



PROJETO DE GRADUAÇÃO

ESTUDO DOS PROCESSOS QUE AFETAM A BIODEGRADAÇÃO E O PERFIL DE TEMPERATURA NO SOLO DE ATERROS SANITÁRIOS

Por,
Artur Corassa Martins

Brasília, 15 de fevereiro de 2021

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA MECÂNICA**

PROJETO DE GRADUAÇÃO

ESTUDO DOS PROCESSOS QUE AFETAM A BIODEGRADAÇÃO E O PERFIL DE TEMPERATURA NO SOLO DE ATERROS SANITÁRIOS

POR,

Artur Corassa Martins

Relatório submetido como requisito parcial para obtenção do grau de Engenheiro Mecânico.

Banca Examinadora

Prof. Taygoara Felamingo de Oliveira, UnB/ENM
(Orientador)

Prof. Edgar Amaral Silveira, UnB/ ENM

Marcela Cardoso Rodrigues, LEIA/UnB

Rafael Castilho Faria Mendes, LEIA/UnB

Brasília, 15 de fevereiro de 2021

Agradecimentos

Sou grato a Deus pela oportunidade de ter um ensino de qualidade e por tantas oportunidades que tive na minha caminhada até o projeto final. A fé foi uma aliada muito importante em vários momentos de desânimo e frustração, e a gratidão por tudo o que tive a oportunidade de viver e aprender trouxe sempre novas forças para continuar a caminhada.

Jamais esquecerei do apoio recebido pela minha família durante o curso. Agradecimentos especiais à minha mãe, Silvana Paula Corassa, que não mediu esforços para que eu tivesse as melhores condições de estudo, desde a educação básica, e também não mediu esforços para que eu pudesse aproveitar todas as oportunidades que me foram apresentadas, dando conselhos valiosíssimos, apoio moral e financeiro, quando necessário. Agradeço às minhas irmãs pelo carinho e compreensão nos momentos difíceis.

A caminhada teria com toda certeza sido muito mais árdua e talvez insuperável se não fossem meus colegas de curso. Agradeço a cada um dos colegas e amigos que participaram da minha formação em tantos momentos de estudos, trabalhos e relatórios que por vezes varavam noite a dentro. Não teria aprendido tanto e chegado tão longe sem cada um de vocês. Espero ter contribuído para a caminhada de todos da mesma maneira como contribuíram para a minha.

Professor Taygoara, muito obrigado pelo apoio, orientação e pelos ensinamentos ao longo não só do projeto de graduação, mas como ao longo do curso. Precisamos de professores que sejam mais que docentes e que nos transmitam conhecimentos além das competências técnicas e teóricas para exercermos nossa profissão no futuro. Precisamos ser, acima de tudo, humanos e o senhor ensina cada um dos seus alunos a serem mais humanos todos os dias pela forma com os trata e valoriza.

Obrigado especial à TECMEC – Empresa Júnior de Engenharia Mecânica, que despertou em mim um amor maior pela engenharia e pelo trabalho em equipe.

Obrigado à minha esposa, MyraJoy, por me apoiar em tantos momentos difíceis e por sempre me mostrar uma perspectiva que vai além dos problemas momentâneos, que são tão efêmeros e por sempre me lembrar de que sorte não é algo em que acreditamos. Afinal, sorte é simplesmente como denominamos os momentos em que as oportunidades encontram o preparo e a confiança nos planos divinos.

Por fim, dedico todo o meu trabalho ao meu amado avô, Fernando Corassa, falecido em agosto de 2020.

Artur Corassa Marins

RESUMO

A compreensão da biodegradação e do perfil de temperatura do solo de aterros sanitários depende do entendimento dos processos que influenciam a decomposição de resíduos sólidos urbanos (RSU). A análise de um conjunto de abordagens numéricas e experimentais é capaz de dar uma visão ampla sobre o problema discutido. Para uma abordagem confiável, os comportamentos intrínsecos ao solo de aterros devem ser modelados usando abordagens que levam em consideração processos bioquímicos, mecânicos, hidráulicos e térmicos, bem como as complexas interações entre eles. No presente estudo, uma visão geral sobre modelos numéricos e experimentais que buscam compreender os processos de biodegradação e de formação de altas temperaturas no solo de aterros sanitários é apresentada. Foi proposta uma discussão ampla do problema, dos processos e subprocessos envolvidos, além dos desafios e perspectivas relacionados à modelagem dos comportamentos de RSU a longo prazo. Foi concluído que testes laboratoriais e de campo bem formulados devem ser associados à formulações numéricas abrangentes para que se possa obter modelos de comportamento do solo de aterros sanitários mais confiáveis.

Palavras-chave: Biodegradação, Aterro Sanitário, Perfil de Temperatura, Modelo Numérico, Processos Acoplados.

ABSTRACT

The comprehension of landfill's biodegradation and soil temperature profile depends on the broad consideration of the processes that influence the decomposition of solid urban waste (MSW). The consideration of a set of numerical and experimental approaches is capable to give a broad view of the problem discussed. For a reliable approach, intrinsic landfill's soil behaviors must be modeled using approaches that take into account biochemical, mechanical, hydraulic and thermal processes, as well as the complex interactions between them. In the present study presents an overview of numerical and experimental models that seek to understand the processes of biodegradation and the formation of high temperatures in MSW soils. A broad discussion of the problem, the processes and sub-processes involved, in addition to the challenges and perspectives related to the modeling of MSW behavior in the long term was proposed. It was concluded that well-formulated laboratory and field tests must be associated with comprehensive numerical formulations in order to obtain more reliable models of soil behavior from landfills.

Keywords: Biodegradation, Landfill, Temperature Profile, Numerical Model, Coupled Processes.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO	1
1.2	OBJETIVOS	4
1.3	METODOLOGIA E ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO	4
2	ANÁLISE DO PROBLEMA	6
2.1	VISÃO GERAL DO PROBLEMA	6
2.1.1	PROCESSOS CORRELACIONADOS E DEPENDENTES	7
2.2	MODELAGEM NUMÉRICA	8
3	FORMULAÇÃO GERAL DO PROBLEMA	10
3.1	EQUAÇÕES GOVERNANTES	10
3.2	CONSERVAÇÃO DA MASSA	10
3.3	CONSERVAÇÃO DO MOMENTO	11
3.4	CONSERVAÇÃO DA ENERGIA	12
3.5	RELAÇÕES DE FECHAMENTO	13
4	SUBPROCESSOS EM ATERROS SANITÁRIOS	14
4.1	BIODEGRADAÇÃO	14
4.1.1	MODELO DE BIODEGRADAÇÃO AERÓBICA	14
4.1.2	MODELO DE BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBICA	15
4.2	TRANSFERÊNCIA DE CALOR	16
4.2.1	GERAÇÃO DE CALOR E ALTAS TEMPERATURAS	17
4.2.2	CONDUTIVIDADE TÉRMICA E CALOR ESPECÍFICO	19
4.2.3	CAPACIDADE TÉRMICA	21
4.2.4	PROPRIEDADES DOS MATERIAIS NECESSÁRIAS PARA A ANÁLISE TÉRMICA	21
4.3	FLUIDOS EM SOLOS POROSOS	21
4.3.1	PERMEABILIDADE DO SOLO	22
4.3.2	PRESENÇA DE LÍQUIDOS NO SOLO	22
4.3.3	FLUXO DE GÁS NO SOLO	24
4.3.4	FLUXO DE CHORUME	24
4.3.5	MUDANÇA DE FASE	25
5	MODELOS ACOPLADOS	27
5.1	MODELOS BIO-HIDRÁULICOS	28
5.2	MODELO BIO-TÉRMICO	29
5.3	MODELOS BIO-HIDRO-MECÂNICOS	29
5.4	MODELOS BIO-HIDRO-TÉRMICOS	31
5.5	MODELOS BIO-HIDRO-TERMOMECAÂNICOS	31
6	ANÁLISE DE ESTUDOS EXPERIMENTAIS PARA PERFIL DE TEMPERATURA NOS SOLOS DE ATERROS	34
6.1	CAUSAS DAS VARIAÇÕES NA AFERIÇÃO DE TEMPERATURAS EM SOLOS DE ATERROS SANITÁRIOS	35
6.1.1	DADOS DO PERFIL DE TEMPERATURA REPORTADOS NA LITERATURA	36
6.1.2	MODELO NÚMÉRICO COMPARADO COM MEDIÇÕES EM DIFERENTES PROFUNDIDADES	41
6.1.3	ANÁLISE UTILIZANDO MEDIÇÕES NO SOLO	44
6.1.4	ANÁLISE DA TEMPERATURA SUPERFICIAL	47
6.2	EXEMPLO E DADOS PARA ESTUDO PRÁTICO NA CIDADE DE BRASÍLIA	52

6.2.1 HISTÓRICO.....	52
6.2.2 ESTATÍSTICAS FÍSICAS E METEREOLÓGICAS.....	52
6.2.3 MEDIDAS DE TEMPERATURA SUPERFICIAL DO SOLO E VAZÃO DE BIOGÁS NO ATERRO DO JÓQUEI CLUBE DE BRASÍLIA.....	56
6.2.4 MEDIÇÕES FUTURAS NECESSÁRIAS	58
7 DESAFIOS FUTUROS	60
8 CONCLUSÃO	63
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
APÊNDICE.....	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Ilustração do potencial risco ambiental causado por aterros sanitários não controlados.	6
Figura 2 Representação esquemática dos processos correlacionados presentes em solos de aterros sanitários.....	7
Figura 3 Visão microscópica e homogeneizada para uma amostra de VER (modificado de Lu et al., 2019).....	10
Figura 4 Função de crescimento exponencial e decaimento de geração de calor (Hanson et al. 2013).....	19
Figura 5 - Poço de extração: (a) temperatura; (b) razão de CH ₄ e CO ₂ ; (c) hidrogênio; (d) monóxido de carbono (Jafari et al., 2017).....	36
Figura 6- Representação esquemática da temperatura com relação a profundidade para terra e para solos de aterros sanitários (James L. Hanson, 2010).....	37
Figura 7- Exemplo de temperatura em Michigan com o tempo (James L. Hanson, 2010).....	38
Figura 8- Exemplos de temperatura em British Columbia com o tempo (James L. Hanson, 2010).....	39
Figura 9- Comparação da temperatura inicial em poço de extração, amostras de solo e termopares subterrâneos (Navid H. Jafari, 2017).....	40
Figura 10 - Medições realizadas por termopares e no poço de extração (Jafari et al., 2017). .	41
Figura 11 Desempenho do modelo para validação de modelo de resíduos nas células D e B (Hanson et al., 2013).	43
Figura 12 Distribuição dos pontos de coleta de amostras (Tomonori Ishigaki, 2005).....	45
Figura 13 - Dureza do solo (e esquerda) e temperatura do solo (a direita) para A verão, B outono e C inverno. Pontos brancos indicam emissão de metano (Tomonori Ishigaki, 2005).47	
Figura 14 - Temperatura média em relação a profundidade nos dois aterros (L. Fjelsted, 2018).....	50
Figura 15 - Termografia para o segundo aterro (L. Fjelsted, 2018).....	50
Figura 16 - Temperatura aferida em cada profundidade para os pontos de avaliação definidos (L. Fjelsted, 2018).	51
Figura 17 - Imagem coletada em março de 2016 com emissões (g m ⁻² d ⁻¹) de CH ₄ representadas em A e CO ₂ em B (L. Fjelsted, 2018).....	51
Figura 18 - Temperaturas mínimas e máximas para cada mês do ano (modificado de (Weather Spark, 2020)).	54
Figura 19 - Precipitação média acumulada no período de 31 dias ao redor do dia em questão (modificado de (Weather Spark, 2020)).....	54
Figura 20 - Dia solar durante o ano de 2020 (modificado de (Weather Spark, 2020)).....	54
Figura 21 - Velocidade média horária do vento em Brasília (modificado de (Weather Spark, 2020)).	55
Figura 22 - Velocidade média do vento diurno e noturno, convertidas para 10m de altura, em m/s, durante o período de 2000 a 2010 (Maggiotto et al, 2013).	55
Figura 23 - Energia solar de ondas curtas que ao solo por metro quadrado (modificado de (Weather Spark, 2020)).	56
Figura 24 - Localização dos pontos de medição e termografia do local (Miranda et al, 2019).	56
Figura 25 - Concentração de CH ₄ (%) versus a temperatura (°C) (Miranda, 2019).....	57
Figura 26 - Concentração de metano (%) versus Temperatura (°C) com linhas de tendência (modificado de Miranda, 2019).....	58
Figura 27 - Arranjo do Termopar (James L. Hanson, 2010).....	76
Figura 28 Foto da carcaça que será utilizada nas medições (Miranda, 2019).....	80

Figura 29 Malha de suporte para o meio poroso (Miranda, 2019).....	81
Figura 30- Material polimérico que será utilizado como meio poroso.	81
Figura 31 Gás comprimido utilizado na bancada experimental	82
Figura 32- Representação do modelo que pode ser utilizado para a análise da bancada experimental.	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Estudos com foco na modelagem de processos acoplados em aterros sanitários (modificado de Lu & Feng, 2020).....	9
Tabela 2 Calor específico e condutividade térmica de diferentes materiais	20
Tabela 3 Valores de condutividade térmica e calor específico de RSU encontrados na literatura (modificado de Manjunatha et al., 2020)	20
Tabela 4 Propriedades de solos de aterros necessárias para análise térmica (Hanson et al., 2013).....	21
Tabela 5 Artigos bastante citados relacionados a modelos acoplados para RSU (Lu & Feng, 2020).....	27
Tabela 6 Características dos aterros estudados por Hanson (2010) (modificado).	37
Tabela 7 Resumo das condições de contorno utilizadas no modelo de Hanson et al.(2013) (Hanson et al. 2013)	42
Tabela 8 Resumo do fluxo de metano medido (modificado de Tomonori Ishigaki, 2005).	46
Tabela 9 Estudos prévios investigando a relação entre temperatura superficial utilizando TIR e a emissão de gases no aterro (L. Fjelsted, 2018) modificada.	48
Tabela 10 Quantidade de resíduo gerado e aterrado ao longo dos anos no aterro do Jockey Club de Brasília (Filho, 2018)	52

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolos Latinos

A	Área superficial
B	Fator de forma
C	Capacidade calorífica
D	Fator de taxa de decaimento
F	Fluxo de metano
H	Entalpia de reação
g	Aceleração da gravidade
J	Fluxo de dispersão ou difusão
K	Permeabilidade
k	Condutividade térmica
M	Concentração
m	Massa
n	Porosidade
p	Pressão
r	Taxa de decaimento
S	Saturação
t	Tempo
T	Temperatura
V	Volume
v	Velocidade
x	Concentração modelar

Símbolos Gregos

α	<i>Difusividade térmica</i>
θ	<i>Teor de umidade</i>
σ	<i>Tensão</i>
ρ	<i>Densidade</i>
μ	<i>Viscosidade</i>
ν	<i>Viscosidade cinemática</i>
∂	<i>Derivada</i>
Γ	<i>Condutividade de calor</i>
Δ	<i>Delta</i>
γ	<i>Peso específico</i>
α	Coeficiente de conversão
τ	Coeficiente de tortuosidade

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

A forma primária de destinação de rejeitos sólidos no mundo ainda é o depósito em aterros sanitários (Lu & Feng, 2020). Esse tipo de deposição gera impactos não apenas para a saúde e segurança pública, mas também tem efeitos severos no meio ambiente. No Brasil, o método mais comum de tratamento e destinação de resíduos sólidos é o de deposição no solo, o que inclui métodos inadequados como em aterros a céu aberto, e métodos controlados, como aterros regularizados. De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2010), do total de resíduos sólidos coletado no Brasil em 2009, 56,8% foram para aterros sanitários, 23,9% foram para aterros controlados e 19,3% foram para lixões.

Segundo o Sindicato Nacional das Empresas de Limpeza Urbana (SELURB, 2020), em parceria com a consultoria PWC Brasil, 49,9% dos municípios brasileiros ainda despejam resíduos sólidos urbanos (RSU) em lixões, aterros irregulares. O relatório do da Abrelpe em parceria com a International Solid Waste Association de 2015, afirma que o Brasil gasta cerca de 3 bilhões de reais por ano com o tratamento de saúde de pessoas afetadas diretamente pela contaminação gerada por aterros irregulares. Em 2008, o número mundial de pessoas vivendo em cidades ultrapassou a população rural e estima-se que em 2050, 6 bilhões de pessoas viverão em áreas urbanas, comparado com 3,5 bilhões em 2007 (UNFPA, 2007). Com o crescimento populacional, a aumento da quantidade de resíduos por gerados e despejado em aterros também só tende a aumentar, elevando também os impactos negativos ao meio ambiente e à saúde pública.

A produção de RSU é também um fator significativo de geração de gases causadores do efeito estufa contribuindo com 5% do total gerado (IPCC, 2006). Os gases provenientes desse tipo de material orgânico são compostos de metano (CH_4 ; 50-60%) proveniente da decomposição anaeróbica de depósito orgânicos, de dióxido carbono (CO_2 ; 40-50%) e outros gases, como nitrogênio (N_2 ; 5%) (Barros, Filho e Silva, 2014). No entanto, apenas o CH_4 é contabilizado como causador do efeito estufa, deixando de fora o dióxido de carbono (IPCC, 2006, DCC, 2007).

No que tange ao aproveitamento de energia, uma porção do gás metano gerada em aterros pode ser capturada e utilizada como um recurso de energia renovável (Themelis e Ulloa, 2007, Chynoweth et al., 2001). O poder calorífico desse gás é grande o suficiente para que ele seja utilizado como combustível em processos de combustão e produção de eletricidade. De acordo com Oliveira e Rosa (2003), os 200 milhões de toneladas de resíduos sólidos produzidos anualmente no Brasil, quando utilizados para gerar de energia elétrica, poderiam melhorar o fornecimento de energia em 50TWh. Para projetar, otimizar e manter aterros sanitários que perdurem por várias décadas, é necessário e valioso um estudo e entendimento dos fenômenos ali presentes a longo prazo (Lu & Feng, 2020). Nesse

sentido, é preciso considerar os subprodutos primários gerados nesse tipo de ambiente, sendo eles calor, gás e chorume (Nazli Yesiller, James L. Hanson e Wei-Lien Liu et al., 2005). Esses subprodutos, quando não controlados corretamente podem causar diversos danos ao meio ambiente e trazer riscos tanto a natureza quanto às áreas urbanas próximas.

O calor gerado em aterros sanitários é resultado do processo bioquímico de decomposição orgânica dos componentes depositados e pode gerar elevadas temperaturas, por isso é necessário manter uma boa dissipação de calor para que não se concentre em um só ponto causando incêndios acidentais (Manjunatha, et al., 2020). Devido às características do processo, é possível identificar zonas de calor tanto na superfície do terreno quanto em regiões subterrâneas e variam de 40 a 65°C em medições a longo prazo (Hanson, et al., 2010).

Os requisitos para uma ótima gestão de riscos de aterros e as vantagens da modelagem matemática têm promovido o estabelecimento de modelos acoplados para descrever o comportamento de RSU em aterros (Lu & Feng, 2020). Nesse contexto, a determinação e a previsão das condições de temperatura nos sistemas de aterro são necessárias para avaliar o desempenho geotécnico acoplado dessas instalações. Modelos numéricos geotécnicos e térmicos totalmente acoplados representam o que há de mais moderno em análise de aterros (Hanson, et al., 2013).

Nas últimas décadas, pesquisadores têm estudado o comportamento de aterros a longo prazo utilizando tanto experimentos laboratoriais e medições em campo quanto modelos matemáticos (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a). Esses estudos mostram várias informações de como altas temperaturas podem afetar as reações bioquímicas que ocorrem no local, alterando a velocidade de decomposição do material biológico (Yesiller, Hanson, & Liu, 2005), além de fornecerem parâmetros importantes para modelagem matemática que, por sua vez, podem ajudar a melhorar projetos de experimentos e testes.

Para o estudo do solo de aterros sanitários, a modelagem matemática é capaz de representar complexas interações acopladas de vários processos que incluem principalmente fenômenos hidráulicos (fluxo de fluido, fluxo de gás), mecânicos (compressão / assentamento, cisalhamento), bioquímicos (biodegradação, chorume e produção de gás) e térmicos (geração de calor, transporte de calor) (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a). Dessa maneira de torna possível modelar a transferência de calor no interior do solo, sendo a condutividade térmica e o calor específico as duas propriedades térmicas importantes que precisam ser analisadas para a compreensão da distribuição do calor no aterro (Manjunatha, et al., 2020). Isso porque a condução é o principal processo por meio do qual ocorre a transferência de calor nos resíduos de aterro (Megalla, 2015).

Os modelos analíticos e numéricos existentes para a decomposição em aterros foram estabelecidos principalmente com base em equações para fluxo de líquido insaturado e gás em meios porosos, visto que esses modelos têm um histórico estabelecido em física, química e mecânica do solo (Lu & Feng, 2020). Métodos para a análise de transferência de calor apresentados por Doll (1997) e Southen e Rowe (2005) usaram condições simplificadas de temperatura elevada constante para modelar o desempenho de sistemas lineares, sem incluir tendências temporais resultantes da geração de calor

devido à decomposição de resíduos. El Fadel et al. (1996) desenvolveram um modelo para prever a transferência de calor em aterros sanitários que incluía a geração de calor. A modelagem da geração de calor associada a aterros requer funções que podem ser incorporadas usando técnicas numéricas, como análise de elementos finitos ou abordagem de diferença finita (Hanson, et al., 2013).

A variação na temperatura de solos de aterros sanitários tem sido amplamente reportada na literatura há mais de 20 anos (Dach, 1995; Houi, 1997; Yoshida, 2003; Rowe, 1998; Lefebvre, 2000; Koerner, 2001; Yesiller, 2003; Yesiller, Hanson, & Liu, 2005; Hanson, 2010; Fjesteld, 2018). Essas análises experimentais são importantes para a compreensão do fenômeno e das características do solo de RSU e são uma fonte de comparação e parâmetros para modelagem numérica do problema.

Em um aterro convencional ou de biorreator, a previsão da produção de biogás é um aspecto importante para ajudar a projetar e instalar os sistemas de extração e coleta de gás, para avaliar o uso benéfico desse subproduto para a produção de energia, e também para controlar as emissões de gases causadores do efeito estufa (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a). Estimar a quantidade de gás metano proveniente de solos onde ocorre decomposição anaeróbica tem sido um grande desafio. Essa estimativa é comumente realizada a partir da quantidade de resíduos gerados e depositados em aterros, da quantidade de carbono orgânico biodegradável (BDCO) em cada componente desses resíduos e da taxa de formação de metano a partir do BDCO, de acordo com as diretrizes do IPCC para inventários nacionais de gases de efeito estufa.

Existem modelos matemáticos da década de 1980 que propõe o cálculo da quantidade de biogás produzida com base na cinética de decaimento de primeira ordem simples (El-Fadel, Findikakis, & Leckie, 1997). Já estudos modernos trazem modelos acoplados complexos que incluem o transporte dos vários constituintes químicos do chorume e biogás dentro do espaço dos poros, sedimentação induzida da conversão de sólidos degradáveis em compostos gasosos e as mudanças na composição de fase e propriedades de resíduos que influenciam o fluxo de fluido e o comportamento mecânico do solo (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a).

O presente estudo faz parte do Projeto de Remediação Ambiental, Energética e Sustentável para Aterros (RAEESA), da Universidade de Brasília (UnB) uma parceria com a Companhia Energética de Brasília (CEB) e busca compreender as anomalias térmicas no solo de aterros sanitários por meio da modelagem numérica do problema e da estimativa das propriedades físicas e térmicas locais. Além disso, dados experimentais de estudos feitos em outros aterros serão elencados para que possam ser futuramente utilizados a título de comparação. Analisar a forma como se dá a transferência de calor no interior do solo pode ser muito relevante para as decisões a serem tomadas em estudos futuros e elaborações experimentais.

O presente estudo, procura fazer trazer uma visão geral da formulação teórica numérica para os fenômenos que afetam o processo de decomposição e o perfil de temperatura no solo de aterros sanitários. Procura-se trazer uma análise de estudos de modelos acoplados e ainda expor resultados obtidos por estudos experimentais em aterros sanitários. Primeiramente é apresentada uma descrição

dos processos existentes em aterros sanitários, seguido da descrição dos subprocessos envolvidos, das equações governantes, dos estudos com modelos numéricos que consideram processos acoplados e das características observadas em estudos de campo. Por fim, discorre-se brevemente sobre o exemplo do Aterro do Jóquei Clube de Brasília, como caso de aplicação futura.

O estudo vai ao encontro de questões muito atuais, e busca auxiliar a melhor compreensão dos recursos energéticos à nossa disposição, compreendendo melhor os efeitos ambientais causados por aterros sanitários para que se possa mitigar os impactos negativos e otimizar a obtenção de recursos energéticos. Busca-se compreender melhor os fenômenos físicos à nossa volta e as consequências deles na natureza para que nosso modelo social e nosso planeta possam coexistir.

1.2 OBJETIVOS

Objetivo geral

Diante da problemática apresentada, o presente trabalho tem como objetivo geral estabelecer o estado da arte da simulação numérica dos processos de degradação dos resíduos sólidos urbanos e da determinação do perfil de temperatura por meio da análise de estudos sobre o tema.

Objetivos específicos

Nesse sentido, pode-se dividir o trabalho em objetivos específicos que consistem na análise dos fenômenos envolvidos, estudo da literatura existente, modelagem geral do problema, compreensão dos processos e subprocessos envolvidos, determinação de condições de contorno necessárias para a modelagem numérica, análise dos modelos numéricos encontrados na literatura, visão geral de dados e análises experimentais existentes na literatura, descoberta de fontes e compilação de dados físicos e meteorológicos pertinentes a um problema na cidade de Brasília e, por fim, fornecimento de dados de estudos experimentais para que sirvam de futura fonte de comparação.

1.3 METODOLOGIA E ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

Para atingir os resultados esperados deste trabalho, que consiste em uma apresentação do estado da arte sobre simulação numérica dos processos de degradação dos resíduos sólidos urbanos e da determinação do perfil de temperatura será realizada uma revisão bibliográfica e uma análise de estudos sobre o tema. A partir da identificação do problema, foram criadas etapas para o projeto, que foi dividido nos 8 capítulos seguintes:

- **Introdução:** consiste em entender mais a fundo sobre a problemática e sobre o impacto gerado por ela, além de analisar a importância do presente estudo e a correlação dele com o aprendizado acadêmico;
- **Análise do problema:** nesta busca-se fornecer uma compreensão holística do problema e expor os estudos analisados para modelos matemáticos existentes;

- **Formulação geral do modelo:** são analisadas as equações governantes do problema;
- **Subprocessos em aterros sanitários:** consiste na análise e formulação teórica dos subprocessos relevantes na análise de decomposição de resíduos;
- **Modelos acoplados:** são discutidos modelos matemáticos que acoplam diferentes processos na formulação teórica do problema;
- **Análise de estudos experimentais:** são expostos estudos experimentais que mostram o perfil de temperatura de as condições de contorno encontradas em aterros;
- **Desafios futuros:** são discutidos os desafios presentes na sofisticação da formulação do problema analisado
- **Conclusão:** feita a análise entre os abjetivos de estudo e o conteúdo do relatório.

2 ANÁLISE DO PROBLEMA

2.1 VISÃO GERAL DO PROBLEMA

Aterros sanitários tem sido um objeto de estudo de pesquisadores de várias áreas por conterem muitos processos associados à decomposição de RSU. Esses processos incluem principalmente fenômenos hidráulicos, mecânicos, bioquímicos e térmicos (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a). Todos eles estão associados à decomposição do material depositado nesses locais ao longo do tempo e, também, intimamente correlacionados. Isso torna a compreensão do problema um tanto complexa, já que ainda é preciso entender como esses fenômenos influenciam o ambiente à sua volta, tornando possível a remediação de consequências negativas que os subprodutos dos processos ali presentes podem trazer ao meio ambiente e à sociedade, além possibilitar o aproveitamento da energia gerada nesses locais.

A figura 1 mostra uma visão geral de como é a disposição física de um aterro que não conta com o controle ambiental adequado e de como influencia no meio ambiente. O período no qual o aterro está em pleno funcionamento, ou seja, sua "vida útil", é tão importante de ser compreendido e controlado quanto o longo "período de pós-tratamento", que inclui o fechamento, o tamponamento e cuidados pós-fechamento. Durante ambos os períodos, o principal objetivo da gestão de risco é acelerar a decomposição dos resíduos para atingir a estabilização do aterro o mais rápido possível (Lu & Feng, 2020).

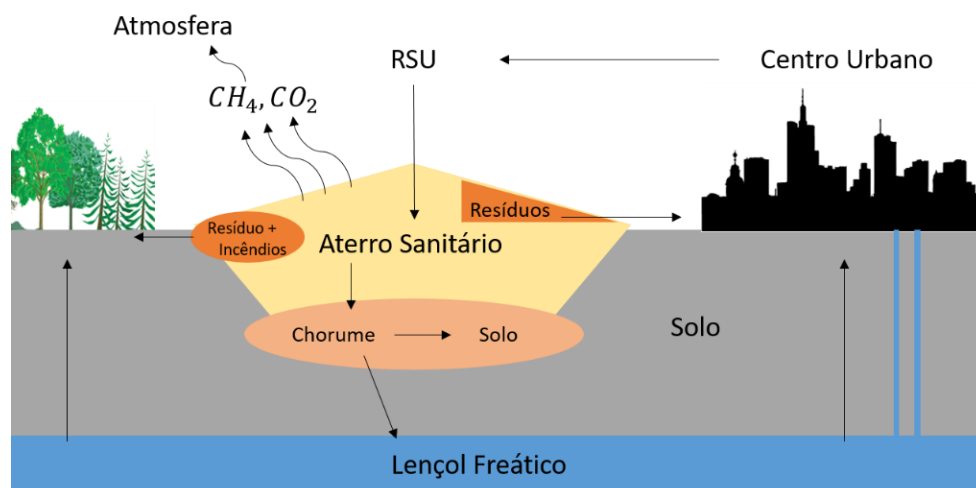


Figura 1 Ilustração do potencial risco ambiental causado por aterros sanitários não controlados.

