



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

EMISSÕES FUGITIVAS DE BIOGÁS EM CÉLULA DE ATERRO SANITÁRIO

FRANCISCO GLESON DOS SANTOS MOREIRA

CAMPINA GRANDE – PB
FEVEREIRO DE 2018

FRANCISCO GLESON DOS SANTOS MOREIRA

EMISSÕES FUGITIVAS DE BIOGÁS EM CÉLULA DE ATERRO SANITÁRIO

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

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

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

CAMPINA GRANDE – PB

FEVEREIRO DE 2018

EMISSÕES FUGITIVAS DE BIOGÁS EM CÉLULA DE ATERRO SANITÁRIO

FRANCISCO GLESON DOS SANTOS MOREIRA

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

Examinada por:



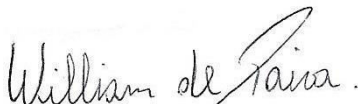
Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Orientador – Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)



Prof.ª. Dr.ª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Coorientadora – Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)



Prof. Dr. Perboyre Barbosa Alcântara
(Examinador Externo – Instituto Federal do Ceará *Campus* Fortaleza - IFCE)



Prof. Dr. William de Paiva
(Examinador Interno – Universidade Estadual da Paraíba – UEPB)

CAMPINA GRANDE – PB
06 DE FEVEREIRO DE 2018

Dedico este trabalho ao meu pai, Vicente Luciano Moreira, e à minha mãe, Hermínia dos Santos Moreira, que sempre se dedicaram para que seus filhos tivessem acesso à educação e levassem consigo o maior legado que poderiam deixar: o conhecimento.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder o dom da vida, por permitir a concretização de mais um sonho em minha jornada acadêmica e por todas as maravilhas que tem que proporcionado em minha existência.

Aos meus pais, Vicente Luciano Moreira e Hermínia dos Santos Moreira, por toda a dedicação, compreensão, orações e esforços diários para que eu consiga alcançar todos os meus objetivos.

Aos meus irmãos e irmãs, Maria, Euricélio, Robério, Nalva, Prescila, Luciano, Cristina e Vanessa, que sempre me incentivaram e nunca mediram esforços para eu que chegasse até aqui. E, em especial, a minha irmã Inácia (Naná) pelo apoio, cuidado diário, incentivo e dedicação.

A minha princesa, Priscilla Barbosa, que apesar da distância sempre apoiou minhas escolhas e decisões. Por ser meu refúgio, meu regresso e o motivo dos meus sorrisos mais sinceros. Jamais conseguiria se você não estivesse ao meu lado, mesmo tão distante.

A Cássio Sales, meu grande amigo, pelo exemplo de persistência e determinação, e por toda atenção e incentivo.

As minhas vizinhas e quase irmãs, Deise e Luzia, por todo o apoio durante o mestrado e pela amizade que amadureceu e se fortaleceu nesse tempo.

Aos Professores, Márcio Melo e Veruschka Monteiro, por todo o apoio e ensinamentos. Acolheram-me antes mesmo do meu ingresso no mestrado e contribuíram imensamente para o meu amadurecimento acadêmico e profissional.

A Josicleide Guedes, minha nobre companheira de tantas batalhas durante o período do mestrado. Sou grato por sua fiel amizade e todos os ensinamentos, aprendizados e incentivos. E por ter contribuído para o meu amadurecimento pessoal, acadêmico e profissional.

A Raul, Rômulo, Petrov, Kellianny, Pablo, Luiz Antônio, Jisla e Isabelle, pela amizade, aprendizado e ensinamentos, e por todo esforço e contribuição na concretização da pesquisa.

Ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), em especial aos subgrupos de Gases e Reatores, que foram um importante apoio e não mediram esforços para a realização da pesquisa.

Aos amigos do mestrado, João Dehon, Thiago, Mariah, Danyllo, Rennan, Elis, Simone, Dátia, Michele e Renata, por dividir comigo essa jornada, alegrias, angústias e vitórias.

A banca examinadora, em especial aos Professores William e Perboyre, pelas excelentes contribuições científicas e direcionamento acadêmico e profissional.

Aos funcionários do LEP, Nildinho, Ladjane e Jadilson, por toda a ajuda durante a realização da pesquisa e pela amizade construída nesse período.

A ECOSOLO, pela disponibilização do campo experimental e todo o apoio na realização da pesquisa, e aos colaboradores João Azevedo, José (Seu Zé), Sandro, Ricardo e Thiago por toda a ajuda e atenção despendida para a finalização desse trabalho.

A CAPES, pelo apoio financeiro, sem o qual não teria conseguido finalizar esta etapa tão importante da minha vida acadêmica e profissional.

RESUMO

As emissões fugitivas de biogás podem representar parcela significativa do fluxo de gases em aterros sanitários, dificultar o aproveitamento energético do metano (CH_4), além de oferecer riscos à saúde ambiental tanto de localidades próximas ao empreendimento, como também a nível regional e global. Nesse contexto, este trabalho teve por objetivo avaliar as emissões fugitivas e os fatores que interferem no fluxo de biogás em camada de cobertura final (*liner*) de aterro sanitário. A área de estudo consistiu em uma Célula de aterro, com uma massa de 62.359,44 ton de resíduos depositados. Essa Célula está localizada no Aterro Sanitário em Campina Grande, que recebe resíduos desse município e mais nove cidades do Estado da Paraíba, Brasil. A Célula em questão foi denominada de Célula 2, na qual foi realizado o monitoramento da qualidade do biogás em drenos verticais e medições das emissões fugitivas na camada de cobertura de solo compactado por metodologia de placa de fluxo estática. Além disso, foram analisadas as concentrações de gases na interface solo-resíduo, utilizando Dispositivos de Medição de Concentração de gases (DMCs); e mapeamento das emissões de gases, aplicando técnicas de interpolação de dados baseada em Krigagem. Os resultados indicaram que as concentrações dos gases metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), nos drenos verticais, oscilaram de 50,3 a 59,6% para o CH_4 , 39,1 a 44,7% para o CO_2 . Já os fluxos de CH_4 e CO_2 na camada de cobertura variam de 0 a $0,09 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e 24,62 a $331,31 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente. O percentual de retenção do CH_4 e do CO_2 pela *liner* foi elevado, acima de 95%, sendo influenciado, principalmente, pelo elevado grau de compactação médio obtido para a Célula (91,84%), ausência de pressões diferenciais na interface solo-resíduo e pelo desempenho do sistema de drenagem de gases. Portanto, esse resultado é bastante favorável quando se pretende implantar sistemas de aproveitamento energético do biogás, no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), uma vez que, a investigação realizada indica a eficiência da camada de cobertura da Célula 2 na retenção de gases.

Palavras-chave: fluxo de gases; metano; dióxido de carbono; mapeamento de emissões de gases.

ABSTRACT

Fugitive biogas emissions can represent an important part of landfills gas flux, difficult the use of methane (CH₄), and pose risks to the environmental health of localities near the project, as well as at regional and global levels. In this context, this work aimed to evaluate the fugitive emissions and the factors that interfere in the flow of biography in the final coverage layer (lining) of landfill. The study area consisted of a landfill cell, with a mass of 62,359.44 tons of waste deposited. This Cell is located at Landfill in Campina Grande, which receives municipal waste and other nine cities from the State of Paraíba, Brazil. The Cell in question was denominated Cell 2, in which the monitoring of the quality of the biogas in vertical markets and measurements of the fugitive emissions in the layer of cover of compacted soil was realized by static chamber methodology. In addition, gas concentrations at the soil-waste interface were analysed using gas Concentration Measurement Devices (CMDs); and mapping of gas emissions, applying data intermediation techniques in Kriging. The results indicated that concentrations of methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) in the vertical drains ranged from 50.3 to 59.6% for CH₄, 39.1 to 44.7% for CO₂. The fluxes of CH₄ and CO₂ in the landfill top layer ranged from 0 to 0.09 g.m⁻².day⁻¹ and 24.62 to 331.31 g.m⁻².day⁻¹, respectively. The percentage of retention of CH₄ and CO₂ by the upper liner, above 95%, was influenced mainly by the high degree of average compaction obtained for the Cell (91.84%), absence of differential pressures at the soil-waste interface and the performance of the gas drainage system. Therefore, this result is very favourable when it is intended to implement biogas energy utilization systems under the Clean Development Mechanism (CDM), since the research carried out indicates the efficiency of the cover layer of Cell 2 in gas retention.

Key words: gas flow; methane; carbon dioxide; mapping of gas emissions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fases de geração de gases em aterros sanitários	21
Figura 2. Esquema de sistema de cobertura convencional	27
Figura 3. Esquema de camada evapotranspirativa	29
Figura 4. Esquema de barreira capilar	30
Figura 5. Esquema de camada metanotrófica (biocobertura).....	31
Figura 6. Fluxograma simplificado das etapas metodológicas.....	43
Figura 7. Localização geográfica do município de Campina Grande-PB	44
Figura 8. Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	45
Figura 9. Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	45
Figura 10. Planta baixa da Célula 2.....	46
Figura 11. Monitoramento da qualidade do biogás	47
Figura 12. Pontos de coleta de solo ao longo da Célula 2.....	48
Figura 13. Coleta de solo para caracterização geotécnica.....	49
Figura 14. Procedimento de homogeneização do solo	50
Figura 15. Esquema simplificado da placa de fluxo.....	52
Figura 16. Procedimentos de instalação da placa de fluxo no aterro	53
Figura 17. Estudo da concentração de gases na interface solo-resíduo.....	56
Figura 18. Dados meteorológicos de precipitação no período de realização da pesquisa em campo e dados históricos de precipitação e evaporação (1961-1990).....	59
Figura 19. Precipitação no período de realização dos ensaios de placa de fluxo.....	60
Figura 20. Variação da temperatura ambiente no período de realização da pesquisa em campo	61
Figura 21. Concentração média de biogás nos drenos verticais da Célula 2 e precipitação no período de junho de 2016 a setembro de 2017	62
Figura 22. Curva granulométrica do solo da camada de cobertura da Célula 2.....	65
Figura 23. Curva de compactação do solo.....	66
Figura 24. Fluxo mássico de metano e dióxido de carbono na Célula 2	68
Figura 25. Monitoramento da pressão diferencial na interface solo-resíduo	74
Figura 26. Sobreposição dos raios de influência dos 9 drenos verticais da Célula 2.....	75
Figura 27. Concentração de CH ₄ dos Drenos Verticais (DVs) e Dispositivos de Medição de Concentração de gases (DMCs)	76
Figura 28. Fluxo mássico de CH ₄ na Célula 2.....	77

Figura 29. Retenção de gases pela liner da Célula 2	78
--	----

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1. Características físicas das placas de fluxo utilizadas em diferentes estudos	40
Tabela 2. Emissões fugitivas de gás metano medidas com placa de fluxo estática.....	41
Tabela 3. Faixa de leitura e erro do detector de gases Dräger modelo X-am 7000.....	47
Tabela 4. Granulometria do solo da camada de cobertura da Célula 2	64
Tabela 5. Características do solo da liner e concentração média de biogás nos pontos de realização dos ensaios de placa de fluxo	70

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Composição típica do biogás em aterros sanitários	23
Quadro 2. Parâmetros geotécnicos e os efeitos na emissão de biogás em liners de aterros sanitários.....	35
Quadro 3. Resumo das técnicas quantitativas para medição das emissões de CH ₄ em aterros sanitários.....	37
Quadro 4. Quantidades de solo para cada ensaio realizado, baseado na norma NBR 6457 (ABNT, 2016).....	50
Quadro 5. Ensaio de caracterização, compactação e permeabilidade, com suas respectivas normas	51
Quadro 6. Período de realização dos ensaios de placa de fluxo.....	68

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

A_{placa} – Área de solo coberta pela placa

ASCG – Aterro Sanitário de Campina Grande

ASMOC – Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia-CE

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CFI – Carbon Farming Initiative

CH_4 – Metano

CNTP – Condições Normais de Temperatura e Pressão

CO – Monóxido de Carbono

CO_2 – Dióxido de Carbono

CTR – Central de Tratamento de Resíduos

DMC – Dispositivo de Medição de Concentração de gases

DV – Dreno Vertical

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

$\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ – Grama por metro quadrado por segundo

g.m^{-3} – Grama por metro cúbico

GC – Grau de Compactação

GEE – Gases de Efeito Estufa

GGA – Grupo de Geotecnia Ambiental

H_2 – Gás Hidrogênio

H_2O - Água

H_2S – Sulfato de Hidrogênio/Gás Sulfídrico

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IFCE – Instituto Federal do Ceará

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

IP – Índice de Plasticidade

J – Taxa de emissão mássica superficial do gás

K – Condutividade Hidráulica

Kg.m^{-3} – Quilograma por metro cúbico

KN.m^{-3} – Quilonewton por metro cúbico

LGA – Laboratório de Geotecnia Ambiental

LL – Limite de Liquidez

LP – Limite de Plasticidade
m – Metro
 $m \cdot s^{-1}$ – Metro por segundo
 m^2 - Metro quadrado
Mbar - Milibar
 N_2 – Nitrogênio
 N_2O – Óxido Nitroso
NBR – Norma Brasileira
 NH_3 – Amônia
 $NL \cdot s^{-1} \cdot m^{-2}$ – Normal litro por segundo por metro quadrado
 O_2 – Oxigênio
Pa - Pascal
Pa.s – Pascal Segundo
PaqTecPB – Fundação Parque Tecnológico da Paraíba
 P_{atm} – Pressão atmosférica
PB – Paraíba
pH – Potencial Hidrogeniônico
 PM_{CH_4} – Peso molecular do CH_4
 PM_{CO_2} – Peso molecular do CO_2
PVC – Policloreto de vinila
 Q_{ES} : Taxa de emissão volumétrica superficial do gás
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
S – Grau de Saturação
 SF_6 – Hexafluoreto de enxofre
SUCS – Sistema Unificado de Classificação dos Solos
 $T_{interna}$ – Temperatura interna do gás na placa
UEPB – Universidade Estadual da Paraíba
UFCEG – Universidade Federal de Campina Grande
UFPE – Universidade Federal de Pernambuco
USEPA – United States Environmental Protection Agency
 V_{placa} – Volume útil da placa de fluxo
°C – Grau Celsius
 $\Delta C/\Delta t$ – Variação da concentração do gás (% V/V) com o tempo
 ρ – Massa específica do gás

ρ_o – Densidade do gás à uma dada pressão e temperatura

$\rho_{\text{CH}_4}(t)$ – Densidade do CH_4 em função da temperatura

$\rho_{\text{CO}_2}(t)$ – Densidade do CO_2 em função da temperatura

L – Comprimento da amostra de solo

c – Concentração de gás

z – Distância (espessura, altura, etc.)

μ – Viscosidade dinâmica do fluido

D_e – Coeficiente de difusão do gás

J_a – Fluxo advectivo do gás em massa

J_g – Fluxo difusivo do gás em massa

K_a – Permeabilidade intrínseca do solo considerando o fluido compressível

P_e – Pressão de entrada da amostra

P_s – Pressão de saída da amostra

$\frac{\partial c}{\partial z}$ – Gradiente de concentração

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1. Objetivos	20
1.1.1. Objetivo Geral	20
1.1.2. Objetivos Específicos	20
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
2.1. Fases da biodegradação dos RSU em aterros sanitários	21
2.2. Composição do biogás gerado em aterros sanitários	23
2.3. Fatores que interferem na biodegradação dos RSU	24
2.3.1. <i>Composição dos resíduos</i>	24
2.3.2. <i>Umidade</i>	25
2.3.3. <i>Temperatura</i>	26
2.3.4. <i>pH</i>	26
2.4. Camada de cobertura final de aterros sanitários	27
2.4.1. <i>Camada convencional ou resistiva</i>	27
2.4.2. <i>Camada evapotranspirativa ou monolítica</i>	28
2.4.3. <i>Barreira capilar</i>	29
2.4.4. <i>Camada metanotrófica ou oxidativa</i>	30
2.5. Fluxo de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários	32
2.5.1. <i>Fluxo advectivo</i>	32
2.5.2. <i>Fluxo difusivo</i>	33
2.5.3. <i>Fatores que influenciam o fluxo de gases</i>	35
2.5.4. <i>Métodos para determinação do fluxo de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários</i>	36
3. METODOLOGIA	43
3.1. Área de estudo	44
3.2. Dados meteorológicos	46
3.3. Monitoramento da qualidade do biogás nos Drenos Verticais	47

3.4.	Caracterização geotécnica do solo da <i>liner</i>	48
3.5.	Monitoramento das emissões fugitivas de biogás	51
3.5.1.	<i>Definição do número de ensaios</i>	52
3.5.2.	<i>Realização dos ensaios de placa de fluxo</i>	53
3.6.	Monitoramento da concentração de biogás na interface solo-resíduo	56
3.7.	Mapeamento da concentração e das emissões fugitivas de metano	57
3.8.	Retenção de biogás pela <i>liner</i>	57
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
4.1.	Condições meteorológicas	58
4.2.	Qualidade do biogás: Drenos Verticais	62
4.3.	Caracterização geotécnica do solo da <i>liner</i>	63
4.3.1.	<i>Análise granulométrica, limites de consistência e classificação do solo</i>	63
4.3.2.	<i>Compactação</i>	66
4.3.3.	<i>Permeabilidade a água</i>	67
4.4.	Emissões fugitivas de biogás	67
4.5.	Fatores que interferiram no fluxo de biogás na <i>liner</i>	70
4.5.1.	<i>Grau de saturação (S)</i>	71
4.5.2.	<i>Grau de Compactação (GC)</i>	71
4.5.3.	<i>Espessura da <i>liner</i></i>	72
4.5.4.	<i>Concentração de gases na interface solo-resíduo</i>	73
4.5.5.	<i>Pressão de gases na interface solo-resíduo</i>	73
4.6.	Mapeamento das emissões de CH₄ na Célula 2	76
4.7.	Eficiência de retenção de gases na <i>liner</i>	78
5.	CONCLUSÕES	80
	REFERÊNCIAS	82

1. INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários constituem-se como uma importante fonte de emissões antrópicas de Gases do Efeito Estufa (GEE) (BOGNER et al., 2008), em especial o metano (CH_4) (ISHIGAKI et al., 2005; FIGUEROA et al., 2009; KORMI et al., 2017), que apresenta um potencial de aquecimento global em torno de 20 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) (SOLOMON et al., 2007). Estimou-se que, entre os anos de 2010 e 2030, aproximadamente 13% das emissões antropogênicas globais de CH_4 serão provenientes de aterros sanitários (USEPA, 2014).

Diante disso, o sistema de cobertura final dos resíduos (*liner*) caracteriza-se como um dos principais mecanismos para evitar ou minimizar a fuga de gases em aterros sanitários. No sistema de cobertura convencional, os resíduos são cobertos por uma camada de solo compactado, formando uma barreira impermeabilizante. No entanto, esse tipo de *liner* é suscetível as variações das condições ambientais, que podem possibilitar a redução de sua eficiência ao longo do tempo e, conseqüentemente, ampliar o escape de gases (emissões fugitivas), mesmo quando o aterro apresenta um sistema de captação de biogás (SILVA et al., 2013).

As emissões fugitivas de biogás podem dificultar o aproveitamento energético do CH_4 em aterros sanitários, além de oferecer riscos à saúde ambiental de localidades próximas ao empreendimento, cujos efeitos podem se estender, também, a nível regional e global. Destaca-se, ainda, que o gás metano quando presente no ar em concentrações entre 5 e 15%, torna-se explosivo. Portanto, os aterros sanitários, mesmo com um sistema de coleta de gases, são responsáveis por emissões de CH_4 que devem ser quantificadas e mitigadas (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002; GONZALEZ-VALENCIA et al., 2016; PARK et al., 2016).

As emissões fugitivas são influenciadas por vários fatores, relacionados ao ambiente interno e externo aos resíduos e à camada de cobertura, tais como, a profundidade e quantidade de drenos de gases, as dimensões da célula onde os resíduos estão dispostos, a idade dos resíduos, as condições meteorológicas da região, a presença de fissuras na camada, as propriedades do solo e a espessura da *liner* (MACIEL, 2003; MARIANO e JUCÁ, 2010; RANCHOR et al., 2013; NG et al., 2015). Quanto maior a espessura da *liner*, maior a possibilidade de retenção física, química e biológica dos gases (MACIEL, 2003). Todavia, maiores volumes de solos serão necessários, o que pode gerar problemas ambientais e inviabilizar economicamente o empreendimento, devido à limitação de jazidas licenciadas e

aos maiores custos de aquisição de solo. Dado o número e a variabilidade desses fatores, as emissões de CH₄ podem variar muito espacialmente e temporalmente em um aterro sanitário (GONZALEZ-VALENCIA et al., 2016).

Ressalta-se que em muitos aterros, a fuga de gases pela *liner* pode ser mais significativa que o fluxo de gás pelos drenos verticais. Nesse contexto, Audibert e Fernandes (2012) relatam que as emissões fugitivas de biogás, no Aterro de Londrina-PR, representaram mais 80% do total gerado no empreendimento. Dessa forma, o estudo e a quantificação das emissões de metano tornam-se relevantes no sentido de direcionar as operações de aterros, inclusive no que se refere ao aproveitamento energético do biogás (DELKASH et al., 2016).

Assim, compreender os fluxos de gases pela camada de cobertura e os fatores que interferem nesse processo, principalmente durante a fase de operação do aterro sanitário, pode fornecer importantes subsídios para redirecionar a sua rotina operacional, minimizar os impactos ambientais e viabilizar a implantação de uma matriz energética.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo Geral

Avaliar as emissões fugitivas de biogás em Célula de resíduos do Aterro Sanitário em Campina Grande – PB.

1.1.2. Objetivos Específicos

- Analisar o biogás emitido pelos drenos verticais com relação ao seu aspecto qualitativo.
- Quantificar as emissões fugitivas de biogás na camada de cobertura da Célula do aterro sanitário.
- Investigar os fatores físicos que interferem no fluxo de biogás pela *liner* do aterro sanitário.
- Mapear as emissões de biogás na Célula do aterro sanitário.
- Avaliar a eficiência de retenção de biogás pela camada de cobertura de solo compactado.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

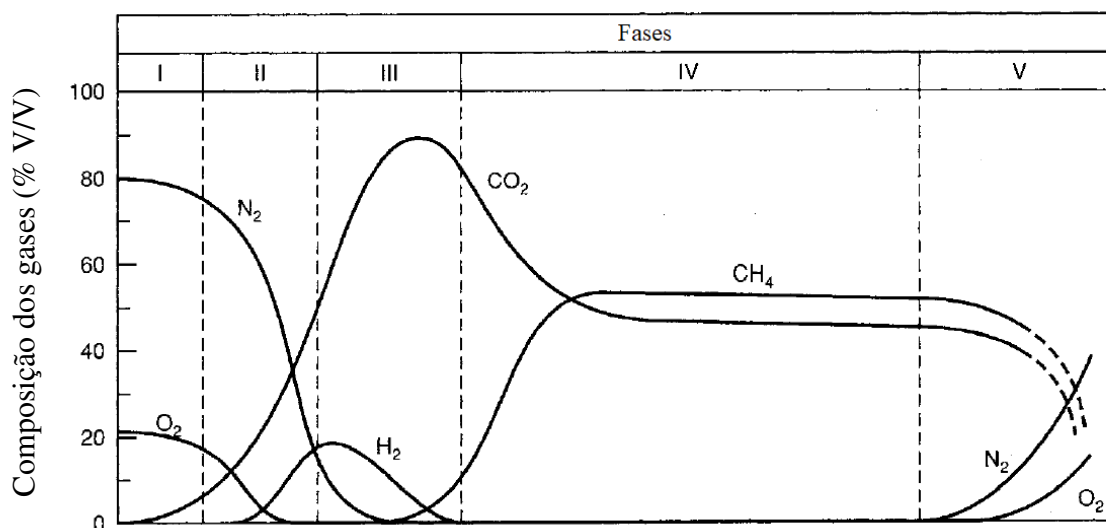
Nesta revisão bibliográfica são abordados temas relevantes ao entendimento das emissões fugitivas de biogás em aterros sanitários. Diante disso, inicialmente são apresentados os mecanismos de geração gases e os fatores que interferem nesse processo, e, posteriormente, os conceitos de camada de cobertura, de fluxo de gases em *liners* e os fatores intervenientes, bem como os métodos para medição de emissões superficiais de biogás.

2.1. Fases da biodegradação dos RSU em aterros sanitários

Os aterros sanitários são conceitualizados como reatores bioquímicos que tem como principal fonte de alimentação os resíduos sólidos e a água, e como principais subprodutos, os líquidos lixiviados e o biogás (TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

Nesse contexto, a transformação anaeróbia do material orgânico bruto em bioestabilizado nos aterros sanitários, com a geração do gás metano e dióxido de carbono, é assumida conceitualmente como um processo de cinco fases (BIDONE e POVINELLI, 1999), denominadas de Ajuste Inicial (Fase I), Transição (Fase II), Ácida (Fase III), Metanogênica (Fase IV) e Maturação (Fase V), segundo o modelo teórico proposto por Tchobanoglous et al. (1993). Na Figura 1 são ilustradas as diversas fases de biodecomposição dos RSU em aterros sanitários.

