



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

RIADNY PATRÍCIA DE SOUZA FERREIRA

**EFEITO DAS FISSURAS NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
CAMADAS DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS**

Recife

2022

RIADNY PATRÍCIA DE SOUZA FERREIRA

**EFEITO DAS FISSURAS NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
CAMADAS DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Antônio Medeiros Marinho.

Recife

2022

Catálogo na fonte:
Bibliotecária Sandra Maria Neri Santiago, CRB-4 / 1267

F383e

Ferreira, Riadny Patrícia de Souza.

Efeito das fissuras nas emissões de gases de efeito estufa em camadas de cobertura de aterros sanitários / Riadny Patrícia de Souza Ferreira. – 2022.

64 f.: il., figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Coorientador: Prof. Dr. Fernando Antônio Medeiros Marinho.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife, 2022.

Inclui referências.

1. Engenharia civil. 2. Camada de cobertura. 3. Fissura. 4. Aterro sanitário.
5. Emissões de gases do efeito estufa. I. Jucá, José Fernando Thomé (Orientador).
II. Marinho, Fernando Antônio Medeiros (Coorientador). III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG / 2022-59

RIADNY PATRÍCIA DE SOUZA FERREIRA

**EFEITO DAS FISSURAS NAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA
EM CAMADAS DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de Concentração Geotecnia.

Aprovada em: 24/02/2022.

BANCA EXAMINADORA

Participação por videoconferência
Prof. Dr. Fernando Antônio Medeiros Marinho (Coorientador)
Universidade de São Paulo

Participação por videoconferência
Profa. Dra. Régia Lúcia Lopes (Examinadora Externa)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte

Participação por videoconferência
Prof. Dr. Leonardo José do Nascimento Guimarães (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus e Pai que me proporcionou vida para vivenciar momentos tão difíceis durante essa pandemia e, ao mesmo tempo, tão proporcionadores de crescimento na minha vida.

Ao meu marido... Amor, você é e sempre vai ser meu inspirador, incentivador e parceiro de vida. Obrigada pela paciência e cuidado. Te amo.

Ao meu orientador Jucá e meu coorientador Fernando Marinho (uma dupla de xarás) que me auxiliarem e inspiraram nessa trajetória, apesar da necessidade de adaptações, muito obrigada.

Ao meu amigo Alison que foi mais do que só um parceiro na pesquisa, foi realmente apoio, ouvido e braço forte pra desenvolver as simulações junto comigo!

Aos amigos e companheiros de profissão/pesquisa Italcly Oliveira, Rafaella Medeiros, Odete Mariano, Liz Araújo, Alice Albuquerque, Fellipe Brandão e Rodrigo Passos. Esse período fez com que nos aproximássemos e crescêssemos juntos nessa etapa tão desafiadora e difícil. Obrigada por tudo!

Aos meus amigos Lilian e Lázaro que se tornaram elementos primordiais na convivência e cuidado mútuo. Amo muito você e sou imensamente grata por tê-los comigo.

Aos meus amigos e parceiros de vida Rodrigo Farias, Assaka Tani, Ingrid Xavier e Cecília Silva. Sem vocês, a vida seria muito mais vazia. Amo muito vocês.

A Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelo financiamento da pesquisa.

RESUMO

A emissão de gases de efeito estufa, de acordo com a Abrelpe (2020), continua sendo pauta das reuniões internacionais e, nesse sentido, o setor de resíduos brasileiro, emite cerca de 96 milhões de toneladas de CO_{2eq} anualmente. Em um aterro sanitário, o acondicionamento do resíduo e desempenho da camada de cobertura são primordiais para garantir segurança e mitigação de impactos ambientais. A escolha de solos argilosos causa, a longo prazo, devido aos ciclos de umedecimento e secagem, fissuras na camada. Devido à fissuração, pode-se aumentar a emissão de gases do efeito estufa (GEE) e a infiltração de líquidos, aumentando o volume de lixiviado produzido pelo resíduo aterrado. O objetivo desse trabalho foi compreender e quantificar, através de análise numérica, o efeito das fissuras nas emissões de gases do efeito estufa em camadas de cobertura de aterros sanitários. No estudo foi utilizada uma simulação numérica da percolação de gases na camada de cobertura dentro de três condições: sem fissura, fissura até metade da camada e fissura até o final da camada. Utilizou-se o programa SEEP/W para a simulação dos fluxos, em regime transiente, ascendentes e descendentes, respectivamente, do gás e da precipitação. A avaliação englobou a quantificação de gases emitidos durante um ano mediante fluxo proposto de metano. Verificou-se o crescimento com tendência exponencial entre as emissões de gases do efeito estufa com aumento da profundidade da fissura para as condições propostas. Além disso, comprovou-se a superioridade da permeabilidade do solo fissurado no decréscimo da permeabilidade ponderada do solo.

Palavras-chave: camada de cobertura; fissura; aterro sanitário; emissões de gases do efeito estufa.

ABSTRACT

The emission of greenhouse gases, according to Abrelpe (2020), continues to be the agenda of international meetings and, in this sense, the Brazilian waste sector emits around 96 million tons of CO₂eq annually. In a sanitary landfill, the packaging of the residue and the performance of the covering layer are essential to guarantee safety and mitigation of environmental impacts. The choice of clayey soils causes, in the long term, due to the cycles of wetting and drying, cracks in the layer. Due to cracking, the emission of greenhouse gases (GHG) and the infiltration of liquids can be increased, increasing the volume of leachate produced by the landfilled waste. The objective of this work was to understand and quantify, through numerical analysis, the effect of cracks on greenhouse gas emissions in landfill cover layers. In the study, a numerical simulation of the percolation of gases in the cover layer was used under three conditions: no crack, crack up to half of the layer and crack up to the end of the layer. The SEEP/W program was used to simulate the flows, in transient, ascending and descending regimes, respectively, of gas and precipitation. The assessment included the quantification of gases emitted during one year by means of the proposed flow of methane. It was verified the growth with an exponential trend between the emissions of greenhouse gases with increasing crack depth for the proposed conditions. In addition, the superiority of cracked soil permeability in decreasing the weighted soil permeability was proved.

Keywords: cover layer; cracks; sanitary landfill; greenhouse gas emissions.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fissuração encontrada na camada de cobertura	13
Figura 2 - Esquema ilustrativo da camada de cobertura	15
Figura 3 - Esquema ilustrativo da camada com material alternativo	16
Figura 4 - Curva característica de um solo siltoso	22
Figura 5 - Curva de permeabilidade relativa	25
Figura 6 - Permeabilidade hidráulica saturada versus ciclos de umedecimento e secagem	29
Figura 7 - Formação de fissuras da amostra no primeiro período de secagem	30
Figura 8 - Perfil inicial adotado para estudo	33
Figura 9 - Solos na carta de plasticidade	34
Figura 10 - Instruções para dados hidrológicos	35
Figura 11 - Dados climatológicos no Excel	36
Figura 12 - Condições de contorno aplicadas	37
Figura 13 - Malhas aplicadas	37
Figura 14 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação na condição sem fissura na camada	39
Figura 15 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição sem fissura	40
Figura 16 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com a fissura até metade da camada	40
Figura 17 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição de fissura na metade da camada	41
Figura 18 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com a fissura até o fim da camada	42
Figura 19 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição de fissura até o fim da camada	43
Figura 20 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação sem fissura	43
Figura 21 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição sem fissura	44
Figura 22 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até metade da camada	44
Figura 23 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até metade da camada	45

Figura 24 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até o fim da camada	45
Figura 25 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até o fim da camada	46
Figura 26 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação sem fissura	47
Figura 27 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição sem fissura	47
Figura 28 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até metade da camada	48
Figura 29 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até metade da camada	48
Figura 30 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até o fim da camada	49
Figura 31 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até o fim da camada	49
Figura 32 - Tendência de crescimento exponencial de emissão de gases em relação à profundidade da fissura	51
Figura 33 - Curvas obtidas dos dados de Almeida (2017)	52
Figura 34 - Curvas obtidas dos dados de Lopes (2011)	52
Figura 35 - Curvas obtidas dos dados de Maciel (2003)	53
Figura 36 - Situação hipotética de fissuras	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critérios recomendados para coberturas finais de resíduos sólidos urbanos não perigosos	17
Tabela 2 - Características do solo para aplicação em camadas de cobertura	18
Tabela 3 - Emissões de metano da literatura	20
Tabela 4 - Modelos e equações da literatura	24
Tabela 5 - Resumo de emissões em relação à condição de fissura	50
Tabela 6 - Permeabilidade ponderada	55

