidades, avaliando-se a influência da espessura das camadas de cobertura no fenômeno das emissões, possibilitando assim a execução de camadas mais econômicas e eficientes;
- ❖ Estudo das emissões e concentrações de gases na camada de cobertura ao longo do tempo para se entender as variações temporais e sazonais para uma mesma área de aterro sanitário e com isso obter-se direcionamento para o manejo e operação de camadas de cobertura ao longo da vida útil dos aterros sanitários, visto que essas obras são extremamente dinâmicas e as emissões continuam mesmo após a finalização das operações nas células de resíduos.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6457: Amostra de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016. 8p.

_____. NBR 6458: Grãos de pedregulho retidos na peneira de 4,8 mm. Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro, 2016.

_____. NBR 6459: Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 2016.

_____. NBR 7180: Solo – Determinação do Limite de Plasticidade. Rio de Janeiro, 2016.

_____. NBR 7181: Solo – Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, 2016.

_____. NBR 7182: Solo – Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro, 2016.

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

ABICHOU, Tarek et al. Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. **Waste Management**, v. 26, n. 11, p. 1305-1312, 2006.

ABUSHAMMALA, Mohammed FM; BASRI, Noor Ezlin A.; YOUNES, Mohammad K. Seasonal variation of landfill methane and carbon dioxide emissions in a tropical climate. **International Journal of Environmental Science and Development**, v. 7, n. 8, p. 586, 2016.

AGHDAM, Ehsan Fathi; SCHEUTZ, Charlotte; KJELDSEN, Peter. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. **Waste Management**, v. 87, p. 905-914, 2019.

AHOUGHALANDARI, B. **Conception des biosystèmes d'oxydation passive du méthane considérant leur réponse à l'effet de barrière capillaire**. Thèse de doctorat. Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canadá, 2016.

AHOUGHALANDARI, Bahar; CABRAL, Alexandre R.; LEROUEIL, Serge. Elements of Design of Passive Methane Oxidation Biosystems: Fundamental and Practical Considerations About Compaction and Hydraulic Characteristics on Biogas Migration. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 2593-2609, 2018

ARAUJO, P. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2017.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D5084**: Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. ASTM International, West onshohocken, PA, USA, 2016.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D5298**: Standard Test Method for Measurement of Soil Potential (Suction) Using Filter Paper. ASTM International, West onshohocken, PA, USA, 2016.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D6539**: Standard test method for measurement of the Permeability of unsaturated porous materials by flowing air. ASTM International, West onshohocken, PA, USA, 2013.

BARNSWELL, Kristopher D.; DWYER, Daryl F. Assessing the performance of evapotranspiration covers for municipal solid waste landfills in Northwestern Ohio. **Journal of Environmental Engineering**, v. 137, n. 4, p. 301-305, 2010.

BORBA, Priscila Falcão de Sá et al. Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 101-111, 2018.

BOUAZZA, Abdelmalek; RAHMAN, Fashiur. Oxygen diffusion through partially hydrated geosynthetic clay liners. **Géotechnique**, v. 57, n. 9, p. 767-772, 2007.

CAI, W.; KUMAR, H.; HUANG, S.; BORDOLOI, S.; GARG, A.; LIN, P.; GOPAL, P. ANN Model Development for Air Permeability in Biochar Amended Unsaturated Soil. **Geotechnical and Geological Engineering**, 2019.

CANDIANI, G.; VIANA, E. Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários. **Geosp – Espaço e Tempo (Online)**, v. 21, n. 3, p. 845-857, dez. 2017. ISSN 2179-0892.

CFI - CARBON FARMING INITIATIVE et al. Guidelines for calculating regulatory baselines for legacy waste landfill methane projects. Australian Government, 2013.

COSTA, M. D. **Estudos de camadas de cobertura de aterros sanitários em colunas de solos**. 144f. 2015. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado)-Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Czepiel, P. M., Mosher, B., Crill, P. M., & Harriss, R. C. (1996), Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. **Journal of geophysical research: Atmospheres**, 101(D11), 16721-16729.