Figura 1. Fases de geração de gases em aterros sanitários



Fonte: Tchobanoglous e Kreith (2002)

Ajuste inicial (Fase I): essa fase inicia-se logo após a disposição dos resíduos no

aterro sanitário, onde a fração orgânica dos RSU é decomposta aerobicamente devido o contato inicial dos resíduos com o ar atmosférico e pela existência de oxigênio confinado no interior do maciço sanitário.

Fase de transição (Fase II): nessa fase, o oxigênio é totalmente consumido, então as populações de microrganismos começam a mudar em virtude das variações das condições ambientais, dando início, portanto, a fase de decomposição anaeróbia. Nesse estágio, os microrganismos responsáveis pela conversão da fração orgânica dos resíduos em CH_4 e CO_2 , iniciam o processo de três passos em que o material orgânico complexo é convertido em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários (Fase III). Na fase de transição, o pH do lixiviado, se formado, decresce devido à presença de ácidos orgânicos e ao efeito das elevadas concentrações de CO_2 no interior do aterro sanitário.

Fase ácida (Fase III): na fase ácida intensifica-se a formação de ácidos orgânicos e sua conversão em compostos intermediários, como o ácido acético, que serão grandes geradores de metano. Inicia-se a formação de metano, mas ainda em quantidades mínimas. No entanto, o dióxido de carbono atinge seu pico de produção, proveniente da quebra de compostos orgânicos simples. O gás hidrogênio se apresenta em maior quantidade no início da fase III, mas tende a decrescer com o incremento da produção de metano. O pH do meio tende a ficar próximo a valores de 5,0 (AUDIBERT, 2011).

Fase metanogênica (Fase IV): nessa fase os microrganismos metanogênicos, anaeróbios estritos, tornam-se predominantes e convertem o ácido acético e o gás hidrogênio, formados na Fase III, em CH_4 e CO_2 . Na fase metanogênica, há a formação simultânea de metano e ácidos, embora a taxa de fermentação ácida seja consideravelmente reduzida. O pH do meio tende a aumentar a valores neutros, na faixa de 6,8 a 8, devido ao consumo dos ácidos e do gás hidrogênio. Com valores de pH mais elevados, poucos constituintes inorgânicos são solubilizados; como resultado, a concentração de metais pesados presentes no lixiviado é reduzida.

Fase de Maturação (Fase V): essa fase ocorre depois que o material orgânico prontamente biodegradável foi convertido em CH_4 e CO_2 na Fase IV. Então, a taxa de geração de CH_4 e CO_2 diminui significativamente, uma vez que a maioria dos nutrientes disponíveis foram removidos com o lixiviado durante as fases anteriores e os substratos que permanecem no aterro são lentamente biodegradáveis. Dependendo das medidas de fechamento do aterro, pequenas quantidades de nitrogênio e oxigênio poderão ser encontradas no gás gerado nessa fase.

A duração das fases individuais na geração de biogás em aterros sanitários variará

conforme a distribuição dos componentes orgânicos no aterro, a dimensão da célula de resíduos, a disponibilidade de nutrientes, o teor de umidade dos RSU, a passagem de umidade através dos resíduos e o grau de compactação inicial. Dessa forma, por exemplo, a geração de gás poderá ser retardada caso a umidade disponível não seja suficiente. Assim, se houver o aumento da densidade do material disposto no aterro, isso poderá reduzir a disponibilidade de umidade em algumas áreas da célula de resíduos e, conseqüentemente, reduzir a taxa de bioconversão e geração de gás (TCHOBANOGLOUS e KREITH, 2002). Diante disso, qualquer alteração estrutural na Célula de resíduos pode influenciar diretamente o processo biodegradativo e sua duração.

Embora a divisão do processo de digestão anaeróbia em fases facilite bastante o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos resíduos sólidos urbanos e seus impactos sobre a composição dos lixiviados e das emissões gasosas, na prática, durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003). Nos aterros sanitários o processo biodegradativo é bastante complexo, apesar da divisão em diversas fases de decomposição dos RSU, fatores externos e internos a Células de aterros podem interferir, não só no que se refere a essas etapas, mas também na composição dos gases.

2.2. Composição do biogás gerado em aterros sanitários

O biogás gerado pela decomposição anaeróbia da fração orgânica dos RSU é constituído por diversos gases que incluem amônia (NH_3), dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H_2), sulfato de hidrogênio (H_2S), metano (CH_4), nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2), além de diversos outros gases traço. A composição típica do biogás gerado em aterros sanitários, de acordo Tchobanoglous et al. (1993), é apresentada no Quadro 1.

Quadro 1. Composição típica do biogás em aterros sanitários

Composição	Volume (%)
Metano	45 – 60
Dióxido de Carbono	40 – 60
Nitrogênio	2 - 5
Oxigênio	0,1 – 1,0
Enxofre, Mercaptanas	0 – 1,0

Amônia	0,1 – 1,0
Hidrogênio	0 – 0,2
Monóxido de Carbono	0 – 0,2
Gases em menor concentração	0,01 – 0,6

Fonte: Adaptado de Tchobanoglous et al. (1993)

Conforme Quadro 1, sob condição metanogênica estável, o metano e o dióxido de carbono são os principais gases gerados em aterros com percentuais que podem variar de 45 a 60% e 40 a 60%, respectivamente. Já os gases traço, embora presentes em pequenas porcentagens, podem ser tóxicos, apresentar riscos à saúde pública e aos microrganismos, além da possibilidade de inibir a formação de gases e os processos de estabilização dentro de um aterro sanitário (El-FADEL et al., 1997; TCHOBANOGLIOUS e KREITH, 2002).

Além disso, a proporção desses gases no biogás não é constante ao longo do tempo e podem variar em função das condições de biodigestão existentes, do tipo de resíduo depositado, da presença das populações de bactérias específicas, do equilíbrio entre os grupos de microrganismos, da pressão parcial do gás dissolvido na fase líquida, entre outros fatores (CASSINI et al., 2003).

2.3. Fatores que interferem na biodegradação dos RSU

Para que ocorra um crescimento bacteriano satisfatório, todos os microrganismos necessitam de condições mínimas para a sua sobrevivência e posterior reprodução (MELO, 2003). Nesse sentido, diversas variáveis afetam o desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela decomposição anaeróbia dos RSU e, conseqüentemente, a geração de biogás em aterros sanitários. Dentre essas variáveis incluem-se as características dos resíduos, o potencial hidrogeniônico (pH), a temperatura, a umidade dos resíduos, a disponibilidade de nutrientes, o estado físico dos resíduos (tamanho das partículas), a construção e tamanho do biodigestor, a presença de inibidores, entre outros fatores (El-FADEL et al., 1997; CASTILHOS JUNIOR et al., 2003; MATHERI et al., 2017). A seguir são descritos os principais fatores que afetam a biodegração anaeróbia dos RSU em aterros sanitários.

2.3.1. Composição dos resíduos

Segundo Tarazona (2010), a composição física dos resíduos é condicionada pelos

diferentes materiais que o compõe (resíduos de comida, papelão, papel, madeira, tecidos, borracha, metais, vidros etc.), sendo que o potencial de geração do biogás depende diretamente do percentual de cada material presente na massa de RSU, bem como de seu potencial de biodegradabilidade.

A composição dos resíduos afeta quali-quantitativamente a geração dos gases em aterros. A disponibilidade de frações mais facilmente degradáveis (carboidratos, proteínas e lipídios) significa uma maior quantidade de substrato para a atuação de microrganismos (MACIEL, 2003). Assim, quanto mais facilmente é decomposta a fração orgânica dos RSU, a exemplo de resíduos de alimento, mais acelerada será a taxa de geração de biogás (BRITO FILHO, 2005). No entanto, alguns resíduos biodegradáveis, tais como grandes pedaços de madeira, que não são inertes, mas se decompõem lentamente, na prática, não contribuem de forma significativa com a geração de gases em aterros sanitários (FERNANDES, 2009).

Segundo Melo (2011) hoje há uma preocupação na área de ciências dos materiais na confecção de produtos que sejam mais facilmente biodegradáveis após o seu uso. Essa medida proporcionaria não só uma melhor decomposição desses materiais, mas também aumentaria a vida útil dos aterros.

2.3.2. *Umidade*

A umidade de RSU pode variar consideravelmente em função da composição inicial dos resíduos, das condições climáticas, dos procedimentos operacionais de coleta, do projeto e manejo do aterro, da cobertura dos resíduos e da evolução do processo de decomposição química e microbiológica, dentre outros fatores (ALCÂNTARA, 2007).

Em muitos aterros, depois da composição gravimétrica dos resíduos, a umidade é o fator mais importante para a geração de biogás (FERNANDES, 2009), sendo que quanto maior a umidade dos resíduos, maior a taxa de geração de biogás (BRITO FILHO, 2005).

Farquhar e Rovers (1973) relatam que a geração máxima de biogás ocorre para valores de umidade entre 60 e 80%. Por outro lado, Leikam (2002) afirma que os processos de degradação biológica diminuem para valores de umidade inferiores a 35%, de modo que nem todo o carbono biologicamente degradável poderá ser convertido em CH₄ e CO₂.

Dessa forma, a umidade é um fator extremamente importante, pois está intimamente associada com a dispersão de nutrientes, enzimas e microrganismos no interior da Célula de resíduos, ou seja, facilita o ataque microbiológico aos compostos biologicamente degradáveis, o que proporciona uma maior geração de biogás.

2.3.3. *Temperatura*

Do ponto de vista biológico, a temperatura das células de aterros é um fator de grande importância, pois os microrganismos que atuam no processo, ao contrário dos organismos superiores, não controlam sua própria temperatura corporal, seguindo a temperatura do meio (MELO, 2003). A atividade enzimática das bactérias depende estreitamente da temperatura, visto que alterações bruscas desse parâmetro causam desequilíbrio nas culturas envolvidas, principalmente nos microrganismos formadores de metano. Em torno de 10 °C essa atividade é muito reduzida e, acima de 65 °C, as enzimas são destruídas pelo calor (CASTILHOS JUNIOR et al., 2003).

Nesse sentido, a geração de biogás pode ocorrer em três faixas distintas de temperatura, definidas como psicrófila, mesófila e termófila. A faixa psicrófila varia de 10 °C a 20 °C; a mesófila de 20 °C a 40 °C, com temperatura ótima entre 35 °C e 37 °C; enquanto a termófila oscila entre 50 °C e 65 °C, com valor ótimo de 55 °C (MATHERI et al. 2017). Gardner e Probert (1993) relatam que as arqueas metanogênicas geralmente prosperam na faixa de 15 a 45 °C, sendo que a faixa de produtividade máxima é de 32 a 35 °C.

Nos processos biodegradativos, a temperatura é um parâmetro que implica balanços energéticos e, em geral, dentro de determinados limites, menor temperatura significa menor atividade e menor taxa de conversão do material orgânico presente nos RSU por meio da ação bioquímica de microrganismos (ALCÂNTARA, 2007). Nesse contexto, Bouallagui et al. (2004) verificaram, por meio de experimentos de laboratório, que os processos de digestão anaeróbia termofílica geram até 41% mais biogás que os processos mesofílicos e 144% a mais que os psicrófilos.

2.3.4. *pH*

A maioria dos microrganismos possui um pH ótimo ao redor da neutralidade, pois é o mais adequado para absorção de alimentos (MELO, 2003). Logo, as arqueas metanogênicas desenvolvem-se preferencialmente em um pH ótimo de 7,0, cuja amplitude de oscilação pode ser de 6,6 a 8,0 (KURBANOVA et al., 2015). Esses microrganismos são extremamente sensíveis às condições ácidas do reator e podem ser inibidos (REICHERT, 2005). Assim, abaixo de um pH 6 e acima de um pH 8, a atividade metanogênica é, na maioria dos casos, severamente afetada (GARDNER e PROBERT, 1993).

2.4. Camada de cobertura final de aterros sanitários

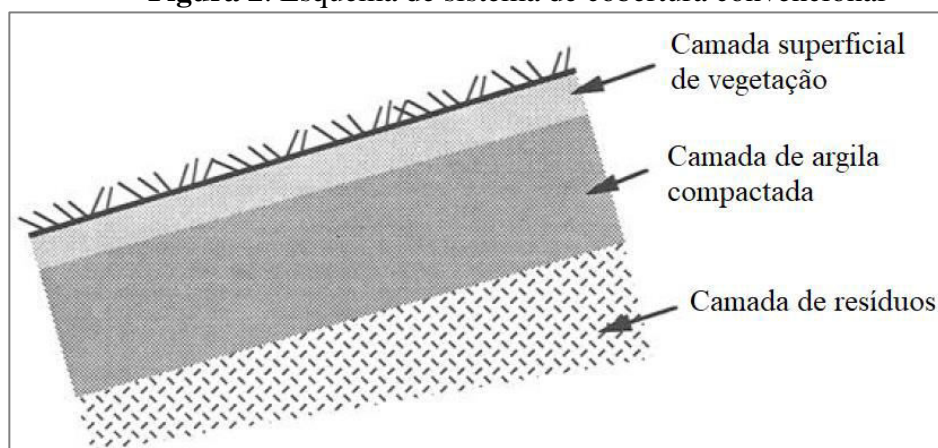
A camada de cobertura final de aterros sanitários tem a função de isolar a massa de resíduos do ambiente externo, controlar o fluxo de gases e limitar a infiltração de água precipitada, diminuindo assim a geração de líquidos lixiviados. A cobertura deve possuir uma série de características tais como baixa permeabilidade à água e ao ar e durabilidade ao longo do tempo (BOSCOV, 2008; LOPES et al., 2012).

De acordo com Lopes et al. (2012) diversas configurações construtivas e materiais podem ser utilizados em camadas de cobertura de aterros sanitários de forma a melhorar a captação de biogás por sistemas de drenagem de gases, bem como promover a retenção e/ou oxidação de CH_4 nos casos em que o aproveitamento energético não seja economicamente viável, minimizando-se, assim, a emissão desse gás para atmosfera. Portanto, várias denominações têm sido utilizadas para as camadas de cobertura, de acordo com o princípio físico, químico ou microbiológico que fundamenta o sistema.

2.4.1. Camada convencional ou resistiva

As camadas resistivas, também conhecidas como barreiras hidráulicas (Figura 2), consistem na utilização de materiais com baixa condutividade hidráulica saturada para reduzir ou controlar a infiltração de água e a entrada de oxigênio nos resíduos. Os materiais normalmente utilizados são argila compactada (compacted clay liner), argila geossintética (geosynthetic clay liner) ou uma camada composta de argila compactada ou argila geossintética com uma geomembrana (BOUAZZA e RAHMAN, 2007).

Figura 2. Esquema de sistema de cobertura convencional



Fonte: Adaptado de Benson et al. (1994)

As barreiras hidráulicas são mais adequadas em áreas chuvosas, onde a precipitação pode manter a camada de argila saturada ou quase saturada para evitar o seu ressecamento. No entanto, mesmo em regiões de clima úmido, onde ocorre o congelamento e descongelamento do solo, ciclos de umedecimento e secagem, é possível o surgimento de fissuras no solo (PENG e JIANG, 2009), resultando no aumento da permeabilidade a água e ao ar, e, conseqüentemente, na perda de eficiência da camada.

Dessa forma, a diminuição do desempenho das *liners* deve ser levada em consideração para o correto dimensionamento dos custos de longo e de médio prazo na construção e manutenção desses sistemas (MARIANO, 2008). Deve-se, portanto, proporcionar condições para a proteção desse tipo de *liner*, como a utilização de uma vegetação rasteira ou compostos capazes de reter umidade, fazendo com que se reduza a perda d'água para o ambiente e promova a máxima eficiência da camada (ARAUJO, 2017).

2.4.2. Camada evapotranspirativa ou monolítica

A evapotranspiração e o armazenamento de umidade, dois componentes geralmente não considerados no projeto de barreiras resistivas, tornam-se elementos significativos no desempenho de camadas evapotranspirativas ou monolíticas (ZORNBERG et al., 2003).

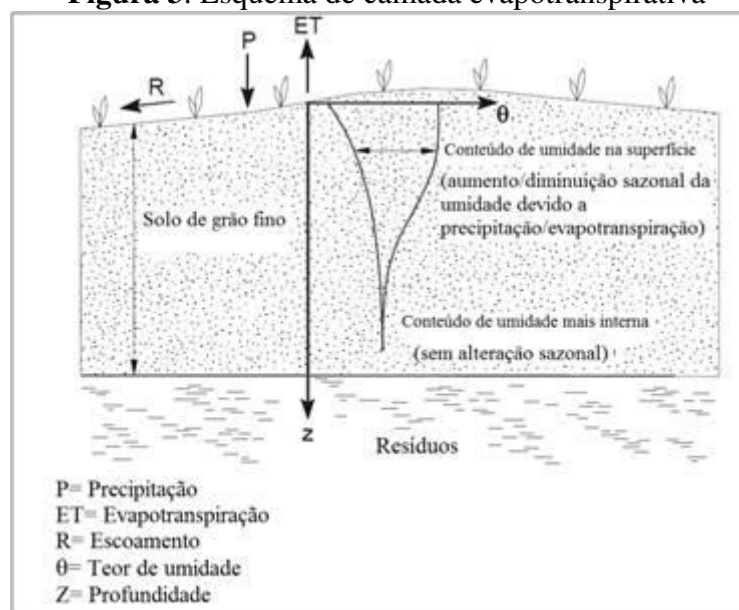
De acordo com Gross (2005), esse tipo de barreira consiste em uma camada espessa de solo fino, como areia fina ou argila arenosa, que é capaz de suportar vegetação devido às suas propriedades edáficas (tamanho dos grãos, umidade, pH etc.) e sua capacidade de armazenar água e fornecer oxigenação radicular. A alta capacidade de armazenamento de líquidos dos solos finos permite a barreira evapotranspirativa armazenar uma quantidade significativa de água, mesmo contra a força da gravidade e ação capilar, até que a água possa ser posteriormente removida por evapotranspiração.

Devido aos problemas com o desempenho hidráulico a longo prazo das camadas de argila compactada e o custo de construção dessas barreiras, especialmente em áreas onde os solos argilosos não estão prontamente disponíveis, as barreiras monolíticas estão sendo cada vez mais utilizadas (GROSS, 2005). Esse tipo de camada torna-se uma alternativa efetiva em climas áridos e semiáridos, onde a evapotranspiração é um componente importante do balanço hídrico (NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 2007).

Assim, a *liner* funciona como um reservatório que armazena umidade durante os eventos de precipitação, e depois a libera como evapotranspiração na estação seca (Figura 3). Dessa forma, o desenvolvimento de vegetação é essencial para o aumento da

evapotranspiração e, conseqüentemente, da capacidade de armazenamento de água da camada (ZORNBERG et al., 2003; PENG e JIANG, 2009; TALLON et al., 2011).

Figura 3. Esquema de camada evapotranspirativa

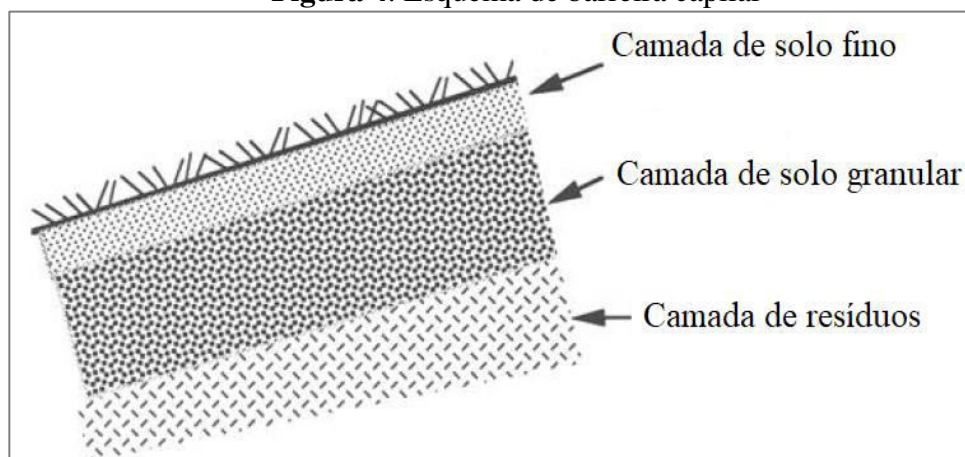


Fonte: Adaptado de Araujo (2017)

Além disso, as barreiras monolíticas são menos vulneráveis ao surgimento de fissuras decorrentes do ressecamento do solo, quando comparadas às camadas resistivas; são relativamente simples de construir, exigem baixo esforço de compactação, pouca manutenção e podem ser construídas com uma grande variedade de solos (ZORNBERG et al., 2003; GROSS, 2005).

2.4.3. Barreira capilar

A barreira capilar consiste na sobreposição de um solo de granulometria fina a uma camada de material mais grosseiro (Figura 4), sendo seu funcionamento baseado no efeito de forças capilares e de fluxo de água em solos não saturados em materiais com diferentes permeabilidades. As forças capilares associadas a esse contraste criam um bloco capilar ao longo da interface, que limita a percolação vertical da água, reduz o fluxo de gás e, no caso de barreiras capilares inclinadas, pode drenar lateralmente a infiltração. (ABDOLAHZADEH et al., 2011a; LOPES et al., 2012; AHOUGHALANDARI e CABRAL, 2017).

Figura 4. Esquema de barreira capilar

Fonte: Adaptado de Benson et al. (1994)

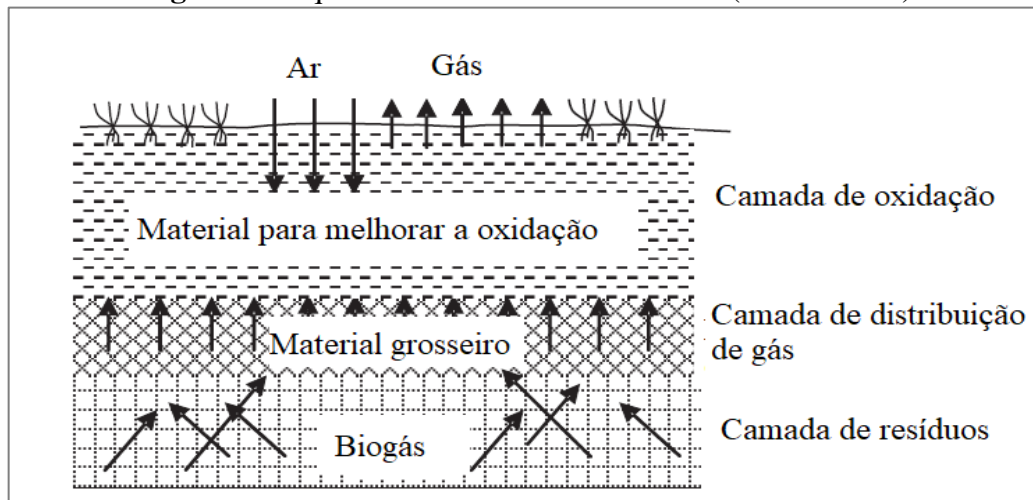
Segundo Abdolazadeh et al. (2011b), em casos específicos, a barreira capilar pode ser também construída com solos grosseiros, caso esses materiais estejam amplamente disponíveis nas proximidades do aterro sanitário. Um aspecto positivo desse design é que a drenagem lateral pode ser muito eficiente. Um aspecto negativo é que, durante períodos intensos e/ou prolongados de chuva, o efeito da barreira capilar pode ser perdido. Nesses casos, a quantidade de água que percola e atinge a massa de resíduos pode exceder os critérios de desempenho do sistema.

2.4.4. *Camada metanotrófica ou oxidativa*

Um importante meio econômico para reduzir as emissões fugitivas de metano em aterros sanitários consiste em explorar o processo natural de oxidação microbiano do metano em sistemas melhorados de cobertura de aterros sanitários, denominados de biocoberturas (HUBER-HUMER et al., 2009).

Scheutz et al. (2009) descrevem a biocobertura ou camada metanotrófica (Figura 5) como um sistema projetado para otimizar as condições ambientais de consumo biológico de CH_4 , de modo que funcione como um vasto biofiltro no aterro. Esse tipo de cobertura é constituído de: (i) uma "camada de distribuição de gás", com elevada permeabilidade ao fluido, cuja função é homogeneizar o fluxo de biogás na base do sistema; e, (ii) uma "camada de oxidação", sobreposta a "camada de distribuição de gás", para o desenvolvimento das populações metanotróficas oxidadoras de CH_4 , cujo material utilizado pode ser resíduo orgânico fresco, composto orgânico, lodo de esgoto desidratado, entre outros.

Figura 5. Esquema de camada metanotrófica (biocobertura)



Fonte: Adaptado de Huber-Humer et al. (2008)

O gás metano que atravessa a camada de cobertura dos aterros sanitários é consumido por bactérias denominadas metanotróficas que o convertem em água, dióxido de carbono e biomassa celular, conforme apresentado na reação da Equação 1 (TEIXEIRA et al., 2009).



De acordo com Hanson e Hanson (1996) a utilização do metano como fonte de carbono e energia pelas metanotróficas torna-se possível devido à ação da enzima metano monoxigenase que oxida o metano em metanol com geração de duas moléculas de água. O metanol então é convertido em formaldeído, que posteriormente é assimilado por diferentes vias metabólicas.

