



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA MECÂNICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO

MARCELA CARDOSO RODRIGUES

**USO DO INFRAVERMELHO TERMAL PARA DETECÇÃO DE BIOGÁS EM  
ATERRO SANITÁRIO**

Brasília  
2021



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA MECÂNICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO

MARCELA CARDOSO RODRIGUES

**USO DO INFRAVERMELHO TERMAL PARA DETECÇÃO DE BIOGÁS EM  
ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Mecânica.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Cesar Pinho Brasil Junior.

Brasília  
2021

MARCELA CARDOSO RODRIGUES

**USO DO INFRAVERMELHO TERMAL PARA DETECÇÃO DE BIOGÁS EM  
ATERRO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Mecânica.

Orientador: Prof. Dr. Antonio Cesar Pinho Brasil Junior.

Brasília, 26 de agosto de 2021

**BANCA EXAMINADORA**

---

PROF. ANTONIO CESAR PINHO BRASIL JUNIOR, PhD (UnB)  
(ORIENTADOR)

---

PROF. EDGAR AMARAL SILVEIRA, PhD (UnB)  
(EXAMINADOR INTERNO)

---

CLAUDIO JOSE CAVALCANTE BLANCO, PhD (UFPA)  
(EXAMINADOR EXTERNO)

## FICHA CATALOGRÁFICA

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Dedico ao meu grande incentivador e querido  
tio Xavier, uma das milhares de vítimas da  
COVID-19.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à minha família em nome da minha mãe Gisele e do meu irmão Márcio, ao meu pai (*in memoriam*) pelo apoio incondicional.

Agradeço a confiança do meu orientador, Brasil Jr., que em toda a minha trajetória acreditou mais em mim do que eu mesma. Desde o estímulo e incentivo a participar da seleção do programa de pós-graduação em Ciências Mecânicas até a conclusão deste curso em tempos de extrema turbulência política e econômica em nosso amado país. Ele é o Brasil que deu certo. Através dos professores Taygoara, Edgar Amaral e Girão, e dos técnicos Felipe e Mestre agradeço ao Laboratório de Energia e Ambiente da UnB por me apresentar o fascinante mundo do fazer científico. Lá eu aprendi que o que move o mundo é invisível aos olhos.

Agradeço à CAPES, FINATEC e CEB pelo apoio financeiro sem o qual a dedicação à essa pesquisa seria impossível. Desejo que essas instituições possam resistir servindo ao interesse público apesar da ofensiva dos que arruinam nosso patrimônio.

Agradeço as que me inspiraram nessa caminhada, Flávia Calé, Ellen Claudine, Titi Alvares, Ana Cristina, Anne Cabral, Luiza Lafetá, pessoas que enfrentaram jornadas duplas, triplas, quádruplas de acúmulo de trabalho imputada às mulheres, e são brilhantes pesquisadoras em suas respectivas áreas.

Em nome dos colegas de projeto Ana Rafaela e Hugo Mesquita, agradeço aos colegas de Lab doce Lab, Tainara, Isadora, Wesly, Rafael, Marianela, Guilherme, Miguel, Reginaldo, Poliana pelo acolhimento e pela oportunidade de conviver com pessoas tão incríveis. São amigos que levarei para a vida. Agradeço aos amigos que me proveram companhia e qualidade de vida nesta cidade que me acolheu e tornaram tudo menos difícil. Thais, Daniele, Vinícius, Fabiane, Rubens, Victor, Patrique, Flávia, Maria Flor, Cris, Paty, Luis, Mafê, Selva, obrigada. Agradeço à Equipe Bichão, urbanistas extraordinários que me ensinam muito todos os dias.

Por fim e não menos importante, agradeço ter condições e saúde para terminar esta dissertação em meio a terrível pandemia que assola a humanidade e levou milhões de pessoas no mundo inteiro, parte delas tão próximas e tão amadas por nós. Eu mesma adoeci ao voltar ao trabalho externo. Sobreviver ao genocídio em curso no Brasil não é tarefa fácil.

Agradeço estar viva!

## RESUMO

Uma das principais externalidades de aterros sanitários e controlados é o biogás, o que torna essas áreas uma fonte de emissão de gases de efeito estufa no mundo e dá relevância para a detecção de vazamentos para o controle de qualidade ambiental desses locais. O Brasil, mesmo após a aprovação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, em 2010, possui um histórico de depósito irregular dos seus resíduos. A heterogeneidade das condições de destinação, falta de dados confiáveis da gravimetria dos resíduos e irregularidades topográficas de aterros aumentam a complexidade da quantificação e gestão desses gases. O presente trabalho buscou testar a Termografia Infravermelha como uma ferramenta precisa de detecção de vazamento de biogás em aterros sanitários e controlados. Para tanto, realizamos um estudo do comportamento do biogás no interior do solo baseado na liberação de calor proveniente da reação química que o gera, através da verificação em campo e em laboratório, com a construção de uma bancada experimental e um modelo matemático para análise de transferência de calor em meio poroso e a realização de visitas ao Aterro do Jockey Clube, no Distrito Federal. Sob determinadas condições climáticas e de contorno, os resultados in situ indicam forte correlação entre as anomalias térmicas com pontos de emissão de metano em condições de clima frio e seco e dificuldades na utilização dessa ferramenta em condições quente e úmida. Os resultados do experimento realizado em laboratório mostram que é possível associar fluxo de gás e anomalias térmicas em meio poroso não homogêneo e com gradiente de temperatura entre o meio poroso e ambiente inferior a 5°C e o modelo matemático verificou a relação entre fluxo e temperatura. Assim, concluiu-se que há viabilidade no uso do Infravermelho Termal como ferramenta eficaz de monitoramento de vazamento de biogás através da superfície em aterros sanitários e controlados.

**PALAVRAS-CHAVE:** Termografia infravermelha; biogás; aterro sanitário; transferência de calor.

## ABSTRACT

The present work sought to test Infrared Thermography as an accurate tool for detecting biogas leakage in sanitary landfills. Therefore, we carried out a study of the biogas behavior inside the soil, based on the heat release from the chemical reaction that has generated it, through field and laboratory verification, associated to the construction of an experimental bench and a mathematical model for analysis of heat transfer in porous media, as well as visits to the Jockey Clube Landfill, in Federal District. Under certain climatic and boundary conditions, the in situ results indicate a strong correlation between thermal anomalies and methane emission points in cold and dry weather conditions and difficulties in using this tool in hot and humid conditions. The results of the experiment carried out in the laboratory show that it is possible to associate gas flow and thermal anomalies in a non-homogeneous porous medium with a temperature gradient between the porous medium and environment below 10°C. Thus, we conclude that there is feasibility in using Thermal Infrared as an effective tool for monitoring surface leakage of biogas in regions with cracks in the landfill cover and in certain climatic conditions.

**KEY-WORDS:** Infrared thermography; biogas; landfill; heat transfer.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Visão geral dos estudos publicados sobre metodologias para quantificar CH <sub>4</sub> em aterros .....	47
Tabela 2 — Parâmetros e fatores que afetam imagens de Câmeras Infravermelhas.....	52
Tabela 3 — Variáveis calculadas referentes ao experimento das figuras 32 e 33.....	84
Tabela 4 — Variáveis calculadas referentes ao experimento das figuras 34 e 35.....	85
Tabela 5 — Variáveis calculadas referentes ao experimento das figuras 36 e 37.....	86

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Disposição final de RSU adequada x inadequada no Brasil (Toneladas/ano).....	24
Figura 2- Processo de decomposição anaeróbica mostrando a maneira pela qual vários grupos de anaeróbios fermentativos agem juntos na conversão de materiais orgânicos complexos em metano e dióxido de carbono.....	34
Figura 3- O calor como produto da degradação anaeróbica .....	34
Figura 4 - Variação de temperatura e gás com o tempo .....	37
Figura 5- Representação esquemática da temperatura com relação a profundidade para terra e para solos de aterros sanitários .....	38
Figura 6- Fissura do Aterro Controlado do Jockey Club com vestígios de combustão espontânea .....	40
Figura 7- Perfil padrão de um aterro sanitário .....	42
Figura 8- Fluxo de gás e calor no perfil de solo de aterro .....	44
Figura 9 - Fissuras na cobertura do ACJC .....	45
Figura 10 - Espectro do infravermelho termal e adjacências. As câmeras térmicas existentes operam nas regiões do infravermelho próximo, médio e distante.....	48
Figura 11 - Escala de temperatura da câmera infravermelha de 0°C – 65°C.....	52
Figura 12 - Escala de temperatura da câmera infravermelha de 0°C a 35°C.....	52
Figura 13 - Imagem TIR do aterro sanitário Audebo (14 de março de 2016) mostrando a temperatura da superfície [°C], enquanto os pontos coloridos representam as emissões [g m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ] de A: CH <sub>4</sub> e B: CO <sub>2</sub> . .....	55
Figura 14 — Localização do ACJC. Fonte: Cavalcanti (2013) .....	59
Figura 15 — Média anual de precipitação no Distrito Federal.....	60
Figura 16 — Média anual de temperatura no Distrito Federal, temperatura máxima (linha vermelha) e mínima (linha azul) médias no DF.....	60
Figura 17 — Área delimitada para coleta de dados – inverno seco.....	62
Figura 18 — Área delimitada para coleta de dados – verão chuvoso. ....	63
Figura 19 — Instalação Experimental .....	64
Figura 20 — Radiation Shield para aumento do gradiente de temperatura. ....	65
Figura 21 — Meio poroso (a) Leito compacto de esfera, (b) Cascalho branco, (c) Cascalho preto.....	66
Figura 22 — Medição do volume de vazios no meio poroso.....	66
Figura 23 — Calibração dos termopares .....	67
Figura 24 — Câmera térmica FLIR A350 acoplada à bancada (a) .....	67
Figura 25- Diagrama simplificado das condições de contorno .....	73

Figura 26 — Talude lateral em imagem fotográfica e termográfica (a) Localização dos pontos de 1 a 10 e (b) Imagem Termográfica correspondente. ....	77
Figura 27 — Imagem termográfica com escala de temperatura (°C) e concentração de metano (%) em 12 pontos.....	77
Figura 28 - Gráfico de comparação entre concentração de CH <sub>4</sub> e CO <sub>2</sub> versus Temperatura no ACJ.....	78
Figura 29- Solo saturado sem fissuras propícias para emissões fugitivas e material com diferentes emissividades na superfície .....	80
Figura 30 — Imagem termográfica do solo saturado do AJC. Ausência de contraste. (a) Material de diferente emissividade da cobertura do solo gerando ponto de aquecimento sem correlação com emissão de gás (b) .....	80
Figura 31-Variação de temperatura na coluna porosa até o estado de equilíbrio .....	82
Figura 32- Imagem termográfica do meio poroso esfera branca com fissura .....	84
Figura 33 - Imagem termográfica 3D .....	84
Figura 34- Imagem termográfica do meio poroso esfera branca com fissura e radiation shield .....	85
Figura 35 — Imagem termográfica 3D do meio poroso esfera branca com fissura e radiation shield .....	86
Figura 36 — Imagem termográfica do meio poroso (b) cascalho branco com fissura .....	87
Figura 37 — Imagem termográfica do meio poroso (b) cascalho branco em estado de equilíbrio .....	88

## LISTA DE SÍMBOLOS

### SÍMBOLOS LATINOS

C	Calor específico
J	Vazão
H	Irradiância solar
K	Permeabilidade
k	Condutividade térmica
M	Concentração
m	Massa
p	Pressão
t	Tempo
T	Temperatura
V	Volume
v	Velocidade
$K_s$	Condutividade térmica do solo
$u$	Velocidade característica do gás
$j$	Fluxo de gás
$z_{ref}$	Profundidade do solo
$h_c$	Coefficiente de transferência de calor convectivo entre o solo e a atmosfera
$T_a$	Temperatura ambiente
$h$	Coefficiente de transferência de calor por convecção do solo
$h_r$	Coefficiente de troca por radiação entre o solo e o
$T_{sky}$	Temperatura do céu
$U_\infty$	Velocidade do vento
$\bar{T}_0$	Temperatura média no nível do solo
$\bar{j}$	Fluxo médio
$\bar{T}_{00}$	Temperatura de área com fluxo de gás nulo
$C_s$	Calor específico do solo
$Cp_g$	Calor específico do gás

## SÍMBOLOS GREGOS

$\alpha$	Absortividade superficial do solo
$\theta$	Teor de umidade
$\sigma$	Tensão
$\rho$	Densidade
$\mu$	Viscosidade
$\partial$	Derivada
$\Delta$	Delta
$\varepsilon$	Emissividade
$\rho_s$	Densidade aparente do solo
$\rho_g$	Densidade do gás
$\sigma$	Constante de Stefan-Boltzmann

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	16
1.2.	OBJETIVO.....	20
2.	REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....	21
2.1.	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU).....	21
2.1.1	CONCEITO E CLASSIFICAÇÃO.....	21
2.1.2.	RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL.....	23
2.1.3.	RESÍDUOS SÓLIDOS NO DISTRITO FEDERAL.....	26
2.1.4.	DESTINAÇÃO FINAL DE RSU POR ATERRAMENTO.....	28
2.1.5.	A DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS E O AQUECIMENTO DE ATERROS ....	31
2.1.6.	EMISSÕES FUGITIVAS DE BIOGÁS.....	42
2.2.	O INFRAVERMELHO TÉRMICO.....	43
2.2.1.	CARACTERÍSTICAS DA RADIAÇÃO INFRAVERMELHA.....	44
2.2.2.	A APLICAÇÃO DO INFRAVERMELHO TERMAL EM ATERROS.....	50
3.	ESTUDO DE CASO .....	58
3.1.	DESCRIÇÃO DO LOCAL DE COLETAS DE DADO IN SITU – O ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY.....	58
3.2.	ANOMALIAS TÉRMICAS E EMISSÕES FUGITIVAS EM CAMPO.....	62
3.3.	INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL.....	64
3.4.	MODELAGEM DO PROBLEMA.....	65
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	77
4.2.	RESULTADOS DE MEDIÇÃO DE TEMPERATURA EM CAMPO.....	77
4.2.1.	MEDIÇÕES IN SITU – INVERNO SECO.....	77
4.2.2.	MEDIÇÕES IN SITU – VERÃO CHUVOSO.....	79

4.3.	EXPERIMENTO LABORATORIAL.....	82
4.3.1.	VISUALIZAÇÕES DA CÂMERA TÉRMICA.....	84
4.4.	RESULTADO DA MODELAGEM DO PROBLEMA.....	90
5.	CONCLUSÕES.....	92
6.	RECOMENDAÇÕES.....	95
	REFERÊNCIAS.....	96
	APÊNDICE A.....	103

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. JUSTIFICATIVA

Esta dissertação foi escrita durante a pior crise sanitária do último século, a Pandemia do COVID-19, o que nos faz refletir sobre a importância de fatores ambientais como propulsores de doenças. Houve uma mudança de paradigma científico após a identificação de organismos vivos microscópicos, ainda no século XIX, como agentes patogênicos. Isso possibilitou a elucidação de rotas de transmissão de doenças e evidências de que o ambiente, o clima, temperatura, umidade, e outros aspectos, podem afetar a abundância, a sobrevivência e a virulência de patógenos, bem como a suscetibilidade do hospedeiro à infecção. Em meio a uma emergência de saúde pública, reduzir o contágio de doenças em um país como o Brasil, com 35 milhões de pessoas sem acesso sequer a água potável (SNIS, 2018) é desafiador. São milhões que não seguirão o protocolo mais básico de contenção da contaminação, que é lavar as mãos, por falta de condições mínimas para tornar este ato possível.

O advento de pandemias não é inevitável. A relação entre transformações ambientais, supressão de vegetação e o surgimento de doenças é observada por Austin (2021) que fala, em seu estudo, de como nações desenvolvidas através de seus hábitos de consumo sustentados por profundas desigualdades internacionais no comércio e na produção, aceleram e concentram a degradação ambiental nos países pobres aumentando as possibilidades de contato entre humanos e animais nessas regiões.

Outro importante indicativo de degradação ambiental, as emissões brutas de gases de efeito estufa do Brasil aumentaram 9,6% em 2019 (CGEE, 2020). No ano em que o país teve sua governança federal de clima desmontada, com a extinção da Secretaria de Mudança do Clima e Florestas do Ministério do Meio Ambiente e o engavetamento dos planos de prevenção e controle do desmatamento (PPCDAm e PPCerrado), o país lançou na atmosfera 2,17 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e), contra 1,98 bilhão em 2018. O PIB nacional no mesmo ano subiu 1,1%, o que sugere que as emissões no Brasil, diferente da maioria das outras grandes economias, estão descoladas da geração de riqueza (CGEE, 2020).

Com 4% do total nacional, o setor de resíduos foi responsável pela emissão de cerca de 96 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> em 2019, um discreto aumento (1,3%) em relação ao ano anterior (CGEE, 2020). Na fração correspondente a este setor, a maior parte da contribuição

está associada à disposição de resíduos sólidos em aterros controlados, lixões e aterros sanitários (65%), seguida pelo tratamento de efluentes líquidos domésticos (26%).

Mais de uma década após a aprovação do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), 29,5 milhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) foram depositados inadequadamente em lixões ou aterros controlados, locais que não contam com um conjunto de sistemas e medidas necessários para proteger a saúde das pessoas e o meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2019).

O relatório publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020) estima que, durante o período da Pandemia do COVID-19, por conta das medidas de quarentena, isolamento e distanciamento social adotadas, haverá um relevante aumento na quantidade gerada de resíduos sólidos domiciliares (15-25%) e um crescimento considerável na geração de resíduos hospitalares em unidades de atendimento à saúde (10 a 20 vezes). Medidas de estímulo ao consumo para recuperação econômica pós Pandemia também trarão como consequência uma elevação da geração de resíduos. Historicamente, além do crescimento populacional e aumento na geração de resíduos desde 1970, também se observa uma ampliação do acesso aos serviços de gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), em especial na taxa de coleta e nos índices de disposição final ambientalmente adequada (SEEG, 2020).

Assim, a pressão por novas e adequadas áreas de descarte de resíduos sólidos, a necessidade dessas áreas cumprirem um padrão de segurança e qualidade e a universalização do saneamento básico são problemas contemporâneos dos centros urbanos, e a engenharia não pode se furtar a pensar soluções e inovações tecnológicas que levem em consideração a qualidade ambiental e a saúde pública.

O aterro sanitário é um ambiente complexo onde processos físicos, químicos e biológicos promovem a degradação de matéria orgânica. O aterramento acelera a decomposição em condições anaeróbicas, reduzindo o volume da matéria aterrada e gerando efluentes líquidos e gasosos que modificam as condições físicas e químicas no interior da massa de resíduos. A heterogeneidade das condições de depósito e insuficiência de dados sobre a gravimetria dos resíduos coletados no Brasil torna complexa a quantificação e realização de um inventário de emissões do biogás, subproduto gerado por aterramento de resíduos e sua decomposição anaeróbica.

O biogás gerado em aterros contém metano, dióxido de carbono e outros traços, cuja liberação para a atmosfera além de causar impacto ambiental negativo, promove risco de

explosão local a concentrações entre 5 e 10% misturado ao ar (LJUNGBERG et al., 1997). Desta forma, detecção de vazamentos é relevante para a segurança e o controle de qualidade ambiental desses locais. Esse processo bioquímico de decomposição também gera calor, aumentando a temperatura interna do solo para em torno de 35°C a 60°C, durante os anos de decomposição dos resíduos sólidos aterrados (HANSON, et al 2010; YEŞİLLER, et al, 2015; JAFARI, et al 2017).

Por conta do seu poder calorífico, biogás pode ser utilizado para geração de energia. O Brasil possui um número significativo de aterros sanitários em operação, que recebem a maior parte dos RSU coletados. No entanto, o país possui apenas 17 usinas de biogás, resultando em cerca de 122 MW de capacidade, com um potencial estimado de 523 MW a 768 MW a depender dos cenários (LIMA et al., 2017). O Reino Unido, por exemplo, que é cerca de 3 vezes menor que o Brasil em população, tem 442 usinas desse tipo, correspondendo a 1051 MW de capacidade. Esse fato evidencia um considerável potencial inexplorado do biogás de aterro sanitário no Brasil (LIMA et al., 2017).

Sem a ampliação de mecanismos de captura e aproveitamento do biogás gerado, a disposição de resíduos em aterros sanitários pode aumentar suas emissões, já que nos aterros a decomposição da matéria orgânica é anaeróbica e emite mais CH<sub>4</sub>, um gás-estufa 28 vezes mais poluente que o CO<sub>2</sub> (SEEG, 2020). Atualmente, as emissões de aterros sanitários são mais representativas que as emissões oriundas de locais de disposição inadequados, 57% das emissões do subsetor (SEEG, 2020) e a tendência é essa proporção aumentar.

As emissões fugitivas de biogás ocorrem quando este escapa por migração através da estrutura porosa do solo e fraturas na cobertura existentes em aterros controlados e sanitários. Em seguida, o fluxo de gás é emitido para a atmosfera aquecendo a temperatura da superfície. Essa temperatura pode ser usada como um indicador de pontos de emissão fugitiva de biogás.

Metodologias de detecção e quantificação das emissões fugitivas de biogás por fluxo ascendente em coluna de meio poroso foram intensamente exploradas na literatura, envolvendo várias estratégias de medição a exemplo da revisão de literatura realizada por J. Mønster et al (2019). A concentração e fluxo de gás podem ser detectados pelo uso de sensores próximos à superfície, técnica mostrada nos trabalhos de S. Riddick et al (2018), F.J.Maciél e J.F.T. Jucá (2018), R. Gonzalez-Valência, et al (2016), F. Lucernoni, et al (2017), G. Allen, et al (2019) ou através da quantificação da dispersão atmosférica através da pluma de gás, conforme apresentam C. Scheutz, et al (2011), C. Sheutz, et al (2019) e M. Detto, et al (2011), sendo a primeira metodologia mais acessível tecnológica e

financeiramente já que a dispersão de plumas deve ser analisada através de espectrometria gasosa.

Outra abordagem alternativa é o uso de imagem em infravermelho por observação aérea e via satélite (FJELSTED, et al 2019; TANDA, et al 2017). Contrastando com a medição pontual de concentração ou fluxo, o sensoriamento remoto permite maior identificação de fontes difusas de emissão de calor, com baixa resolução para identificação de emissões pontuais e concentradas, possibilitando um mapeamento qualitativo de liberação de calor em toda área do aterro.

Para a detecção de vazamentos de biogás em aterros usando imagens térmicas o grande desafio é o estabelecimento de uma clara relação entre o fluxo de gás e a temperatura do solo (LEWIS et al., 2003; ISHIGAKI et al., 2005). Fatores externos como incidência solar, volume de precipitação e intensidade da corrente de ventos podem interferir no aquecimento do solo provocado pelo gás.

Considerando as questões mencionadas, o presente trabalho analisa o fluxo de calor provocado pelo escoamento ascendente de gás aquecido que flui através de um meio poroso até a superfície a partir da termografia por infravermelho, na região do espectro do infravermelho termal. O estudo é realizado em campo e em escala laboratorial, para estudar uma correlação entre o fluxo de gás através do meio e o aquecimento da superfície para testar a viabilidade do uso de imagens térmicas na detecção de vazamento de biogás em aterros.

Em campo, a análise da correlação entre aumento de temperatura e vazamento de biogás foi realizada através da medição de concentração de gás próximo à superfície de cobertura do solo e realização de imagens termográficas. Medições foram realizadas em distintas estações do ano, com e sem incidência solar. Entre 4h e 7h, para anular a sua interferência, enquanto o aquecimento do solo depende diretamente do fluxo de massa do gás aquecido no subterrâneo. Durante a noite, a camada superior do solo dissipa o calor para o ambiente principalmente através de radiação e a estimativa da temperatura do solo pode ser relacionada à taxa de vazão de biogás, usando o balanço térmico na camada do solo. realizado com incidência solar para verificar o comportamento destas interferências.

Em escala experimental, uma bancada de transferência de calor em meio poroso e um modelo matemático foram desenvolvidos para analisar o comportamento do fluxo de ar e calor até a superfície. Sensores de temperatura e imagens térmicas também foram utilizadas. A instrumentação e metodologia do experimento serão descritas nos capítulos seguintes.

O presente trabalho foi realizado no âmbito do Programa de P&D da Aneel, fruto do convênio efetuado entre a CEB Geração S.A., CEB Lajeado S.A. e a Fundação Universidade de Brasília para desenvolver o projeto de pesquisa e desenvolvimento intitulado “Hibridização de fontes de geração de energia elétrica como alternativa tecnológica de remediação ambiental de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos – Estudo de caso: Aterro controlado do Jockey Clube”, localizado no Distrito Federal. Portanto, o presente trabalho é uma contribuição realizada ao projeto de Remediação Ambiental-Energética e Sustentável para Aterros – RAEESA.

## 1.2. OBJETIVO

Esta dissertação tem como objetivo testar o uso de imagens térmicas como uma ferramenta de detecção de vazamento de biogás em aterros.

Para que este objetivo fosse atendido, foram realizadas medições e imagens em campo, no Aterro Controlado do Jockey Clube (ACJC); construiu-se uma bancada e um modelo matemático para análise de transferência de calor em meio poroso em laboratório e verificação da correlação entre escoamento de gás e aumento de temperatura. Em laboratório também foram realizadas imagens termográficas.

Como objetivos específicos o presente trabalho estabeleceu:

- estudos experimentais que viabilizem a técnica de identificação de fluxo de gás aquecido com níveis de temperatura da superfície do solo e com o infravermelho termal;
- Qualificação de experimentos em campo para uso da metodologia;
- Proposição de modelo térmico que associe a temperatura do solo com o fluxo de metano, avaliando a sensibilidade necessária para medições.

## 2. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

*“Sua obsessão era o perigoso estado sanitário da cidade. Lutou em vão para que o lixo não fosse atirado aos manguezais, convertidos há séculos em tanques de putrefação, e para que fosse recolhido pelo menos duas vezes por dia e incinerado em algum lugar despovoado. Tinha consciência da ameaça mortal que era a água de beber”*

*(Gabriel García Marquez, Amor nos tempos de cólera).*

### 2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)

#### 2.1.1 CONCEITO E CLASSIFICAÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU), coloquialmente chamados de lixo, são materiais que resultam de um processo de fabricação, utilização ou consumo e posterior descarte por ser considerado sem utilidade. Pelo crescente volume gerado, os resíduos passaram a ser um grande passivo ambiental da sociedade moderna. Possuem um ciclo basicamente constituído de geração, coleta, tratamento e disposição final.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), a partir da norma 10004:2004 define o RSU como:

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

Já a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, classifica os resíduos sólidos como:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnica ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível. (BRASIL, 2010)

Resíduos Sólidos Urbanos também podem ser classificados quanto à origem e a periculosidade. Os Resíduos Sólidos Urbanos são resíduos não perigosos de origem domiciliar e de limpeza urbana. Resíduos da construção civil são responsabilidade do gerador, mas podem ser destinados a aterros urbanos, e resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, quando não perigosos, podem ser classificados como resíduos domiciliares (BRASIL, 2010). São esses resíduos objeto do nosso estudo por estarem destinados a aterros sanitários e controlados, segundo a lei.

A PNRS (2010) orienta a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos competentes, entre elas a disposição final, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. E classifica como rejeitos os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada. É a fração que tem o aterramento como destinação final. Desta forma, a quantidade de rejeito está diretamente vinculada ao engajamento da população em separar fração orgânica da reciclável, a tecnologias existentes para otimização de coleta e triagem e seu volume interfere na quantidade de matéria orgânica aterrada.

Durante a pandemia do COVID – 19, a gestão de resíduos sólidos foi considerada serviço essencial de saúde pública e requer atenção especial das autoridades por representar um possível fator de contaminação. O gerenciamento inadequado de RSU durante a crise sanitária apresenta riscos potenciais para o pessoal que realiza o manuseio de RSU e amplia a transmissão de vírus entre as pessoas. Portanto, há uma necessidade de avaliar diferentes aspectos do manejo dos RSU, em detalhes, durante o surto de coronavírus.

Bhargavi N. Kulkarni (2020), pesquisadora do Departamento de Engenharia Civil do Instituto de Engenharia vinculado à Visvesvaraya Technological University em Belagavi, Índia, realizou um trabalho de revisão que apontou práticas de gerenciamento de RSU em

alguns países desenvolvidos e em desenvolvimento durante a pandemia de COVID-19 e condições prévias para desenvolver instalações eficazes de tratamento e disposição de resíduos. Sua revisão mostrou a necessidade imediata de avaliar a viabilidade econômica, ambiental e social de integrar abordagens alternativas, como sistemas descentralizados, com o gerenciamento existente de RSU durante emergências de saúde pública. É necessário avaliar o papel das instalações de armazenamento e redução temporárias no manuseio do excesso de resíduos, suas repercussões econômicas e disponibilidade de pessoal para a tarefa durante esses surtos. A autora também chama a atenção para o aumento da automação no gerenciamento de resíduos para garantir serviços ininterruptos de gerenciamento de RSU e proteger da contaminação o pessoal envolvido no manuseio.