Algumas das tecnologias de engenharia de aterro empregadas para acelerar o processo de decomposição são: a recirculação de chorume, coleta de gás e aeração. Essas técnicas afetam a estrutura física do aterro e a mobilidade dos compostos químicos, fazendo com que haja uma mudança na taxa de decomposição e produção de gás de aterro, no perfil de temperatura, no fluxo de chorume e o

deslocamento de resíduos e materiais inertes na fase sólida. Portanto, para quantificar e gerenciar com sucesso os riscos durante o período ativo e período de manutenção de um aterro, é necessária uma compreensão clara dos comportamentos de longo prazo dos RSU e das complexas interações presentes no local. É necessário também rastrear os compostos químicos que são produzidos, determinar o fluxo de chorume e gás, além realizar a medição da temperatura no local.

2.1.1 PROCESSOS CORRELACIONADOS E DEPENDENTES

Os processos presentes nos solos de aterros sanitários estão relacionados com a biodegradação de resíduos, o transporte de gás e chorume, a transferência de calor, a deformação dos resíduos e a mudança de fase física no subsolo (Lu & Feng, 2020). No estudo da biodegradação e do perfil de temperatura de aterros sanitários, é preciso analisar a maneira como todos os processos se relacionam e influenciam uns aos outros. A figura 2 ilustra como esses processos se relacionam e mostra os diversos fatores que tornam a biodegradação de RSU um processo complexo.

A decomposição de matéria orgânica presente no local depende da presença de microrganismos responsáveis pela decomposição aeróbica e anaeróbica. A dependência da população de microrganismos no local faz com que o comportamento real de decomposição de resíduos e as taxas de geração de calor e biogás em aterros variem consideravelmente com base em fatores específicos do local (por exemplo, condições de disposição de resíduos, temperatura ambiente, precipitação) e envolvem interações complexas de diferentes reações bioquímicas influenciando umas às outras (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a).

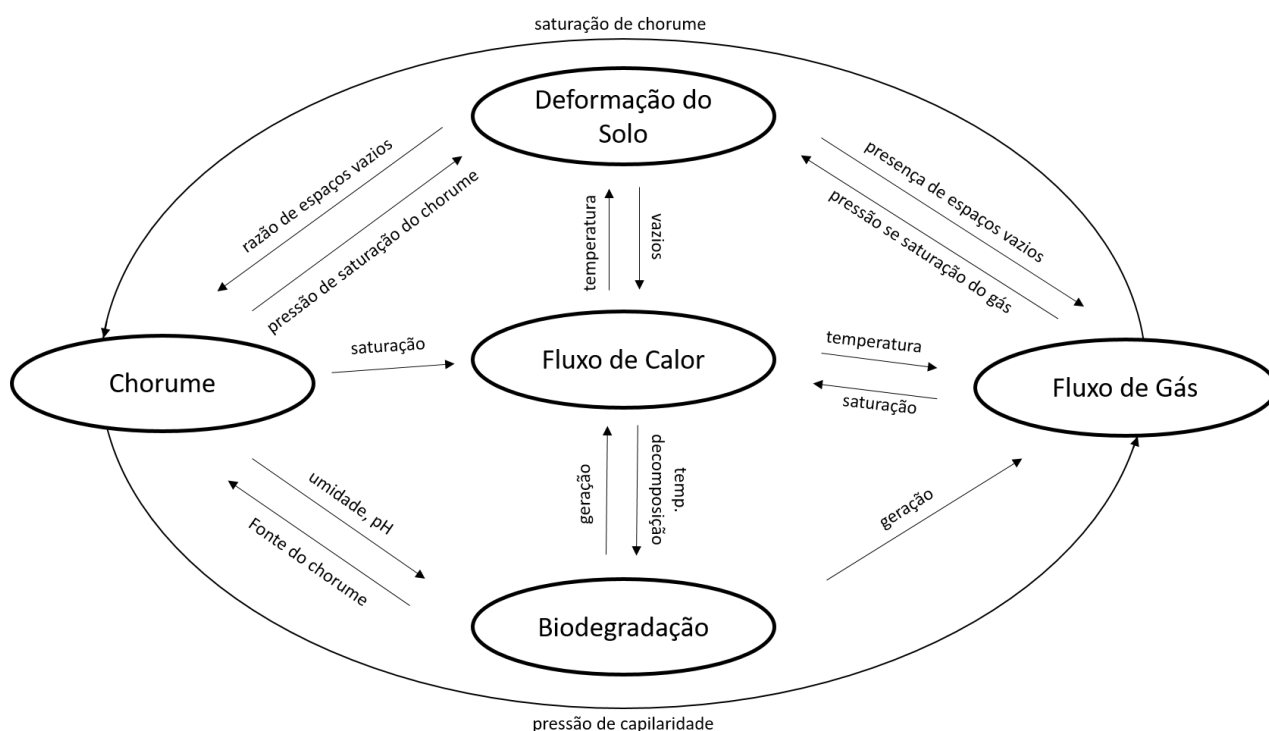


Figura 2 Representação esquemática dos processos correlacionados presentes em solos de aterros sanitários.

Para entender de maneira geral a correlação entre os fatores apresentados na figura 2, se faz necessária entender que o processo de biodegradação é acompanhado de geração de chorume e biogás, deformação de resíduos e geração de calor, que causa a presença de um perfil de temperatura característico no solo. Dessa maneira, é preciso considerar que a qualidade do chorume e a temperatura influenciam o crescimento e a decomposição dos microrganismos e, dessa forma, alteram a taxa de reação de biodegradação do RSU. A biodegradação causa alterações na estrutura física da matéria, alterando a porosidade dos resíduos, que aliada a compressão mecânica pode afetar significativamente o transporte de chorume e gás, além de seus constituintes (Lu & Feng, 2020). Por sua vez, o chorume e o gás que preenche os poros do esqueleto do RSU influenciam um ao outro e estão correlacionados, já que, do ponto de vista da mecânica tradicional do solo não saturado, as mudanças nas pressões do chorume e do gás no meio poroso podem alterar o estresse efetivo no solo. 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 chorume e do gás, bem como mudanças nas propriedades físicas dependentes da temperatura de líquidos e gases, como a viscosidade do gás.

2.2 MODELAGEM NUMÉRICA

O desafio da modelagem matemática do problema proposto é considerar e incorporar todos os fatores que influenciam a biodegradação que ocorre em aterros sanitários. Vários modelos inovadores tem sido criados nas últimas décadas para aprimorar o conhecimento e a compreensão dos processos nos solos de aterros sanitários, incluindo modelos biomecânicos (Machado et al., 2008; Gourc et al., 2010; Sivakumar Babu et al., 2010), bio-hidráulicos (Straub and Lynch, 1982; Hashemi et al., 2002a; Islam and Singhal, 2002; Sanchez et al., 2006; Sanchez et al., 2007; Sanchez et al., 2010), bio-hidromecânicos (Durmusoglu et al., 2005; Durmusoglu et al., 2006; Liu et al., 2006; Garcia de Cortazar and Tejero Monzon, 2007; Hettiarachchi et al., 2007; Lobo et al., 2008; Yu et al., 2010; Reddy et al., 2015; Reddy et al., 2017), biotérmicos (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a), além de modelos térmicos acoplados com outros fatores (Young and Davies, 1992; ; El-Fadel et al., 1996; El-Fadel et al., 1997; Nastev et al., 2001; Oldenburg, 2001; Oldenburg et al., 2002; White et al., 2003; White et al., 2004; Ricken and Ustohalova, 2005; Ustohalova et al., 2006; Gholamifard et al., 2008; White, 2008; Garg and Achari, 2010; Garg and Achari, 2010; Bente, 2011; White and Beaven, 2013; Hanson, 2013; Zambra, 2013; White et al., 2014; Fytanidis and Voudrias, 2014; Hubert et al., 2016; Omar and Rohani, 2017; Manjunatha, 2020).

Uma comparação alguns desses estudos é dada na Tabela 1, onde se observa os fatores e comportamentos que são analisados para modelos acoplados de análise de RSU encontrados na literatura.

Tabela 1 Estudos com foco na modelagem de processos acoplados em aterros sanitários (modificado de Lu & Feng, 2020).¹

Referência	Deg.	Fluxo de chorume			Fluxo de Gás			Deformação		Transf. de calor	Solução Num.			
		Água	Evap.	Sol.	Mis.	Dis.	Dif.	Sed.	Def.		Met. ²	Dim.	Prog.	
Straub and Lynch (1982)	x	x			x	x								
Young and Davies (1992)	x		x	x	x	x	x	x		x	mef	3D		
El-Fadel et al. (1997)	x	x			x					x	mdf	/	gas-heat	
Nastev et al. (2001)	x	x			x			x		x	mdf	2D	TOUGH	
Oldenburg et al. (2002)	x	x			x	x	x	x		x	mdf	3D	2-LGM	
Islam and Singhal (2002)	x	x		x							mdf	1D	T2LBM	
Ustohalova et al. (2006)	x	x			x				x	x	mef	2D	FEAP	
Liu et al. (2006)	x	x			x			x			ma	1D		
Durmusoglu et al. (2006)	x	x			x			x			mef	1D		
McDougall (2007)	x	x		x					x		mef	2D	HBM model	
Hettiarachchi et al. (2007)	x				x			x			mdf	1D		
Hettiarachchi et al. (2009)	x	x			x			x			mdf	1D		
Lobo et al. (2008)	x	x		x	x			x			/	3D	moduelo	
Gholamifard et al. (2008)	x	x			x					x	mvf	3D		
Sanchez et al. (2010)	x	x			x			x			mvf	3D		
Yu et al. (2010)	x				x			x			ma	1D		
Liu et al. (2011)	x	x			x			x	x		ma	1D		
Bente (2011)	x	x	x	x	x	x	x		x	x	mef	3D		
Chen et al. (2012)	x	x			x			x			mdf	1D		
White et al. (2014)	x	x	x	x	x	x	x	x		x	mdf	3D	LDAT	
Hubert et al. (2016)	x	x		x					x	x	mef	2D	lagamine	
Reddy et al. (2015, 2017)	x	x			x				x		mdf	2D	flac 2D	
Kumar & Reddy (2020)	x	x			x				x	x	mdf	2D	flac 2D	

¹ Deg.: Degradação; Evap.: Evaporação de Água; So.: Solutos; Mis.: Mistura de gases; Dis.: Dissolução de Gás; Dif.: Difusão de Gás; Sed.: Sedimentação; Def.: Deformação; Transf.: Transferência; Met.: Método; Dim.: Dimensão.; Prog.: Programa

² **mef**: Método de Elementos Finitos; **mvf**: Método de Volume Finito; **mdf**: Método das Diferenças Finitas; **ma**: Método Analítico.

3 FORMULAÇÃO GERAL DO PROBLEMA

3.1 EQUAÇÕES GOVERNANTES

Em estudos datados da década de 1980, a simulação de biodegradação de RSU e formação de biogás é comumente desenvolvida com base em modelos que consideram uma cinética de decaimento de primeira ordem simples (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a). Já no que diz respeito à geração de calor, estudos mais recentes utilizam uma análise não linear transiente para simular a variação temporal da geração de calor residual para que se possa fazer uma análise representativa do regime térmico do aterro (Hanson, et al., 2013).

Para modelos que consideram fenômenos acoplados, a teoria de meios porosos detalhada por Helmig (1997) e Boer (2005) é geralmente adotada. Na teoria apresentada, as características microscópicas dos resíduos são homogeneizadas sobre um volume elementar representativo (VER) (Lu, et al., 2019). A Figura 3 representa de forma esquemática o volume considerado para o equacionamento da porosidade total n , definida como $(V_v + V_d)/V$, com a porosidade efetiva n_{eff} definida como apenas V_v/V . A seleção de um volume médio ou a determinação do VER para RSU depende, em qualquer caso, apenas dos objetivos do modelo (Lu & Feng, 2020).

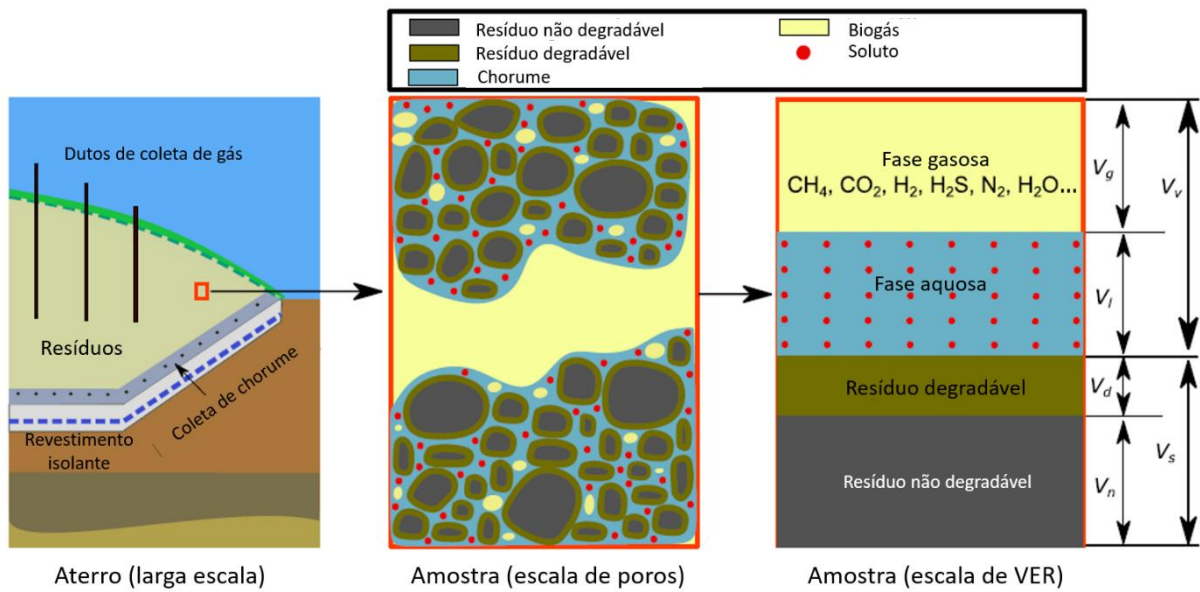


Figura 3 Visão microscópica e homogeneizada para uma amostra de VER (modificado de Lu et al., 2019).

3.2 CONSERVAÇÃO DA MASSA

Lu & Feng (2020) descreveram a conservação da massa para os fluídos (chorume e biogás) em meio poroso e os componentes em diferentes fases móveis como

$$\sum_{\alpha} \frac{\partial(nS_{\alpha}M_{\alpha}^k)}{\partial t} + \sum_{\alpha} [\nabla(nS_{\alpha}M_{\alpha}^k v_{\alpha})] = \sum_{\alpha} [\nabla(nS_{\alpha}J_{\alpha}^k)] + \sum_{\alpha} Q_{\alpha}^k, \quad (1)$$

onde:

- n é a porosidade do meio;
- o subscrito α denota o gás ou chorume;
- o sobrescrito k denota os componentes, CH₄, CO₂, ácidos gordurosos voláteis (AGV), biomassa de metano (BM) etc;
- t é o tempo;
- S_α é a saturação ou fração de volume da fase α , que vale V_α/V ;
- M_α^k é a concentração mássica do componente k na fase α ;
- v_α denota a velocidade real da fase α , que é a velocidade relativa às coordenadas cartesianas, e pode ser expressa como a soma da velocidade média da água dos poros (ou seja, velocidade de Darcy / nS_α) em relação aos sólidos, e a velocidade dos sólidos devido à deformação;
- J_α^k denota o fluxo de dispersão hidrodinâmica (chorume) ou difusão efetiva (biogás) do componente k na fase α , que inclui fluxos de dispersão mecânica e difusão molecular;
- Q_α^k denota o termo fonte do componente k na fase α , que pode ser atribuído à biodegradação de RSU ou outras fontes (evaporação e dissoluções).

Dessa forma, a conservação da massa para resíduos degradáveis e não degradáveis foram descritas respectivamente como:

$$\frac{\partial(nS_d\rho_d)}{\partial t} + \nabla(nS_d\rho_d v_d) = \sum_x Q_d^x, \quad (2)$$

$$\frac{\partial((1-n)\rho_s)}{\partial t} + \nabla((1-n)\rho_s v_s) = 0, \quad (3)$$

onde:

- d denota o resíduo degradável;
- d denota o resíduo não degradável;
- S_d é a fração de volume de resíduo degradável, que vale V_d/V ;
- ρ_d e ρ_s denotam a densidade das fases degradáveis e não degradáveis;
- v_d e v_s denotam as velocidades reais das fases degradável e não degradável, respectivamente;
- Q_d^x denota o termo de origem do componente degradável x em RSU.

3.3 CONSERVAÇÃO DO MOMENTO

Segundo o estudo de Hassanizadeh (1986), a conservação do momento para as fases móveis no poroso de RSU pode ser simplificada como a lei de Darcy da seguinte maneira:

$$v_{\alpha r} = -K k_{\alpha r} / \mu_{\alpha} \cdot (\nabla p_{\alpha} - \rho_{\alpha} g) = (v_{\alpha} - v_s) \cdot (n S_{\alpha}), \quad (4)$$

onde:

- $v_{\alpha r}$ denota o fluxo superficial relativo, ou velocidade de Darcy, da fase α de gás ou chorume com relação ao resíduo não degradável em movimento;
- K denota a permeabilidade intrínseca do meio poroso;
- $k_{\alpha r}$ denota a permeabilidade relativa da fase α ;
- μ_{α} denota o coeficiente de viscosidade da fase α ;
- p_{α} denota a pressão da fase α ;
- g denota a aceleração da gravidade.

Dessa maneira, a conservação do momento total pode ser expressa da seguinte maneira

$$\nabla \cdot \sigma + \rho g = 0, \quad (5)$$

onde:

- σ denota a tensão total aplicada no meio poroso;
- ρ é a densidade absoluta do RSU obtida por $\rho = \sum_{\alpha} (n S_{\alpha} \rho_{\alpha}) + n S_d \rho_d + (1 - n) \rho_s$.

3.4 CONSERVAÇÃO DA ENERGIA

Assumindo o equilíbrio térmico local, a lei de conservação de energia para meio de RSU poroso pode ser descrita usando uma equação de balanço de energia dada como (Feng et al., 2017)

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} \left\{ \left[(1 - n) \rho_s c_s + \sum_{\alpha} \sum_k (n S_{\alpha} \rho_{\alpha} y_{\alpha}^k c_{\alpha}^k) + n S_d \rho_d c_d \right] (T - T_r) \right\} \\ & + \nabla \cdot \left\{ \left[\sum_{\alpha} \sum_k S_{\alpha} \rho_{\alpha} y_{\alpha}^k c_{\alpha}^k v_{\alpha r} \right] (T - T_r) \right\} \\ & = \nabla \cdot (\Gamma_{eff} \nabla T) + \sum_{\alpha} \sum_k Q T_{\alpha}^k + Q T_d \end{aligned} \quad (6)$$

onde:

- T e T_r denotam a temperatura atual e a temperatura de referência, respectivamente;
- c_s, c_d e c_{α}^k denotam a capacidade térmica específica na temperatura de referência da fase não degradável, degradável e do componente k na fase α , respectivamente;
- Γ_{eff} denota a condutividade de calor efetiva geral do RSU;
- $Q T_{\alpha}^k$ denota o termo da fonte de calor do componente k na fase α devido à mudança de fase;
- $Q T_d$ denota o termo da fonte de calor da fase degradável devido à biodegradação.

3.5 RELAÇÕES DE FECHAMENTO

De modo a produzir um sistema matemático fechado são necessárias formulações que correlacionem as equações governantes de diferentes fases e componentes (Lu & Feng, 2020). As saturações de fases líquidas, gasosas e degradáveis que ocupam o espaço dos poros dos resíduos satisfazem a seguinte relação:

$$\sum_{\alpha} S_{\alpha} + S_d = 1 \quad (7)$$

As frações mássicas dos componentes móveis na fase α devem satisfazer a seguinte relação:

$$\sum_k m_{\alpha}^k = 1 \quad (8)$$

Para que se possa estabelecer a relação entre o teor de umidade efetivo e a pressão capilar e ainda para relacionar os fluxos de chorume e gás, é necessário estabelecer a curva de retenção de água no solo de RSU. É possível descrever a curva da seguinte maneira:

$$p_c = p_g - p_w = f(\theta_{w,eff}) \quad (9)$$

onde:

- p_c denota a pressão capilar;
- $\theta_{w,eff}$ é o teor de umidade efetivo.

4 SUBPROCESSOS EM ATERROS SANITÁRIOS

A base para a criação ou estudo de modelos acoplados utiliza para descrever os processos que ocorrem no interior do solo de RSU é a compreensão dos subprocessos envolvidos e correlacionados (Figura 2).

4.1 BIODEGRADAÇÃO

A biodegradação de RSU pode ser dividida em duas categorias relacionadas à presença de oxigênio no solo: biodegradação aeróbia e anaeróbia. Uma vez que os resíduos são aterrados, a reação aeróbia é predominante até que o oxigênio se esgote, tornando a biodegradação anaeróbia predominante. Os principais produtos da decomposição aeróbia são, dióxido de carbono, água e calor. Já a reação anaeróbia produz dióxido de carbono, metano e calor (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a).

Para atingir o objetivo de modelar os comportamentos de longo prazo no solo de RSU, um modelo de biodegradação razoável não deve apenas representar os comportamentos de degradação característicos, mas também facilitar a determinação da alteração da massa e das fontes de calor durante a biodegradação (Lu & Feng, 2020).

4.1.1 MODELO DE BIODEGRADAÇÃO AERÓBICA

Modelos matemáticos que descrevem a reação aeróbia de decomposição de resíduos em aterros sanitários são encontrados em menor número do que os estudos focados na decomposição anaeróbia. Apesar disso, existirem vários estudos que trazem modelos para a decomposição aeróbia em solos se aterros sanitários (Musleh, 2005; Kim et al., 2007; Denes et al., 2015).

A primeira equação geralmente usada na modelagem da biodegradação aeróbia descreve o crescimento limitante de substrato de populações microbianas (Fytanidis, 2014) e é chamada de modelo Monod:

$$r_x = \frac{dM_x}{dt} = f_a k_a M_B \frac{M_x}{S_x + M_x} \frac{M_{O_2}}{S_{O_2} + M_{O_2}} \quad (10)$$

onde:

- r_x é a taxa de biodegradação do resíduo x ;
- M_x é a concentração do resíduo x ;
- M_{O_2} é a concentração de oxigênio na forma gasosa;
- M_B é a concentração de biomassa;
- k_a é a constante de máxima taxa de biodegradação aeróbia;

- S_x e S_{O_2} são as constantes de meia saturação para o composto degradável x e para o oxigênio, respectivamente;
- f_a é o produto de múltiplos fatores influenciadores como a temperatura, umidade e correção de pH.

Outro modelo utilizado é o chamado cinética de primeira ordem (Baptista et al. 2010) e segue a seguinte equação:

$$r_x = \frac{dM_x}{dt} = -f_a k_a M_B \frac{M_{O_2}}{S_{O_2} + M_{O_2}} \quad (11)$$

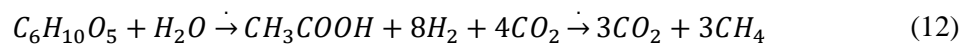
onde o efeito da concentração de biomassa é desconsiderado.

Por se tratar de um modelo que considera o processo de degradação de maneira mais abrangente, o modelo Monod tem sido gradualmente introduzido em modelos hidro químicos para simular a biodegradação aeróbica de maneira efetiva (Fytanidis & Voudrias, 2014).

4.1.2 MODELO DE BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBICA

Os modelos de degradação anaeróbica existentes podem ser classificados de acordo com o número de estágios considerados para as reações químicas e bacterianas. O primeiro modelo pode ser chamado de modelo de um estágio (Chen et al., 2012), e trata-se de modelos semiempíricos e que negligenciam processos de reação complicados, tornando o modelo de biodegradação em um estágio simples o suficiente para uso prático, mas inadequado para o estudo de mecanismos acoplados envolvendo atividades microbianas em aterros sanitários (Lu & Feng, 2020). Na verdade, essa abordagem não pode ser responsável pelo crescimento e decadência de microrganismos, nem considera a mudança no pH, que poderia inibir a biodegradação.

As concentrações de ácido graxo volátil (AGV) e biomassa metanogênica (BM) são variáveis de campo típicas em modelos de biodegradação anaeróbia de dois estágios (Hubert et al., 2016). Essas duas etapas são a hidrólise-acidogênese e a acetogênese-metanogênese, que representam a transformação da matéria orgânica em AGV, e a AGV em metano, respectivamente (McDougall, 2007). A estequiometria geral da degradação da celulose em CH_4 e CO_2 considerada no modelo de biodegradação proposto por McDougall (2007) é mostrada na equação abaixo.



Nos modelos de biodegradação de dois e múltiplos estágios, as atividades de microrganismos relacionadas são incorporadas e seu crescimento e decadência são frequentemente descritos matematicamente usando um modelo do tipo Monod (El-Fadel et al., 1996; McDougall, 2007). A taxa de crescimento do microrganismo m em relação ao substrato s pode ser expressa da seguinte forma:

$$r_{msg} = k_{msg} f_{msg} \frac{M_l^s}{S_{ls} + M_l^s} M_l^{ms} \quad (13)$$

onde:

- r_{msg} é a taxa de crescimento de microrganismos m ;
- k_{msg} é a constante de taxa de crescimento máxima do microrganismo m ;
- M_l^s é a concentração aquosa de substratos para o crescimento de microrganismos;
- S_{ls} é a constante de meia saturação do substrato s ;
- M_l^{ms} denota a concentração aquosa de microrganismos m ;
- f_{msg} representa os efeitos das condições ambientais, como umidade, temperatura e pH na taxa de crescimento do microrganismo.

Já a taxa de decaimento ou consumo de AGV (r_h) está diretamente ligada à taxa de crescimento BM por meio de um coeficiente de rendimento de substrato Y , conforme mostrado na Equação 14 abaixo (Kumar, Reddy, & McDougall, 2020a) .

$$r_h = \frac{r_{msg}}{Y} \quad (14)$$

A taxa de decaimento de BM (r_k) é dada pela Equação 15. A taxa de decaimento (r_k) do microrganismo m também pode ser descrita pela cinética de primeira ordem com uma taxa de decaimento constante k_{msg} e um fator ambiental relacionado f_{msg} multiplicado pela concentração de microrganismo em MSW (Chen et al., 2016)

$$r_k = k_{msg} f_{msg} C_l^{ms} \quad (15)$$

4.2 TRANFERÊNCIA DE CALOR

A análise da transferência de calor no solo de aterros sanitários é suportada por muitos estudos experimentais que analisam o perfil de temperatura no interior do RSU. O presente estudo traz um foco especial na análise da transferência de calor em diferentes profundidades com uma revisão sobre estudos experimentais apresentada no Capítulo 6.

Calor é um dos produtos primários da biodegradação de resíduos, tanto na fase de decomposição aeróbica, quando anaeróbica (Yesiller, Hanson, & Liu, 2005). Ainda segundo o estudo de Yesiller et al. (2005), a temperatura pode afetar o processo de decomposição de duas maneiras: no curto prazo, onde a taxa de decomposição é afetada e no longo prazo, quando o balanço na população de microrganismos é afetado. Análises experimentais mostram que, em geral, a decomposição de resíduos sólidos aumenta com a temperatura até valores limitados. Essa afirmação leva em conta estudos laboratoriais em relação

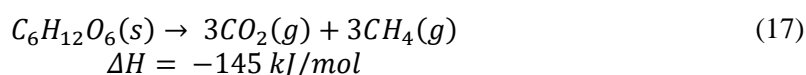
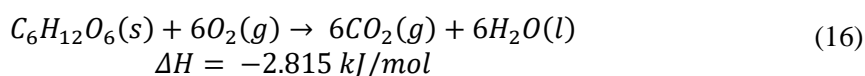
a faixa de temperatura ótima para a reprodução de bactérias mesofílicas e termofílicas envolvidas na decomposição de matéria, sendo reportada em 35 a 40°C e 50 a 60°C, respectivamente. Com base em vários estudos, foi determinado que a temperatura do RSU, chorume e gás de aterro sanitário pode aumentar até 60-90 °C de acordo com dados de teste de campo (Yesiller et al., 2015).

A fim de compreender melhor o desempenho do RSU, é necessário prever a redistribuição temporal e espacial da temperatura em aterros sanitários devido à geração, condução, difusão e convecção de calor, conforme descrito pela Equação 6. Atualmente, alguns modelos acoplados envolvem transporte de calor e o efeito da temperatura na degradação de RSU (Bente, 2011; Hubert et al., 2016; Omar e Rohani, 2017). No entanto, ainda é necessário investigar a transferência de calor e seu efeito no fluxo de fluido e na biodegradação de RSU, especialmente para acelerar as operações de biodegradação de RSU, como recirculação de chorume, coleta de gás e aeração.

4.2.1 GERAÇÃO DE CALOR E ALTAS TEMPERATURAS

Um mecanismo muito comum que causa temperaturas elevadas em aterros é a introdução de ar ambiente no solo, durante a exaustão do gás ou operações realizadas no meio (Jafari, Stark, & Thalhamer, 2017). 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.

No 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 glicose em processos aeróbico e anaeróbicos pode ser representativa da decomposição da matéria orgânica, como representado nas equações a seguir:



Comparando as entalpias das duas equações, vê-se que o calor gerado pela decomposição anaeróbica é aproximadamente 5% do calor gerado pela decomposição aeróbica.