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
1.1	JUSTIFICATIVA	13
1.2	OBJETIVOS	14
1.2.1	Objetivos gerais	14
1.2.2	Objetivos específicos	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1	CAMADA DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS	15
2.1.1	Camadas convencionais	18
2.1.2	Emissão de metano nas camadas de cobertura	19
2.2	PROPRIEDADES DOS MATERIAIS DE CAMADA DE COBERTURA	21
2.2.1	Caracterização granulométrica	21
2.2.2	Curva característica	21
2.2.3	Condutividade hidráulica	23
2.3	FLUXO EM MEIO NÃO SATURADO	26
2.3.1	Advecção	26
2.3.2	Difusão	26
2.4	FATORES INTERVENIENTES NO DESEMPENHO DAS CAMADAS	27
2.4.1	Compactação	27
2.4.2	Variação de umidade	28
2.4.3	Efeito de secagem e molhagem	28
2.4.4	Permeabilidade ponderada	31
2.5	ANÁLISE NUMÉRICA	31
3	METODOLOGIA	33
3.1	ELABORAÇÃO DA GEOMETRIA	33
3.2	PROPRIEDADES GEOTÉCNICAS DOS MATERIAIS	34
3.3	DADOS CLIMATOLÓGICOS	35
3.4	CONCENTRAÇÃO DE GÁS METANO	36
3.5	CONDIÇÕES DE CONTORNO	36
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	39

4.1	ANÁLISE DO EFEITO DA FISSURA NA CAMADA DE COBERTURA	39
4.2	ANÁLISE DOS PARÂMETROS HIDRÁULICOS DO MATERIAL NÃO SATURADO	51
4.3	PERMEABILIDADE PONDERADA	54
5	CONCLUSÕES	56
	REFERÊNCIAS	58

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento de tecnologias para aprimorar o funcionamento do mundo globalizado apresenta uma disparidade, no Brasil, quando se trata de destinação de resíduos. Além da deficiente educação ambiental da população, os representantes políticos não aplicam as políticas públicas existentes desde 2010, como a PNRS (Política Nacional dos Resíduos Sólidos). Apesar da atualização em 2022 (BRASIL, 2022) – apenas no setor de logística reversa – ainda há muito a realizar.

A destinação para aterros sanitários tornou-se o meio ambientalmente adequado segundo o artigo 54 da Lei 12.305 (BRASIL, 2010). Entretanto, os responsáveis do setor não conseguiram obedecer aos prazos de extinção dos lixões, acarretando em toneladas de resíduos dispostos em lixões e aterros controlados. De acordo com a ABRELPE (2020), a disposição inadequada de resíduos cresceu nos últimos 10 anos de 25 para 29,5 milhões de toneladas.

A emissão de gases de efeito estufa continua sendo pauta das reuniões internacionais e, nesse sentido, o setor de resíduos brasileiro, emite cerca de 96 milhões de toneladas de CO_{2eq} anualmente (ABRELPE, 2020). A ausência de sistemas de captura e aproveitamento dos gases reitera a dificuldade em reduzir as emissões do metano - gás 28 vezes mais poluente que o dióxido de carbono (GIODA, 2018). Entretanto, a implementação de tecnologias como a digestão anaeróbica, o tratamento mecânico biológico e a compostagem podem ser alternativas a fim de minimizar o impacto ambiental.

No funcionamento de um aterro sanitário, o manejo e acondicionamento dos resíduos obedecem às regras para garantir a segurança e mitigar impactos ambientais. Desde a base até a cobertura final, a massa de lixo é protegida com camadas de solo que têm a função de impedir a infiltração de lixiviado no subsolo, reduzir a entrada de chuva na massa de lixo, garantir a estabilidade das camadas compactadas, evitar o contato com vetores externos e reduzir emissões poluentes (VIEIRA, 2005).

A camada de cobertura final do aterro é primordial para a garantia da segurança da estrutura devido a barreira física para infiltração da chuva e emissão de gases. Ela também pode até oxidar – com uso de bactérias metanotróficas, como visto por Almeida (2017), o gás poluente, servir de proteção contra vetores e de melhoria na visualização da célula finalizada. Considerando que os aterros são projetados para funcionarem, em média, recebendo resíduos, entre 25 e 30 anos, a ação da camada de cobertura final na proteção dos resíduos precisa ser eficaz.

O período em que o solo precisa exercer sua função mais ativamente é o intervalo da biodegradação dos resíduos, pois, após alguns anos, o resíduo envelhecido não produz gases numa proporção considerável, a não ser que seja extraído e inoculado, de acordo com Schlub *et al.* (2019). A espessura escolhida, o grau de compactação e ciclos de umedecimento e secagem podem interferir na eficácia da função da camada ao longo do tempo, de acordo com Maciel (2003). Assim, o desempenho da camada necessita de análise para assegurar que essas condições serão estabelecidas.

1.1 JUSTIFICATIVA

No funcionamento dos aterros sanitários brasileiros, aplica-se comumente camadas convencionais – composta unicamente por material argiloso compactado. Esse material proporciona, ao longo do tempo, devido aos ciclos de umedecimento e secagem, trincas na camada. Devido à fissuração, pode-se aumentar a emissão de gases do efeito estufa (GEE) e a infiltração de líquidos, aumentando o volume de lixiviado produzido pelo resíduo aterrado.

No Aterro de Seropédica/RJ, por exemplo, através de um cálculo de emissões gasosas, através de ensaios de placa, os pontos com maiores propagação e profundidade de fissuras apresentavam uma taxa de metano lançado no ambiente muito maior. (BORBA *et al.*, 2018). Na Figura 1, do estudo de Araújo & Ritter (2016), é possível observar as fissuras de diferentes padrões.

Figura 1 - Fissuração encontrada na camada de cobertura



Fonte: Araújo & Ritter (2016)

Por esse motivo, o estudo quanto ao impacto da formação das fissuras responde a uma demanda real e negligenciada nos aterros sanitários brasileiros. Assim, as camadas de cobertura, com o avanço das pesquisas, poderão apresentar melhores desempenhos e serem incrementadas através melhorias exequíveis no dia-a-dia do monitoramento e operação dos aterros.

1.2 OBJETIVOS

A motivação da pesquisa está baseada nos objetivos gerais e específicos descritos nos tópicos a seguir.

1.2.1 Objetivo geral

Compreender e quantificar, por meio da análise numérica, o efeito das fissuras nas emissões de gases do efeito estufa em camadas de cobertura de aterros sanitários.

1.2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o efeito da fissura na camada de cobertura convencional com respeito à emissão de gases e o regime pluviométrico local;
- Analisar os parâmetros hidráulicos do material não saturado
- Quantificar o efeito da fissura na camada de cobertura por meio do cálculo da permeabilidade ponderada.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Unindo os conhecimentos necessários para o desenvolvimento da pesquisa, o tópico abrange o referencial teórico acerca das camadas de coberturas de aterros, efeitos influentes na sua durabilidade e seu funcionamento em um mecanismo de secagem e molhagem, quanto às fissuras.

2.1 CAMADAS DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS

Na operação da massa de resíduos em um aterro sanitário, o sistema de impermeabilização abrange as camadas de base e final, como mostra a Figura 2. A camada de base tem a finalidade de impedir a percolação de lixiviado para o subsolo, evitando contaminação do solo e dos lençóis freáticos da região. A última, denominada final, tem a função de impedir a entrada de líquidos advindos da chuva e intempéries, reduzindo a formação de lixiviado (chorume + chuva) na massa de resíduos da célula. Além disso, evitar o contato dos resíduos com vetores, conter a propagação de odores e emissão de gases gerados da biodegradação do material aterrado.