É expressivo o aumento do volume de resíduos gerados a partir das residências durante o surto de COVID-19. Nos Estados Unidos, este aumento representou cerca de 20% a 30% em abril de 2020. Como os resíduos residenciais e os volumes recicláveis aumentaram mais, alguns governos locais suspenderam temporariamente seus programas de coleta de reciclagem na calçada para garantir que todo o lixo fosse coletado e gerenciado com eficiência (SWANA, 2020).

No Brasil, o relatório publicado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020) estima que, durante o período da Pandemia do COVID-19, por conta das medidas de quarentena, isolamento e distanciamento social adotadas, haverá um relevante aumento na quantidade gerada de resíduos sólidos domiciliares (15-25%) e um crescimento considerável na geração de resíduos hospitalares em unidades de atendimento à saúde (10 a 20 vezes). Medidas de estímulo ao consumo para recuperação econômica pós-pandemia também trarão como consequência uma elevação da geração de resíduos. Desta forma, o estudo de tecnologias e soluções que busquem a melhoria da gestão de resíduos sólidos é um problema contemporâneo e urgente dos países.

### 2.1.2. RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL

Entre 2010 e 2019, a geração de RSU no Brasil registrou considerável incremento, passando de 67 milhões para 79 milhões de tonelada por ano. Por sua vez, a geração per capita aumentou de 348 kg/ ano para 379 kg/ano e a quantidade de resíduos coletados cresceu em todas as regiões do país e, em uma década, passou de cerca de 59 milhões de toneladas em

2010 para 72,7 milhões de toneladas e, no mesmo período, a cobertura de coleta passou de 88% para 92% (ABRELPE, 2020).

Mesmo a geração de resíduos sendo uma externalidade inerente a atividade humana, foi somente a partir da década de 80 que uma legislação específica para o seu gerenciamento surgiu em território brasileiro. A disposição em aterros sanitários são alternativas de destinação final ambientalmente adequada previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), desde que observadas as normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. No Brasil, a maior parte dos RSU coletados segue para disposição em aterros sanitários, registrando um aumento de 10 milhões de toneladas em uma década, passando de 33 milhões de toneladas por ano para 43 milhões de toneladas. Por outro lado, a quantidade de resíduos que segue para unidades inadequadas (lixões e aterros controlados) também cresceu, passando de 25 milhões de toneladas por ano para pouco mais 29 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2020), conforme ilustrado na figura 1.

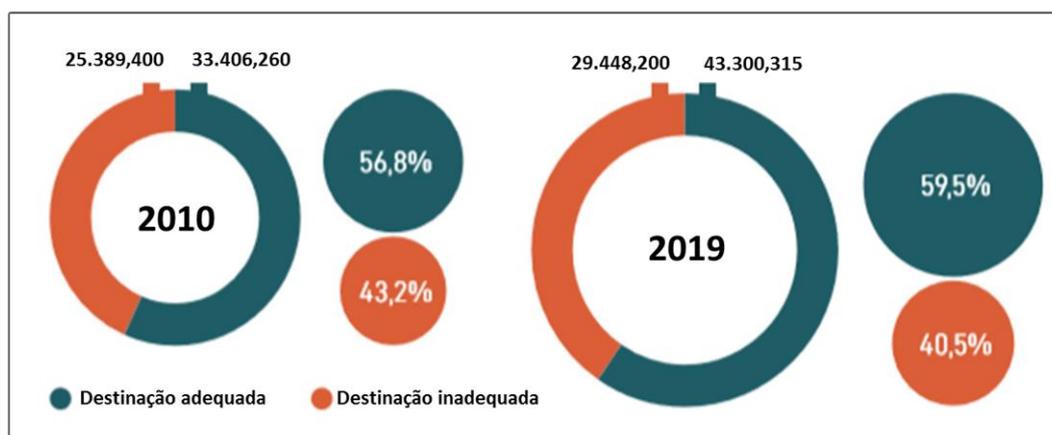


Figura 2 — Disposição final de RSU adequada x inadequada no Brasil (Toneladas/ano).  
Fonte: ABRELPE (2020).

Dados institucionais disponíveis sobre a composição gravimétrica do RSU no Brasil são precários. O Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA) publicou em 2012 um estudo onde a composição gravimétrica do lixo no Brasil durante o período de 1995 a 2008 é estimada como possuindo, em média, 51,4% de matéria orgânica e o restante de material reciclável (metais, vidro, aço, papel, papelão, plástico e vidro) (BRASIL, 2012).

A geração de resíduos de países em desenvolvimento tende a possuir maiores porcentagens de matéria orgânica que aqueles de países desenvolvidos, uma vez que as

características desses resíduos estão intimamente relacionadas aos hábitos e padrões de vida no local onde são gerados e que, por sua vez, variam temporalmente (KARAK et al., 2012). Como o biogás é gerado através da decomposição de matéria orgânica, a recuperação energética dessa externalidade é uma alternativa tecnológica atrativa para países em desenvolvimento.

No Brasil o tratamento dos resíduos sólidos como um potencial gerador de energia renovável foi impulsionado pela PNRS. A Política prevê a extinção dos lixões e implantação de aterros sanitários e o tratamento do gás metano gerado pela decomposição da matéria orgânica aterrada a fim de evitar riscos e cumprir com a diretriz de destinação segura e ambientalmente correta. Menciona a utilização de tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental.

O Brasil possui um número significativo de aterros sanitários em operação, que recebem a maior parte dos RSU coletados. No entanto, o país possui apenas 17 usinas de biogás, resultando em cerca de 122 MW de capacidade, com um potencial estimado de 523 MW a 768 MW a depender dos cenários (LIMA et al., 2017). O Reino Unido, por exemplo, que é cerca de 3 vezes menor que o Brasil em população, tem 442 usinas desse tipo, correspondendo a 1051 MW de capacidade. Esse fato evidencia um considerável potencial inexplorado do biogás de aterro sanitário no Brasil (LIMA et al., 2017).

Essa capacidade de geração pode ser aproveitada para suprir a demanda de energia a partir de fontes renováveis para reduzir a pressão sobre termelétricas ante a instabilidade climática por qual passamos. Ao longo dos últimos anos, a precipitação observada em algumas das principais bacias hidrográficas integrantes do SIN tem se mostrado significativamente abaixo da média histórica (ONS, 2021). O déficit de precipitação acumulado nos últimos 10 anos em algumas bacias chega alcançar um valor maior do que o total de chuva que ocorre em média em um ano.

Em consequência, as vazões afluentes às usinas localizadas em algumas bacias que compõem o SIN, nestes últimos anos, também têm se situado abaixo da média histórica. Ressalta-se que, em algumas dessas bacias, observaram-se as piores sequências hidrológicas de todo o histórico de vazões de 91 anos (1931/2021) (ONS, 2021) em um país com forte dependência da matriz hidroelétrica.

A nota técnica lançada pelo Operador Nacional do Sistema (ONS) em 2021 mostra que mesmo com medidas drásticas tomadas para suprir a escassez hídrica como o esgotamento dos recursos hidráulicos da região Sudeste/Centro-Oeste, com o atingimento da faixa de restrição das usinas da bacia do São Francisco, com o despacho térmico pleno e com a maximização da transferência de energia do Norte/Nordeste para o Sudeste considerando limites de transmissão flexibilizados, os recursos continuam insuficientes para atendimento ao mercado de energia, resultando em projeção de déficits de 3.824 MW/mês para o mês de outubro e de 3.746 MW/mês para o mês de novembro de 2021 (ONS, 2021). Neste cenário, a busca por novas fontes de energia deve ser constante e o biogás de aterro surge como uma alternativa viável ambiental e tecnologicamente.

### 2.1.3. RESÍDUOS SÓLIDOS NO DISTRITO FEDERAL

A região Centro-Oeste, com seus 467 municípios, gerou 15.932 toneladas diárias de RSU, das quais 93,78% foram coletadas. Destes resíduos coletados, 58% (mais de 8 mil toneladas por dia) ainda têm como destino os aterros controlados e lixões. Por outro lado, foi o local no Brasil onde o número de cidades com coleta seletiva mais cresceu, em comparação ao Panorama 2017. Em 2018, os municípios da região aplicaram uma média mensal de R\$ 6,42 por pessoa na coleta de RSU e demais serviços de limpeza urbana, o que movimentou pouco mais de R\$ 1 bilhão e gerou 27.611 empregos (ABRELPE, 2019).

No Distrito Federal (DF) a empresa pública Serviço de Limpeza Urbana (SLU) é responsável pela coleta, transporte, triagem e disposição final dos resíduos. O sistema de coleta é distribuído em convencional, não-convencional, seletiva, de entulhos, e de resíduos dos serviços de saúde. Os resíduos abrangidos pela coleta convencional são os domiciliares, varrição de ruas e comerciais.

O DF possui, seguindo as diretrizes na PNRS, um Plano Diretor de Resíduos Sólidos que inclui entre os seus objetivos estratégicos ampliar a valorização material ou energética dos resíduos gerados, utilizando alternativas de acordo com o tipo de resíduo. Neste Plano Diretor consta que a coleta convencional compreende os serviços regulares de coleta de resíduos sólidos domiciliares, realizadas com frequência diária ou alternada através de empresas contratadas pelo SLU, com uso de caminhões compactadores e equipes de coletores. O transporte de resíduos de coleta convencional é executado de duas formas básicas: o transporte com caminhões compactadores ou em caminhões tipo carretas, de maior capacidade, utilizado para grandes volumes.

Resíduos domiciliares coletados pelos serviços de coleta convencional tinham sua destinação para três caminhos distintos: a) diretamente ao Aterro do Jockey; b) às unidades de Tratamento Mecânico-Biológico (Usinas da Asa Sul e da Ceilândia) e c) às unidades de transbordo (Brazlândia, Gama, Asa Sul e Sobradinho), seguindo posteriormente para os destinos descritos nos itens a) e b). Do total de resíduos domiciliares da coleta convencional, aproximadamente 42% foram destinados diretamente para a disposição final no aterro do Jockey e às unidades de Tratamento Mecânico Biológico e 58% passam preliminarmente nas unidades de transbordo (DF, 2018).

O último Relatório da Análise Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos do Distrito Federal é de 2015 e aponta 28 toneladas/dia de resíduos recicláveis e 122 toneladas/dia de composto orgânico coletados neste ano. Na coleta seletiva, a Região Administrativa (RA) de Águas Claras apresentou maior percentual de recicláveis (85%), enquanto a RA da Estrutural, com 38%, apresentou o menor percentual de recicláveis. Para material orgânico, a RA do Lago Sul apresentou maior percentual desse material na coleta seletiva, 35%.

Com relação à presença de rejeito, Brazlândia foi a RA que obteve maior percentual (51%) e Águas Claras o menor, 6%. Na coleta convencional, o percentual de maior representatividade do material orgânico foi para a RA do Lago Norte (72%) e com menor representatividade percentual, a RA de Ceilândia com 7%. Com relação ao material reciclável mensurado na coleta convencional, Samambaia apresentou maior percentual com 53% e o Lago Norte o menor percentual com 9%. Os rejeitos também foram contabilizados nesta coleta, a RA de Ceilândia sendo com maior predominância, 74%, e Asa Sul com 14%.

De acordo com o Relatório de Atividades do SLU no DF, em 2019 foram aterradas 577.889 toneladas de resíduos no Aterro Sanitário de Brasília, em média 64.210 toneladas/mês de resíduos sólidos domiciliares. Esses valores nos dão dimensão do que pode ter sido destinado ao local do nosso estudo de caso, o ACJC, durante os seus sessenta anos de operação.

Em função das medidas necessárias para o momento de enfrentamento ao novo coronavírus, em abril de 2020 o SLU suspendeu o serviço de coleta seletiva domiciliar por tempo indeterminado. A medida, segundo a empresa, visa diminuir a quantidade de profissionais em risco de exposição ao vírus, são 1073 catadores das cooperativas contratadas para fazer a triagem de material reciclável nas centrais de transbordo, profissionais mais vulneráveis ao contágio por manusearem diariamente materiais descartados pela população. (SLU, 2020).

Como são precários os dados de deposição ao longo desse período, é razoável trabalhar com os dados sobre o que é coletado para estimar o volume aterrado. Essa informação é relevante pois a quantidade de matéria orgânica submetida a aterramento e condições anaeróbicas são determinantes para a geração de biogás e aquecimento do solo, conforme veremos adiante.

#### 2.1.4. DESTINAÇÃO FINAL DE RSU POR ATERRAMENTO

Os depósitos de lixo “municipais” existem no mundo ocidental desde pelo menos 500 a.C., mas foi somente quando os aterros começaram a ser construídos de acordo com as diretrizes estabelecidas que nasceu o conceito de sistemas de contenção de engenharia. Por essa definição, as primeiras barreiras de engenharia foram construídas na década de 1960, depois que o Serviço de Saúde Pública dos EUA e a Sociedade Americana de Engenheiros Civis publicaram guias recomendando que os resíduos fossem compactados e cobertos com uma nova camada de solo todos os dias para proteger contra roedores e odores (NRC, 2007).

Em um artigo de 1977, W. C. Boyle já tratava do aterro sanitário e da recuperação energética de aterros como uma alternativa ambientalmente adequada. Neste trabalho ele menciona que, dependendo das condições do solo e características geológicas, os aterros *podem* ser revestidos com material impermeável antes do descarte de resíduos para evitar a percolação de lixiviados de aterros em terrenos próximos ou fontes de água de superfície. Além disso, a cobertura do aterro é projetada normalmente para minimizar erosão e incentivar a drenagem adequada. Muitos aterros sanitários também possuem barreiras impermeáveis apropriadas ou valas de ventilação para proteger contra a difusão lateral de gás metano (BOYLE, 1977).

A impermeabilização do solo e a preocupação com a não contaminação do ambiente por aterramentos de resíduos é recente, visto que BOYLE (1977) menciona a impermeabilização do solo como facultativo, e não obrigatório. É a partir dessa evolução tecnológica que células cada vez mais impermeabilizadas surgem para depósito de resíduos transformando aterros em verdadeiros reatores de decomposição.

Os sistemas de disposição de resíduos tornaram-se cada vez mais sofisticados, impulsionados pelos avanços nas práticas de pesquisa e engenharia, pela geração de quantidades crescentes de resíduos tóxicos e perigosos e por novos requisitos nos regulamentos estaduais e federais. Os critérios de projeto e desempenho inicial e os requisitos

de monitoramento desses sistemas de contenção são regidos por regulamentos ambientais federais e estaduais (NRC, 2007).

Aterros sanitários, sejam os aterros convencionais ou os aterros de biorreatores emergentes, submetem os resíduos a complexas interações com fatores que incluem principalmente hidráulico (fluxo de líquido e gás), mecânico (compressão / assentamento, cisalhamento), fenômenos bioquímicos (biodegradação, lixiviação e produção de gás) e térmicos (geração de calor, transporte de calor) Para ser capaz de prever com segurança o desempenho de longo prazo dos aterros sanitários de RSU, é crucial entender e interpretar esses processos fundamentais e suas interações, o que torna a previsão do comportamento dos resíduos um problema complexo de resolver. (KUMAR, REDDY, MCDOUGALL, 2020a). Entretanto, apesar de avanços tecnológicos na disposição de resíduos por aterramento, é comum existirem vazadouros a céu aberto, os chamados lixões, e aterros controlados, além de aterros sanitários.

Aterros controlados são classificados como a disposição de resíduos sobre o solo, com a ausência de dispositivos que mitiguem a propagação de percolados para o subsolo, porém, com procedimentos operacionais específicos que promovem melhoramentos em relação à disposição em lixões. Esses procedimentos, na maioria dos casos, consistem na compactação dos resíduos assim que dispostos e cobertura destes com uma camada de solo local, visando um prolongamento da vida útil disponível para disposição e uma diminuição na proliferação de vetores de doenças e na propagação de odores para as áreas circunvizinhas (BOSCOV, 2008).

Ou seja, aterros controlados não dispõem de estrutura de drenagem de chorume e gás, mas contam com a uma cobertura superficial, tornando a decomposição dos resíduos anaeróbia. O biogás deve ser monitorado e gerido para evitar, além de contaminação, explosão por confinamento. A PNRS reconhece apenas a disposição em aterros sanitários como ambientalmente adequada, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos.

A norma 10004 de 2004 da ABNT também define o que são Aterros Sanitários:

Aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, consistem na técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança,

minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza os princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou à intervalos menores se for necessário. (ABNT, 2004).

Em resumo, a função de um aterro sanitário moderno é armazenar a maior quantidade de resíduos por unidade de área, isolar o resíduo do ambiente e possibilitar a conversão dos resíduos em energia (MEGALLA, D. 2012).

É economicamente e ambientalmente vantajoso realizar um pré-tratamento nos resíduos sólidos antes da deposição em aterros. Técnicas como trituração, separação, reciclagem ou reuso, oferecem uma redução significativa de volume, reduzem a necessidade de destinação de novas áreas para aterramento e cobertura de resíduos. Com 4% do total nacional, em 2019, o setor de resíduos foi responsável pela emissão de cerca de 96 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> e, um discreto aumento (1,3%) em relação ao ano anterior. Do total apresentado, a maior parte da contribuição está associada à disposição de resíduos sólidos em aterros controlados, lixões e aterros sanitários (65%), seguida pelo tratamento de efluentes líquidos domésticos (26%). Historicamente, além do crescimento populacional e aumento na geração de resíduos a partir de 1970, também se observa uma ampliação do acesso aos serviços de gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), em especial na taxa de coleta e nos índices de disposição final ambientalmente adequada (SEEG, 2020).

O monitoramento dos gases gerados em aterros sanitários e controlados é importante para diversas questões como verificar o andamento da decomposição dos resíduos, o volume de gás que é gerado para evitar concentrações inflamáveis e explosivas, monitoramento de poluição do ar, além de verificação de potencial para aproveitamento energético (LU, FENG, 2020). Sobre os principais riscos associados com aterros sanitários, Shi-Feng Lu e Shi-Jin Feng (2020) os associam com a mobilidade dos compostos químicos gerados à medida que os resíduos decompõem-se e chamam atenção para a necessidade de gestão destes riscos não apenas durante a sua vida útil do aterro (período de depósito de resíduos), mas também por um longo período de pós encerramento (compreendendo finalização, cobertura e cuidados pós-fechamento).

Durante a vida útil e após o encerramento do aterro, o objetivo principal da gestão de risco é acelerar a decomposição de resíduos para atingir a estabilização o mais rápido possível. Tecnologias de engenharia de aterro, como recirculação de lixiviado, coleta de gás e aeração, são empregadas para atingir essas metas. Portanto, para quantificar e gerenciar com

sucesso esses riscos é necessário não apenas uma compreensão clara dos comportamentos de longo prazo dos RSU e das complexas interações encontradas em aterros sanitários, mas também rastrear os compostos químicos que são produzidos, além de determinar o fluxo de lixiviado e gás, e o deslocamento de resíduos e materiais inertes na fase sólida. (FENG, L. 2020).

#### 2.1.5. A DEGRADAÇÃO DOS RESÍDUOS E O AQUECIMENTO DE ATERROS

*“...naquela terra encharcada e fumegante, naquela umidade quente e lodosa, começou a minhocar, a esfervilhar, a crescer, um mundo, uma coisa viva, uma geração, que parecia brotar espontânea, ali mesmo, daquele lameiro...”*

(O Cortiço, Aloísio Azevedo).

Possíveis razões para a relação entre o fluxo de metano e o acréscimo de temperatura do solo podem incluir transferência de calor por migração de gás, condução de calor de dentro dos resíduos e / ou produção de calor por microrganismos oxidantes de metano.

O já citado estudo de Lu & Feng, (2020) resumiu a biodegradação de RSU dividindo-a em duas categorias, dependendo da presença de oxigênio no interior de aterros sanitários: aeróbia e anaeróbia. Uma vez que o RSU é aterrado, a reação aeróbia é dominante até que o oxigênio esgote-se. Aqui, o resultado primário da decomposição da matéria orgânica em RSU é dióxido de carbono e água. A biodegradação anaeróbia de RSU ocorre posteriormente, e pode ser dividida em hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (MUDRACK, KUNST, 1985).

Para fins de mensuração da produção de biogás, os resíduos são classificados em frações degradáveis e inertes. Da fração degradável dos sólidos a celulose é relatada como responsável pela maior parte do potencial de geração de CH<sub>4</sub> do RSU (BARLAZ ET AL., 1990). O calor é um dos subprodutos primários do processo de decomposição de resíduos, uma vez que as reações envolvidas na decomposição anaeróbia de resíduos são exotérmicas. Embora a quantidade de calor liberada na decomposição de resíduos anaeróbicos seja substancialmente menor do que a decomposição de resíduos aeróbicos (EL-FADEL ET AL., 1996b), o acúmulo do calor gerado em longo prazo pode aumentar significativamente as temperaturas dos resíduos dentro do aterro.

O modelo definido pelo IPCC assume que o componente orgânico degradável ou carbono orgânico degradável (com a sigla DOC, em inglês), dos resíduos decompõem-se lentamente ao longo de algumas décadas, durante as quais CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> são formados. Se as condições forem constantes, a taxa de produção de CH<sub>4</sub> depende exclusivamente da quantidade de carbono remanescente nos resíduos. Como resultado, emissões de CH<sub>4</sub> de resíduos depositados em um local de descarte são mais elevados nos primeiros anos após a deposição e gradualmente diminuem à medida que o carbono degradável nos resíduos é consumido pelas bactérias responsáveis pela decomposição. A maioria dos resíduos em aterros gera um gás com aproximadamente 50% de CH<sub>4</sub>. Apenas material incluindo substancial quantidade de gordura ou óleo pode gerar gás com mais de 50% de CH<sub>4</sub> (IPCC, 2006).

Apesar de modelos que generalizam condições para realizar estimativas, o comportamento real de decomposição de resíduos e as taxas de geração de LFG em aterros varia consideravelmente com base em fatores específicos do local, condições de disposição de resíduos, temperatura ambiente, precipitação, e envolvem interações complexas de diferentes reações bioquímicas influenciando umas às outras, que não são consideradas modelos simples (KUMAR, REDDY, MCDOUGALL, 2020a).

O esgotamento da celulose, componente orgânico com presença significativa nos resíduos domésticos, é controlado pelas concentrações de Ácidos Voláteis (AV) e Biomassa Metanogênica (BM), e o teor de umidade nos resíduos. O primeiro estágio da digestão anaeróbia está associado à hidrólise da celulose em glicose. Assumindo que a fermentação da glicose envolvendo acidogênese / acetogênese é instantânea, o segundo estágio da degradação anaeróbia é a metanogênese, que envolve o consumo de AV pelo BM para produzir CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> (KUMAR, REDDY, MCDOUGALL, 2020a).

Muitos estudos científicos de degradação de resíduos geralmente são conduzidos em laboratórios ou lisímetros, nos quais as variáveis que afetam a biodegradação podem ser controladas. Baseados nessas investigações, cinco estágios dos processos foram estabelecidos por Mc Been et al (1995). A particular química encontrada nos lixiviados ou nos gases emitidos produzidos por atividades bacterianas define cada um dos cinco estágios, sendo eles:

**Ajuste Inicial:** Quando os resíduos são colocados em um aterro, o oxigênio está presente e bactérias iniciam a decomposição em condições aeróbicas.

**Transição:** Em seguida, o dióxido de carbono substitui completamente oxigênio por gás de aterro primário. Bactérias anaeróbicas convertem as substâncias formadas por bactérias aeróbicas em ácidos e álcoois.

**Formação de ácido:** A decomposição anaeróbica continua e o lixiviado originado passa pelo estágio III contendo altas concentrações de ácidos orgânicos.

Estabilização da fermentação: A bactéria produtora de metano transforma os componentes químicos formados no estágio II e III em metano, dióxido de carbono e água.

**Maturação final:** É assumido que após a decomposição material ocorrida dos estágios de I a IV, a população de bactérias morre e a produção de gás e lixiviado cessa e o aterro estabilizará. (MCBEEN *et al.*, 1995).

A duração das fases de decomposição dos resíduos varia dependendo da natureza dos resíduos (sua composição física e química) bem como das condições do aterro. Calor, juntamente com gás e lixiviado, são, portanto, produtos primários do depósito de diferentes tipos de resíduos sólidos. Parte da energia metabolizada é inutilizada na forma de calor (e em caso da degradação anaeróbica, particularmente também CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>). Degradação anaeróbica de substâncias orgânicas em produtos inorgânicos e metano acontecem em várias etapas, onde diferentes cepas de bactérias participam predominantemente do processo (DACH, ZUR DEPONIEGAS, 1998 *apud* RICKEN, 2005).

O suprimento de matéria orgânica interfere na decomposição devido a atividade bacteriana de degradação da matéria orgânica. O metabolismo dos microrganismos visa sua manutenção e reprodução. O propósito da conversão microbiológica de matéria orgânica é a produção de componentes energéticos (RICKEN, USTOHALOVA, 2005). Um esquema simplificado da relação entre a decomposição de resíduos e a geração de gás e calor é mostrado nas Figuras 2 e 3.

O aquecimento pode resultar em deformação adicional, denominada compactação de resíduos. Além disso, a liberação de calor durante a degradação de resíduos pode afetar as distribuições de temperatura em aterros sanitários, potencialmente induzindo mudanças de fase física do lixiviado e gás de aterro na forma de dissolução de gás e água, evaporação, bem como mudanças nas propriedades físicas de líquidos e gases dependentes da temperatura, como a viscosidade do gás. Esses processos acoplados são bastante complexos, justificando os esforços em modelagem analítica e numérica de RSU sobre comportamentos e respostas a aterros sanitários nas últimas três décadas (LU, FENG, 2020).

A temperatura dos resíduos influencia no comportamento das camadas inferiores, na cobertura e na camada superior dos solos. Temperaturas acima de 70°C são muito raras, o crescimento bacteriano é abruptamente zerado e presume-se que a geração de gás cesse (EL-FADEL, 1999) zerando, por consequência, a transferência de calor por condução e convecção. A energia necessária para aumentar a temperatura do aterro depende da capacidade calorífica dos resíduos, da evaporação da água durante a formação do gás do aterro, da temperatura das reações bioquímicas e a perda de calor para o ambiente (YEŞİLLER et al.; 2005). O transporte de calor no aterro ocorre principalmente por meio da condução através dos resíduos e por convecção do fluxo de fluido através dos poros dentro dos resíduos, conforme descrito por Yeşiller et al (2005).

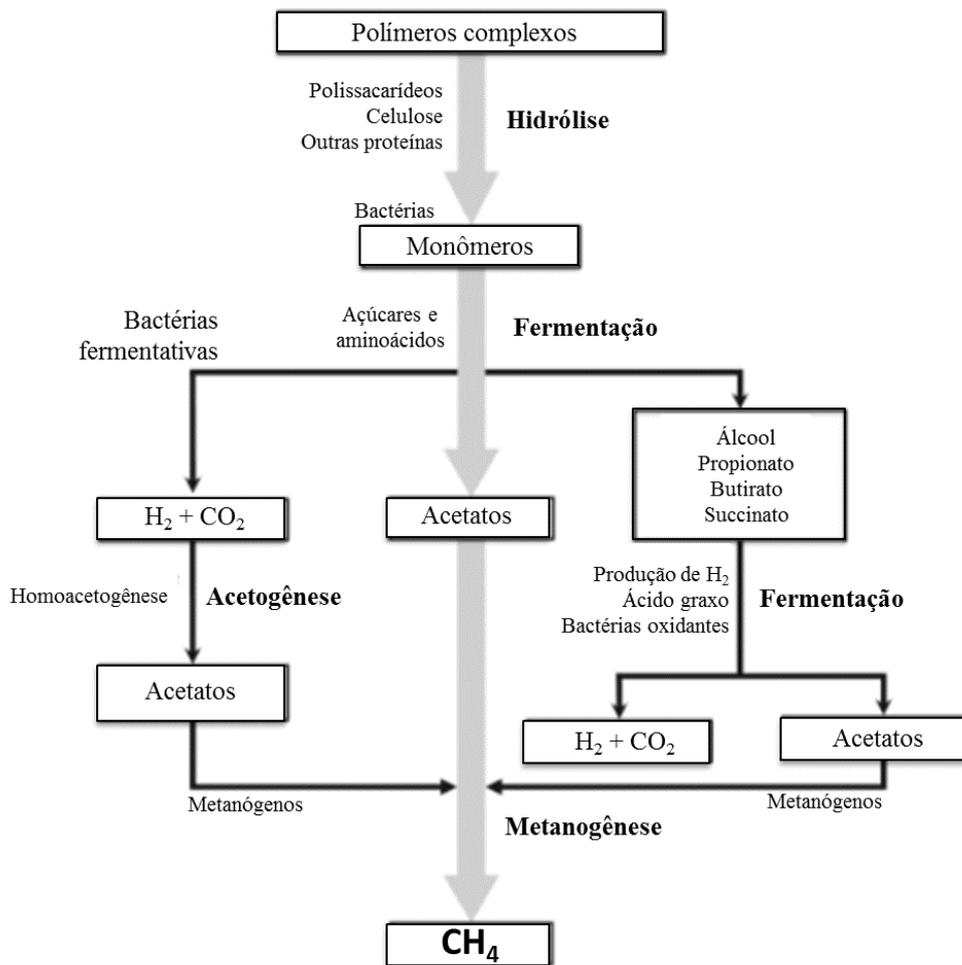


Figura 2 - Processo de decomposição anaeróbica mostrando a maneira pela qual vários grupos de anaeróbios fermentativos agem juntos na conversão de materiais orgânicos complexos em metano e dióxido de carbono. Fonte: Adaptado de Barlaz, M. A. et al. (2020).