Yesiller et al. (2005) determinaram uma taxa de geração de calor equivalente por metro cúbico de resíduos a partir da análise da geração de calor da decomposição de resíduos nas fases aeróbia e anaeróbia. Esta taxa foi encontrada para abranger mais de quatro ordens de magnitude devido a diferenças fundamentais na formulação e incerteza nos parâmetros estimados. Na modelagem numérica,

o calor liberado durante uma reação química específica pode ser calculado usando a entalpia de reação, ou seja, o valor para o qual, em condições padrão, ΔH_R^0 , é igual à entalpia de formação padrão total dos produtos, ΔH_p^0 , subtraída pela entalpia dos edutos³, ΔH_e^0 :

$$\Delta H_R^0 = \sum \Delta H_p^0 - \sum \Delta H_e^0 \quad (18)$$

A taxa de geração de calor (termos QT_d na Eq. (6)) do resíduo pode ser determinada a partir da taxa de reação e entalpia da reação das reações químicas correspondentes da seguinte maneira:

$$QT_d = \sum \frac{\partial m_x}{\partial t} \Delta H_R^{0x} \quad (19)$$

onde:

- m_x é a massa do produto ou do eduto x em uma via de reação química específica envolvida na biodegradação de RSU;
- ΔH_R^{0x} é a entalpia de reação padrão da via de reação química específica.

Hanson et al. (2013) propuseram funções de taxa de geração de calor desenvolvidas empiricamente. As funções variaram com a idade do resíduo, em que a taxa de geração de calor era normalmente relativamente alta para resíduos jovens e baixa para resíduos antigos (Hanson et al., 2008; Liu, 2007). As funções de taxa de geração de calor foram formuladas para contabilizar o ganho líquido de calor devido à decomposição em operações normais de aterro. O formato da função foi desenvolvido independentemente para fornecer uma representação mais realista da decomposição de resíduos. A taxa de geração de calor apresenta um crescimento até um valor de pico seguido por uma queda exponencial.

$$H_g = A \left(\frac{t}{B_t + t} \right) \left(\frac{t}{C_t + t} \right) e^{-\sqrt{t/D}} \quad (20)$$

Onde:

- H_g é a taxa de geração de calor (W/m^3);
- t o tempo (dia);
- A o fator de pico da taxa de geração de calor (W/m^3);
- B_t e C_t os fatores de forma (dia);
- D é o fator de taxa de decaimento (dia).

O crescimento exponencial e a função da taxa de geração de calor de decaimento descritos na equação resultam na linha traçada no gráfico da Figura 4.

No mesmo estudo, Hanson et al. (2013) utilizam uma análise não linear transiente para simular a variação temporal da geração de calor residual para análise representativa do regime térmico do aterro.

³ Eduto, é uma substância separada de uma mistura na qual já existia, ao contrário de um produto, que é gerado novamente por uma reação química.

A transferência geral de calor e as condições de contorno associadas, ao contrário do modelo empírico para a geração de calor, são mecanicistas. A modelagem unidimensional feita busca representar as condições nas regiões centrais (longe dos limites da superfície) dos aterros determinando o campo de temperatura em função do tempo na direção vertical. A transferência de calor é descrita por:

$$k_t \frac{\partial T}{\partial^2 x} + \dot{q} = C_v \frac{\partial T}{\partial x} \quad (21)$$

onde:

- k_t é a condutividade térmica (W / m K);
- T a temperatura (°C);
- x a distância (m);
- \dot{q} é a taxa de geração de calor (W/m³);
- C_v a capacidade calorífica volumétrica (kJ/m³.K), equivalente à densidade vezes a capacidade térmica;
- t é o tempo (s).

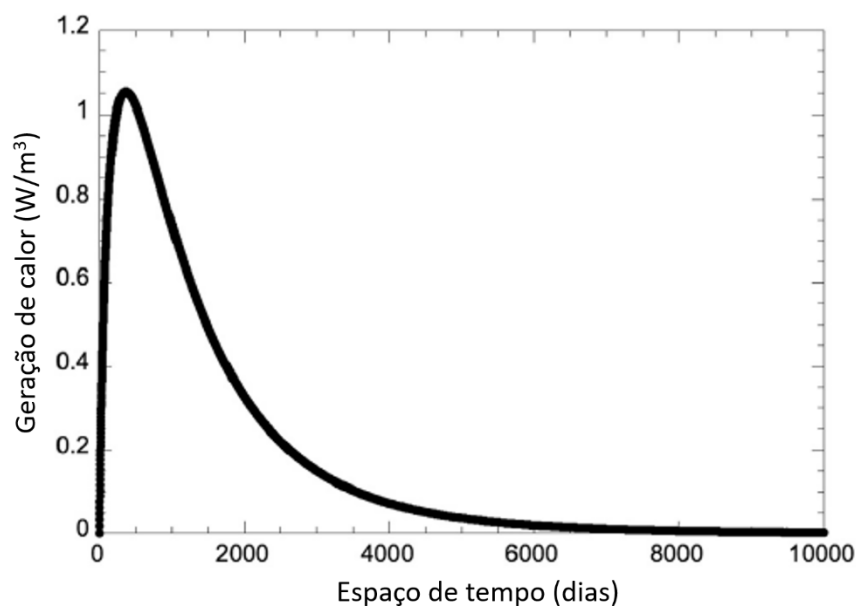


Figura 4 Função de crescimento exponencial e decaimento de geração de calor (Hanson et al. 2013)

4.2.2 CONDUTIVIDADE TÉRMICA E CALOR ESPECÍFICO

É desafiador estimar o calor específico e a condutividade térmica do RSU, pois o resíduo é heterogêneo e cada um dos componentes do resíduo pode ter condutividade térmica diferente (Faitli et al., 2014). A condutividade térmica é a medida da quantidade de calor necessária para transferir a temperatura em graus Celsius unitários através da distância unitária por tempo unitário (Biao et al., 2016; Dongliang et al., 2016). Já o calor específico é a medida do aumento da temperatura da unidade de massa em unidade de grau Celsius (Manjunatha, et al., 2020).

O RSU é heterogêneo por natureza e uma quantidade variável de energia térmica é necessária para aquecer seus diferentes componentes a uma temperatura específica (Manjunatha, et al., 2020). A avaliação da condutividade térmica é necessária para calcular o fluxo de calor devido a um gradiente de temperatura. No entanto, as propriedades térmicas do RSU são difíceis de determinar devido à composição variável em relação ao tempo e ao local. A maioria dos valores de condutividade térmica medidos para RSU são bastante baixos e comparáveis aos valores do ar. Isso se deve à grande proporção de vazios nos resíduos. De acordo com Kaviany (2012) para descrever os comportamentos de condução de calor em um meio poroso, uma condutividade de calor efetiva deve ser usada. A condutividade térmica efetiva geral é influenciada pela porosidade do RSU, frações de fase fluida, bem como pelas condutividades de calor da fase sólida, chorume e gás de aterro. De acordo com Yesiller et al. (2015), o valor da condutividade em RSU varia entre 0,044 e 1,5 W/m.K.

A Tabela 2 apresenta valores de condutividade térmica e calor específico encontrados na literatura para diferentes materiais que compõe RSU. Já a Tabela 3 apresenta valores de condutividade térmica e calor específicos encontrados para o RSU utilizando arranjos experimentais distintos.

Tabela 2 Calor específico e condutividade térmica de diferentes materiais

Autor	Material	Calor específico (J / g. K)	Condutividade térmica (W / m. K)
Sociedade Americana de Engenheiros Agrícolas e Biológicos (2008)	Alimentos componentes do RSU (arroz, trigo, peixe, carne, carne magra, vegetal, batata, manteiga, margarina, azeite, açúcar de cerveja, etc)	2–2.5	0.8–1
Ahn et al. (2009) e Ali et al. (2016)	Folhas verdes	1.63–1.7	0.02–0.38
Richard (1979)	Papel (jornal, lenço de papel, papel comum)	1.35–1.55	0.16–0.48
Tim e Juan (2006)	Plásticos (copolímero de poliacetal, copolímero de óxido de polifenileno, PVC)	1–2.3	0.14–0.63
Ahn et al. (2009)	Madeira	1.76–1.94	0.03–0.15
Neves et al. (2015)	Têxteis (seda, lã de algodão, algodão, náilon, poliéster)	1.26-1.3	0.15–0.18
Walter et al. (2001)	Água	4.216–4.218	0.56–0.68

Tabela 3 Valores de condutividade térmica e calor específico de RSU encontrados na literatura (modificado de Manjunatha et al., 2020)

Autor	Calor específico (J / g. K)	Condutividade térmica (W / m. K)
Yoshida & Rowe (2003)	1,94–2,36	0,35–0,96
Neusinger et al. (2005)	-	1
Bonany et al. (2013)	0.8–2.4	0.3–0.9
Hanson et al. (2013)	2	1
Megalla (2015)	0,8-1,4	0,3-0,67
Manjunatha et al. (2020)	1,39-2,5	0,32-1,05

4.2.3 CAPACIDADE TÉRMICA

O aumento da temperatura residual devido à liberação de calor depende da capacidade volumétrica de calor, conforme representado pela Equação 6. A capacidade volumétrica de calor é um valor médio ponderado de todos os componentes individuais do aterro (resíduo, chorume e gás de aterro) (Lu & Feng, 2020). As capacidades térmicas do esqueleto residual e do chorume podem ser medidas de forma semelhante às do solo e da água, respectivamente (Bente, 2011). Com base em testes de laboratório e de campo, a capacidade calorífica volumétrica do RSU encontrada variou entre 378 e 4000 kJ/m³.K (Yesiller et al., 2015).

4.2.4 PROPRIEDADES DOS MATERIAIS NECESSÁRIAS PARA A ANÁLISE TÉRMICA

Hanson e al. (2013) utilizaram as propriedades dispostas na Tabela 4 para a análise térmica de RSU apresentada em seu estudo. A densidade (ρ) foi determinada usando registros operacionais para materiais terrosos, resíduos e solos de subleito nativos no local estudado. A condutividade térmica (k_t) foi determinada usando experimentos de sondas de condutividade térmica de laboratório e de campo (Hanson et al., 2000) e usando dados da literatura. A capacidade calorífica volumétrica (C) foi calculada somando a capacidade de calor dos componentes individuais dos materiais para fornecer uma média ponderada. A difusividade térmica (α) foi calculada como o quociente entre a condutividade térmica e a capacidade calorífica volumétrica. Foi reportado que, em geral, k_t e C (para resíduos e solos) aumentam com o aumento do peso unitário e do teor de umidade. O estudo de Hanson et al. (2008) ainda traz propriedades térmicas de três aterros localizados em diferentes regiões climáticas, dados que podem ser usados para análise de transferência de calor em aterros sanitários em diferentes ambientes.

Tabela 4 Propriedades de solos de aterros necessárias para análise térmica (Hanson et al., 2013)

Propriedade	Valor
ρ_{RSU} (kN/m ³)	9,8
k_{t-RSU} (W/m.K)	1,0
C_{RSU} (kJ/m ³ .K)	2000
α_{RSU} (m ² /s)	5,0 x 10 ⁻⁷
ρ_{solo} (kN/m ³)	20,5
k_{t-solo} (W/m.K)	2,5
C_{solo} (kJ/m ³ .K)	2800
α_{solo} (m ² /s)	9,0 x 10 ⁻⁷

4.3 FLUIDOS EM SOLOS POROSOS

O transporte de chorume e gás de aterro sujeitos à um gradiente de pressão no interior dos solos de aterros sanitários, segue a Lei de Darcy para transporte em meios porosos (Zambra & Moraga, 2012).

Modelos matemáticos existentes devem considerar que alguns componentes existem tanto no gás quanto no chorume, como vapor de gás na mistura de gases e água líquida no chorume (Lu & Feng, 2020). Além disso, a viscosidade do fluido influencia os valores de condutividade hidráulica do gás e do chorume. As viscosidades do fluido geralmente variam de acordo com a temperatura ambiente fazendo com que uma relação empírica entre a viscosidade do fluido e a temperatura é frequentemente incorporada (Bente, 2011).

4.3.1 PERMEABILIDADE DO SOLO

Breitmeyer et al. (2019) relatou que para solos de RSU a permeabilidade intrínseca (K) diminui com o aumento da densidade do solo, chamada densificação. O estado de densificação pode ser descrito em termos de porosidade (Bente, 2011) ou tensão efetiva do resíduo e pode ser expresso da seguinte forma:

$$K = K_{ref} \left(\frac{n}{n_{ref}} \right)^\eta \quad (22)$$

onde K_{ref} , n_{ref} e η são coeficientes empíricos sensíveis e relativos às condições do solo analisado.

A condutividade hidráulica do RSU foi medida em experimentos e testes de campo, e valores variando entre 3×10^{-8} a 2×10^{-2} m/s foram obtidos (Durmusoglu et al., 2006; Hossain et al., 2009; Reddy et al., 2009). A permeabilidade intrínseca (K) pode ser estimada a partir da condutividade hidráulica levando em consideração a temperatura e a densidade do fluido. Por exemplo, a 10°C com uma densidade de líquido de 1000kg/m^3 , são obtidos valores de permeabilidade intrínseca entre $4,0 \times 10^{-15}$ e $2,7 \times 10^{-9}$ m² (Bente, 2011).

Beaven (2010) estudou a geração de anisotropia em solos de RSU devido a deposição de diferentes camadas, que são a causa de uma geração de diferença entre a permeabilidade horizontal e vertical, e propôs que a trituração e decomposição de resíduos diminuiria o grau de anisotropia de RSU devido a uma diminuição no tamanho das partículas. Apesar disso, um valor constante é geralmente usado na modelagem numérica para o coeficiente anisotrópico com relação às mudanças na profundidade pelo fato de um método de estimativa ainda não ter sido desenvolvido (Yu et al., 2009).

4.3.2 PRESENÇA DE LÍQUIDOS NO SOLO

A equação de Richards é comumente usada para descrever a transferência de água em solos (Zambra & Moraga, 2012):

$$\frac{\partial \theta_w(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} \left[K(h)_y \frac{\partial \theta_w}{\partial t} - K(h)_y \right] + \frac{\partial}{\partial x} \left[K(h)_y \frac{\partial \theta_w}{\partial x} \right] \quad (23)$$

onde:

- θ_w é a quantidade atual de líquido no solo;
- h é a pressão hidráulica;
- $K(h)_y$ e $K(h)_x$ são a condutividade hidráulica nas coordenadas x e y, respectivamente.

A definição quantidade de água no solo segue a razão (m³ de água)/(m³ de amostra), portanto $h = 1$ é água pura e 0 é apenas solo seco. Na prática, cada tipo de solo tem um valor assintótico de θ . Esse valor é chamado de conteúdo de água saturada e é menor que 1. A maioria dos solos tem um conteúdo de água saturada entre 0,1 e 0,7. Quando o conteúdo de água no solo está em um estado estacionário ou saturado com água, os gradientes na Equação 17 são zero e o valor do conteúdo de água no domínio é conhecido (Zambra & Moraga, 2012).

A diferença de pressão entre o gás e o chorume, chamada pressão de capilaridade, e a condutividade hidráulica relativa são relacionadas com a umidade do solo. Feng et al. (2017) propôs que a relação entre a pressão de capilaridade e a quantidade de líquido no solo causa uma curva de retenção de água. Van Genuchten (1980) propôs uma função muito utilizada para descrever a curva de retenção de água no solo:

$$\theta_{w,eff} = \frac{\theta_w - \theta_{wr}}{\theta_{wm} - \theta_{wr}} = \frac{1}{[1 + (\alpha |p_c|)^n]^m} \quad (24)$$

onde:

- θ_{wr} e θ_{wm} são a quantidade residual e máxima de líquido no solo, respectivamente;
- α, m e n são coeficientes empíricos, com $m = 1 - 1/n$.

Relacionado à função de Genuchten, a partir da transformação de Mualem (Mualem, 1976), Lu et al. (2020) propõe uma relação entre a condutividade hidráulica relativa e o teor de umidade efetivo descrita como:

$$\left\{ \begin{array}{l} k_{rg} = (1 - \theta_{w,eff})^{1/2} \left[1 - (\theta_{w,eff})^{1/m} \right]^{2m} \\ k_{rw} = (\theta_{w,eff})^{1/2} \left\{ 1 - \left[1 - (\theta_{w,eff})^{1/m} \right]^m \right\}^2 \end{array} \right. \quad (25)$$

onde:

- k_{rg} e k_{rw} são a condutividade hidráulica relativa de gás e chorume, respectivamente.

Na prática, é importante selecionar parâmetros razoáveis da função de van Genuchen para análise de resíduos específicos (White et al., 2015).

A investigação e estudo da quantidade de líquido e da condutividade hidráulica está ligada à velocidade de decomposição dos resíduos, já que um aumento do peso seco do solo resulta no aumento da sucção de ar no solo de RSU, que por sua consequência altera a população de microrganismos no local. O aumento no peso seco do solo está relacionado com a diminuição da condutividade hidráulica insaturada (Breitmeyer et al., 2020).

Para que esses efeitos sejam levados em consideração durante uma simulação matemática acoplado é preciso, porém que haja uma investigação futura sobre a relação quantitativa entre curva de retenção de água e a densidade do solo do aterro. Simulações atuais ainda não consideram a relação entre esses dois fatores.

4.3.3 FLUXO DE GÁS NO SOLO

Segundo Hashemi et al. (2002) a equação convecção-difusão, ilustrada na Equação (1) pode ser usada para descrever o transporte de uma mistura de gás multicomponente em aterros sanitários. O fluxo de gás convectivo é frequentemente descrito pela lei de conservação do momento na forma da lei de Darcy, já que o fluxo em aterros sanitários é geralmente lento e seu número de Reynolds é tipicamente menor que um (Lu, et al., 2019). É importante notar que a dispersão pode desempenhar um papel significativo em meios heterogêneos caracterizados por valores de permeabilidade amplamente difundidos. Se este for o caso, uma dependência da difusividade efetiva na velocidade do fluxo deve ser levada em consideração. A difusão molecular dos componentes do gás causada pelo movimento browniano resulta na convergência de valores de gradiente de concentração dos componentes do gás, que são tipicamente metano, dióxido de carbono, vapor d'água, hidrogênio e outros (Lu & Feng, 2020). Este processo pode ser descrito pela lei de Fick, sendo responsável por um coeficiente de tortuosidade (Bente, 2011; Omar e Rohani, 2017) da seguinte forma:

$$J_g^k = \tau_g D_g^k \rho_g \nabla y_g^k \quad (26)$$

onde:

- J_g^k é o fluxo de difusão mássica do componente do gás k ;
- D_g^k é o coeficiente de difusão de Fick para múltiplos componentes do gás k , que pode ser estimado a partir das equações de Maxwell-Stefan (Chapman, Cowling, & Burnett, 1990);
- τ_g é o coeficiente de tortuosidade do gás que está relacionado com a saturação da fase gasosa e a porosidade do RSU (Bente, 2011).

Algumas das circunstâncias em que a difusão de gás deve ser considerada incluem a aeração de aterros antigos, já que o oxigênio inserido no solo pode oxidar o metano em dióxido de carbono (Fytanidis & Voudrias, 2014).

4.3.4 FLUXO DE CHORUME

A Equação (1) apresenta um modelo que descreve a migração de chorume no solo de RSU. No entanto, esse modelo não leva em consideração os efeitos da hidrólise, passível de ocorrer durante a

biodegradação. Neste estágio, os produtos imediatos podem migrar na forma de difusão, dispersão e adsorção e a contabilização de dessa migração complicaria o trabalho de modelagem numérica. Por esse motivo, nos modelos acoplados existentes envolvendo transferência de soluto, a migração de produtos imediatos sempre foi negligenciada (Bente, 2011).

4.3.5 MUDANÇA DE FASE

A mudança de fase nos fluidos no interior do solo de aterros pode ser descrita tanto em relação a partição do gás no subsolo quanto para a evaporação da água.

No que diz respeito a partição do gás, Reid et al. (1987) utilizou a lei de Henry para relacionar a pressão parcial e temperatura com a dissolução de cada componente do gás de aterro na fase líquida no interior do solo:

$$x_l^{ke} = H_{gk} \cdot p_{gR}^k \quad (27)$$

onde:

- x_l^{ke} é concentração molar do componente k do gás dissolvido no chorume em estado de equilíbrio;
- H_{gk} é o coeficiente de Henry do componente k do gás, descrito na Equação (28) abaixo;
- p_{gR}^k denota a pressão parcial do componente k na fase gasosa.

H_{gk} pode ser descrito na seguinte função (White & Beaven, 2013):

$$\frac{H_{gk}^T}{H_{gk}^{T_0}} = \exp\left(-\alpha_{gk} \left(\frac{1}{T} - \frac{1}{T_0}\right)\right) \quad (28)$$

onde:

- H_{gk}^T e $H_{gk}^{T_0}$ são os coeficientes de Henry à temperatura T e a temperatura de referência T_0 , respectivamente;
- α_{gk} é o coeficiente de conversão para o componente k do gás;
- p_{gR}^k denota a pressão parcial do componente k na fase gasosa.

No que diz respeito à adição de vapor d'água ao gás de aterro pelo processo de evaporação, Lu & Feng (2020) discorrem sobre a pressão do gás em um estado de equilíbrio durante a evaporação da água. Definida como a pressão de vapor saturado, uma função da temperatura, pode ser estimada usando a equação de Clausius-Clapeyron:

$$p_g^{satw}(Pa) = 611 \times 10^{\frac{7,5T(K)-2048,625}{T(K)-35,85}} \quad (29)$$

Os autores ainda consideram, baseando-se na lei de Raoult, ao atingir um estado de equilíbrio, que a relação entre a pressão de vapor e a pressão do gás na superfície da água pode ser expressa como:

$$x_g^{we} = x_l^{we} \frac{p_g^{satw}}{p_g} \quad (30)$$

onde x_g^{we} e x_l^{we} são a fração molar de água na fase gasosa e líquida, respectivamente.

5 MODELOS ACOPLADOS

Os modelos matemáticos acoplados têm como abjetivo analisar o fenômeno estudado considerando o maior número de fatores que podem influenciar o problema. Dessa forma, modelar comportamentos acoplados de RSU exige o desenvolvimento de um modelo matemático apropriado. A compreensão dos comportamentos acoplados de RSU tem melhorado nas última três décadas devido aos vários modelos matemáticos propostos nesse período.

Duas abordagens têm sido utilizadas em estudos que propõe modelos acoplados: analítica e numérica. Em geral, modelos numéricos são utilizados devido às complexas equações governantes e condições de contorno. Ao analisar a Tabela 1, vê-se que a maioria dos modelos foi resolvida usando o método dos elementos finitos, enquanto outra parte dos modelos utilizou o método das diferenças finitas ou o método dos volumes finitos. Dentre os modelos propostos na Tabela 1, a biodegradação de RSU foi considerada em todos os modelos listados, enquanto apenas alguns foram responsáveis por processos acoplados. É possível observar que mesmo nos estudos mais recentes, por exemplo, Reddy et al. (2018), a transferência de calor em aterros foi negligenciada.

Lu & Feng realizaram uma análise em maio de 2020 e compilaram os dados mostrados na Tabela 5, que lista os artigos mais citados com modelos acoplados para RSU de acordo com citações do Google Scholar. Ainda que o número de citações possa não ser diretamente proporcional ao impacto no campo, ainda fornece insights sobre a contribuição dos modelos propostos por vários pesquisadores. Os modelos propostos por Straub e Lynch (1982), El-Fadel et al. (1996), McDougall (2007) e White et al. (2004) desempenham um papel significativo no avanço da pesquisa sobre este assunto.

Pode-se dividir os principais estudos que apresentam modelos numéricos em 4 grupos, de acordo com as características do modelo formulado: bio-hidráulicos (BH), biotérmico (BT), bio-hidromecânicos (BHM), bio-hidro-térmicos (BHT) e bio-hidro-termomecânicos (BHTM).

Tabela 5 Artigos bastante citados relacionados a modelos acoplados para RSU (Lu & Feng, 2020).

Autor	Revista	Nº de citações
Straub and Lynch (1982)	Journal of the Environmental Engineering Division	126
Young (1989)	Journal of Chemical Technology & Biotechnology	61
El-Fadel et al. (1996)	Waste Management & Research	213
Nastev et al. (2001)	Journal of Contaminant Hydrology	162
Oldenburg (2001)	/	7
Islam and Singhal (2002)	Environmental Modelling & Software	59
Hashemi et al. (2002)	Chemical Engineering Science	47
White et al. (2004)	Waste Management	125
Ricken and Ustohalova (2005)	Computational Materials Science	24
Durmusoglu et al. (2005)	Journal of Environmental Engineering	90
Liu et al. (2006)	Waste Management & Research	61
McDougall (2007)	Computers and Geotechnics	150

Garcia and Tejero (2007)	Environmental Modelling & Software	52
Gholamifard et al. (2008)	Water Research	39
Hettiarachchi et al. (2009)	Waste Management International Journal for Numerical and Analytical	112
Yu et al. (2010)	Methods in Geomechanics	15
Liu et al. (2011)	Waste Management	28
Bente (2011)	/	2
Chen et al. (2012)	Science China Technological Sciences	33
Hubert et al. (2016)	Computers and Geotechnics	18
Reddy et al. (2017)	Waste Management	20

5.1 MODELOS BIO-HIDRÁULICOS

Um dos primeiros estudos sobre processos acoplados em RSU foi realizado por Straub e Lynch (1982). Em sua abordagem, a cinética Monod, como o da Equação 10, foi adotada para descrever as biodegradações aeróbias e anaeróbias. A viabilidade de usar a teoria de infiltração de meios porosos para descrever os fluxos de chorume e de gás em RSU foi discutida, fornecendo uma base sólida para a investigação dos comportamentos de transporte em aterros sanitários.

Islam e Singhal (2002) utilizaram um modelo de transporte de chorume multicomponente reativo unidimensional que é acoplado à biodegradação cinética, equilíbrio geoquímico e precipitação-dissolução cinética. Neste modelo, a degradação biológica sequencial de matéria orgânica foi descrita com base em múltiplas populações bacterianas funcionais. Mudanças na porosidade e permeabilidade causadas pelo acúmulo de biomassa e precipitação mineral foram descritas usando equações analíticas baseadas em uma abordagem macroscópica. Esta abordagem se diferencia de outros modelos e fornece orientação na análise de quantificação do entupimento do sistema de drenagem em aterros devido ao acúmulo de biomassa e precipitação mineral. É importante ressaltar que o fluxo de gás e a deformação do RSU são negligenciados neste modelo.

Entre os modelos acoplados publicados, a maioria dos modelos BH negligencia os multicomponentes e a difusão do gás de aterro, assumindo que a proporção da fração de volume de CH₄ e CO₂ na mistura de gás é de 1: 1 (Hubert et al., 2016). Hashemi et al. (2002) desenvolveu um modelo BH focado no fluxo constante de gás multicomponente tridimensional em aterros sanitários e envolveu a geração e o transporte de quatro componentes, CH₄, CO₂, N₂ e O₂. Neste modelo, a difusão e convecção dos componentes do gás foram descritas usando as equações de Maxwell-Stefan. Com base em um estudo sobre o efeito da dispersão mecânica, Sanchez et al. (2006) estenderam o modelo para condições dinâmicas e, posteriormente, Sanchez et al. (2010) incluíram também o fluxo de chorume e gases. O último modelo estendido considerou a geração de ácidos orgânicos dissolvidos e carbono na presença de chorume. Finalmente, Li et al. (2011) adotaram algoritmos genéticos para determinar os parâmetros ótimos para geração de gás.

Os modelos BH acoplados focam nos fluxos de chorume e gás em aterros sanitários e geralmente negligenciam os efeitos de deformação e da temperatura, tornando o escopo de aplicação desses modelos

para problemas de RSU limitado. O fato da influência da degradação e deformação do RSU nos comportamentos de transporte de fluidos ainda ser desconhecida é um grande desafio para este modelo, já que a metodologia adotada é parcialmente baseada na teoria da infiltração na mecânica tradicional do solo. Mesmo com esse desafio, esses modelos podem ser adotados para projetar e otimizar diversos parâmetros de engenharia, como recirculação de chorume e coleta de gás de aterro, que geralmente são realizados para acelerar a estabilização de aterros.

5.2 MODELO BIO-TÉRMICO

A análise com modelo bio-térmico em solos de RSU foi desenvolvida para a previsão realista do comportamento bioquímico (degradação de resíduos, produção de gás) e térmico (geração de calor, distribuição de temperatura) de resíduos em aterros. O modelo desenvolvido por Kumar et al. (2020a) tem como foco descrever apenas a biodegradação e o modelo térmico que estão embutidos na versão do modelo BHTM de Kumar & Reddy (2020) e não incorpora os efeitos mecânicos no comportamento bioquímico e térmico dos resíduos.

O modelo BT proposto por Kumar et al. (2020a) integra um modelo bioquímico de digestão anaeróbia de dois estágios com um modelo térmico baseado em condução de calor para incorporar os efeitos da temperatura no crescimento microbiano e subsequentemente na degradação de resíduos. No estudo, o modelo térmico é dependente do modelo de biodegradação para derivar a quantidade de calor gerada como resultado do esgotamento do substrato e, assim, prever as temperaturas dentro do aterro. A biodegradação é analisada a partir de uma abordagem empírica baseada na cinética de decaimento de primeira ordem. Já a análise térmica é derivada da lei de Fourier do transporte de calor.

Não se pode dizer que se trata de um modelo autossuficiente para descrição do comportamento bioquímico e térmico de RSU, já que as mudanças espaciais e temporais no teor de umidade dos resíduos necessárias como entrada para o modelo BT são derivadas do modelo hidráulico implementado no modelo BHTM. A principal aplicação do modelo BT é a previsão do comportamento bioquímico e térmico de longo prazo de resíduos em aterros, em particular, as variações espaciais e temporais de longo prazo nas características bioquímicas (fração degradável sólida, concentrações de ácidos graxos voláteis, concentrações de biomassa metanogênica, volume de gás CH₄ produzido) e as características térmicas (temperatura de resíduos).

5.3 MODELOS BIO-HIDRO-MECÂNICOS

Muitos modelos BHM foram desenvolvidos e amplamente utilizados para a análise do comportamento no solo de aterros. Esses modelos são, porém, muito diferentes uns dos outros devido aos vários submodelos para biodegradação e deformação de RSU existentes. No que tange à deformação, o assentamento de aterro é amplamente usado para representar a deformação de RSU com menos

parâmetros. A previsão do assentamento do aterro é uma questão importante na engenharia de desse tipo de ambiente e influencia a capacidade geral dos aterros e a segurança das infraestruturas (Lu & Feng, 2020). Uma maneira não empírica de analisar a deformação é a estimada com base em uma relação constitutiva. Em geral, quase todos os modelos BHM são desenvolvidos pela introdução da pressão do fluido para a conservação do momento em solos de RSU, como na Equação 5, e apenas alguns modelos de BHM consideram a deformação de RSU no transporte de fluxos de fluido.