Figura 2 – Esquema ilustrativo da camada de cobertura



Fonte: A autora (2021)

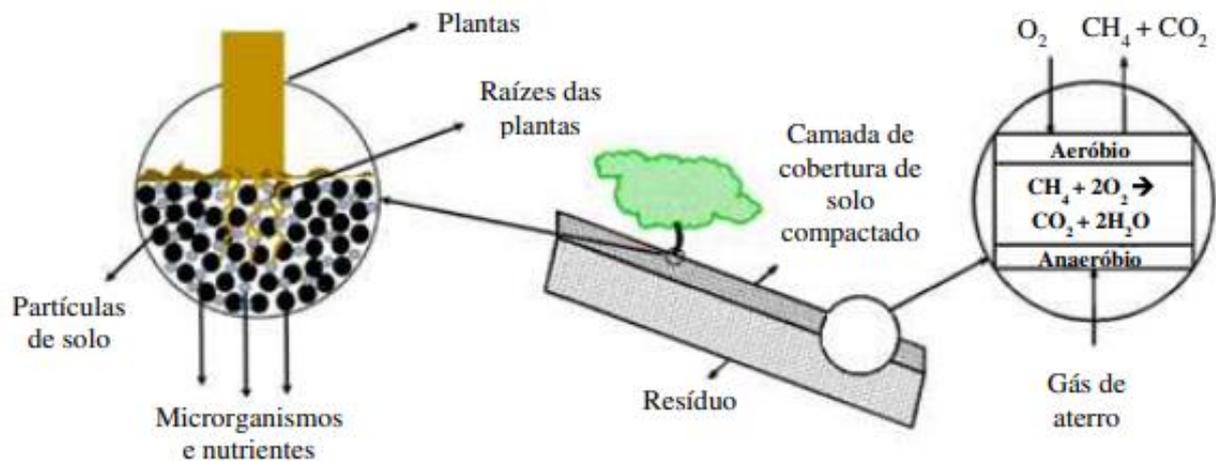
De acordo com Munawar & Fellner (2012), o projeto recomendado para a cobertura final em países tropicais é o seguinte: (i) uma camada de cobertura intermediária (material de compostagem ou solo) colocada sobre a zona de resíduos com uma espessura de 50 cm e uma inclinação superficial de entre 5 e 10%, (ii) uma opção alternativa onde a cobertura intermediária pode ser substituída por um sistema de vedação superior (revestimento de argila) com base no progresso do assentamento após 5 a 20 anos (a espessura do revestimento de argila é de 50 cm com inclinação de >5%), e (iii) solo superficial colocado sobre a camada de argila com espessura superior a 50 cm.

Além disso, em países tropicais, sugere-se vegetação densa para uso na cobertura final do aterro.

Atualmente, os aterros sanitários possuem o método de cobertura por camada homogênea através do solo compactado – com características comumente de solos de baixa condutividade hidráulica, ou seja, argilosos. A classificação das camadas de cobertura é feita mediante a composição de seus materiais, logo, segundo Lopes *et al.* (2010, p. 6), subdividem-se em três categorias:

1. Homogênea ou convencional: construídas com solo, normalmente de argila, com espessuras variáveis;
2. Camadas intercaladas de solo natural argiloso e geossintéticos: usadas quando há necessidade de se impermeabilizar o topo das células, seja para melhorar a captação de gases ou por exigências ambientais;
3. Camadas alternativas: compostas por solos, ou misturas de solos com outros materiais (Figura 3) que não são geossintéticos, com a função de melhorar o desempenho com relação a emissão de gases ou infiltração de água, e minimização de custos.

Figura 3 – Esquema ilustrativo da camada com material alternativo



Fonte: Adaptado de Sadasivam & Reddy (2014); Majdinasab & Yuan (2017)

De acordo com U.S.EPA (2020), o uso de materiais alternativos de espessura alternativa (podem ser aprovados. Entretanto, devem comprovar que o material alternativo e a espessura controlam vetores de doenças, incêndios, odores, lixo dissipado, sem representar uma ameaça à saúde humana e ao meio ambiente. Ou seja, a partir da confirmação da eficácia do material alternativo na cobertura dos resíduos, seu uso pode ser aplicado nos devidos aterros sanitários.

Quanto à legislação, a NBR 13896 (ABNT, 1997) recomenda que o subsolo tenha permeabilidade menor que 5×10^{-7} m/s e suporte aos gradientes de pressão para evitar a formação de ruptura por assentamento. Já quanto à camada final, orienta-se que minimize a infiltração de água, necessite de pouca manutenção, tenha permeabilidade menor que o solo natural, não esteja sujeita à erosão e acomode assentamentos sem fraturas. A Tabela 1 e a Tabela 2 mostram os parâmetros utilizados no dimensionamento de camada de cobertura final adequados às legislações dos países correspondentes.

Tabela 1 - Critérios recomendados para coberturas finais de resíduos sólidos urbanos não perigosos

Critérios para coberturas	Coefficiente de permeabilidade à água (m/s)	Espessura (cm)	Classificação SUCS	% passante na peneira #200	Limite de Liquidez (%)	Índice de plasticidade (%)	Índice de atividade ($\phi < 2\mu\text{m}$)
Brasil (a)	$\leq 5 \times 10^{-7}$	-	-	-	-	-	-
Brasil (b)	$\leq 10^{-8}$	≥ 50	-	-	-	-	-
Brasil (c)	$\leq 10^{-9}$	-	CL, CH, SC ou OH	≥ 30	≥ 30	≥ 15	-
Estados Unidos (d)	$\leq 10^{-7}$	≥ 45	-	-	-	-	-
Itália (d)	$\leq 10^{-8}$	≥ 50	-	-	-	-	-
China (d)	$\leq 10^{-9}$	≥ 90	-	-	-	-	-
Alemanha (e)	$\leq 10^{-9}$	≥ 50	-	-	-	-	-
Benson et al. (1994)	$\leq 10^{-9}$	-	-	≥ 30	≥ 20	≥ 7	$\geq 0,3$

Legenda: (a) NBR 13896 (ABNT, 1997); (b) IBAM (2001); (c) Rocca (1993); (d) Cossu e Stegmann (2018); (e) Müller e Wöhlecke (2019).

Fonte: Gomes (2020)

Percebe-se uma variação no coeficiente de permeabilidade apontando uma faixa de valores inerentes de solos argilosos. A variação de espessura depende, também, da composição gravimétrica do lixo disposto no aterro bem como do potencial biológico de emissão de gases dos resíduos. Quanto à plasticidade, os valores indicam faixas bem extremas de índices de plasticidade. À medida que para o Brasil, a plasticidade mais alta é apontada com bom parâmetro, para um estudo realizado em solos da América do Norte, a plasticidade mediana é apontada como eficaz, de acordo com Benson *et al.* (1994b). Todas essas condicionantes devem ser levadas em consideração na avaliação de parâmetros apropriados para os aterros sanitários.

Tabela 2 - Características do solo para aplicação em camadas de cobertura

Norma regulamentadora	Coefficiente de permeabilidade a água (m/s)	Limites de consistência	Porcentagem de finos (%)	Espessura (m)	Classificação (SUCS)
CETESB (1993)	-	IP \geq 15% LL \geq 30%	>30%	-	CL, CH, SC e OH
Norma alemã (1993)	5×10^{-10}	-	-	>0,50m	-
ABNT (1997)	5×10^{-8}	-	-		-
USEPA (2004)	5×10^{-9}	IP: 7 - 15%	30 - 50%	0,30-0,60	-
FEAM (2006)	-	-	-	0,20-0,60	-

Fonte: Araújo (2017)

Apesar de alguns países não especificarem a classificação, a faixa de valores para coeficiente de permeabilidade à água é condizente com resultados encontrados em solos argilosos ou com predominância de material argiloso.

2.1.1 Camadas convencionais

Comumente utilizadas devido a disponibilidade de solo argiloso nas proximidades dos aterros sanitários, as camadas convencionais possuem baixa condutividade hidráulica e consequente estanqueidade quanto aos líquidos e gases.

A ampla utilização das camadas convencionais, muitas vezes, vem da praticidade de utilizar materiais impermeáveis e de fácil acesso nas redondezas. Por exemplo, estudos realizados por Guedes (2018), numa célula do Aterro Sanitário de Campina Grande/PB, utilizando a espessura entre 0,60 e 1,0m com areia argilosa, ocorreu uma retenção do metano de cerca de 93%.

Apesar do preço ser inferior para aplicá-la na construção, elas apresentam – em alguns estudos – certas desvantagens. Esse sistema de impermeabilização é vulnerável quando expostos à ciclos de umedecimento e secagem, podendo falhar. Tudo isso pode causar aumento da permeabilidade à água e aos gases (MARIANO, 2008).