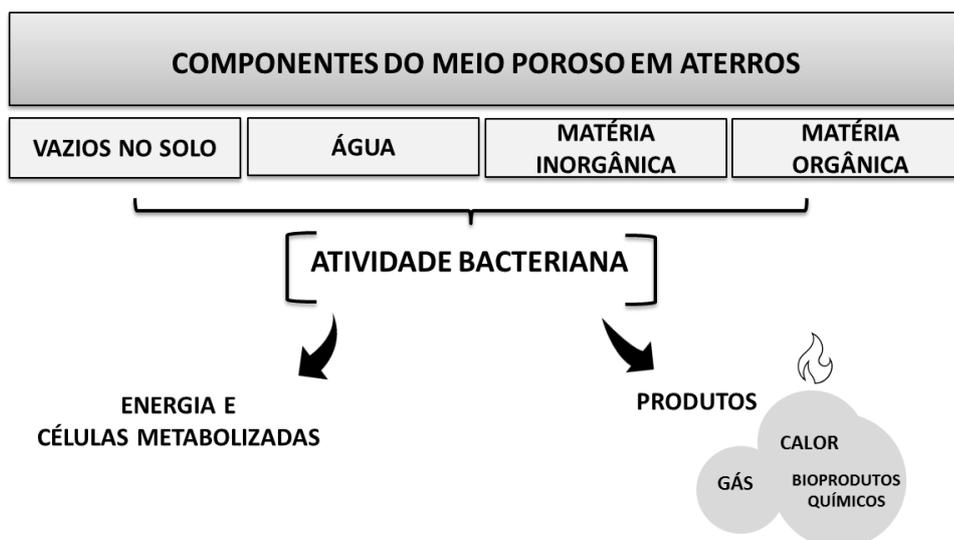


Figura 3 — O calor como produto da degradação anaeróbica. Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Tendências crescentes são observadas para temperaturas em resíduos e sistemas de revestimento de fundo em células contendo resíduos recém-colocados. Estima-se que tais temperaturas aumentaram devido aos efeitos da recirculação do lixiviado em partes da instalação (YESILLER, HANSON, 2003).

As conclusões fornecidas abaixo são tiradas com base no monitoramento de longo prazo das temperaturas dentro de vários componentes de um aterro sanitário municipal do experimento realizado por (YESILLER, HANSON, 2003): As temperaturas dentro e abaixo de um sistema de revestimento de fundo exposto são geralmente semelhantes às temperaturas sazonais do ar com valores ligeiramente mais altos (3-5° C) no inverno. Uma camada de areia protetora com 450 mm de espessura não impede as flutuações sazonais da temperatura do ar no sistema de revestimento. As temperaturas nos sistemas de cobertura também são geralmente semelhantes às temperaturas sazonais do ar com valores até 10° C mais altos imediatamente abaixo do sistema de cobertura no inverno. As temperaturas residuais em locais próximos à borda das células (até 20 m de distância da borda) e em profundidades rasas (até 8 m de profundidade) sofrem flutuações semelhantes às flutuações sazonais da temperatura do ar, enquanto as temperaturas em locais centrais e em grande profundidade são relativamente estáveis.

As flutuações sazonais de temperatura amortecem significativamente devido à colocação da primeira altura de estéril constante de 4,5 m sobre os locais de medição. Já temperaturas superiores a 30 ° C e 60 ° C foram medidas em sistemas de revestimento e

massas de resíduos, respectivamente. A taxa de aumento de temperatura nos sistemas de liner é de  $2,6 \text{ }^\circ\text{C} / \text{a}$  subsequente à colocação de resíduos e a taxa de aumento de temperatura na massa de resíduos é de  $4,0 \text{ }^\circ\text{C} / \text{a}$  para resíduos recém-colocados. A taxa de aumento da temperatura é maior para novos resíduos em comparação com os antigos (YESILLER,HANSON, 2003).

Em outro estudo, Yeşiller, et al (2005) conduziram uma extensa investigação de campo para determinar a variação de temperatura de aterros em quatro ambientes diferentes, com condições climáticas diferentes, além de realizarem uma importante revisão de estudos sobre o tema que aponta a variação na temperatura de solos de aterros sanitários reportadas há mais de vinte anos por (DACH, 1995; HOU, 1997; YOSHIDA, 2003; ROWE, 1998; LEFEBVRE, 2000; KOERNER, 2001; YEŞILLER, 2003). Os efeitos cíclicos das flutuações sazonais de temperatura foram encontradas em profundidades rasas perto da superfície e em locais próximos ao perímetro da massa de resíduos.

Os resultados mostraram que a direção do fluxo de calor que prevalece é ascendente (gradientes negativos), e temperaturas na cobertura variaram sazonalmente e similar à temperatura do ar, e a geração de calor e elevação de temperatura em grandes profundidades resultam em maior aquecimento e menor congelamento da superfície quando comparadas a terrenos com subleitos rasos.

Em regiões superficiais, a temperatura do solo aproxima-se da temperatura ambiente, atingindo níveis máximos em profundidades intermediárias e elevadas, mas abaixo do máximo, próximo à base do aterro. A amplitude da temperatura diminui discretamente com a profundidade em aproximadamente  $2^\circ\text{C}/\text{m}$ . O alcance das temperaturas medidas ( $T_{\text{máx}} - T_{\text{Mín}}$ ) variaram entre  $18.2$  e  $30.2^\circ\text{C}$  e entre  $12.9$  e  $21.4^\circ\text{C}$  a  $1\text{m}$  e  $2\text{m}$  de profundidade, respectivamente. A média de temperatura variou entre  $12.9^\circ\text{C}$  e  $17.5^\circ\text{C}$  e entre  $14.3$  e  $23.3^\circ\text{C}$  a  $1$  e  $2\text{m}$ , aponta a investigação.

Yeşiller, N. et al (2005) apontaram tendências crescentes observadas nas temperaturas dos resíduos subsequentes à colocação em aterros. Os aumentos foram tipicamente observados dentro de alguns dias a alguns meses após a colocação. As temperaturas máximas foram relatadas para resíduos que variaram de menos de 1 ano até 8 a 10 anos. Segundo o mesmo estudo, as temperaturas dos resíduos começaram a diminuir aproximadamente 10 anos após a colocação, e análises feitas em partes superficiais mostram que, com a deposição de material, as temperaturas aumentam até um valor de pico na fase de decomposição aeróbica e

depois decaem para temperaturas menores com a fase de decomposição anaeróbica subsequente, conforme mostra o gráfico presente na figura 4.

Para estimar a curva de temperatura em diferentes profundidades, Hanson (2010) instalou termopares em quatro aterros sanitários distintos, em diferentes condições climáticas. O estudo mostrou que acréscimos de temperatura ocorreram por vários anos após a deposição de resíduos e a alta temperatura se dissipou por dezenas de anos. Foram observados locais, onde as temperaturas continuam a aumentar durante aproximadamente uma década desde a colocação de resíduos. O ganho máximo de calor em resíduos foi observado no aterro de Michigandue em condições de alta precipitação/umidade associadas e alta densidade de resíduos, enquanto o menor diferencial foi observado no Novo México, devido ao clima seco e baixa densidade de resíduos (HANSON, et al.; 2010).

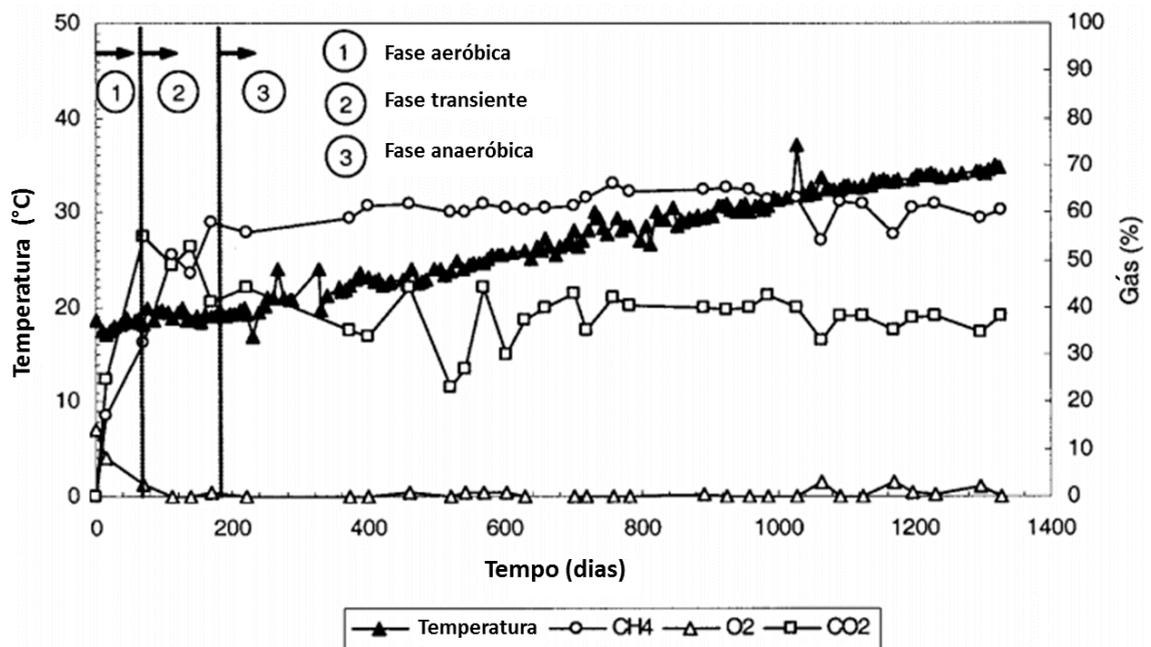


Figura 4 — Variação de temperatura e gás com o tempo. Fonte: Yeşiller, N. et al (2005)

A maior geração de calor, ou seja, a maior taxa de mudança de temperatura foi observada em British Columbia devido à alta atividade microbiana associada a alta precipitação e resíduos úmidos. Temperaturas mais elevadas, aumentos de temperatura e ganho de calor ocorreram em maior intensidade durante a decomposição anaeróbica de

resíduos do que sob condições aeróbias. Um estudo paramétrico indicou que o uso de coberturas de materiais isolantes diminuiu a faixa de variações de temperatura em comparação com as condições não isoladas para prevenção de penetração por congelamento ou dessecação e para oxidação de metano ideal (HANSON et al. 2010).

Uma representação esquemática da temperatura típica de um interior de aterro sanitário na sua profundidade é dada por HANSON et al (2010) e mostrada na figura 5. A mesma representação é feita em um solo onde não há formação de gás ou geração de calor para fins de comparação. Os resultados mostram que em profundidades maiores, o gradiente térmico variou de 2 a 6°C/m conforme as temperaturas dos resíduos se aproximavam das condições de temperatura máxima em locais centrais dentro da massa de resíduos. Abaixo dessas elevações, as médias variaram de -1 a -2°C/m. As temperaturas de cobertura variaram sazonalmente com atraso e decréscimo de amplitude em relação às temperaturas do ar.

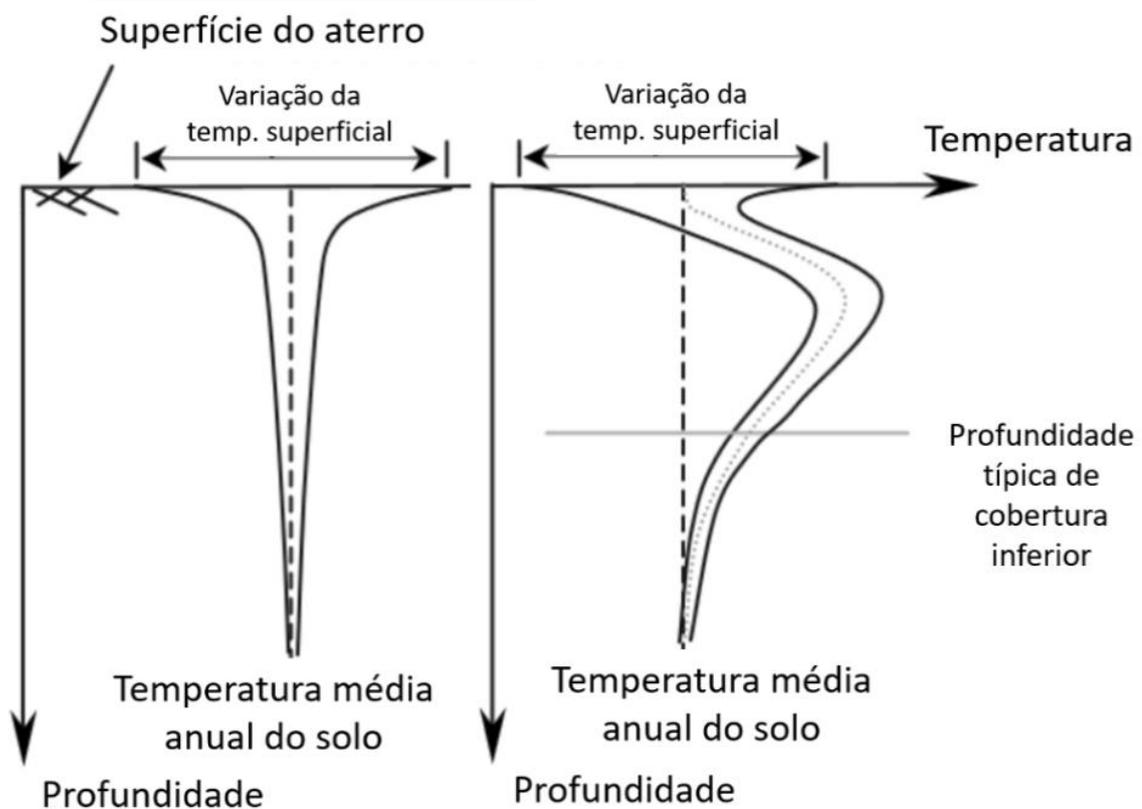


Figura 5 — Representação esquemática da temperatura com relação a profundidade para terra e para solos de aterros sanitários. Fonte: Adaptado de Hanson, et al (2010).

.Em outro trabalho de Hanson et al. (2013), o potencial de geração de calor de resíduos foi investigado com base em reações bioquímicas, e os resultados foram relatados em termos de: por massa de glicose, por mol de gás (oxigênio ou metano) ou matéria orgânica (celulose) convertida e por volume ou massa de resíduos. A decomposição de glucose em processos aeróbico e anaeróbicos pode ser representativa da decomposição da matéria orgânica.

Já a decomposição aeróbica pode ser iniciada a partir de penetração de oxigênio no meio, o que também pode causar variações na temperatura superficial. Mudanças na pressão atmosférica por zonas de ar quente e frio também são capazes de estimular a liberação de gases produzidos no interior do solo e estimular a entrada de ar (YOUNG, 1992; MIROSLAV NASTEV,2001). Em outras condições, quando gases aquecidos emergem pelo meio poroso, são substituídos por ar a uma temperatura menor, advindo da superfície

Rees (1980) mostrou que abaixo de uma camada de aproximadamente 4 metros de espessura os efeitos da temperatura do ar atmosférico no regime térmico da decomposição de resíduos já são minimizados. Em geral, a temperatura máxima reportada variou de aproximadamente 40 – 65°C e foi observada desde o primeiro um terço de profundidade até metade da profundidade de aterros com altura total de 20 a 60 metros. Uma exceção foi reportada por Koerner (2001), onde temperaturas entre 10 e 20°C foram reportadas numa profundidade de 50 m em medições de longo prazo (mais de 9,5 anos).

Rowe (1998) forneceu um resumo das temperaturas em aterros e identificou a profundidade de resíduos, taxa de deposição e composição do material depositado como fatores que afetam a temperatura do solo. Relacionou, ainda, a umidade (acumulados de chorume) como um fator muito significativo na geração de calor e presença de altas temperaturas, onde as faixas de 40 a 60°C medidas foram associadas com a presença de acumulados de chorume em profundidades de 6 até 20 metros.

Em um estudo para determinar calor específico e condutividade térmica de resíduos sólidos urbanos e seus efeitos em incêndios em aterros sanitários, Manjunatha, et al. (2020) colocam a heterogeneidade dos resíduos como um desafio para essa determinação, pois cada um dos componentes do resíduo pode ter condutividade térmica diferente

Os resultados deste estudo mostram que a condutividade térmica e o calor específico de RSU, quando na faixa de temperatura 100°C – 140°C estão no intervalo do calor específico de 0,14 – 0,07J/m.s.K e 4,41-6,29 J/g.K (MANJUNATHA, et al., 2020). Nessa temperatura, os componentes do RSU (como papel, plástico e conteúdo orgânico) perdem toda a umidade e ainda entram em combustão. A forma e o tamanho dos componentes RSU mudam e encolhem

devido à combustão latente. O encolhimento dos componentes de RSU cria mais vazios devido ao qual a condução do fluxo de calor pode ser reduzida drasticamente ou interrompida. Como resultado, o calor fica acumulado em uma determinada região levando a um aumento de temperatura. A figura 6 mostra uma fissura do Aterro Controlado do Jockey Club com vestígios de combustão espontânea.

Nos resíduos orgânicos, Manjunatha, et al. (2020) observaram que a umidade evapora entre 90 e 105°C, seguida de combustão lenta, e uma vez que a umidade escapa, a temperatura sobe para um máximo de 140°C e estagna. Quando a temperatura de RSU é maior do que 140°C, a condução de calor não ocorre nem mesmo ao ponto mais próximo de 2,5 cm do aquecimento).

Sobre o calor específico e condutividade térmica de resíduos sólidos urbanos e seu efeito em incêndios em aterros, Manjunatha, et al., (2020) mostram em seus resultados que a umidade e o conteúdo orgânico do RSU são parâmetros importantes que afetam a variação do calor específico e da condutividade térmica. A umidade e o conteúdo orgânico são diretamente proporcionais à capacidade de calor específico e indiretamente proporcionais à condutividade térmica do RSU. Maior condutividade térmica de RSU refere-se a maior condução de calor dentro do aterro. Este fenômeno é responsável por evitar o acúmulo de calor em regiões específicas levando à dissipação de calor nos bolsões de RSU.

Foi observado pelos autores que quando a temperatura do RSU sobe acima de 75°C, a condutividade térmica diminui drasticamente devido à falência do ecossistema bacteriano e, portanto, da fonte emissora de calor (MANJUNATHA, et al., 2020). Assim, é necessário considerar esses parâmetros na elaboração de um modelo de transferência de calor para estudo da distribuição de temperatura do solo.

Análises de sensibilidade da temperatura base realizadas por Yoshida e Rowe (2003), no Aterro Tokio Port, e através de simulações, mostraram que a decomposição aeróbica ou anaeróbica pode resultar em temperaturas acima de 35°C. Na maioria dos casos reportados pelos autores, as temperaturas permaneciam altas de 7 a 10 anos após o início do aterramento e depois caíam. Em um dos pontos analisados, a temperatura máxima atingiu 50°C.

Ainda no estudo supracitado, os resultados das simulações apontam que a temperatura base do aterro seria superior a 30°C por mais de 30 anos e que a diminuição subsequente seria lenta. Há evidências de temperatura do aterro acima da temperatura ambiente por mais de 40 anos. O relato mostrou que em alguns pontos a temperatura cresceu muito rápido, em outros a

temperatura cresceu gradualmente. Essas diferenças podem ser resultado de diferentes quantidades de resíduos aterrados ao longo da área do aterro.



Figura 6 — Fissura do Aterro Controlado do Jockey Club com vestígios de combustão espontânea. Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A variação e aumento de temperatura interferem na eficiência dos sistemas e dos revestimentos sintéticos usados para impermeabilizar as células de aterros provocando o envelhecimento e ressecamento das geomembranas, potencial de trincas nos revestimentos de argila e um aumento no coeficiente de difusão e na condutividade hidráulica. Com isso, há redução do tempo de vida útil desses materiais e possível escapamento de gás e infiltração de efluentes (SOONG, KOERNER 1999; KOERNER 2005; MITCHELL, SOGA 2005; ROWE 2005).

Variações sazonais, localização de resíduos, idade dos resíduos, profundidade e umidade disponível têm efeitos significativos nas temperaturas alcançadas em aterros. A temperatura dos resíduos em profundidades rasas, sistemas de revestimento internos anteriores a colocação dos resíduos e em sistemas de cobertura final, também sofrem interferências das variações sazonais de temperatura ambiente, mesmo estas permanecendo superiores em relação ao ambiente.

#### 2.1.6. EMISSÕES FUGITIVAS DE BIOGÁS

Emissões de gases traço, embora representem apenas uma porção pequena da emissão geral de aterros sanitários, continuam a ser uma preocupação devido aos efeitos adversos sobre o meio ambiente e a saúde pública. Compostos como benzeno e cloreto de vinila, são cancerígenos para humanos. Também é amplamente reconhecido que o enxofre, juntamente com alguns compostos oxigenados e hidrocarbonetos, são responsáveis pelos odores ofensivos que emanam de aterros sanitários (ZHENHAN DUAN et al., 2021)

Mesmo com coberturas bem projetadas, acredita-se que poucos aterros recuperem mais de 60% do gás disponível (JOHANNESSEN, 1999).

As emissões fugitivas de biogás ocorrem quando este escapa por migração através da estrutura porosa do solo e de fraturas na cobertura. Em seguida, o fluxo de gás é emitido para a atmosfera, esquentando a temperatura da superfície em T<sub>0</sub>. Essa temperatura pode ser usada como um indicador de emissão fugitiva de biogás.

A Figura 7 mostra o perfil padrão de um aterro sanitário ilustrando o confinamento da massa de rejeitos.

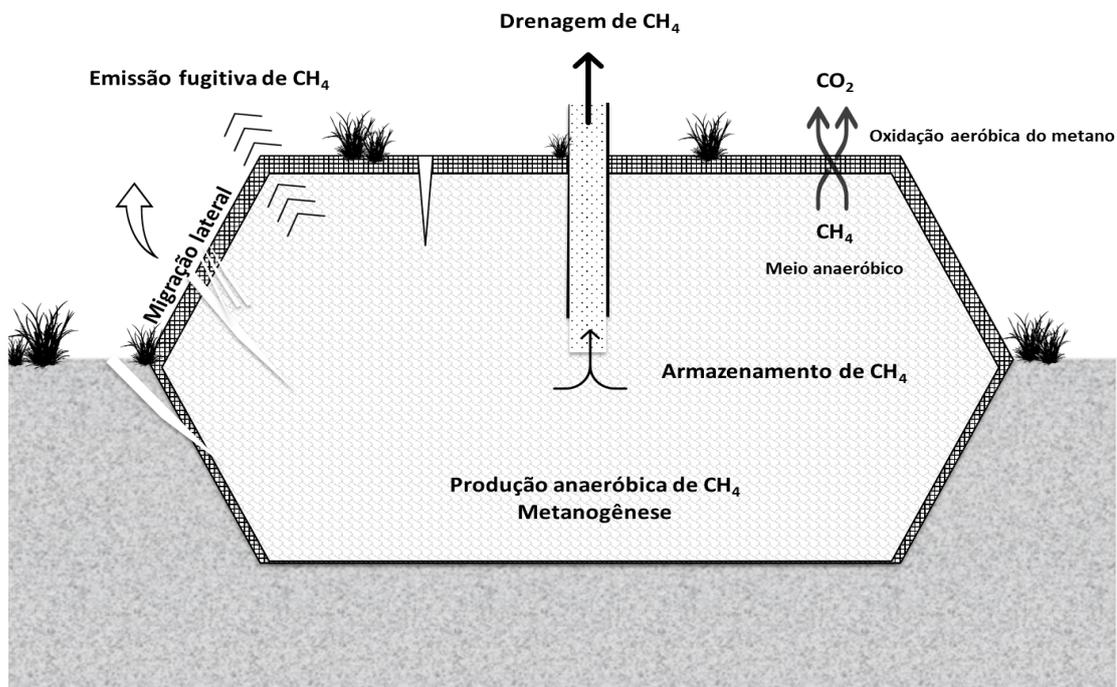


Figura 7 — Perfil padrão de um aterro sanitário. Fonte: Elaborado pela autora. (2021)

A condição climática (por exemplo, seca ou úmida), juntamente com o status de compactação de resíduos (densidade) e a propriedade geotécnica da cobertura do aterro, também pode afetar as emissões superficiais de gases traço (ZUAN et al., 2021). Nas estações chuvosas, os espaços dos poros dentro dos resíduos /cobertura podem ser ocupados por água, o que limitaria o transporte de gases e reduziria os locais disponíveis para emissão de gases traço sobre o material de cobertura. Na estação seca, situação oposta é desenvolvida, e a eventual emissão de superfície depende de qual processo é o mecanismo de controle dos gases (YESILLER et al., 2018).

Assim, o fluxo preferencial é comum em solos naturais insaturados, em que a água propaga-se rapidamente a profundidades significativas. A quantidade de percolação de água ao longo da cobertura pode chegar a 60% da precipitação total e a alta taxa de penetração é atribuível às vias de fluxo preferenciais causadas por rachaduras pelo ressecamento e tocas de animais (KHIRE, M.V et al., 2000). Sabendo-se que a presença de água altera as condições para produção de biogás, torna-se um fator a ser considerado.

Além disso, sob condições secas podem se desenvolver rachaduras na cobertura argilosa do aterro, levando a um aumento do fluxo advectivo de LFG da superfície. Instalação de sistemas de coleta de LFG ativos reduz o acúmulo de pressão dentro do corpo do aterro, que poderia efetivamente diminuir as emissões de gases traço da superfície. No entanto, a extração de gás ativa pode permitir a entrada de ar no aterro, resultando em condições aeróbicas incompletas onde os resíduos irão entrar nos estágios iniciais de acidogênese e acetogênese e em grande quantidade de compostos oxigenados produzidos (SCHEUTZ et al., 2009).

Assim, a gestão dessa externalidade é necessária e a recuperação energética atrativa como uma forma de aproveitamento dos RSU. Pode ser utilizado com sucesso para a cocção, iluminação e aquecimento (radiadores), para a refrigeração (refrigeradores e absorção), em incubadoras, em motores do tipo diesel. Assim, o biogás se presta tanto para a geração de calor, a forma primária de energia, quanto para a geração de eletricidade, em pequena ou grande escala. A geração de energia elétrica com biogás pode ser feita com grupos moto-geradores semelhantes àqueles conhecidos comercialmente de combustão interna a diesel, gasolina ou gás ou turbinas a gás, adaptados para queimar biogás, que deve passar por um processo de purificação antes de ser utilizado para estes fins.

Tomonori Ishigaki (2005) desenvolveu uma metodologia para estimar a emissão de metano em um aterro sanitário no leste do Japão que buscou uma correlação entre densidade e temperatura do solo e o fluxo de gás. O aterro deste estudo de caso era equipado com sistema de ventilação de gás e drenagem de lixiviado e forrado com fundo artificial. De 1982 até seu fechamento em 2000, recebeu subprodutos industriais como lodo, plástico, resíduos de construção e demolição, vidro e resíduos de cerâmica, entre outros. O volume de rejeitos acumulado foi estimado em 1.450.000 m<sup>3</sup>, em uma área superficial de 37.000 m<sup>2</sup>, coberta com uma camada de cerca de 10 cm de material argiloso, sem vegetação na cobertura.

A figura 8 mostra o perfil de solo em um aterro controlado ou sanitário, ilustrando o fluxo ascendente de gás e calor, com suas fraturas na superfície por onde podem ocorrer emissões fugitivas de biogás.