Alguns modelos BHM unidimensionais foram propostos para prever o assentamento de aterros, considerando a influência do chorume e dos fluxos de gás, adotando modelos empíricos de liquidação. Durmusoglu et al. (2005) desenvolveram um modelo numérico multifásico unidimensional para prever o assentamento do aterro, considerando os fluxos de gás e chorume. O assentamento foi modelado com relação ao tempo usando a reologia⁴ de Maxwell, e concluiu-se que há um efeito significativo da geração de gás no assentamento do aterro. Os resultados também demonstraram que a deformação da estrutura do resíduo afeta significativamente os fluxos de fluido e é necessário analisar conjuntamente a deformação do resíduo e a geração/fluxo de fluido (Durmusoglu et al., 2006). Já Liu et al. (2006) desenvolveram um modelo unidimensional baseado na teoria de consolidação insaturada associada à biodegradação de resíduos. Nesse estudo, o transporte de gás de aterro sanitário foi incorporado, mas o transporte de chorume não foi considerado. O modelo BHM de Hettiarachchi et al. (2009) foi desenvolvido para estudar o efeito do gás de aterro e dos fluxos de chorume no assentamento do aterro. Neste estudo, a sedimentação do aterro devido à compressão mecânica e biodegradação foi modelado estabelecendo uma relação entre a compressão e o estresse mecânicos. Este modelo pode ser adotado para simular processos de aterro pois considerou a disposição de resíduos camada por camada para permitir a previsão do assentamento do aterro durante a fase de construção. Outro modelo que analisa o assentamento é o de Chen et al. (2012) que estudaram a interação sólido-líquido-gás em aterro sanitários e adotaram um método analítico também para investigar o assentamento do aterro, incorporando o efeito do chorume e do gás de aterro.

Um modelo acoplado com uma abordagem clássica em relação aos componentes de biodegradação e deformação e que fornece orientações valiosas para pesquisas futuras sobre esse assunto é o de McDougall (2007). O autor propôs uma relação constitutiva para resíduos com base no modelo Cam-Clay, onde foi desenvolvido um modelo BHM que envolveu um modelo de biodegradação anaeróbia de dois estágios e considerou os efeitos dos fatores ambientais. O modelo não considera o fluxo de gás de aterro, mas introduz um parâmetro de mudança de vazios para descrever a relação entre a perda de volume sólido e a mudança no volume devido à biodegradação e compressão (McDougall & Pyrah, 2004). Um modelo BHM bidimensional foi desenvolvido para simular a resposta de RSU em aterros de biorreatores com base no código de diferença finita FLAC (Reddy et al., 2017). Baseado em análises empíricas, a mudança nas propriedades geotécnicas dos RSU foi associada ao grau de

⁴ Reologia: ramo da mecânica que estuda as deformações e o fluxo da matéria, especialmente o comportamento dos materiais ante seus limites de resistência à deformação (Oxford Languages).

degradação dos resíduos. O comportamento mecânico do RSU foi avaliado usando o modelo constitutivo de Mohr-Coulomb e o estresse efetivo de Bishop. Este modelo se diferencia pode ser usado diretamente para conduzir uma análise de falha de declive de aterro com base no método de redução de resistência embutido no software FLAC, ao modelar o revestimento, a cobertura e os sistemas de coleta.

5.4 MODELOS BIO-HIDRO-TÉRMICOS

Os modelos BHT analisam a influência da temperatura na atividade de biomassa e na taxa de reação de biodegradação, embora a temperatura também afete as propriedades físicas do chorume e do gás de aterro. Com base nos modelos acoplados existentes, percebe-se que o foco são as distribuições de temperatura e atividade bacteriana em aterros sanitários. Em comparação com outros modelos acoplados, as vias de biodegradação e as atividades bacterianas nos modelos BHT são muito mais complexas.

Um dos primeiros modelos desse tipo foi apresentado por Young & Davies (1992), com um modelo acoplado abrangente para descrever o transporte de umidade, o fluxo de calor e os comportamentos de fluxo de gás em um aterro sanitário. Neste modelo, que facilita pesquisas fundamentais para simular o efeito de fatores ambientais na taxa de biodegradação de RSU, a influência do pH e da temperatura na biodegradação foram quantificadas. Já El-Fadel et al. (1996) propuseram um modelo matemático para a geração e transporte de gás e calor em aterros sanitários, onde foi assumida uma relação proporcional entre a geração de calor e a taxa de formação de ácido para a adoção da teoria e derivação das equações de geração e transporte de calor em meios porosos. Nastev et al. (2001) utilizaram um simulador multifásico multicomponente para modelar a geração e migração de gás de aterro sanitário uni ou bidimensional. O transporte de massa devido à difusão foi simulado apenas na fase gasosa com base na lei de Fick para uma mistura de ar livre e considerando as anomalias no meio poroso. Gholamifard et al. (2008) desenvolveram um modelo BHT acoplado que considera os fluxos de chorume e gás além da transferência de calor. A taxa de geração de calor foi associada às taxas de hidrólise e produção de metano possibilitando a conclusão de que o comportamento bio-térmico do RSU é influenciado principalmente por sua condutividade térmica e capacidade térmica, bem como pelos valores iniciais dos parâmetros biológicos e concentração de AGV. Percebe-se que os resultados e conclusões obtidos com base nesses modelos podem ser usados para definir o ambiente ideal para a biodegradação de RSU, que é a principal vantagem do modelo BHT.

5.5 MODELOS BIO-HIDRO-TERMOMECÂNICOS

Os modelos BHTM são definitivamente úteis na investigação de processos acoplados em aterros sanitários, já que acoplam diversos processos na análise da biodegradação de RSU. Não são todos os modelos que consideram os comportamentos bio-hidro-termomecânicos de aterros, porém, nos últimos

anos vários modelos tem sido bem sucedidos em tal ambição. Os modelos BHTM acoplados são úteis para obter previsões mais razoáveis de comportamentos de longo prazo de RSU. Além disso, eles também podem ser aplicados a vários cenários, incluindo simulação de recirculação de chorume, coleta de gás, temperatura e previsão de assentamento.

Oldenburg (2001) desenvolveu uma extensão do simulador multifásico multicomponente TOUGH2 chamada T2LBM. Em seu modelo, o pH do chorume foi estimado com base no balanço de carga, assumindo a presença de uma solução resistente à mudança de pH, como o carbonato de cálcio. O modelo foi testado e suas previsões concordaram com os resultados publicados sobre biodegradação aeróbia e anaeróbia (Oldenburg et al., 2002). Da mesma forma, Ricken e Ustohalova (2005) desenvolveram um modelo constitutivo bidimensional baseado na teoria micromecânica de meios porosos. O modelo pode ser usado para simular processos que ocorrem simultaneamente, incluindo transição de fase orgânica, emissões de gases, transporte de calor e comportamento de assentamento em uma larga escala de tempo (Ustohalova et al., 2006). Baseado em investigações motivadas termodinâmica e fisicamente o modelo implementa um método para o cálculo de transferência de massa térmica.

Alguns estudos utilizam um programa que incorpora um modelo aprimorado de biodegradação de resíduos com três estágios de reação (hidrólise, acetogênese e gaseificação) e sete processos estequiométricos: MODUELO de Garcia de Cortazar et al. (2002) e os programas derivados MODUELO2 (Garcia de Cortazar e Tejero Monzon, 2007b) e MODUELO3 (Lobo et al., 2008). Esses modelos BHTM acoplados negligenciam o movimento do gás ou o fluxo de chorume no RSU para simplificação. Os modelos de Hubert et al. (2016) para simular comportamentos de longo prazo de RSU em aterros de biorreatores, também deixa de lado o fluxo de gás. No entanto, ao contrário da maioria dos outros modelos acoplados, este modelo considerou o transporte de AGV e BM dissolvido no chorume devido à convecção e difusão. Yu et al. (2010) desenvolveram um modelo unidimensional de assentamento e fluxo de gás que negligenciou o fluxo de chorume. É importante considerar que o efeito da sucção na compressão foi considerado insignificante em comparação com a tensão normal líquida com base nos dados da curva de retenção publicada.

Alguns estudos publicados na última década se mostram mais abrangente, sendo o caso dos modelos acoplados para RSU propostos por Bente (2011) e White et al. (2014). Ambos autores propõem modelos que vão além dos processos BHTM básicos e consideram a difusão de gás multicomponente, migração de soluto de chorume, evaporação de água e processos de dissolução de gás. O modelo proposto por Bente (2011), foi desenvolvido para estudar as complexas interações entre processos de deformação, degradação e transporte em aterros sanitários. Neste modelo, a geração de calor foi estimada com base em dados experimentais juntamente com uma equação de reação química responsável pela formulação molecular específica de RSU. O autor considera o fluxo chorume e de gás, as principais características do modelo referem-se à variação da permeabilidade intrínseca com a densidade do resíduo, ao efeito da saturação de fase na condutividade hidráulica relativa, ao efeito da

temperatura na viscosidade da fase, além da troca de fase líquida e gasosa. A fim de descrever os comportamentos de deformação de resíduos, Bente et al. (2017) propõem um novo modelo combinando a dependência de tensão da taxa de fluência com uma dependência de densidade. White et al. (2014) utiliza em seu estudo o modelo LDAT para simular o transporte e os comportamentos bioquímicos de resíduos em aterros (White et al., 2004; White e Beaven, 2013). Esse estudo se diferencia de outros modelos BHTM, pois leva em conta a biodegradação aeróbia e a biodegradação anaeróbia de três estágios desenvolvidas com base no modelo proposto por Young e Davies (1992). Semelhante ao modelo desenvolvido por Bente (2011), a solubilidade em gás e vapor d'água também foram incorporados ao modelo acoplado.

Lu & Feng (2020) alegam que até o momento, há ainda menos modelos BHTM acoplados abrangentes, e os modelos BHTM acoplados existentes e seus códigos correspondentes são desenvolvidos principalmente internamente e não são de código aberto. Ou seja, para facilitar a simulação dos comportamentos acoplados de aterros sanitários os desenvolvedores de código de modelos acoplados devem ser incentivados a divulgar seu código.

6 ANÁLISE DE ESTUDOS EXPERIMENTAIS PARA PERFIL DE TEMPERATURA NOS SOLOS DE ATERROS

No que diz respeito a estudos experimentais, a variação na temperatura de solos de aterros sanitários tem sido amplamente reportada na literatura há mais de 20 anos (Dach, 1995; Houi, 1997; Yoshida, 2003; Rowe, 1998; Lefebvre, 2000; Koerner, 2001; Yesiller, 2003). Em regiões superficiais, a temperatura do solo se aproxima da temperatura ambiente, atingindo níveis máximos em profundidades intermediárias e elevadas, mas abaixo do máximo, próximo à base do aterro (Yesiller, Hanson, & Liu, 2005). Rees (1980) propôs 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).

Tendências de crescimento foram observadas em resíduos após a deposição de mais material no aterro. Essas elevações de temperatura ocorreram em geral após alguns dias ou meses da deposição (Yesiller, Hanson, & Liu, 2005). Máximas temperaturas foram reportadas para resíduos que variam de 1 até 10 anos de idade, desde a deposição no aterro. As temperaturas começam a diminuir em geral após o 10º ano. 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 (Yesiller, Hanson, & Liu, 2005).

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. E também relacionou a humidade (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.

Yesiller (2003) realizou um extenso compilado de estudos para determinar a variação temporal e espacial da temperatura em aterros sanitários, além de estimar a quantidade de calor e o calor gerado em aterros sanitários. Obteve assim, equações gerais que relacionam a quantidade de calor e a vazão de gás com características específicas do aterro em estudo como precipitação média e a taxa de deposição de resíduos na área.

Para estimar a curva de temperatura em diferentes profundidades, Hanson (2010) instalou termopares em quatro aterros distintos, em regiões climáticas díspares. O estudo consegue estimar o

perfil de temperatura no interior do solo e comparar os dados das medições utilizando diferentes métodos. A partir disso o autor traça conclusões para as diferenças encontradas.

No que tange ao uso da termografia, Fjesteld (2018) apresenta um dos trabalhos mais recentes e completos utilizando imagens de câmeras térmicas infravermelhas para associação da temperatura superficial do solo com o fluxo de massa de gás expelido por aterros sanitários. O estudo conta com uma comparação detalhada com estudos anteriores que utilizam a mesma abordagem para a problemática.

6.1 CAUSAS DAS VARIAÇÕES NA AFERIÇÃO DE TEMPERATURAS EM SOLOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Vários fatores podem fazer com que a temperatura do solo de aterros sanitários exceda 65°C, incluindo decomposição aeróbica, intrusão de ar, auto aquecimento, incêndios superficiais parcialmente extintos, reações químicas exotérmicas, combustão espontânea e combustão latente (Jafari, Stark, & Thalhamer, 2017).

As temperaturas no solo podem ser medidas de algumas maneiras: por meio de poços de extração de gás, por meio de amostras de resíduos coletadas na furação de poços de extração de gás, por termopares instalados em sondas com diferentes profundidades em poços de extração, em cavidades nos solos ou ainda em tubos de coleta de chorume (Jafari, Stark, & Thalhamer, 2017). Dos métodos citados, os métodos de introdução de sondas em furos de diferentes profundidades podem ser mais interessantes para dados a longo prazo, pois retornam dados contínuos no espaço de tempo desejado em profundidades desejadas (Jafari, Stark, & Thalhamer, 2017).

É importante considerar que o tipo de reação química que predomina na decomposição de resíduos orgânicos nos ambientes analisados pode variar de acordo com as condições impostas ao ambiente, já que quando há uma concentração maior de oxigênio no solo, reações aeróbicas estarão mais propensas a dominar, o que também pode afetar a concentração de gases no solo. No estudo realizado por Jafari (2017) em um aterro de 178 ha que recebe 9000 toneladas de resíduos orgânicos por dia, a mudança de temperatura em poços de extração de gás foi comparada com a razão entre a concentração de CH₄ e CO₂, a concentração de H₂ e de CO ao longo do tempo, como mostrado na Figura (5).

Fica nítido que a presença do poço de extração de gás afeta a concentração dos produtos das reações a longo prazo. Conforme reportado no estudo, a temperatura inicial de operação era de 55°C e a razão entre a concentração de CH₄ e CO₂ era maior que 1, ou seja, mais metano era produzido que dióxido de carbono. A situação permaneceu estável durante 550 dias, quando a razão entre os gases baixou bruscamente de 1,2 para 0,3 em 50 dias, totalizando 600 dias. A temperatura excedeu um limite de 55°C por volta do 580º dia, e por volta do 800º dia estava em 75°C.

O estudo ainda analisa a pressão de vazão do gás em solos de aterros sanitários. As pressões reportadas em condições de decomposição anaeróbica são tipicamente de até 3 kPa (Bogner, 1988; Young, 1992; Kerfoot, 1993; Kjeldsen, 1995; Williams, 1991), enquanto no caso estudado também foram encontradas pressões positivas atingindo um valor máximo de 14 kPa. Segundo o estudo, a

pressão de vazão dos gases está relacionada com o aumento da temperatura, sendo elevadas temperaturas associadas a processos de geração de gás como a combustão e a pirólise (decomposição causada por temperaturas elevadas).

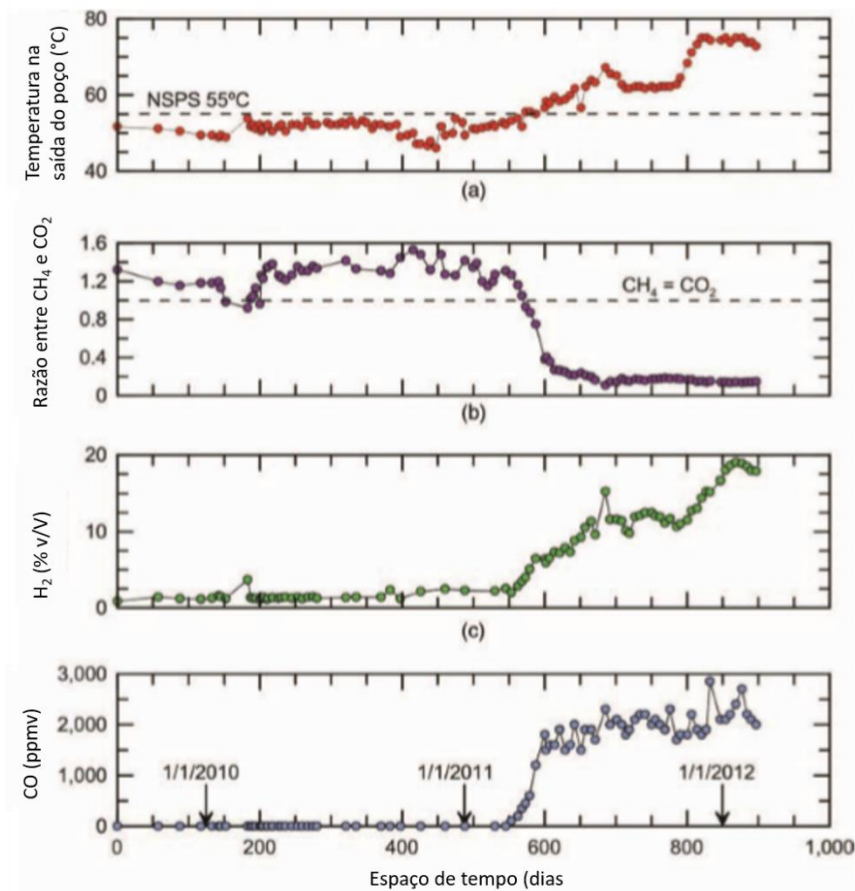


Figura 5 - Poço de extração: (a) temperatura; (b) razão de CH₄ e CO₂; (c) hidrogênio; (d) monóxido de carbono (Jafari et al., 2017).

Fica evidente que o perfil de temperatura está muito ligado também à atividade de extração de gás e outras formas de exploração do aterro. Sendo assim faz-se necessária a análise das características específicas do local de estudo, o que será feito ainda nesta seção, para que se possa prever e estimar de forma mais precisa o comportamento das reações de decomposição da matéria orgânica no local.

6.1.1 DADOS DO PERFIL DE TEMPERATURA REPORTADOS NA LITERATURA

Uma representação esquemática da relação típica entre a amplitude térmica da superfície e do interior do solo para diferentes profundidades em um aterro sanitário é dada na Figura (6) (James L. Hanson, 2010). A mesma curva é dada para um solo onde não há formação de gás ou geração de calor para comparação. O gráfico ilustra que a temperatura média em determinadas profundidades dos solos de aterros é, em geral, maior que a temperatura de solos não aquecidos, justamente pela geração de calor proveniente da decomposição de rejeitos. O gradiente térmico global (i_g) representa o gradiente de variação de temperatura em relação a profundidade no solo.

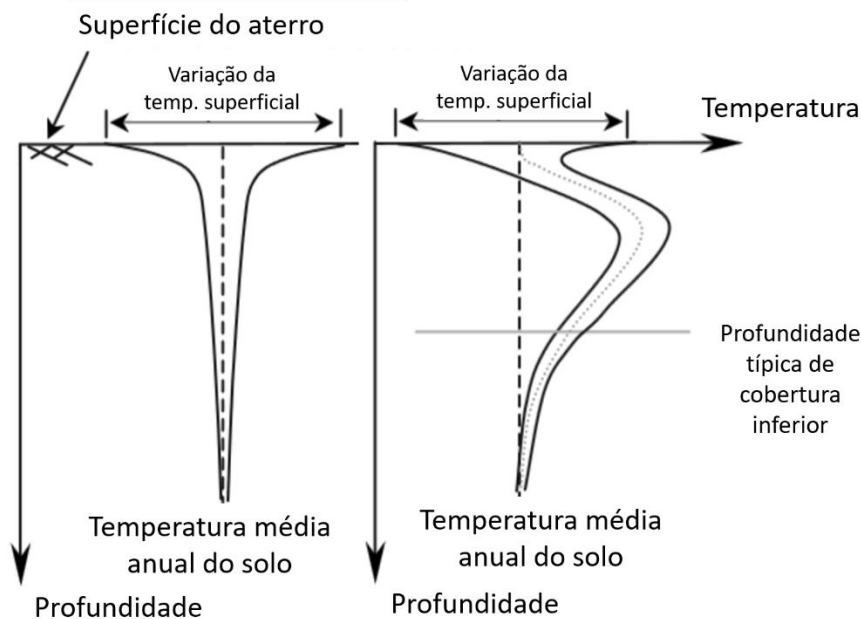


Figura 6- Representação esquemática da temperatura com relação a profundidade para terra e para solos de aterros sanitários (James L. Hanson, 2010).

Tabela 6 Características dos aterros estudados por Hanson (2010) (modificado).

Parâmetro	Alaska	British Columbia	Michigan	Novo México
Clima	Oceânico	Oceânico	Continental	Desértico
Temp. máx. média do ar (°C)	6,2	13,5	14,7	25,1
Temp. mín. média do ar (°C)	-1,5	6,1	5	11,2
Temp. média do ar (°C)	2,3	9,9	9,8	18,2
Amplitude térmica da sup. (°C)	6,9	13,0	11,8	19,8
Precipitação normal anual (mm)	14,3	11,6	12,0	12,0
Precipitação normal anual de neve (mm)	408	1.167	1.046	135
Temp. média anual do solo (°C)	6,0	11,5	11,7	20,0
Área do aterro (há)	67	225	65	79
Quantidade de resíduos (t/ano)	317.000	390.000	965.000	114.000
Altura média das pilhas de resíduos (m)	28,7	11,3	25,2	13,2
Densidade de RSU (kN/m ³)	5-6	8,5-10	9-13	5-8
Cobertura diária	Terra	Terra e lona	Terra e entulho	Terra

Hanson (2010) realizou medições em solos de quatro diferentes regiões climática dos Estados Unidos: Alaska, British Columbia, Michigan e Novo México. A unidade de British Columbia é a única que conta com sistema de revestimento na base e um sistema de coleta de chorume por escoamento induzido pela gravidade. Os aterros do Alaska, British Columbia e Michigan contém sistemas de coleta de gás, enquanto o aterro do Novo México não conta com esse tipo de atividade. A Tabela (4) apresenta as características específicas de cada aterro.

A medição foi realizada com termopares Tipo K (Figura 7). Foram realizadas medições de 1 a 60 m de profundidade (em cavidade preenchidas com o material retirado para instalação das sondas) e com sondas de 150 a 200 m de extensão para medições horizontais na superfície. As instalações verticais foram feitas à medida que foram depositados rejeitos para que se pudesse determinar a variação de temperatura com a profundidade e a idade do material depositado. As medições foram realizadas

semanalmente em cada aterro. Além disso, a composição do gás foi analisada mensalmente coletando amostras dos mesmos locais de medição de temperatura. O período total de monitoramento foi de 5 a 10 anos.

Considerando o Alasca uma região com características muito distantes das que se analisará neste trabalho, a análise dos resultados para posterior comparação se limitará aos outros aterros estudados por Hanson (2010). O estudo apresenta gráficos para o perfil de temperatura do solo em Michigan (Figura 5) e British Columbia (Figura 6) para diferentes profundidades.

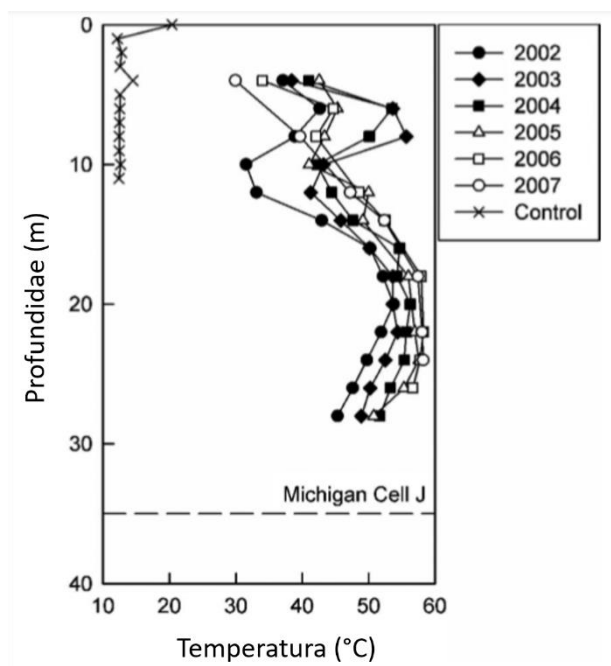


Figura 7- Exemplo de temperatura em Michigan com o tempo (James L. Hanson, 2010).

O formato característico do perfil temperatura em relação a profundidade consiste em uma convexa com temperatura máxima próxima a região de profundidade intermediária com temperaturas menores tanto acima quanto abaixo desse ponto. Segundo Hanson (2010), a máxima temperatura se modifica à medida que o calor é gerado, redistribuído e dissipado pelo sistema. Na Figura (7) vê-se a representação da temperatura média no solo do aterro em relação à profundidade para cada ano. Os rejeitos foram depositados no local entre os anos de 1999 e 2001. A temperatura, em geral, se elevou para todas as profundidades. O perfil côncavo em profundidades superficiais se deve à baixa temperatura ambiente em deposições realizadas no inverno.

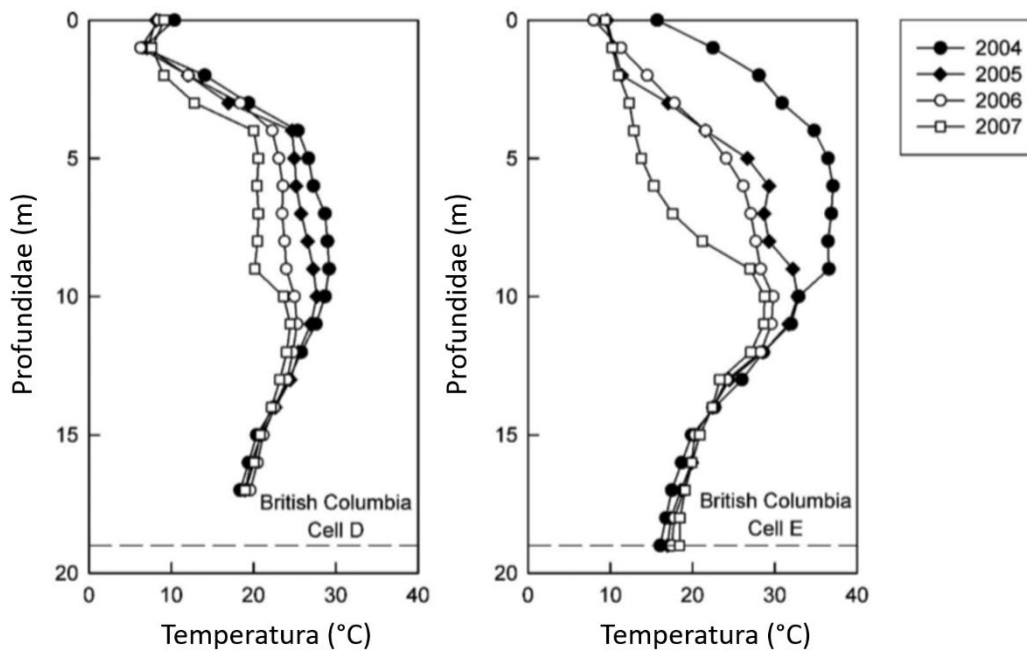


Figura 8- Exemplos de temperatura em British Columbia com o tempo (James L. Hanson, 2010).

Na Figura (8) vê-se exemplo de perfis de temperatura em British Columbia. Essas temperaturas dizem respeito ao mês de fevereiro de cada ano. Segundo o autor, a idade aproximada dos rejeitos onde foram realizadas as medições com a célula D é de 9 a 12 anos, enquanto para a célula E, a idade é de 7 a 10 anos. Nos dois casos a temperatura decresce com o tempo. Dessa maneira, conclui-se que as temperaturas crescem após a deposição do material e decaem a longo prazo, a medida que o solo volta às condições normais ambientes (James L. Hanson, 2010).

Baseado na análise dos quatro aterros estudados, o autor relata que o gradiente térmico global típico em áreas superficiais é determinado com sendo $2^{\circ}\text{C}/\text{m}$, enquanto varia de 2 a $6^{\circ}\text{C}/\text{m}$ à medida que as temperaturas se aproximam do seu valor máximo na parte considerada como o terço central da profundidade de resíduos sólidos. Abaixo desse ponto, o valor de i_g flutua entre -1 e $-2^{\circ}\text{C}/\text{m}$.

É importante ressaltar alguns pontos citados pelo autor no estudo. Foi reportado um rápido ganho de calor no solo em British Columbia, o que foi associado com uma elevada atividade microbiana atrelada a uma alta taxa de precipitação e solo húmidos. Hanson (2010) ainda compara a temperatura máxima medida no solo de Michigan (em torno de 55°C) e no Novo México (em torno de 35°C) e relata que os contrastes climáticos entre as duas regiões e a diferença entre os rejeitos como a principal causa para a diferença encontrada. Em Michigan, a difusividade térmica do subsolo se mostra muito mais elevada. Por outro lado, os efeitos climáticos podem ter grande contribuição, já que a neve cobre a camada superficial em Michigan em alguns períodos do ano, proporcionando isolamento, e além disso, os fortes ventos reportados no Novo México resultam no alta perda de calor por convecção e áreas superficiais.

Já no estudo de Jafari (2017), foram coletados dados para 3 tipos de medições e postos num gráfico apresentado na Figura (9). Todas as medições foram feitas ao mesmo tempo (em outubro de

2010) e somente após os termopares entrarem em equilíbrio térmico. A temperatura de 46°C reportada para o poço de extração representa uma média dos valores escaneados ao longo do tubo. Os termopares mediram uma temperatura de 42°C próximo à superfície e a máxima temperatura atingida foi de 65°C a uma profundidade de 15 a 35 m e decaíram levemente para 55°C próximo ao limite inferior do aterro. A temperatura medida com o infravermelho sugere a mesma curva de temperatura demonstrada pelos termopares.