DAMASCENO, Larissa A. G. **Emissão fugitiva de metano através do sistema de cobertura de um aterro sanitário considerando a ocorrência de zonas com fissuramento**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal DA Bahia. Salvador. 2018.

DAMASCENO, Larissa A. G; CARVALHO, Miriam de Fátima; MACHADO, Sandro L. Fugitive methane emissions through the cover system of a Brazilian landfill cell. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 14, n. 3, p. 168-178, 2019.

DEVORE, Jay L. Probabilidade e estatística : para engenharia e ciências / Jay L. Devore ; [tradução Joaquim Pinheiro Nunes da Silva]. — São Paulo: Cengage Learning, 2006.

DI BELLA, Gaetano; DI TRAPANI, Daniele; VIVIANI, Gaspare. Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models. **Waste management**, v. 31, n. 8, p. 1820-1826, 2011.

DI TRAPANI, Daniele; DI BELLA, Gaetano; VIVIANI, Gaspare. Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes. **Waste management**, v. 33, n. 10, p. 2108-2115, 2013.

Environmental Agency, 2010. **Guidance on monitoring landfill gas surface emissions**. Report published by the Environmental Agency, UK. 2010.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos**. Editado por FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. de. Jaguariúna-SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006, 1. ed., 169p. il. ISBN 85-85771-43-7.

FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H.; FREDLUND, M. D. **Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice**. John Wiley & Sons, Inc. 2012.

FREDLUND, D. G.; XING, Anqing; HUANG, Shangyan. Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 31, n. 4, p. 533-546, 1994.

GÁMEZ, Antonio F. Castro; MAROTO, José Miguel Rodríguez; PÉREZ, Iñaki Vadillo. Quantification of methane emissions in a Mediterranean landfill (Southern Spain). A combination of flux chambers and geostatistical methods. **Waste Management**, v. 87, p. 937-946, 2019.

GARBO, F.; COSSU, R. Landfill cover systems - an overview. Proceedings Sardinia 2017 / Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium/ 2 - 6 October 2017. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy

GARG, A.; BORDOLOI, S.; NI, J.; CAI, W.; MADDIBIONA, P. G.; MEI, G.; POULSEN, T. G.; LIN, P. Influence of biochar addition on gas permeability in unsaturated soil. **Geotechnique Letters**. v. 9, i. 1, pp. 66-71, 2019.

GEBERT, Julia; GROENGROEFT, Alexander. Passive landfill gas emission–influence of atmospheric pressure and implications for the operation of methane-oxidising biofilters. **Waste Management**, v. 26, n. 3, p. 245-251, 2006.

GGA/UFCG – GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL/UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE. **Acervo fotográfico**. Campina Grande: GGA/UFCG, 2021.

GOMES, Guilherme José Correia. **Análise da adição de composto orgânico para dimensionamento de biocoberturas em aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. 2020.

GONZALEZ-VALENCIA, R. et al. Detection of hotspots and rapid determination of methane emissions from landfills via a ground-surface method. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 1-8, 2014.

GONZALEZ-VALENCIA, Rodrigo et al. Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. **Waste management**, v. 55, p. 299-305, 2016.

GONZALEZ-VALENCIA, Rodrigo et al. Spatial and temporal distribution of methane emissions from a covered landfill equipped with a gas recollection system. **Waste Management**, v. 121, p. 373-382, 2021.

GUEDES, Maria Josicleide Felipe. **Estudo das emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro**. Teses (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2018.

HARO, Kayaba et al. Assessment of CH₄ and CO₂ surface emissions from Polesgo's landfill (Ouagadougou, Burkina Faso) based on static chamber method. **Advances in Climate Change Research**, v. 10, n. 3, p. 181-191, 2019.

HUBER-HUMER, M.; RÖDER, S.; LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. **Waste Management**. [s.l.], v. 29, n. 7, p. 2092-2104, 2009.

HUSE, K. **Estudo da influência da adição de bentonita em um solo areno-siltoso para uso como cobertura de aterros**. 2007. 126f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2007.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados Meteorológicos**. Governo Federal. 2021. Disponível em: < <https://bdmep.inmet.gov.br/>>.