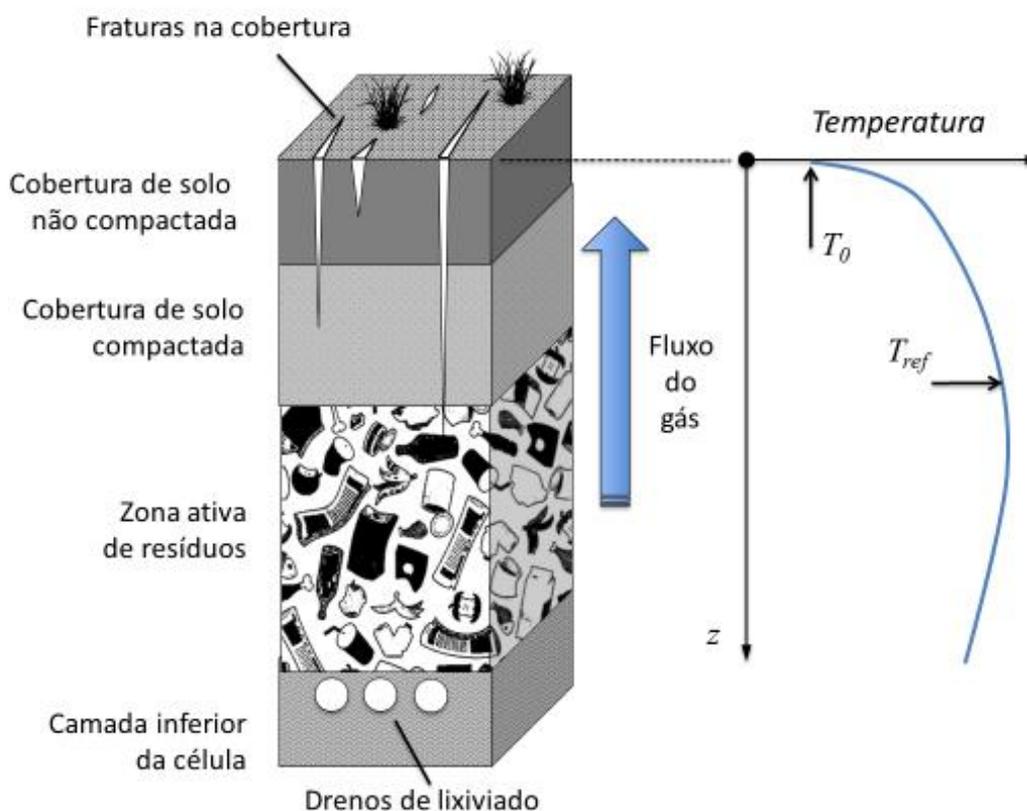


Figura 8 — Fluxo de gás e calor no perfil de solo de aterro. Fonte: Elaborado pela autora (2021)

A figura 9 é uma imagem realizada em uma das visitas a campo durante o inverno seco no ACJC. Nesta imagem, é possível observar o comportamento do solo durante o período de baixa precipitação e como o ressecamento provoca fissuras significativas. A depender da profundidade alcançada, tais danos na cobertura do aterro são potenciais emissores do biogás gerado no interior do aterro, considerando o agravante de não haver um sistema de drenagem de gás no local.

No estudo de Ishigaki (2005), 7.200 m<sup>2</sup> de superfície foram delimitados com uma malha 10x10 m para possibilitar a identificação dos pontos de medição. Na área estudada, a profundidade de rejeito é de aproximadamente 45 m. O sistema de ventilação consistia em dois tubos, onde se realizava a queima contínua de gás. A queima foi cessada por 24 horas antes de cada medição, para que não influenciasse diretamente nos resultados. Medições de temperatura foram realizadas a uma profundidade de 10 cm, nas estações verão, outono e inverno.

O estudo concluiu que a emissão total de metano no aterro durante o verão, outono e inverno está entre as faixas de  $5.7 \times 10^{-2}$ , de  $7.1 \times 10^{-3}$  a  $1.7 \times 10^{-3}$   $\text{gCH}_4\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$ , respectivamente. Nessas estações, a taxa e o coeficiente de variação da emissão de metano foram  $1.1 \text{ gCH}_4\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$  e  $\pm 290\%$ ,  $0.57 \text{ gCH}_4\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$  e  $\pm 347\%$ , e  $5.4 \times 10^{-2} \text{ gCH}_4\text{m}^{-2}\text{h}^{-1}$  e  $\pm 370\%$ , respectivamente. Houve, também, a conclusão de flutuações de emissão de metano da superfície do aterro variando tanto espacial como temporalmente. Em cada estação uma relação exponencial foi observada entre a densidade do fluxo de metano e a temperatura da superfície.



Figura 9 — Fissuras na cobertura do ACJC. Fonte: CUNHA, L. (2019)

Outra questão levantada por Ishigaki são as zonas de alta compactação e dureza do solo que podem funcionar como uma barreira para a emissão de gases devido à sua baixa permeabilidade. O gás pode evitar essas regiões e escapar por outras de maior permeabilidade, sugerindo que a distribuição dos pontos de emissão seria influenciada não só por características climáticas e sazonais, mas também por características específicas do local, como tipo de cobertura e compactação do solo, independentemente da estação. Os pontos com maior emissão de gás foram encontrados no entorno de pontos de alta compactação.

Uma importante revisão acerca de metodologias para medir as emissões fugitivas de metano de aterros sanitários foi realizada por Jacob Mønster et al (2019). Mostrou que câmaras de fluxo de superfície têm sido amplamente utilizadas, mas são propensas a subestimar as taxas de emissão, devido à heterogeneidade da natureza da maioria das coberturas de aterros sanitários, resultando em pontos críticos de emissão de  $\text{CH}_4$  e

localizados em rotas de emissão dominantes. Além disso, as emissões de poços, respiradouros, entre outros, não são capturadas pelo fluxo de superfície nas câmaras. A importância de qualquer subestimação depende altamente da configuração individual dos aterros sanitários, seu tamanho e padrões de emissão.

Câmaras de fluxo não são apropriadas para mensurar a totalidade de emissões de sanitário, podendo inclusive subestimá-las. Entretanto é eficaz para que medições de perfis de concentração de gás no solo forneçam informações úteis sobre migração de gás de aterro, oxidação de CH<sub>4</sub> e fatores de influência nos resultados (por exemplo, mudanças nas condições meteorológicas). Além disso, este suporte fornece informações que podem ser úteis em combinação com outros métodos de emissão (MØNSTER et al., 2019). A tabela 1 traz valores de emissão de CH<sub>4</sub> encontrados em estudos revisados pelos autores.

Tabela 1 — Visão geral dos estudos publicados sobre metodologias para quantificar CH<sub>4</sub> em aterros

Aplicação	Metodologia	Emissão	Comentários
Aterro (Tregoures et al., 1999)	Câmara de fluxo fechada (sem recirculação) (com recirculação)	Unidade: (m <sup>3</sup> .CH <sub>4</sub> .d <sup>-1</sup> ) 3750–14200 10512–11375	grade de 20x20m
Seções de aterros (P1 a P12) (Goldsmith et al., 2008)	Câmara de fluxo fechada	Unidade: (g.m <sup>2</sup> .d <sup>-1</sup> ) P1: 34.5, P2: 20.0, P3: 0.3, P4: 2.3, P5: 2.2, P6: 1.1, P7: 5.7, P8: 53.6, P9: 0.3, P10: 5.8, P11: 1.1, P12: 0.1.	Cada seção de aterro foi medida e comparada individualmente
Dois aterros (Green et al., 2010)	Câmara de fluxo fechada	Unidade: (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> ) 0.018/0.125	26 pontos em cada aterro
Dois aterros (Babilotte et al., 2009)	Câmara de fluxo fechada	Unidade: (kg h <sup>-1</sup> ) 290/868	1–3% da área total medida
Um aterro (Cambaliza et al., 2017)	Câmara de fluxo fechada	Unidade: (mol s <sup>-1</sup> ) 0.005–0.02	Somente a cobertura intermediária foi medida

Fonte: Adaptado de Mønster, J. et al (2019)

## 2.2. O INFRAVERMELHO TÉRMICO

*“O fogo é a causa do movimento interno dos corpos.  
O princípio da vida parece estar no fogo”*

(Émile du Châtelet, 1744)

### 2.2.1. CARACTERÍSTICAS DA RADIAÇÃO INFRAVERMELHA

Émilie du Châtelet, talentosa cientista e intelectual, autodidata em física e matemática, superou barreiras que impediam as mulheres da sua época de se dedicarem à ciência e à pesquisa e, em 1744, submeteu a Academia Francesa de Ciências sua dissertação “Sobre a natureza e a propagação do fogo”. Este trabalho foi o primeiro a sugerir que cores diferentes de luz apresentavam diferentes potenciais caloríficos e antecipou a existência do que agora é conhecido como radiação infravermelha (APS, 2008).

Na sua dissertação, Émilie du Châtelet também mencionou que o fogo não precisa de matéria para propagar a sua energia e que seria a causa do movimento interno dos corpos. Esse é o princípio físico de que a energia eletromagnética é emitida por qualquer corpo que possua temperatura acima de zero grau absoluto  $T > 0 \text{ K}$  ( $-273,15^\circ\text{C}$ ). Ou seja, todo corpo pode ser considerado como uma fonte de energia eletromagnética e essa energia não necessita de matéria para se propagar, pode ser transmitida no vácuo.

Estas ondas estão presentes na natureza com diferentes comprimentos de onda e em um ilimitado espectro. A radiação pode levar diferentes nomes como ondas de rádio, luz ou raios cósmicos. São energia na forma de ondas eletromagnéticas que se diferem apenas no comprimento de onda, ou seja, cada forma de radiação é caracterizada por ondas eletromagnéticas dentro de uma pequena parte desse espectro. O comprimento da radiação termal, por exemplo, que é o tipo de radiação que interessa a este trabalho, é de 0.1 a 100  $\mu\text{m}$ , aproximadamente. Fora desse alcance, a radiação não se manifesta na forma de calor.

A radiação do infravermelho termal — assim denominada por ser causada e por afetar o estado térmico e a temperatura da matéria, e por isso, ser pertinente à transferência de calor —, é dividida em ultravioleta, luz visível, e espectro infravermelho. A distribuição espectral da radiação depende da temperatura e de características da superfície da fonte. De acordo com

o comprimento de onda, o espectro eletromagnético pode ser dividido entre as radiações de pequeno comprimento que são os raios gama, raios X e ultravioleta, já as micro-ondas e as ondas de rádio possuem grandes comprimentos de onda. A fração intermediária do espectro, que se estende aproximadamente de 0,1 até 100  $\mu\text{m}$ , inclui uma fração da ultravioleta, todo o visível e o infravermelho (INCROPERA, 2011). O Infravermelho costuma ser dividido em três sub-regiões: IV próximo: 0,7 a 1,3  $\mu\text{m}$  IV; médio: 1,3 a 6  $\mu\text{m}$  IV e distante: 6 a 100  $\mu\text{m}$  (M. Vollmer, 2018).

As aplicações para as três bandas de onda típicas usadas na geração de imagens térmicas por infravermelho (TIR) podem ser bastante diversas. Câmeras de onda média (MW) e de ondas longas (LW), são predominantemente anunciados como instrumentos calibrados de medição de temperatura para investigações quantitativas. Por outro lado, as câmeras de ondas curtas (SW), também chamadas de infravermelho próximo (NIR), são usadas principalmente para visualização qualitativa e seu uso como instrumentos de medição de temperatura é apenas uma entre muitas outras aplicações em potencial. (VOLLMER, 2018). A figura 10 mostra o espectro do infravermelho, suas regiões e comprimentos de onda.

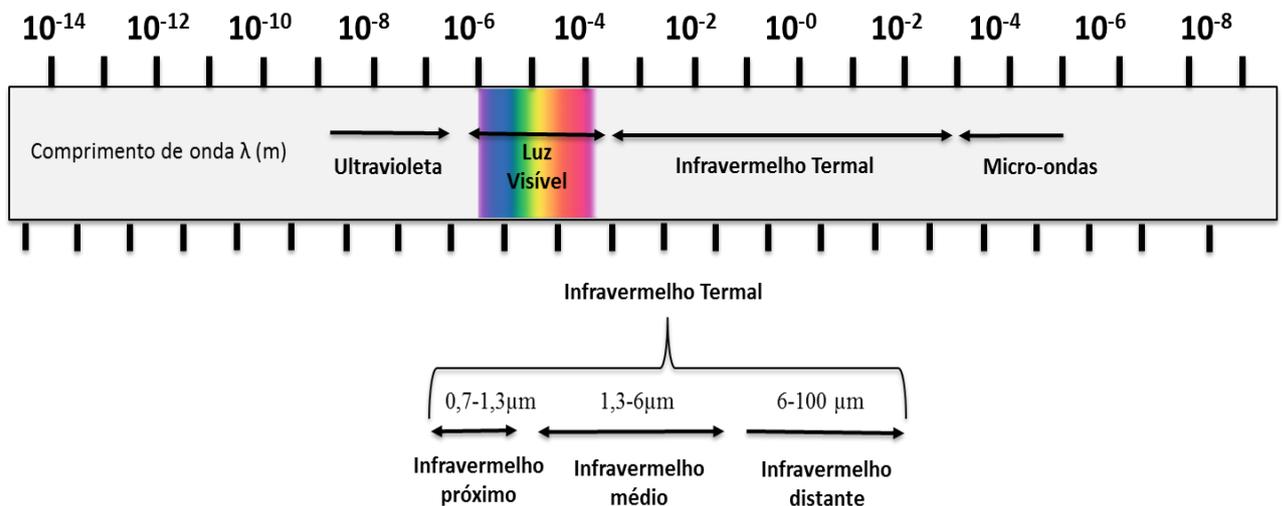


Figura 10 — Espectro do infravermelho termal e adjacências. As câmeras térmicas existentes operam nas regiões do infravermelho próximo, médio e distante. Fonte: Elaborado pela autora (2021).

O aquecimento natural da Terra garante que possamos viver em temperatura adequada à constituição da vida como conhecemos hoje. Alterar esse balanço energético pode causar grande desequilíbrio ao nosso clima.

### 2.2.2. A APLICAÇÃO DO INFRAVERMELHO TERMAL EM ATERROS

Fluxo e transferência de calor através de meios porosos têm sido objeto de extensas investigações, devido às suas largas aplicações em engenharia mecânica, química e civil. Neste trabalho, a partir da migração de calor da camada subterrânea do solo até a superfície, trataremos de um problema de transferência de calor em meio poroso através da análise de comportamento de pontos aquecidos na superfície do solo, neste caso, um aterro controlado, e o uso do infravermelho para capturar essas anomalias térmicas.

O uso do infravermelho termal é um campo em grande evolução na ciência e na indústria devido ao progresso em tecnologia para captação de imagens. Alguns exemplos modernos de aplicação científica e comercial da termografia são o monitoramento de condições e manutenção predial, redução dos custos de energia de processos e edifícios, satélites e agricultura, monitoramento ambiental, instalações elétricas e em diversas outras áreas.

A termografia por infravermelho (TIV), é uma técnica não invasiva que é capaz de medir quantitativamente as temperaturas da superfície dos objetos a partir da emissão de calor de corpos e objetos e permite visualizar a distribuição espacial dos gradientes de temperaturas da superfície através de imagens. Essa visualização é obtida medindo a energia em uma determinada largura de banda espectral que irradia de um objeto (VOLLMER, et al., 2018).

A termografia por infravermelho pode, portanto, vir a ser uma ferramenta de gestão de aterro sanitários e controlados, permitindo a elaboração de um mapa das anomalias térmicas do terreno, proporcionando novas informações para a tomada de decisão, como a instalação de queimadores de gás em aterros controlados ou alertando para a abertura de novas fissuras. Entretanto, essas anomalias podem ter várias origens e a dificuldade de aplicação da técnica é estabelecer uma correlação direta entre anomalia de temperatura no solo e o vazamento de biogás.

A possibilidade de ocorrer pequenos contrastes de temperatura também pode inviabilizar a localização de pontos de vazamento de biogás. Madruga et. al (2007) dizem que a TIV é uma ferramenta de triagem eficiente se a diferença de temperatura nos pontos de emissão for de pelo menos 5°C. Mazzoni et al (1993) relacionam dois tipos de anomalia de imagem, a estática como áreas aquecidas diretamente pela digestão de resíduos, e a otimizada, gerada por processos através da perda ou ganho de calor por radiação e estabelecem um grau de incerteza associado a duas categorias de anomalia e erro de uso estimado em 2°C.

Entender e considerar estas interferências na análise poderiam tornar a detecção qualitativa de vazamento de biogás por fraturas e defeitos na cobertura do solo através de imagens infravermelhas viáveis. Vollmer, et al (2018) sistematizaram alguns fatores que interferem ou influenciam na imagem gerada em campo, parâmetros que podem ser posteriormente manuseados durante a análise de imagens através de software (disponível em tecnologias mais modernas) e erros que podem camuflar resultados. Essas informações estão descritas a seguir, na tabela 2.

No modelo de transferência de calor desenvolvido por Yoshida et al. (1997), o valor de calor específico do RSU foi calculado como a média do calor específico teórico de seus componentes individuais, como resíduos orgânicos, papel, plástico, têxtil, madeira, vidro, metal, mas o calor específico e a condutividade térmica do RSU seriam diferentes dos componentes individuais, pois a densidade, umidade, combustão lenta e temperatura de ignição variariam e, portanto, também precisam ser considerados.

As imagens exibidas nas Figuras 11 e 12 foram realizadas no Aterro Controlado do Jockey Clube e registraram o mesmo ponto, uma fissura no solo, à mesma distância entre o equipamento e a fonte, e com a mesma temperatura ambiente, mas com diferentes alcances do termostato da câmera. Através destas imagens, é possível verificar como o manuseio do equipamento altera os resultados obtidos e devem ser considerados na utilização do infravermelho como um equipamento de medição em campo.

Já foi mencionado como é de grande importância para detectar e gerir a fonte de vazamento, visualizar e mapear a distribuição espacial da pluma de gás. A maioria dos gases não é detectável por sistemas de sensores humanos, e as técnicas e métodos tradicionais de levantamento têm baixa precisão, exigem muito trabalho e normalmente não são econômicas. Técnicas de sensoriamento remoto, como termografia de alta resolução e poderosos sistemas a laser, abrem novas possibilidades para o desenvolvimento de sistemas de detecção de mão,

móveis terrestres e aéreos precisos, estáveis e econômicos para uma ampla variedade de aplicações (LJUNGBERG et al., 1997).

Tabela 2 — Parâmetros e fatores que afetam imagens de Câmeras Infravermelhas

<b>Parâmetros e fatores que afetam imagens de Câmeras Infravermelhas</b>	
Parâmetros que afetam imagens de infravermelho geradas a partir de dados brutos	<ul style="list-style-type: none"> <li>Transmissão óptica externa</li> <li>Emissividade do objeto</li> <li>Distância da câmera ao objeto</li> <li>Tamanho do objeto</li> <li>Umidade relativa</li> <li>Temperatura ambiente</li> <li>Temperatura óptica externa</li> <li>Temperatura atmosférica</li> </ul>
Parâmetros que afetam como os dados são convertidos em imagem	<ul style="list-style-type: none"> <li>Intervalo de temperatura <math>\Delta T</math></li> <li>Faixa e nível de temperatura</li> <li>Paleta de cores</li> </ul>
Parâmetros que podem afetar a análise quantitativa e a interpretação de imagens de IR	<ul style="list-style-type: none"> <li>Dependência do ângulo de observação</li> <li>Dependência da temperatura emitida</li> <li>Propriedades da matéria de propagação da imagem</li> <li>Uso de filtros</li> <li>Reflexões térmicas</li> <li>Incidência solar</li> <li>Velocidade do vento</li> <li>Efeitos da sombra de objetos próximos</li> <li>Umidade</li> </ul>

Fonte: Vollmer, M. *et al* (2018)

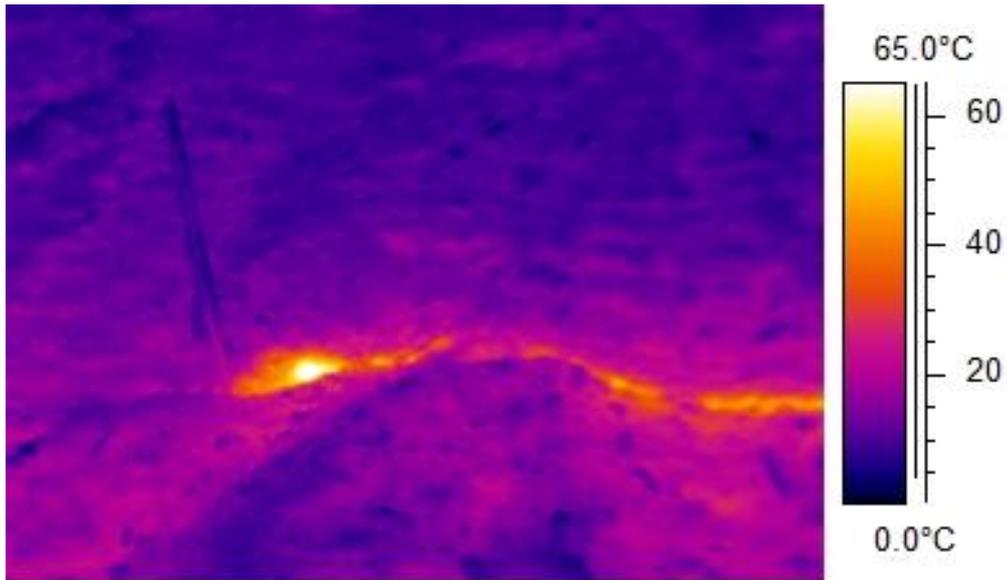


Figura 11 - Escala de temperatura da câmera infravermelha de 0°C – 65°C. Fonte: Elaborado pela autora (2021)

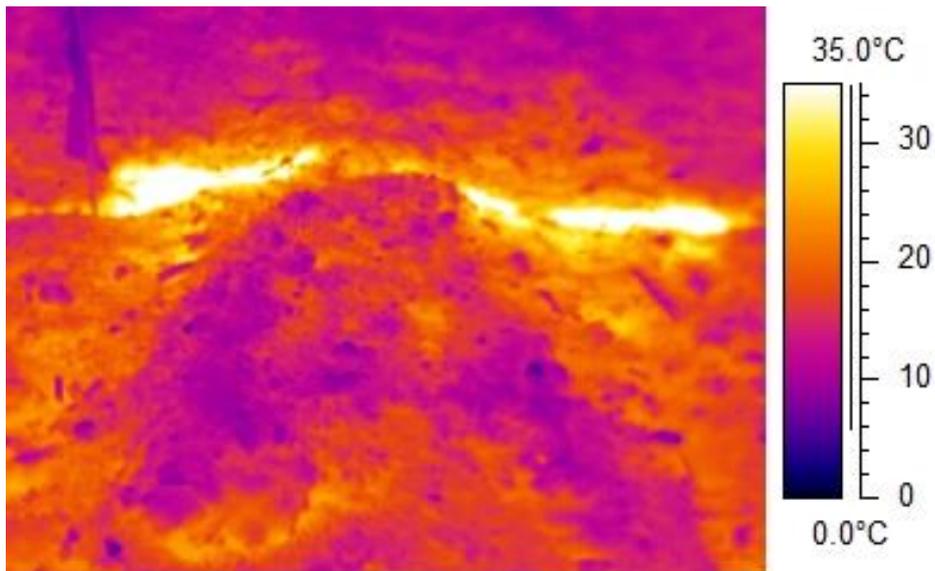


Figura 12 - Escala de temperatura da câmera infravermelha de 0°C a 35°C. Fonte: Elaborado pela autora (2021)

Lewis et al (2003) realizaram um estudo que mostra que a termografia por infravermelho é capaz de detectar vazamentos de gás de aterro em determinadas circunstâncias, no entanto, existem limitações, incluindo condições climáticas (por exemplo, luz, vento e temperatura do ar ambiente), natureza da superfície do solo e a distância entre o sensor e a fonte. O trabalho realizou pesquisas noturnas para reduzir influências das condições de luminosidade.

Ljungberg et al. (1997) mostraram que há interferência do nível de pressão atmosférica e outras condições climáticas no aumento de emissões fugitivas de metano. Em períodos com alta radiação solar e alta temperatura ambiente e de superfície, o vazamento de gás metano reduz à medida que se ajusta à pressão atmosférica. A temperatura da superfície na fonte do vazamento se torna gradualmente mais fria e aparece como uma mancha escura no termograma. Durante períodos com baixa radiação solar e baixa temperatura do ar e da superfície, a superfície no ponto de vazamento de gás gradualmente se torna mais quente que a superfície circundante e aparece como um ponto brilhante no termograma.

A termografia infravermelha foi descrita por Diot et al. (2000) como a visualização da distribuição espacial das temperaturas superficiais discerníveis, na forma de um termógrafo. Essa visualização é obtida medindo-se a energia em uma determinada largura de banda espectral que irradia de um objeto. O sensor usado é um *scanner* térmico. Em seu trabalho de campo, todo o sistema foi instalado em um avião que mapeou transectos durante o dia e à noite. O uso da TIV permitiu o estabelecimento de um mapa das anomalias térmicas do aterro, que foi usado para determinar a localização das medições da câmara local para identificar uma possível correlação entre o IR e as emissões de biogás.

Mapearam, dentro do estudo, as anomalias térmicas em um aterro sanitário, identificando várias origens de aquecimento, entre elas: áreas úmidas, zona de emissões de biogás, áreas onde a atividade microbiana é importante sob a cobertura. O calor emitido pelas plataformas de compostagem, zonas de operação, sistemas de coleta de gás de aterro sanitário e queima também foi claramente detectável na imagem infravermelha realizada neste trabalho (DIOT et al 2000).

Os autores mostraram que fissuras, aberturas de ventilação e bordas das células, são as principais vias de emissão de metano. As anomalias térmicas detectadas neste estudo não corresponderam sistematicamente às emissões de metano, também estiveram ligadas a zonas saturadas de água ou a diferentes emissividades térmicas seguindo características da cobertura.

Estudo de campo realizado por Fjelsted (2018) utilizou o escaneamento da área de um aterro sanitário por um veículo aéreo não tripulado (*Unmanned Aerial Vehical* - UAV) contendo uma câmera térmica infravermelha (*thermal infrared* – TIR) para estimar a vazão de metano no local. Para testar a capacidade do UAV munido da câmera TIR, foram feitos testes em dois aterros na Dinamarca (aterro Hedeland e Aterro Audebo).

O primeiro com aproximadamente 10 ha e 2,9 milhões de toneladas de rejeitos depositados entre 1979 e 2009. Na seção onde o estudo foi realizado, a cobertura superficial é de 1 metro de espessura e a profundidade dos rejeitos é de 20 a 40m, e contam com sistemas de coleta de gás. O segundo aterro também estava fechado e coberto e continha 604.000 toneladas de rejeitos, depositados de 1990 a 2009. A cobertura superficial era de espessura de 1 m e foi depositada diretamente sobre os rejeitos. A profundidade média do aterro era de 11 m, cobrindo uma área de 5,5 ha. O aterro também contava com sistema de extração de gás, mas este não funcionava de maneira apropriada há vários anos ( FJELSTED, 2018 ).

Em ambos os locais, uma área de teste de 100 m<sup>2</sup> foi estabelecida e dividida em cerca de 100 pontos de medição. A relação entre as emissões de LFG e as temperaturas da superfície do solo foram investigadas através de quatro a cinco campanhas de medição, a fim de cobrir diferentes condições atmosféricas, juntamente com pressão barométrica crescente, decrescente e estável. Para cada campanha de medição, uma imagem TIR da área de teste foi obtida, seguida pela medição das emissões de metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) em cada ponto de medição, usando uma câmara de fluxo estático. Ao mesmo tempo, as temperaturas do solo medidas na superfície, nas profundidades de 5 cm e 10 cm ( FJELSTED, 2018).

De acordo com Fjelstead et al (2018), as temperaturas nos dois aterros foram medidas utilizando uma câmera térmica infravermelha (TIM 450 com lentes com 38° de ângulo de cobertura, incerteza de ±2°C, resolução de temperatura de 0,04°C e faixa espectral de 7,5 a 13 µm. As imagens foram feitas todas as manhãs, antes do sol nascer, nos dias de medição, maximizando assim os contrastes entre a temperatura ambiente e a temperatura do gás proveniente do solo.

No aterro Hedeland, não existiu correlação entre as emissões de biogás e as temperaturas da superfície. Além disso, as emissões de CH<sub>4</sub> foram muito limitadas, em média 0,92-4,52 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, e apenas mensurável nos dois dias com diminuição de pressão barométrica. Imagens TIR de Hedeland não mostraram nenhum contraste significativo.