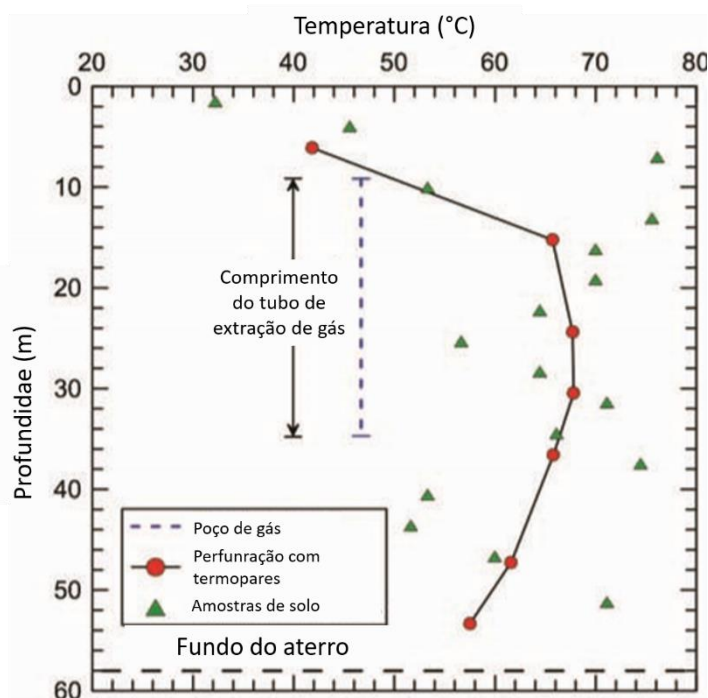


Figura 9- Comparação da temperatura inicial em poço de extração, amostras de solo e termopares subterrâneos (Navid H. Jafari, 2017).

A Figura (9) sugere que a utilização de uma câmera infravermelha para a aferição de temperatura de amostras do solo pode prover uma boa aproximação para o perfil de temperatura. Já as temperaturas medida nos poços de extração se mostraram aproximadamente 20°C menores que as temperaturas dos termopares, devido a influência da mistura com gases do entorno do poço e pela perda de calor por convecção (Jafari, Stark, & Thalhamer, 2017).

O estudo também realizou uma medição a longo prazo das temperaturas utilizando termopares e medições no poço de extração, como mostrado na Figura (10). Especificamente em 2012, mediu-se temperaturas máximas de 65°C para profundidades de 24,4 a 36,6 m. Já a temperatura para a profundidade de 6,1 m apresenta flutuações na faixa anterior aos 900 dias e posterior aos 1.200 dias. As mudanças cíclicas podem ter sido causadas pelas condições climáticas ou por penetração de ar no solo (Jafari, Stark, & Thalhamer, 2017). É importante ressaltar que o segundo gráfico confirma a diferença de temperatura aferida para a medição realizada em 2010.

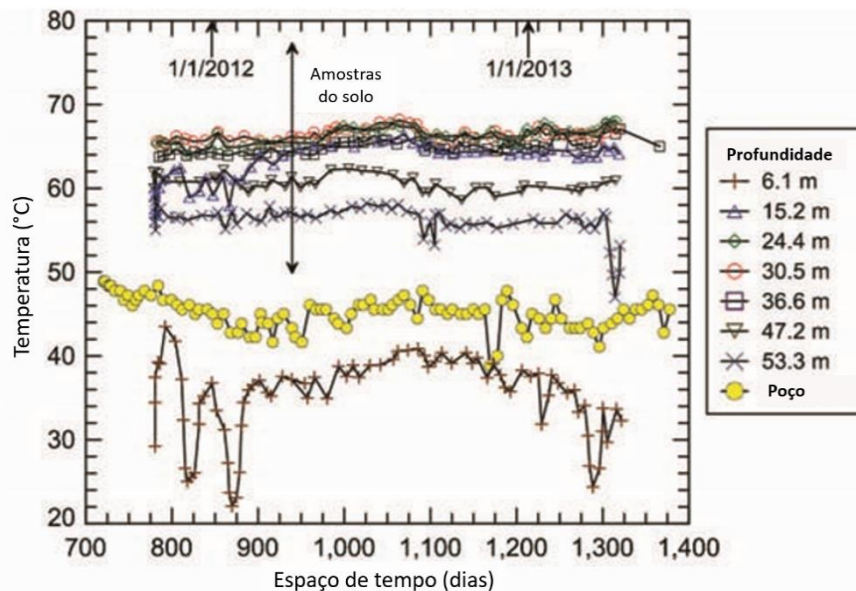


Figura 10 - Medições realizadas por termopares e no poço de extração (Jafari et al., 2017).

6.1.2 MODELO NÚMÉRICO COMPARADO COM MEDIÇÕES EM DIFERENTES PROFUNDIDADES

Hanson et al. (2013) desenvolveram uma abordagem de modelagem numérica para prever temperaturas em aterros de RSU. Para avaliar o desempenho do modelo numérico foram usados dados de campo de um aterro sanitário em Michigan, EUA. A abordagem numérica foi baseada na análise de elementos finitos incorporando a transferência de calor condutiva transitória, além de incorporar funções de geração de calor que representam a decomposição de resíduos desenvolvidas empiricamente e incorporadas à formulação. No que diz respeito às propriedades térmicas dos materiais, foi feita a determinação dos valores necessários usando testes experimentais, observações de campo e dados relatados na literatura. Já as condições de contorno consistiram em ciclos sazonais de temperatura na superfície do solo e temperaturas constantes na fronteira do campo distante.

As funções de geração de calor foram desenvolvidas sequencialmente usando vários graus de complexidade conceitual na modelagem. Primeiramente, uma função degrau foi desenvolvida para representar as condições iniciais (aeróbicas) e residuais (anaeróbicas). Em segundo lugar, uma função exponencial de decaimento do crescimento foi estabelecida. Terceiro, a função foi dimensionada para a dependência da temperatura. Finalmente, uma função de gasto de energia foi desenvolvida para simular a geração de calor com a idade residual em função da temperatura, como mostrado na Equação 20. Já a função da transferência geral de calor e as condições de contorno associadas, ao contrário do modelo empírico para a geração de calor, são mecanicistas e são descritas pela Equação 21.

As propriedades do solo necessárias para a análise térmica estão descritas Tabela 4. Já as condições de contorno exigidas na modelagem da transferência de calor do aterro consistiam no limite do campo distante em profundidade e no limite da superfície do solo. O limite do campo distante foi estabelecido 75 m abaixo da linha inferior. Essa profundidade foi determinada pela análise da resposta à temperatura de diferentes modelos de geometrias usando profundidades cada vez maiores. As

simulações foram conduzidas usando profundidades variáveis abaixo de um sistema de revestimento mantido a uma temperatura constante de 30°C, consistente com medições de campo estáveis de longo prazo em um sistema de revestimento (Hanson et al., 2010).

Segundo o autor, determinar a condições de contorno da superfície do solo para aterros é altamente complicado devido à influência acoplada de efeitos climatológicos (vento, precipitação, evaporação de umidade, radiação solar), condições de superfície (tipo de material do solo, cobertura de neve) e ganho de calor da decomposição de resíduos subjacentes. Uma abordagem comum para obter as temperaturas da superfície do solo é modificar as temperaturas do ar para levar em conta os efeitos de absorção e emissão de radiação usando fatores n de congelamento e descongelamento da superfície do solo (Andersland & Ladanyi, 2003). Os índices de congelamento ou descongelamento representam a área limitada pela curva de temperatura-tempo e a linha de base 0°C (área abaixo de 0°C para congelamento, área acima de 0°C para descongelamento). Os fatores n são determinados como o quociente dos índices de superfície e ar emparelhados para congelamento ou degelo. Esses fatores são normalmente aplicados em uma base sazonal para fornecer flutuações de temperatura da superfície do solo anuais senoidais idealizadas. É importante notar que fatores n de superfície são afetados pelas condições climáticas e da superfície do solo.

Os fatores n encontrado por Hanson et al. (2013) foram aplicados para converter as temperaturas do ar em temperaturas da superfície do solo para as condições do aterro sanitário no local de teste. Fatores n de superfície para aterros em diferentes regiões climáticas são fornecidos em Yesiller et al. (2008), que pode ser usado para análise de transferência de calor de aterros sanitários em diferentes ambientes. Um resumo dos parâmetros usados para as condições de contorno é apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 Resumo das condições de contorno utilizadas no modelo de Hanson et al.(2013) (Hanson et al. 2013)

Parâmetro	Valor
Temperatura média do solo, T_m (C)	12,3
Amplitude para temperaturas do solo, A_s (C)	17,3
Fator n de descongelamento (solo)	1,23
Fator n de congelamento (solo)	0,91
Temperatura média de cobertura, T_m (C)	14,6
Amplitude para temperaturas de cobertura, A_s (C)	16,6
Fator n de descongelamento (RSU)	1,27
Fator n de congelamento (RSU)	0,56

As funções de geração de calor foram desenvolvidas usando dados das células D e B no aterro sanitário analisado. Essas células representam condições diferentes no local e demonstram variabilidade na geração de calor que pode ser observada em um aterro. A célula D continha predominantemente resíduos residenciais convencionais, enquanto a célula B continha uma proporção mais alta de resíduos de construção e demolição. Nenhuma recirculação de chorume foi aplicada na Célula D, enquanto a recirculação de chorume foi aplicada regularmente durante os primeiros anos na Célula B (concluída

antes do período de monitoramento aqui apresentado). Um período de 5 anos de monitoramento (correspondendo a 0–5 anos desde a colocação inicial de resíduos) foi usado para a validação do modelo na Célula D e um período de 4 anos de monitoramento (correspondendo a 5–9 anos desde a colocação inicial de resíduos) foi usado para a validação do modelo na célula B.

Os resultados das análises de desenvolvimento e validação de modelo são fornecidos para as células C e D na Figura (11).

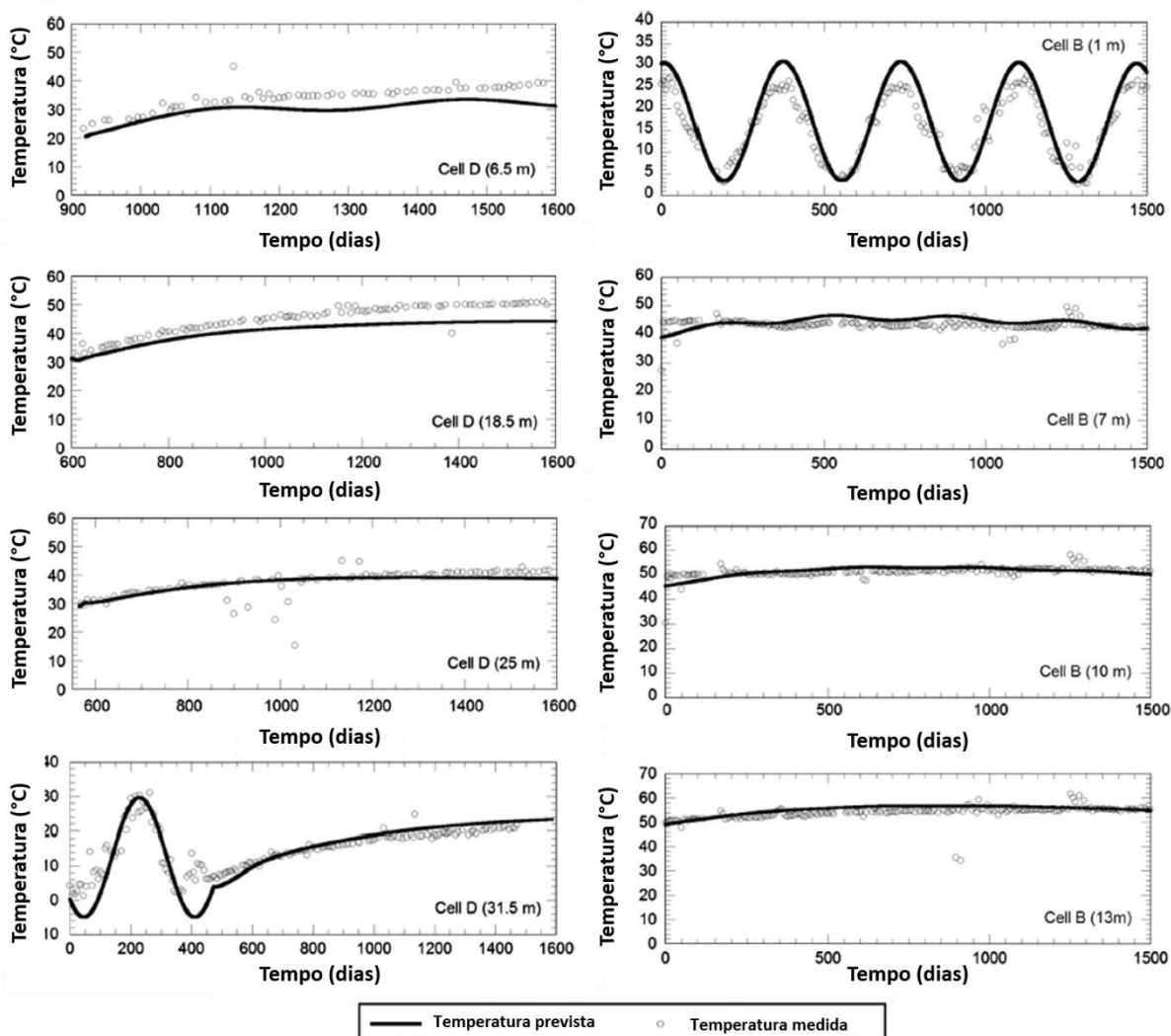


Figura 11 Desempenho do modelo para validação de modelo de resíduos nas células D e B (Hanson et al., 2013).

O autor concluiu que a estrutura do modelo descrita pode ser usada para desenvolver formulações para previsão de temperaturas dentro de vários componentes de sistemas de aterro (revestimento, massa de resíduos, cobertura e subleito circundante) e determinação do ganho líquido de calor devido à decomposição de resíduos. A ferramenta numérica pode ajudar a fornecer condições realistas para a análise da resposta e do comportamento dos componentes do material, bem como a resposta dos sistemas gerais para instalações de contenção de resíduos.

6.1.3 ANÁLISE DO PERFIL DE TEMPERATURA E DA CONCENTRAÇÃO DE BIOGÁS NA SUPERFÍCIE

A determinação da quantidade de biogás produzido em aterros sanitários é feita, principalmente por meio de medições no local estudo. Alguns estudos procuram relacionar a temperatura da superfície de aterros com a quantidade de gás liberada, relação que ainda não é muito bem compreendida. A análise experimental da concentração de gás de aterro e da temperatura na superfície pode ser, porém, uma ferramenta muito relevante para a validação de modelos numéricos propostos que considerem processos acoplados.

O estudo realizado por Ishigaki (2005) em um aterro no leste do Japão, buscou desenvolver um método para estimar a vazão de gás metano a partir da correlação entre a temperatura do solo e o fluxo de gás. O aterro era equipado com uma extração de tratamento, sistema de ventilação de gás, drenagem de chorume e cobertura artificial na base do aterro. De 1982 até seu fechamento em 2000, o aterro contou com a deposição de rejeitos urbanos e de construção. O volume de rejeitos acumulado foi estimado em 1.450.000 m³, em uma área superficial de 37.000 m², coberta com uma camada de cerca de 10 cm de material argiloso, sem vegetação na cobertura (Tomonori Ishigaki, 2005). No estudo, 7.200 m² 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 foram realizadas em dias específicos para 3 estações do ano: verão, outono e inverno.

Para medição do fluxo de gás metano na superfície foi utilizado o método da câmara estática. Uma câmara de 40x40 cm foi instalada na superfície. O solo nas proximidades foi compactado ao redor da interface entre a câmara e a superfície e umedecido para formar uma vedação adequada. Uma amostra do reservatório foi coletada da câmara e colocada em um “saco de Tedlar” após 1, 5 e 10 min de amostragem por uma bomba de amostragem de ar MP-15CF (Shibata Scientific Technology, Ltd., Tóquio, Japão) a 0,4 l min⁻¹, sendo posteriormente levada ao laboratório para análise. A densidade do fluxo de metano foi calculada por (Tomonori Ishigaki, 2005):

$$F = \frac{V}{A} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad (31)$$

onde V é o volume da câmara, A é a área superficial (m²) e $\Delta C/\Delta t$ é a mudança na concentração de metano na câmara (g-CH₄ m⁻² h⁻¹). O fluxo de temperatura e correção da pressão foram então aplicados (Eklund, 1992).

$$F' = F \times \frac{273}{273 + T} \times \frac{p}{1013} \quad (32)$$

Onde F' é a densidade do fluxo de gás corrigido ($\text{g-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), T é a temperatura (C) e p a pressão (hPa). A menor densidade de fluxo de metano detectável foi de $4,3 \times 10^{-3} \text{ g-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

O estudo ainda contou com uma medição de temperatura a uma profundidade de 10 cm, fazendo uso de um termistor de modelo Ondotori TR-62 (Shiro Industry Co., Osaka, Japan) (Tomonori Ishigaki, 2005). A dureza do solo foi também estimada, utilizando para a medição um verificador de dureza do solo Yamanaka No. 351 (Fujiwara Scientific Co., Ltd., Tokyo, Japan) (Tomonori Ishigaki, 2005). Medições foram então realizadas para cada ponto da malha.

Para melhor análise dos resultados das medições, as condições meteorológicas locais foram coletadas para o local considerando os períodos de verão (mês de junho), outono, (mês de novembro) e inverno (mês de fevereiro). Percebeu-se uma diferença leve entre a pressões barométricas e a umidade do ar medidas para cada estação. Já diferença reportada na temperatura é significativa em cada estação do ano e variou de 21 a 23,3°C no verão, de 2,5 a 6,8°C no outono e -5,3 a 3,5°C no inverno (Tomonori Ishigaki, 2005).

A distribuição geoespacial da dureza do solo, da temperatura e do fluxo de metano foram estimadas pelo método de *krigagem*. *Kriging* refere-se ao processo de usar a dependência espacial para prever o valor de uma propriedade em locais desconhecidos a partir da relação observada nos locais de amostragem (Tomonori Ishigaki, 2005).

A Figura (12) mostra a localização da coleta de amostras e o fluxo de metano para cada medição. Segundo o estudo, o fluxo de metano foi desprezível em 24 de 45 pontos de medição no verão e em 21 de 40 pontos de medição no inverno, o que mostra a heterogeneidade da emissão de gás na superfície. Os resultados a densidade do fluxo de metano foram dispostos numa tabela, de acordo com a Tabela (8). Já a dureza do solo e a distribuição de temperatura são apresentados na Figura (13).

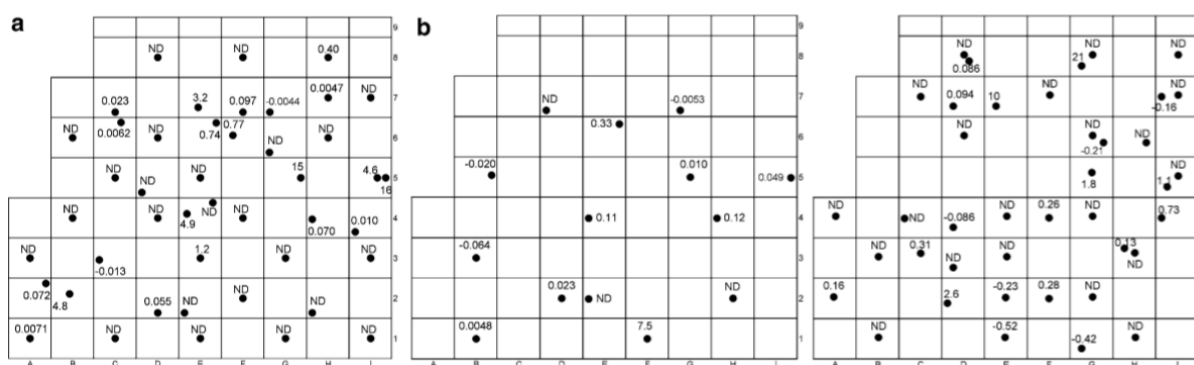


Figura 12 Distribuição dos pontos de coleta de amostras (Tomonori Ishigaki, 2005)

Tabela 8 Resumo do fluxo de metano medido (modificado de Tomonori Ishigaki, 2005).

	Verão	Outono	Inverno
Pontos de medição	45	14	42
Fluxo de metano ($\text{gm}^{-2}\text{h}^{-1}$)	$-1,3 \times 10^{-2}$ a 16	$-6,4 \times 10^{-2}$ a 7,5	$-1,6 \times 10^{-2}$ a $1,5 \times 10^{-2}$
Fluxo de metano mediano ($\text{gm}^{-2}\text{h}^{-1}$)	$2,4 \times 10^{-3}$	$7,4 \times 10^{-3}$	$9,5 \times 10^{-6}$
Emissão total (Modelo <i>Kriging</i>) ($\text{gm}^{-2}\text{h}^{-1}$)	1,1	0,44	$2,5 \times 10^{-2}$

Em seu estudo, Ishigaki (2005) foi capaz de estimar a vazão de metano em diferentes estações do ano no aterro sanitário estudado. No entanto, conclui como incerta a relação entre a emissão de gás metano e a temperatura na superfície, pois considera como possíveis fatores para a relação de emissão de gás, além da temperatura do solo, a transferência de calor pela migração do gás, a condução de calor nos resíduos e a produção de calor pela oxidação microbiana do metano. Ainda segundo o autor, estudos posteriores são necessários para compreender o mecanismo da relação de maneira completa, como por exemplo a distribuição do calor específico na superfície. Sendo assim, o método se limitou a estimar a vazão total de metano no aterro, sem determinar uma relação específica com a temperatura.

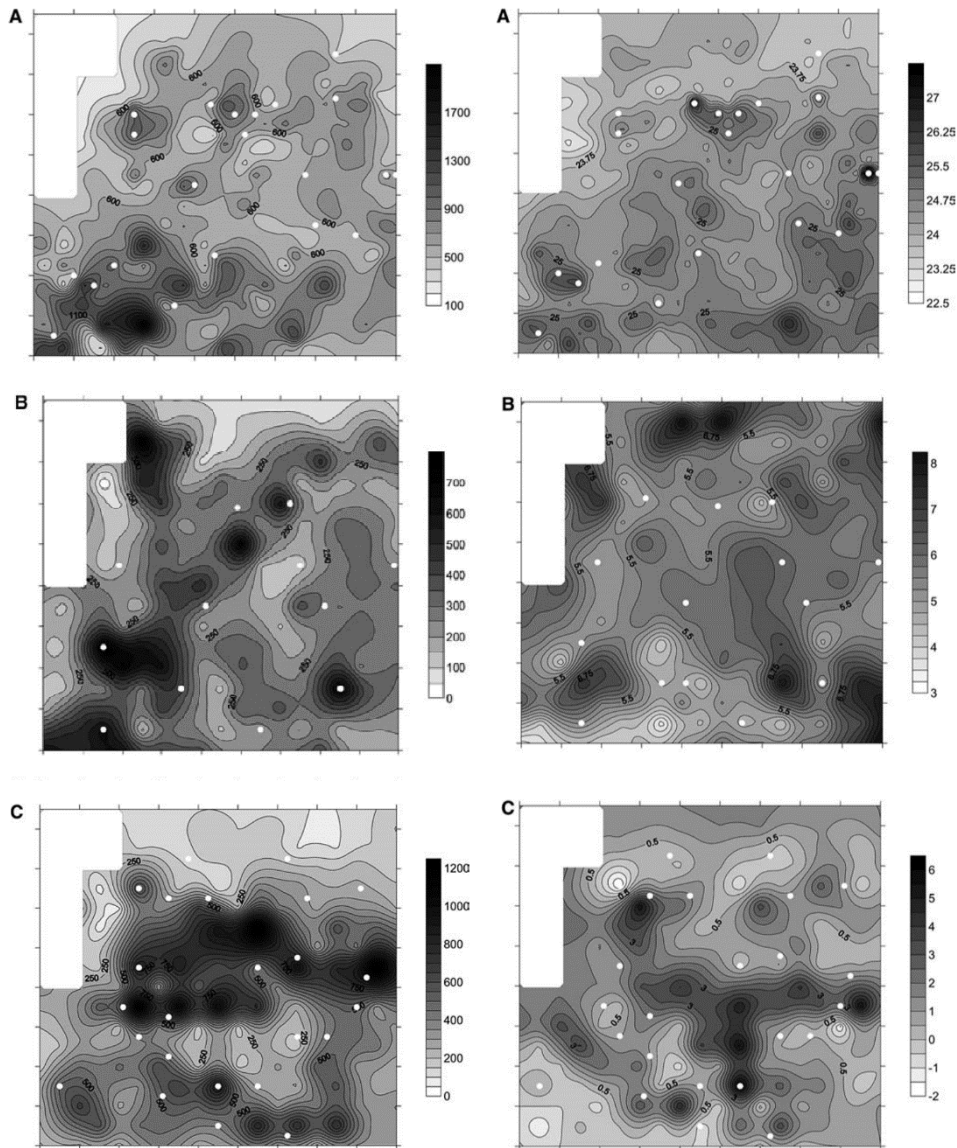


Figura 13 - Dureza do solo (e esquerda) e temperatura do solo (a direita) para A verão, B outono e C inverno. Pontos brancos indicam emissão de metano (Tomonori Ishigaki, 2005).

6.1.4 ANÁLISE DA TEMPERATURA SUPERFICIAL

Já o 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 duas localidades diferentes na Dinamarca. O estudo traz um compilado de trabalhos anteriores, como disposto na Tabela (9), abrangendo o método, a localidade e as conclusões alcançadas para efeito de comparação.

Tabela 9 Estudos prévios investigando a relação entre temperatura superficial utilizando TIR e a emissão de gases no aterro (L. Fjelsted, 2018) modificada.

Autor	Local	Método		Conclusões		Geral
		Medição de CH ₄ na superf.	Medição de temperatura	Fluxo de CH ₄ na superfície	Diferença de temperatura	
Tanda (2017)	Itália	Sem medições.	TIR (FLIR T460, FLIR A65, e FLUKE Ti 300), UAV-tripulado.	0,025–0,06 m ³ biogás m ⁻² h ⁻¹ (402–965 g-CH ₄ m ⁻² d ⁻¹)	3,5– 14,1°C	Emissões de gases calculadas a partir da termografia, autores concluíram que o método é confiável para o monitoramento de aterros sanitários.
Capadoci (2015)	Itália	Câmara de fluxo estático.	TIR (Optris 450 LW), UAV-tripulado.	0,001–15,4 mg m ⁻² s ⁻¹ (0,0864–1331 g m ⁻² d ⁻¹)	Aprox. 30°C	Nenhuma informação sobre a localização das medições do fluxo de CH ₄ na imagem termográfica, boa relação entre a temperatura da superfície e as emissões de CH ₄ para imagens antes do amanhecer.
Battaglini (2013)	Itália	Câmara de fluxo estático.	TIR (FLIR) Imagens capturadas da montanha oposta.	a.l.d. 1040 mol m ⁻² s ⁻¹ (a.l.d. 16640 g m ⁻² d ⁻¹).	2 – 7,5°C	Não há informações conclusivas.
Madruaga (2007)	Espanha	Analisador de absorção de gás infravermelho	TIR Imagens capturadas a distância de 0,5 a 12 m.	a.l.d. – 6,3%	3,7–23,4°C	Ferramenta de triagem eficiente se as diferenças de temperatura forem de pelo menos cinco graus. A termografia pode ser usada como uma ferramenta de triagem, mas não como uma ferramenta precisa para detectar emissões de gás.
Raco (2005)	Itália	Câmara de fluxo estático.	TIR. Imagens capturadas da montanha oposta.	3,83 – 84,1 mol m ⁻² d ⁻¹ (61,3 – 1346 g m ⁻² d ⁻¹)	5 – 8°C	Três das sete áreas de fluxo foram identificadas nas imagens termográficas com a configuração usada.
Lewis (2003)	Austrália	Analisador de absorção de gás infravermelho	TIR. Imagens capturadas a uma distância de 2 – 15 m.	(1) 4,3% (s/ sol) (2) 0,03% (c/ vento) (3) 5,75% (4) 5,67% (5) 11,3% (6) 10%	(1) 16°C (s/ sol) (2) 2,5 °C (c/ vento) (3) 7,4 °C (s/ sol) (4) 9 °C (5) 14,2 °C (baixa temp. ambiente) (6) 5–9 °C	A termografia é capaz de detectar vazamentos de gás de aterro em determinadas circunstâncias. A técnica pode ser usada apenas como uma ferramenta de triagem e não como uma ferramenta precisa para detectar vazamentos de gás.

Sigla 1 - a.l.d.: abaixo do limite de detecção (tradução livre)

Fjelsted (2018) realizou o estudo em dois aterros diferentes. O primeiro cobre aproximadamente 10 ha, contendo 2,9 milhões de toneladas de rejeitos depositados de 1979 a 2009 (L. Fjelsted, 2018). 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 40 m. Além disso, existiam sistemas de coleta de gás no local.

Para a medição de temperatura, realizada na primavera de 2015, foi utilizado um detector portátil de ionização de chama (FID)(TV1000B, Thermo Scientific, EUA) (L. Fjelsted, 2018). Uma área de 100

m² foi delimitada para as medições e, após o escaneamento para detectar os pontos com maior vazão de gás, foi dividida em 100 partes de 1 x 1 m, gerando uma malha com pontos marcados por GPS.

Próximo a área de teste foram instaladas quatro sondas (25 mm de diâmetro, com um filtro de 10 cm de cobertura de PVC na ponta) para medição de temperatura e amostragem de gás à profundidade de 0,5, 1,2 e 2,7 m, respectivamente (L. Fjelsted, 2018). Foram realizadas quatro medições no local durante o inverno, quando a diferença entre a temperatura ambiente e a de gás era mais elevada. Tomadas de pressão também foram realizadas.

Ainda segundo o estudo, 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.

Uma área de 100 m² foi delimitada e escaneada por um detector de CH₄ portátil (Laser One, Hunberg, Itália) (L. Fjelsted, 2018), sendo delimitados 101 pontos de medição no total, marcados com um GPS. Próximo a área também foram instaladas quatro sondas com as mesmas características e cinco medições foram realizadas no local em março de 2016.