O processo de oxidação biológica do metano depende de diferentes fatores físico-químicos, que envolvem tanto características geotécnicas quanto microbiológicas da cobertura (TEIXEIRA et al., 2009), tais como propriedades físicas do solo, a exemplo de permeabilidade ao ar e tamanho das partículas, fornecimento (fluxo) de CH_4 e O_2 , temperatura, teor de umidade do solo, nutrientes etc. (HUBER-HUMER et al., 2008; SCHEUTZ et al., 2009).

Os resultados geralmente convergem para sugerir que a alta capacidade de oxidação está associada a substratos grosseiros, porosos e bem estruturados que são muitas vezes ricos em matéria orgânica (HUBER-HUMER et al., 2008). No entanto, um grande desafio em qualquer sistema de biocobertura é obter uma distribuição de gás uniforme na “camada de oxidação”, evitando áreas com sobrecarga de fluxo de CH_4 , o que pode resultar em pontos de

baixa eficiência de oxidação (CASSINI et al., 2017).

Além disso, esse tipo de camada pode ser muito importante para aterros de pequeno e médio porte, onde a exploração energética do biogás não é, muitas vezes, viável técnico e economicamente. Nesses casos a cobertura oxidativa tem um papel ainda mais relevante para redução de emissões fugitivas (LOPES, 2011).

2.5. Fluxo de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários

O transporte de gases através de meios porosos, como em camadas de cobertura de aterros sanitários, ocorre principalmente por dois mecanismos de transporte, o fluxo advectivo e o fluxo difusivo (AACHIB et al., 2004; BOUAZZA e RAHMAN, 2007).

2.5.1. Fluxo advectivo

O fluxo advectivo em aterros sanitários é resultado da diferença de pressão entre o ambiente externo (atmosfera) e o interno à massa de resíduos. Assim, o gás se desloca no sentido de uma região de maior para uma de menor pressão (BOUAZZA e RAHMAN, 2007), sem que ocorra alteração de sua concentração (MENDONÇA, 2007).

Segundo Morin et al. (1991) existem três processos primários que podem contribuir para a formação de gradientes de pressão dentro e ao redor de aterros. Nesse sentido, o fluxo advectivo será influenciado por correntes de vento, estratificação térmica e alteração da pressão barométrica. As correntes de vento podem induzir a formação de pontos de alta pressão na área de incidência do vento. Enquanto uma temperatura mais elevada no interior da célula de resíduos reduz a densidade do gás, favorecendo a sua ascensão para o ambiente externo. Já a alteração da pressão barométrica pode induzir fluxos de gases para o interior ou exterior da célula de resíduos, dependendo do aumento ou redução da pressão atmosférica em relação a pressão interna do aterro. De acordo com Gowing (2001) e Maciel (2003), essas pressões internas são decorrentes principalmente da decomposição anaeróbia dos resíduos que tem como subprodutos os gases CH_4 e CO_2 .

O fluxo advectivo pode ser calculado a partir a Lei de Darcy (SEELY et al., 1994; REGATTIERI, 2009; SILVA et al., 2009). Nesse contexto, Maciel (2003) apresenta a Equação 2 para o cálculo desse tipo de fluxo em termos mássicos, considerando a compressibilidade dos gases.

$$J_a = \frac{K_a \cdot \rho_o \cdot (P_e^2 - P_s^2)}{2 \cdot L \cdot \mu \cdot P_s} \quad \text{Eq. (2)}$$

Onde:

J_a : fluxo advectivo do gás em massa ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$);

K_a : permeabilidade intrínseca do solo considerando o fluido compressível ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$);

ρ_o : densidade do gás à uma dada pressão e temperatura ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$);

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).

Na existência do fluxo advectivo, este predominará sobre o fluxo difusivo. Em geral, as taxas de fluxo por advecção são muito superiores as taxas por difusão. Quanto maior a permeabilidade dos resíduos aos gases, mais acentuada será esta diferença (MACIEL, 2003). No entanto, o movimento do gás por difusão prevalecerá sobre a advecção quando a diferença de pressão for pequena ou nula (GOWING, 2001; BOUAZZA e RAHMAN, 2007).

2.5.2. Fluxo difusivo

A difusão é também um mecanismo fundamental de transporte de gases em áreas de disposição final de resíduos, especialmente quando um sistema de cobertura de solo é aplicado para controlar as trocas de fluidos com a atmosfera (AACHIB et al., 2004).

O fluxo difusivo ocorre como resultado de interações moleculares. Quando o gás está mais concentrado em uma região, existe uma migração natural deste para a região de menor concentração. Assim, as moléculas se movem em resposta a um gradiente de pressão parcial ou gradiente de concentração do gás (BOUAZZA e RAHMAN, 2007). A difusão possibilita a movimentação extensiva de gases de uma área para outra, sem que haja gradiente de pressão total (MENDONÇA, 2007).

O fluxo difusivo cessará quando a concentração do gás se tornar uniforme no meio (AUBERTIN et al., 2000). No entanto, em aterros sanitários, esta constância é bastante difícil de ser obtida pois a atmosfera funciona como um excelente agente dispersivo de gases (MACIEL, 2003).

A difusão dos gases é descrita pelas leis de Fick de forma semelhante ao transporte de

difusão de contaminantes dissolvidos em meios porosos. O fluxo difusivo unidimensional é descrito pela 1ª Lei de Fick (AUBERTIN et al., 2000; BOUAZZA e RAHMAN, 2007), conforme Equação 3.

$$J_g = -D_e \frac{\partial c}{\partial z} \quad \text{Eq. (3)}$$

Onde:

J_g : fluxo difusivo de massa do gás ($M.L^{-2}T^{-1}$);

D_e : coeficiente de difusão do gás ($L^2.T^{-1}$);

c : concentração de gás ($M.L^{-3}$);

z : distância (espessura, altura, etc.) (L);

$\frac{\partial c}{\partial z}$: gradiente de concentração ($M.L^{-4}$).

Na Equação 3, o sinal negativo indica que a transferência de massa ao longo do tempo ocorre no sentido do meio de maior concentração de gás para o de menor. Essa equação implica ainda que para um determinado coeficiente de difusão (D_e), existe uma relação linear entre o fluxo (J_g) e o gradiente de concentração ($\frac{\partial c}{\partial z}$) entre dois pontos.

Aubertin et al. (2000) afirmam que quando a Equação 3 é reescrita em termos de gradientes de pressão parcial, pode-se estabelecer um paralelo entre a 1ª Lei de Fick e a Lei de Darcy, descrita para o fluxo advectivo. Nesse sentido, o coeficiente de difusão (D_e) teria um significado semelhante à condutividade hidráulica (K).

Para sistemas onde a concentração dos gases também varia com o tempo (t), a Equação 3 pode ser reescrita de acordo com a Equação 4, que representa a 2ª Lei de Fick.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \quad \text{Eq. (4)}$$

As Equações (3) e (4) podem ser utilizadas para a determinação do coeficiente de difusão efetivo (D_e), que depende dos poros e das características dos fluidos, tais como porosidade total, tortuosidade, grau de saturação e peso molecular.

2.5.3. Fatores que influenciam o fluxo de gases

Os fatores que afetam a taxa de emissão gases em camadas de cobertura de aterros sanitários estão relacionados aos aspectos do ambiente interno a massa de resíduos (estágio de decomposição, drenagem interna dos gases, recalques diferenciais etc.); condições climáticas (temperatura ambiente, pressão barométrica, velocidade do vento e precipitação); e, as características do solo (tipo, grau de compactação, grau de saturação, espessura, presença de fissura etc.) (GOWING, 2001; MACIEL, 2003; RANCHOR et al., 2013). Dado o número e a variabilidade desses fatores, as emissões de biogás podem oscilar muito espacialmente e temporalmente (TRAPANI et al., 2013; GONZALEZ-VALENCIA et al., 2016).

Segundo Maciel (2009) a ausência ou baixa eficiência da drenagem interna ou coleta de biogás pode ocasionar o acúmulo de gases na massa de resíduos (inclusive sob a cobertura), resultando em maiores taxas de emissão devido à elevação do gradiente de pressão. Os recalques diferenciais na massa de resíduos são outro fator que pode aumentar o fluxo de gases na *liner*, uma vez que pode resultar em fissuras na camada de cobertura, facilitando assim a migração do gás para a atmosfera.

A influência das correntes de vento, da estratificação térmica e da alteração da pressão barométrica, no fluxo de gases em *liners*, foi apresentada no item 2.5.1. Assim, de acordo com Araujo (2016), a precipitação também pode influenciar as emissões de biogás para a atmosfera, pois devido o aumento do grau de saturação do solo, ocorre uma redução na permeabilidade ao ar, e, conseqüentemente, a diminuição do fluxo de gás.

O estudo das características do solo é essencial para a compreensão do comportamento das emissões fugitivas de biogás em um aterro sanitário (FERNANDES, 2009; ARAUJO, 2016). Nesse sentido, no Quadro 2 são apresentados os parâmetros geotécnicos da *liner* e os efeitos na emissão de biogás.

Quadro 2. Parâmetros geotécnicos e os efeitos na emissão de biogás em *liners* de aterros sanitários

Parâmetros geotécnicos	Possíveis efeitos nas emissões de gases
Tipo de solo	Solos de granulometria fina (argilas) são preferidos para controle das emissões (menor permeabilidade e maior retenção de umidade).
Umidade/Saturação	A presença de água nos vazios do solo reduz a percolação dos gases. Redução drástica para valores acima de 75% de saturação.
Conteúdo volumétrico de ar	Quanto maior a presença de poros aerados na matriz, mais rápida é a velocidade dos gases no meio, conseqüentemente maiores emissões.
Peso específico/	O aumento do peso específico dificulta a passagem dos gases

Parâmetros geotécnicos	Possíveis efeitos nas emissões de gases
Compactação	(menores porosidade e permeabilidade) minimizando as emissões.
Sucção	Importante relação com a retenção/absorção da umidade na camada, especialmente nas coberturas evapotranspirativas.
Temperatura	A elevação da temperatura do solo favorece as emissões dos gases.
Coefficiente de permeabilidade	Parâmetro que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por advecção. Grandeza proporcional às emissões de gases.
Coefficiente de difusão	Parâmetro que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por difusão. Grandeza proporcional ao fluxo de gás emitido.
Contração/expansão e fissuras	Ciclos de umedecimento/secagem favorecem o aparecimento de fissuras em solos argilosos, aumentando os níveis de emissão.
Mineralogia	Possíveis reações físico-químicas dos minerais do solo com os gases podem retê-los na cobertura.

Fonte: Maciel (2003) e Maciel (2009)

Além disso, Regattieri (2009) descreve que a espessura da camada de cobertura de aterros influencia, também, no tempo de transporte dos gases. Quanto mais espessa for a *liner*, mais lenta será a percolação do gás por difusão. Portanto, maior será a possibilidade do gás ficar retido nos poros do solo.

2.5.4. Métodos para determinação do fluxo de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários

Para uma melhor compreensão sobre a magnitude e a dinâmica das emissões de metano em aterros, são necessários métodos de medição adequados para identificar e quantificar as emissões. Nos últimos anos, a melhoria e o desenvolvimento de instrumentos analíticos para medir as concentrações de gás permitiram novos métodos de quantificação de fontes de metano com alta variação espacial na emissão (MONSTER et al., 2014).

Vários métodos foram desenvolvidos para detectar e medir as emissões de CH₄ dos aterros sanitários, e podem ser classificados em três grupos: (i) técnicas de enclausuramento da superfície do solo (*ground-surface enclosure techniques*), utilizada para medições individuais na ordem de 1 m² ou menor, incluem câmaras estáticas e dinâmicas; (ii) técnicas acima do solo (*above-ground techniques*), utilizadas para grandes áreas (milhares de m²), incluem técnicas micrometeorológicas e o método de traçador usando SF₆; e, (iii) técnicas subterrâneas para medições pontuais (*below-ground techniques*), onde o fluxo difusivo é calculado a partir de perfis de concentração vertical (BOGNER et al., 1997; GONZALEZ-VALENCIA et al., 2015).

Apesar do crescente desenvolvimento destas técnicas nos últimos anos, inúmeras incertezas ainda estão relacionadas ao uso e aos fatores que afetam as taxas de emissões. O conhecimento das vantagens e desvantagens de cada um dos métodos é de fundamental importância para escolher a melhor técnica a ser seguida (MACIEL, 2003).

Nesse sentido, no Quadro 3 é apresentada uma síntese das principais técnicas para medição de fluxo de metano em aterros sanitários, conforme descrições realizadas por Bogner et al. (1997), Maciel (2003), Spokas et al. (2003), Scheutz et al. (2009), Maciel (2009) e Fredenslund et al. (2010).

Quadro 3. Resumo das técnicas quantitativas para medição das emissões de CH₄ em aterros sanitários

Método	Descrição
<p align="center">Placa de fluxo estática</p>	<p>Técnica mais utilizada para medição de emissões de biogás em <i>liners</i>. Consiste na instalação de placas de fluxo na superfície do aterro sanitário, onde o acúmulo de concentração de CH₄ com o tempo, no interior da placa, permite a determinação do fluxo em um ponto específico.</p> <p>Vantagens: Método mais preciso na determinação da emissão pontual; baixo custo, simples instalação, necessita mão de obra pouco especializada. Possibilidade de determinar parâmetros do solo de cobertura (permeabilidade, densidade, umidade, temperatura, etc). Permite avaliação simultânea de diversos gases. Adequada para quantificar fluxos muito baixos, tanto positivos quanto negativos. Não é sensível a medição de CH₄ oriundo de fontes externas.</p> <p>Desvantagens: Demanda tempo e trabalho intensivo na realização do ensaio. Exige um grande número de ensaios para que se obtenha uma representatividade estatística das emissões globais de aterros. Deve-se aplicar técnicas geoestatísticas adequadas para determinar fluxos em áreas maiores. Perturbação temporária da superfície do solo (modificação das características da cobertura na cravação da placa).</p>
<p align="center">Placa de fluxo dinâmica</p>	<p>Medições pontuais na superfície do solo usando uma placa que é lavada continuamente com ar ou um gás de fluxo. Mede a emissão de CH₄ com base no fluxo de gás e na diferença entre as concentrações de CH₄ de entrada e de saída da placa.</p> <p>Vantagens: As mesmas vantagens que as câmaras estáticas, exceto, não podem quantificar os fluxos negativos de CH₄.</p> <p>Desvantagens: As mesmas desvantagens que as câmaras estáticas. Não é possível quantificar fluxos muito baixos devido à diluição do gás da câmara com o gás de fluxo.</p>
<p align="center">Gradiente subsuperficial</p>	<p>Este método é baseado na 1ª Lei de Fick. A difusividade do gás no solo pode ser calculada empiricamente ou medida <i>in situ</i> e a variação 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>

Método	Descrição
	<p>Vantagens: Útil para entender a contribuição relativa dos mecanismos de fluxo difusivo e convectivo, incluindo a influência das mudanças de pressão barométrica de curto prazo, frentes de tempestade e fluxo de vento. Medição de gradiente útil como base quantitativa para teste de hipóteses e criação de programas de medição de campo. Perfis de concentração de gás do solo úteis para entender a direção do fluxo difusivo, a presença de fontes subterrâneas e sumidouros, e fornecer dados de suporte para outros métodos de campo.</p> <p>Desvantagens: As medições de pontos temporais nas configurações de campo são muitas vezes difíceis de interpretar dentro de uma estrutura espacial 3D, especialmente onde há variação da saturação do resíduo e da camada cobertura de solo.</p>
<p>Pluma de contaminação (dispersão gases)</p>	<p>Baseia-se na medição simultânea de CH₄ atmosférico e um gás traçador (geralmente SF₆ ou N₂O). O gás traçador é liberado a uma taxa conhecida; então a taxa de emissão de CH₄ pode ser determinada a partir da proporção entre o CH₄ e o gás traçador medido na pluma na direção do vento.</p> <p>Vantagens: Fornece uma medida integrada de fluxos de células inteiras ou aterros inteiros, incluindo vazamentos nas extremidades.</p> <p>Desvantagens: Não é possível quantificar fluxos negativos (absorção de CH₄ atmosférico). Difícil ou impossível aplicar em topografia variável com velocidades de vento altas ou variáveis ou fontes interferentes de CH₄. Os marcadores SF₆ ou N₂O são potentes gases de efeito estufa.</p>
<p>Técnicas micrometeorológicas</p>	<p>Uma família de técnicas que medem a transferência turbulenta de gases entre a superfície terrestre e a parte inferior da atmosfera. Baseia-se em sensores de resposta rápida montados em torre para medir gradientes verticais de velocidade e direção do vento, concentração de CH₄ e outras variáveis que são usadas para determinar o equilíbrio energético da superfície. Inclui correlação turbulenta, razão de Bowen, difusão turbulenta, balanço de massa e outras técnicas.</p> <p>Vantagens: Fornece uma medida integrada de fluxos de escala de paisagem. Melhor para terrenos planos. Não perturba a superfície do solo ou a vegetação. Útil para estudos temporais de curto prazo sob condições atmosféricas variáveis.</p> <p>Desvantagens: Não é possível quantificar os fluxos negativos (absorção de CH₄ atmosférico). Difícil de aplicar em topografia variável ou onde existem outras fontes de CH₄. A pegada da área de medição é determinada a partir de dados experimentais e não está pré-determinada. Técnicas caras que requerem equipamentos especializados e conhecimentos especializados.</p>
<p>Análises por infravermelho</p>	<p>Detecta a concentração do biogás acima da superfície do aterro por processos óticos e/ou térmicos através da passagem de luz infravermelha.</p> <p>Vantagens: Mais preciso na obtenção da emissão total do aterro cobrindo rapidamente vários hectares e passível de localizar dispersão da pluma de contaminação.</p>

Método	Descrição
	<p>Desvantagens: Alto custo, tecnologia nem sempre disponível, necessita mão de obra qualificada. Não identifica as causas reais da emissão de biogás (solo mal compactado, presença de fissuras ou aumento da pressão dos gases sob a camada, etc.). Maior susceptibilidade as condições meteorológicas (velocidade do vento, pressão atmosférica). Número de gases analisados limitados (normalmente, só o metano). Não permite determinar as taxas de emissões, apenas localizar as regiões de pico de fluxo no aterro.</p>

Fonte: Bogner et al. (1997), Maciel (2003), Spokas et al. (2003), Scheutz et al. (2009), Maciel (2009) e Fredenslund et al. (2010).

Para Guedes (2007), Mariano (2008), Regattieri (2009) e Oliveira (2011), entre as técnicas utilizadas para medição de fluxo de biogás em *liners* de aterros, aquelas que mais se destacam são a placa de fluxo estática e dinâmica, bem como as análises por infravermelho. Maciel (2009) relata que o método de investigação amplamente utilizado no Brasil consiste na metodologia de placa de fluxo estática. No entanto, não se tem conhecimento da utilização da tecnologia de infravermelho no País.

Nesse sentido, alguns estudos compararam os principais métodos de medição de emissões fugitivas de biogás em aterros sanitários. Cossu et al. (1997) estudaram os métodos de placa de fluxo estática e dinâmica, e verificaram que o fluxo de CH₄ variou de 2,1 a 485,3 g.m⁻².d⁻¹, sendo que pela metodologia da câmara dinâmica a emissão desse gás foi em média 3 a 6 vezes superior ao da câmara estática. Assim, segundo os autores, o método estático por ser mais simples, rápido e com menor custo, configurou-se como a melhor metodologia. Já Chanton et al. (2007) investigaram as emissões fugitivas de metano em um aterro sanitário no norte da Flórida, Estados Unidos, por meio do método de infravermelho e placa de fluxo estática. Os autores verificaram fluxos de CH₄ entre 17,7 a 35,4 g.m⁻².d⁻¹ pelo método de infravermelho, enquanto para a metodologia de placa de fluxo estática observaram valores médios entre 13,8 g.m⁻².d⁻¹ e 26,1 g.m⁻².d⁻¹. Os pesquisadores ressaltam que a metodologia de infravermelho torna-se muito vantajosa em áreas do aterro onde é mais difícil a execução dos ensaios de placa de fluxo, como nos taludes da Célula de resíduos.

Apesar das limitações evidentes, o uso de placas de fluxo ainda é o melhor método disponível até à data para determinar a variação espacial das emissões de aterros (GONZALEZ-VALENCIA et al., 2016). De acordo com Kormi et al. (2017) essa é a única tecnologia que pode ser usada diretamente para determinar o fluxo de biogás, uma vez que todas as outras tecnologias fornecem concentrações, que podem ser usadas para estimar a emissão indiretamente através de modelos analíticos ou numéricos. Além disso, os outros

métodos demandam equipamentos sofisticados e altamente sensíveis que não são amplamente comercializados (PARK et al., 2016).

Embora as placas de fluxo estáticas tenham sido utilizadas em diversos estudos reportados na literatura, não há um consenso no meio científico sobre a forma ou as dimensões adequadas dessas câmaras para a realização de medições de fluxo de biogás em *liners*. Assim, as placas são construídas em diversos formatos, tais como, retangular, quadrada e cilíndrica, bem como diferentes áreas de base que podem variar de 0,007 a 17,6 m², conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Características físicas das placas de fluxo utilizadas em diferentes estudos

Referência	Material	Forma	Dimensões (cm)		Área (m ²)	Volume (L)
			Base	Altura		
Reinhart et al. (1992)	Aço Inox	Cilíndrica	Ø 71,12	30,48	NC	NC
Mosher et al. (1996)	NC	Cilíndrica	NC	NC	NC	9
Bogner e Burton (1997)	Aço Inox	NC	NC	NC	NC	19
Börjesson et al. (1998)	Aço Inox	NC	NC	NC	0,205	51,3
Hegde et al. (2003)	Acrílico	Quadrada	40x40	65	0,16	96
Kumar et al. (2004)	Aço Galvanizado	Retangular	31x52	70	0,16	112,8
Abichou et al. (2006)	Alumínio Polido	Quadrada	63x63	20	0,4	80
Mariano (2008)	Aço Galvanizado + Acrílico	Quadrada	40x40	5	0,16	8
Teixeira (2009)	PVC	Cilíndrica	Ø 40	24	0,13	30
Di Bella et al. (2011)	NC	NC	NC	NC	0,08	26
Maciel e Jucá (2011)	Aço Galvanizado + Acrílico	Quadrada	40x40	5	0,16	8
Schroth et al. (2012)	NC	Cilíndrica	Ø 31	17	0,000 7	0,012
Asadi et al. (2013)	NC	Cilíndrica	Ø 40	20	0,01	0,025
Geck et al. (2013)	Alumínio + Plástico	Quadrada	880x880	50	17,6	8800
Bietlot et al. (2013)	Aço Galvanizado + Acrílico	Quadrada	NC	NC	0,25	29
Oliveira et al. (2013)	Aço Galvanizado + Acrílico	Quadrada	40x40	5	0,16	8
Park et al. (2013)	PVC	Cilíndrica	Ø 200	1000	0,03	31,4
Gonzalez-Valencia et al. (2015)	NC	Cilíndrica	NC	NC	0,057	10,9

*NC – Não Citado.

Fonte: Adaptado de Borba (2015)

Segundo Maciel (2003) as dimensões da placa de fluxo estão diretamente relacionadas à representatividade espacial e ao tempo de execução do ensaio. Diante disso, as placas com maior área de base são mais representativas das emissões em uma determinada região do aterro, no entanto, têm como desvantagem o longo tempo de duração do ensaio. Por outro lado, as placas com menores dimensões são mais versáteis, no entanto, pouco representativas.

Cabe salientar, que nos aterros sanitários, as emissões fugitivas de CH₄ têm sido investigadas com mais intensidade que os outros gases gerados pela decomposição anaeróbia dos RSU. Isso é justificado devido o elevado potencial de aquecimento global e a viabilidade de aproveitamento energético do CH₄. Nesse sentido, na literatura são reportados diversos estudos em que o fluxo de metano pela camada de cobertura foi mensurado com a utilização de placas de fluxo estáticas, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Emissões fugitivas de gás metano medidas com placa de fluxo estática

Autor	Emissão média (g.m⁻².dia⁻¹)	Emissão máxima (g.m⁻².dia⁻¹)	Emissão mínima (g.m⁻².dia⁻¹)	Tipo de Aterro/Tipo de Cobertura
Mosher et al. (1996)	NA*	1495	45	Aterro Controlado/Intermediária
Hegde et al. (2003)	3,8	18,20	0	Aterro Sanitário/Final
Maciel (2003)	192,9	362,90	103,9	Aterro Controlado/Intermediária
Abichou et al. (2006)	53,6	596	NA*	Aterro Sanitário/Intermediária e Final
Mariano (2008)	81,9	401	0	Aterro Controlado/Intermediária
Chakraborty et al. (2011)	24,9	86,60	2,9	Aterro Controlado/Intermediária
Di Bella et al. (2011)	35,4	695,50	0,09	Aterro Sanitário/Intermediária e Final
Park et al. (2013)	37,5	59	6,4	Aterro Sanitário/Intermediária
Oliveira et al. (2013)	13,7	35,23	0	Aterro Sanitário/Intermediária
Trapani et al. (2013)	17,3	1.118,00	0,09	Aterro Sanitário/Intermediária
Asadi et al. (2013)	1,14	18,30	0,001	Aterro Sanitário/Final

Dever et al. (2013)	1.800	5.400	NA*	Aterro Sanitário/Intermediária
Scheutz et al. (2014)	NA*	446	3	Aterro Sanitário/NA

*NA – Não apresentado.