As camadas convencionais, segundo instruções técnicas do Manual da U.S.EPA (2004), não garantem seu baixo coeficiente hidráulico por períodos contínuos e prolongados. Isso ocorre mais claramente quando inseridas em regiões com clima árido e/ou semiárido e com ausência de cobertura que proteja de possíveis fissuras pro ressecamento.

Segundo Santos (2019), a camada de cobertura pode funcionar como uma barreira física, química ou biológica. Mas, com ciclos de umedecimento e secagem, devido às condições meteorológicas, as camadas de solo compactado para coberturas de aterros reduzem a eficiência, resultando no escape de gás para a atmosfera e comprometimento da qualidade ambiental.

Apesar das dificuldades quanto às condições climáticas, o material tem um potencial de retenção de gases como visto por Mariano (2008) e Almeida (2017). Por esse motivo, continua sendo largamente aplicado na compactação e proteção final dos resíduos. Além disso, garantindo a condição predita pelo responsável pelo projeto do aterro sanitário, as circunstâncias podem ser previstas e incluídas no plano de manutenção. Devido ao entrosamento da argila com a água pelas interações elétricas, pode ser que apenas com o umedecimento da camada a capacidade de retenção seja ampliada e a estanqueidade quanto ao gás seja mantida.

2.1.2 Emissão de metano nas camadas de cobertura

Sendo a destinação final mais utilizada para os resíduos sólidos urbanos (RSU), os aterros sanitários são apontados, atualmente, como a terceira maior fonte de emissão de CH₄ (U.S. EPA, 2019). Nessa situação, o aterro fica nessa posição logo após as emissões gasosas na agricultura e em minas de carvão. Na massa de resíduos, resultante da biodegradação dos resíduos, é inerente a geração de gases poluentes na atmosfera como o H₂S, CH₄, CO₂. De acordo com Manhein et al. (2021), o metano tem solubilidade em água relativamente baixa e tende à divisão em fases orgânicas, que afetam o transporte gasoso na massa de resíduos e nos sistemas de cobertura. Isso pode ser benéfico ao considerar as condições de chuva no interior da camada, que pode dificultar o efluxo do gás para a atmosfera.

As emissões superficiais de aterros sanitários, apresentam alta variabilidade temporal e espacial e cobrem uma grande área de emissão superficial (BIAN et al., 2018). Além disso, para Huang et al. (2022), os gases do aterro geralmente escapam de pontos fracos na cobertura do aterro, como encostas e rachaduras, sistemas de coleta de lixiviados ou vazamentos em sistemas de tubulação.

Considerando diversas condições de espessura e variações de umidade, a Tabela 3 aponta fluxos de metano diários estimados por estudos de camadas de cobertura de aterros em vários países.

Tabela 3 - Emissões de metano da literatura

Referência	Tipo de camada	Fluxo de CH ₄ (g/m ² .dia)
Jones & Nedwell (1993)	0,4 a 0,6m de solo argiloso	0 a 39,6
Boeckx <i>et al.</i> (1996)	0,3m de solo com vegetação	-0,0059 a 0,91
Czepiel <i>et al.</i> (1996)	1 a 2m de argila arenosa	0 a 1500
Bogner <i>et al.</i> (1997)	0,45m de solo argiloso	1,4 a 4,5
	2m de solo argiloso com vegetação	-0,003 a 0,0008
Borjesson & Svensson (1997)	0,8 m de areia siltosa com vegetação	-0,29 a 18,5
Tanaka <i>et al.</i> (1997)	espessura variável até 1,6m com e sem vegetação	0,14 a 1384
Park & Shin (2001)	0,5 a 0,7m de areia siltosa	0 a 14794
Maciel (2003)	0,25 a 0,90m de solo compactado	102 a 363
Scheutz <i>et al.</i> (2003)	0,8m de solo argiloso com base de 0,4m de areia grossa	-0,01 a 10
Huber-Humer (2004)	superfície descoberta	0,3 a 181
Fourie & Morris (2004)	0,15m a 0,6m de areia siltosa argilosa	0 a 385
	0,1m a 0,6m de areia argilosa e argila de baixa plasticidade	0 a 410
	0,1m a 0,2m de areia siltosa	0 a 347
	0,1m de areia argilosa	-45 a 638
	0,5m a 1,5m de argila compactada	7 a 39
Abichou <i>et al.</i> (2006)	0,3 a 0,6m de solo argiloso	-14 a 1755
	0,45m de solo em talude	-6,1 a 343
Zhang <i>et al.</i> (2008)	0,8 a 1m de solo franco arenoso	7 a 22
Mariano (2008)	0,25m a 0,9m de solo areno-argiloso	0 a 401
Abichou <i>et al.</i> (2009)	0,2 a 0,6m de argila arenosa com 0,2 a 0,5m de areia fina	< 14
Lopes (2011)	0,7m de solo siltoso	0 a 984,7
He <i>et al.</i> (2012)	0,4m de solo argiloso	137
Li <i>et al.</i> (2020)	0,45cm de argila e 0,15cm de solo e cobertura vegetal	2,69 a 212

2.2 PROPRIEDADES DE MATERIAIS DE CAMADAS DE COBERTURA

Este tópico apresentará as principais propriedades observadas nos solos usados em camadas de cobertura de aterros sanitários.

2.2.1 Caracterização granulométrica

Há uma diferença significativa na utilização de materiais mais arenosos e argilosos em camadas de cobertura. Solos argilosos apresentam coesão e plasticidade e são classificados através do Índice de Plasticidade (IP) (ÖREN & KAYA, 2003). Os solos arenosos possuem, diferente dos solos argilosos, baixa capacidade de troca catiônica (CTC), afetando diretamente na interação entre o solo e a água.

Estudos indicam classificações granulométricas preferenciais para o uso em camadas de cobertura, conforme já citado na Tabela 1. Solos mais plásticos apresentam maior tendência à fissuração, por isso, necessita de maior atenção na exposição em longos períodos de seca (CAPUTO, 1996). Isso também se aplica à variação de umidade e surgimento de trincas devido ao umedecimento e secagem da camada de solo. Importante pontuar que com a cobertura vegetal e o umedecimento da camada essa problemática pode ser minimizada e/ou extinta.

Além disso, a presença de argilominerais no solo interfere diretamente em sua condutividade hidráulica, no limite de liquidez e índice de plasticidade (ÖREN & KAYA, 2003). Isso ocorre devido ao contato com líquidos e a atividade dos solos argilosos. Os solos argilosos, ao longo do tempo, possuem uma propriedade de cicatrização de fissuras quando são novamente umedecidos. Apesar do custo para encontrar jazidas desse material, sua aplicação em aterros sanitários e adaptação mediante chuva e seca – com a devida manutenção – enriquece o seu uso.