As temperaturas nos dois aterros foram medidas utilizando uma câmera térmica infravermelha (TIM 450 com lentes com 38° de ângulo de cobertura, Micro Epsilon, Alemanha), capaz de medir a temperatura na superfície com incerteza de $\pm 2^{\circ}\text{C}$, na faixa de temperatura relevante para o estudo, e resolução de temperatura de 0,04°C (L. Fjelsted, 2018). Além disso o equipamento tem uma resolução geométrica de 382 x 288 pixel e trabalha numa 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.

Segundo o autor, as tomadas de imagem foram feitas a aproximadamente 30 metros de distância do local de medição, de cima de um morro, já que não foi possível realizar voos sobre o primeiro aterro. Já no segundo local de medição, as imagens foram feitas de 20 a 25 m acima da superfície, possibilitando a varredura completa dos 100 m² analisados na mesma imagem.

Assim como reportado no estudo, as temperaturas foram medidas na superfície (0 cm), a 5 cm e 10 cm de profundidade. Para a medição na superfície utilizou-se um termômetro infravermelho (ThermoSpot, Laserliner, Reino Unido). Já para medição abaixo da superfície as medições foram realizadas com um termômetro de penetração (texto 905-T1, Testo, Alemanha) (L. Fjelsted, 2018). Ainda foram medidas, segundo o autor, temperaturas em profundidades maiores, utilizando-se termopares Tipo K.

Nas câmaras de fluxo estático, foi medida a razão entre o volume de CH₄ e CO₂, da mesma maneira citada para o estudo realizado por Ishigaki (2005). Dessa forma, foram realizadas cinco medições num período de três minutos. Também foi calculado o gradiente de pressão barométrica para

um período iniciado 3,5 horas antes da primeira medição de fluxo e 1 h depois da última medição de fluxo.

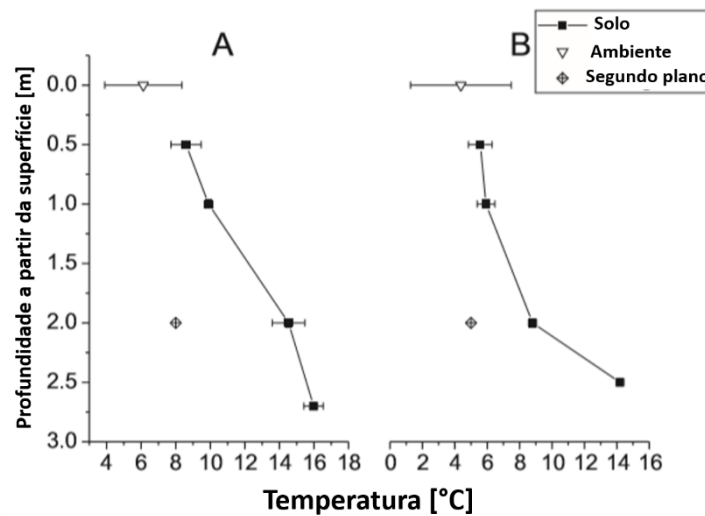


Figura 14 - Temperatura média em relação a profundidade nos dois aterros (L. Fjelsted, 2018).

As temperaturas reportadas para diferentes profundidades estão representadas na Figura (14), levando em conta a média dos valores obtidos. Pelo gráfico, percebe-se claramente um aumento da temperatura com a profundidade, já que as temperaturas superficiais se apresentaram próximas da temperatura ambiente (L. Fjelsted, 2018). Já na Figura (15) tem-se a termografia para os dois aterros analisados, no segundo aterro, segundo o autor, pôde-se perceber um padrão mais claro, apesar da pouca diferença de temperatura.

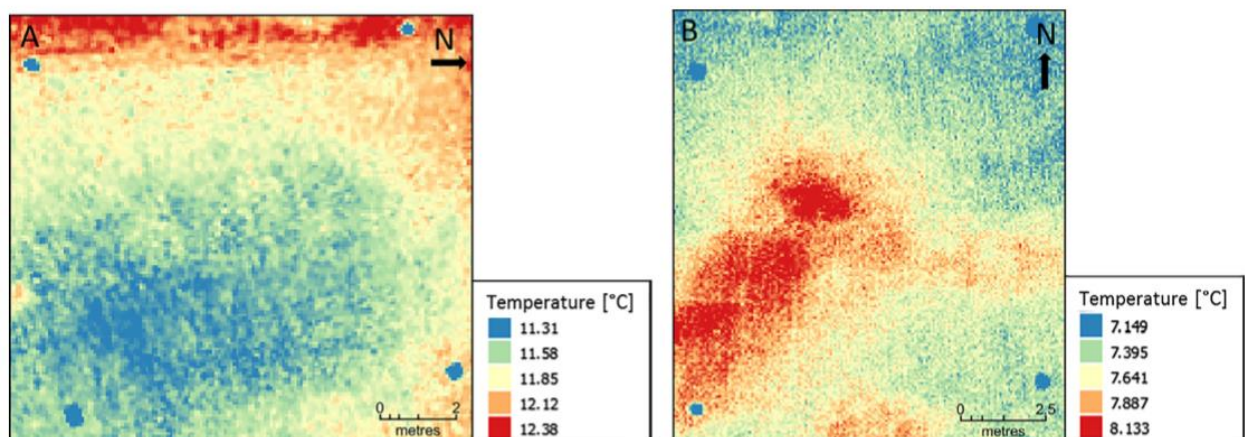


Figura 15 - Termografia para o segundo aterro (L. Fjelsted, 2018).

No que tange à emissão de gás metano, foram estimadas as quantidades de gás emitido em vários pontos para os dois aterros. Para o primeiro aterro as medições foram em geral bem baixas e, com isso, indicaram que o gás metano estava sendo oxidado, um fenômeno considerado frequente em aterros sanitários (L. Fjelsted, 2018). Já no segundo local estudado encontrou-se emissões maiores, numa média

variando de $111 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ até $314 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Foi estimado no estudo que as vazões de gás estavam diretamente relacionadas à pressão barométrica local aferida.

O estudo então comparou o perfil de temperatura dado pelas imagens termográficas com as temperaturas a uma profundidade de 5 e 10 cm nos 101 pontos de medição do segundo aterro sanitário estudado (Figura 16). Percebe-se que a temperatura superficial está muito sujeita a condições meteorológicas, então foram geradas imagens baseadas na variação de temperatura a 10 cm de profundidade, já que essas se mostraram mais consistentes (L. Fjelsted, 2018).

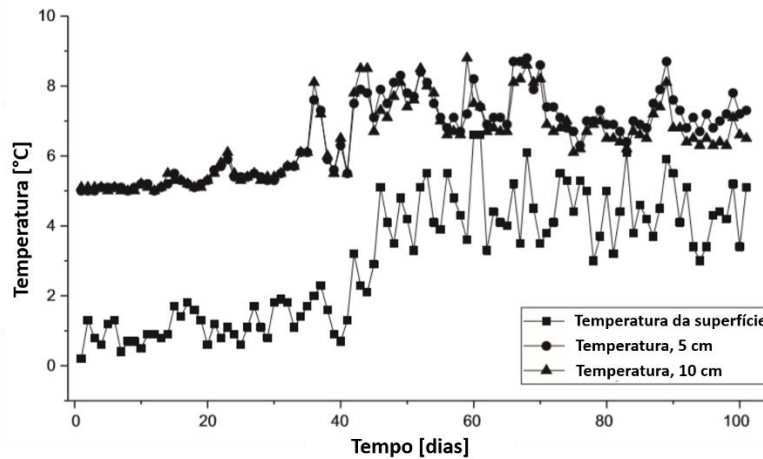


Figura 16 - Temperatura aferida em cada profundidade para os pontos de avaliação definidos (L. Fjelsted, 2018).

Segundo o autor, a comparação entre a temperatura das imagens termográficas geradas e as concentrações de CH_4 e CO_2 não demonstraram nenhuma relação entre a temperatura e as emissões, usando as observações dos pontos de medições utilizados. No entanto, comparando a imagens com as temperaturas interpoladas para 10 cm de profundidade, obteve-se o mesmo padrão da imagem inicial, mas com temperaturas mais elevadas na área onde a maior emissão de CH_4 foi observada (Figura 17). O padrão consistente de temperaturas superficiais elevadas e alta concentração de gás leva o autor a concluir que se observa uma relação entre a temperatura superficial e emissão de gás.

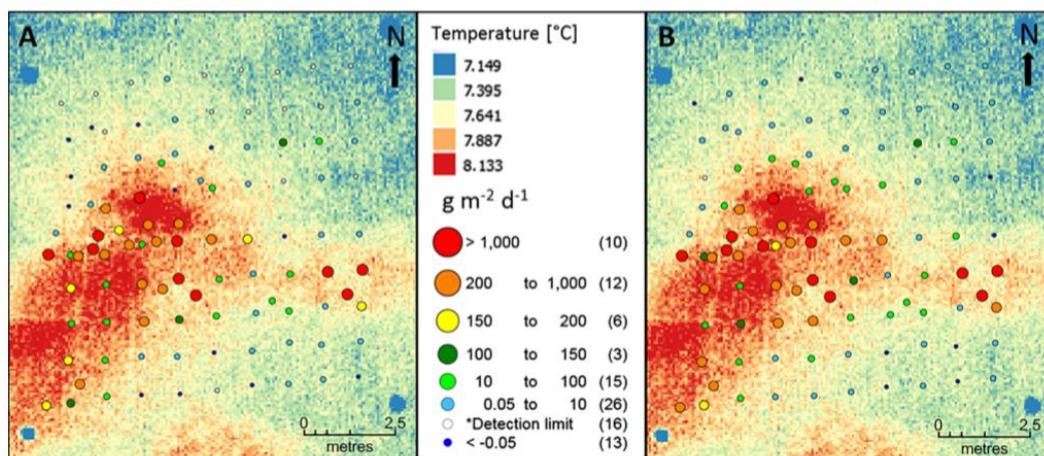


Figura 17 - Imagem coletada em março de 2016 com emissões ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) de CH_4 representadas em A e CO_2 em B (L. Fjelsted, 2018).

O estudo conclui que a utilização de veículos aéreos não tripulados munidos de câmeras térmicas infravermelhas para determinar e emissão de gás metano na superfície do solo de aterros sanitários demonstra algum potencial ainda que para condições específicas.

6.2 EXEMPLO E DADOS PARA ESTUDO PRÁTICO NA CIDADE DE BRASÍLIA

6.2.1 HISTÓRICO

Segundo Marques (2018) o Aterro Jóquei Clube de Brasília, conhecido como Lixão da Estrutural, está ativo desde 1950 e ocupa uma área de 200 hectares. Em 2018, quando foi oficialmente desativado, o aterro recebia mais de 2,2 mil toneladas de rejeitos domiciliar por dia e pelo menos 5 mil toneladas de entulho de construções (Marques, 2018). Na época do estudo, havia mais de 300 pontos de escape de gás metano no local onde o gás era queimado incessantemente no local. Montanhas de rejeitos com até 55 metros eram encontradas no local (Marques, 2018).

6.2.2 ESTATÍSTICAS FÍSICAS E METEREOLÓGICAS

Como discutido anteriormente, o conhecimento sobre os materiais que compõe o solo de aterros sanitários é importante para que se possa determinar as propriedades necessárias para uma possível análise numérica. Além disso, é grande a influência das condições meteorológicas na taxa de biodegradação do aterro e no perfil de temperatura do solo.

O estudo realizado por Filho (2018) traz uma compilação dos dados obtidos em relatórios do SLU para a quantidade de resíduo depositada no Aterro Controlado do Jóquei Clube de Brasília, para os anos de 1966 até 2000. Essa compilação foi realizada com base nos dados contidos nos relatórios, no entanto alguns valores que não estavam disponíveis foram obtidos através de um processo de interpolação, o que também foi realizado para definição da quantidade de resíduos para os anos de 2001 a 2016, levando em conta o crescimento populacional e o aumento na taxa de deposição no local. Sendo assim, o autor apresenta os dados na Tabela 10 e estima que a aproximação feita é coerente com os dados coletados.

Tabela 10 Quantidade de resíduo gerado e aterrado ao longo dos anos no aterro do Jóquei Clube de Brasília (Filho, 2018)

Ano	Resíduo gerado [t]	Resíduo aterrado [t]
1966	16465	10674
1967	34560	27311
1968	38010	21244
1969	42032	19243
1970	58334	32354
1971	77362	50464
1972	92122	66982
1973	104637	63505
1974	102973	52625
1975	120510	59739
Continua		

Ano	Resíduo gerado [t]	Resíduo aterrado [t]
1976	146622	80115
1977	161516	92211
1978	172094	93157
1979	182502	103349
1980	191757	121032
1981	188037	126526
1982	206613	145146
1983	232992	171075
1984	212039	147703
1985	214809	149044
1986	256512	181986
1987	260357	185851
1988	279598	149917
1989	293499	150168
1990	322975	176646
1991	474252	352250
1992	420367	306962
1993	347372	285112
1994	352190	298496
1995	415037	340965
1996	520761	444196
1997	597230	538782
1998	643466	581754
1999	675090	527614
2000	726419	560544
2001	742844	581779
2002	761057	603974
2003	777597	624131
2004	812320	666445
2005	831536	689863
2006	850608	713105
2007	877750	746182
2008	915858	792621
2009	934573	815428
2010	920752	798585
2011	935745	816856
2012	950247	834529
2013	1003399	899303
2014	1026963	928019
2015	1050470	956665
2016	1011415	967980

Após o encerramento das atividades de um aterro, é comum que seja depositada uma cobertura construída para impedir a saída de gases para a atmosfera e a entrada de líquidos no interior do aterro, minimizando os impactos no meio ambiente (Costa, 2016). Os materiais mais comumente usados na construção de camadas superficiais finais em aterros são considerados solos de baixa permeabilidade, como argilas, além de brita compactada (Oliveira, 2017). É possível observar que no solo do Aterro Sanitário do Jockey Clube de Brasília houve a deposição de uma fina camada de material argiloso que apresenta várias rachaduras em suas superfícies.

Foram analisados dados coletados pela Estação Meteorológica do Aeroporto de Brasília, que fornece dados ao INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), e compilados pelo Weather Spark, fonte que considera também dados e previsões meteorológicas de várias fontes, incluindo a Administração

Oceânica e Atmosférica Nacional dos Estados Unidos (NOAA), o Instituto Meteorológico Norueguês, o World Weather Online e o Weather Central, traz dados detalhados sobre temperaturas diurnas e noturnas, pluviometria, velocidade do vento e até de nebulosidade ao longo do ano. Esses dados pode ser encontrados de maneira detalhada para cada dia do ano, como mostram as figuras 18, 19 e 20.

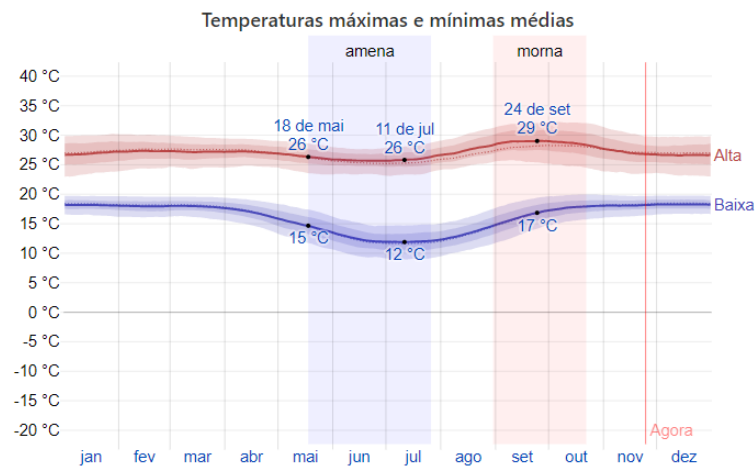


Figura 18 - Temperaturas mínimas e máximas para cada mês do ano (modificado de (Weather Spark, 2020)).

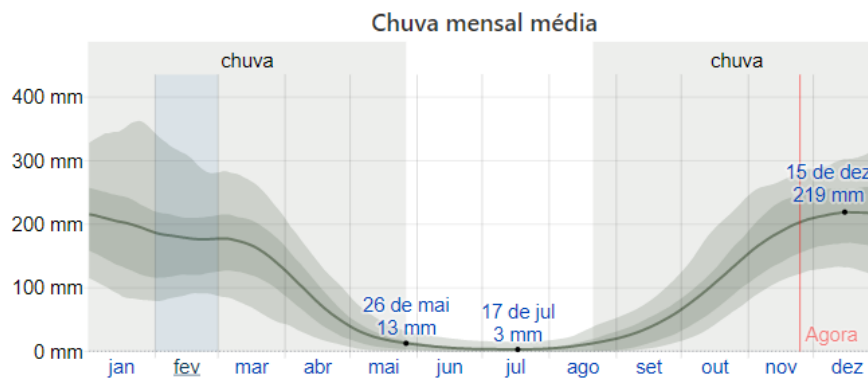


Figura 19 - Precipitação média acumulada no período de 31 dias ao redor do dia em questão (modificado de (Weather Spark, 2020)).

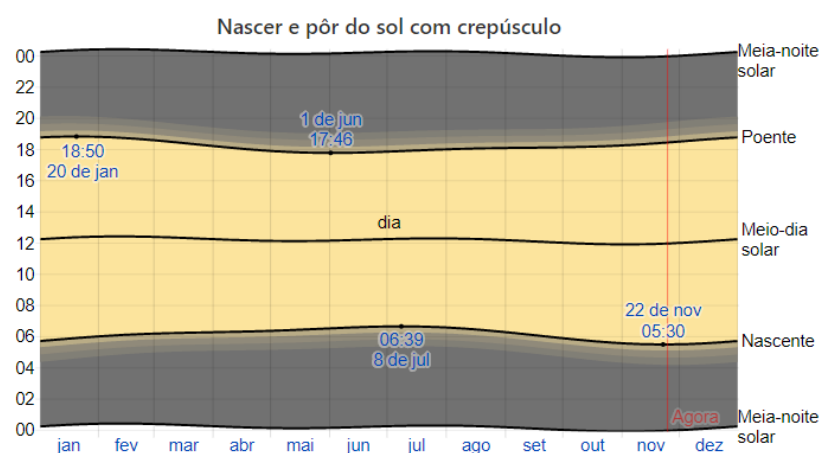


Figura 20 - Dia solar durante o ano de 2020 (modificado de (Weather Spark, 2020)).

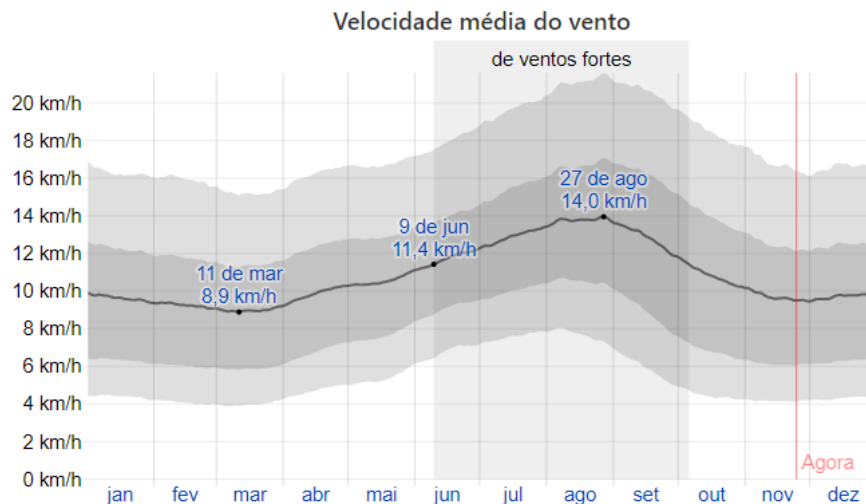


Figura 21 - Velocidade média horária do vento em Brasília (modificado de (Weather Spark, 2020)).

A Figura 21 mostra a velocidade média dos ventos para a cidade de Brasília durante o ano de acordo com o Weather Spark. Esses dados são extremamente relevantes, pois tem grande influência no processo de perda de calor por convecção da superfície dos solos para o ar atmosférico. No entanto, gráfico da figura não divide claramente a velocidade do vento no período do dia e da noite. Essa característica deve ser observada pois há uma distinção clara entre a característica do vento no período diurno e noturno (Maggiotto et al, 2013).

Maggiotto et al (2013) realizou a medição da velocidade por um período de 10 anos. As velocidades do vento para períodos diurnos e noturnos foi disposta no gráfico mostrado na Figura 22. As medições realizadas no estudo se caracterizaram por ser por uma velocidade do vento baixa ao longo de todo ano, com a média anual diurna sendo de 1,76 m/s e média noturna sendo 0,85 m/s. Nesse período de 10 anos, a velocidade do vento a noite foi em média 48% menor que a velocidade do vento durante o dia.

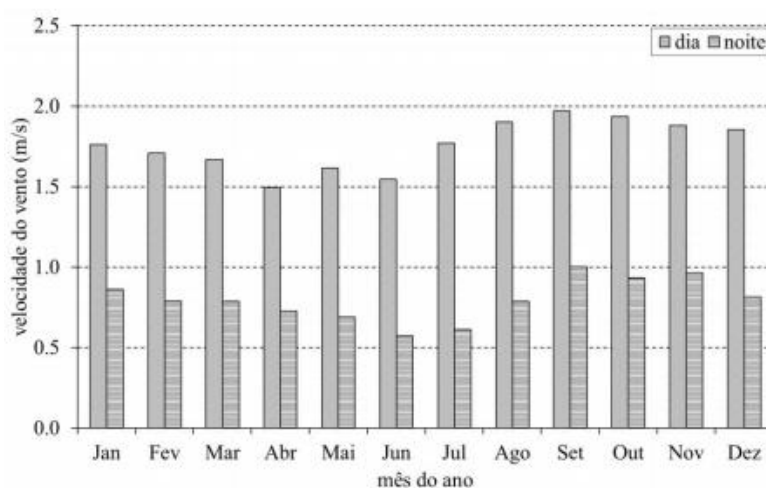


Figura 22 - Velocidade média do vento diurno e noturno, convertidas para 10m de altura, em m/s, durante o período de 2000 a 2010 (Maggiotto et al, 2013).

Já quando se diz respeito a energia solar incidente por metro quadrado, outro fator capaz de influenciar a temperatura do solo, pode-se tomar a Figura 23 como base para seja assumido um valor energia solar incidente no solo.

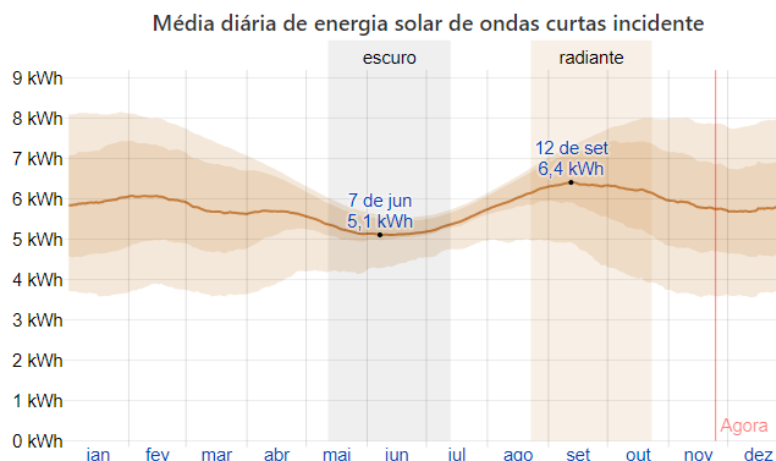


Figura 23 - Energia solar de ondas curtas que ao solo por metro quadrado (modificado de (Weather Spark, 2020)).

6.2.3 MEDIDAS DE TEMPERATURA SUPERFICIAL DO SOLO E VAZÃO DE BIOGÁS NO ATERRO DO JÓQUEI CLUBE DE BRASÍLIA

Resultados preliminares foram obtidos no estudo realizado por Miranda et al. (2018) no mesmo aterro do Jóquei Clube de Brasília. No caso do estudo citado, foram realizadas apenas medições de campo, em áreas delimitadas do solo que continham características superficiais que permitiam a vazão de gás, configurando-se como fissuras no solo. A concentração de metano para os pontos analisados variou de 1% a 38% e a temperatura aferida com as imagens termográficas variou de 10 a 55°C.

Os pontos de coleta de dados foram determinados a partir da análise visual do solo. A primeira parte esquerda da Figura (24) mostra os pontos iniciais de coleta, sendo os pontos 1, 5 e 6 localizados na fissura e os pontos 2, 3 e 4 numa parte visivelmente mais macia do solo (Miranda, Rodrigues, Mesquita, Cunha, & Junior, 2019). Já o lado direito mostra as imagens termográficas do local.

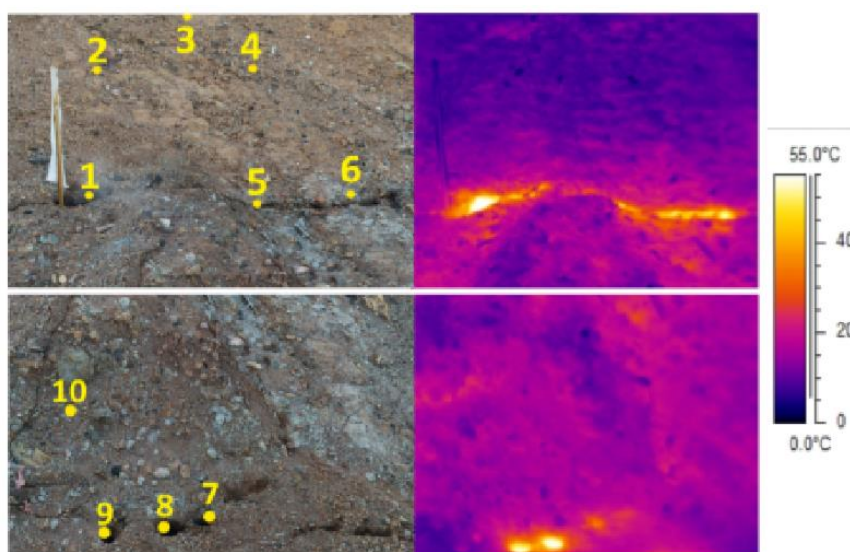


Figura 24 - Localização dos pontos de medição e termografia do local (Miranda et al, 2019).

De acordo com o estudo, é possível visualizar facilmente que a temperatura ao longo da superfície mais macia é baixa. As partes em destaque coincidem com os pontos onde estão localizadas as fissuras, com temperatura variando de 40° a 55°C (Miranda, Rodrigues, Mesquita, Cunha, & Junior, 2019).

Da mesma maneira, a parte inferior da Figura (24) mostra os pontos de medição 7, 8, 9 e 10. Os três primeiros pontos estão localizados em furos no solo, sendo potenciais pontos de elevada emissão de gás. Já o ponto 10 é localizado numa parte intermediária, onde o solo é também considerado macio. Percebe-se a partir das imagens termográficas que os pontos de maior anomalia térmica superficial estão relacionados com as aberturas no solo, comprovando a relevância desse tipo de imagem para identificação de anomalia no solo (Miranda, Rodrigues, Mesquita, Cunha, & Junior, 2019).

A concentração de CH₄ foi relacionada com a temperatura do solo como mostra o gráfico na Figura (25). A linha de tendência traçada entre os dez pontos onde as temperaturas foram medidas, mostram uma tendência de crescimento entre os dois parâmetros (Miranda, Rodrigues, Mesquita, Cunha, & Junior, 2019).

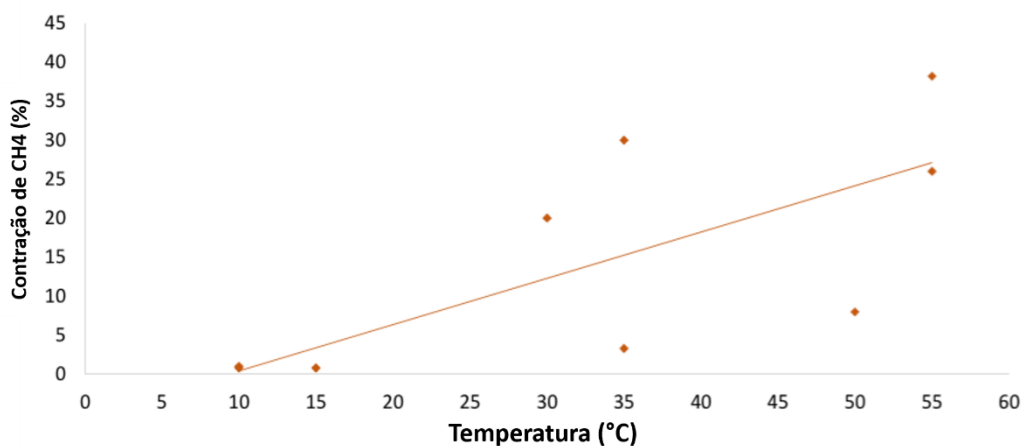


Figura 25 - Concentração de CH₄ (%) versus a temperatura (°C) (Miranda, 2019).

Ainda no estudo, outro gráfico foi gerado comparando as variações na concentração de metano e de temperatura para os dez pontos de medição, mostrando as linhas de tendência para os dois casos. Na Figura (26) pode-se observar certa similaridade entre as curvas. Em alguns pontos, observa-se uma divergência entre a concentração de gás e a temperatura medidas. No ponto 6, a concentração de metano é de 3% e se mostra em desacordo com a elevada temperatura superficial de 35°C. Já no ponto 9, tem-se 8% de concentração de CH₄, enquanto a temperatura indicada pela termografia foi de 50°C.