No aterro de Audebo, uma imagem termográfica aérea com temperaturas de superfície ligeiramente mais altas foram encontradas, e o mesmo padrão com temperaturas ligeiramente mais altas foi encontrado a uma profundidade de 10cm. As principais emissões de biogás foram encontradas na área com as temperaturas de superfície mais altas. Parte dos resultados encontrados pelo estudo de Fjelstead et al (2018) estão ilustrados na figura 13, que é um mapa termográfico com indicadores de concentração de gás.

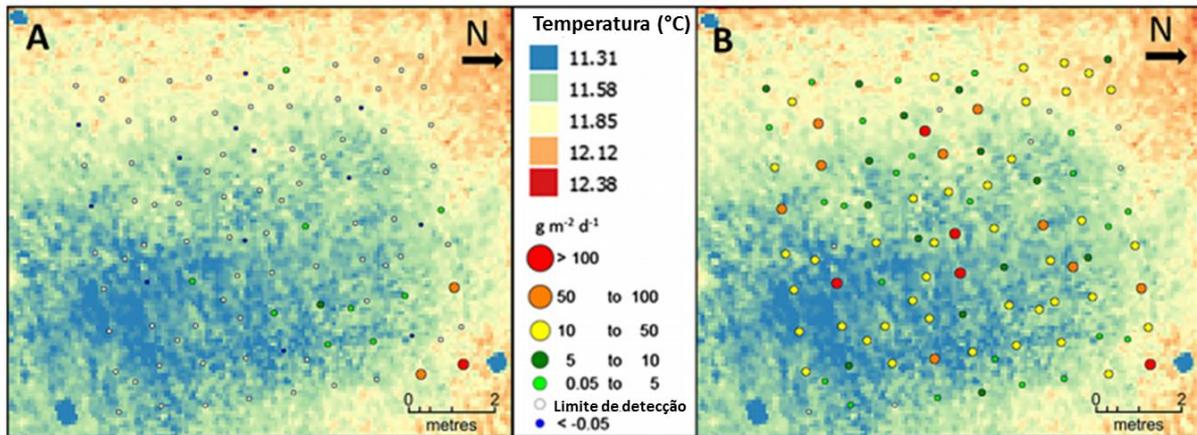


Figura 16 — Imagem TIR do aterro Hedeland (10 de dezembro de 2015) mostrando a temperatura da superfície [°C], enquanto os pontos coloridos representam as emissões [g m<sup>-2</sup>.d-1] de A: CH<sub>4</sub> e B: CO<sub>2</sub>. Fonte: L. Fjelsted, et al (2018).

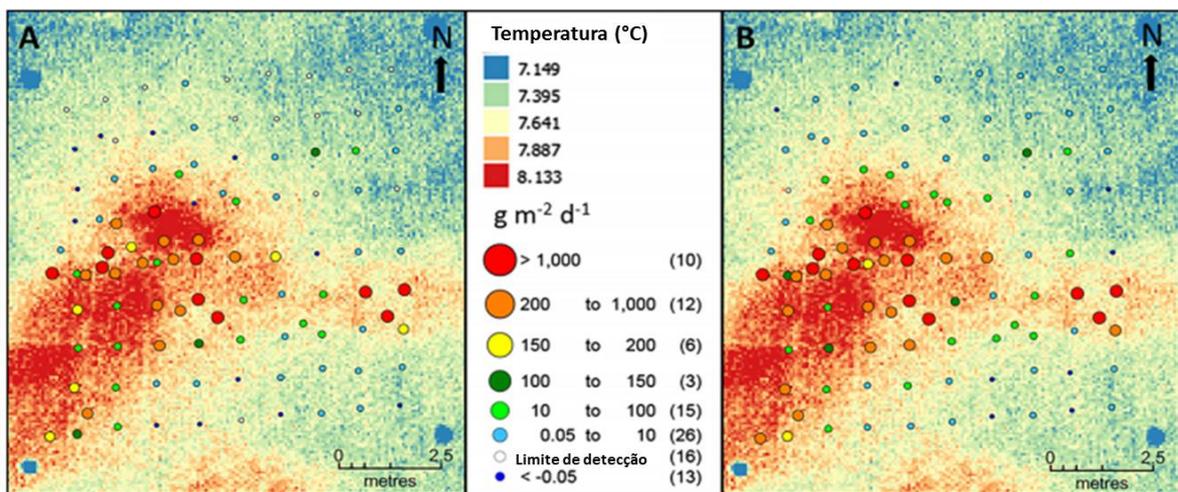


Figura 13 — Imagem TIR do aterro sanitário Audebo (14 de março de 2016) mostrando a temperatura da superfície [°C], enquanto os pontos coloridos representam as emissões [g m<sup>-2</sup>.d-1] de A: CH<sub>4</sub> e B: CO<sub>2</sub>. Fonte: L. Fjelsted, et al (2018).

Os mais significantes pontos quentes no Aterro de Audebo medidos por Fjelsted et al (2018), eram pontos pequenos, localizados em buracos na superfície e não eram distinguíveis em imagens termográficas como um único ponto, a maioria devido a uma pequena área de distribuição. Isso significa que, caso a câmera esteja acoplada em VANT, o voo deve ser mais baixo possível, para maximizar o tamanho de qualquer ponto aquecido na imagem termográfica e minimizar a distância entre o sensor e a superfície.

As emissões de biogás em Audebo foram influenciadas significativamente por mudanças na pressão barométrica, e as emissões médias de CH<sub>4</sub> variaram entre 111 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 314 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, dependendo se o gradiente de pressão barométrica aumentou ou diminuiu, respectivamente. As diferenças de temperatura observadas nas imagens TIR de ambos os aterros foram limitadas a entre 0,7 C e 1,2 C. A emissão mínima de CH<sub>4</sub> observável para a câmera TIR para identificar um *hotspot* de emissão foi de 150 g CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> de uma área de mais de 1 m<sup>2</sup>.

Assim, o uso do infravermelho termal na localização de vazamentos de biogás em aterros sanitários precisa contornar as diversas interferências mostradas em diversas pesquisas de campo, como distância entre fonte emissora e a câmera receptora, diferentes emissividades dos materiais aparentes e de cobertura do colo, incidência solar, pressão, umidade, para estabelecer uma clara correlação entre pontos de aquecimento e emissões fugitivas de biogás.

### 3. ESTUDO DE CASO

Para verificar a hipótese de correlação entre anomalia de temperatura na superfície e vazamento de biogás em aterros, realizou-se medições em campo em duas estações distintas, no inverno seco e verão chuvoso, um experimento em laboratório e o desenvolvimento de um modelo matemático.

Em campo, uma área foi delimitada para medição de concentração de gás e temperatura através de imagens termográficas. No inverno seco, a delimitação foi de uma região de talude com fissuras dividida em dez pontos para fins de comparação. No verão chuvoso, devido a ausência de fissuras, realizou-se uma varredura pela área superior e em pontos da lateral do aterro.

Na etapa experimental em laboratório, uma coluna de meio poroso foi submetida a um fluxo ascendente de ar aquecido e troca de calor imposta na superfície do meio com o intuito de reproduzir o escoamento do gás com transferência de calor e capturar emissões fugitivas através de imagens em infravermelho.

Um modelo matemático foi formulado e utilizado para relacionar o fluxo ascendente de gás em meio poroso com a variação superficial de temperatura.

Os resultados parciais do trabalho de campo foram publicados em conjunto com outros colegas do Projeto RAEESA no Congresso Internacional de Engenharia Mecânica (MIRANDA, A. et al 2019) e aparecerão referenciados no capítulo que discutirá os resultados.

#### 3.1. DESCRIÇÃO DO LOCAL DE COLETAS DE DADO *IN SITU* – O ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY

Os dados em campo desta pesquisa foram coletados no antigo Lixão da Estrutural e agora Aterro Controlado do Jockey Club (ACJC), que está localizado na Região Administrativa do Setor Complementar de Indústria e Abastecimento – SCIA (RA XXV), vizinho a importantes regiões de interesse ambiental como o Parque Nacional de Brasília (PNB) e a Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) do Córrego Cabeceira do Valo. Mesmo com classificação de Área de Proteção Permanente, que visa proteger o PNB e o

Córrego, é uma região intensamente ocupada pela comunidade chamada Vila Estrutural, e por propriedades que realizam atividades agrícolas no entorno da área.

O início da disposição de resíduos no ACJC remonta ao fim da década de 1960. No período de 1977 a 1978 o lixo foi depositado a céu aberto em trincheiras, utilizando o método de rampas, onde o próprio solo retirado para a abertura de uma célula era usado para cobrir a célula adjacente já utilizada. A profundidade das trincheiras era variada em 2 a 4 metros, e o lixo depositado era compactado e recoberto com uma camada de solo de aproximadamente 50 cm de espessura. Atualmente esta área encontra-se fora dos limites atuais, sendo habitada por moradores que utilizam água de poços do tipo cacimba (SANTOS, 1996).

Com uma extensão inicial de 174 ha que chegou a 190 ha, é classificado pela SLU e Governo do Distrito Federal como aterro controlado, mas é uma área de disposição completamente inadequada de resíduos sólidos que não conta com impermeabilização necessária para evitar a contaminação do solo e do lençol freático, requisito necessário para ser chamado de aterro controlado (BARBOSA; BERNARDES; BRITO, 2015).

Um cronograma de encerramento do Aterro do Joquéi foi posto em prática a partir de 2016, com a destinação de 81.000 toneladas por mês neste ano, até o encerramento total das atividades na data de início da operação do ASB, em julho de 2018. Hoje, o Aterro Controlado do Jockey recebe somente resíduos de poda e construção civil.

Como mecanismo de gestão das externalidades do aterro, observamos a instalação de queimadores e intervenções na camada de cobertura para reparação de fissuras em pontos determinados de forma empírica por funcionários do local. Durante o período chuvoso, a empresa responsável pela gestão do aterro promove a recirculação de chorume como mecanismo de mitigação, amenizando a pressão sobre a lagoa de estabilização do lixiviado.

A figura 14 mostra a localização do ACJC dentro do Distrito Federal e sua área de influência como lagos e um Parque Nacional.

O clima da região do Aterro do Jockey é classificado como Tropical com temperatura média anual entre 18°C e 22°C e elevação de 1000 - 1200m, com estiagem no inverno e concentração de chuvas no verão. Já a precipitação média anual no Distrito Federal é cerca de 1500 mm, correspondente a climas úmidos, com maiores valores entre os meses de outubro a abril, caracterizando o período de chuvas. Entre os meses de maio a setembro não chegam a ultrapassar 50 mm, caracterizando o período de estiagem (MUNHOZ; FELFILI, 2005; CARNEIRO, 2002;CAVALCANTI, 2013).

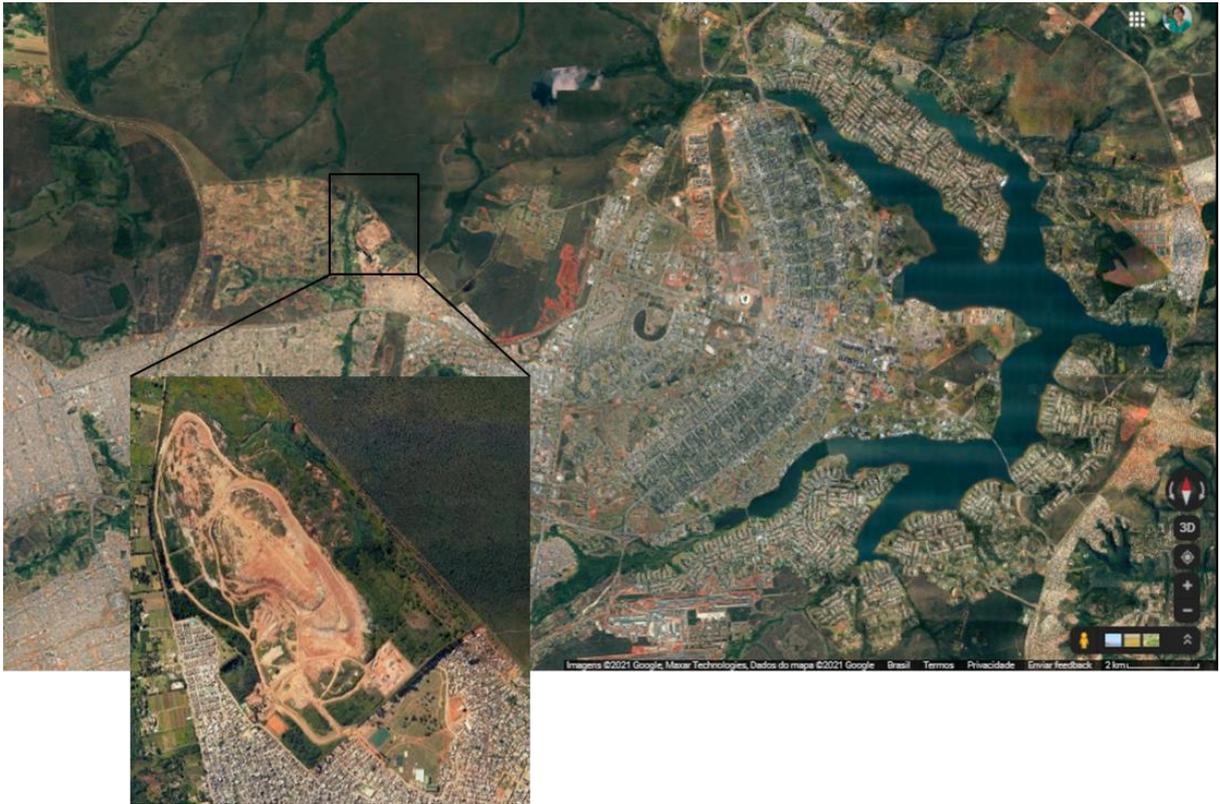


Figura 14 — Localização do ACJC. Fonte: Autora (2021)

Em Brasília, a estação com precipitação é de céu encoberto; a estação seca é de céu quase sem nuvens. Durante o ano inteiro, o clima é morno. Ao longo do ano, em geral a temperatura varia de 12°C a 29°C e raramente é inferior a 9°C ou superior a 32°C (WEATHER SPARK, 2021). As figuras 15 e 16 são, respectivamente, um gráfico que ilustra a média anual de precipitação e Média anual de temperatura, com indicadores de máximas e mínimas, no Distrito Federal.

A partir destas informações, dividimos nossa análise em campo em duas distintas estações, classificadas neste trabalho como inverno seco, com amplitude climática de 9° a 25°C e estiagem, e verão chuvoso, com amplitude climática entre 18° e 30°C e alto índice pluviométrico.

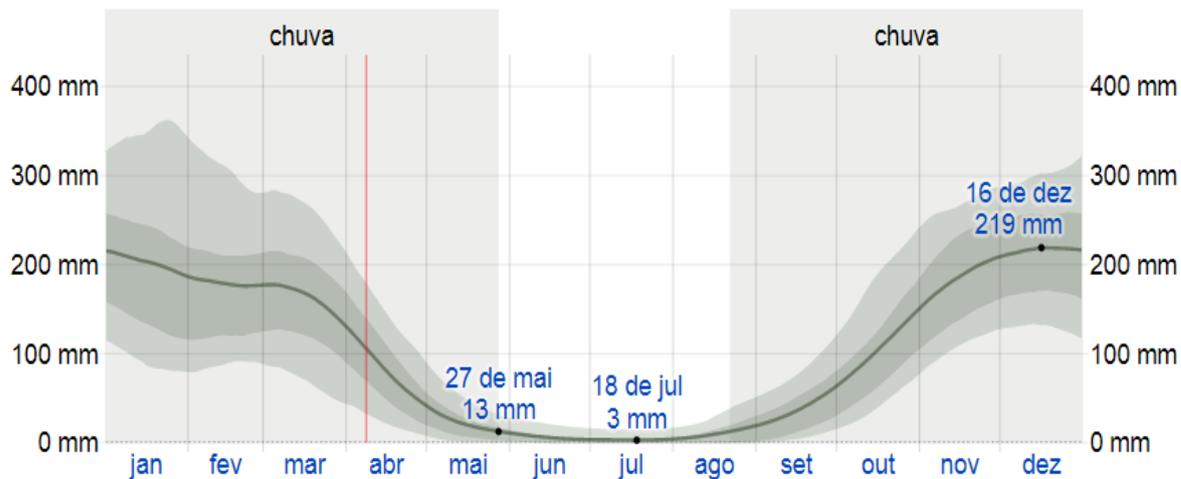


Figura 15 — Média anual de precipitação no Distrito Federal. Fonte: Weather Spark. (2021).

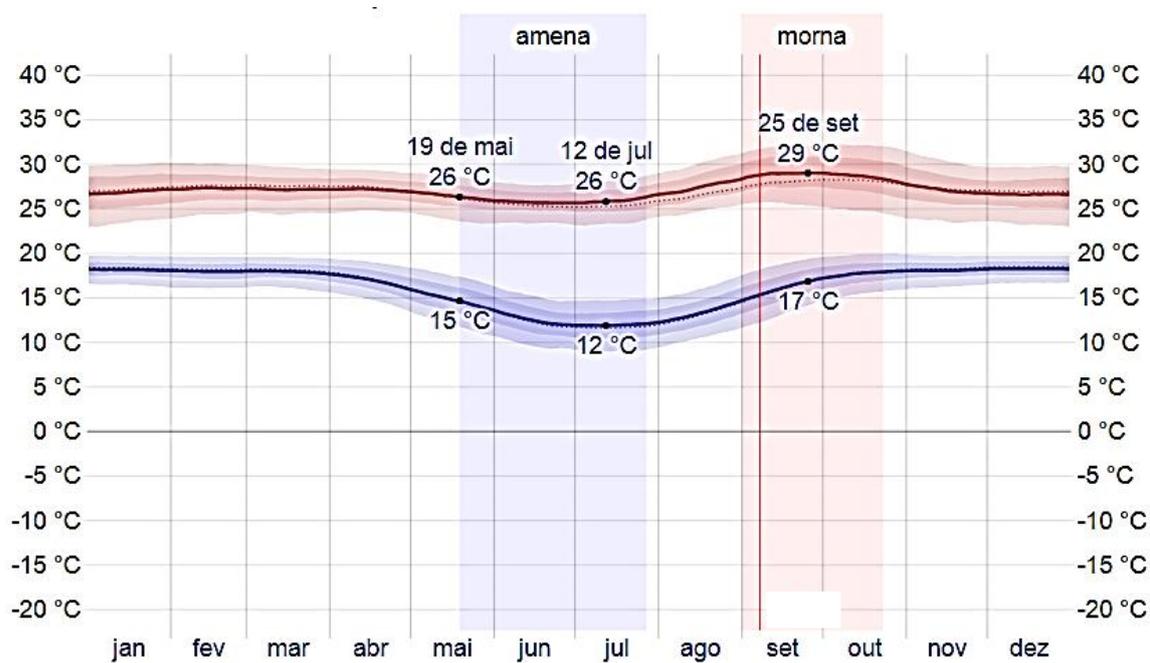


Figura 16 — Média anual de temperatura no Distrito Federal, temperatura máxima (linha vermelha) e mínima (linha azul) médias no DF. Fonte: Weather Spark. (2021).

## 3.2. ANOMALIAS TÉRMICAS E EMISSÕES FUGITIVAS EM CAMPO

A termografia por infravermelho é uma técnica não invasiva que mede a distribuição de temperatura de uma superfície através do processamento da radiação infravermelha de ondas médias a longas, emitidas por esta superfície. Desta forma, a metodologia deste trabalho consiste em utilizar uma câmera termográfica para análise de anomalias de temperatura no solo e comparar com a concentração de gás nestes locais.

As imagens termográficas foram realizadas com câmera termográfica FLIR A350 em verão chuvoso e FLIR A325sc em inverno seco, que adquire e processa imagens termográficas em uma faixa espectral de 7,5-13,0  $\mu\text{m}$  relativas a temperaturas de -20 °C a 120 °C. A disponibilidade dos equipamentos interferiu na seleção de pontos a serem aferidos pois a câmera FLIR A325sc precisa de conexão com uma fonte de energia enquanto o modelo FLIR A350 é portátil com autonomia de energia de 5 horas.

As concentrações de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  foram aferidas em campo com o monitor de gases portátil GEM-5000. Seu princípio de funcionamento se dá através de uma célula infravermelha de comprimento de onda duplo com canal de referência, que mostra os resultados em porcentagem (0-100%). A identificação do  $\text{O}_2$  é feita com uma célula eletroquímica interna (0-25%). O sensor não pode medir amostras contendo mais de 25% de  $\text{O}_2$  do volume total de gás, devido a limitações técnicas do sensor.

Diot et al (2000) mostraram que o fluxo de metano emitido através da cobertura argilosa do aterro representa 2% do fluxo de metano emitido pela célula em operação, e que essa emissão não se distribui de forma homogênea: os fluxos de biogás de superfície estão localizados principalmente perto de discontinuidades, como poços de lixiviado ou bordas de células.

### 3.2.1. Medições de campo em inverno seco

Em junho de 2019, no período de inverno seco, uma área de talude com ocorrência frequente de fissuras no ACJC foi estabelecida para coleta de dados e dividida em dez pontos para fins de comparação. Esta área foi escolhida por representar pontos de maior suscetibilidade de emissões fugitivas de biogás em aterros. Em cada ponto foram coletados dados de temperatura e concentração de gás. Como a câmera utilizada neste caso, a FLIR A325sc, necessita de um ponto de alimentação de energia, a câmera esteve acoplada ao

veículo utilizado nas visitas a campo durante todo o experimento, reduzindo a área de verificação à região selecionada.

Para maximizar o gradiente entre a temperatura da superfície e a ambiente e obter resultados melhores nas imagens termográficas, o horário escolhido de captura das imagens foi durante a alvorada, antes do sol nascer, para que haja dissipação do calor absorvido por incidência solar durante a noite. Assim, a coleta de dados foi realizada entre 5h e 7h em 10 pontos da região de encosta, mostrada na Figura 17.

### 3.2.2. Medições de campo em verão chuvoso

Nesta estação, as medições em campo foram realizadas em horário posterior ao nascer do sol, para verificar o grau de interferência da radiação na leitura termográfica. Devido a ausência de fissuras em toda a região do aterro e a utilização de equipamento com autonomia na fonte de energia, a câmera FLIR A350, optou-se pela realização de varredura na área superior e em taludes de três localizações distintas do ACJC, aumentando a amostragem. Estas medições termográficas apresentam erros da ordem de 2°C.

Desta forma, após a área delimitada, iniciou-se o trajeto para coleta de amostras de biogás na superfície. A cada 5 metros percorridos uma medição na concentração de gás e uma imagem termográfica era realizada.



Figura 17 — Área delimitada para coleta de dados – inverno seco. Fonte: Autora (2021).



Figura 18 — Área delimitada para coleta de dados – verão chuvoso. Fonte: Autora (2021).

### 3.3.INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

#### 3.3.1. Bancada

Neste experimento, uma camada cilíndrica de meio poroso com diâmetro  $D = 0,3$  m com espessura  $H$  é ajustada em uma câmara de fluxo controlada. Esta câmara foi projetada utilizando o *software Solidworks*, com croqui apresentado no apêndice desta dissertação, e impressa na impressora 3D do Laboratório Aberto da Universidade de Brasília. O material utilizado na impressão foram os filamentos ABS nas peças inferiores e PLA (ácido polilático) na parte superior, garantindo a dureza, flexibilidade e suportando o aumento de temperatura imputado a bancada.

O fluxo de ar ascendente é aquecido por um aquecedor elétrico controlado, mantendo a temperatura de fluxo em  $T_{ref}$  na faixa de  $30^{\circ} - 45^{\circ}C$ . A taxa de vazão de ar é medida por um rotômetro calibrado, conforme ilustrado na Fig. 19. A temperatura em diferentes posições no experimento é registrada, bem como a taxa de fluxo de ar controlada, chamada de  $J$  previsto. Dessa forma, todas as condições para validar o modelo proposto na Eq.19 são implementados.

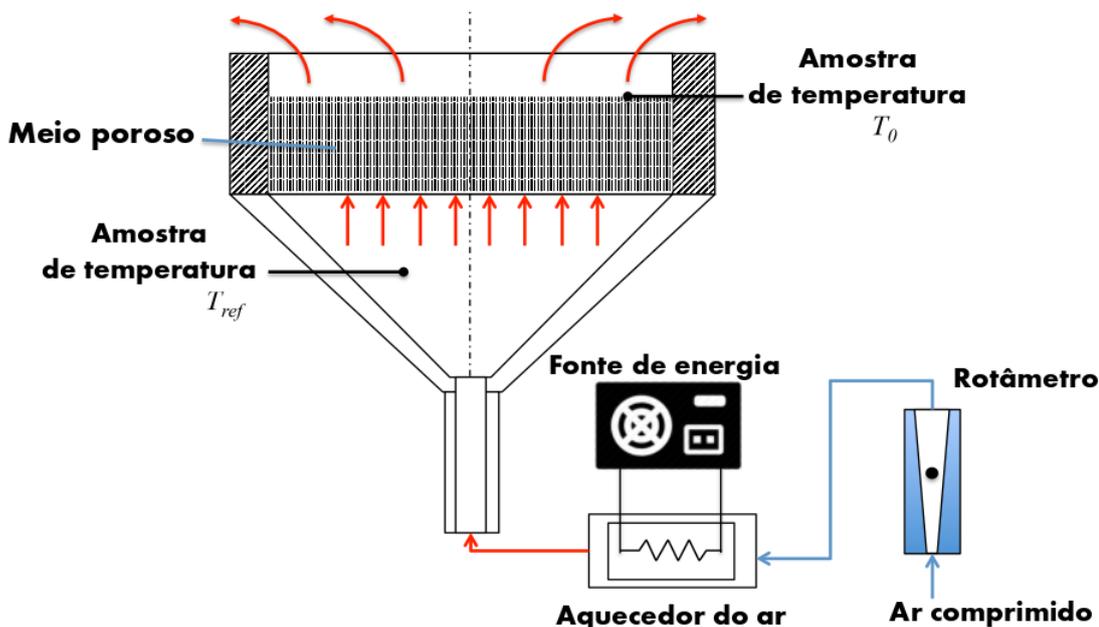


Figura 19 — Instalação Experimental. Fonte: Elaborado pela autora (2021)

No lado superior, uma superfície de blindagem contra radiação térmica foi colocada para promover a troca de calor entre a superfície superior da camada porosa em  $T_0$  com uma superfície cilíndrica mantida em  $T_\infty$ . Essa superfície é resfriada por um reservatório de gelo para manter uma temperatura de troca de baixo nível, próxima a  $0^\circ\text{C}$ , conforme mostrado na figura 20. A câmera termográfica foi posicionada em um tripé mantendo a distância entre a fonte emissora (bancada) e o receptor (câmera) fixa em 0,9 metro.

### 3.3.2. Procedimento experimental

Para cada execução experimental, a temperatura  $T_{ref}$  e a taxa de fluxo de ar  $j$  foram ajustadas. A temperatura e o fluxo de entrada são controlados em valores fixos. Após horas, o estado de equilíbrio foi verificado através do monitoramento da temperatura  $T_0$ . Nesse momento, a visualização térmica foi realizada. Os experimentos foram realizados para quatro temperaturas de fluxo diferentes (de  $20$  a  $30^\circ\text{C}$ ) e para quatro níveis diferentes de taxa de fluxo de massa (de  $20$  a  $100$  nl/min).

Com o intuito de reproduzir em laboratório uma região de fraturas na superfície, a camada de meio poroso foi perfurada na região central. Esta situação representa uma condição típica encontrada em aterros reais. As experiências foram realizadas para cada meio poroso.



Figura 20 — *Radiation Shield* para aumento do gradiente de temperatura. Fonte: Elaborado pela autora (2021)

### 3.3.3. Meio poroso

Três meios porosos diferentes, com  $H = 12$  mm, foram empregados no presente estudo (ver figura 21):

O leito compactado esférico de volume cilíndrico foi preenchido com esferas de PVC com 165 mm de diâmetro; já o cascalho é composto de coluna porosa com pequenas rochas de tamanho característico de 17 a 3mm. A variação de cores do meio buscou mudança de emissividade, desta forma, o meio poroso (c) foi utilizado em preto fosco para obter emissividade de 0,97. O volume de vazios foi aferido através do uso de proveta com capacidade de 1000ml e determinado em 650ml para cada meio poroso.