JUCA, J. F. T.; MACIEL, F. J. Gas permeability of a compacted soil used in a landfill cover layer. In: **Unsaturated soils** 2006. p. 1535-1546.

JUGNIA, Louis-B.; CABRAL, Alexandre R.; GREER, Charles W. Biotic methane oxidation within an instrumented experimental landfill cover. **Ecological Engineering**, v. 33, n. 2, p. 102-109, 2008.

LANGFELDER, L. J.; CHEN, C.F.; JUSTICE, J.A. Air permeability of compacted cohesive soils, **Journal of the Irrigation and Drainage Division**, ASCE, Vol.94, n° SM4, pp.981-1001, 1968.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. 250 f. 2011. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)– Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2011.

LUCERNONI, Federico et al. Sampling method for the determination of methane emissions from landfill surfaces. **Waste Management & Research**, v. 35, n. 10, p. 1034-1044, 2017.

Ma Y, Chen W. A Comparative Analysis of Soil Water Retention Curves for Natural and Compacted Loess. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**. 2017. n. 22:13.

MACIEL, Felipe Jucá. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. 2003.

_____. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

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

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da Retenção de Gases em Camadas de Cobertura de Aterros de Resíduos Sólidos**. Tese (doutor em Engenharia Civil) -Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MARINHO, F.; ANDRADE, C.J.; JUCÁ, J.F.T. Air and water permeability of a compacted soil used in a solid waste landfill in Recife, Brazil, 3rd BGA Geoenvironmental Engineering Conference. London: Thomas Telford, v.1. p.437-442, 2001.

MARINHO, F. A. M.; OLIVEIRA, O. M. The filter paper method revisited. **Geotechnical Testing Journal**, USA, v. 29, n. 3, p. 250-258, 2006.

MARINHO, F. A. M.; TEIXEIRA, P. F. Air permeability of cover soil from the Bandeirantes landfill in São Paulo, Brazil. *Advances in Unsaturated Soils*, v. 1, p. 253, 2013.

MØNSTER, Jacob; KJELDSEN, Peter; SCHEUTZ, Charlotte. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills—A review. **Waste Management**, v. 87, p. 835-859, 2019.

MOREIRA, F.G.S. **Emissões fugitivas de biogás em célula de aterro sanitário**. 2018. X f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

MOREIRA, F.G.S.; GUEDES, M.J.F.; MONTEIRO, V.E.D.; MELO, M.C. Emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 247-258, 2020.

NG, C.W.W; CHEN, Z.K.; COO, J.L.; CHEN, R.; ZHOU, C. Gas breakthrough and emission through unsaturated compacted clay in landfill final cover. **Waste Management**, v. 44, p. 155-163, 2015.

ODEH, I. O. A.; McBRATNEY, A. B.; CHITTLEBOROUGH, D. J. Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotopic cokriging and regression-kriging. *Geoderma*, v.67, 215-226, 1995.

OLIVEIRA, A. C. E. De; RITTER, E.; MANNARINO, C. F. **Diagnóstico e avaliação de emissões fugitivas de biogás na camada de cobertura final da central de tratamento de resíduos de Nova Iguaçu e do lixão de Seropédica, Rio de Janeiro**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2013, Goiânia-GO. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-8, 2013.

PAN, T., HOU, S., LIU, Y. and TAN, Q., . Comparison of three models fitting the soil water retention curves in a degraded alpine meadow region. **Scientific reports**, 2019. pp.1-12

PARK, J. K.; KANG, J. Y.; Lee, N. H. Estimation of methane emission flux at landfill surface using laser methane detector: influence of gauge pressure. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 8, p.784–792, 2016.

QIU, Q. W.; ZHAN, T. L.-T.; LEUNG, A. K.; FENG, S.; CHEN, Y. M. A new method and apparatus for measuring in-situ air permeability of unsaturated soil. **Canadian Geotechnical Journal**, 2020.

RACHOR, I.M., Gebert, J., Gröngröft, A. and Pfeiffer, E.M., 2013. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. **European Journal of Soil Science**, 64(1), pp.16-26. 2013.