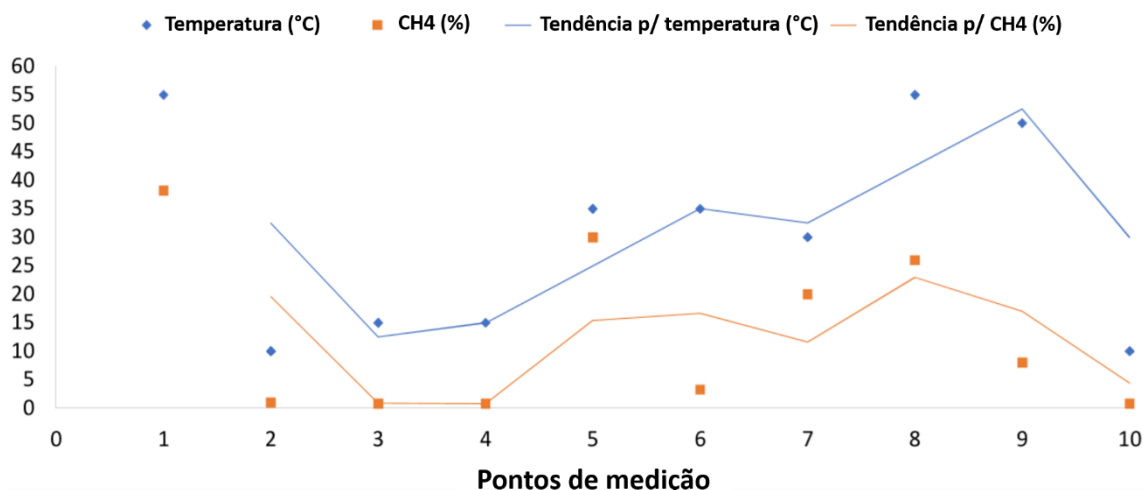


Figura 26 - Concentração de metano (%) versus Temperatura (°C) com linhas de tendência (modificado de Miranda, 2019).

6.2.4 MEDIÇÕES FUTURAS NECESSÁRIAS

Em posse dos dados já existentes sobre o aterro apresentado, é necessário que sejam coletados mais dados experimentais para que algum dos modelos numéricos apresentados possa ser utilizado. Para o caso da análise utilizando um modelo BHTM, por exemplo, é essencial que sejam feitas medições experimentais no local. Além da determinação do perfil de temperatura, das propriedades do solo e de características específicas do aterro precisam ser calculadas de maneira experimental. Algumas dessas características são:

- Concentração do resíduo no solo;
- Concentração de oxigênio na forma gasosa no solo;
- Concentração de biomassa no solo;
- Densidade (determinada a partir da análise do solo estudado);
- Condutividade térmica (pode ser determinada usando experimentos de sondas de condutividade térmica de laboratório e de campo e usando dados da literatura);
- Capacidade calorífica volumétrica (pode ser calculada somando a capacidade de calor dos componentes individuais dos materiais para fornecer uma média ponderada);
- Quantidade residual e máxima de resíduos no solo;
- Concentração aquosa de substratos para o crescimento de microrganismos no solo;
- Concentração aquosa de microrganismo.

Para que uma análise confiável seja elaborada é preciso que o comportamento dos resíduos seja analisado em um longo período de tempo. Testes laboratoriais e experimentais devem ser conduzidos a fim de determinar as propriedades do solo. Uma análise numérica só tem valor se puder ser avaliada e validada tomando como base valores de medições no local e possíveis análises laboratoriais conduzidas previamente.

Um estudo aprofundado do solo do aterro desativado pode trazer informações relevantes para a tomada de decisão de manutenção a longo prazo do local. Como citado neste trabalho, a negligência no tratamento de aterros, mesmo após o período de funcionamento regular, pode causar diversas consequências negativas ao meio ambiente e à saúde da população que vive em áreas próximas.

7 DESAFIOS FUTUROS

Ao longo do presente estudo, foi possível obter a visão clara dos processos em solos de RSU em aterros. Apesar disso, existem várias limitações e desafios pendentes para que se possa descrever com eficácia os comportamentos acoplados de longo prazo de RSU em aterros. O estudo da biodegradação e a modelagem numérica de temperaturas em aterros sanitários requerem uma análise transitória e não linear para levar em conta as condições de contorno complexas e tendências temporais (Hanson et al. 2013). Nesses casos, longas tiragens são necessárias. No geral, modelos acoplados enfatizam alguns aspectos do comportamento do RSU, mas negligenciam outros aspectos com base em certas suposições. Poucos modelos são responsáveis pela maioria dos aspectos dos comportamentos de RSU de maneira acoplada. Assim, um modelo matemático acoplado mais abrangente, confiável e simples para simular comportamentos transientes e dinâmicos de longo prazo de RSU ainda é necessário.

Alguns dos desafios mais proeminentes citados no estudo de Lu & Feng (2020) são elencados a seguir:

- Determinação de um número crescente de parâmetros de entrada para análise de RSU;
- Dificuldade na elaboração de um modelo constitutivo que leve em conta a compressão e a biodegradação em aterros;
- Dificuldade na solução de modelos complexos;
- Verificação e validação dos modelos propostos.

O primeiro ponto citado é uma das maiores dificuldades associadas à simulação numérica utilizando modelos acoplados para solos de RSU. Mesmo com a utilização de extensas experiências de laboratório ou testes de campo, Bente (2011) afirma que alguns parâmetros que não coincidem com as grandezas físicas não podem ser medidos. Um exemplo de parâmetro que não pode ser medido é a concentração de biomassa nos resíduos ou no chorume. Em vista disso, valores empíricos são geralmente assumidos, embora os resultados do modelo sejam sensíveis a esse valor. No entanto, a consideração desses valores empíricos negligencia mudanças significativas que ocorrem nas propriedades físicas e mecânicas de solos de RSU devido ao longo processo de biodegradação, que altera sua composição e estrutura mudam continuamente, fazendo com que valores de parâmetros relevantes em modelos constitutivos também se alterem. Além disso, a característica distinta da composição de cada aterro devido ao tipo de resíduo e aos materiais consumidos pela população local, torna a definição de parâmetros universais complexa.

No que diz respeito à elaboração de um modelo constitutivo, Bareither et al. (2011), afirma que as propriedades do RSU dependem não apenas da compressão a longo prazo, mas também de sua biodegradação ao longo do tempo, o que complica a formulação de modelos constitutivos de RSU. A relação entre a perda de massa sólida devido à biodegradação, o processo de compressão do RSU alteração da estrutura dos poros do solo associada ainda não está clara. McDougall et al. (2013) realizaram testes de laboratório para estudar os efeitos mecânicos e mudanças de volume de misturas de

areia e sal e determinaram que as mudanças globais de volume estão principalmente relacionadas à quantidade de partícula dissolvida e ao aumento da razão de vazios devido à perda de partícula. Um modelo conceitual foi então proposto e aplicado para avaliar o assentamento de dois solos recuperados em aterros (McDougall et al., 2018). No entanto, mesmo que uma validação ou verificação bem sucedida desses modelos tenha sido conduzida em outros estudos, a aplicação de um modelo acoplado existente a outros comportamentos de RSU ainda é questionável.

Um dos grandes desafios no desenvolvimento de um modelo acoplado é a solução de equações parciais altamente não lineares, que não produzem uma solução analítica em duas ou três dimensões. Métodos numéricos devem ser usados, mas atualmente não existe um software comercial capaz de simular os comportamentos termo-bio-hidromecânicos em RSU de forma acoplada (Lu & Feng, 2020). O conhecido software FLAC usado no campo da engenharia geotécnica foi adotado para simular fluxos de chorume e gás, bem como deformação de resíduos no aterro. No entanto, a biodegradação de resíduos e a transferência de massa do gás e do chorume não podem ser incorporadas (Reddy et al., 2018). Outro software comercial de elementos finitos utilizado é o COMSOL, que, segundo Ng et al. (2015), tem um solucionador não linear para equações diferenciais parciais e é aplicado com sucesso para simular a oxidação do metano em uma cobertura de aterro. No entanto, os modelos acoplados para RSU apresentam grandes dificuldades na convergência computacional e nenhuma medida pode ser tomada para resolver os problemas frequentes de falta de convergência utilizando as ferramentas encontradas nos softwares comerciais disponíveis. Devido à escassez de softwares, a maioria dos modelos matemáticos acoplados existentes foram resolvidos numericamente por meio de autoprogramação ou códigos internos. Os modelos foram geralmente discretizados usando MEF ou MDF em relação ao espaço ou tempo. Sendo o método de solução sequencialmente acoplado o mais adotado na prática (Chen et al., 2012; White et al., 2014; Lu et al., 2019).

No que diz respeito à validação dos modelos acoplados, o desafio está principalmente na medição dos padrões espaciais e temporais das variáveis físicas relevantes para o comportamento acoplado dos resíduos, tanto em testes de campo como em laboratório. Vários autores já propuseram experimentos para avaliar o comportamento acoplado de RSU. No que diz respeito a estudos laboratoriais, Olivier e Gourc (2007) trabalharam em um teste de laboratório para investigar os comportamentos hidromecânicos de RSU com ou sem recirculação de chorume sob pressão confinante de maneira unidimensional. Os resultados desse experimento foram utilizados para validar o modelo acoplado proposto por McDougall (2007). Já Ivanova et al. (2008) propôs testes laboratoriais em grande escala, para identificar a taxa e a magnitude do assentamento de resíduos usando três reatores anaeróbios de consolidação. Esses testes envolveram a previsão de assentamento, degradação e produção de gás, bem como a evolução da química do chorume (Beaven et al., 2008). Experimentos de laboratório em grande escala foram também conduzidos por Staub et al. (2013) com o objetivo de investigar os comportamentos mecânico, biológico e hidráulico de RSU submetidos à recirculação do chorume.

Também em laboratório, Fei e Zekkos (2018) conduziram testes para investigar as características bioquímicas e físicas de longo prazo de RSU sob condições de recirculação de chorume aprimoradas.

Assim, para que se possa fazer a validação dos modelos acoplados propostos, um caso de referência bem projetado com condições experimentais e parâmetros de modelo altamente restritos pode ser necessário. Algumas das necessidades listadas para estudos futuros são: experimentos de laboratório e testes de campo para estimar o valor de parâmetros para cada aterros; estudo da variação nas propriedades do RSU com relação ao grau de degradação; combinação de biodegradações aeróbicas e anaeróbicas na mesma estrutura, dependendo do conteúdo de oxigênio.

8 CONCLUSÃO

Os estudos mencionados foram capazes de melhorar nosso entendimento sobre o estado da arte da simulação numérica dos processos de degradação dos resíduos sólidos urbanos e da determinação do perfil de temperatura por meio da análise dos processos acoplados e do comportamento térmico de RSU em aterros. Com a análise da literatura foi possível compreender que é necessário um entendimento mais abrangente dos comportamentos biodegradáveis, hidráulicos, mecânicos e térmicos dos RSU, além de um melhor método de previsão, para que se possa melhor administrar os aterros sanitários e evitar desastres ambientais induzidos por resíduos mal geridos.

Foram analisados vários modelos experimentais que fornecem uma visão abrangente do comportamento térmico observado no solo de diferentes aterros. Já os modelos numéricos e analíticos acoplados para biodegradação anaeróbica de RSU analisados fornecem uma visão profunda sobre os comportamentos acoplados nesses ambientes. Até certo ponto, esses estudos concorrem para um grande progresso na modelagem e previsão de comportamentos de RSU e, além disso, contribuem para o projeto seguro e prático de aterros sanitários. No entanto, como citado anteriormente, ainda é necessário um modelo acoplado confiável e simples para simular comportamentos transientes e dinâmicos de longo prazo de RSU. Ficou evidente que os pesquisadores enfrentarão alguns problemas e desafios importantes para desenvolver um modelo avançado no futuro e que uma quantidade significativa de trabalho é necessária. Apenas com o desenvolvimento de um modelo integrado pode-se avaliar de maneira mais clara a biodegradação dos RSU e o perfil de temperatura em aterros sanitários ao longo e após a sua vida útil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A.W. Lewis, S. Y. (2003). *Detection of gas leakage from landfills using infrared thermography – applicability and limitations*. Waste Manage.
- Adam Z. Weber, J. N. (2005). Modeling gas-phase flow in porous media. *International Communications in Heat and Mass Transfer*.
- Ahn, H., Sauer, T., Richard, T., & Glanville, T. (2009). *Determination of thermal properties of composting bulking materials*. Bioresour. Technol. 100, 3974–3981.
- Ali, M., Adnan, I., & Omar, B. (2016). *Experimental investigation of thermal conductivity of natural Palm Tree Trunk's Tissues and Fibers*. Int. J. Sci. Eng. Res. 7, 663–668.
- Amanda W. Lewis, S. T. (2003). Detection of gas leakage from landfills using infrared thermography - applicability and limitations. *Waste Management and Research*.
- American society of agricultural and biological engineers. (2008). *Thermal properties of grain and grain products*. Acessado em Fevereiro de 2021: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?rep=rep1&type=pdf&doi=10.1.1.214.1870>.
- Andersland, O., & Ladanyi, B. (2003). *Frozen Ground Engineering*. New York: second ed. Wiley.
- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2009). *Overview of Solid Waste in Brazil (Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil)*.
- Baptista, M., Antunes, F., Goncalves, M., Morvan, B., & Silveira, A. (2010). *Composting kinetics in full-scale mechanical-biological treatment plants*. Waste Manag 30, 1908 -1921.
- Bareither, C., Benson, C., Edil, T., & Barlaz, M. (2011). *Abiotic and biotic compression of municipal solid waste*. J. Geotech. Geoenviron. Eng. 138, 877–888.
- Beaven, R. (2008). *Review of responses to a landfill modelling challenge*. Proc. Inst. Civil Eng.-Waste Resource Manage. 161, 155–166.
- Bente, S. (2011). *Interaction of Degradation, Deformation and Transport Processes in Municipal Solid Waste Landfills*. Braunschweig: Technische Universitat Braunschweig.
- Biao, M., Xue-yan, Z., Jiang, L., Zhanping, Y., Kun, W., & Xiao-feng, H. (2016). *Determination of specific heat capacity on composite shape-stabilized phase change materials and asphalt mixtures by heat exchange system*. Material Sci. 9, 389.
- Blunt, M. J. (2001). Flow in porous media — pore-network models and multiphase flow. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*.
- Boer, R. (2005). Trends in continuum mechanics of porous media. *Springer, Dordrecht, P.O. Box 17, 3300 AA Dordrecht, The Netherlands*.
- Bogner, J. R. (1988). Understanding landfill gas generation and migration. *Proc., 11th Annual Int. Landfill Gas Symp*, 225–242.
- Bolt, G. (1983). 7 Heat Transprot in Soil. Em G. Bolt, *Developments in Soil Science*. Elsevier.
- Bonany, J., Van Geel, P., Gunay, B., & Isgor, B. (2013). Heat budget for a waste lift placed under freezing conditions at a landfill operated in a northern climate. *Waste Manage*. 33, 1–14.

- Boode, J. (1995). A SITE STUDY OF SOIL VENTING: BUILDING AND VALIDATION OF A MODEL OF AIR FLOW IN SOIL. *Kluwer Academic Publishers*.
- Breitmeyer, R., Benson, C., & Edil, T. (2019). *Effects of compression and decomposition on saturated hydraulic conductivity of municipal solid waste in bioreactor landfills*. . J. Geotech. Geoenviron. Eng. 145.
- Capodici, M. C. (2015). *Remote sensing analysis coupled to field measurements for the evaluation of methane emissions from a landfill site : a case study*. Fifteenth International Waste .
- Carol Cardoso Moura Cordeiro, D. Q. (2020). Caracterização termofísica de solo laterítico para produção de taipa. *Matéria (Rio J.) vol.25 no.1 Rio de Janeiro 2020*.
- Chapman, S., Cowling, T., & Burnett, D. (1990). *The Mathematical Theory of Nonuniform Gases: An Account of the Kinetic Theory of Viscosity, Thermal Conduction and Diffusion in Gases*. Cambridge University Press.
- Chen, Y., Guo, R., Li, Y., Liu, H., & Zhan, T. (2016). *A degradation model for high kitchen waste content municipal solid waste*. Waste Manage. 58, 376–385.
- Chen, Y., Xu, X., & Zhan, L. (2012). Analysis of solid-liquid-gas interactions in landfilled municipal solid waste by a bio-hydro-mechanical coupled model. *Sci. China Technol. Sci*.
- Climate-Data. (14 de novembro de 2019). *Climate-Data*. Fonte: <https://pt.climate-data.org/americado-sul/brasil/distrito-federal/brasil-852/>
- Costa, M. D., Mariano, M. O., Araujo, L. B., & Jucá, J. F. (2016). Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental* .
- D.P. Chynoweth, J. O. (2001). Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renewable Energy*.
- D.R. Schneider, M. K. (2012). Cost-effectiveness of GHG emission reduction measures and energy recovery from municipal waste in Croatia. *Energy*.
- Dach, J. a. (1995). Prediction of gas and temperature with disposal of pretreated residential waste. *Proc., 5th Int. Waste Management and Landfill Symp.*, 665-677.
- Dongliang, Z., Xin, Q., Xiaokun, G., Saad, A., & Ronggui, Y. (2016). *Measurement techniques for thermal conductivity and interfacial thermal conductance of bulk and thin film materials*. . J. Electron. Packag. 138.
- Duarte, A. P. (2004). *Avaliação de Propriedades Termo-Hidráulicas de Solos Requeridas na Aplicação da Técnica de Dessorção Térmica*. Rio de Janeiro: PUC.
- Durmusoglu, E., Corapcioglu, M., & Tuncay, K. (2006). Modeling of settlement in saturated and unsaturated municipal landfills. *Int. J. Geomech*.
- Durmusoglu, E., Yavuz Corapcioglu, M., & Tuncay, K. (2005). Landfill settlement with decomposition and gas generation. *J. Environ. Eng*. 131.
- Dybbbs, A. S. (1973). CONSERVATION EQUATIONS FOR NONISOTHERMAL FLOW IN POROUS MEDIA. *Journal of Hydrology*, 20 (1973) 171-180 .

- Eklund, B. (1992). Practical guidance for flux chamber measurements of fugitive volatile organic emission rates. *J Air Waste Manage Assoc*, 42:1583–1591.
- El-Fadel, M., Findikakis, A., & Leckie, J. (1996). Numerical modelling of generation and transport of gas and heat in landfills I. model formulation. *Waste Management*.
- El-Fadel, M., Findikakis, A., & Leckie, J. (1997). Gas simulation models for solid waste landfills. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*.
- Faitli, J., Magyar, T., Erdelyi, A., & Muranyi, A. (2014). *Characterization of thermal properties of municipal solid waste landfills*. *Waste Manage.* 36, 213–221.
- Fanchi, J. R. (2002). *Shared Earth Modeling*. Elsevier.
- Farouki, O. T. (1986). *Thermal Properties of Soils*. Cold Regions Research and Engineering Laboratory (U.S.).
- Feng, S., Ng, C., Leung, A., & Liu, H. (2017). *Numerical modelling of methane oxidation efficiency and coupled water-gas-heat reactive transfer in a sloping landfill cover*. *Waste Manage.* 68, 355–368.
- Filho, A. M. (2018). *Hibridização de gás confinado em depósitos de resíduo sólido urbano com heliotérmica para geração de energia – o caso do Lixão da Estrutural no DF*. ENM.DM-272/2018.
- Francesco Cherubini, S. B. (2008). Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. *Waste Management*.
- Fytanidis, D. V. (2014). *Numerical simulation of landfill aeration using computational fluid dynamics*. *Waste Manage.* 34, 804–816.
- Fytanidis, D., & Voudrias, E. (2014). Numerical simulation of landfill aeration using computational fluid dynamics. *Waste Management*.
- G. Tanda, M. M. (2017). Application of close-range aerial infrared thermography to detect landfill gas emissions: a case study. *J. Phys. Conf. Ser.*
- Garcia de Cortazar, A., & Tejero Monzon, I. (2007). Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: an example. *Waste management*.
- Garg, A., & Achari, G. (2010). A comprehensive numerical model simulating gas, heat, and moisture transport in sanitary landfills and methane oxidation in final covers. *Environ. Model. Assess.* 15.
- Gholamifard, S., Eymard, R., & Duquennoi, C. (2008). Modeling anaerobic bioreactor landfills in methanogenic phase: long term and short term behaviors. *Water Res.* 42.
- Gourc, J., Staub, M., & Conte, M. (2010). Decoupling MSW settlement into mechanical and biochemical processes-Modelling and validation on large-scale setups. *Waste Manage.*
- Gustavo Ferreira Simões, C. A. (2013). Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil. *Waste Management*.
- H.R. Amini, D. R. (2011). Regional prediction of long-term landfill gas to energy potential. *Waste Manage.*

- H.R. Amini, D. R. (2012). Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties. *Waste Manage.*
- Hamada, J., Calças, D. A., & Giacheti, H. L. (2004). Influência da compactação de um solo arenoso na infiltração e retenção de carga orgânica de chorume. *Eng. Sanit. Ambient. vol.9 no.3 Rio de Janeiro.*
- Hanson, J. L., Yesiller, N., Onnen, M. T., Liu, W.-L., Oettle, N. K., & Marinos, J. A. (2013). Development of numerical model for predicting heat generation and temperatures in MSW landfills. *Elsevier Waste Management.*
- Hanson, J., Edil, T., & Yesiller, N. (2000). Thermal properties of high water content materials. . *Edil, T.B., Fox, P.J. (Eds.), ASTM Special Technical Publication 1374 Geotechnics of High Water Content Materials. ASTM, West Conshohocken, PA., pp. 137–151.*
- Hanson, J., Liu, W.-L., & Yesiller, N. (2008). Analytical and numerical methodology for . *In: Khire et al. (Eds.), Proceedings of Selected Sessions of GeoCongress 08: Geotechnics of Waste Management and Remediation, ASCE GSP No. 177, ASCE, Reston, Virginia, pp. 24–31.*
- Hashemi, M., Kavak, H., Tsotsis, T., & Sahimi, M. (2002). Computer simulation of gas generation and transport in landfills: quasi-steady-state condition. *Chem. Eng. Sci.*
- Hassanizadeh, S. (1986). *Derivation of basic equations of mass transport in porous media, Part 2. Generalized Darcy's and Fick's laws.* *Adv. Water Resour. 9.,*
- Haug, R. (1997). Feedstocks, conditioning, and fire prevention. *BioCycle, 38(4), 68–70. .*
- Helmig, R. (1997). Multiphase Flow and Transport Processes in the Subsurface: A Contribution to the Modeling of Hydrosystems. *Springer-Verlag, Berlin, Germany.*
- Hettiarachchi, C., Meegoda, J., Tavantzis, J., & Hettiaratchi, P. (2007). Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills. *J. Hazard. Mater.*
- Hettiarachchi, H., Meegoda, J., & Hettiaratchi, P. (2009). Effects of gas and moisture on modeling of bioreactor landfill settlement. *Waste Management.*
- Hogg, D. B. (2008). Greenhouse gas balances of waste management scenarios. *Eunomia Research and Consulting.*
- Hossain, M., Penmethsa, K., & Hoyos, L. (2009). *Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation. . Geotech. Geol. Eng. 27, 43–51.*
- Houi, D. P. (1997). Heat and mass transfer in landfills and biogas recovery. *Proc., 6th Int. Waste Management and Landfill Symp., 101-108.*
- Hubert, J., Liu, X., & Collin, F. (2016). Numerical modeling of the long term behavior of Municipal Solid Waste in a bioreactor landfill. *Comput. Geotech. 72.*
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change - 2006).* (12 de Outubro de 2019). Fonte: IPCC: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>
- Islam, J., & Singhal, N. (2002). A one-dimensional reactive multi-component landfill leachate transport model. *Environ. Modell. Software .*
- ISWA, Ibrelpe. (2015). *SAÚDE DESPERDIÇADA O CASO DOS LIXÕES.* ISWA.

- Ivanova, L., Richards, D., & Smallman, D. (2008). *The long-term settlement of landfill waste*. Proc. Inst. Civil Eng.-Waste Resource Manage. 161, 121–133.
- James L. Hanson, N. Y. (2010). Spatial and Temporal Temperature Distribution in Municipal Solid Waste Landfills. *Journal of Environmental Engineering*.
- Johansen, O. (1975). *THERMAL CONDUCTIVITY OF SOILS*. HANOVER, NEW HAMPSHIRE: U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory.
- Kaviany, M. (2012). Principles of Heat Transfer in Porous Media. *Springer Science & Business Media*.
- Kerfoot, H. B. (1993). Landfill gas effects on groundwater samples at a municipal solid waste facility. *Proc., Sardinia '93, 4th Int. Landfill Symp.*, 1141–1154.
- Kersten, M. S. (1949). *Thermal Properties of Soils*. Minnesota: University of Minnesota.
- Kjeldsen, P. a. (1995). Landfill gas migration—Field investigations at Skellingsted Landfill, Denmark. *Waste Manage. Res.*, 467–484.
- Koerner, G. (2001). In situ temperature monitoring of geosynthetics used in a landfill. *Geotechnical Fabrics Rep.*, 19(4), 12- 13.
- Kumar, G., & Reddy, K. (2020). Comprehensive coupled thermo-hydro-bio-mechanical (CTHBM) model for holistic performance assessment of municipal solid waste landfills. *Computers and Geotechnics*.
- Kumar, G., Reddy, K. R., & McDougall, J. (2020a). Numerical modeling of coupled biochemical and thermal behavior of municipal solid waste in landfills. *Elsevier Computers and Geotechnics*, 1-23.
- Kumar, G., Reddy, K., & Foster, C. (2020b). Modeling elasto-visco-bioplastic mechanical behavior of municipal solid waste in landfills. *Acta Geotechnica*.
- L. Fjelsted, A. C. (2018). Assessment of a landfill methane emission screening method using an unmanned aerial vehicle mounted thermal infrared camera – A field study. *Waste Management*.
- Lefebvre, X. L. (2000). The role of aerobic activity on refuse temperature rise. I: Landfill experimental study. *Waste Manage.*
- Liu, C., Chen, R., & Chen, K. (2006). Unsaturated consolidation theory for the prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement. *Waste Management*.
- Liu, X., Shi, J., Qian, X., Hu, Y., & Peng, G. (2011). One-dimensional model for municipal solid waste (MSW) settlement considering coupled mechanical-hydraulic-gaseous effect and concise calculation. *Waste Management*.
- Lobo, A., López, A., Cobo, N., & Tejero, I. (2008). Simulation of municipal solid waste reactors using Moduelo. *Proc. Inst. Civil Eng. - Waste Resource Manage.*
- Lu, S., Xiong, J., Feng, S., Chen, H., Bai, Z., Fu, W., & Lü, F. (2019). A finite volume numerical model for bio-hydro-mechanical behaviors of municipal solid waste in landfills. *Comput. Geotech.* 109, 204–219.
- Lu, S.-F., & Feng, S.-J. (2020). Comprehensive overview of numerical modeling of coupled landfill. *Elsevier Waste Management*.

- Machado, S., Vilar, O., & Carvalho, M. (2008). Constitutive model for long term municipal solid waste mechanical behavior. *Comput.*
- Madruga, F. M.-H. (2007). Field test of infrared thermography applied to biogas controlling in landfill sites.
- Manjunatha, G., Chavan, D., Lakshmikanthan, P., Singh, L., Kumar, S., & Kumar, R. (2020). Specific heat and thermal conductivity of municipal solid waste and its effect on landfill fires. *Elsevier Waste Management*.
- Marques, M. (08 de janeiro de 2018). *G1 DF*. Fonte: G1: <https://g1.globo.com/df/distrito-federal/noticia/lixao-da-estrutural-um-retrato-do-maior-deposito-de-lixo-da-america-latina.ghml>
- Martinho, N., Teixeira, R. S., Silva, S. M., Lopes, D. D., & Fernandes, F. (2004). CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO SOLO DA ÁREA DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO MUNICÍPIO DE LONDRINA/PR. *CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL*.
- McDougall, J. (2007). A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste. *Comput. Geotech.*
- McDougall, J. (2007). *A hydro-bio-mechanical model for settlement and other behaviour in landfilled waste*. . *Comput. Geotech.* 34, 229–246.
- McDougall, J., & Pyrah, I. (2004). Phase relations for decomposable soils. *Géotechnique* 54, 487–493.
- Megalla, D. (2015). Heat transfer model for an engineered landfill in Sainte-Sophie, Quebec, Canada. *M.A.Sc. Thesis, Ottawa, Canada*. https://curve.carleton.ca/system/files/etd/347fb061-7aab-442f-9029_ab24f2bef981/etd_pdf/de1f961b924c749b66d3aee34b759baa/megalla-heattransfermodelforanengineeredlandfillin.pdf.
- Meraz, L. a. (1998). A calorimetric description of the digestion of organic matter in landfills. *Chem. Educator*, 3(6),1-6.
- Miranda, A. R. (2019). ASSESSMENT OF METHANE EMISSION USING INFRARED THERMOGRAPHY - A CASE STUDY IN THE JOCKEY CLUB CONTROLLED LANDFILL. *25th ABCM International Congress of Mechanical Engineering*.
- Miroslav Nastev, R. T. (2001). Gas production and migration in landfills and geological materials. *Miroslav Nastev, René Therrien, René Lefebvre, Pierre Gélinas* .
- Mitchell, J. K., & Soga, K. (1993). *Fundamentals of Soil Behavior*.
- Montgomery, M. (1 de Setembro de 2007). United Nations Population Fund: State of World Population 2007: Unleashing the Potential of Urban Growth. *John Wiley & Sons, Inc.*
- Mualem, Y. (1976). *A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media*. *Water Resour. Res.* 12, 513–522.
- Mutasem El-Fadel, A. N. (1997). Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*.
- N.J. Themelis, P. U. (2007). Methane generation in landfills. *Renewable Energy*.