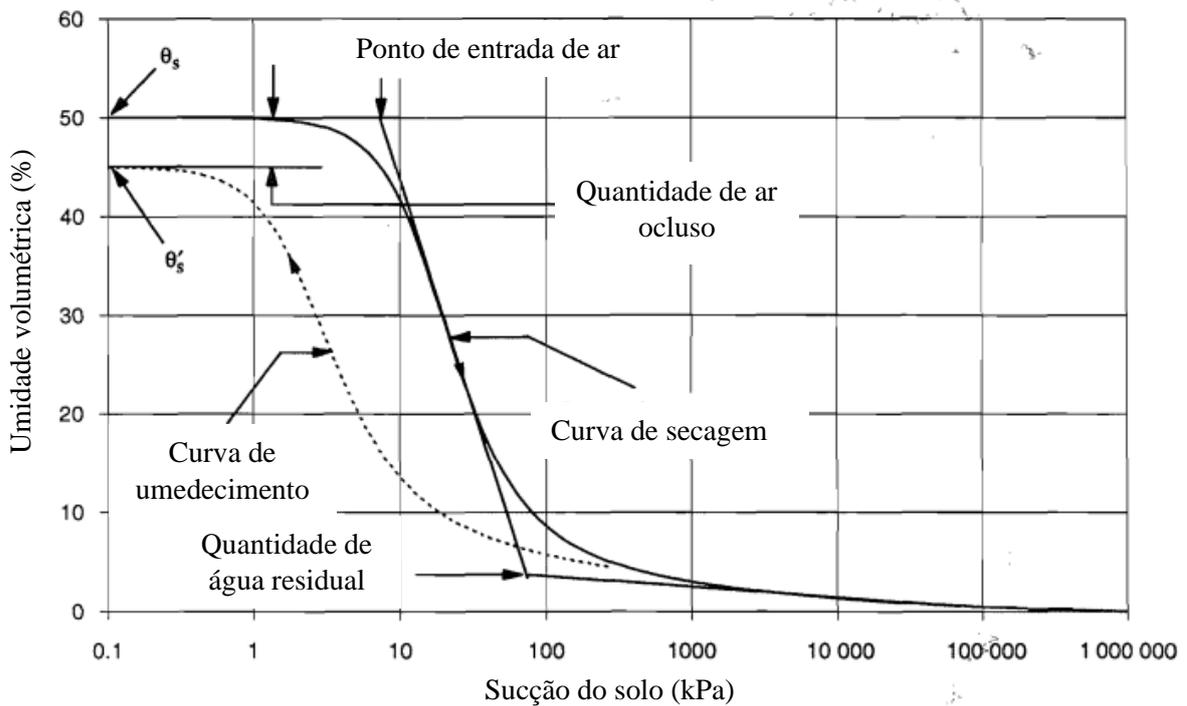
2.2.2 Curva característica

Para Marinho (2005), a sucção é representada como uma energia com a qual o elemento poroso absorve água quando o movimento da água é livre. Através da caracterização

mineralógica, densidade do solo, respectiva umidade e a composição da água é possível justificar a avidez do elemento pelo líquido.

No mecanismo de perda de água para o ambiente, segundo Araújo (2017) o solo, que antes estava saturado, agora em condições não-saturadas tem uma queda no grau de saturação (Figura 4). Dessa forma, há o aparecimento da membrana contrátil. E, com o secamento do solo, as forças capilares, de adsorção e osmóticas propiciam o surgimento da sucção.

Figura 4 - Curva característica de um solo siltoso



Fonte: Adaptado de Fredlund *et al.* (1994b)

O comportamento da sucção do solo é função basicamente da mineralogia, densidade, umidade inicial ou de moldagem, índice de vazios, textura, histórico de tensões e os métodos de compactação. A sucção é normalmente expressa como pressão, em unidades de kPa, atm ou bar (MARINHO, 2005).

A retenção de água ao longo da curva, em solos argilosos varia a depender do nível de sucção. Quando há valores baixos na sucção, o efeito capilar e a estrutura do solo regem a retenção. Quando há altos valores de sucção, com porcentagem menor de água no solo, os efeitos de adsorção regem a retenção, predominando sobre o efeito capilar. No caso, a composição dos minerais de solo tem uma preponderância como controlador do comportamento do material (FREDLUND, 1996).

O efeito histerético, de acordo com Hillel (1971) e Reichardt (1985), ocorre a depender dos seguintes pontos: Efeito do ângulo de contato: ocorrem devido à superfície irregular, impurezas adsorvidas na superfície dos grãos e deslocamento da interface quando há absorção ou drenagem de líquidos; Geometria desuniforme dos poros: como os poros não apresentam uniformidade e se interconectam entre si, causam interferências nos fenômenos capilares no interior do material; Ar ocluso: o ar em forma de bolhas no interior dos macroporos provocam redução da umidade; Fenômenos de expansão e ressecamento: ocorrem mudanças significativas no material e sua estrutura relacionado ao histórico do solo quanto à secagem e umedecimento.

A histerese na curva de retenção, para Fredlund e Rahardjo (1993), afeta a propriedade do material não saturado em seu estado de tensões e permeabilidade. Para os autores, ela é considerada a maior razão da dependência da trajetória de tensões do solo. E, é considerável, quanto à permeabilidade, na avaliação da condutividade hidráulica *versus* sucção matricial.

Dessa forma, a histerese afeta diretamente no comportamento de solos muito plásticos devido a diferença de umidade entre os ramos de umedecimento e secagem. Consequentemente, surgem mais fissuras nesses solos e emite-se mais gases do efeito estufa na atmosfera.

2.2.3 Condutividade hidráulica

Foram propostas equações experimentais, analíticas e estatísticas a fim de melhor representar matematicamente os vínculos existentes no mecanismo dos solos não saturados. Pesquisadores avaliaram a relação entre a função da permeabilidade do solo à água, através da curva de retenção de água, compondo uma estratégia funcional nas pesquisas de determinação de fluxo de água em meios não saturados. (VAN GENUCHTEN, 1980; FREDLUND *et al.*, 1994a).

A Tabela 4 mostra as equações de algumas formulações de modelos:

Tabela 4 - Modelos e equações da literatura

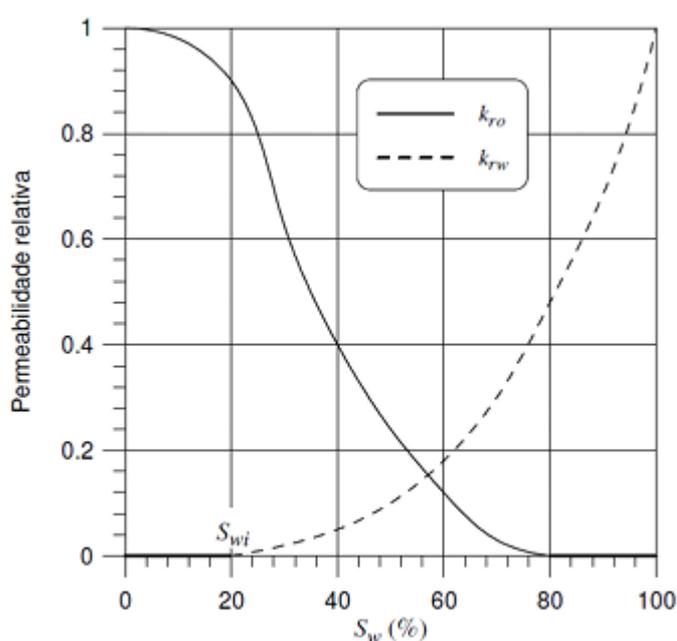
Modelo (Referências)	Equação	Variáveis
Gardner (1958)	$K = \frac{K_{sat}}{1 + \alpha \times \left(\frac{\psi}{\rho_w \times g}\right)^n}$	K_{sat} = perm. saturada ψ = sucção a, n = parâmetros de ajuste ρ_w = densidade da água g = aceleração da gravidade
Brooks & Corey (1968)	$K(\psi) = K_{sat} \times \left(\frac{\psi_b}{\psi}\right)^n \text{ para } \psi > \psi_b$ $K(\psi) = K_{sat} \text{ para } \psi \leq \psi_b$	K_{sat} = perm. saturada ψ_b = sucção de entrada de ar ψ = sucção n = parâmetro de ajuste
Chambell (1974)	$K(\psi) = K_{sat} \times \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^{2b+3}$	K_{sat} = perm. saturada θ = teor de umidade volumétrica θ_s = teor de umidade volumétrica para o solo saturado b = parâmetro de ajuste
Mualem (1976)	$K_{rel} = \frac{[1 - (\alpha \times \psi)^{m \times n} \times (1 + (\alpha \times \psi)^n)^{-m}]^2}{[1 + (\alpha \times \psi)^n]^{\frac{m}{2}}}$	$K_{rel} = K/K_{sat}$ m, n, α = parâmetros de ajuste ψ = sucção
Van Genuchten (1980)	$K(S_e) = K_{sat} \times S_e^{0,5} \times \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}}\right)^m\right]^2$ $S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$	K_{sat} = perm. saturada θ = teor de umidade volumétrica θ_r e θ_s = teor de umidade residual e saturado m = parâmetro de ajuste
Fredlund et al. (1994)	$K(\psi) = \frac{\int_{\log(\psi)}^b \frac{\theta(e^y) - \theta(\psi)}{e^y} \theta'(e^y) d\psi}{\int_{\ln \psi_{eav}}^b \frac{\theta(e^y) - \theta(s)}{e^y} \theta'(e^y) d\psi}$	y = variável de integração representado o logaritmo de sucção ψ_{eav} = sucção de entrada de ar $b = \ln(10^6 kPa)$ θ = umidade volumétrica θ' = derivada da curva de umidade \times sucção

Fonte: Gerscovich & Guedes (2004); Santos (2015)

À medida que a quantidade de água cresce no solo, menor a dificuldade para que a água permeie. Em solos não saturados, a determinação de uma função permeabilidade é necessária para a determinação do fluxo em meios não saturados, que pode ser determinada por métodos experimentais ou a partir de formulações matemáticas (COSTA, 2019).