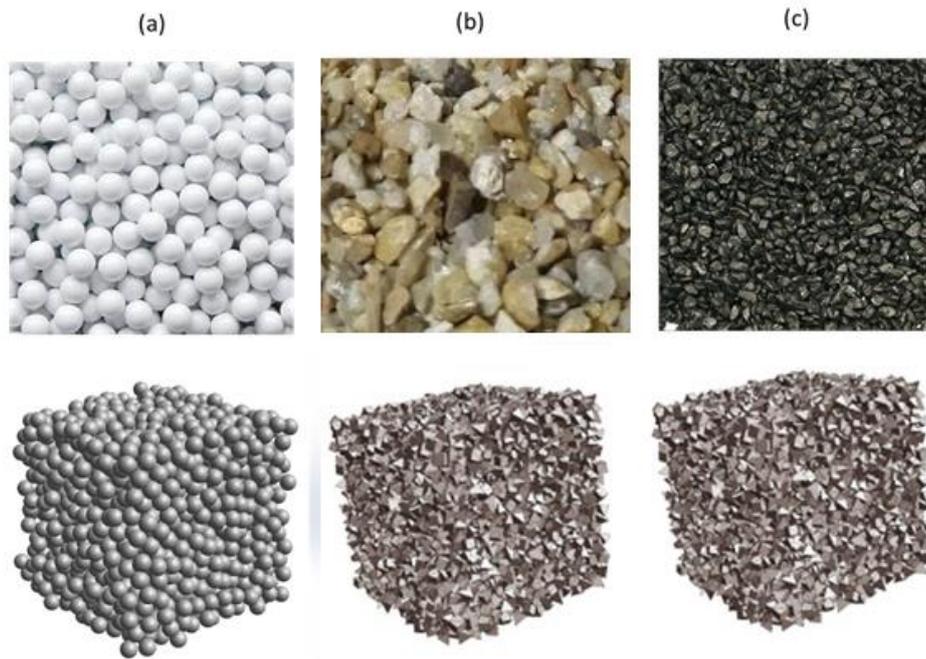


Figura 21 — Meio poroso (a) Leito compacto de esfera, (b) Cascalho branco, (c) Cascalho preto. Fonte: Elaborado pela autora (2021)



Figura 22- Medição do volume de vazios no meio poroso. Fonte:Elaborado pela autora (2021)



Figura 23 — Calibração dos termopares. Fonte: Elaborada pela autora (2021)

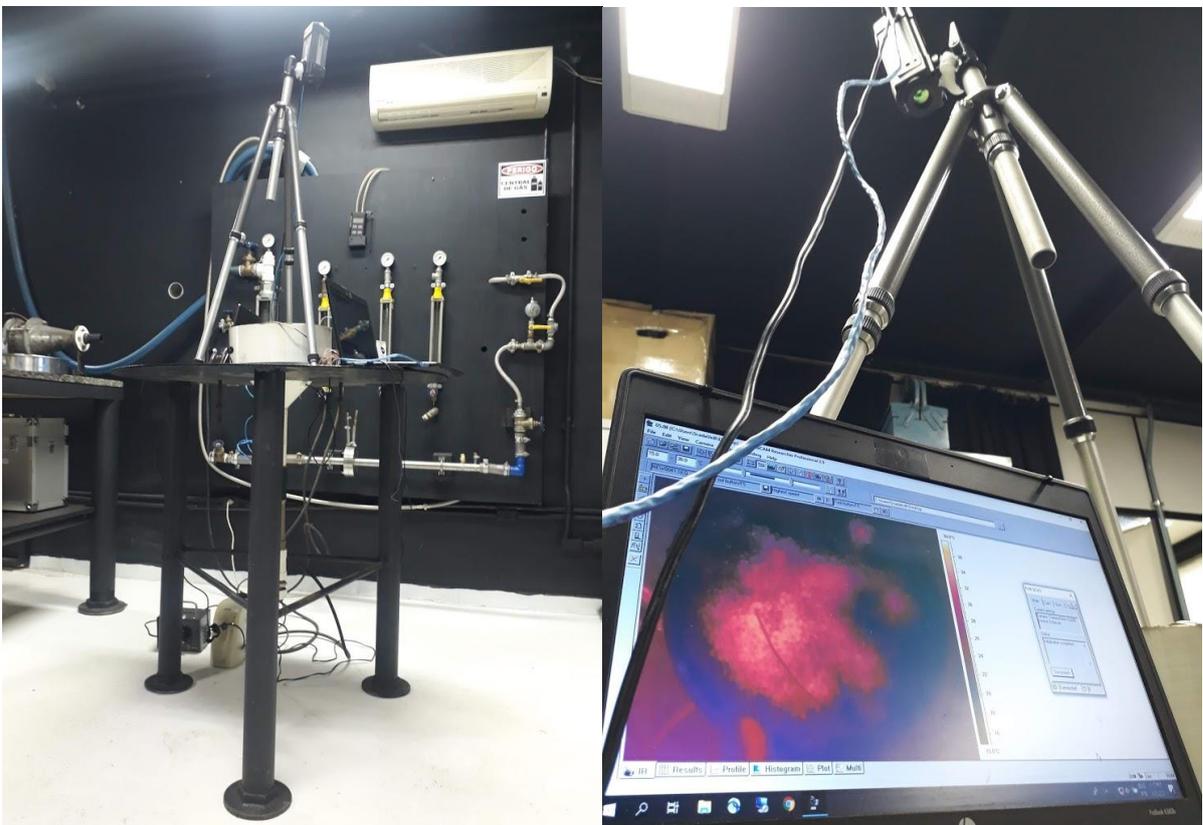


Figura 24 — Câmera térmica FLIRA350 acoplada à bancada.

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

### 3.3.4. Medições de temperatura

A temperatura foi medida nas posições  $T_0$  e  $T_\infty$  com termopares tipo K. A incerteza experimental da medição de temperatura com termopares foi de  $\pm 0,2^\circ\text{C}$ . Para  $T_{\text{ref}}$ , um sensor de temperatura de estado sólido calibrado foi empregado (Componente DS18B20), com incerteza de  $\pm 0,1^\circ\text{C}$ . Todos os sensores de temperatura foram previamente calibrados em banho térmico usando um sensor de referência certificado RTD PT-100. O sinal de temperatura foi registrado usando um *datalogger* na plataforma Arduino para monitorar a chegada na condição de estado estável. A medição da temperatura ambiente foi realizada com termômetro de mercúrio que compõe a estrutura do laboratório. A superfície superior da coluna porosa foi visualizada com uma câmera térmica FLIR A350.

## 3.4. MODELAGEM DO PROBLEMA

Como parâmetros teóricos da transferência de calor considerados, alguns conceitos serão apresentados. Quando a energia radiante é imersa em uma superfície, uma fração  $\alpha$  dela é absorvida, outra fração,  $\rho$ , é refletida; e o restante,  $\tau$ , é transmitido (ARPACI, V. 2000). Assim,

$$\alpha + \rho + \tau = 1 \quad (1)$$

onde  $\alpha$  representa a absorptividade,  $\rho$  a reflectividade e  $\tau$  a transmissividade da superfície. Em superfícies opacas,  $\rho = 0$  e em superfícies transparentes  $\tau = 0$ .

A superfície que absorve toda a radiação incidente com  $\alpha = 1$  ou em uma dada temperatura emite o máximo possível de radiação é o chamado “corpo negro” que consiste em

uma superfície idealizada. É com base nessa idealização que a emissividade  $\varepsilon$  da superfície é definida e pode ser calculada por

$$\varepsilon = q/q_n \quad (2)$$

onde  $q$  e  $q_n$  são os fluxos de calor radiantes desta superfície e de uma superfície negra, respectivamente, à mesma temperatura. Assim,  $\varepsilon = 1$  para uma superfície negra ideal. Sob equilíbrio térmico  $\varepsilon = \alpha$  para qualquer superfície e essa relação é conhecida como Lei de Kirchhoff. A emissividade, portanto, possui valores entre  $0 \leq \varepsilon \leq 1$ , sendo 1 o máximo atingido somente pelo corpo negro.

Um exemplo interessante para ilustrar a relação entre a temperatura do corpo emissor, seu comprimento de onda  $\lambda$ , portanto, o tipo de radiação é o Sol e a Terra. O Sol, que está a temperatura em torno de 6000K emite energia com comprimento de onda abaixo de  $3\mu\text{m}$ , enquanto a Terra, com uma temperatura em torno de 300K emite energia acima de  $3\mu\text{m}$ . Essa diferença entre posições no espectro resulta no Efeito Estufa (ARPACI, V. 2000).

#### 3.4.1. Modelagem matemática

No modelo desenvolvido para este trabalho foi considerado um fluxo de gás através de uma estrutura porosa em uma coluna de solo, na qual a equação de conservação de energia é formulada por

$$\rho_s C_s \frac{\partial T}{\partial t} - \rho_g C_p u \frac{\partial T}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_s \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad (3)$$

Nesta equação, os índices  $s$  e  $g$  denotam as fases sólida e gasosa e  $T$  é a temperatura média das fases. As propriedades térmicas das duas fases são a densidade aparente do solo e seu calor específico ( $\rho_s$  e  $C_s$ ), a densidade e o calor específico do gás ( $\rho_g$  e  $C_p$ ) e a condutividade térmica do solo ( $K_s$ ). A velocidade característica do gás é anotada por  $u$ , que é equivalente a

$$u = \frac{j}{\rho_g} \quad (4)$$

onde  $j$  é o fluxo de gás (expresso em  $\text{kg.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ).

As condições de contorno para a Equação 3 são estabelecidas para a profundidade  $z = z_{ref}$  como

$$T(t, z_{ref}) = T_{ref} \quad (5)$$

e na superfície superior do solo ( $z = 0$ )

$$\begin{aligned} -K_s \left. \frac{\partial T}{\partial z} \right|_{z=0} &= \alpha H - h_c(T_0 - T_\infty) - \sigma \epsilon (T_0^4 - T_a^4) = \alpha H - (h_c + h_r)(T_0 - T_a) \\ &= \alpha H - h(T_0 - T_a) \end{aligned} \quad (6)$$

Nesta equação  $h_c$  é o coeficiente de transferência de calor convectivo entre o solo e a atmosfera (que depende da velocidade do vento) e  $\epsilon$  e  $\sigma$  são respectivamente a emissividade do solo e a constante de Stefan-Boltzmann.  $T_a$  é a temperatura ambiente. Introduce-se de forma geral um aporte energético da irradiância solar em plano horizontal quantificada por  $H$ , a qual é absorvida pelo solo de absorvidade superficial  $\alpha$ .

A troca superficial pode ser parametrizada por um coeficiente global de troca  $h = h_c + h_r$ . Considera-se aqui uma relação simplificada para o coeficiente de transferência de calor por convecção do solo (DUFFIE & BECKMAN, 2006), na forma

$$h = 5.7 + 3.8U_\infty \quad (7)$$

O coeficiente de troca por radiação entre o solo e o ambiente é linearizado utilizando

$$h_r = 4\sigma\epsilon(T_0 + \bar{T}_a)(T_0^2 + \bar{T}_a^2) \quad (8)$$

Onde

$$\bar{T}_a \equiv \frac{1}{2}(T_a + T_{sky}) \quad (9)$$

Com a temperatura do céu dada por Swinbank (1963) como

$$T_{sky} = 0.0552 T_a^{1.5} \quad (10)$$

O modelo não-linear colocado nas equações 3 a 10 formulam a distribuição da temperatura  $T(z,t)$  na coluna de solo entre 0 e  $z_{ref}$ , dado o fluxo de gás ascendente  $j$  e as variáveis climáticas  $T_a$ ,  $H$  e  $U_\infty$ . Deve-se ainda considerar as propriedades termofísicas do solo e do gás de aterro, bem como uma temperatura de referência associada ao equilíbrio do processo exotérmico da metanogênese. Este modelo indica que para dadas condições, é possível estabelecer uma relação do fluxo mássico com a temperatura do solo, em particular com a temperatura no nível superior  $T_0$ , em  $z=0$ .

De fato, o uso da temperatura como rastreador dos fluxos subterrâneos foi relatado na literatura para os fluxos de percolação de água em Anderson (2005) e Hatch (2006). Reporta-se, no entanto, à baixa acurácia e sensibilidade de tal abordagem experimental.

Nota-se ainda que para uma identificação de longa duração do fluxo de biogás, é necessário considerar um modelo mais geral, levando em consideração a migração da água em sentido descendente no meio poroso (FADEL et al., 1996). O problema aqui formulado não considera o fluxo descendente de água percolada, sendo válido somente para condições climáticas restritas nas quais a precipitação é baixa, durante períodos de estiagem, típicos da região de Brasília aqui estudada. Nota-se também que em períodos de percolação intensa, o fluxo ascendente de gás de aterro é naturalmente inibido em face do selo hidráulico do fluxo de água infiltrada.

### 3.4.2. ESTIMATIVA DE PARÂMETROS DE REFERÊNCIA

Alguns parâmetros de referência podem ser considerados para situações reais de aterro, baseado no que foi apresentado em (MANJUNATHA, et al., 2020):

- i. **Propriedades termofísicas:** Considera-se aqui os seguintes valores para solos típicos utilizados

$$\rho_g = 1.225 \text{ kg/m}^3 ; C_{p_g} = 2000 \text{ J/kg-K} ; C_s = 1480 \text{ J/kg-K} ; K_s = 0.9 \text{ W/m-K}$$

- ii. **Emissividade a absorvidade do solo:** O valor de 0.85-0.95 é utilizado para solos descobertos
- iii. **Temperatura do gás na metagênese:** utiliza-se o valor de 55°C-65°C
- iv. **Concentração de metano no gás de aterro:** para fins de simulação, o gás é composto por 50%-55% de CH<sub>4</sub> e o restante de CO<sub>2</sub> (IPCC, 2006).

### 3.4.3. SOLUÇÃO ANALÍTICA EM EQUILÍBRIO

Seja uma formulação média do problema estabelecido em 3 a 6, considerando um operador de média temporal diária, que transforma das equações em

$$Cp_g \bar{J} \frac{\partial \bar{T}}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left( K'_s \frac{\partial \bar{T}}{\partial z} \right) = 0 \quad (11)$$

Considera-se aqui uma solução simplificada para a condição de equilíbrio no senso da média, onde  $\frac{\partial \bar{T}}{\partial t} = 0$  e um novo coeficiente de difusão,  $K'_s$ , leva em conta o fluxo ascendente flutuante em torno da média (tal como em problemas turbulentos).

As seguintes condições de contorno são também utilizadas, ilustradas se forma simplificada na figura 25.

$$i) \quad \text{em } z \rightarrow \infty ; \bar{T} = T_{ref} \quad (12)$$

$$ii) \quad \text{em } z = 0 ; -K'_s \left. \frac{\partial \bar{T}}{\partial z} \right|_{z=0} = \alpha \bar{H} - h (\bar{T} - \bar{T}_a) \quad (13)$$

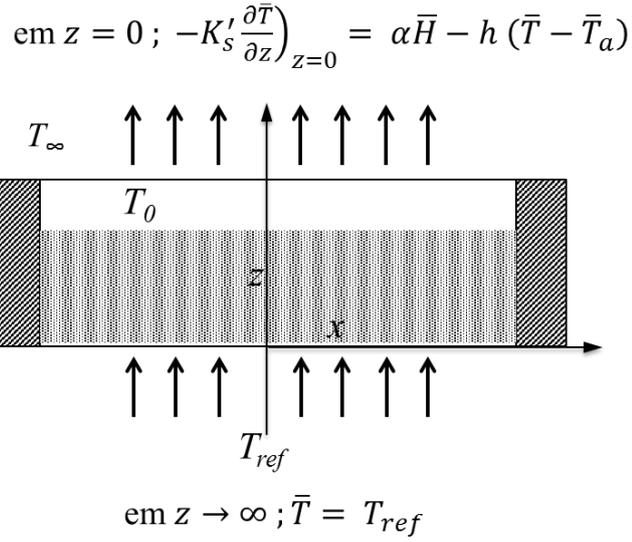


Figura 25: Diagrama simplificado das condições de contorno. Fonte: Autora (2021).

A equação 11 apresenta solução analítica obtida pela integração direta da equação diferencial, dada por

$$\bar{T}(z) = T_{ref} + \frac{\alpha \bar{H} - h(T_{ref} - \bar{T}_a)}{aK'_s + h} e^{-az} \quad (14)$$

Onde  $a \equiv Cp_g \bar{j} / K'_s$  e as constantes de integração foram obtidas das condições de contorno 12 e 13. Para a condição de  $z = 0$ ; uma relação fechada pode ser obtida para o fluxo na forma

$$\bar{j} = \frac{h}{Cp_g} \left[ \frac{(T_{ref} - \bar{T}_a) - \alpha \bar{H} / h}{T_{ref} - \bar{T}_0} - 1 \right] \quad (15)$$

A equação 14 estabelece que dadas as condições climáticas médias diárias  $\{U_\infty, \bar{T}_a, \bar{H}\}$  e o fluxo de gás de aterro na coluna  $\bar{j}$ , pode-se estimar o perfil de temperatura no solo.

Complementarmente, conhecendo-se a temperatura média no nível do solo  $\bar{T}_0$  (o que pode ser obtido pela medição de temperatura), pode-se estimar o fluxo médio  $\bar{j}$ , por meio da

equação 15. Neste sentido, este último equacionamento demonstra a possibilidade de estabelecer uma correlação direta entre o fluxo e a observação térmica pelo infravermelho.

#### 3.4.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A ideia aqui repousa, portanto, em verificar qual a sensibilidade que pode ser alcançada na determinação do fluxo (dada a equação 15) em face da sensibilidade da medição da temperatura  $\bar{T}_0$ .

Alguns estudos na literatura relativos à utilização da detecção e medição de fluxo de metano em aterros utilizam uma comparação entre a temperatura do solo na área de fluxo ascendente de gás  $\bar{T}_0$ , com a temperatura de uma área alvo de mesmas características onde o fluxo de gás é nulo, aqui notada por  $\bar{T}_{00}$ . Pelo balanço de calor na superfície vale a relação

$$\alpha\bar{H} = h(\bar{T}_{00} - \bar{T}_a) \quad (16)$$

Logo de 15

$$\bar{J} = \frac{h}{c p_g} \left[ \frac{T_{ref} - \bar{T}_{00}}{T_{ref} - \bar{T}_0} - 1 \right] \quad (17)$$

Definindo as seguintes variáveis de temperatura incremental em relação à temperatura do solo na condição de fluxo nulo

$$\Delta T_0 \equiv \bar{T}_0 - \bar{T}_{00} ; \Delta T_{ref} \equiv T_{ref} - \bar{T}_{00} \quad (18)$$

A equação para o fluxo e reescrita por

$$\bar{J} = \frac{h}{c p_g} \left[ \frac{\Delta T_{ref}}{\Delta T_{ref} - \Delta T_0} - 1 \right] \quad (19)$$

Isto é válido para qualquer hora do dia, sem a necessidade de verificação de uma medição para a irradiância. Para o caso de irradiação nula, a Equação 19 pode ser simplificada pois  $\bar{T}_{00} \cong \bar{T}_a$  (condição que é verificada em laboratório).

A sensibilidade da medição de fluxo para estas condições pode ser determinada através da seguinte relação

$$\delta \bar{j} = \left| \frac{\partial \bar{j}_0}{\partial \Delta \bar{T}_0} \right| \delta \Delta \bar{T}_0 \quad (20)$$

A partir da derivada da equação 19

$$\delta \bar{j} = \frac{h}{c p_g} \left| \frac{\Delta T_{ref}}{(\Delta T_{ref} - \Delta T_0)^2} \right| \delta \Delta \bar{T}_0 \quad (21)$$

Majorando os termos desta equação por

$$\frac{h}{c p_g} \sim 10^{-2} ; \left| \frac{\Delta T_{ref}}{(\Delta T_{ref} - \Delta T_0)^2} \right| \sim 10^{-1} \quad (22)$$

obtém-se a relação de sensibilidade na forma

$$\frac{\delta \bar{j}}{\delta \Delta \bar{T}_0} \sim 10^{-3} \text{ (kg.m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}/\text{K)} \quad (23)$$

Ou ainda considerando uma concentração de metano da ordem de 50%

$$\frac{\delta \bar{j}_{CH_4}}{\delta \Delta \bar{T}_0} \sim 10^2 \text{ (gCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}/\text{K)} \quad (24)$$

Portanto, a validação e uso prático do modelo térmico apresentado para estimativas de fluxo de biogás, por meio da Eq. 21, devem ser avaliados em condições típicas do problema de transferência de calor em coluna de meio poroso em uma configuração experimental de laboratório, explorando assim a potencialidade da formulação proposta.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 4.2. RESULTADOS DE MEDIÇÃO DE TEMPERATURA EM CAMPO

### 4.2.1. Medições *in situ* – inverno seco

As imagens termográficas realizadas no ACJ apontaram que, em toda a superfície contínua — sem a presença de fissuras, rachaduras ou buracos — foi observada uma temperatura regular do solo, que chegou à máxima de 20°C, aproximadamente. Na região onde encontram-se diferentes configurações de fissuras, observa-se variação da temperatura de 40 a 55°C. A Figura 26 (a) e (b) representa as imagens fotográficas com identificação dos pontos de medição e as respectivas imagens termográficas.

Em oito pontos, de 1 a 5, 7, 8 e 10, houve convergência de temperatura e concentração de gás. Nos pontos 2, 3 e 4, a convergência aconteceu entre baixa temperatura e baixa concentração. Em dois pontos, 6 e 9, houve divergência entre as medidas de concentração e temperatura. No ponto 6, a concentração de metano é de 3% e a temperatura medida na superfície foi alta, de 35°C. Da mesma forma, no ponto 9, a concentração de CH<sub>4</sub> foi medida em torno de 8%, enquanto uma temperatura de 50°C foi indicada por termografia da superfície (MIRANDA, et al 2019).

Nos pontos em que há alta temperatura há vestígio de combustão espontânea, com cinzas e até fumaça, conforme é possível observar no ponto 1. Essa condição sugere uma possível concentração de gás anterior a verificação deste trabalho, alimentando a combustão e dissipando na atmosfera em forma de CO<sub>2</sub>. Outra hipótese é a irregularidade na cobertura do aterro que apresenta fissuras na superfície, mas de baixa profundidade, não significando um caminho de emissões fugitivas para a atmosfera.

A sobreposição de níveis de concentração de metano na imagem termográfica é mostrada na Figura 27, onde a convergência entre escalas de temperatura e concentrações pode ser observada nos oito pontos supracitados. É importante notar que uma correlação similar pode ser verificada em Fjelsted et al. (2019), em um aterro da Dinamarca. Na Figura 28, um gráfico para ilustrar estes resultados.

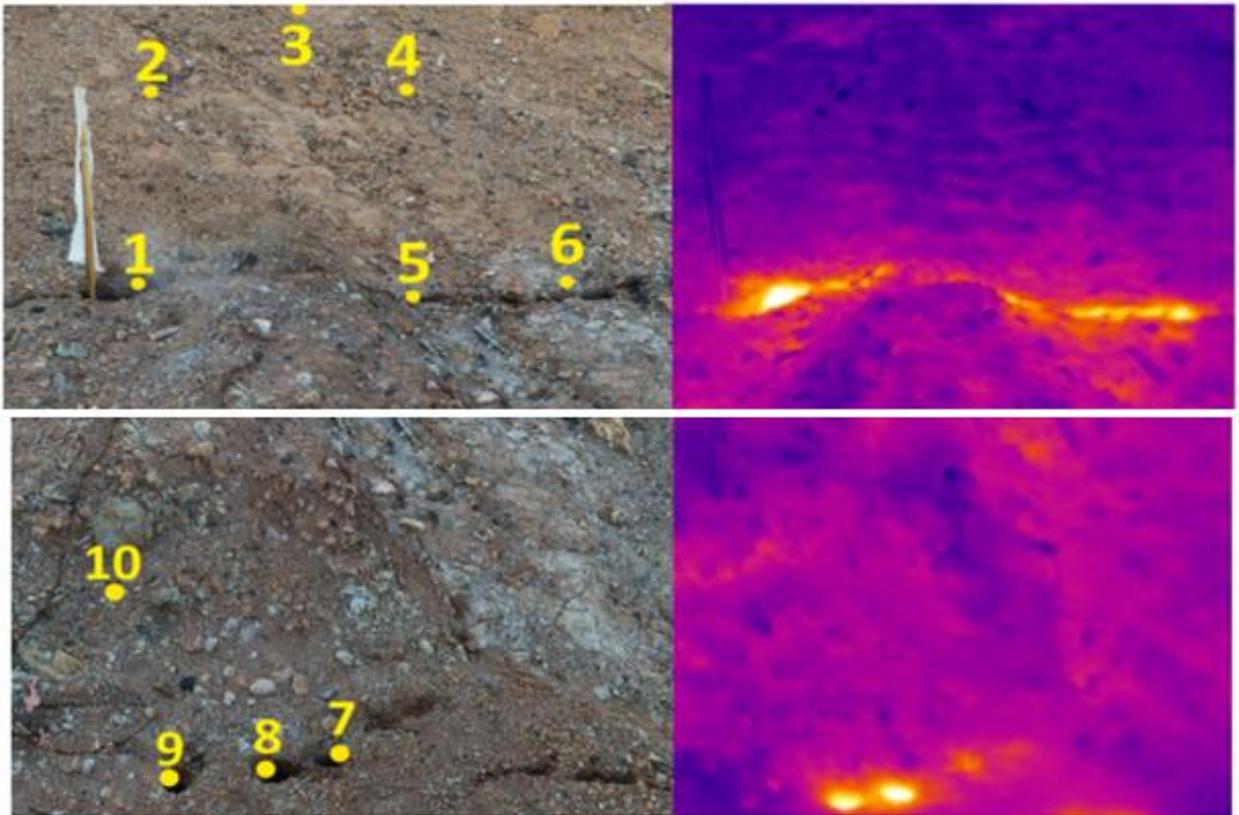


Figura 26 — Talude lateral em imagem fotográfica e termográfica (a) Localização dos pontos de 1 a 10 e (b) Imagem Termográfica correspondente. Fonte: MIRANDA, A. et al (2019)

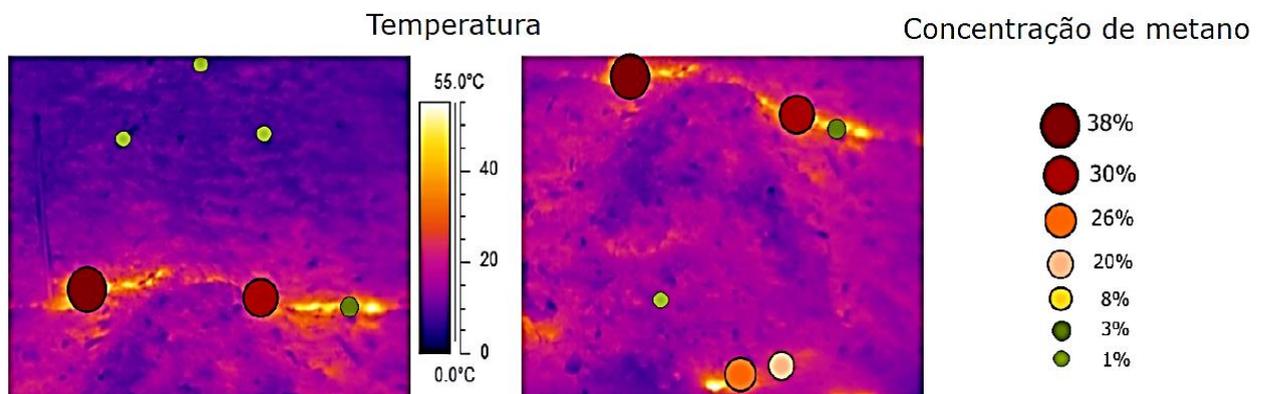


Figura 27 — Imagem termográfica com escala de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) e concentração de metano (%) em 12 pontos. Fonte: MIRANDA, A. et al 2019.