Fonte: Adaptado de Borba (2015)

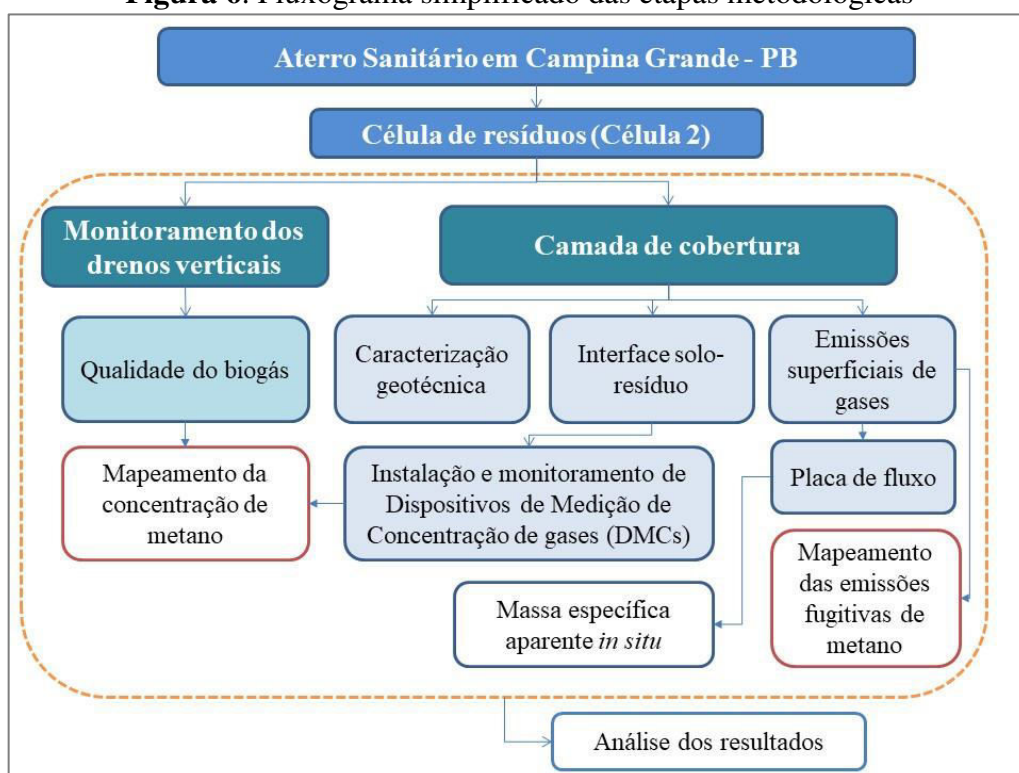
Os valores de emissão de metano apresentados na Tabela 2 variaram de 0 a 5400 g.m⁻².dia⁻¹, essa variação de resultados comprova que as emissões superficiais de metano são dependentes de um conjunto de fatores, relacionados ao ambiente interno dos resíduos, a camada de cobertura e as condições meteorológicas específicas de cada aterro sanitário (MACIEL, 2009).

Além da avaliação das emissões superficiais de biogás pela camada de cobertura, Mariano e Jucá (2010), Lopes (2011), Audibert e Fernandes (2013), realizaram, também, estudos de concentrações de gases na interface solo-resíduo em Células de aterros sanitários. Este método consiste na execução de sondagens superficiais na *liner* até atingir a massa de resíduos, onde, posteriormente, são instalados drenos subsuperficiais. Por meio desses drenos pode-se aferir a qualidade do biogás e a pressão diferencial de gases na interface solo-resíduo. Esses dados são importantes para comparar a geração de gases sob a *liner* e o eventual fluxo através desta, fornecendo, assim, um indicativo da retenção de biogás pela camada de cobertura. Além disso, há a possibilidade de verificar, por meio dos resultados de pressões, as áreas susceptíveis a formação de bolsões de gases sob a *liner*.

3. METODOLOGIA

A metodologia desenvolvida neste trabalho encontra-se estruturada conforme fluxograma ilustrado na Figura 6. Nesse contexto, foram realizados ensaios de caracterização física do solo; monitoramento da qualidade do biogás na interface solo-resíduo e nos drenos verticais; além do monitoramento das emissões superficiais de gases. Nesta seção são apresentados a descrição do campo experimental e os procedimentos dos ensaios de campo e de laboratório.

Figura 6. Fluxograma simplificado das etapas metodológicas



Esta pesquisa está inserida no projeto de Monitoramento do Aterro Sanitário localizado no município de Campina Grande – PB, a partir do convênio N° 001/2015, firmado entre a ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda e a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), por meio do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA); tendo como interveniente a Fundação de Apoio Parque Tecnológico da Paraíba (PaqTcPB). O convênio consiste no monitoramento dos líquidos (água e lixiviado), sólidos (RSU e solos) e gases (drenos verticais e camada de cobertura) do aterro por meio de visitas semanais, coleta de material para análises, realização de ensaios em laboratório e campo.

O GGA, responsável pelo monitoramento do aterro, é um grupo de pesquisa

multidisciplinar composto por alunos de graduação, mestrado e doutorado em diversas áreas do conhecimento, tais como, engenharia civil, química, ambiental, biologia e outros, além de professores que orientam e coordenam as atividades do grupo. Possui parcerias com a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), além de parcerias com os laboratórios de Engenharia Agrícola, Engenharia Elétrica, Engenharia de Materiais e Engenharia Química, todos pertencentes a UFCG.

3.1. Área de estudo

O município de Campina Grande-PB (Figura 7) está localizado na região oriental do Planalto da Borborema, sob coordenadas 7°13'11'' de latitude sul e 35°52'31'' de longitude oeste de Greenwich, distante 130 km da capital do Estado, João Pessoa-PB. Possui área territorial de aproximadamente 593 km² e população estimada de 410.332 habitantes (IBGE, 2017). O clima é do tipo As' (quente e úmido com chuva de outono-inverno), de acordo com a classificação de Köppen. A umidade relativa do ar é bastante uniforme em toda a região, com médias em torno de 80%, enquanto a temperatura do ar varia entre a máxima anual de 28,6 °C e a mínima de 19,5 °C. O município apresenta evaporação anual em torno de 1.417,4 mm e uma precipitação média anual de 802,7 mm, condição própria das zonas semi-áridas de latitudes tropicais (CUNHA et al., 2009; ECOSAM, 2014).

Figura 7. Localização geográfica do município de Campina Grande-PB

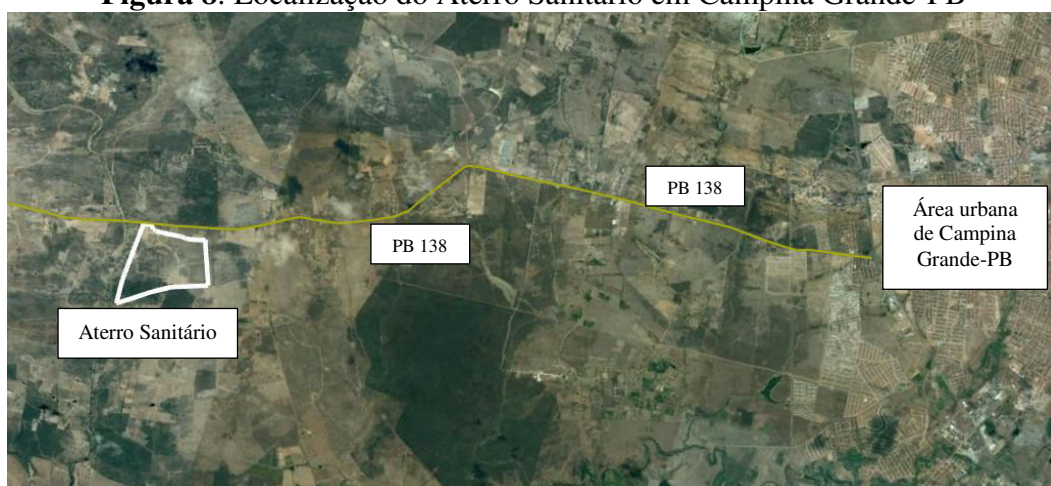


Fonte: Adaptado de Google imagens (2017)

O campo experimental desta pesquisa refere-se ao Aterro Sanitário de Campina

Grande (ASCG), especificamente a Célula 2. Esse aterro está localizado no distrito de Catolé de Boa Vista, a 10 Km da área urbana do município (Figura 8), sob coordenadas geográficas 7°16'38'' latitude Sul e 36°00'51'' longitude oeste de Greenwich. O ASCG iniciou a operação em julho de 2015, sendo projetado para finalizar com 22 células em um tempo de vida útil de 25 anos. Atualmente, o ASCG possui 4 células de disposição de resíduos, com área de base de aproximadamente 100 x 100 m, altura em torno de 20 m, escalonadas em platôs de 5 m, com bermas de 6 m.

Figura 8. Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



Fonte: Adaptado de Google Earth (2017)

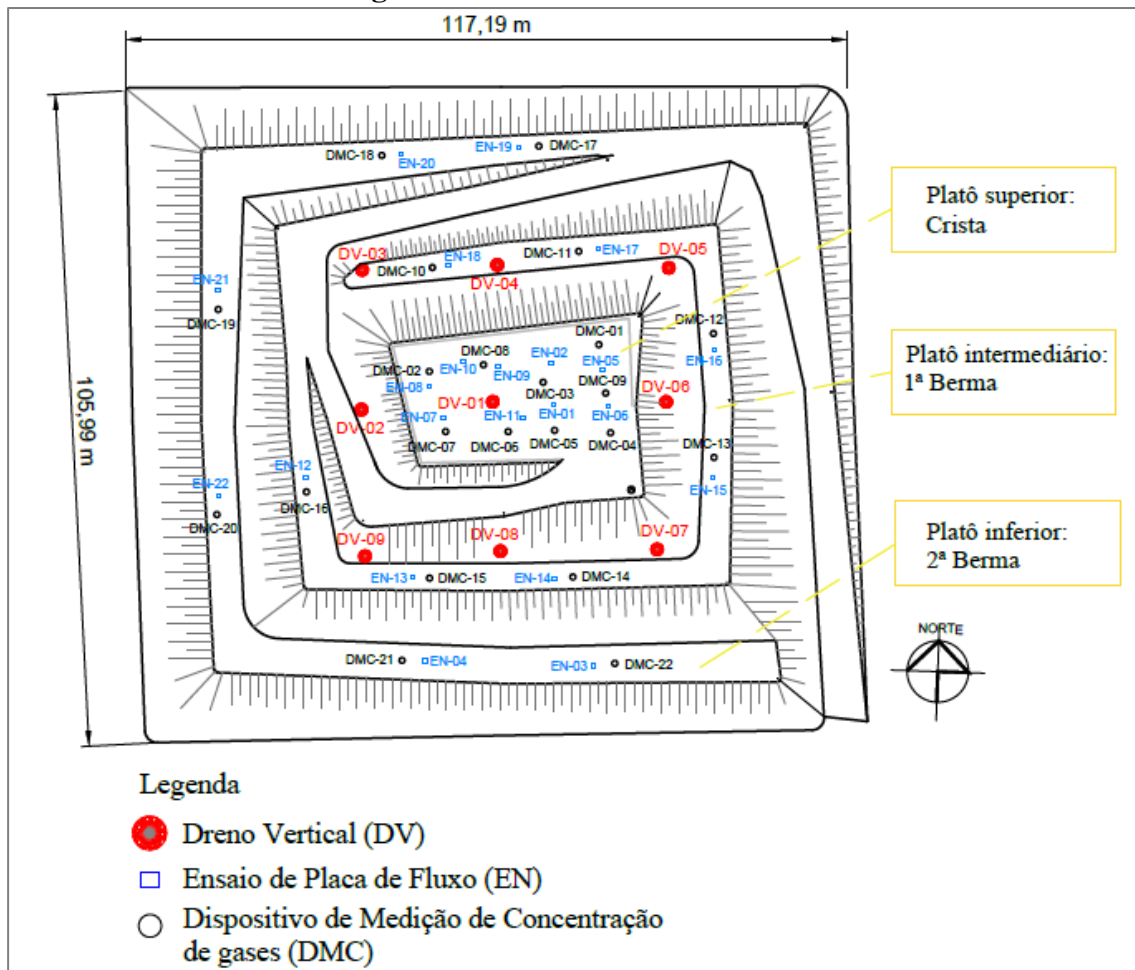
A Célula 2 do aterro (Figura 9), onde foi realizado este estudo, iniciou a operação em dezembro de 2015 e finalizou em maio de 2016, com uma massa total de 62.359.438 kg de resíduos depositados, sendo mais de 95% proveniente do município de Campina Grande-PB (ECOSOLO, 2016).

Figura 9. Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



O sistema de drenagem do biogás é composto por 9 Drenos Verticais (DV), denominados de DV-01 a DV-09, distribuídos ao longo da Célula 2 (Figura 10).

Figura 10. Planta baixa da Célula 2



Apenas o dreno DV-01 perpassa todas as camadas de resíduos ao longo da Célula, desde a base até o platô superior. Os drenos são compostos por manilhas de concreto dotadas de orifícios, para possibilitar o fluxo de biogás ao longo de seu comprimento, com diâmetro interno de 0,28 m e externo de 0,37 m. Para proteger a tubulação de drenagem, as manilhas são revestidas por britas nº 3 (0,038 m), amarradas por malha de ferro de 0,15 x 0,15 m, com diâmetro variando entre 0,90 e 0,92 m.

3.2. Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos, no período que compreendeu o encerramento de Célula 2, maio de 2016, bem como o início e finalização dos ensaios em campo, junho de 2016 a

setembro de 2017, foram coletados por meio do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018). A estação de aquisição de dados foi a de nº 82795/Campina Grande-PB.

3.3. Monitoramento da qualidade do biogás nos Drenos Verticais

O monitoramento da qualidade do biogás (Figura 11) foi realizado, nos 9 (nove) drenos verticais da Célula 2, com o equipamento Dräger modelo X-am 7000, que afere concentrações de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), oxigênio (O_2), monóxido de carbono (CO) e gás Sulfídrico (H_2S). A faixa de medição do equipamento está apresentada na Tabela 3.

Figura 11. Monitoramento da qualidade do biogás



(a) medições diretas nos drenos verticais

(b) detalhe da mangueira flexível adaptada ao aparelho Dräger para realização das medições

Tabela 3. Faixa de leitura e erro do detector de gases Dräger modelo X-am 7000

Gás analisado	Faixa de medição	Erro do equipamento
CH_4	0 a 100 %	5,0 %
CO_2	0 a 100 %	2,0 %
O_2	0 a 25 %	1,0 %
CO	0 a 500 ppm	5,0 %
H_2S	0 a 500 ppm	1,0 %

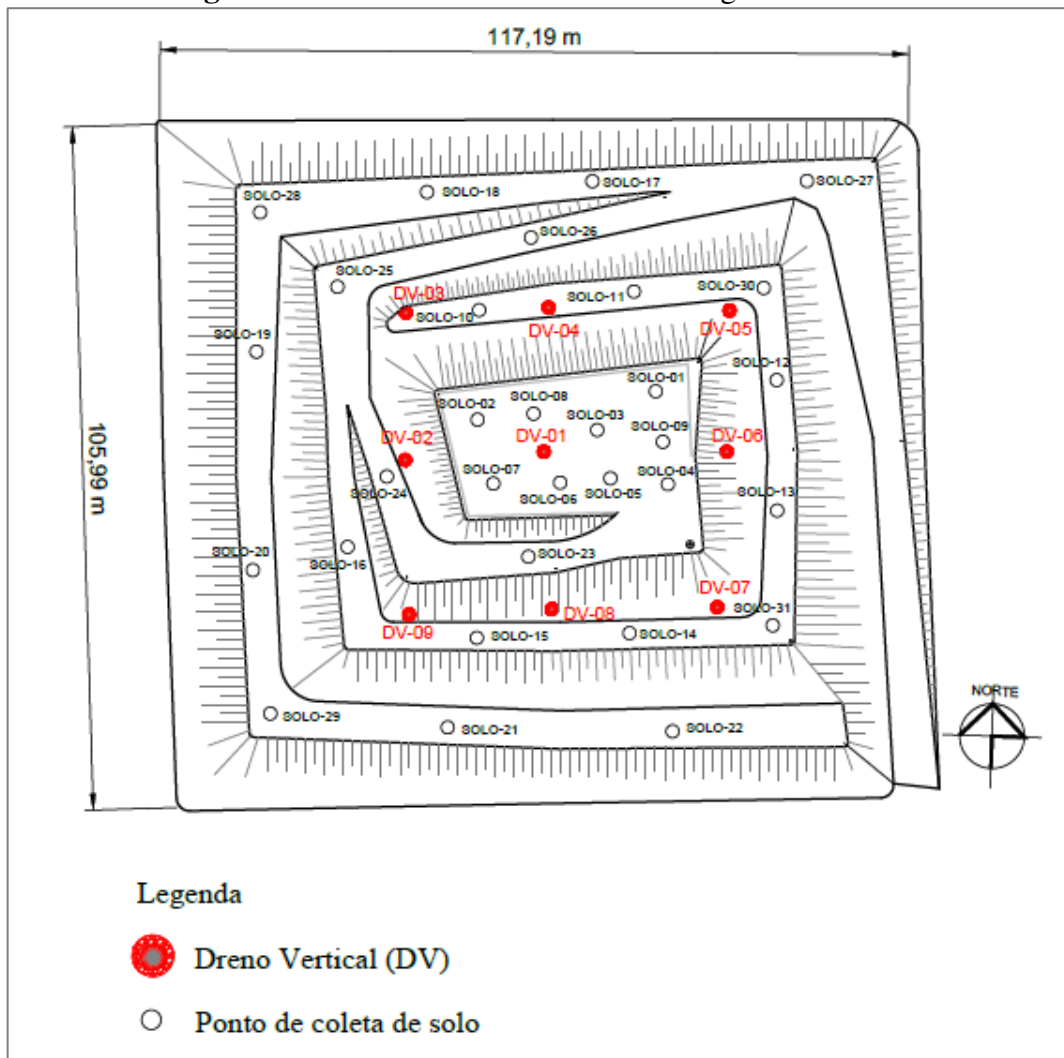
O monitoramento foi realizado mensalmente no período de junho de 2016 a setembro de 2017. As medições dos gases foram realizadas com os drenos abertos à atmosfera (Figura

11), sendo utilizada uma mangueira flexível, adaptável ao Dräger, com aproximadamente 6 m de comprimento para atingir pontos de profundidade intermediária nos drenos. Esta medida foi tomada a fim de monitorar a qualidade do biogás com uma menor interferência do ar atmosférico. Ressalta-se que o tempo para estabilização das leituras do equipamento variou de 3 a 5 min para cada dreno analisado.

3.4. Caracterização geotécnica do solo da *liner*

Para realização dos ensaios de caracterização geotécnica da *liner*, o solo foi coletado, diretamente, em 31 (trinta e um) pontos da camada de cobertura da Célula 2. Esses pontos foram distribuídos, no platô superior e nas bermas, de forma a se obter uma maior representatividade do solo ao longo da Célula (Figura 12).

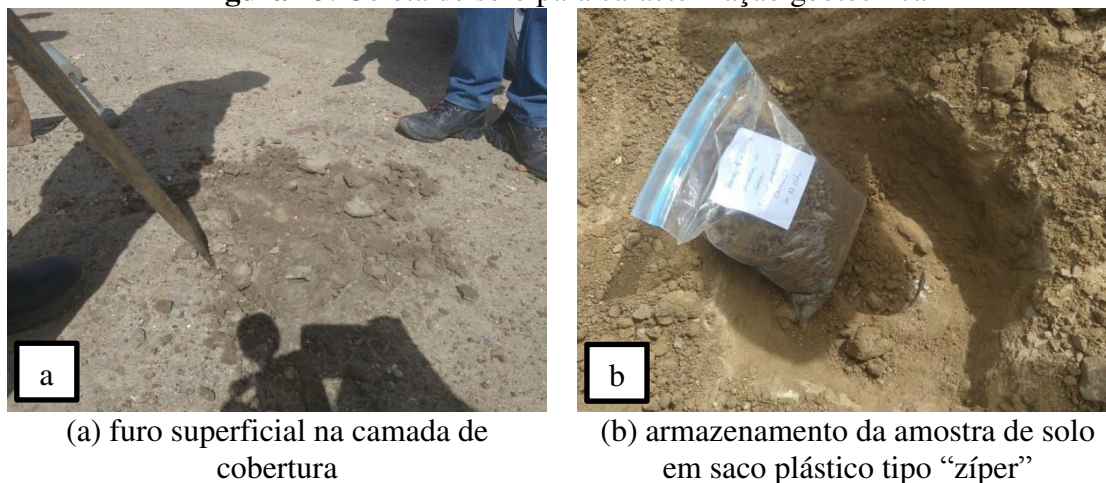
Figura 12. Pontos de coleta de solo ao longo da Célula 2



Do total de pontos de coleta de solo vinte e dois desses compreenderam as áreas de instalação dos Dispositivos de Medição de Concentração de gases (DMCs) (Figura 10) conforme descrição no item 3.6.

Para coleta do material realizou-se um furo superficial (Figura 13a) na *liner*, de cerca de 0,15 m, em cada ponto de amostragem previamente definido. Essa profundidade foi estabelecida de forma a evitar a presença de material orgânico, a exemplo de raízes de plantas, nas amostras coletadas. Em seguida, retirou-se uma amostra de solo de aproximadamente 0,5 kg, em cada ponto da camada de cobertura, que foi armazenada em saco plástico tipo “zíper” (Figura 13b), com objetivo de manter a integridade da amostra. Posteriormente, o solo foi encaminhado ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

Figura 13. Coleta de solo para caracterização geotécnica



Cada amostra de solo de aproximadamente 0,5 Kg (Figura 14a) foi cuidadosamente destorroada (Figura 14b). Após o destorroamento, prosseguiu-se no LGA a homogeneização de todo o solo coletado nos 31 pontos na camada de cobertura da Célula baseado nas metodologias da EMBRAPA (2006) e na NBR 6457 (ABNT, 2016). Obteve-se, assim, uma amostra composta de 15,5 Kg para a caracterização física desse solo. Em seguida, essa amostra composta foi colocada para secar ao ar livre (Figura 14c). Posteriormente à sua secagem, realizou-se o quarteamento do solo (Figura 14d) e retiraram-se as quantidades de material necessárias à execução de cada ensaio de caracterização seguindo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Figura 14. Procedimento de homogeneização do solo

A última etapa de preparação das amostras consistiu no peneiramento e pesagem das quantidades requeridas para cada ensaio de caracterização, conforme Quadro 4.

Quadro 4. Quantidades de solo para cada ensaio realizado, baseado na norma NBR 6457 (ABNT, 2016)

Ensaio	Amostra de solo
Massa específica dos grãos de solo	500 g do material que passa na peneira # 4,8 mm
Limites de consistência	120 g do material que passa na peneira # 0,40 mm
Compactação	4 Kg do material que passa na peneira # 4,8 mm
Granulometria	1 Kg do material que passa na peneira # 10 mm
Permeabilidade à água	2 Kg do material que passa na peneira # 4,8 mm

Os ensaios de caracterização geotécnica do solo, realizados para a *liner* da Célula 2, são apresentados no Quadro 5. Esses ensaios foram necessários para o entendimento da influência do comportamento geotécnico do solo sobre a emissão de biogás pela camada de cobertura.

Quadro 5. Ensaios de caracterização, compactação e permeabilidade, com suas respectivas normas

Ensaio	Norma
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 de solo	NBR 6458 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação da massa específica dos grãos de solo 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
Compactação	NBR 7182 (ABNT, 2016) – Solo – Ensaio de Compactação
Granulometria por peneiramento e sedimentação	NBR 7181 (ABNT, 2016) – Solo – Análise Granulométrica
Permeabilidade à água	NBR 14545 (ABNT, 2000) – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga variável
Massa específica aparente <i>in situ</i>	NBR 9813 (ABNT, 2016) – Determinação da massa específica aparente <i>in situ</i> , com emprego de cilindro de cravação

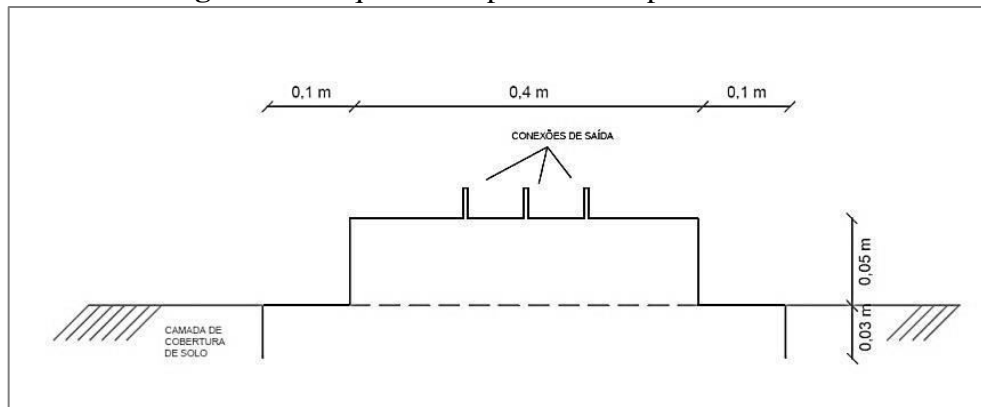
3.5. Monitoramento das emissões fugitivas de biogás

As emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado da Célula 2 foram determinadas por meio de ensaio de placa de fluxo estática, conforme metodologia descrita por Teixeira et al. (2009), Maciel e Jucá (2011) e Silva et al. (2013). Este método consiste em instalar placas na superfície da *liner* e, posteriormente, avaliar o aumento da concentração de gases no interior dessa câmara com o tempo, permitindo assim a determinação do fluxo em um ponto específico. Após a finalização do ensaio, a placa é desinstalada e deslocada para outras áreas de investigação a fim de se obter o número de ensaios necessários ao cálculo da emissão total da Célula.