O fluxo dos gases no interior da massa de solo depende das condições impostas tanto pelas condições inerentes ao material quanto às externas. Dessa forma, pode-se perceber que a permeabilidade relativa do solo ao ar é máxima quando a saturação do solo é mínima (Figura 5).

Figura 5 - Curva de permeabilidade relativa



Fonte: Rosa *et al.* (2006)

Do mesmo modo, a permeabilidade relativa do solo à água é mínima quando a saturação do solo é máxima. Esse funcionamento rege a movimentação de líquidos e gases entre os vazios e poros dos solos.

Maciel & Jucá (2000) e Jucá & Maciel (2006) investigaram a influência do grau de saturação de água na permeabilidade ao gás da argila compactada. Verificou-se uma ligeira diminuição na permeabilidade ao gás devido ao aumento no grau de saturação entre 10% e 85%. No entanto, uma vez que o grau de saturação foi maior que 85%, a permeabilidade ao gás diminuiu significativamente com um pequeno incremento de água. Este fenômeno indica

que o grau de saturação de 85% representa o ponto em que a fase de ar passa de uma fase contínua para uma fase descontínua na argila compactada.

2.3 FLUXO EM MEIO NÃO SATURADO

Em situações de movimento de líquidos e gases de solos não saturados, os fluxos de advecção e difusão predominam e precisam ser acompanhados.

2.3.1 Advecção

Em coberturas diárias, segundo Manhein *et al.* (2021), com materiais alternativos, a advecção torna-se o mecanismo preponderante incluindo a advecção induzida pelo vento. Ainda segundo os autores, os gradientes de pressão entre a massa de resíduos e a superfície do aterro podem ocorrer através do vento, variação na pressão barométrica ou pelo acúmulo de pressão nos resíduos. Um aumento na pressão barométrica geralmente resulta em transporte advectivo e/ou difusivo reduzido através de coberturas de aterros e pode resultar em uma reversão de fluxo (absorção líquida em vez de emissões líquidas).

2.3.2 Difusão

Em coberturas finais com baixas permeabilidades intrínsecas ao gás, segundo Manhein *et al.* (2021), o mecanismo de transporte predominante é por difusão molecular. É definido como o processo de movimento de soluto (ou, no caso, de contaminantes gasosos) em fluxos de áreas de maior concentração para as áreas de menor concentração. Dessa forma, o movimento é regido pelo gradiente de concentração. Este processo é fundamentado pelas leis de Fick adaptadas para meios porosos.

O fluxo difusivo será anulado quando a concentração do gás se tornar constante no meio. No caso dos aterros sanitários, é difícil obter essa constância devido a ação de agente dispersivo natural atuada pela atmosfera (MACIEL, 2003).

2.4 FATORES INTERVENIENTES NO DESEMPENHO DAS CAMADAS

Para estabelecer as melhores condições para a durabilidade e eficiência da camada de cobertura, é necessário observar os parâmetros aos quais ela estará sujeita em campo.

2.4.1 Compactação

Segundo Dever *et al.* (2010), além de reduzir ocorrências de recalque, o comportamento mecânico da camada de cobertura também é aprimorado com a compactação. Assim, a manutenção da camada de cobertura se relaciona com a compactação tanto para a eficiência na cobertura do resíduo quanto para a estabilidade da estrutura. Entretanto, os prejuízos causados pela má execução da compactação interferem na movimentação de gases nas biocoberturas (GEBERT *et al.*, 2011).

Assim, o monitoramento da eficiência da camada envolve também, de acordo com Daniel & Benson (1990), a ligação eficiente entre as camadas, solo homogeneizado, proteção física das camadas e acompanhamento por profissionais especializados.

Para mencionar a compactação, também é necessário a compreensão do funcionamento de ressecamento e formação de fissuras no solo. A etapa primária de ressecamento dá-se pela exclusiva perda de água sem interação de entrada de ar. Por esse motivo, por conservação de massa do sistema fechado, a variação volumétrica do material é equivalente ao volume de líquido extraído do solo, com maior mudança de volume em todo o processo, que também compreende a etapa residual.

Com a saída da água, as partículas do solo se aproximam e se inicia o processo de ressecamento residual. Nessa etapa, o rearranjo de partículas resiste às variações volumétricas, ocorre lentamente e resulta em menores mudanças de volume, devido ao contato entre os grãos.

Então, inicialmente, a variação volumétrica total se relaciona com o conteúdo de sólido e líquido. Logo, vê-se um maior volume de sólidos e menor volume de água por unidade de volume total para solos compactados em umidade ótima. Isso ocorre independente da energia de compactação e o ressecamento correspondente apresenta menor variação volumétrica.

Com uma compactação acima ou abaixo da umidade ótima, na etapa residual, há maior teor de líquido do que partículas sólidas em relação ao volume total. Logo, sucede uma redução de massa unitária seca, que aponta um maior espaço entre os grãos do solo com maior retração volumétrica, devido ao ressecamento. Assim, a retração e umidade volumétrica se relacionam proporcionalmente e, a retração e massa unitária seca, de forma inversamente proporcional (COSTA, 2015; ALBRECHT & BENSON, 2001).

2.4.2 Variação de umidade

Solos argilosos quando expostos à umedecimento e secagem, ou seja, em climas variáveis, tendem a apresentar fissuras devido a entrada e saída de líquido em seu interior (FERREIRA & FERREIRA, 2009). O regime pluviométrico da região aponta como será a variação de chuva e auxilia nas previsões e simulações numéricas quanto a formação de rachaduras no solo.

Em campo, para a melhor eficiência de cobertura dos resíduos unido à retenção de gases e líquidos, o percentual de água presente no solo precisa estar dentro de valores ótimos. Dentro do ensaio de compactação, comentada no tópico anterior, o solo precisa estar na faixa de umidade ótima. Quando exposto às condições de variações térmicas extremas, o solo pode perder mais líquido do que esperado e surgirem fissuras em sua superfície.

Mediante à exposição do solo na atmosfera e ausência de cobertura vegetal, de acordo com Daniel & Wu (1993), aumenta a tendência de danos por ressecamento nas camadas de argila. Em uma argila compactada de camada de cobertura houveram mudanças sazonais no teor de água ainda que estivesse em profundidades maiores. Alterações na precipitação e evapotranspiração unidos ao ressecamento do material induzem fissuras que afetam de forma irreversível a performance da camada (KHIRE *et al.*, 1997).

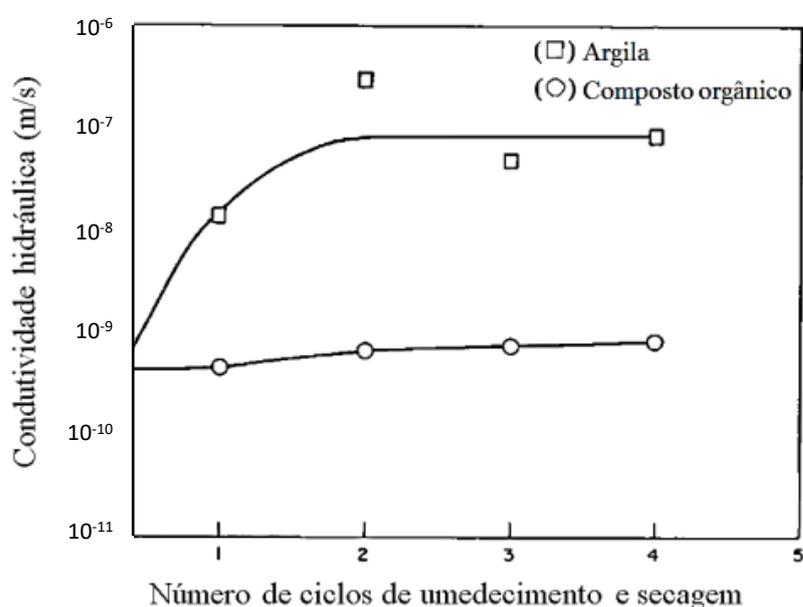
2.4.3 Efeito de secagem e molhagem

Segundo Mariano (2008), as baixas condutividades hidráulicas exigem valores consideráveis de compactação e umidade, ocasionando a ocorrência de mais fissuras nos períodos de estiagem e alterações no fluxo de líquidos no maciço.