- Nastev, M. T. (2001). Gas production and migration in landfills and geological materials. . *J. Contam. Hydrol.* 52, , pp. 187–211.
- Nastev, M. T. (2001). *Gas production and migration in landfills and geological materials*. *J. Contam. Hydrol.* 52, 187–211.
- Nathan Curry, P. P. (2012). Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*.
- Navid H. Jafari, T. D. (2017). Progression of Elevated Temperatures in Municipal Solid Waste Landfills. *ASCE*.
- Neusinger, R., Drach, V., Ebert, H., & Fricke, J. (2005). Computer simulations that illustrate the heat balance of landfills. *Int. J. Thermophys.* 26, 519–553.
- Neves, S., Campos, J., & Mayor, T. (2015). On the determination of parameters required for numerical studies of heat and mass transfer through textiles Methodologies and experimental procedures. *Int. J. Heat Mass Transf.* 81, 272–282.
- Ng, C., Feng, S., & Liu, H. (2015). *A fully coupled model for water-gas-heat reactive transport with methane oxidation in landfill covers*. *Sci. Total Environ.* 508, 307–319.
- Oldenburg, C. (2001). T2LBM Version 1.0: Landfill Bioreactor Model for TOUGH2. *Lawrence Berkeley National Lab (LBNL), Berkeley, CA (United States)*.
- Oldenburg, C., Borglin, S., & Hazen, T. (2002). *Multiphase Modeling of Flow, Transport, and Biodegradation in a Mesoscale Landfill Bioreactor*. Earth Sciences Division, Lawrence Berkeley National Laboratory.
- Oliveira, R. F., & Braga, R. M. (2017). SISTEMA DE COBERTURA FINAL DE UM ATERRO SANITÁRIO PARA A RMB DE BELÉM-PA COM EMPREGO DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL. *Instituto de Tecnologia, Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental (FAESA). Universidade Federal do Pará (UFPA)*.
- Olivier, F., & Gourc, J.-P. (2007). *Hydro-mechanical behavior of municipal solid waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell*. *Waste Manage.* 27, 44–58.
- Omar, H., & Rohani, S. (2017). *The mathematical model of the conversion of a landfill operation from anaerobic to aerobic*. *Appl. Math. Model.* 50, 53–67.
- Pessôa, T. O. (2006). *Avaliação da Influência da Mineralogia, Índice de Vazios e Teor de Umidade em Propriedades Térmicas de Solos*. Rio de Janeiro: PUC.
- R. Battaglini, B. R. (2013). Effective monitoring of landfills: flux measurements and thermography enhance efficiency and reduce environmental impact. *J. Geophys. Eng.*
- Raco, B. S. (2005). *Comparison of two non-invasive methodologies to monitor diffuse biogas emissions from MSW landfills soil : a case study*. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium.
- Reddy, K. G. (2015). Modeling coupled hydromechanical behavior of landfilled waste in bioreactor landfills: numerical formulation and validation. *J. Hazardous Toxic Radioactive Waste*.
- Reddy, K. K. (2017). Influence of dynamic coupled hydro-bio-mechanical processes on response of municipal solid waste and liner system in bioreactor landfills. *Waste Manage.*

- Rees, J. F. (1980). Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfill by temperature control. *J. Chem. Technol. Biotechnol, Society of Chemical Industry*.
- Regina Mambeli Barrosn, G. L. (2004). *The electric energy potential of landfill biogas in Brazil*. Natural Resources Institute, Federal University of Itajubá, National Reference Center for Small Hydro Power.
- Reid, R., Prausnitz, J., & Poling, B. (1987). *The Properties of Gases and Liquids*. New York: McGraw-Hill.
- Richard, K. (1979). *A simple method for determining the thermal conductivity and contact resistance of paper*. Tappi J. 69, 136–140.
- Ricken, T., & Ustohalova, V. (2005). *Modeling of thermal mass transfer in porous media with applications to the organic phase transition in landfills*. Comput. Mater. Sci. 32.
- Roriz, V. F. (2007). FATORES DETERMINANTES DA ABSORTÂNCIA SOLAR DE SUPERFÍCIES OPACAS. IX Encontro Nacional V Encontro Latinoamericano de Conforto no Ambiente Construído (ENCAC/ELACAC).
- Rowe, R. K. (1998). Geosynthetics and the minimization of contaminant through barrier systems beneath solid waste. *Proc., 6th Int. Conf. on Geosynthetics*.
- Ryan Noble, S. Z. (2019). FLUID FLOW THROUGH A FRACTURED POROUS RESERVOIR USING CFD MODELING.
- Samuel-Rosa, A. R. (2009). Caracterização do solo de cobertura de aterros encerrados com ferramentas (geo)estatísticas. *Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria*.
- Sanchez, R., Hashemi, M., Tsotsis, T., & Sahimi, M. (2006). Computer simulation of gas generation and transport in landfills II: Dynamic conditions. *Chem. Eng. Sci*.
- Sanchez, R., Tsotsis, T., & Sahimi, M. (2007). Computer simulation of gas generation and transport in landfills. III: Development of landfills' optimal model. *Chem. Eng. Sci*.
- Sanchez, R., Tsotsis, T., & Sahimi, M. (2010). Computer simulation of gas generation and transport in landfills. IV Modeling of liquid-gas flow. *Chem. Eng. Sci*.
- Silveira, A. M. (2004). *ESTUDO DO PESO ESPECÍFICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS*. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Sivakumar Babu, G., Reddy, K., & Chouksey, S. (2010). Constitutive model for municipal solid waste incorporating mechanical creep and biodegradation-induced compression. *Waste Management*.
- Staub, M., Gourc, J., Drut, N., Stoltz, G., & Mansour, A. (2013). *Large-scale bioreactor pilots for monitoring the long-term hydromechanics of MSW*. J. Hazard. Toxic Radioactive Waste 17, 285–294.
- Straub, W., & Lynch, D. (1982). Models of landfill leaching: moisture flow and inorganic strength. *J. Environ. Eng. Div*.
- Tanda, G. M. (2016). "Assessment of a landfill methane emission screening method using an unmanned aerial vehicle mounted thermal infrared camera – A field study. *Waste Management*, Vol. 87, No. 5, pp. 436–447.

- The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions – A review. (2009). *Murdoch University, School of Environmental Science*.
- Tim, O., & Juan, P. (2006). *Polymer Processing*. Hanser Publishers.
<https://pdfs.semanticscholar.org/e6c4/02f6859a927bac7137a237a60d454d197e8c.pdf>.
 acessado em Janeiro de 2021.
- Tomonori Ishigaki, M. Y. (2005). Estimation of methane emission from whole waste landfill site using correlation between flux and ground temperature. *Environmental Geology*.
- Townsend, T. G. (2005). One-Dimensional Gas Flow Model for Horizontal Gas Collection Systems at Municipal Solid Waste Landfills. *Journal of Environmental Engineering*.
- Tsakiroglou, C. D. (2019). The correlation of the steady-state gas/water relative permeabilities of porous media with gas and water capillary numbers. *Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP Energies nouvelles* 74, 45.
- United Nation Pupolation Funds, Urbanization: a majority in cities (2007)*. (12 de Outubro de 2019).
 Fonte: United Nations Population Fund:: <https://www.unfpa.org/publications/state-world-population-2007>
- Ustohalova, V., Ricken, T., & Widmann, R. (2006). *Estimation of landfill emission lifespan using process oriented modeling*. *Waste Manage.* 26, 442–450.
- van Genuchten, M. (1980). *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils*. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892–898.
- Walter, L., Elke, W., Paul, N., Mike, M., Izaa, K., & David, R. (2001). Thermal conductivity of food materials at elevated temperatures. *High Temperatures-High Pressures*. 33, 693–697.
- Weather Spark. (2020). *Clima característico de Brasília*. <https://pt.weatherspark.com/y/30238/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Bras%C3%ADlia-Brasil-durante-o-ano> acessado em dezembro de 2020.
- Weather Spark. (2020b). *Clima característico de Brasília*.
<https://pt.weatherspark.com/y/30238/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Bras%C3%ADlia-Brasil-durante-o-ano> acessado em dezembro de 2020.
- Weather Spark. (2020c). *Clima característico de Brasília*.
<https://pt.weatherspark.com/y/30238/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Bras%C3%ADlia-Brasil-durante-o-ano> acessado em dezembro de 2020.
- Weather Spark. (2020d). *Clima característico de Brasília*.
<https://pt.weatherspark.com/y/30238/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Bras%C3%ADlia-Brasil-durante-o-ano> acessado em dezembro de 2020.
- Weather Spark. (2020e). *Clima característico de Brasília*.
<https://pt.weatherspark.com/y/30238/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Bras%C3%ADlia-Brasil-durante-o-ano> acessado em dezembro de 2020.
- White, J., & Beaven, R. (2013). *Developments to a landfill processes model following its application to two landfill modelling challenges*. *Waste Manage.* 33, 1969–1981.
- White, J., Nayagum, D., & Beaven, R. (2014). *A multi-component two-phase flow algorithm for use in landfill processes modelling*. *Waste Manage.* 34, 1644–1656.

- White, J., Ren, Q., & Robinson, J. (2003). *A framework to contain a spatially distributed model of the degradation of solid waste in landfills*. *Waste Manage. Res.* 21, 330–345.
- White, J., Robinson, J., & Ren, Q. (2004). *Modelling the biochemical degradation of solid waste in landfills*. *Waste Manage.* 24, 227–240.
- Williams, G. M. (1991). Lessons from Loscoe: The uncontrolled migration of landfill gas. *Q. J. Eng. Geol.* 24(2), 191–207.
- Yesiller, N. a. (2003). Analysis of temperatures at a municipal solid waste landfill. *Proc., 9th Int. Waste Management and Landfill Symp.*
- Yesiller, N., Hanson, J. L., & Liu, W.-L. (2005). Heat Generation in Municipal Solid Waste Landfill. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering.*
- Yesiller, N., Hanson, J., & Yee, E. (2015). *Waste heat generation: A comprehensive overview*. *Waste Manage.* 42, 166–179.
- Yoshida, N. a. (2003). Analysis of temperatures at municipal solid waste landfill. *Proc., 9th Int. Waste Management and Landfill Symp.*
- Young, A. (1992). *Application of computer modeling to landfill processes*. Londres: U.K. Department of the Environment.
- Young, A., & Davies, D. (1992). Applications of computer modelling to landfill processes. *Great Britain, Department of the Environment, Wastes Technical Division.*
- Yu, L. B. (2010). A coupled model for prediction of settlement and gas flow in MSW landfills. *Int. J. Numer. Anal. Meth. Geomech.*
- Zambra, C., & Moraga, N. (2012). *Heat and mass transfer in landfills: Simulation of the pile self-heating and of the soil contamination*. *International Journal of Heat and Mass Transfer.*

APÊNDICE

		Pág.
Apêndice I	Aferição da temperatura em diferentes profundidades em solos de aterros sanitários	75
Apêndice II	Metodologia proposta para a medição de temperatura e análise experimental	78

AFERIÇÃO DA TEMPERATURA EM DIFERENTES PROFUNDIDADES EM SOLOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Segundo Hanson (2010), a configuração dos sensores e o método de medição podem afetar a determinação exata das temperaturas em solos de aterros sanitários. A instalação de sensores em tubos rígidos (que não foram preenchidos com terra ou o outro material similar) cria passagens para a movimentação de gases e chorume próximo dos sensores. Essa configuração pode causar fluxo de calor convectivo ao longo do comprimento do tubo resultando em medições que não representam a temperatura real do solo naqueles pontos, se não houvesse a estrutura ali instalada. Esse tipo de instalação também pode alterar a decomposição e as condições de degradação próximo aos sensores. Além disso, tubos rígidos também podem ser danificados pela adição e assentamento de rejeitos. Hanson (2010) ainda cita que erros podem ser introduzidos se as medições forem realizadas durante o processo de furação, pois o calor gerado durante o processo pode influenciar nas temperaturas medidas. No que tange a coleta de amostras do solo, o autor argumenta que ganhos e perdas de calor podem acontecer durante o processo de remoção das amostras se forem coletadas durante o processo de furação para medição de temperatura na superfície do solo.

Hanson (2010) determina em seu estudo algumas características importantes para o sistema de medição de temperatura em solos de aterros sanitários:

- Durabilidade dos sensores contra a corrosão de ambientes agressivos;
- Durabilidade contra esforços mecânicos e movimentações;
- Condições de pré-fabricação e transporte;
- Rápida instalação;
- Monitoração realizável;
- Habilidade de prover medições contínuas a longo prazo.

Ainda segundo o mesmo estudo, termopares Tipo K tem uma alta resistência à corrosão e são adequados para a medição em solos com rejeitos orgânicos. Segundo autor, 90% dos termopares utilizados no estudo permaneceram intactos e funcionais desde a instalação, ocorrida de 5 a 10 anos, com poucos equipamentos danificados ou destruídos pela operação de máquinas pesadas durante a extração associada à manutenção do aterro, sem que fosse relacionada ao tipo de sensor.



Figura 27 - Arranjo do Termopar (James L. Hanson, 2010).

De acordo com Hanson (2010), estudos mostram que a instalação de vários termopares em tubos flexíveis de PVC tem inúmeros benefícios. O exemplar utilizado em seu estudo (Figura 27) conta com características importantes nesse tipo de medição:

- Fornece a durabilidade mecânica necessária, caso haja movimentação de rejeitos sólidos no local;
- Possibilita a montagem anterior a instalação no aterro sanitário, configurando um modelo de transporte fácil e econômico;
- É conveniente para o manuseio e organização, possibilitando uma instalação rápida e segura, que são preocupações latentes no ambiente como o estudado;
- Possibilita a conformidade com mudanças e assentamento de rejeitos que podem ocorrer no solo;
- Conta com a habilidade de medições manuais e por meio de *data loggers*;
- Os espaços vazios que possibilitam a convecção no tubo são minimizados, e se tornam ainda menores após a instalação;
- Atinge o equilíbrio térmico com o ambiente; para medições representativas.

Em geral, os termopares são instalados tanto horizontalmente como verticalmente no solo, em diferentes profundidades e o espaço aberto para inserção é preenchido novamente com material retirado. Segundo o estudo de Hanson (2010), deve-se ter atenção com a vedação apropriada do local de saída dos tubos do solo. Em geral, a determinação de temperatura utilizando termopares Tipo K em tubos flexíveis com passagens de inserção bem vedadas tem se mostrado efetiva. Enquanto a medição utilizando sensores instalados em tubos rígidos ou realizadas durante a furação do solo não são recomendadas.

Jafari (2017) reporta em seu estudo que a temperatura é um dos parâmetros mais importantes para se diagnosticar se um aterro sanitário está funcionando normalmente e traz uma avaliação com diferentes tipos de medição em um mesmo aterro:

- Medição em poço de extração de gás;
- Medição com termopares em diferentes profundidades;
- Medição por meio de amostras retiradas em perfuração.

O poço de extração de gás foi instalado no aterro em 2005 com profundidade de 33,2 m, sendo os 24,4 m inferiores revestido com tubos com fendas. Em outubro de 2010, foram instalados termopares em perfuração no solo para o monitoramento da temperatura da mesma área onde estava instalado o poço. Os furos foram avançados usando um revestimento de 152 mm (6 pol.) e perfurados com um barril de núcleo de 102 mm (4 pol.), usando o método de perfuração sônica. Sete termopares Tipo T foram colocados com um espaçamento de 6,1 a 10,6 m entre eles e inseridos em um tubo de cloreto de polivinil clorado (*chlorinated polyvinyl chloride pipe* - CPVC) e assim inseridos na perfuração. Quando o revestimento foi removido, o espaço vazio foi preenchido com areia, sendo os 2,1 m finais até a superfície preenchidos com 1,5 metros de tampão de bentonita e 6 metros do mesmo solo de cobertura dos arredores. As amostras de material retirado na perfuração foram imediatamente escaneadas com uma câmera infravermelha.

METODOLOGIA DE PROPOSTA PARA A AFERIÇÃO DE TEMPERATURA E ANÁLISE EXPERIMENTAL

METODOLOGIA DE CAMPO

A metodologia de estudo de campo se inicia com a delimitação da área onde serão realizadas as medições, para que múltiplas tomadas possam ser feitas no mesmo local. A escolha do local será feita levando em consideração a existência de pontos de vazão de gás, o relevo da superfície e a possibilidade de acesso. Será utilizada então a termografia para que possam ser determinados pontos de medição no solo que serão marcados com GPS.

MEDIÇÃO DE TEMPERATURA

Para a medição de temperaturas na superfície do aterro será utilizado a termografia, que consiste em um método não invasivo de medição da distribuição de temperatura em uma superfície com a utilização de uma câmera térmica (Miranda, Rodrigues, Mesquita, Cunha, & Junior, 2019). Esse equipamento realiza a recepção e o processamento do sinal de longas ondas de radiação infravermelha para a geração de imagens, convertendo o sinal em um perfil de temperatura do objeto. O uso dessa técnica a praticidade e facilidade de medição e pode ajudar a aumentar a eficiência na coleção de gás em aterros e identificar problemas ao longo de um sistema coletor de gás (Tanda, 2016).

Os pontos de medição serão então escaneados com uma câmera térmica infravermelha (FLIR A325sc). Será utilizado ainda um *drone* equipado com uma câmera para aferição de temperaturas em toda a área delimitada em uma só imagem. A altura em que se situará o *drone* dependerá da área que será analisada no estudo. Para uma área de 100 m², que considera-se adequada para a obtenção de dados, o equipamento utilizado devem ser capaz de atingir entre 20 e 25 metros de altura (L. Fjelsted, 2018).

A maior preocupação do estudo será mensurar a temperatura em diferentes profundidades do solo utilizando termopares Tipo K acoplados a sondas fixadas no solo. Será feito um furo de 7 metros de profundidade no solo, onde será inserida a sonda com termopares, que ficará em contato direto com o material do aterro. Inicialmente, estima-se que as medições ocorrerão em intervalos pequenos para profundidades superficiais e com um espaçamento maior a medida que a profundidade aumenta. De acordo com os estudos realizados, estima-se que uma boa distribuição para os termopares seria com profundidades de 0,05 m, 0,10 m, 0,5 m, 1 m, 2 m, 3 m, 4 m, 5 m, 6 m e 7 m. Totalizando 10 pontos de medição com pontos mais próximos à superfície servindo de comparação direta para as imagens termográficas adquiridas.

Ainda são considerados os benefícios de se obter perfis de temperatura em pontos variados para profundidade de até 1 m. Essa técnica resultaria numa melhor comparação entre os dados obtidos pelas imagens termográficas e a temperatura interna numa região próxima ao solo. Cada sonda de 1 metro seria equipada com 5 termopares a 0,05 m, 0,10 m, 0,4 m, 0,7 m e 1 m de profundidade.

Todas as medições de temperatura serão realizadas antes do nascer do sol, por volta das 4 horas da manhã, para que não haja interferência da radiação do sol nas temperaturas superficiais e para que a diferença entre a temperatura ambiente e a do solo sejam mais significativas.

Serão utilizados *data loggers* para a aquisição de dados com os termopares Tipo K. Termopares desse tipo tem, em geral um alcance de medição de -260° a 1.370°C , com precisão de $0,7^{\circ}\text{C}$ e resolução de $0,04^{\circ}\text{C}$. Dessa maneira, o equipamento que fará a leitura e a aquisição de dados pode ser de vários tipos e dependerá do orçamento disponível para o projeto. Sensores sem fio seriam de bastante utilidade no projeto, no entanto têm custo muito elevado. A opção mais barata seria a aquisição de dados utilizando uma placa de Arduino. De qualquer maneira, o sistema deverá ser capaz de armazenar dados e ter o maior número de entrada de canais possível, já que cada sonda contará com 10 pontos de medição. Dependendo do sistema de aquisição de dados selecionado, este deverá ainda ser inserido em um invólucro que o proteja do intempéries do ambiente.

Planeja-se utilizar um sistema similar ao representado na Figura (2). A fiação dos termopares será inserida em um tubo de PVC flexível, enquanto os sensores estarão em contato direto com o solo. O intervalo de aquisição de dados será de aproximadamente 1 hora, para medições realizadas durante o dia todo. Isso acontecerá 3 vezes na semana. Da mesma forma serão tomadas medidas de temperatura em intervalos menores no mesmo período em que serão feitas as imagens termográficas. Nesse caso as medições ocorreram com tomadas de temperatura de 5 em 5 minutos durante 1 hora. Esses intervalos podem ser alterados conforme os primeiros dados forem analisados.

Sendo assim, os materiais necessários para cada sonda que irá realizar as medições de temperatura no interior do solo é:

- 10 termopares Tipo K;
- 1 sistema de aquisição de dados;
- Baterias;
- 7 metros de tubulação de PVC flexível.

As medições serão realizadas durante um intervalo de tempo de 1 a 2 meses, intervalo esse considerado suficiente para ajustes e medições acuradas.

MEDIÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE GASES

Nos pontos onde há vazão de gás será utilizado um analisador de gás do tipo GEM-5000 para a obtenção de dados relativos à composição do gás no local. O equipamento possibilitará a aferição da concentração de metano, dióxido de carbono e oxigênio nos locais desejados. Busca-se correlacionar a concentração de metano com a temperatura aferida nos pontos de medição.

A identificação do CH_4 e CO_2 é feita por uma célula infravermelha de comprimento de onda duplo com canal de referência, que mostra os resultados em porcentagem (0-100%) (Miranda, Rodrigues, Mesquita, Cunha, & Junior, 2019). A identificação de O_2 é feita com a utilização de uma célula eletroquímica (0-25%) e está relacionada com a limitação do equipamento que não é capaz de medir a concentração em amostras com mais de 25% de oxigênio. Amostras com essas características apresentam uma fração muito pequena de gás metano e dióxido de carbono. Um volume de metano tão ínfimo será desconsiderado no presente estudo.

METODOLOGIA EXPERIMENTAL

A parte experimental do estudo será realizada com o auxílio de uma bancada de testes para a determinação do comportamento do escoamento não isotérmico de fluido em meio poroso, representando o escoamento de gás no solo do aterro sanitário. Procura-se simular um meio poroso e introduzir um escoamento de gás a uma temperatura controlada, para que se possa realizar medições para o perfil de temperatura ao longo do meio e na superfície.

A estrutura principal da bancada tem formato de funil (Figura 25) e foi confeccionada com o auxílio de uma impressora 3D. Essa carcaça apresenta a geometria necessária para que possa ser acoplado um tubo, por onde será liberado o gás, para que possa ser inserido um termopar para a medição da temperatura de entrada do gás e para que haja o preenchimento com o material onde se deseja realizar o escoamento. Uma malha, também impressa em 3D, coberta com uma manta metálica servirá de suporte para o meio poroso (Figura 28).



Figura 28 Foto da carcaça que será utilizada nas medições (Miranda, 2019).

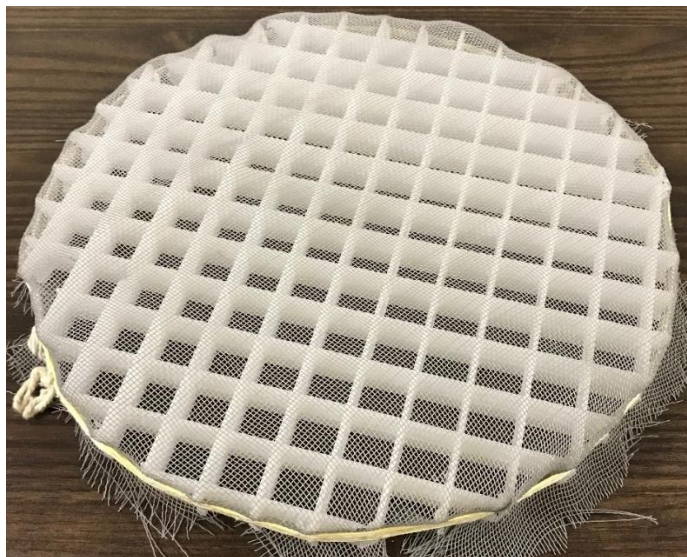


Figura 29 Malha de suporte para o meio poroso (Miranda, 2019).

A parte cilíndrica superior da estrutura será preenchida com esferas de 5,95 mm de diâmetro feitas de material polimérico tipicamente utilizada como munição para armas de *airsoft* (Figura 30). O material escolhido apresenta características que conferirão uma uniformidade à característica porosa do meio, além de ser um material isolante, com baixa absorção de calor, o que conferirá uma aquisição mais rápida de resultados. Não se descarta a utilização de um outro tipo de material que se assemelhe mais com o material do solo de aterros sanitários.



Figura 30- Material polimérico que será utilizado como meio poroso.⁵

Ar quente será utilizado como o fluido de escoamento não isotérmico em meio poroso. Sendo assim, tubos de ar comprimido do laboratório de transferência de calor da Universidade de Brasília (Figura 31) servirão de fonte para o fluxo induzido no meio. Todas essas características permitem com

⁵ Fonte: <https://www.ebay.co.uk/itm/SCORPION-AIRSOFT-AMMO-BBS-BB-PELLETS-0-28G-0-28-GRAM-POLISHED-6MM-SMOOTH-QUALITY-/292278309816> - Acessado em 12/11/2019

que vários parâmetros como a vazão de gás, a temperatura de entrada e as características do meio sejam alterados, o que confere ao modelo experimental uma vasta gama de possibilidades.



Figura 31 Gás comprimido utilizado na bancada experimental

Durante o escoamento não isotérmico conduzido na bancada experimental, será aferida a temperatura superficial do meio poroso utilizando a mesma câmera termográfica das medições de campo. Ao mesmo tempo serão coletados dados da temperatura no interior da camada de material polimérico, utilizando-se termopares Tipo K, possibilitando assim uma estimativa completa da distribuição de temperatura no meio.

A partir disso, serão variados os parâmetros citados e coletados dados da mesma maneira. É importante ressaltar que a versatilidade da bancada experimental permite até a sobreposição do meio poroso com uma camada superficial de material argiloso anda como existente no aterro estudado. As características dessa camada podem imitar várias condições reais, sendo um da mais importante delas a presença de fissuras nas superfícies. Todos os dados serão coletados e compilados para comparação tanto com os valores da experimentação de campo quanto da metodologia matemática/computacional.

METODOLOGIA NUMÉRICA

A parte de obtenção de um modelo matemático/computacional é muito relevante para o trabalho desenvolvido. Esta etapa é capaz de trazer embasamento teórico por meio do processo onde se modela e reproduz o fenômeno observado a fim de obter resultados condizentes com os observados na natureza. Sendo assim, deseja-se aplicar ao problema as teorias apresentadas na parte de revisão bibliográfica do presente trabalho. No entanto, existem muitas condições de contorno ainda pouco conhecidas no processo que ocorre em no aterro sanitário estudado, o que torna necessária a validação do método numérico do qual se lançará mão a partir de um problema onde as condições são controladas e os resultados mensuráveis.

Foi sugerido o uso de uma bancada experimental para obtenção de dados, para que se possa modelar o fenômeno com as mesmas condições de contorno no software proprietário ANSYS/CFX e

comparar os resultados. Essa validação é a primeira etapa dessa parte do estudo, pois a partir dela poderão ser então modelados casos que se assemelhem e se aproximem ao máximo do fenômeno observados na superfície de aterros sanitários.

Antes de tudo foi preciso dominar a ferramenta computacional selecionada e compreender como os resultados são gerados, para que se possa questioná-los e fazer alterações, quando necessário. Isso foi feito por meio da leitura sobre o assunto e da reprodução de problemas clássicos tipicamente resolvidos utilizando o ANSYS. Depois dessa primeira compreensão, foi realizada uma análise com a geometria da bancada experimental, porém sem preocupar-se com os parâmetros corretos, já que a bancada ainda não havia sido montada.

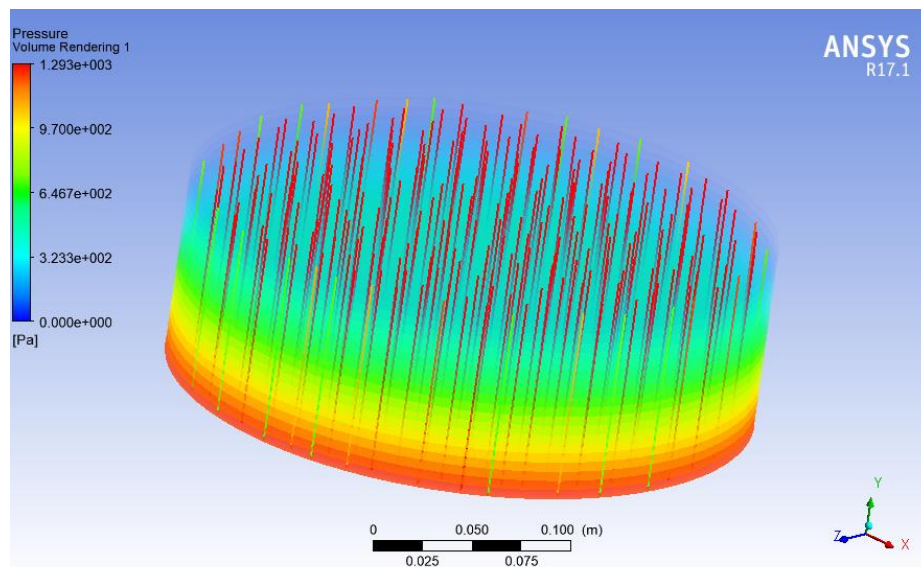


Figura 32- Representação do modelo que pode ser utilizado para a análise da bancada experimental.

A modelagem da bancada experimental no método computacional, consiste em considerar apenas a parte geométrica onde está contido o meio poroso, que é o fator que possivelmente altera o escoamento e a distribuição de temperatura na superfície. Nessa seção de perfil cilíndrico, o escoamento ocorre da parte inferior, de onde vem o ar aquecido, em direção à parte superior, à pressão atmosférica. Sendo assim, o problema foi aplicado de forma ilustrativa no software, sem preocupação nesse primeiro momento com a acurácia dos parâmetros inseridos ou com o valor retornado. Obteve-se então os dados representados na Figura 32.

As simulações serão realizadas para meios porosos isotérmicos e não isotérmicos. Essa abordagem foi escolhida para que se possa estudar aspectos com a convergência de malha e para verificar a aderência dos dados numéricos e dos experimentais colhidos na bancada. A representação do perfil de distribuição de pressão é apenas uma das representações que se almeja, sendo o perfil de distribuição térmica outro importante resultado a ser gerado.

Busca-se obter curvas relacionando a temperatura superficial do meio poroso e a vazão de gás. Para essa análise, as condições de contorno térmicas de radiação na superfície do meio poroso devem

ser levadas em consideração. Também serão analisadas as relações entre o perfil de temperatura interna do meio e a vazão. Essa técnica visa garantir o estabelecimento de uma rotina robusta de utilização da ferramenta numérica, tal que situações que envolvam maior complexidade e perfis variados no solo, como fraturas, possam ser simulados.