ROCK, S.; MYERS, B.; FIEDLER, L. Evapotranspiration (ET) covers. **International journal of phytoremediation**, v. 14, n. sup1, p. 1-25, 2012.

SAALTINK, M. W.; KOHFAHL, C.; MOLANO-LENO, L. Analysis of water vapor adsorption in soils by means of a lysimeter and numerical modeling. **Vadose Zone Journal**, 19(1), 2020.

SANTOS, G. M. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no aterro experimental da Muribeca, Pernambuco**. 2015. 196f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2015

SANTOS, J. J. N. **Avaliação geotécnica de misturas de solo e composto orgânico para uso como biocoberturas em aterros sanitários**, 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2019.

SCHEUTZ, C.; PEDERSEN, G.B.; COSTA, G.; KJELDSEN, P. Biodegradation of methane and halocarbons in simulated landfill biocover systems containing compost materials. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 4, p. 1363-1371, 2009.

SCHEUTZ, Charlotte 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.

SCHEUTZ, Charlotte et al. Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in Klintholm, Denmark using a passive biocover system. **Waste management**, v. 34, n. 7, p. 1179-1190, 2014.

SCHEUTZ, C.; CASSINI, F.; DE SCHOENMAEKER, J.; KJELDSEN, P. Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: 2. Methane oxidation. **Waste management**, v. 63, p. 203-212, 2017.

SHEN, Siliang et al. Methane hotspot localization and visualization at a large-scale Xi'an landfill in China: effective tool for landfill gas management. **Journal of environmental management**, v. 225, p. 232-241, 2018.

SHI, Jianyong et al. Laboratory test investigations on soil water characteristic curve and air permeability of municipal solid waste. **Waste Management & Research**, v. 36, n. 5, p. 463-470, 2018.

STERN, Jennifer C. et al. Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. **Waste Management**, v. 27, n. 9, p. 1248-1258, 2007.

SOUZA, J. C. M.; HONORATO, A. S.; BARRETO, C. A. A.; SANTOS, J. J. N.; PAIVA, W. Comparação de parâmetros geotécnicos de solos utilizados em camada de cobertura de aterro sanitário. **CONIMAS - I Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade**. 2019.

UYANIK, İbrahim et al. Meteorological parameters as an important factor on the energy recovery of landfill gas in landfills. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 4, n. 6, p. 063135, 2012.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 1980, 44, 892–898.

van Verseveld, C.J. and Gebert, J., 2020. Effect of compaction and soil moisture on the effective permeability of sands for use in methane oxidation systems. **Waste Management**, 107, pp.44-53. 2020.

WALTER, C.; McBRATNEY, A. B.; DOUAOUI, A., MINASNY, B. Spatial prediction of topsoil salinity in the Chelif Valley, Algeria, using local ordinary kriging with local variograms versus wholearea variogram. *Australian Journal of Soil Research*, v.39, 259-272, 2001.

WANG, Yunqiang et al. Spatial variability of soil parameters of the van Genuchten model at a regional scale. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 43, n. 2, p. 271-278, 2015.

XIN, Danhui et al. Site specific diel methane emission mechanisms in landfills: a field validated process based on vegetation and climate factors. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 673-680, 2016.

ZHAI, Qian; RAHARDJO, Harianto; SATYANAGA, Alfredo. Estimation of air permeability function from soil-water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 56, n. 4, p. 505-513, 2019.

Zhan LT, Li GY, Jiao WG, et al. (2016) Field measurements of water storage capacity in a loess–gravel capillary barrier cover using rainfall simulation tests. **Canadian Geotechnical Journal** 54: 1523–1536.

ZHAN, L.T. et al. Full-scale experimental study of methane emission in a loess-gravel capillary barrier cover under different seasons. **Waste Management**, v. 107, p. 54-65, 2020.

ZHANG, Wenjie; SUN, Cheng. Parametric analyses of evapotranspiration landfill covers in humid regions. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, v. 6, n. 4, p. 356-365, 2014.

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

ZHANG, D.; WANG, J.; CHEN, C. Gas and liquid permeability in the variably saturated compacted loess used as an earthen final cover material in landfills. **Waste Management**, v. 105, p. 49-60, 2020.