Um estudo realizado por Costa (2015) e Albrecht & Benson (2011) avaliou a condutividade hidráulica dos solos, através de 8 amostras diferentes de solos compactados mediante à ciclos de umedecimento e secagem. Verificou-se, nos ensaios de permeabilidade à água, aumento de até 3 vezes da magnitude do coeficiente devido à presença de fissuras.

Estudos de Benson & Othman (1993) aplicados em argila e composto orgânico moldado em umidade ótima e expostos a ciclos de secagem-molhagem, resultaram na Figura 6.

Figura 6 - Permeabilidade hidráulica saturada versus ciclos de umedecimento e secagem

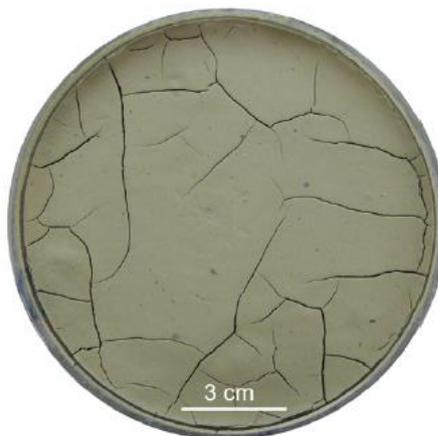


Fonte: Adaptado de Benson & Othman (1993)

Não houve alterações significativas na ordem de grandeza da condutividade hidráulica do composto ao mesmo tempo que a argila teve, após três ciclos, sua condutividade acrescida 1000 vezes. Em casos de gelo e degelo, a permeabilidade esteve em valores de: 220 vezes maior para a argila e 8 vezes maior para o composto orgânico.

A variação de umidade no solo interfere diretamente na estrutura do solo, segundo Tang *et al.* (2011), principalmente em situações de secagem e molhagem. De acordo com o estudo, o comportamento das rachaduras, propriedades hidráulicas e mecânicas dependem do número de ciclos de umedecimento e secagem. A Figura 7 apresenta a imagem das análises realizadas pelos autores na qual o solo esteve em seu primeiro ciclo de secagem.

Figura 7 - Formação de fissuras da amostra no primeiro período de secagem



Fonte: Tang *et al.* (2011)

Dentre as fissuras existentes, as fissuras de retração são consideradas as mais comuns devido às variações de volume provocadas pela evaporação da água. O processo de evaporação resulta num processo de liberação de tensões que origina as fissuras na superfície da camada.

As fissuras de tração são causadas principalmente pelo acréscimo de tensões, devido a carregamentos estruturais, de chuva, gelo e neve, vegetação e carregamentos sazonais. Algumas vezes são associadas também às variações de umidade e tensões térmicas e carregamentos que provocam fratura (SILVA, 2018).

De acordo com Costa (2015), existem as fissuras causadas por fraturas devido a variações diárias de umidade/temperatura. Elas são causadas pela variação sazonal do nível do lençol freático, chuva ou derretimento de neve, que preenchem as fissuras e os vazios do solo ocasionando acréscimo de poropressão da água.

Essa variação da poropressão com as mudanças das condições ambientais provoca um aumento de tensões internas e elevação das forças de compressão no interior da estrutura do solo. Em solos finos esta tensão pode chegar a 300 kPa. Esse tipo de carregamento cíclico causado pela combinação de tensões de retração e térmicas e da variação da poropressão entre as partículas de solo é denominada de carregamento de fratura no solo e ocasiona as chamadas fissuras por fraturamento (COSTA, 2015).

Foi observado, de acordo com Benson *et al.* (1994) o aumento da condutividade hidráulica após o período de estiagem, independente do aumento de teor de umidade da camada. Ou seja, devido às fissuras existentes, houve um fluxo preferencial de infiltração através das fissuras.

Borba *et al.* (2018) concluíram que as fissuras são pontos potenciais de aumento das emissões e, na pesquisa, as duas maiores taxas de emissão foram encontradas nos pontos com as maiores fissuras. Vale salientar que o solo utilizado potencializa a emissão devido ao teor de areia na massa de solo. Ainda segundo os autores, o acompanhamento da qualidade da camada de cobertura para evitar a formação de fissuras pode auxiliar na minimização das emissões. A existência dessas irregularidades foi responsável por acentuar a emissão em 18 vezes para o CH₄ e 19 vezes para o CO₂.

2.4.4 Permeabilidade ponderada

A presença de fissuras no material acarreta em uma nova configuração do maciço de forma que as propriedades de desempenho são alteradas. No caso da condutividade ao ar, principal para evitar o fluxo de metano no interior do solo, as fissuras apresentam um percentual na permeabilidade ponderada ou equivalente.

Para calcular a permeabilidade ponderada do solo na condição mais fissurada, com a finalidade de avaliar o impacto, utiliza-se a seguinte expressão (1) com índices modificados dos usados por Chiba (2017):

$$K_{ponderada} = K_{solo\ sem\ fissura} * (1 - Df_{decimal}) + K_{solo\ fissurado} * Df_{decimal} \quad (1)$$

Onde $K_{ponderada}$ é a permeabilidade equivalente, K representa a permeabilidade para as condições de solo com e sem fissura, $Df_{decimal}$ é a densidade da fissura (área da fissura ÷ área total) posta em números decimais.

Ou seja, essa expressão demonstra qual a porcentagem de gases que percolam o maciço do solo fissurado e conclui com a interferência das fissuras na permeabilidade do solo. As medidas estipuladas para as fissuras terão como base as dimensões encontradas no trabalho de Borba *et al.* (2018) que encontraram fissuras com aberturas entre 6 a 15 cm.

2.5 ANÁLISE NUMÉRICA

Diversos softwares comerciais são utilizados para fins de simulações ao longo da elaboração de um projeto ou para a verificação de segurança durante e após a construção de uma obra geotécnica. Popularmente conhecidos, o *Rocscience*®, *GGU*® e *Geostudio*®

apresentam diversos módulos capazes de realizar tanto estudos de estabilidades de taludes quanto deformações de maciços e fluxos de água no interior da massa avaliada.

Como software comercial e com disponibilidade de renovação de licença gratuita para estudante e pesquisadores, o *Geostudio*® foi escolhido para a realização das análises do presente trabalho. Apesar das simplificações que o programa possa apresentar, a forma de apresentação e entrada de dados apresenta maior praticidade para o projetista. Além disso, ele tem sido amplamente utilizado para avaliação de obras para aferir fator de segurança, percolação de fluidos e probabilidade de ruína.

O módulo utilizado é usado para estudo do fluxo das águas subterrâneas em materiais porosos. Possui certa popularidade na simulação de barragens devido às singularidades do projeto e os artifícios que o programa possui. Como, o solo, aplicado em camadas de cobertura, é um material poroso e está em condições não-saturadas, a formulação adequa-se ao permitir mudanças na saturação.

A inclusão de fluxo não saturado é muito importante uma vez que possibilita fazer análises mais realistas, uma vez que em solos, a permeabilidade e o teor de umidade podem variar em função da poropressão (SILVA, 2020). Além disso, pode-se simular situações temporais de saturação e não-saturação. Ou seja, inserindo ciclos de precipitação de chuvas, o programa é capaz de propor análises em situações com diferentes climas e auxiliar na investigação de problemas.

A entrada de dados geotécnicos e hidrológicos possibilita a previsão do comportamento da condutividade hidráulica e sucção do solo. À escolha do projetista, o *software* escolhe as equações para estimar os valores e encontra expressões matemáticas que melhor representem o material estudado.

Existem dois tipos de regimes dentro do estudo de fluxo: permanente e transiente. Como o aterro sanitário será avaliado ao longo do tempo, o fluxo transiente será associado ao regime pluviométrico anual.