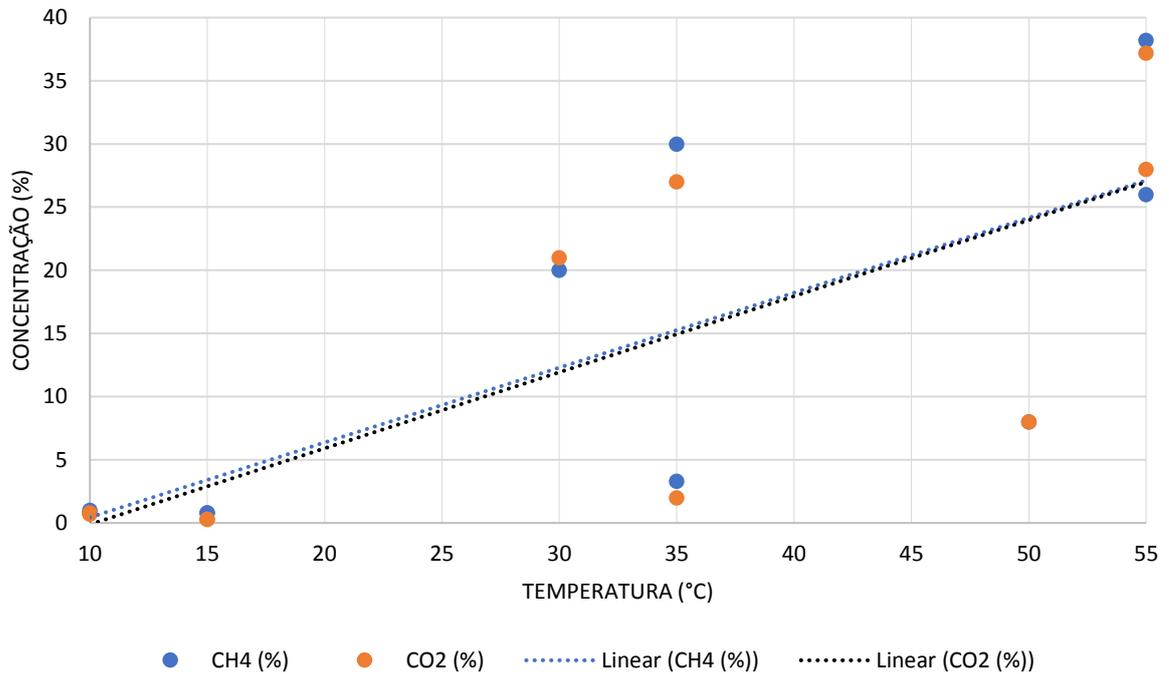


Figura 28 - Gráfico de comparação entre concentração de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub> versus Temperatura no ACJ. Fonte: MIRANDA, A. et al 2019.

#### 4.2.2. Medições *in situ* – verão chuvoso

Nas visitas a campo realizadas no período de verão chuvoso, o ACJ encontrava-se com solo saturado, inclusive com extravasamento superficial de lixiviado. Não foram encontradas regiões de fissura, associadas a locais preferenciais de emissões fugitivas, frequentes em solo seco. As medições de gás na superfície do aterro não indicam presença superior a 0,5% de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, região de sensibilidade do equipamento, e foram consideradas nulas. Em estações chuvosas, os espaços dos poros dentro dos resíduos / cobertura são ocupados por água, é possível que haja uma limitação do transporte de gases e reduziria os locais disponíveis para emissões superficiais de gases traço através do material de cobertura.

As imagens termográficas realizadas mostram ausência de contraste no solo e pontos de falso contraste por diferença de emissividade entre materiais expostos na superfície e o

solo saturado. As visitas a campo foram realizadas entre 7h e 12h havendo, portanto, a interferência de incidência solar no aquecimento do solo. A presença de zona saturada na cobertura do aterro e uma redução na espessura da camada de cobertura nessas áreas aparecem como fatores que interferem em falsos contrastes de temperatura, conforme apontado em Diot et al. (2000).

A lagoa de chorume presente no aterro encontrava-se saturada e a recirculação de lixiviado foi tida como uma forma viável para o tratamento do lixiviado *in situ*, reduzindo o custo de operação do tratamento e a redução da utilização de espaço externo adicional, já que a lagoa de estabilização satura no período chuvoso. A estratégia de recirculação reduz o tempo de degradação e aumenta o grau de estabilização de resíduos, podendo induzir a oxidação da matéria orgânica e reduzindo a emissão de poluentes. Ou seja, em áreas com depósito antigo de resíduos a recirculação frequente em períodos de alta precipitação podem alterar o regime de emissão de gases.

A figura 29 mostram o solo argiloso de cobertura do aterro visivelmente saturado, sem regiões de fissura, que não existiam nem mesmo nos taludes do aterro. Outra característica encontrada na cobertura possível de verificar nas imagens é a diversidade de material aparente, principalmente oriundos do depósito de resíduos da construção civil, que podem criar pontos de aquecimento sem correlação com emissão de gás e interferir nas imagens termográficas.

Ljungberg et al. (1997) mostraram que há interferência do nível de pressão atmosférica e outras condições climáticas no aumento de emissões fugitivas de metano. Em períodos com alta radiação solar e alta temperatura ambiente e de superfície, o vazamento de gás metano reduz à medida que se ajusta à pressão atmosférica. Diot et al. (2000) mostraram que fissuras, aberturas de ventilação e bordas das células, são as principais vias de emissão de metano, e encontram-se inexistentes durante esta estação do ano no ACJC. As anomalias térmicas detectadas neste estudo não corresponderam sistematicamente às emissões de metano, também estiveram ligadas a zonas saturadas de água ou a diferentes emissividades térmicas seguindo características da cobertura, a ver na figura 30.

As anomalias térmicas detectadas corresponderam a zonas saturadas de água e de diferentes emissividades térmicas de material aparente na cobertura do aterro. Nestas condições, portanto, por ausência de emissão fugitiva de biogás através da superfície houve impossibilidade de relacionar pontos de aquecimento no solo com emissão de biogás através do uso do infravermelho termal.



Figura 29- Solo saturado sem fissuras propícias para emissões fugitivas e material com diferentes emissividades na superfície. Fonte: Elaborada pela autora (2021).

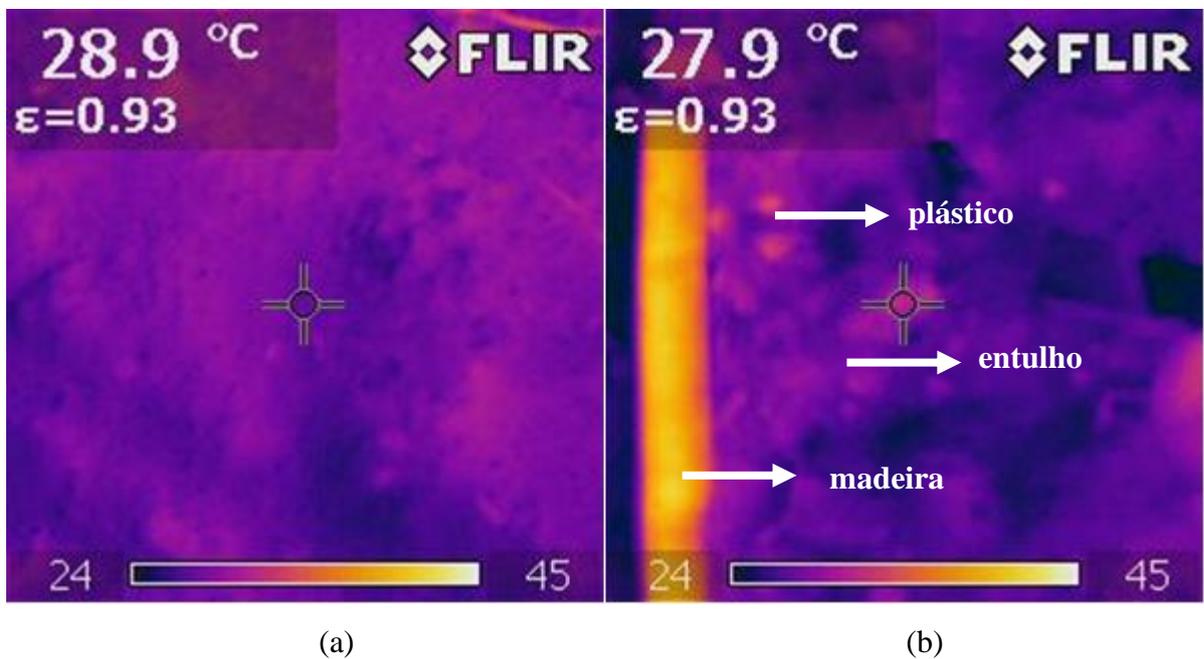


Figura 30 — Imagem termográfica do solo saturado do AJC. Ausência de contraste. (a) Material de diferente emissividade da cobertura do solo gerando ponto de aquecimento sem correlação com emissão de gás (b). Fonte: Elaborado pela autora (2021).

### 4.3. EXPERIMENTO LABORATORIAL

Para analisar a relação entre fluxo de gás e aumento de temperatura e a capacidade do infravermelho termal de captar com clareza esta relação, a vazão de entrada e a temperatura de aquecimento foram submetidas a variações em laboratório. Desta forma, o fluxo de ar ascendente foi aquecido, mantendo a temperatura do ar em  $T_{ref}$  na faixa de  $30^{\circ}$  –  $45^{\circ}\text{C}$ . A taxa de vazão de ar foi medida por um rotâmetro calibrado e variou entre 20 a 100nL/min. A temperatura em diferentes posições no experimento foi registrada, bem como a taxa de fluxo de ar controlada, chamada de  $J$  previsto. Dessa forma, todas as condições para validar o modelo proposto na Eq. 19 foram implementados.

A temperatura foi medida nas posições  $T_0$  e  $T_{\infty}$  com termopares tipo K. A incerteza experimental da medição de temperatura com termopares foi de  $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$ . Para  $T_{ref}$ , um sensor de temperatura de estado sólido calibrado foi empregado (Componente DS18B20), com incerteza de  $\pm 0,1^{\circ}\text{C}$ . Todos os sensores de temperatura foram previamente calibrados em banho térmico usando um sensor de referência certificado RTD PT-100. O sinal de temperatura foi registrado usando um *datalogger* na plataforma Arduino para monitorar a chegada na condição de estado estável.

A medição da temperatura ambiente foi realizada com termômetro de mercúrio que compõe a estrutura do laboratório. A superfície superior da coluna porosa foi visualizada com uma câmera térmica FLIR A350. Utilizando o Software O FLIR Research Studio, foram realizadas imagens termográficas em 3D para a verificar a ocorrência de fissuras em solo através de anomalias de temperatura.

Para cada execução experimental, a temperatura  $T_{ref}$  e a taxa de fluxo de ar  $j$  foram ajustadas. A temperatura e o fluxo de entrada são controlados em valores fixos.

A injeção de ar aquecido fez com que a temperatura do meio poroso aumentasse gradativamente, até atingir a condição de equilíbrio. A evolução da temperatura do meio em diferentes condições de contorno está registrada no conjunto de gráficos reunidos na figura 5, através do monitoramento da temperatura  $T_0$ .

No momento em que foi observada a condição de equilíbrio, a visualização térmica foi registrada. Os experimentos foram realizados com temperaturas de entrada de  $20^{\circ}\text{C}$  a  $35^{\circ}\text{C}$  e para quatro níveis diferentes de taxa de fluxo de massa (de 20 a 100 nl/min). As experiências foram realizadas para cada meio poroso, divididos em homogêneos (sem fissura) e não homogêneos (com fissura).

O estado de equilíbrio não foi alcançado em menos de cinco horas, tornando viável a realização de um único experimento por dia. Abaixo, a figura 31 com gráficos da evolução da temperatura T0 a partir do instante inicial até a conquista do equilíbrio, com o tempo dividido em minutos.

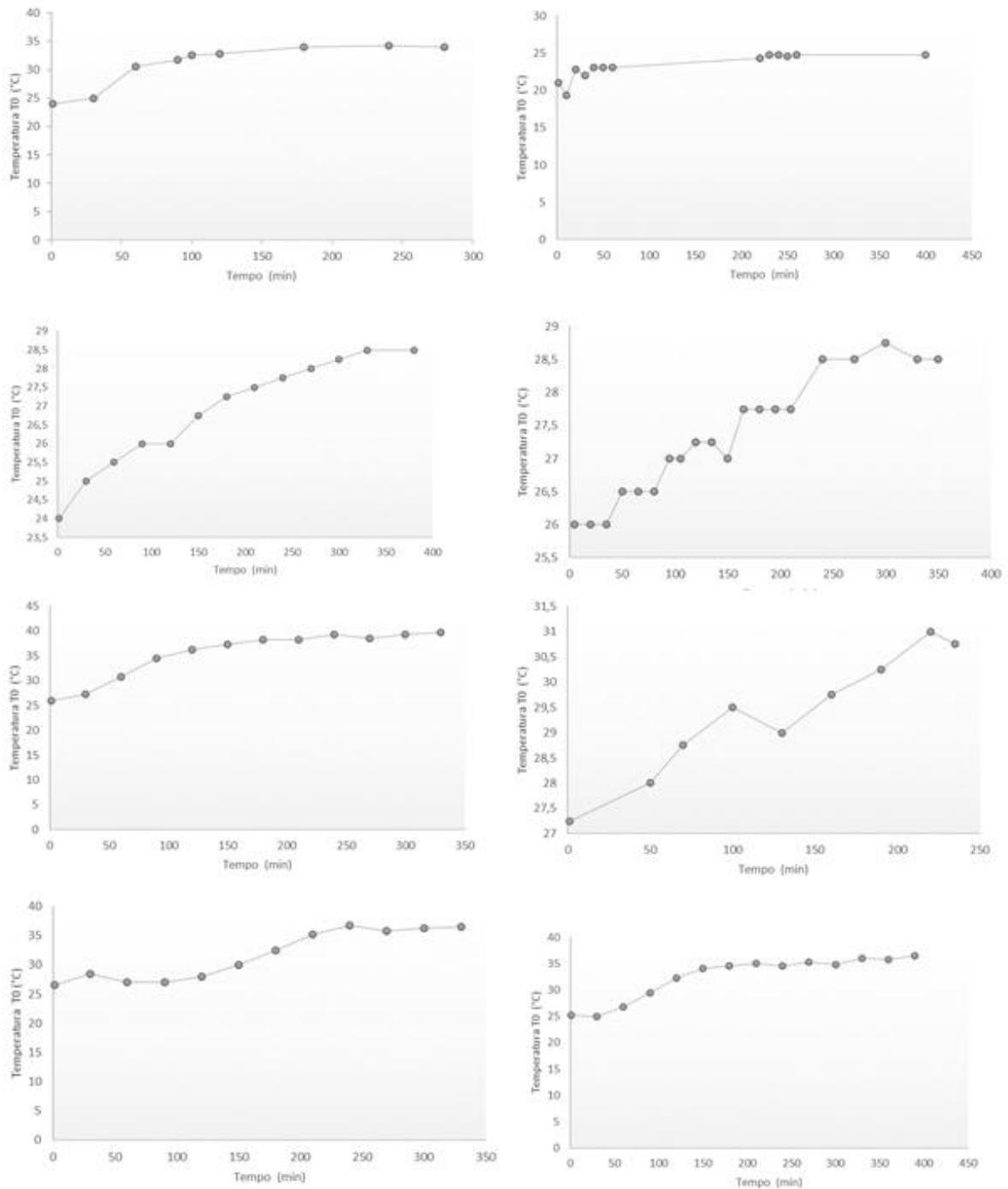


Figura 31-Variação de temperatura na coluna porosa até o estado de equilíbrio.

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

### 4.3.1. Visualizações da câmera térmica

As visualizações termográficas realizadas em laboratório mostraram que áreas de maior espessura funcionaram como uma barreira para o escoamento do ar aquecido e, portanto, apresentaram temperaturas menores do que regiões de menor espessura, que simulam fissuras no meio poroso. O gás tende a evitar essas regiões de maior densidade e escapar por áreas de maior permeabilidade, sugerindo que a distribuição dos pontos de emissão seria influenciada não só por características climáticas e sazonais, mas também por características específicas do local, como tipo de cobertura e compactação do solo.

A figura 32 é uma imagem termográfica e a figura 33 uma imagem termográfica 3D do meio poroso esfera branca com fissura. Esse meio foi submetido a uma vazão de ar ascendente aquecido de  $J_{\text{previsto}}=0,014 \text{ Kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  e  $J_{\text{observado}}=0,011 \text{ Kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  de com temperatura ambiente de  $T_{\infty} 25,5^{\circ}\text{C}$ .

A temperatura do meio poroso lida pela câmera infravermelha em comparação com as medidas aferidas pelos termopares foram equivalentes. A faixa de temperatura indicada pela câmera está entre 25 e 30°C enquanto os termopares indicam  $T_g 30,25^{\circ}\text{C}$ ,  $T_0 = 30,75^{\circ}\text{C}$  e  $T_{\text{ref}} = 29,12^{\circ}\text{C}$ . Desta forma, o gradiente de temperatura entre o ambiente e o meio é inferior a 5°C, indicado pela literatura como o mínimo ideal para se obter um bom contraste afim de localizar pontos de emissão de gás.

As condições impostas a esta simulação representam clima quente ou imagens aferidas durante a incidência solar que, como as obtidas em campo nessas mesmas condições, não representaram alto contraste, mas, ainda assim, possibilitaram a localização da região de fissura no meio poroso.

Esses resultados sugerem interferência significativa das condições atmosféricas e do solo no uso do infravermelho como uma ferramenta de detecção de vazamentos de biogás em aterros.

Tabela 3 — Variáveis calculadas referentes ao experimento das figuras 32 e 33.

$\bar{T}_{00}$	$\bar{T}_0$	$\Delta T_0$	$\Delta T_{\text{ref}}$	$J_{\text{observado}}$
26,84°C	27,01°C	0,17°C	0,85°C	0,011083333

Fonte: Elaborada pela autora (2021)

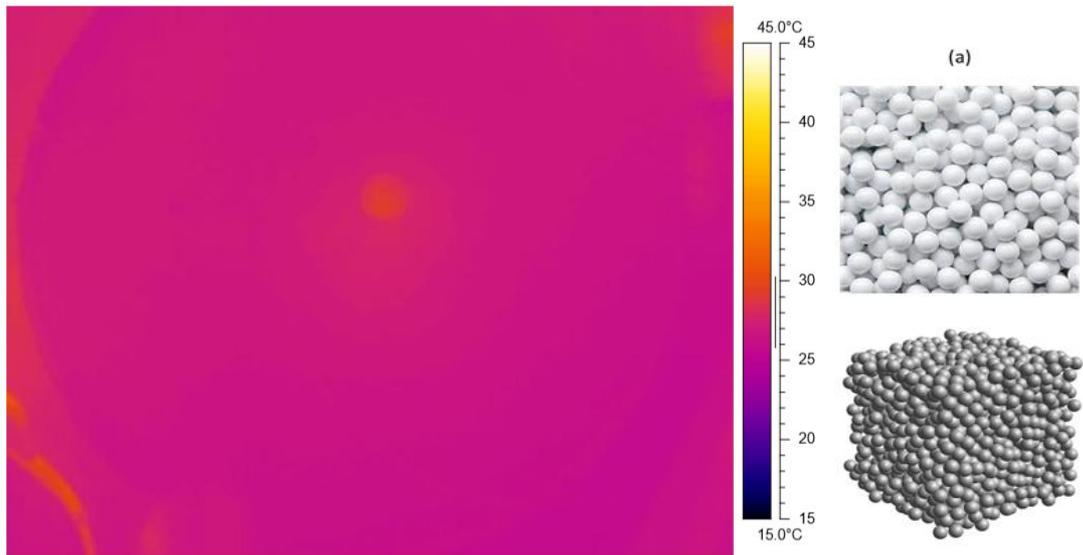


Figura 32- Imagem termográfica do meio poroso esfera branca com fissura. Fonte: Elaborado pela autora (2021).

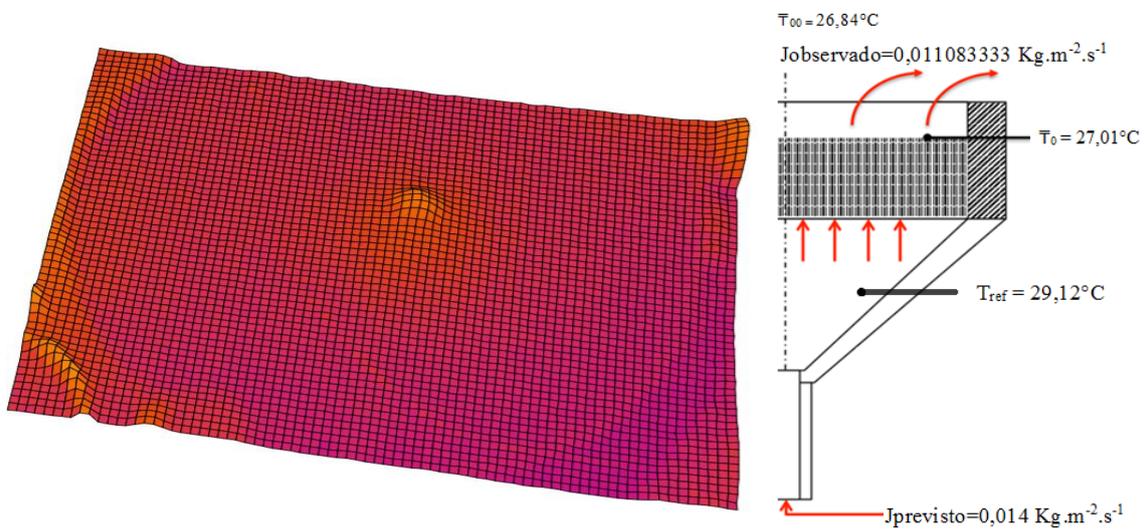


Figura 33 - Imagem termográfica 3D. Fonte: Elaborado pela autora (2021)

Já nas figuras 34 a imagem termográfica e 35 uma imagem termográfica 3D do meio poroso esfera branca com fissura. Este meio foi submetido a um aumento artificial de gradiente de temperatura com o uso de *radiation shield* mantida constantemente a 3°C a fim de manter a temperatura ambiente próximo de zero. Com a elevação da voltagem aplicada obteve-se maior aquecimento do  $J_{previsto}$ .

A vazão de ar ascendente aquecido foi de  $J_{prev} = 0,024563576 \text{ Kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  com temperatura ambiente mantida a  $T_{\infty} 14,5^{\circ}\text{C}$ . A temperatura do meio poroso lida pela câmera infravermelha está entre 20 e 42°C, enquanto os termopares indicam  $T_g 32,75^{\circ}\text{C}$ ,  $T_0 36,5^{\circ}\text{C}$  e  $T_{ref} 37,81^{\circ}\text{C}$ . Desta forma, o gradiente de temperatura entre o ambiente e o meio variou entre 18,7 e 23,76°C, segundo os dados aferidos pelos termopares, e 5,95 e 27,95°C, segundo aferição da câmera termográfica.

O elevado gradiente de temperatura entre o ambiente e o meio proporcionou uma leitura eficiente não só da área de fissura como também da propagação do calor da região de maior aquecimento para as bordas frias. É possível, portanto, estabelecer correlação clara entre a perda de calor da superfície para o ambiente em dias frios e o ponto aquecido pelo escoamento do gás em condições de alto gradiente, e a leitura desse fenômeno através da termografia.

As condições impostas a esta simulação representam um clima frio, obtidas em campo durante o inverno seco ou imagens aferidas anteriores a incidência solar que, como as obtidas em campo sob as mesmas condições, representaram contrastes significativos e uma correlação direta entre o escoamento do gás e pontos de aquecimento no solo.

Tabela 4 — Variáveis calculadas referentes ao experimento da figura 34 e 35

$\bar{T}_{00}$	$\bar{T}_0$	$\Delta T_0$	$\Delta T_{ref}$	$J_{observado}$
27,33°C	27,38°C	4,58°C	10,47°C	0,002223183

Fonte: Elaborada pela autora (2021)

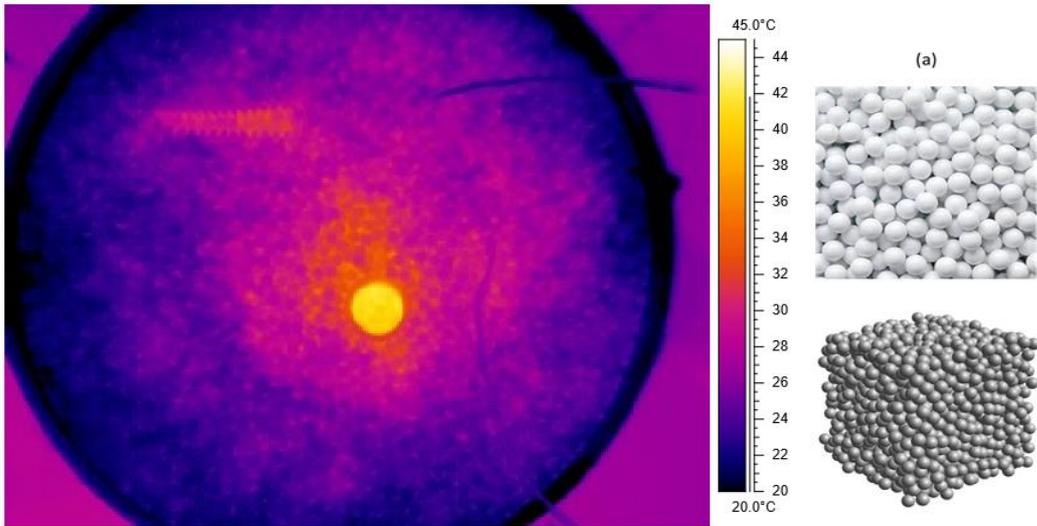


Figura 34- Imagem termográfica do meio poroso esfera branca com fissura e *radiation shield*.  
 Fonte: Elaborada pela autora (2021).

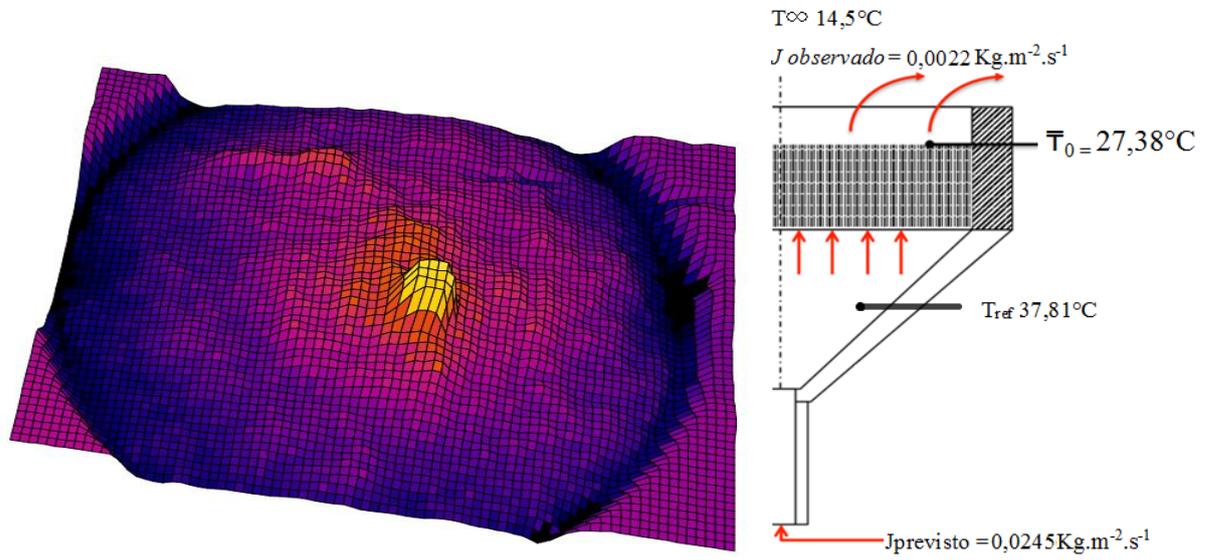


Figura 35 — Imagem termográfica 3D do meio poroso esfera branca com fissura e radiation shield. Fonte:  
 Elaborada pela autora (2021)

O ensaio referente as imagens representadas nas figuras 36 e 37 foi realizado com o meio poroso (b), o cascalho branco, com fissura. Neste ensaio, o experimento teve vazão de ar de  $J_{prev} = 0,028898325 \text{ Kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ , as temperaturas aferidas pelos termopares foram de  $T_g$  34,75°C,  $T_0$  28°C e  $T_{ref}$  36,81°C, com temperatura ambiente mantida em  $T_\infty$  24°C. O alcance da temperatura aferido pela imagem termográfica foi de 21 a 34°C durante o ensaio, enquanto o estado de equilíbrio não tinha sido atingido. Neste período, o ponto de aquecimento ficou nítido na imagem termográfica, representada na figura 36. O gradiente entre o meio e o ambiente são entre 10,75°C e 10°C segundo os termopares e a imagem termográfica, respectivamente.

Com o prosseguimento do escoamento de ar aquecido continuamente a  $T_0$  36,5°C, o calor se propaga no meio poroso (b) de forma mais homogênea do que o meio poroso (a), confirmando o calor específico do material como variável importante no problema.

Com a conquista do estado de equilíbrio, o meio encontra-se aquecido de forma a não apresentar significativos contrastes de temperatura, mesmo por onde o fluxo de ar escoava com maior intensidade, conforme mostrado na figura 37. Aqui, as temperaturas aferidas pelos termopares foram de  $T_g$  39,25°C,  $T_0$  36,5°C e  $T_{ref}$  38,63°C e a imagem termográfica apontou uma variação entre 27°C e 39°C. O gradiente entre o meio e o ambiente é de 15,25°C, segundo os termopares, e de até 15°, segundo a imagem termográfica e mesmo acima de 10°C, portanto, superior ao tempo inicial do experimento, não é possível identificar por contraste a região de maior vazamento.