Esse método permite a determinação da emissão pontual de gás, além de apresentar baixo custo, simples instalação e possibilitar a avaliação simultânea de diversos gases (MACIEL, 2003).

A placa utilizada nos ensaios, deste estudo, para determinação do fluxo de biogás foi construída em aço galvanizado de 0,002 m de espessura e com dimensões de 0,40 x 0,40 m, área útil de 0,16 m² e volume útil de 0,008 m³, conforme Figura 15.

Figura 15. Esquema simplificado da placa de fluxo



Fonte: Adaptado de Maciel e Jucá (2011)

3.5.1. Definição do número de ensaios

O número de ensaios de placa de fluxo foi definido de acordo com metodologia descrita pela USEPA (2004a), para áreas superiores a 5.000 m², conforme Equação 5.

$$n = 6 + 0,15 \times A^{0,5} \quad \text{Eq. (5)}$$

Onde:

n: número de ensaios de placa de fluxo;

A: área investigada do aterro (m²).

De acordo com Maciel (2009) o número de ensaios obtidos pela metodologia da USEPA (2004a) deve ser utilizado como cenário inicial de investigação, o qual deve sofrer ajustes em função das taxas de emissões encontradas em campo e da necessidade de uma melhor discretização espacial, principalmente, nas regiões que apresentam pico de fluxo de biogás.

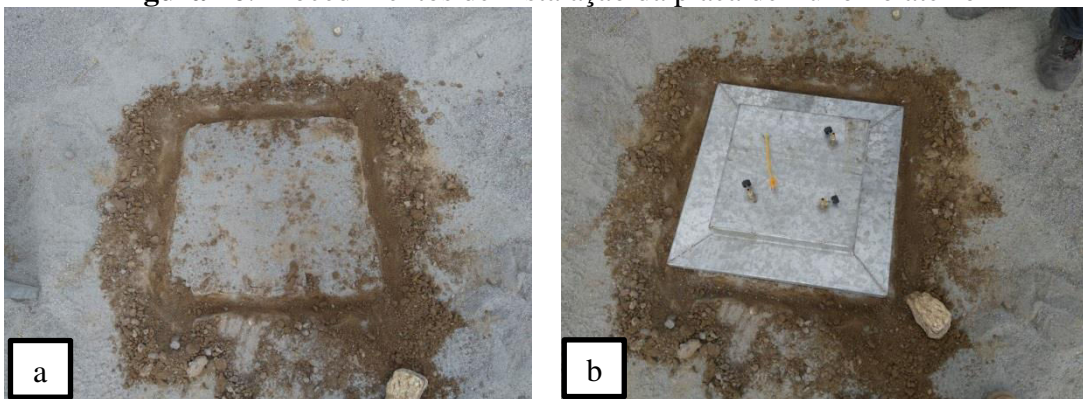
Como no presente estudo, não houve variação significativa dos resultados de fluxo de biogás, realizou-se o número mínimo de ensaios conforme calculado pela Equação 5. Dessa forma, foram estudados vinte e dois pontos ao longo da Célula 2, cuja distribuição está representada na Figura 10. Ressalta-se que para cada ensaio de placa de fluxo foi instalado um Dispositivo de Medição de Concentração de gases (DMC) para avaliação da concentração de biogás na interface solo-resíduo.

3.5.2. Realização dos ensaios de placa de fluxo

No aterro sanitário, após a definição do número de ensaios e das áreas a serem analisadas, a instalação da placa de fluxo consistiu:

- i. Escavação superficial de aproximadamente 0,05 m de profundidade para cravação da placa de fluxo (Figura 16a). Este procedimento foi necessário para garantir a estanqueidade entre a câmara de fluxo e o solo;
- ii. Montagem da placa de fluxo após regularização do terreno (Figura 16b);
- iii. Aplicação e compactação de uma mistura de solo com bentonita para preenchimento da área escavada e formação de selo hidráulico. Este procedimento foi necessário para prevenir possíveis vazamentos de biogás do interior da placa (Figura 16c).

Figura 16. Procedimentos de instalação da placa de fluxo no aterro



(a) escavação superficial de aproximadamente 0,05m de profundidade

(b) montagem da placa após regularização do terreno



(c) aplicação de mistura de solo e bentonita para criação de selo hidráulico



(d) instalação dos equipamentos de medição e início do ensaio

Após a cravação da placa de fluxo, foram conectados, em suas conexões de saída, os equipamentos (Figura 16d):

- i. Analisador de gases Dräger (modelo X-am 7000);
- ii. Manômetro digital portátil (modelo Akso AK-205; faixa de medição de ± 5 psi; resolução de 0,001 psi), para aferição da pressão diferencial;
- iii. Termômetro digital portátil (modelo Minipa MT-600; faixa de medição de -100°C a 1300°C ; precisão de $\pm (0,1\%+0,7^{\circ}\text{C})$, para medição da temperatura no interior da placa.

O ensaio foi iniciado logo após a instalação da placa no solo da superfície da Célula 2, com leituras simultâneas de concentração dos gases, temperatura e pressão, em intervalos de tempo de 10 minutos, até completar os 60 minutos iniciais, e, posteriormente, o intervalo das medições foi espaçado para 20 minutos. A duração total do ensaio foi de 150 minutos para cada ponto analisado na *liner*.

A partir dos dados obtidos em cada ensaio, o fluxo mássico dos gases foi determinado conforme a Equação descrita por Czepiel et al. (1996), onde os resultados foram normalizados para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP). As Equações (6) e (7) são utilizadas para a determinação da taxa de emissão superficial em termos volumétricos e mássicos:

$$Q_{ES} = \frac{V_{placa}}{A_{placa}} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{273,15}{(273,15 + T_{i\ int.})} \times \frac{P_{atm}}{1.000} \quad \text{Eq. (6)}$$

$$J = Q_{ES} \times \rho \quad \text{Eq. (7)}$$

Onde:

Q_{ES} : taxa de emissão volumétrica superficial do gás ($NL.s^{-1}.m^{-2}$);

J : taxa de emissão mássica superficial do gás ($g.s^{-1}.m^{-2}$);

V_{placa} : volume útil da placa de fluxo (L);

A_{placa} : área de solo coberta pela placa (m^2);

$\Delta C/\Delta t$: variação da concentração do gás (% V/V) com o tempo (s);

$T_{interna}$: temperatura interna do gás na placa ($^{\circ}C$);

P_{atm} : pressão atmosférica (mbar);

ρ : massa específica do gás ($kg.m^{-3}$).

O fluxo de biogás, neste estudo, foi apresentado em termos mássicos. Dessa forma, realizou-se a correção da densidade dos gases (CH_4 e CO_2) em função das leituras das temperaturas internas durante o ensaio de placa de fluxo, conforme Equações 8 e 9:

$$\rho_{CH_4}(t) = \frac{\rho_{CH_4}(0^{\circ}C) \times 273}{[273+t(^{\circ}C)]} \quad \text{Eq. (8)}$$

$$\rho_{CO_2}(t) = \frac{\rho_{CH_4}(0^{\circ}C) \times PM_{CO_2}}{PM_{CH_4}} \quad \text{Eq. (9)}$$

Onde:

$\rho_{CH_4}(t)$: densidade do CH_4 em função da temperatura ($^{\circ}C$);

ρ_{CH_4} : $0,716 \text{ kg.m}^{-3}$;

$\rho_{CO_2}(t)$: densidade do CO_2 em função da temperatura ($^{\circ}C$);

PM_{CO_2} : peso molecular do $CO_2 = 44$;

PM_{CH_4} : peso molecular do $CH_4 = 16$.

Ao término de cada ensaio, a placa de fluxo foi retirada e, posteriormente, instalado um cilindro de cravação para determinação da densidade *in situ* do solo em cada ponto analisado, de acordo com a NBR 9813 (ABNT, 2016). Em seguida, a amostra de solo foi encaminhada para o Laboratório de Geotecnia Ambiental da UFCG para determinação da umidade, conforme NBR 6457 (ABNT, 2016).

3.6. Monitoramento da concentração de biogás na interface solo-resíduo

Com o intuito de avaliar a concentração de gases, sob a camada de cobertura, nas proximidades dos pontos de realização dos ensaios de placa de fluxo, foram instalados os Dispositivos de Medição de Concentração de gases (DMCs) na interface solo/resíduo, de acordo com metodologia descrita por Mariano e Jucá (2010).

Os DMCs foram construídos com CAP's e tubos de PVC, de comprimento variável, de acordo com o perfil do solo da *liner*, e diâmetro de 100 mm. Possuem uma tela na parte inferior para evitar a obstrução e na parte superior do CAP é instalado um sistema para acoplar o equipamento de leitura do biogás.

Os DMCs foram instalados em diferentes pontos da *liner*, distando de 1 a 3 m das áreas onde foram realizados os ensaios de placa de fluxo. Para a instalação desses dispositivos (Figura 17a a Figura 17c), efetuou-se um furo superficial na camada de cobertura até atingir a massa de resíduos, sobre a qual se aplicou uma camada de brita com espessura de aproximadamente 0,05 m. Esse procedimento foi necessário para prevenir a obstrução do DMC com resíduos e, assim, possibilitar o fluxo de gases para o interior desse dispositivo.

Após a instalação dos DMCs, foi realizado o monitoramento da concentração do biogás com o aparelho Dräger, conforme Figura 17d, e da pressão manométrica na interface solo-resíduo, com o manômetro Akso AK-205.

Figura 17. Estudo da concentração de gases na interface solo-resíduo



(a) início da sondagem superficial

(b) finalização da sondagem e medição da espessura da liner



(c) instalação do Dispositivo de Medição de Concentração de gases (DMC)

(d) monitoramento da concentração de gases

A instalação dos DMCs fundamenta-se na necessidade de comparar a emissão de biogás na interface solo/resíduo e o eventual fluxo pela *liner*, fornecendo assim um indicativo da eficiência de retenção desses gases pela camada de cobertura de solo compactado.

3.7. Mapeamento da concentração e das emissões fugitivas de metano

Neste estudo foi realizado o mapeamento da concentração de metano na Célula 2, utilizando os dados médios da qualidade desse gás nos drenos verticais e nos DMCs, além do mapeamento das emissões fugitivas de CH₄. Para isso foram utilizadas técnicas de interpolação de dados de Krigagem, conforme descrição apresentada por Ishigaki et al. (2005) e Di Bella et al. (2011), com auxílio do software SURFER® 14 Free Trial.

3.8. Retenção de biogás pela *liner*

A retenção dos gases pela *liner* foi calculada de acordo com a Equação 10, descrita por Mariano (2008).

$$\text{Retenção (\%)}_{\text{gás}} = 1 - \frac{\%_{\text{gás}}_{\text{placa}}}{\%_{\text{gás}}_{\text{DMC}}} = 1 - \frac{C}{C_c} \quad \text{Eq. (10)}$$

Onde:

Retenção (%)_{gás}: percentual de retenção de gases pela camada de cobertura;

%_{gás}_{placa} (C): concentração dos gases emitidos para a atmosfera (obtido no ensaio de placa de fluxo);

%_{gás}_{DMC} (C_c): concentração dos gases na interface solo-resíduo (obtido nos DMCs).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

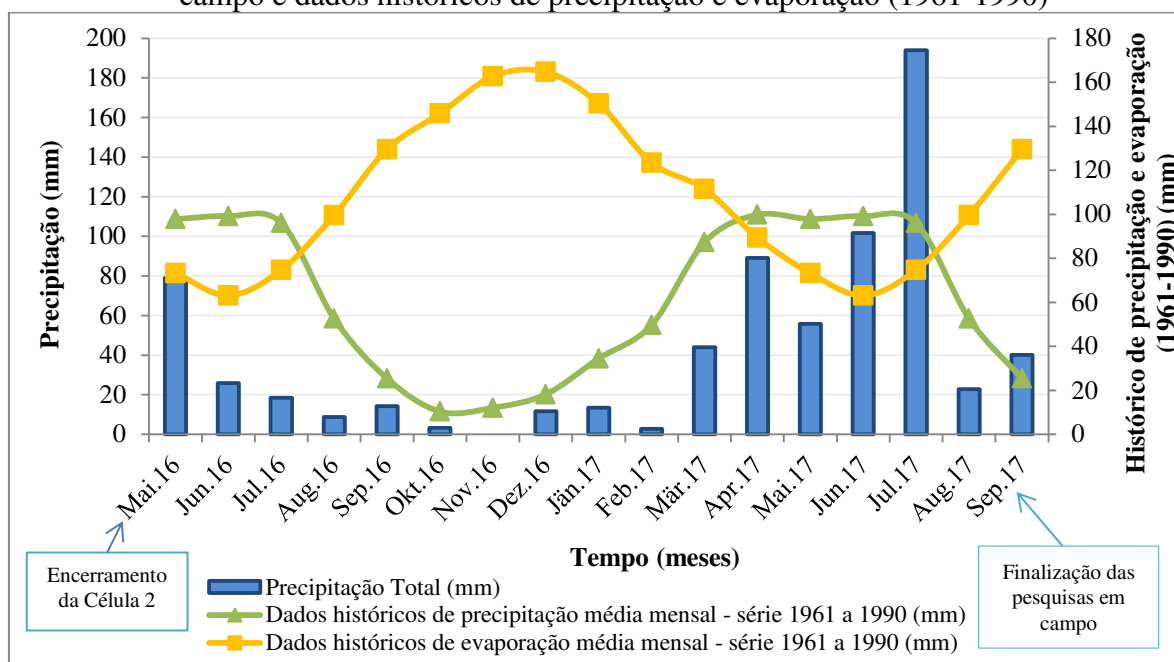
Nesta seção são apresentados os resultados referentes aos ensaios de campo e laboratório realizados neste estudo. Inicialmente, são abordados os dados das condições meteorológicas no período da pesquisa e, posteriormente, são discutidos os dados referentes à concentração do biogás nos drenos verticais, à caracterização geotécnica do solo, às emissões fugitivas de gases pela *liner* e os fatores que interferiram nesse fluxo. Além disso, são analisados o mapeamento da concentração e do fluxo de metano na Célula, e a eficiência de retenção de gases pela camada de cobertura.

4.1. Condições meteorológicas

A análise das condições meteorológicas, na fase de realização das pesquisas em campo, configura-se como um subsídio importante na compreensão das emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado. Nesse contexto, os períodos de chuva e estiagem proporcionam ciclos de umedecimento e secagem do solo que podem resultar no surgimento de fissuras. Essas fissuras podem ampliar o fluxo de gases pela *liner* e, portanto, reduzir sua eficiência na retenção de biogás. Todavia, a precipitação ocasiona um aumento na umidade da *liner*, principalmente na parte superficial da camada (20 cm), que resulta na elevação do grau de saturação e, conseqüentemente, na redução da emissão de gases.

Diante disso, na Figura 18 são apresentados os dados de precipitação no período de maio de 2016, mês de encerramento da Célula 2, a setembro de 2017, quando da finalização da pesquisa em campo. Ressalta-se que não foi possível a obtenção dos dados medidos de evaporação para o período total em estudo, devido à ausência de informações, de alguns meses, nos bancos de dados dos órgãos responsáveis pelas medições. Nesse contexto, são mostrados os dados históricos de precipitação e evaporação de uma série temporal de trinta anos (1961-1990).

Figura 18. Dados meteorológicos de precipitação no período de realização da pesquisa em campo e dados históricos de precipitação e evaporação (1961-1990)



Fonte: INMET (2018)

A precipitação mensal total foi de 724,60 mm, sendo distribuída de forma irregular ao longo da fase de pesquisa em campo. Nesse sentido, os índices pluviométricos variaram de 0 mm, em novembro de 2016, a 193,90 mm em julho de 2017. Destaca-se que novembro de 2016 foi o único mês em que não foi registrada precipitação. Em termos gerais, verifica-se que os índices pluviométricos foram abaixo da média histórica, com exceção do mês de julho e setembro de 2017, cuja pluviometria excedeu a média em 87,20 e 11,90 mm, respectivamente.

Cunha et al. (2009) descreve que o município de Campina Grande-PB, caracteriza-se por apresentar chuvas de outono – inverno, cuja estação chuvosa inicia-se em março/abril e finaliza em agosto. A estiagem prolonga-se entre cinco e seis meses, compreendendo o período de setembro a fevereiro, sendo o mês de novembro o mais seco.

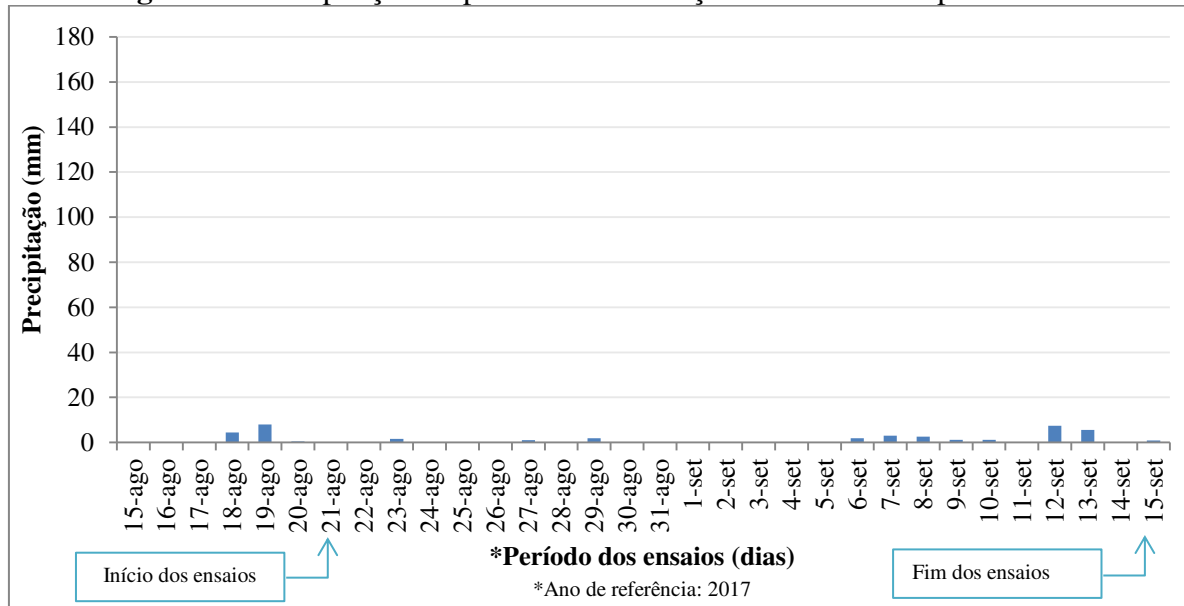
Quanto a evaporação histórica, observa-se que essa foi sempre superior aos índices pluviométricos medidos, com exceção dos meses de maio de 2016, junho e julho de 2017, que superaram a média em 5,90, 38,60 e 119,20 mm, respectivamente. Essas condições de baixa pluviometria e elevada evaporação geraram um déficit hídrico ao longo período estudado.

De acordo com Moura et al. (2007) essas condições climáticas são típicas do semiárido brasileiro, que se caracteriza por chuvas escassas, entre 300 e 800 mm, e mau distribuídas espaço-temporalmente, geralmente concentrada em poucos meses do ano; além de temperaturas oscilando entre 23 e 27 °C e elevada evaporação, em torno de 2.000 mm.ano⁻¹

¹, que gera um balanço hídrico negativo ao longo dos anos.

Na Figura 19 é apresentada a precipitação entre os dias 15 de agosto e 15 de setembro de 2017, que compreende o período de realização dos ensaios de placa de fluxo, cujo início foi em 21 de agosto e término no dia 15 de setembro de 2017.

Figura 19. Precipitação no período de realização dos ensaios de placa de fluxo

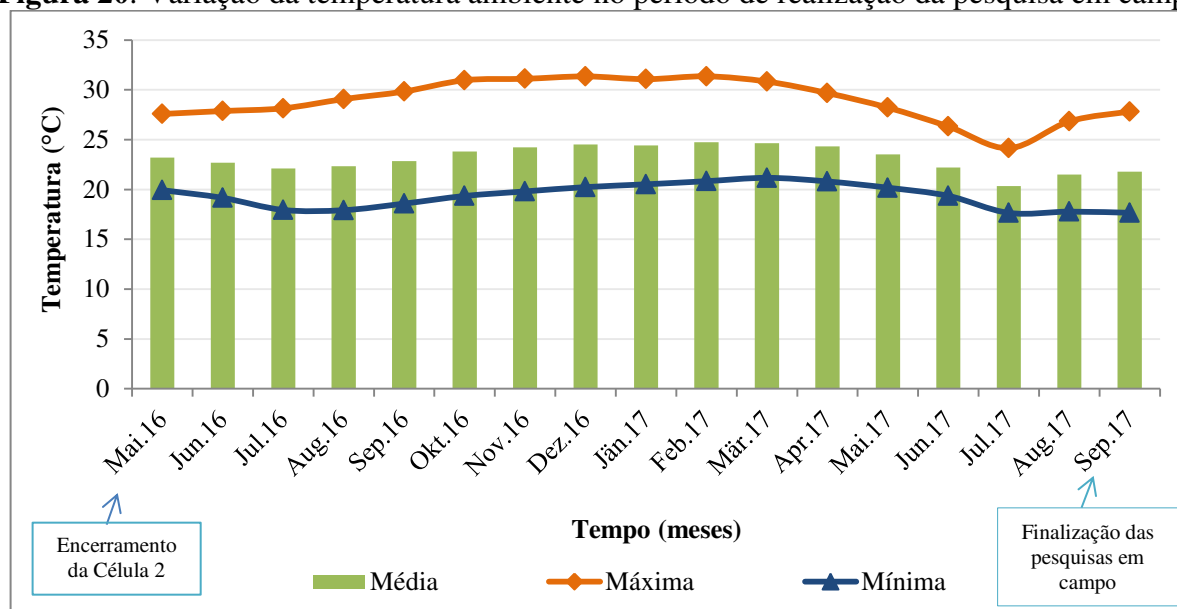


Fonte: INMET (2018)

Embora tenha ocorrido precipitação em quinze dos vinte e seis dias que compreenderam o período dos ensaios, essa foi bastante irregular e com baixos índices, variando de 0 a 8 mm, sendo que somente os dias 18 e 19 de agosto, antes do início dos ensaios, e os dias 12 e 13 de setembro apresentaram valores acima 3 mm. Diante disso, a precipitação não interferiu de modo significativo no fluxo de biogás na *liner* da Célula 2 no período em estudo, conforme será discutido no item 4.5.1.

Cabe ressaltar, ainda, que os ensaios de placa de fluxo foram realizados no fim do período chuvoso e início da estiagem, no entanto, não foram verificadas grandes fissuras na camada de cobertura da Célula de resíduos, decorrentes de ciclos de umedecimento e secagem do solo, que proporcionassem o aumento da emissão de biogás pela *liner*.

Quanto aos os dados de variação de temperatura, para o período em estudo, estes são apresentados na Figura 20.

Figura 20. Variação da temperatura ambiente no período de realização da pesquisa em campo

Fonte: INMET (2018)

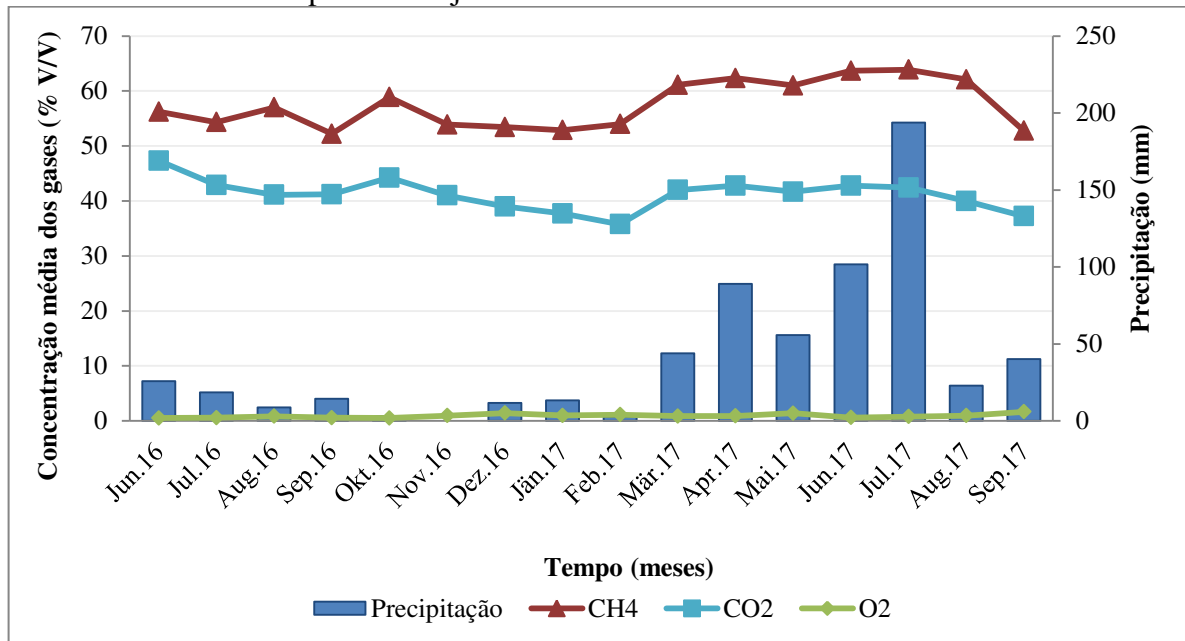
Em termos gerais a temperatura ambiente variou de 17,6 a 31,4 °C com amplitude máxima de 13,4 °C e média mensal de 23,1 °C. Os meses com maiores temperaturas compreenderam o período de outubro de 2016 a março de 2017, cujos valores máximos ficaram acima de 30 °C. Ressalta-se que essa é a fase de estiagem, que geralmente tem início em setembro e prolonga-se até fevereiro, sendo março o começo do período de chuvas. Já as menores temperaturas foram verificadas em julho e agosto de 2016, e julho a setembro de 2017, com valores mínimos abaixo de 18 °C.

Maciel (2009) relata que as oscilações da temperatura ambiente também influenciam as emissões de fugitivas de gases em aterros sanitários, devido às alterações na temperatura do solo. Nesse sentido, Park e Shin (2001) estudaram o efeito das oscilações de temperatura, ao longo do dia, durante o verão, no fluxo de gases pela camada de cobertura do aterro de Sudokwon, na cidade de Inchon, Coréia. Os autores verificaram que os maiores fluxos de metano, na ordem de $3.436,80 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, ocorreram entre os horários de 13 a 16 h, cuja temperatura apresentou-se acima de 30 °C. No entanto, no presente estudo, as variações de temperatura não influenciaram os fluxos de biogás pela camada de cobertura da Célula 2, haja vista que independente do turno (matutino ou vespertino) de realização dos ensaios não foram verificadas alterações nas emissões de gases pela *liner*.

4.2. Qualidade do biogás: Drenos Verticais

O monitoramento da qualidade do biogás, nos drenos verticais, teve início em junho de 2016, um mês após o encerramento da Célula 2 (maio/2016), com aferição mensal das concentrações dos gases metano, dióxido de carbono e oxigênio (Figura 21).

Figura 21. Concentração média de biogás nos drenos verticais da Célula 2 e precipitação no período de junho de 2016 a setembro de 2017



Por meio da Figura 21, verifica-se que as concentrações dos gases variaram entre 52,2 a 63,9% para o CH₄, 35,8 a 47,3% para o CO₂ e 0,5 a 1,7% para o O₂, com média de 57,5%, 41,2% e 0,9%, respectivamente, em 450 dias de monitoramento. Esses resultados mostram que, um mês após o encerramento da Célula, a qualidade dos gases já era condizente com a fase metanogênica estável de biodegradação dos RSU e, portanto, com os valores típicos de concentração de biogás descritos por Tchobanoglous et al. (1993) para aterros sanitários.

Valores semelhantes são reportados por Maciel et al. (2011) para uma célula experimental no Aterro da Muribeca, localizado na região metropolitana do Recife-PE, cujas concentrações variaram, aproximadamente, entre 24 e 57% para o CH₄, 20 e 47% para o CO₂ e 0,7 e 12% para o O₂, durante 550 dias de monitoramento. Já Candiani e Torres (2015), verificaram concentrações médias de 58,7% para o CH₄, 40,5% para o CO₂ e 0,6% para o O₂, no Aterro de Caieiras-SP, cuja operação iniciou no ano de 2002.

Quanto a variação da concentração metano com a precipitação, verifica-se que esta se manteve inferior a 60% entre os meses de junho de 2016 a fevereiro de 2017. Nesse período,

o maior índice pluviométrico ocorreu em junho de 2016, com 25,80 mm. No entanto, quando as chuvas se intensificaram, com pluviometria superior a 40 mm, entre março e julho de 2017, as concentrações de CH₄ também se elevaram a valores acima de 60%. Ressalta-se que julho de 2017 apresentou o maior índice pluviométrico (193,90 mm) e também o maior valor de concentração de CH₄ (63,9%), na fase de monitoramento da qualidade do biogás nos DVs. Entretanto, a partir de agosto de 2017, quando a precipitação reduziu para 22,80 mm, os valores de CH₄ começaram a diminuir até atingir concentração abaixo de 60%, em setembro de 2017.

Esses resultados sugerem que embora a decomposição dos RSU tenha alcançado a fase metanogênica estável, um mês após o encerramento da Célula 2, as maiores precipitações, verificadas no período em estudo, contribuíram para melhoria das condições biodegradativas dos resíduos, ou seja, da atividade metabólica dos microrganismos anaeróbios. Isso ocorreu, provavelmente, devido ao aporte de água para o interior do maciço sanitário e, conseqüentemente, ao aumento da umidade dos RSU.

Alcântara (2007) relata que a geração de CH₄ e CO₂, em aterros sanitários, e a proporção entre esses gases depende do equilíbrio dinâmico entre os diversos grupos microbianos que atuam na biodegradação dos RSU e dos diversos parâmetros físicos e químicos do meio. Dessa forma, a geração do metano é considerada a etapa final do processo de bioconversão da matéria orgânica sob condições anaeróbias. Além disso, as concentrações desses gases podem, ainda, fornecer indicativo dos potenciais de poluição ambiental e de aproveitamento energético do biogás. Já as concentrações de O₂, normalmente provenientes do ar atmosférico, podem indicar a entrada de ar no sistema e, portanto, o estabelecimento das condições de anaerobiose do meio.

4.3. Caracterização geotécnica do solo da *liner*

4.3.1. Análise granulométrica, limites de consistência e classificação do solo

A *liner* da Célula 2 é do tipo convencional ou resistiva, haja vista que sobre o maciço sanitário foi instalada uma espessa camada de solo compactado com variação de 0,7 a 1,5 m. Na análise desse solo foi observada uma umidade higroscópica de 3,8%, caracterizando-o como um solo seco de acordo com Menezes et al. (2013). Na região semiárida do Nordeste brasileiro predominam os solos rasos, que tendem a se saturar na chuva e ressecar facilmente nos períodos de estiagem. Já o peso específico dos grãos de solo foi de 26,4 KN.m⁻³.

Na distribuição granulométrica foi verificada a predominância de 69,72% de areia e percentual de silte + argila de 30,14%. Esses valores indicam que o solo é caracterizado como de granulação grosseira (Tabela 4).

Tabela 4. Granulometria do solo da camada de cobertura da Célula 2

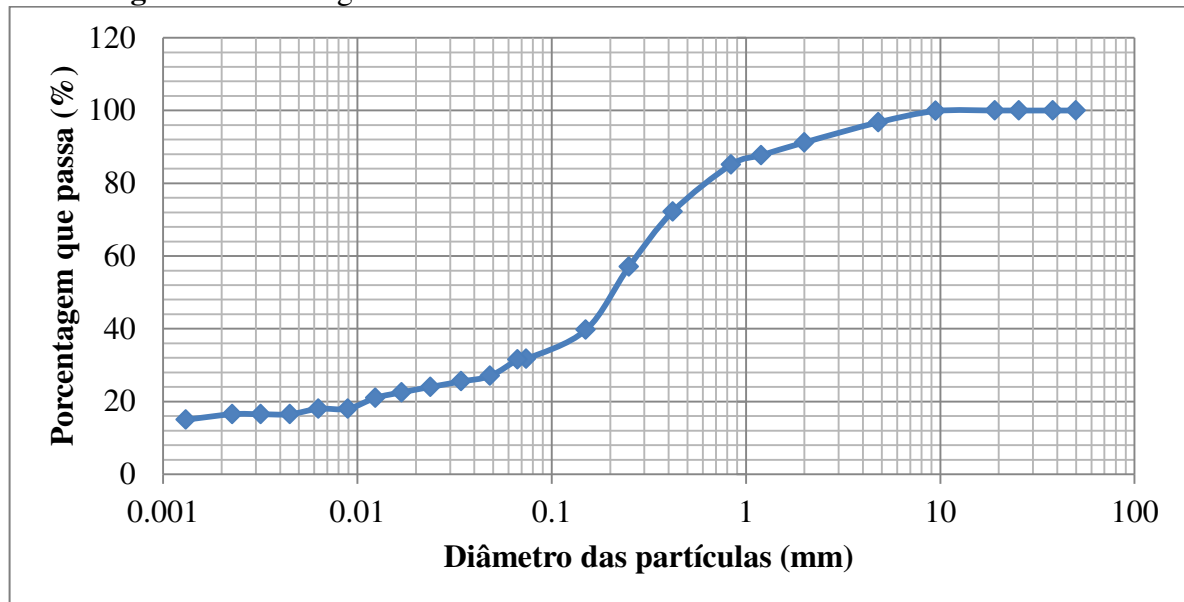
Material	Fração
Pedregulho	0,14%
Areia Grossa	11,60%
Areia Média	28,08%
Areia Fina	30,04%
Silte	13,63%
Argila	16,51%

Quanto ao percentual de finos, o solo da Célula 2 enquadra-se na exigência da CETESB (1993) e USEPA (2004b). Esses órgãos recomendam que o solo utilizado em camadas de cobertura de aterros sanitários deve conter mais de 30% de granulometria fina em sua composição.

Joaquim Jr (2015) e Araujo e Ritter (2016), realizaram a análise granulométrica de dois tipos de solos utilizados em camadas de cobertura de células experimentais no Aterro Sanitário da Central de Tratamento de Resíduos (CTR) Seropédica-RJ. O primeiro solo, denominado de “A”, apresentou 0% de pedregulho, 16% de areia grossa, 30% de areia média, 14% de areia fina, 30% de silte e 10% de argila. Já o segundo solo, denominado de “B”, era constituído de 4% de pedregulho, 14% de areia grossa, 24% de areia média, 12% de areia fina, 38% de silte e 8% de silte. Esses solos apresentaram teor de areia de 60 e 50%, respectivamente, caracterizando-se, também, como solos de granulação grosseira.

A partir das frações obtidas para cada tipo de material que constitui o solo da *liner* da Célula 2, pode-se gerar a curva granulométrica apresentada na Figura 22.

Figura 22. Curva granulométrica do solo da camada de cobertura da Célula 2



Verifica-se que a curva granulométrica do solo da *liner* apresenta percentuais de partículas de diferentes tamanhos que variam de pedregulho a argila. Nesse contexto, a existência de grãos com diversos diâmetros confere ao solo, em geral, melhor comportamento sob o ponto de vista de engenharia, ou seja, as partículas menores ocupam os vazios correspondentes às maiores, criando um entrosamento do qual resulta menor compressibilidade e maior resistência (PINTO, 2006).

Deve-se salientar que os finos quando preenchem os vazios decorrentes das partículas maiores, principalmente, quando o solo é compactado, contribuem para a formação de uma barreira mais eficiente à passagem de gases em *liners* de aterros sanitários. No entanto, na literatura técnica e acadêmica pouco se discute nesse sentido, o que minimiza a importância da fração de finos em camadas de cobertura.

Para os limites de consistência do solo da Célula 2, foi verificado Limite de Liquidez (LL) de 25%, Limite de Plasticidade (LP) de 16% e Índice de Plasticidade (IP) de 9%. Esses resultados são semelhantes aos obtidos por Almeida et al. (2010) para o solo do Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia-CE (ASMOC), cujos valores foram LL de 26%, LP de 16% e IP de 10%. Os resultados deste estudo são, também, condizentes com os valores determinados pela USEPA (2004b) que exige para sistemas de cobertura de aterros sanitários um IP variando entre 7% e 15%. No entanto, divergem dos valores estabelecidos pela CETESB (1993) que preconiza um LL maior ou igual a 30%.

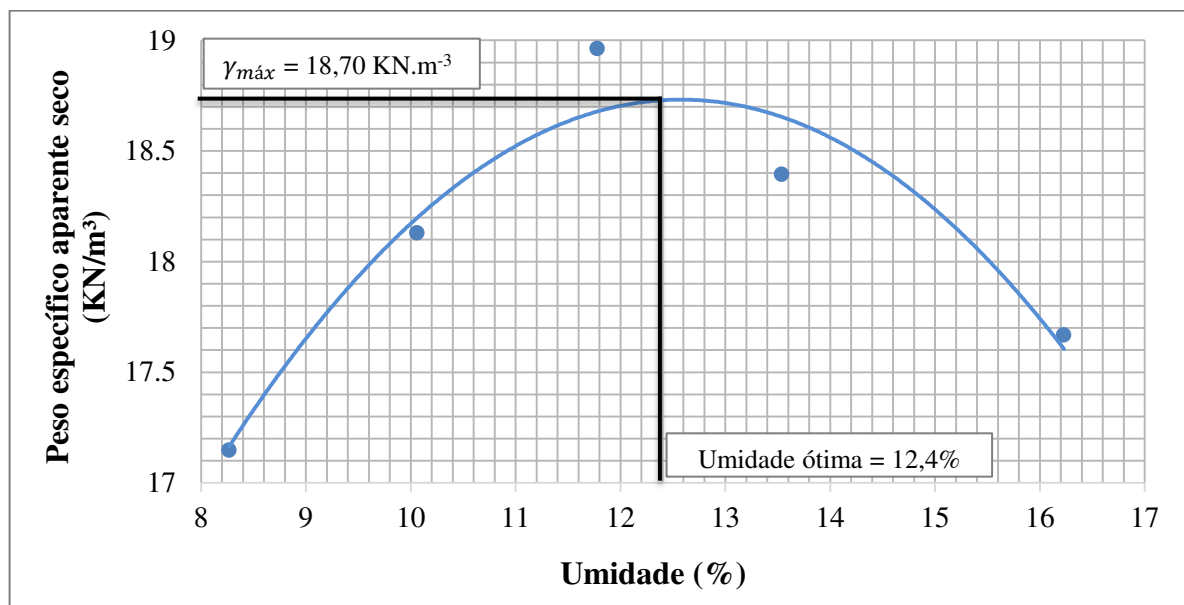
De acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS), o solo deste estudo classifica-se como SC (areia argilosa), que é condizente com os dados apresentados

nas frações granulométricas. Solos desse tipo também foram verificados por Magalhães et al. (2005), Mariano (2008) e Oliveira et al. (2013) no Aterro Sanitário da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) de Belo Horizonte-MG, no Aterro de Aguazinha-PE e na CTR Nova Iguaçu-RJ, respectivamente. Ressalta-se ainda que este tipo de material está enquadrado nos tipos de solo, CL, CH, SC e OH, estabelecidos pela CETESB (1993) como adequados para camadas de cobertura de aterros sanitários.

4.3.2. Compactação

Com a realização do ensaio de compactação Proctor Normal do solo da Célula 2, verificou-se umidade ótima de 12,4% e peso específico aparente seco máximo de 18,70 KN.m^{-3} , conforme ilustrado na Figura 23.

Figura 23. Curva de compactação do solo



Valores semelhantes foram obtidos por Almeida et al. (2010) que obtiveram peso específico aparente seco máxima de 18,90 KN.m^{-3} e umidade ótima de 12,4%. Já Oliveira (2011) verificou peso específico aparente seco máxima de 17,95 KN.m^{-3} e umidade ótima de 11,0%, também, para o ASMOC. Enquanto, Joaquim Junior (2015) observou peso específico seco máximo de 16,70 KN.m^{-3} e uma umidade ótima de 18,8%, para o solo denominado de “B”, na CTR Seropédica-RJ.

De acordo com Pinto (2006), valores de densidade seca máxima elevada e umidade

ótima baixa são representativos de solos grosseiros. Dessa forma, areias finas argilosas, ainda que a fração areia seja mal graduada, podem apresentar umidades ótimas de 12,0 a 14,0% com densidades secas máximas de $18,6 \text{ KN.m}^{-3}$.

O valor do peso específico seco aparente máximo e os resultados da densidade *in situ*, obtidos pelo método de cilindro de cravação para cada ponto de realização do ensaio de placa de fluxo, foram utilizados para o cálculo do Grau de Compactação (GC) do solo, conforme apresentado no item 4.5.

4.3.3. Permeabilidade a água

O solo da *liner* apresentou permeabilidade à água de $8,01 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$. Esse resultado é semelhante ao verificado por Mariano (2008), que obteve valores variando de 10^{-6} a 10^{-8} m.s^{-1} , para o Aterro de Aguazinha-PE; inferior ao pesquisado por Joaquim Junior (2015) que observou valores de $2,24 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ para o solo “A” e de $7,90 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ para o solo “B”, na CTR Seropédica-RJ; e, superior ao medido por Lopes (2011) que obteve o valor de $1,50 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$ para a camada convencional no Aterro da Muribeca-PE.

A NBR 13896 (ABNT, 1997) não estabelece um valor limite para a permeabilidade à água de *liners*. Essa norma determina somente que no plano de encerramento dos aterros sanitários deve constar “o projeto e construção da cobertura final, de forma a minimizar a infiltração de água na célula, exigir pouca manutenção, não estar sujeita a erosão, acomodar assentamento sem fratura e possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro”. No entanto, o valor obtido para esta pesquisa é maior que o determinado pela USEPA (2004b), cuja exigência é de um coeficiente de 10^{-9} m.s^{-1} .

Os resultados de permeabilidade a água deste estudo indicam a dificuldade de percolação de água para o interior dos resíduos, devido as características físicas do solo (granulometria, limites de consistência etc.). No entanto, devido a questões técnicas não foi possível determinar a permeabilidade ao ar do solo para este trabalho.

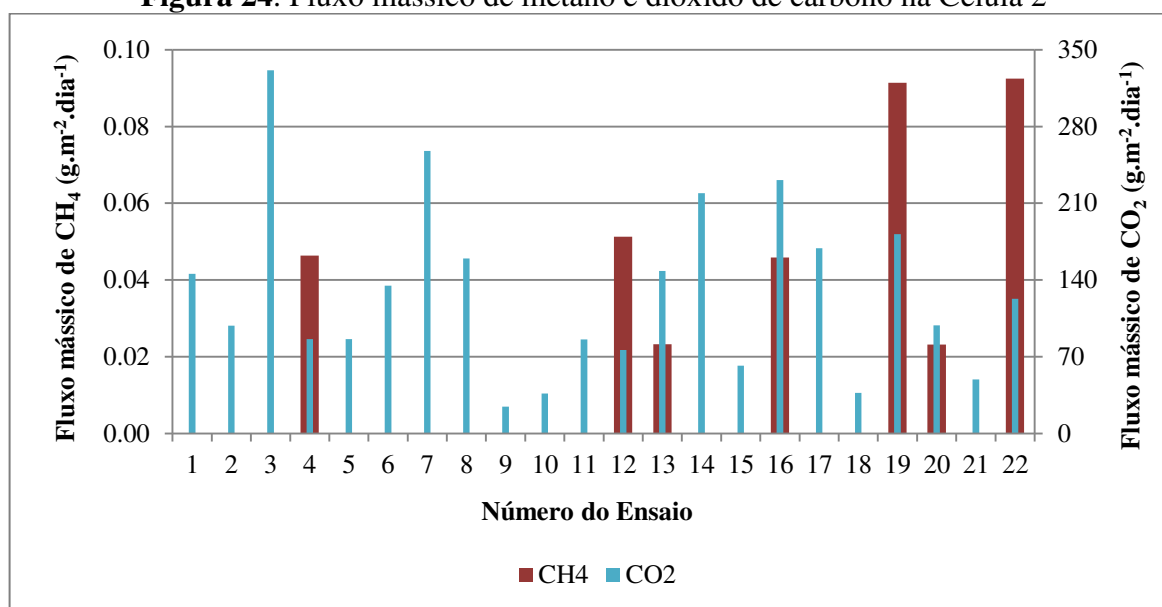
4.4. Emissões fugitivas de biogás

Os ensaios de placa de fluxo foram realizados no período de 21 de agosto a 15 de setembro de 2017, sendo que as datas para cada ensaio estão descritas no Quadro 6.

Quadro 6. Período de realização dos ensaios de placa de fluxo

Data	Número do ensaio
21/08/2017	1 e 2
22/08/2017	3 e 4
25/08/2017	5 e 6
05/09/2017	7
06/09/2017	8
07/09/2017	9 e 10
08/09/2017	11 e 12
11/09/2017	13 e 14
12/09/2017	15, 16 e 17
13/09/2017	18, 19 e 20
15/09/2017	21 e 22

A campanha de monitoramento das emissões fugitivas teve duração de 26 dias, sendo executados nove ensaios na crista, sete na primeira berma e seis na segunda berma da Célula 2, conforme Figura 10. Na Figura 24 são apresentados os fluxos mássicos de CH₄ e CO₂ para os vinte e dois pontos estudados.

Figura 24. Fluxo mássico de metano e dióxido de carbono na Célula 2

Os fluxos de CH₄ obtidos nesta pesquisa variaram de 0 a 0,09 g.m⁻².dia⁻¹. Já o fluxo total para a Célula 2, calculado por meio de curvas de isofluxo, foi de 2,85 g.m⁻².dia⁻¹. Ressalta-se que as emissões de metano foram verificadas em apenas 32% dos ensaios realizados e, exclusivamente, na 1ª berma, que compreende os ensaios de 12 a 18, e na 2ª berma (ensaios 3, 4, 19 a 22), não sendo verificado, portanto, emissões fugitivas de CH₄ pelo platô superior (ensaios 1, 2, 5 a 11). Valores semelhantes foram obtidos por Oliveira et al.

(2013), no lixão Remediado de Seropédica-RJ, cujo fluxo de CH₄ variou de 0 a 2,10 g.m⁻².dia⁻¹.

Além disso, esses valores são considerados baixos quando comparados a fluxos máximos verificados em outros aterros sanitários. Maciel e Jucá (2011) constataram emissões fugitivas de CH₄ na faixa de 2,10 a 984,70 g.m⁻².dia⁻¹, com média de 161,50 g.m⁻².dia⁻¹. Esses valores foram observados em camada de cobertura convencional no Aterro da Muribeca, cujo grau de compactação médio foi de 83,9%.

Emissões fugitivas de CH₄ são reportadas para o Aterro de Palermo, na Itália, por Trapani et al. (2013), cuja faixa de valores foi de 0,09 a 1.118,00 g.m⁻².dia⁻¹. Já Capaccioni et al. (2011) verificaram fluxos de CH₄ variando de 0 a 2.483,00 g.m⁻².dia⁻¹ para o Aterro de Fano, também na Itália. Os fluxos mássicos de CH₄ reportados por esses autores consistem em uma faixa de valores com amplitude elevada quando comparada aos resultados obtidos para o aterro em estudo.

Embora fluxos mássicos de CH₄ tenham sido verificados na Célula 2 do ASCG, o valor total obtido para essa Célula foi muito inferior ao estabelecido pela normativa australiana, Carbon Farming Initiative - CFI (2013). Essa normativa permite um fluxo máximo de metano de 64,96 g.m⁻².dia⁻¹ para camada de cobertura final de aterros sanitários. Nesse sentido, o fluxo total de CH₄ da Célula 2 foi 23 vezes inferior ao preconizado pela CFI (2013).

Esse resultado é bastante favorável quando se pretende implantar sistemas de aproveitamento energético do biogás, no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), uma vez que, a investigação realizada aponta para a eficiência da camada de cobertura da Célula e, conseqüentemente, do sistema de drenagem vertical.

Em relação ao fluxo de CO₂, foram verificados valores na faixa de 24,62 a 331,31 g.m⁻².dia⁻¹. Embora as emissões de dióxido de carbono tenham sido superiores aquelas obtidas para o fluxo de CH₄, esses valores são inferiores aos reportados por Lopes (2011) e Oliveira (2011), que obtiveram fluxos de CO₂ variando de 0 a 1.899,70 g.m⁻².dia⁻¹ e de 0 a 2.075,67 g.m⁻².dia⁻¹, respectivamente, no Aterro da Muribeca-PE e no Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia-CE.

Mariano (2008) reporta que as emissões de CO₂ em *liners* de aterros sanitários são, geralmente, maiores que as emissões de CH₄. Este fato pode ser explicado, pois parte do metano que percola pela *liner* é convertido em dióxido de carbono, em virtude da atividade metabólica das bactérias metanotróficas, sendo esse processo denominado de oxidação do CH₄. Estudos indicam que essa atividade microbiana pode converter até 20% do CH₄ em CO₂.

Já Trapani et al. (2013) aponta para um percentual de oxidação do metano em *liner* na ordem de 10%.