Tabela 5 — Variáveis calculadas referentes ao experimento da figura 36 e 37

$\bar{T}_{00}$	$\bar{T}_0$	$\Delta T_0$	$\Delta T_{ref}$	<i>Observado</i>
31,66°C	34,83°C	3,17°C	6,97°C	0,002378

Fonte: Elaborada pela autora (2021)

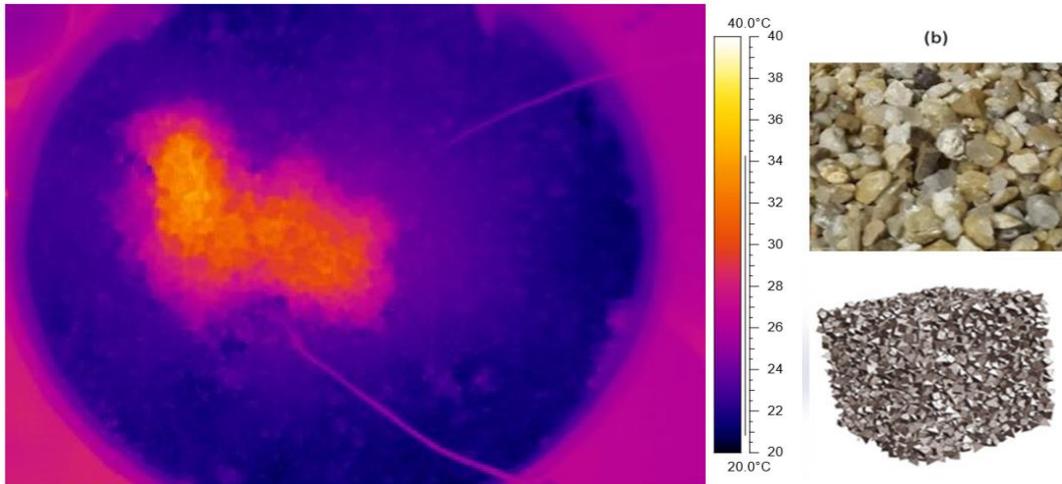


Figura 36 — Imagem termográfica do meio poroso (b) cascalho branco com fissura. Fonte: Elaborada pela autora (2021)

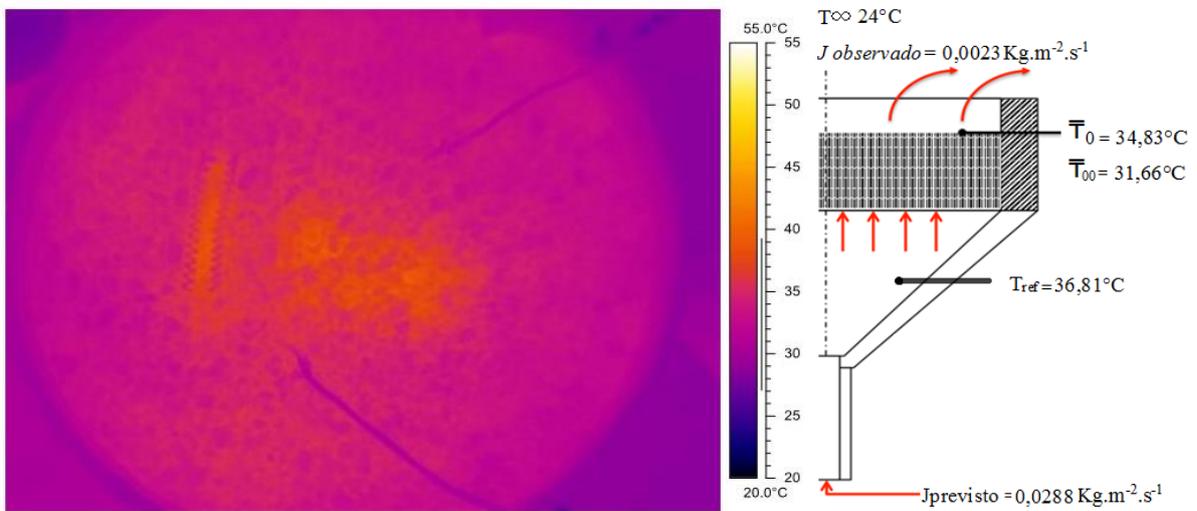


Figura 37 — Imagem termográfica do meio poroso (b) cascalho branco em estado de equilíbrio. Fonte: Elaborada pela autora (2021)

As imagens termográficas mostram que a diferença entre a temperatura do meio poroso e a temperatura do ambiente interfere nos resultados, tornando viável ou dificultando a localização de regiões de fissura e maior escoamento, mostrando-se uma variável significativa. O material distribuído em diferentes espessuras mostrou, pela medição de temperatura via imagem termográfica, que apenas as regiões de fissura geraram contrastes significativos com condições de serem localizados pelo infravermelho. Com o fluxo  $J$  baixo característico das regiões de aterro (controlado e sanitário), a transferência de calor por convecção é relevante para a localização de fraturas na cobertura desses locais e, portanto, locais propícios para emissões fugitivas de biogás.

#### 4.4. MODELAGEM DO PROBLEMA

De acordo com análise de sensibilidade desenvolvida na sessão 3.4 deste trabalho, os equacionamentos demonstram a possibilidade de estabelecer uma correlação direta entre o fluxo e a observação térmica pelo infravermelho através da determinação do fluxo (dada a equação 15) em face da sensibilidade da medição da temperatura  $\bar{T}_0$ .

Esses resultados apontam que os níveis de temperatura na superfície do solo previstos pela equação 19, e com majoração de sensibilidade dada pela equação 24, são compatíveis com as observações experimentais reportadas na literatura. Os valores da diferença de temperatura  $\Delta T_0$  em condições de baixo fluxo são bastante pequenos (o que é típico para aterros adequadamente manejado, com baixas emissões fugitivas de  $\text{CH}_4$ ). Isto demonstra uma clara limitação na metodologia, a qual é diretamente relacionada com acurácia da identificação de temperatura com câmeras de infravermelho.

Considerando que a acurácia de medição da temperatura da superfície  $\bar{T}_0$  pelos métodos de medição por radiação térmica com câmeras termográficas comerciais apresentam valores em torno de  $\pm 1^\circ\text{C}$  e  $\pm 2^\circ\text{C}$ , isto indica que a medição de fluxo terá uma acurácia em torno de  $\pm 100\text{-}200 \text{ gCH}_4\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ . Isto é relativamente alto para propósitos de medição precisa de fluxos. Nota-se, no entanto, que, embora a acurácia das câmeras termográficas seja relativamente alta, a sensibilidade destes dispositivos é capaz de identificar e diferenciar níveis de temperatura da ordem de  $0.2^\circ\text{C}$ . Isto permite detectar qualitativamente regiões de fluxo de gás de aterro na cobertura acima de  $\pm 20 \text{ gCH}_4\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$ , o que é um bom indicativo

de existência de fraturas na cobertura de solo, através das quais um fluxo importante de metano ocorre.

Tomando-se como referência outros estudos apresentados na literatura, observa-se que os presentes resultados de sensibilidade e de estimativa de fluxo (Equações 21 e 24) são compatíveis com a revisão e com os experimentos de L. Fjelsted (2019), onde o valor mínimo que pôde ser observado foi de  $150 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Se uma câmara térmica tiver uma sensibilidade típica de  $\sim 0.2^\circ\text{C}$  (tal como no trabalho de Fjelsted, 2019), o fluxo estimado na Eq. 24 é cerca de  $200 \text{ gCH}_4.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ , o que corrobora as conclusões do autor e seus artigos referenciados.

Finalmente, a precisão da estimativa do fluxo dada pela Eq. 21 está diretamente relacionada à incerteza de medição da temperatura do solo. Como o fluxo é muito baixo nas áreas cobertura de solo de aterro eficientes, que são projetadas para reduzir infiltração pluviométrica e permitir emissões fugitivas de biogás com alta incerteza de medição em condições normais, dependente da sensibilidade e acurácia do sensor térmico. No entanto, em condições de cobertura deteriorada, a metodologia que associa fluxo x temperatura representa uma boa alternativa para a gestão de taludes e áreas de aterro.

## 5. CONCLUSÕES

Metodologias de detecção e quantificação das emissões fugitivas de biogás por fluxo ascendente em coluna de meio poroso foram intensamente exploradas na literatura, envolvendo várias estratégias de medição. A concentração e fluxo de gás podem ser detectados pelo uso de sensores próximos à superfície, ou através da quantificação da dispersão atmosférica através da pluma de gás.

Para a detecção de vazamentos de biogás em aterros usando imagens térmicas o grande desafio é o estabelecimento de uma clara relação entre o fluxo de gás e a temperatura do solo. Fatores externos como incidência solar, volume de precipitação, intensidade da corrente de ventos são fatores que podem interferir no aquecimento do solo provocado pelo gás.

Considerando as questões mencionadas, o presente trabalho analisou o fluxo de calor provocado pelo escoamento ascendente de gás aquecido que flui através de um meio poroso até a superfície a partir da termografia por infravermelho, na região do espectro do infravermelho termal. O estudo foi realizado em campo, em escala laboratorial e através de um modelo matemático, para estudar uma correlação entre o fluxo de gás através do meio e o aquecimento da superfície e testar a viabilidade do uso de imagens térmicas na detecção de vazamento de biogás em aterros.

A situação do ACJC como um antigo lixão que recebeu cobertura para ser classificado como aterro controlado, sem a estrutura geotécnica necessária para receber os resíduos sólidos, é comum no Brasil. Essa prática facilita a contaminação do subsolo por infiltração de lixiviado e permite mais emissões fugitivas de gases, causando danos ao meio ambiente e à saúde humana. O teste de novas ferramentas confiáveis e de baixo custo é necessário para otimizar a gestão desses espaços, melhorando a captura de gás de aterro para remediação ambiental e recuperação energética. É possível a aplicação desta ferramenta, inclusive, em aterros sanitários, pois mesmo em projetos com impermeabilização, cobertura e drenos, existem emissões fugitivas de biogás.

Em campo, a análise da correlação entre aumento de temperatura e vazamento de biogás foi realizada através da medição de concentração de gás próximo à superfície de cobertura do solo e realização de imagens termográficas. Durante o inverno seco, as medições foram realizadas sem incidência solar, entre 4h e 7h, para anular esta interferência, enquanto o aquecimento do solo depende diretamente do fluxo de massa do gás aquecido no subterrâneo. Durante a noite, a camada superior do solo dissipou o calor para o ambiente, principalmente

através de radiação, e a estimativa da temperatura do solo pôde ser relacionada à taxa de vazão de biogás, usando o balanço térmico na camada do solo.

O ACJC ainda recebe resíduos do setor de construção, resultando em um aterramento irregular e cobertura heterogênea que pode dificultar o escape do fluxo de gases pela superfície. Neste cenário, é possível explicar a diferença entre a baixa concentração de metano e a alta temperatura da superfície nos pontos 6 e 9, em que a degradação aqueceu a superfície por condução mas o fluxo de gás por convecção não ocorreu. Os vestígios de combustão espontânea recentes no local indicam a possibilidade de queima e dissipação do metano para a atmosfera.

As emissões foram medidas na superfície da encosta. As concentrações de CH<sub>4</sub> variaram entre 1 e 38%, de CO<sub>2</sub> entre 0,3 e 37% e a temperatura do solo variou entre 10 e 55°C. Considerando que não houve interferência da incidência solar nos resultados dos dez pontos analisados, oito pontos mostraram convergência entre os aumentos da temperatura e altas concentrações de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, uma correlação significativa entre as emissões fugitivas do ACJC e a temperatura dada pela termografia em análise de campo realizada durante o inverno seco.

Nas visitas a campo realizadas no período de verão chuvoso, o ACJC encontrava-se com solo saturado, inclusive com extravasamento superficial de lixiviado. Não foram encontradas regiões de fissura, condição frequente em solo seco. As medições de gás na superfície do aterro não indicam presença superior a 0,5% de CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>, região de sensibilidade do equipamento, e foram consideradas nulas. Em estações chuvosas, os espaços dos poros dentro dos resíduos/cobertura são ocupados por água, é possível que haja uma limitação do transporte de gases e reduziria os locais disponíveis para emissões superficiais de gases traço através do material de cobertura.

As visitas a campo foram realizadas também entre 7h e 12h havendo, portanto, a interferência de incidência solar no aquecimento do solo. A presença de zona saturada na cobertura do aterro e a presença de materiais de diferentes emissividades nessas áreas foram registradas como fatores que provocam falsos contrastes de temperatura. Como não houve registro de emissões fugitivas nem a presença de fissuras na cobertura, não havia condições dadas para a utilização do infravermelho.

Em escala experimental, uma bancada de transferência de calor em meio poroso e um modelo matemático foram desenvolvidos para analisar a relação entre fluxo de ar e calor. As visualizações termográficas realizadas em laboratório mostraram que áreas de maior

espessura funcionaram como uma barreira para o escoamento do ar aquecido e, portanto, apresentaram temperaturas menores do que regiões de menor espessura, que simulam fissuras no meio poroso. O gás tende a evitar essas regiões de maior densidade e escapar por áreas de maior permeabilidade, sugerindo que a distribuição dos pontos de emissão seria influenciada não só por características climáticas e sazonais, mas também por características específicas do local, como tipo de cobertura e compactação do solo.

O resultado das imagens termográficas mostrou interferência significativa do gradiente de temperatura entre o meio poroso e o ambiente na detecção de contraste, mas este gradiente dificultou, mas não inviabilizou a localização de regiões de fissura e maior escoamento. A emissividade do material do meio poroso altera a propagação do calor e interfere nas imagens, conforme o esperado.

Esses resultados apontam que os níveis de temperatura na superfície do solo previstos pela equação 19, e com majoração de sensibilidade dada pela equação 24, são compatíveis com as observações experimentais reportadas na literatura. Os valores da diferença de temperatura  $\Delta T_0$  em condições de baixo fluxo são bastante pequenos (o que é típico para aterros adequadamente manejado, com baixas emissões fugitivas de  $\text{CH}_4$ ). Isto demonstra uma clara limitação na metodologia, a qual é diretamente relacionada com acurácia da identificação de temperatura com câmeras de infravermelho.

Considerando as diversas variáveis analisadas em campo e em laboratório, este estudo conclui que há uma correlação entre a degradação da matéria orgânica aterrada e sua consequente liberação de calor e gás aquecido identificável na superfície do aterro com o uso do infravermelho termal em determinadas condições climáticas, sendo elas tempo seco e um gradiente de temperatura entre o meio poroso e o ambiente igual ou superior a  $5^\circ\text{C}$ , podendo ser aplicada em diversos casos brasileiros, em aterros controlados e sanitários, na gestão da cobertura e do biogás de aterro.

## 6. RECOMENDAÇÕES

Para obter resultados mais consolidados para a realidade brasileira, é recomendável ensaios em campo com novas combinações de condições ambientais, como:

- a) realização de imagens termográficas em verão chuvoso antes da incidência solar;
- b) realização de medição de concentração de gás em verão chuvoso com equipamento de sensibilidade inferior à concentração de 5%;

Em laboratório recomenda-se a realização de um maior número de experimentos para os distintos meios, com e sem uso de *radiation shield* para variação do gradiente de temperatura entre o meio poroso e o ambiente.

Este trabalho tinha a previsão de realização das recomendações acima, bem como a realização de um mapeamento aéreo da área total do terreno do ACJC com o uso de termografia infravermelha acoplada a um veículo aéreo não tripulado e a realização do mapeamento do perfil de temperatura do solo do aterro através de escavação para formar um orifício preenchido com sensores termopares.

Este roteiro traria resultados mais robustos sobre a interferência ambiental na relação entre temperatura solo e vazão de gás em aterros e foram interrompidos por conta de medidas de isolamento social decorrentes da pandemia do sars-cov-2.

## REFERÊNCIAS

ABRELPE. Recomendações para a gestão de resíduos sólidos durante a pandemia de coronavírus (Covid-19). Brasília. 2020.

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018-2019. Brasília. 2019

ABNT NBR 10004:2004. 71 páginas. NORMA. BRASILEIRA. ABNT NBR. 10004. Segunda edição. 31.05.2004. Válida a partir de. 30.11.2004.

ALLEN, G., HOLLINGSWORTH, P., KABBABE, K., J PITT, R. M., MEAD, I., ILLINGWORTH, S., ROBERTS, G., BOURN, M., SHALLCROSS, D. E., PERCIVAL, C. J., The development and trial of an unmanned aerial system for the measurement of methane flux from landfill and greenhouse gas emission hotspots, *Waste Management* 87 (2019) 883–892. doi:10.1016/j.wasman.2017. 12.024.

AUSTIN, K. F. Degradation and disease: Ecologically unequal exchanges cultivate emerging pandemics, *World Development*, Volume 137, 2021, 105163, ISSN 0305-750X, <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2020.105163>.

BARBOSA, L. Q.; BERNARDES, R. S.; BRITO, A. J. Propostas de remediação de área degradada por resíduos sólidos urbanos - estudo de caso aterro Jokey Club Brasília, DF. In: XXI Simpósio brasileiro de recursos hídricos. Segurança Hídrica e Desenvolvimento Sustentável: desafios do conhecimento e da gestão. Brasília-DF: [s.n.], 2015.

BARLAZ, M.A., STALEY, B.F., De Los Reyes III, F.L., 2010. *Anaerobic Biodegradation of Solid Waste*. Wiley-Blackwell, Hoboken.

BATTAGLINI, R., ROCCO, B., SCOZZARI, A., Effective monitoring of landfills: flux measurements and thermography enhance efficiency and reduce environmental impact, *Journal of Geophysics and Engineering* 10 (2013) 064002. doi:10.1088/1742-2132/10/6/064002.

BOYLE, W.C. (1977). ENERGY RECOVERY FROM SANITARY LANDFILLS-A REVIEW. *Microbial Energy Conversion*, 119–138. doi:10.1016/b978-0-08-021791-8.50019-6

DACH, J., Zur Deponiegas- und Temperature nentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfäll en nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung, Dissertation, Verein zur Fo rderung des Instituts WAR, TU Darmstadt, 1998

DETTO, M. VERFAILLIE, J. ANDERSON, F. XU, L. BALDOCCHI, D. Comparing laser-based open- and closed-path gas analyzers to measure methane fluxes using the eddy covariance method, *Agricultural and Forest Meteorology* 151 (10) (2011) 1312–1324. doi:10.1016/j.agrformet.2011.260 05.014.

DIOT, M., LE GOLVAN, Y.M., BOGNER, J., BURKHALTER, R., CHANTON, J., TREGOURÈS, A. & SCHAEGIS, L. (2000) Landfill biogas emission measurements: Qualification and quantification of the pathways of emitted methane, Paper submitted to: Intercontinental Landfill Research Symposium, 11-13 December 2000, Luleå, Sweden.

DF, 2018 PLANO DISTRITAL DE GESTÃO INTEGRADA DE RESÍDUOS SÓLIDOS <http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/03/pdgirs.pdf>  
SNIS 2018 [http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico\\_AE2018.pdf](http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico_AE2018.pdf)

DUFFIE, J. A. BECKMAN, W. A. Solar Engineering of Thermal Processes, J. Wiley, 2006.  
ANDERSON, M. P. Heat as a ground water tracer, *Ground Water* 43 (6) (2005) 951–968. doi:10.1111/j.1745-6584.2005.00052.x.285

EDWARD A., MCBEAN, FRANK. A. ROVERS, GRAHAME J. Solid waste landfill engineering and design Farquhar. Englewood Cliffs, N.J. Prentice Hall PTR,c1995xvi, 521 p.

EL-FADEL, M. Leachate Recirculation Effects on Settlement and Biodegradation Rates in MSW Landfills. *Environmental Technology* 20(2):121-133, 1999. DOI: 10.1080/09593332008616802

EL-FADEL, M., FINDIKAKIS, A., LECKIE, J., Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills i. model formulation, *Waste Management & Research* 14 (5) (1996) 483–504. doi: 10.1177/0734242x9601400506.

FJELSTED, L. CHRISTENSEN, A. LARSEN, J. KJELDSEN, P. SCHEUTZ, C. Assessment of a landfill methane emission screening method using an unmanned aerial vehicle mounted thermal infrared camera – a field study, *Waste Management* 87 (2019) 893–904. doi:10.1016/j.wasman.2018.265 05.031.

GONZALEZ-VALENCIA, R. F., MAGANA-RODRIGUEZ, J., CRISTÓBAL, F., THALASSO., Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method, *Waste Management* 55 (2016) 299– 305. doi:10.1016/j.wasman.2016.03.004.

HATCH, C. E., FISHER, A. T., REVENAUGH, J. S., CONSTANTZ, J., RUEHL, C., Quantifying surface water-groundwater interactions using time series analysis of streambed thermal records: Method development, *Water Resources Research* 42 (10). doi:10.1029/2005wr004787.

HANSON, J., YEŞILLER, L. N., OETTE, N. K., Spatial and temporal temperature distributions in municipal solid waste landfills, *ASCE Journal of Environmental Engineering* 13 (2010) 804–814.

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* 48 (7) (2005) 845–853. doi:10.1007/s00254-005-0008-0.

JAFARI, N. H., STARK, T. D., THALHAMER, T., Progression of elevated temperatures in municipal solid waste landfills, *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 143 (2017) 05017004. doi: 10.1061/(asce)gt.1943-5606.0001683.

JOHANNESSEN, L.M. (1999) Guidance Note on Recuperation of Landfill Gas from Municipal Solid Waste Landfills, Working Paper series 4, Urban Development Division, Urban Waste Management Thematic Group, The World Bank: Washington.

KHIRE, M. V., BENSON, C. H., AND BOSSCHER, P. J. 1997. Water balance modeling of earthen final covers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 123(8), 744-754. [doi:10.1061/(ASCE) 1090-0241 (1997)123:8(744)]

LIMA, L. M. Q. *Lixo: tratamento e remediação*. São Paulo, hemus, 1991.

LIMA, R. M., SANTOS, A. H. M., PEREIRA, C. R. S., FLAUZINO, B. K., PEREIRA, A. C. O. S., NOGUEIRA, F. J. H., & VALVERDE, J. A. R. (2018). Spatially distributed potential of landfill biogas production and electric power generation in Brazil. *Waste Management*, 74, 323–334. doi:10.1016/j.wasman.2017.12.011

LEWIS, A. W. YUEN, S. T. SMITH, A. J. Detection of gas leakage from landfills using infrared thermography - applicability and limitations, *Waste Management & Research* 21 (5) (2003) 436–447. doi: 10.1177/0734242x0302100506.

LUCERNONI, F., RIZZOTTO, M. CAPELLI, L., BUSINI, V., ROSSO, R., SIRONI, D. S., Sampling method for the determination of methane emissions from landfill surfaces, *Waste Management & Research* 35 (2017) 1034–1044. doi:10.1177/0734242x17721342.

MACIEL, F. J. J., JUCÁ, F. T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in brazil, *Waste Management* 31 (2011) 966–977. doi:10.1016/j.wasman.2011.01.030.235

McBEAN, E. A., ROVERS, F. A., FARQUHAR, G.J., *Solid Waste Landfill Engineering and Design*, 1º ED. Prentice Hall PTR, 1995.

MIRANDA, A. R., RODRIGUES, M.; MESQUITA, H.; CUNHA, L. BRASIL, A. C. P (2019). ASSESSMENT OF METHANE EMISSION USING INFRARED THERMOGRAPHY - A CASE STUDY IN THE JOCKEY CLUB CONTROLLED LANDFILL. 25th ABCM International Congress of Mechanical Engineering.

MØNSTER, J., KJELDTSEN, P., SCHEUTZ, C., Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – a review, *Waste Management* 87 (2019) 835–859. doi:10.1016/j.wasman.2018.12.047.

MUDRACK, K., KUNST, S., 1985. *Biologie der Abwasserreinigung*. Springer Spektrum.

M.V. KHIRE, C.H. BENSON, P.J. BOSSCHER Capillary barriers: Design variables and water balance. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126 (8) (2000), pp. 695-708 [doi:10.1061/(ASCE)1090-0241(2000)126:8(685)]

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 2007. *Assessment of the Performance of Engineered Waste Containment Barriers*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/11930>.

ONS NOTA TÉCNICA - DGL 0093/2021 - AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE ATENDIMENTO ELETROENERGÉTICO DO SISTEMA INTERLIGADO NACIONAL - ESTUDO PROSPECTIVO AGOSTO A NOVEMBRO DE 2021. Disponível em [http://www.ons.org.br/AcervoDigitalDocumentosEPublicacoes/NT-ONS%20DGL%200093-2021%20-%20Estudo%20Prospectivo%20Agosto-Novembro\\_VF%20%281%29.pdf](http://www.ons.org.br/AcervoDigitalDocumentosEPublicacoes/NT-ONS%20DGL%200093-2021%20-%20Estudo%20Prospectivo%20Agosto-Novembro_VF%20%281%29.pdf). Acessado em 08/09/2021.

PITT, J., HARRIS, N., Development of a low-maintenance measurement approach to continuously estimate methane emissions: A case study. *Waste Management* 73 (2018) 210–219. doi:10.1016/j.wasman.2016.12.006.

RIDDICK, S., HANCOCK, B., ROBINSON, A., CONNORS, S., DAVIES, S., ALLEN, G., MUNHOZ, C. B. R.; FELFILI, J. M. Fenologia do estrato herbáceo-subarbustivo de uma comunidade decampo sujo na fazenda água limpa no distrito federal, brasil. *SciELO Brasil*, 2005.

PLANO DE TRANSIÇÃO ENTRE O ENCERRAMENTO DAS ATIVIDADES IRREGULARES DO ATERRO CONTROLADO DO JOCKEY E A DESTINAÇÃO FINAL

DOS RESÍDUOS NO ATERRO SANITÁRIO DE BRASÍLIA [http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/12/plano\\_transicao.pdf](http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/12/plano_transicao.pdf)

RICKEN, T., & USTOHALOVA, V. (2005). Modeling of thermal mass transfer in porous media with applications to the organic phase transition in landfills. *Computational Materials Science*, 32(3-4), 498–508. doi:10.1016/j.commatsci.2004.09.015

ROWE, R. K. (1998). Geosynthetics and the minimization of contaminant through barrier systems beneath solid waste. *Proc., 6th Int. Conf. on Geosynthetics*.

SANTOS, P.C.V. Estudos da Contaminação de Água Subterrânea por Percolado de Aterro de Resíduos Sólidos – Caso Jockey Club-Df. 1996. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF. 1996.

SEEG 2020 Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), disponível em: [https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG\\_8/SEEG8\\_DOC\\_ANALITICO\\_SINTESE\\_1990-2019.pdf](https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_8/SEEG8_DOC_ANALITICO_SINTESE_1990-2019.pdf).

SWINBANK, W. C. Long-wave radiation from clear skies, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 89 (381) (1963) 339–348. doi:280 10.1002/qj.49708938105.

PNRS 2010 [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm)

SCHEUTZ, C., SAMUELSSON, J., FREDENSLUND, A., KJELDSEN, P., Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique, *Waste Management* 31 (5) (2011) 1009–1017. doi:10.1016/j.wasman.2011.01.015.

SCHEUTZ C., KJELDSEN, P. Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method, *Waste Management* 85 (2019) 255–360. doi:10.1016/j.wasman.2018.12.048.

SCHEUTZ, C.; PEDERSEN, G.; COSTA, G.; KJELDSEN, (2009) P. Biodegradation of methane and halocarbons in simulated landfill biocover systems containing compost materials. *J. Environ. Qual.* 2009, 38, 1363-1371

TANDA, G. MIGLIAZZI, M. CHIARABINI, V. CINQUETTI, P. Application of close-range aerial infrared thermography to detect landfill gas emissions: a case study, *Journal of Physics: Conference Series* 796 (2017) 012016. doi:10.1088/1742-6596/796/1/012016.270

VOLLMER M., MÖLLMANN, K. P., *Infrared Thermal Imaging, Second Edition*. 2018 WILEY-VCH Weinheim, Germany

YEŞİLLER, N., HANSON, J., YEE, L. E. H., Waste heat generation: A comprehensive review, *Waste Management* 42 (2015) 166–179. doi:10.1016/j.wasman.2015.04.004.220

YESILLER, N. and HANSON, J. L. (2003). "Analysis of Temperatures at a Municipal Solid Waste Landfill," Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Christensen et al., Eds., CISA, Italy, p. 1-10.

Yeşiller, N., Hanson, J., LIU, WEI-LIEN (2005). "Heat Generation in Municipal Solid Waste Landfills", *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 131(11) 10.1061/(ASCE)1090-0241(2005)131:11(1330).

ZHENHAN DUAN, CHARLOTTE SCHEUTZ, PETER KJELDSEN 2021 Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review.