4.5. Fatores que interferiram no fluxo de biogás na *liner*

Os resultados referentes às características do solo da *liner* no ponto de realização dos ensaios de placa de fluxo, bem como a concentração média de biogás nos DMCs são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Características do solo da *liner* e concentração média de biogás nos pontos de realização dos ensaios de placa de fluxo

Área de Realização do ensaio	Número do ensaio	Grau de saturação do solo (%)	Grau de compactação do solo (%)	Espessura da <i>liner</i> no ponto dos ensaios de PF ¹ (m)	DMCs próximos aos ensaios de PF ¹	Concentração médias nos DMCs ² (%)		
						CH ₄	CO ₂	
Crista	EN ³ - 01	36,82	94,31	1,3	DMC-03/DMC-05	54,8	40,8	
	EN - 02	76,33	103,39	1,4	DMC-03	55,5	39,6	
	EN - 05	37,43	94,98	1,1	DMC-01/DMC-09	35,8	36,0	
	EN - 06	57,78	96,53	1,2	DMC-09/DMC-04	40,9	37,1	
	EN - 07	60,35	96,79	1,5	DMC-07	19,5	32,0	
	EN - 08	72,27	98,57	1,3	DMC-02	19,8	29,9	
	EN - 09	32,68	86,01	0,9	DMC-08	1,1	6,1	
	EN - 10	35,11	87,52	1,1	DMC-08/DMC-02	10,4	18,0	
	EN - 11	34,27	91,51	1,0	DMC-06	3,3	20,2	
	1ª Berma	EN - 12	39,55	93,81	1,3	DMC-16	17,5	27,5
		EN - 13	43,70	84,05	0,9	DMC-15	53,7	40,0
EN - 14		32,26	85,32	1,0	DMC-14	20,4	32,7	
EN - 15		35,86	82,73	0,7	DMC-13	11,0	26,5	
EN - 16		30,39	88,69	0,7	DMC-12	29,7	34,0	
EN - 17		36,36	87,54	1,2	DMC-11	64,3	44,0	
EN - 18		26,47	86,99	0,9	DMC-10	16,7	23,8	
2ª Berma	EN - 03	36,16	104,02	0,7	DMC-22	41,0	41,5	
	EN - 04	29,35	96,26	1,2	DMC-21	11,9	29,5	
	EN - 19	23,64	89,03	1,0	DMC-17	61,3	43,0	
	EN - 20	23,34	79,86	1,1	DMC-18	2,0	18,5	
	EN - 21	41,82	93,08	1,0	DMC-19	0,4	16,7	
	EN - 22	42,42	99,57	1,1	DMC-20	60,3	45,0	
	Média	40,20	91,84	1,1	-	28,7	31,0	

¹Placa de fluxo; ²Dispositivo de Medição de Concentração de gases na interface solo-resíduo;

³EN – Ensaio de placa de fluxo.

4.5.1. Grau de saturação (S)

O Grau de Saturação (S) do solo para a Célula variou de 23,34 a 76,33%, com média de 40,20%. Para a crista, esse parâmetro oscilou de 32,68 a 76,33% com média de 49,23%. Para a 1ª berma, o S variou de 26,47 a 43,7%, com média 34,94%; já na 2ª berma os resultados oscilaram entre 23,34 e 42,42%, com média de 32,79%.

Ainda que a precipitação no período de realização dos ensaios de placa de fluxo tenha apresentado baixos índices (Figura 19), algumas regiões na célula apresentaram grau de saturação acima de 50%, a exemplo dos pontos 2, 6, 7 e 8, situados na Crista. Isso pode ter ocorrido devido a irregularidades na superfície da *liner*, que proporcionou o surgimento de regiões com pequenas depressões e, portanto, de acúmulo de água nesses pontos. Assim, essa condição favoreceu o aumento da umidade do solo e, conseqüentemente, do grau de saturação.

De acordo com os resultados obtidos, o solo da *liner* encontra-se no estado não saturado. Ng et al. (2015) afirmam que os solos não saturados são mais favoráveis aos fluxos de gases do que os solos saturados; uma vez que, quando há um aumento do grau de saturação, o ar presente nos vazios do solo deixa de ser contínuo e passa a ser ocluído, reduzindo assim a permeabilidade ao ar e, portanto, a taxa de emissão de biogás.

Embora o solo da *liner* estivesse em estado não saturado, com grau de saturação médio de 40,20%, verificou-se que o fluxo de biogás pela camada de cobertura não foi significativo, o que sugere que este parâmetro não foi um fator determinante para favorecer as emissões fugitivas de gases na Célula 2. Desse modo, os principais fatores responsáveis pela redução do fluxo de metano podem estar relacionados ao percentual de finos, ao Grau de Compactação (GC) do solo e a espessura da *liner*, bem como ao desempenho do sistema de drenagem vertical. Deve-se salientar que o fluxo de gases pela camada de cobertura pode ser influenciado ainda pelos microrganismos que convertem CH₄ à CO₂.

4.5.2. Grau de Compactação (GC)

O GC variou de 79,86 a 104,02%, com média de 91,84% para a Célula 2. No platô superior, 1ª berma e 2ª berma o GC oscilou entre 86,01 e 103,39%, 82,73 e 93,81%, 79,86 e 104,02%, com média de 94,40%, 87,02% e 93,64%, respectivamente. Verifica-se que a crista

e a 1ª berma apresentaram grau de compactação médio superior à média da Célula, e semelhante ao verificado por Araujo (2017), que obteve GC superior a 95% para a *liner* da Célula 1 do ASCG. Já no lixão Remediado de Seropédica-RJ, pesquisado por Oliveira et al. (2013), cujo fluxo de metano foi semelhante ao obtido para este estudo, o grau de compactação do solo variou de 86,55 e 91,45%, com espessura da *liner* de 1,10 m.

Portanto, pode-se inferir que o grau de compactação contribuiu significativamente para a redução das emissões fugitivas de gases pela *liner* da Célula 2, uma vez que, quanto maior o grau de compactação menor são os vazios do solo, e, conseqüentemente, menor o fluxo de biogás pela camada de cobertura.

4.5.3. Espessura da *liner*

A espessura da *liner* da Célula 2 variou de 0,70 a 1,50 m, com média de 1,10 m para a Célula em estudo. Já na crista, 1ª berma e 2ª berma a espessura variou de 0,90 a 1,50 m, de 0,70 a 1,30 m e de 0,70 a 1,20 m, com média de 1,20 m, 0,96 m e 1,02 m, respectivamente. Esses resultados mostram que não houve controle adequado da espessura na execução da camada de cobertura final da Célula 2. No entanto, somente seis pontos, correspondentes aos ensaios de placa de fluxo 3, 9, 13, 15, 16 e 18, apresentaram espessura da *liner* inferior a 1 m. Ressalta-se que a profundidade da *liner* consistiu, também, em um fator importante para a redução das emissões de biogás na Célula, conforme discussão apresentada no item 4.7.

Segundo Lopes et al. (2012), no Brasil não existe nenhuma normatização legal que determine o tipo de material e a espessura da camada de cobertura final em aterros sanitários. Na NBR 13.896 (ABNT, 1997) é estabelecido, apenas, a necessidade do projeto e da implantação da cobertura final do aterro, que consiste de um sistema de impermeabilização superior. Nesse sentido, usualmente são adotadas *liners* com material argiloso e espessura variando entre 0,5 e 1,0 m.

É importante frisar que a ausência de normatização quanto a espessura adequada de camadas de cobertura em aterros sanitários, de acordo com o tipo de solo, as condições meteorológicas e a viabilidade ou não de aproveitamento energético do biogás, elevam os custos econômicos e ambientais de operação desses empreendimentos, principalmente, porque eles ocupam enormes áreas e demandam grandes volumes de solo. Nesse sentido, a normatização desse parâmetro torna-se uma necessidade urgente.

4.5.4. Concentração de gases na interface solo-resíduo

Quanto aos valores de concentração de gases na interface solo-resíduo (Tabela 5), houve uma variação de 0,4 a 64,3% para o CH₄ e 6,1 a 45% para o CO₂, com valores médios de 31% e 28,7%, respectivamente. Resultados semelhantes foram obtidos por Audibert e Fernandes (2013), no Aterro Sanitário de Londrina – PR, que verificaram concentrações de 2,1 a 42% para o CH₄ e de 0,8 a 50% para CO₂. Lopes (2011) observou valores entre 0,7 e 58% para o CH₄ e de 0,8 e 41% para o CO₂.

No que se refere ao fluxo de metano pela *liner*, observa-se que mesmo as áreas com elevada concentração desse gás na interface, acima de 40%, a exemplo dos pontos 1, 2, 3, 6, 13, 17, 19 e 22, não apresentaram emissões significativas do gás. Diante disso, esse parâmetro não se constituiu em um fator que interferiu no fluxo de CH₄ pela camada.

Os valores obtidos para concentração dos gases na interface podem refletir a heterogeneidade dos RSU dispostos ao longo da Célula 2 e, conseqüentemente, o seu estágio biodegradativo (fase anaeróbia não metanogênica ou metanogênica). As áreas que apresentaram maiores concentrações de metano podem indicar regiões onde os resíduos depositados são mais rapidamente biodegradáveis (restos de comida, papel, papelão etc.) e, portanto, o estabelecimento da fase metanogênica ocorreu de forma mais acelerada. Já as áreas, com baixas concentrações de metano, podem indicar regiões com disposição de resíduos cujo tempo de decomposição é mais lento, a exemplo de madeira, couro etc.

Além disso, outro fator que pode contribuir para a heterogeneidade espacial das concentrações de biogás no interior da Célula é a propriedade de difusão dos gases. Assim, os gases podem percolar no interior do maciço sanitário, no sentido de áreas com elevada geração e concentração de biogás para regiões com menores concentrações. Esse movimento pode acarretar a formação de um gradiente de concentração no interior da Célula de resíduos. Nesse sentido, as medições da qualidade do biogás em uma área específica da *liner*, pode ser resultado do somatório e contribuições das regiões circunvizinhas.

4.5.5. Pressão de gases na interface solo-resíduo

Na investigação em campo não foram verificados incrementos de pressão na interface solo-resíduo (Figura 25), aferida por meio da medição de pressão diferencial em todos os DMCs. Essa assertiva sugere que o sistema de drenagem de gases da Célula tem operado satisfatoriamente na coleta de biogás.

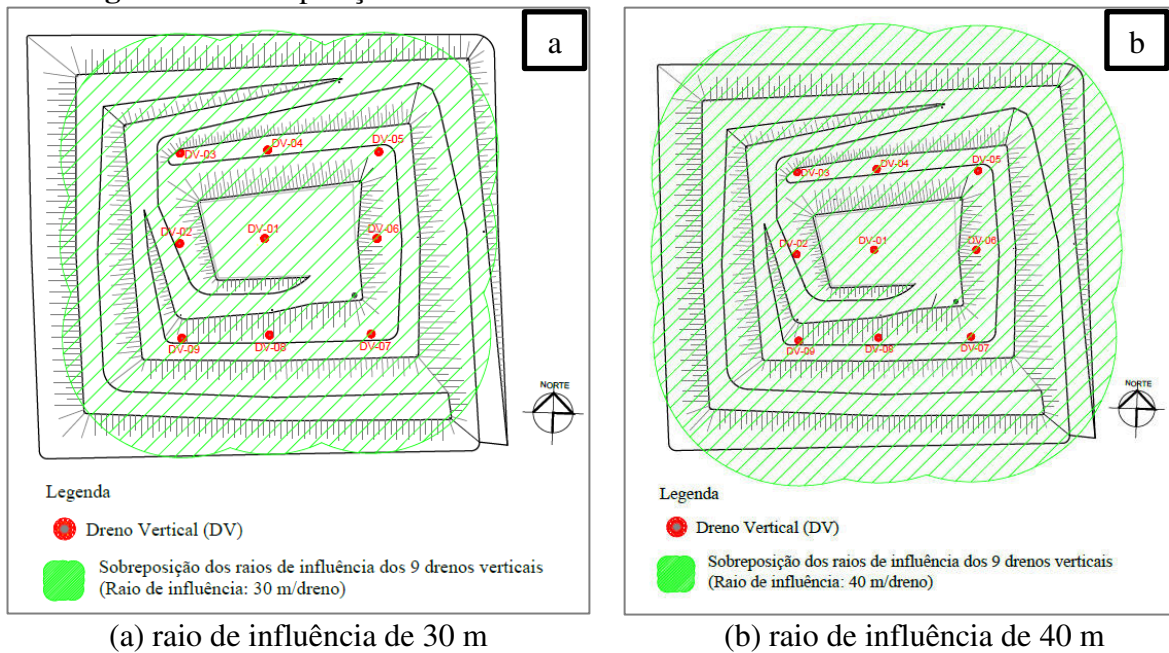
Figura 25. Monitoramento da pressão diferencial na interface solo-resíduo



Maciel (2009) relata que quando a drenagem interna dos gases não opera de forma adequada, há um incremento da pressão dos gases na massa de resíduos (inclusive sob a camada de cobertura), resultando em maiores taxas de emissão devido à elevação do gradiente de pressão. No entanto, nesta pesquisa, além da inexistência de pressões sob a camada de cobertura, não foi verificado fluxo de biogás significativo pela *liner*.

Nesse contexto, Iclei (2009) afirma que o raio de influência de um dreno vertical é da ordem de 30 a 40 metros, sendo necessário em média 10 drenos por hectare. Assim, a Célula 2 apresenta 9 drenos verticais para uma área de aproximadamente 12.420 m² (1,24 ha). Nesse cenário, para avaliar a abrangência de captação de gases pelos DVs na Célula 2, os valores mínimo e máximo do raio de influência dos drenos, descritos por Iclei (2009), foram aplicados para a área da Célula, conforme Figura 26a e Figura 26b.

Figura 26. Sobreposição dos raios de influência dos 9 drenos verticais da Célula 2



Verifica-se nas Figura 26a e Figura 26b que a sobreposição dos raios de influência dos 9 drenos verticais, tanto para o valor mínimo quanto para o valor máximo, proporciona uma área de captação de gases que abrange toda a Célula de resíduos. Dessa forma, o biogás gerado no interior do maciço sanitário sairá preferencialmente pelo sistema de drenagem vertical, o que reduz a pressão de gases dentro da Célula e, conseqüentemente, na interface solo-resíduo, o que influenciará no fluxo de gases pela camada de cobertura.

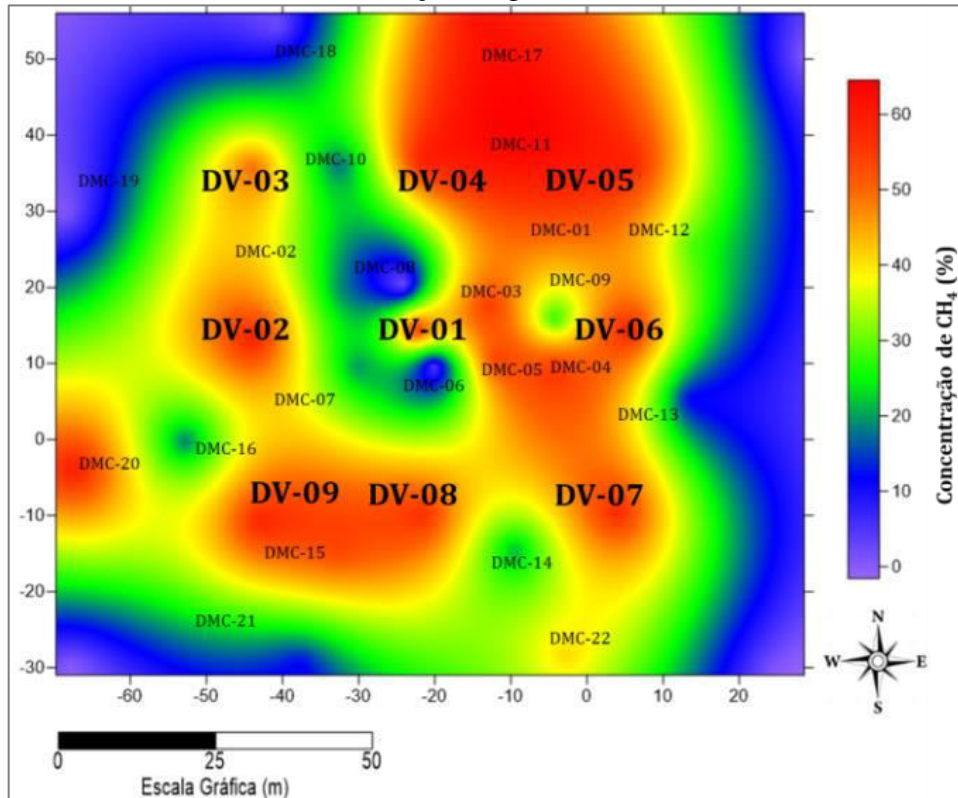
Esses resultados sugerem que o fluxo difusivo de gases pela *liner* da Célula 2 prevalece sobre o fluxo advectivo, uma vez que a advecção é resultado da diferença de pressão entre o ambiente externo (atmosfera) e o interno a massa de resíduos. Portanto, como a difusão é um processo lento, implica em menores fluxos de biogás pela *liner*, o que é condizente com os baixos valores de emissões fugitivas obtidos neste estudo.

Ressalta-se, ainda, que nos drenos verticais o fluxo advectivo predomina sobre o difuso. Nesse sentido, a emissão de gases ocorre preferencialmente no sentido do interior da Célula para o ambiente externo (atmosfera), assim, a pressão interna à massa de RSU é superior a pressão atmosférica. No entanto, de acordo com Monteiro (2003), é comum acontecer a inversão dessas pressões em aterros, ou seja, a pressão atmosférica tornar-se maior que a pressão interna do maciço sanitário. Esse fator pode gerar fluxos inversos de gases e, conseqüentemente, favorecer a entrada de oxigênio na massa de resíduos, o que pode ocasionar a desestabilização do processo biodegradativo.

4.6. Mapeamento das emissões de CH₄ na Célula 2

O mapeamento da concentração do gás metano oriunda dos Drenos Verticais (DV) e dos Dispositivos de Medição de Concentração de gases (DMC) está ilustrado na Figura 27.

Figura 27. Concentração de CH₄ dos Drenos Verticais (DVs) e Dispositivos de Medição de Concentração de gases (DMCs)

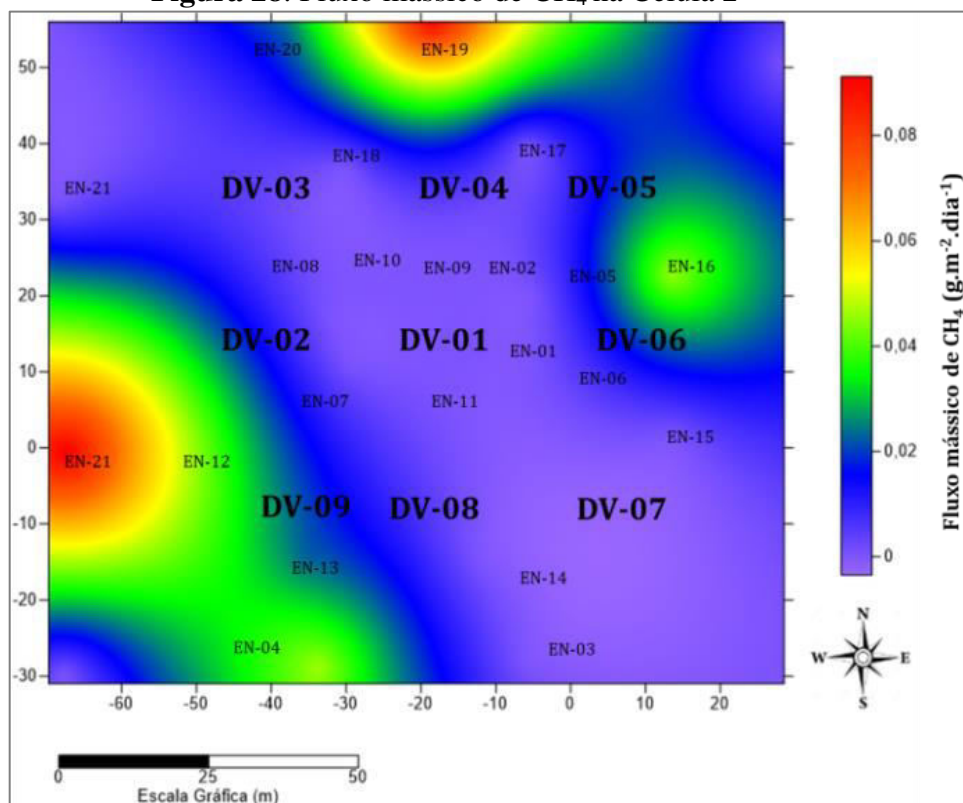


Por meio da Figura 27 pode-se inferir, entre outros aspectos, que o processo biodegradativo dos resíduos não ocorre de forma igualitária ao longo da Célula 2. Esse fator é decorrente da heterogeneidade dos RSU depositados no maciço sanitário, uma vez que diferentes tipos de resíduos possuem taxas distintas de biodegradação. Nesse sentido, há áreas na célula em que o estágio de decomposição dos RSU está mais avançado que em outras.

As maiores concentrações de CH₄ (acima de 50%) estão localizadas na área central da Célula 2. Essa condição pode indicar, também, o melhor estabelecimento das condições anaeróbias e, conseqüentemente, do desenvolvimento da fase metanogênica, nessa região. No entanto, somente duas áreas periféricas, correspondentes aos DMCs 17 e 21 (situados na 2ª berma), apresentaram concentrações de metano semelhantes às áreas centrais.

Já a distribuição espacial do fluxo mássico de CH₄ pela camada de cobertura da Célula 2 é apresentada na Figura 28.

Figura 28. Fluxo mássico de CH₄ na Célula 2



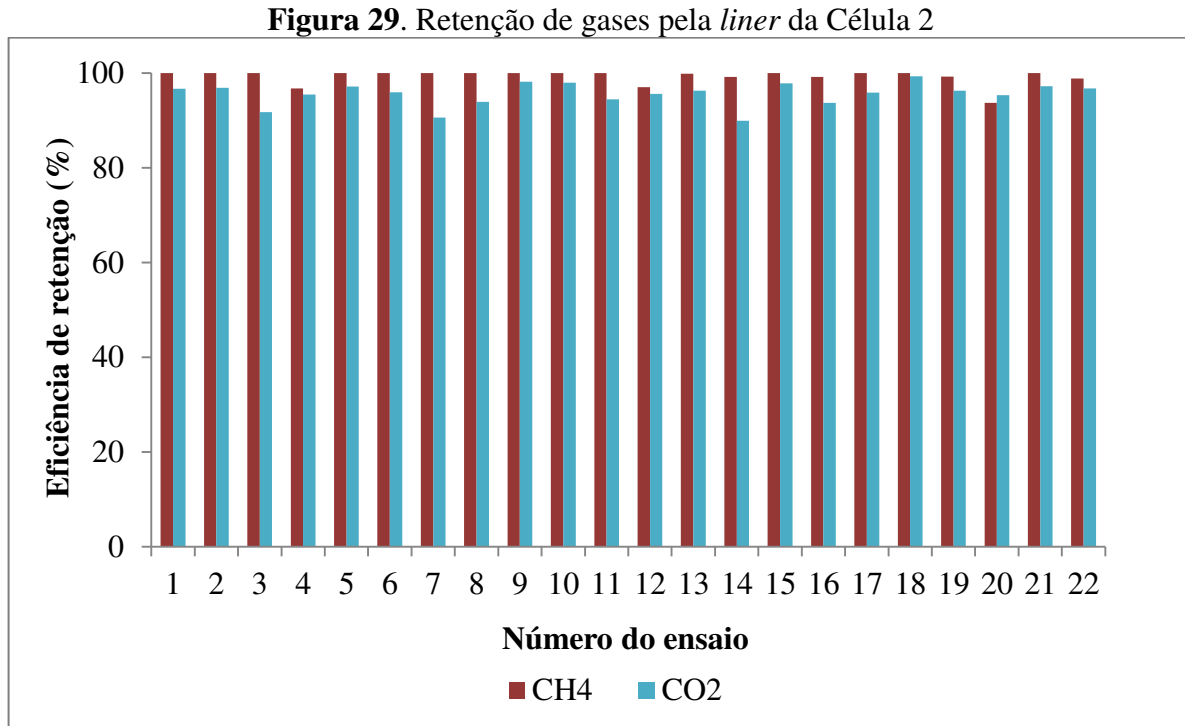
Na Figura 28, verifica-se que a região central do aterro (platô superior) apresentou percentual de retenção de CH₄ igual a 100%, ou seja, não foram detectadas emissões desse gás nessa área. Isso se deve, entre outros fatores, pela maior proximidade dessa região aos drenos verticais, que exercem uma captação mais efetiva dos gases.

Os maiores valores de emissão de CH₄, na ordem de 0,09 g.m⁻².dia⁻¹, obtidos neste estudo, foram verificados nas áreas correspondentes aos DMCs 17 e 21, situados na 2^a berma. Essas regiões periféricas apresentaram elevadas concentrações de metano na interface solo-resíduo e estão situadas mais distantes dos drenos verticais quando comparadas as áreas centrais da Célula 2. Isso sugere que a eficiência de captação de gases dos drenos verticais diminui com o aumento da distância, no sentido do centro para as margens externas da Célula.

Aspecto semelhante foi verificado por Candiani (2011) em uma célula experimental no CTR Caieiras-SP. Esse autor relata que as áreas de maior fluxo de metano pela camada de cobertura encontram-se nas extremidades do aterro sanitário, diminuindo no sentido da região central, que se constitui em uma região de menor emissão de metano.

4.7. Eficiência de retenção de gases na *liner*

Os percentuais de retenção de CH₄ e CO₂ pela *liner* da Célula 2, calculados conforme Equação 10, são apresentados na Figura 29.



Analisando a Figura 29, observa-se que o percentual de retenção dos gases na *liner* foi elevado, variando de 93,74 a 100%, com média de 99,27% para o CH₄ e de 89,93 a 99,31%, com média 95,62% para o CO₂. Na crista, a retenção de CH₄ foi de 100%, enquanto para o CO₂ variou de 90,63 a 98,20%, com média de 95,78%. Na 1ª berma, o CH₄ retido oscilou entre 97,04 e 100%, com média de 99,34%, já o CO₂ variou de 89,93 a 99,31%, com média de 95,53%. Na 2ª berma, onde ocorreram os maiores valores de fluxo de metano para este estudo, o percentual de retenção desse gás oscilou entre 93,74 a 100%, com média de 98,11%, enquanto para o dióxido de carbono variou de 91,76 a 97,27%, com média de 95,50%. Verifica-se, portanto, que a eficiência de retenção dos gases foi semelhante para os diferentes platoes da Célula. E, embora os fluxos de CO₂ tenham sido maiores que os de CH₄, em termos gerais, o percentual de retenção médio de ambos os gases foi similar e acima de 95%.

Esses resultados são decorrentes da interação de vários fatores que contribuíram para minimizar as emissões de biogás pela *liner* da Célula 2. Destacam-se o percentual de finos do solo, o elevado grau de compactação obtido para a Célula ($GC_{\text{médio}}$ igual a 91,84%), a

espessura da camada de cobertura, a ausência de pressões diferenciais na interface solo-resíduo e o desempenho do sistema de drenagem vertical de gases, que está sendo eficiente na coleta do biogás gerado ao longo do maciço sanitário, impedindo o fluxo de gases pela *liner*. Já o grau de saturação médio de 40,20%, favorável à emissão de gás, não foi um fator determinante para propiciar fluxos significativos de biogás na Célula, justamente pelos quesitos já elencados.

Destaca-se que a espessura da *liner*, cuja variação foi de 0,7 a 1,5 m (Tabela 5), constitui-se em um fator a ser analisado com maior rigorosidade, uma vez que pontos com menor espessura (0,7 m) apresentaram a mesma eficiência de retenção de CH₄ que as áreas com maior profundidade da camada (1,5 m). Esses resultados sugerem que a espessura de 0,7 m da camada de cobertura já é suficiente para a retenção de gases. Diante disso, há a possibilidade de redução da espessura da *liner* da Célula 2, sem que haja perda de eficiência na retenção de biogás. No entanto, é necessário que seja mantido um grau de compactação igual ou superior ao obtido para a média da Célula.

Nesse sentido, considerando somente a crista da célula que apresenta área de 800 m² e profundidade média da *liner* de 1,2 m, se houvesse controle da espessura desse platô com redução da camada de cobertura para 0,7 m, haveria uma economia de aproximadamente 400 m³ de solo compactado. Esta ação reduziria os custos econômicos e ambientais com jazidas licenciadas para o aterro sanitário.

Além disso, outro fator que deve ser investigado com maior rigorosidade na *liner* da Célula 2, é capacidade de oxidação de metano pelas bactérias metanotróficas. Assim, será possível determinar o percentual de CH₄ que é convertido em CO₂, bem como fornecer subsídios à melhoria desse processo no intuito de reduzir o passivo ambiental do empreendimento, no que se refere aos eventuais fluxos de gases pela camada de cobertura.

Por fim, os resultados obtidos, a partir do estudo das emissões fugitivas de biogás pela *liner* da Célula 2, configuram-se como um passo inicial no dimensionamento de camadas de cobertura que utilizem uma menor quantidade solo. Dessa forma, torna-se importante na orientação da correta execução de *liners* em outras Células do Aterro Sanitário localizado em Campina Grande-PB, bem como, podem servir para redirecionar a rotina operacional de aterros com características semelhantes ao ASCG.

5. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos neste estudo, pode-se concluir que:

- As elevadas concentrações dos gases metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), nos drenos verticais, indicaram o estabelecimento da fase metanogênica estável de biodegradação na Célula de resíduos.
- As emissões fugitivas de CH_4 ocorreram apenas em 32% dos ensaios realizados, sendo verificado baixos valores de fluxo desse gás na Célula.
- As emissões de CO_2 , foram superiores às obtidas para o CH_4 , sugerindo a ocorrência de oxidação do metano pela camada de cobertura.
- O baixo fluxo de gases pela *liner*, principalmente o metano, configura-se em um aspecto favorável quando se pretende implantar sistemas de aproveitamento energético do biogás no aterro.
- O grau de compactação médio para a Célula foi de 91,84%, sendo um dos fatores que contribuíram para a redução das emissões de gases na Célula.
- A espessura da *liner* foi elevada e variou de 0,70 a 1,50 m, com média de 1,10 m, contribuindo, assim, para redução dos fluxos de gases na cobertura.
- Não foram verificadas pressões diferenciais de gases na interface solo-resíduo, o que contribuiu para redução do fluxo de biogás pela *liner*.
- Os resultados sugerem que o fluxo difusivo de gases prevalece sobre o fluxo advectivo na camada de cobertura, o que implica na redução do fluxo de biogás pela *liner*, em virtude da difusão ser um processo lento.
- No mapeamento das concentrações de metano, verificou-se que os maiores valores (acima de 50%) estão localizados na área central da célula.
- Os maiores valores de emissão de CH_4 foram verificados nas áreas periféricas da Célula, situadas mais distantes dos drenos verticais.
- A retenção média dos gases metano e dióxido de carbono, na camada de cobertura, foi elevada e acima de 95%, e não apresentou diferença significativa entre os platoes da Célula.
- Os resultados indicam a possibilidade de redução da espessura da *liner*, sem que haja perda da eficiência de retenção de gases, desde que atenda aos outros requisitos de projeto da cobertura final.

- Os resultados obtidos no presente estudo poderão ser aplicados a aterros com características semelhantes ao Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

REFERÊNCIAS

AACHIB, M.; MBONIMPA, M.; AUBERTIN, M. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 156, 2004, p. 163–193.

ABDOLAHZADEH, A. M.; VACHON, B. L.; CABRAL, A. R. Assessment of the Design of an Experimental Cover with Capillary Barrier Effect Using 4 Years of Field Data. **Geotech Geol Eng**, v. 29, 2011b, p. 783-802. DOI: 10.1007/s10706-011-9417-x.

ABDOLAHZADEH, A. M.; VACHON, B. L.; CABRAL, A. R. Evaluation of the effectiveness of a cover with capillary barrier effect to control percolation into a waste disposal facility. **Can. Geotech. J.**, v. 48, 2011a, p. 996-1009. DOI: 10.1139/T11-017.

AHOUGHALANDARI, B.; CABRAL, A. R. Influence of capillary barrier effect on biogas distribution at the base of passive methane oxidation biosystems: Parametric study. **Waste Management**, v. 63, 2017, p. 172-187. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.11.026.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2007.

ALMEIDA, F. T. R.; SANTOS, G. O.; SILVA, R. A. C.; GOMES, C. C. Caracterização física do solo utilizado em camadas de cobertura no aterro sanitário de Caucaia-Ceará. **In: Congresso Norte-Nordeste de Pesquisa e Inovação**, V, 2010, Maceió-AL. Anais... CONNEPI: V Congresso Norte-Nordeste de Pesquisa e Inovação, 2010, 6 p.

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.

ARAUJO, T. T. **Estudo experimental de emissões fugitivas de biogás em camadas de cobertura de uma célula de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2016.

ARAUJO, T. T.; RITTER, E. Avaliação de emissões de biogás em camadas de cobertura de um aterro sanitário. **Ciências Exatas & Engenharia**, v. 6, n. 16, 2017, p. 34-49. ISSN 2236-885X.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

_____. **NBR 6457: Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro, 2016.

_____. **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 9813**: Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação. Rio de Janeiro, 2016.

_____. **NBR 14545**: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos à carga variável. Rio de Janeiro, 2000.

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

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

AUBERTIN, M.; AACHIB, M; AUTHIER, K. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 18, 2000, p. 215-233. DOI: 10.1016/S0266-1144(99)00028-X

AUDIBERT, J. L. **Avaliação qualitativa e quantitativa do biogás do aterro controlado de Londrina**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento). Universidade Estadual de Londrina, Londrina-PR, 2011.

AUDIBERT, J. L.; FERNANDES F. Avaliação qualitativa e quantitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte. **Revista DAE**, n. 190, 2012, p. 56-73.

_____. Preliminary qualitative and quantitative assessment of gases from biodigestion of solid wastes in the landfill of Londrina, Paraná State, Brazil. **Acta Scientiarum Technology**, v. 35, n. 1, 2013, p. 45-52.

BENSON, C. H.; BOSSCHER, P. J.; LANE, D. T.; PLISKA, R. J. Monitoring system for hydrologic evaluation of landfill covers. **Geotechnical Testing Journal**, GTJODJ, v. 17, n. 2, 1994, p. 138-149.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. EESC/USP. São Carlos –SP, 1999, 120 p. ISBN 85205-27-X.

BOGNER, J.; MEADOWS, M.; CZEPIEL, P. Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls. **Soil Use and Management**, v. 13, 1997, p. 268–277.

BOGNER, J.; PIPATTI, R.; HASHIMOTO, S.; DIAZ, C.; MARECKOVA, K.; DIAZ, L.; KJELDTSEN, P.; MONNI, S.; FAAIJ, A.; GAO, Q.; ZHANG, T.; AHMED, M. A.; SUTAMIHARDJA, R. T.; GREGORY, R. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). **Waste Management & Research**, v. 26, 2008, p. 11–32.

BORBA, P. F. S. **Avaliação das emissões de GEE e BTEX em aterro sanitário de grande porte**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2015.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia Ambiental**. Oficinas de Textos. 1. ed. São Paulo, 2008, 248 p. ISBN 978-85-86238-73-4.

BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R. B.; MAROUANI, L.; HAMDI, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating

fruit and vegetable waste. **Process Biochemistry**, v. 39, 2004, p. 2143-2148. DOI: 10.1016/j.procbio.2003.11.022.

BOUAZZA, A.; RAHMAN, F. Oxygen diffusion through partially hydrated geosynthetic clay liners. **Géotechnique**, v. 57, n. 9, 2007, p. 767–772. DOI: 10.1680/geot.2007.57.9.767.

BRITO FILHO, L. F. **Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2005.

CANDIANI, G. **Estudo da geração de metano em uma célula de aterros sanitário**. Tese (Doutorado em Energia). Universidade Federal do ABC, Santo André-SP. 2011.

CANDIANI, G.; TORRES, D. C. Análise qualitativa e quantitativa da produção de biogás em aterro sanitário. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.6, n.1, 2015, p.285-292. DOI: 10.6008/SPC2179-6858.2015.001.0022.

CAPACCIONI, B.; CARAMIELLO, C.; TATÀNO, F.; VISCIONE, A. Effects of a temporary HDPE cover on landfill gas emissions: Multiyear evaluation with the static chamber approach at an Italian landfill. **Waste Management**, v. 31, 2011 p. 956-965.

CARBON FARMING INITIATIVE. CFI. **Guidelines for Calculating Regulatory Baselines for Legacy Waste Landfill Methane Projects**. Australian Government, 2013.

CASSINI, F.; SHEUTZ, C.; SKOV, B. H.; MOU, Z.; KJELDSEN, P. Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: 1. System design and gas distribution. **Waste Management**, v. 63, 2017, p. 213–225. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.01.013.

CASSINI, S. T. (Coordenador). **Digestão de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento de biogás**. Projeto PROSAB, Vitória-ES, 2003. ISBN 85-86552-68-2.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (Coordenador). **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. Projeto PROSAB, Florianópolis-SC, 2003. ISBN 85-86552-70-4.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993. 233p.

COSSU, R.; MUNTONI, A.; CHIARANTINI, L.; MASSACI, G.; SERRA, P.; SCOLLETA, A.; STERZI, G. Biogas emission measurements using static and dynamics flux chambers and infrared methods. **In: The Sixth International Landfill Symposium**, v.4, p.103-114, 1997.

CHANTON, J; HATER, G.; GOLDSMITH, D.; GREEN, R.; ABICHO, T.; BARLAZ, M.A. Comparison of a tunable diode laser approach with static chambers for determination of surface emission. **In 11° International Waste Management and Landfill Symposium**, 2007.

CUNHA, J. E. B. L.; RUFINO, I. A. A.; IDEIÃO, S. M. A. Determinação da temperatura de superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do satélite Landsat 5-TM. **In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, XIV, 2009, Natal-RN. Anais... Natal: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009, INPE, p. 5717-5724.

CZEPIEL, P. M.; MOSHER, B.; CRILL, P. M.; HARRISS, R. C. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, n. D11, 1996, p. 16721-16729.

DELKASH, M.; ZHOU, B.; HAN, B.; CHOW, F. K.; RELLA, C. W.; IMHOFF, P. T. Short-term landfill methane emissions dependency on wind. **Waste Management**, v. 55, 2016, p. 288-298.

DI BELLA, G.; TRAPANI, D. D.; VIVIANI, G. Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models. **Waste Management**, v. 31, 2011, p. 1820-1826.

ECOSAM – CONSULTORIA EM SANEAMENTO AMBIENTAL LTDA. LIMA, J. D. de. (Coordenador) **Diagnóstico da situação atual dos resíduos sólidos urbanos**. João Pessoa-PB, 2014.

ECOSOLO. Gestão Ambiental de Resíduos Ltda. **Dados do monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande**. 2016. (Documento impresso).

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS A. N.; LECKIE, J. O. Environmental impacts of solid waste landfilling. **Journal of Environmental Management**, v. 50, 1997, p. 1-25.

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.

FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 2, 1973, p. 483-495. ISSN 1573-2932.

FERNANDES, J. G. **Estudo da emissão de biogás em um aterro sanitário experimental**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, 2009.

FIGUEROA, V. K.; MACKIE, K. R.; GUARRIELLO, N.; COOPER, C. D. A robust method for estimating landfill methane emissions. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 59, 2009, p. 925-935.

FREDENSLUND, A. M.; SCHEUTZ, C. KJELDSEN, P. Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems. **Waste Management**, v. 30, 2010, p. 2146–2152. DOI: 10.1016/j.wasman.2010.03.013.

GARDNER, N.; PROBERT, S. D. Forecasting landfill-gas yields. **Applied Energy**, v. 44, 1993, p. 131-163.

GONZALEZ-VALENCIA, R.; MAGANA-RODRIGUEZ, F.; CRISTÓBAL, J.; THALASSO, F. Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. **Waste Management**, v. 55, 2016, p. 299-305.

GONZALEZ-VALENCIA, R.; MAGANA-RODRIGUEZ, F.; MALDONADO, E.; SALINAS, J.; THALASSO, F. Detection of hotspots and rapid determination of methane

emissions from landfills via a ground-surface method. *Environ Monit Assess*, v. 187, 2015, p. 4083. DOI 10.1007/s10661-014-4083-0.

GOOGLE EARTH. **Localização do aterro sanitário em Campina Grande-PB**. Acesso em: 12 jan. 2018, às 19:20h.

GOOGLE. GOOGLE IMAGENS. **Localização geográfica do município de Campina Grande-PB**. Disponível em:

<https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/6/6c/Paraiba_Municip_CampinaGrande.svg> Acesso em: 12 jan. 2018.

GOWING, A. L. **Measuring and modelling of landfill gas emissions**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). University of Waterloo, Waterloo, Canadá, 2001.

GROSS, B. A. **Water Balance Evaluations for Monitored Evapotranspirative Cover Systems at Three Sites in the Semi-Arid and Arid Southwest U.S.** Tese. Universidade do Texas, Austin-USA, 2005.

HANSON, R. S.; HANSON, T. E. Methanotrophic bactéria. *Microbiological Reviews*, v. 60, n. 2, 1996, p. 439-471.

HUBER-HUMER, M.; GEBERT, J.; HILGER, H. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. *Waste Management & Research*, v. 26, 2008, p. 33-46. ISSN 0734-242X.

HUBER-HUMER, M.; RODER, S.; LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*, v. 29, 2009, p. 2092-2104. DOI: 10.1016/j.wasman.2009.02.001.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades. População estimada do município de Campina Grande – Paraíba**. IBGE, 2017. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>> Acesso em: 12 jan. 2018.

ICLEI - Brasil - Governos Locais pela Sustentabilidade. **Manual para aproveitamento do biogás: volume um, aterros sanitários**. v. 1, Brasil: ICLEI - Governos Locais pela Sustentabilidade, Secretariado para América Latina e Caribe, 2009, 80 p. ISBN: 978-85-99093-06-1.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Estações automáticas. Dados meteorológicos – Campina Grande-PB**. INMET, 2018. Disponível em <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 14 de jan. 2018.

ISHIGAKI, T.; YAMADA, M.; NAGAMORI, M.; ONO, Y.; INOUE, Y. Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology*, v. 48, 2005, p. 845-853.

JOAQUIM JUNIOR, G. O. **Comparação de desempenho de sistemas de cobertura em relação à infiltração de água pluvial no aterro sanitário de Seropédica (RJ), durante a fase de operação**. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2015.

KORMI, T.; ALI, N. B. H.; ABICHOU, T.; GREEN, R. Estimation of landfill methane emissions using stochastic search methods. **Atmospheric Pollution Research**, v. 8, 2017, p. 597-605.

KURBANOVA, M. G. EGUSHOVA, E. A.; POZDNAJAKOVA, O. G. The Influence of Various Factors on the Methane Fermentation Process. IOP Conf. Series: **Materials Science and Engineering**, v. 91, 2015, p. 012076. DOI: 10.1088/1757-899X/91/1/012076.

LEIKAM, K. **Bilanzierung der Stickstoff- und Kohlenstoffemissionen bei der biologischen Restabfallbehandlung und der Deponierung der Rotteendprodukte**. Hamburger Berichte, v. 19, 2002, 258 p.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Pernambuco, Recife-PE, 2011.

LOPES, R. L.; MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Avaliação da emissão de metano em aterro experimental de resíduos sólidos na Muribeca/PE – Brasil. **REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 5, n. 1, 2012, p. 107-116. ISSN 0718-378X

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca - PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Pernambuco, Recife-PE, 2003.

_____. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE, 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, 2011, p. 966-977.

MACIEL, F.J., JUCÁ, J.F.T., NETO, A.C.: Avaliação do Projeto Piloto de Recuperação do Biogás no Aterro da Muribeca/PE. In: **Congresso de Inovação Tecnológica em Energia Elétrica**, VI, 2011, Fortaleza-Ce. Anais... Fortaleza: VI CITENEL, 2011, 8 p.

MAGALHÃES, A. F.; SIMÕES, G. F.; COELHO, V. F.; LOPES, S. R. Avaliação das características físicas do solo da camada da cobertura final como substrato para a revegetação de aterros sanitários – estudo de caso para o aterro sanitário de Belo Horizonte, MG. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23, 2005, Campo Grande-MS. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, p. 18-23.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Pernambuco, Recife-PE, 2008.

MARIANO, M. O. H.; JUCÁ, J.F.T. Ensaio de campo para a determinação de emissões de biogás em camada de cobertura de aterros de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n.3, 2010.

MATHERI, A. N.; SETHUNYA, V. L.; BELAID, M.; MUZENDA, E. Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste.

Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 81, n. 2, 2018, p. 2328-2334. DOI: 10.1016/j.rser.2017.06.041.

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

MELO, M. C. **Estudo da matéria orgânica nos recalques de resíduos sólidos urbanos aterrados**. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2011.

MENDONÇA, R. M. G. **Estudo da difusão de oxigênio em materiais de cobertura**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2007.

MENEZES, J. A. L.; SANTOS, T. E. M.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, J. R. L. Comportamento temporal da umidade do solo sob Caatinga e solo descoberto da Bacia Experimental do Jatobá, Pernambuco. **Water Resources and Irrigation Management**, v.2, n.1, p.45-51, 2013.

MONSTER, J. G.; SAMUELSSON, J.; KJELDSSEN, P.; RELLA, C. W.; SCHEUTZ, C. Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements – A sensitivity analysis based on multiple field surveys. **Waste Management**, v. 34, 2014, p.1416-1428. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.03.025.

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

MORIN, K. A.; GERENCHER, E.; JONES, C. E.; KONASEWICH, D. E. Critical literature review of acid drainage from waste rock. **Northwest Geochem**, Canadá, n. 1.11.1, 1991, 176 p.

MOURA, M. S. B.; GALVINCIO, J. D.; BRITO, L. T. L.; SOUZA, L. S. B.; SÁ, I. I. S.; SILVA, T. G. F. **Clima e água de chuva no semi-árido**. In: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Ed.). Potencialidades da água de chuva no SemiÁrido brasileiro. cap. 2, p. 37-59. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2007.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES. **Assessment of the performance of engineered waste containment barriers**. Washington, 2007, ed. il., 134 p. ISBN: 0-309-10810-1.

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, 2015, p. 155-163.

OLIVEIRA, A. C. E.; 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, 2013, p. 1-8.

OLIVEIRA, C. A. A. **Análise do fluxo de gases na camada de cobertura do Aterro**

Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (ASMOC). Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2011.

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, 2016, p. 784-792.

PARK, J.W.; SHIN, H.C. Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. **Atmospheric Environment**, n.35, 2001, p.3445-3451.

PENG, S.; JIANG, H. A review on soil cover in waste and contaminant containment: design, Monitoring, and modeling. **Front. Earth Sci. China**, v. 3, n. 3, 2009, p. 303-311. DOI 10.1007/s11707-009-0046-0.

PINTO, C. S. **Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas**. 3. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2006. 367p.

RACHOR, I. M.; GEBERT, J.; GRONGROFT, A.; PFEIFFER, E. M. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. **European Journal of Soil Science**, v. 64, 2013, p. 16-26.

REGATTIERI, C. R. **Quantificação da emissão de biogás em aterro sanitário – estudo de caso do aterro sanitário de São Carlos**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 2009.

REICHERT, G. A. Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. **In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23, 2005, Campo Grande-MS. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. p. 1-16

SCHEUTZ, C.; KJELDSSEN, P.; BOGNER, J.; VISSCHER, A. de; GEBERT, J.; HILGER, H.; HUBER-HUMER, M.; SPOKAS, K. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. **Waste Management & Research**, v. 27, 2009, p. 409-455. DOI: 10.1177/0734242X09339325.

SEELY, G. E.; FALTA, R. W.; HUNT, J. R. Buoyant advection of gases in unsaturated soil. **J Environ Eng (New York)**, v. 120, n. 5, 1994, p. 1230-1247. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(1994)120:5(1230).

SILVA, A. P.; LEÃO, T. P.; TORMENA, C. A.; GONÇALVES, A. C. A. Determinação da permeabilidade ao ar em amostras indeformadas de solo pelo método da pressão decrescente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, 2009, p.1535-1545. ISSN 1806-9657.

SILVA, T.N.; FREITAS, F.S.N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, 2013.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007**. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. and New York, NY, U.S, 2007.

SPOKAS, K.; GRAFF, C.; MORCET, M.; ARAN, C. Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. **Waste Management**, v.23, 2003, p. 599– 607. DOI: 10.1016/S0956-053X(03)00102-8.

TALLON, L. K.; O’KANE, M. A.; CHAPMAN, D. E.; PHILLIP, M. A.; SHURNIAK, R. E.; STRUNK, R. L. Unsaturated sloping layered soil cover system: field investigation. **Can. J. Soil Sci.**, v. 91, 2011, p. 161-168. DOI:10.4141/CJSS10090.

TARAZONA, C. F. **Estimativa de produção de gás em aterros de resíduos sólidos urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of solid waste management**. 2. ed. Estados Unidos, 2002. DOI: 10.1036/0071356231.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THIESEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues**. 2 ed. il., New York: McGraw – Hill International Editions, 1993, 987p. ISBN-13: 978-0070632370.

TEIXEIRA, C. E.; TORVES, J. C.; FINOTTI, A. R.; FEDRIZZI, F.; MARINHO, F. A. M.; TEIXEIRA, P. F. Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 1, 2009, p. 99-108.

TRAPANI, D.; BELLA, G.; VIVIANI, G. Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes. **Waste Management**, v. 33, 2013, p. 2108-2115.

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Monitoring Approaches for Landfill Bioreactors**, eds. Tolaymat, T., Kremer, F., Carson, D. e Hoover, W.D., National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, EPA/600/R-04/301, 2004a.

_____. **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Office of solid waste and emergency response. Washington DC.: USEPA, EPA-540-R-04-007, 2004b, 421p.

_____. **Global Mitigation of Non-CO₂ Greenhouse Gases: 2010-2030**. National Service Center for Environmental Publications (NSCEP). Washington, DC, USA, 2014.

ZORNBERG, M. A. J. G.; ASCE, M.; LAPOUNTAIN, L.; CALDWELL, M. A. J. A. Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 129, n. 6, 2003. ISSN 1090-0241/2003/6-427–438/\$18.00.