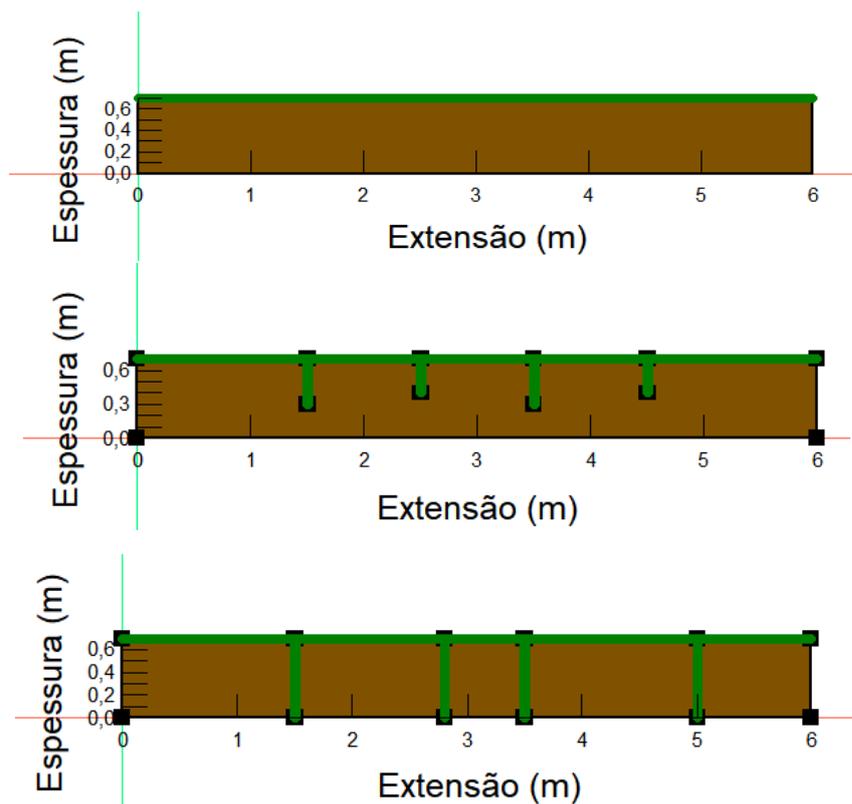
3 METODOLOGIA

A seguir, será exposta a descrição de todos os procedimentos realizados para o funcionamento da pesquisa e a procura por resultados.

3.1 ELABORAÇÃO DA GEOMETRIA

Com o propósito de avaliar o comportamento do fluxo e do material mediante o fluxo de líquidos e gases, serão avaliados três perfis (Figura 8) que mostram condições diferentes de fissuração da camada de cobertura.

Figura 8 - Perfil inicial adotado para estudo



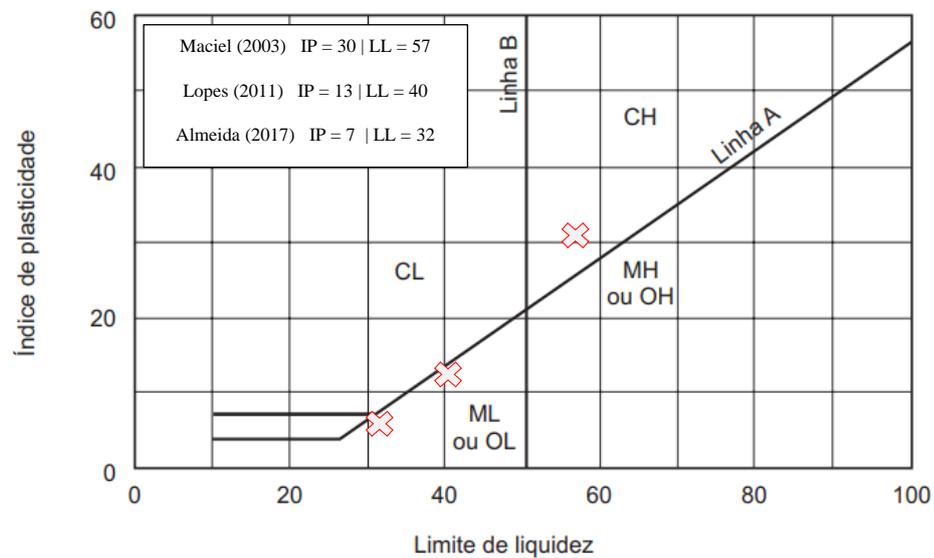
Fonte: A autora (2021)

As condições de fissura escolhidas tiveram como fundamento no estudo do aumento da umidade em até 30cm da camada, percebido por Costa *et al.* (2018). Dessa forma, 30 cm foi a primeira profundidade de fissura intermediária adotada. A segunda condição de fissuração considerou o caso mais grave de estrutura da camada, ou seja, toda sua extensão vertical danificada. A abertura adotada para a fissura foi de 1 cm. Quanto à distância do fim das fissuras na condição “até o fim da camada”, o valor é de 1cm. Ou seja, não se ultrapassa a camada.

3.2 PROPRIEDADES GEOTÉCNICAS DOS MATERIAIS

Foram escolhidos três solos diferentes para avaliar a variação do comportamento do material e fluxo. Apontados na carta de plasticidade (Figura 9), os solos e seus respectivos dados necessários para a simulação são dos autores Maciel (2003), Lopes (2011) e Almeida (2017) – apontada, porém é uma exceção, pois é uma areia siltosa (SM).

Figura 9 - Solos na carta de plasticidade



Fonte: Modificado de Pinto (2006)

3.3 DADOS CLIMATOLÓGICOS

Os dados foram encontrados pelo sistema SISDAGRO (Sistema de Suporte à Decisão na Agropecuária) e pelo INMET. De forma ilustrativa, na Figura 10 demonstra como foi feita a coleta do segundo.

Para adquirir os dados pluviométricos da região, o banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), através do site: <https://portal.inmet.gov.br/> dispõe das informações hidrológicas da região escolhida pelo pesquisador. Na situação atual, foi escolhida a estação Recife de código A301, conforme instruções da Figura 10 e escolhido o período de 13 de janeiro de 2021 à 13 de janeiro de 2022.

Figura 10 - Instruções para dados hidrológicos



Fonte: Adaptado do INMET (2021)

Assim, o arquivo resultante fornece precipitação total, pressão atmosférica, temperatura do ar, umidade relativa do ar e velocidade do vento, todos medidos diariamente, além das informações de latitude, longitude e altitude. A Figura 11 mostra o arquivo resultante, em formato .csv (valores separados por vírgula).

A entrada na simulação do software da *Geostudio* necessita de conversões em algumas unidades. As modificações são feitas para as seguintes entradas: a precipitação total diária de mm (milímetros) precisa ser convertida para $m^3/dia/m^2$, a temperatura de $^{\circ}C$ para dias/ $^{\circ}C$ (dias por graus *Celsius*) e a velocidade do vento de m/s (metros por segundo) para m/dia (metros por dia).

Quanto aos dados solarimétricos, os valores de radiação solar, umidade relativa e checagem dos valores obtidos pelo INMET e SISDAGRO foram obtidos pelo portal *Virtux* que coleta dados da NASA (National Aeronautics and Space Administration) e do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais).

Figura 11 - Dados climatológicos no *Excel*

REGIAO: NE		UF: PE		ESTACAO: RECIFE		CODIGO (WMO): A301		LATITUDE: -8,05916666		LONGITUDE: -34,95916666		ALTITUDE: 11,3		DATA DE FUNDA: 22/12/2004				
PRECIPITACAO	PRESSAO	PRESSAO	PRESSAO	TEMPERATURA	TEMPERATURA	TEMPERATURA	TEMPERATURA	TEMPERATURA	TEMPERATURA	UMIDADE	UMIDADE	UMIDADE	VENTO	VENTO	VENTO			
ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	ATMOSFERICA	RELATIVA	RELATIVA	RELATIVA	VELOCIDADE	VELOCIDADE	VELOCIDADE			
TOTAL	AO	MAX	MIN	RADIA	BULBO	PONTO	HORA	HORA	HORA	HORA	HORA	HORA	ADAR	HORARI	MAXIMA			
HORA	NIVEL	HORA	HORA	AO	SECO	DE	ANT	ANT	ANT	ANT	ANT	ANT	ANT	ANT	ANT			
DA	ESTACA	(AUT)	(AUT)	GLOBAL	HORARI	ORVALH	(AUT)	(AUT)	(AUT)	(AUT)	(AUT)	(AUT)	HORARI	A(+)	(-)			
RIO	(mm)	(mB)	(mB)	(Kj/m ²)	A (°C)	O (°C)	(°C)	(°C)	(°C)	(°C)	(°C)	(%)	(%)	(%)	(m/s)			
Data	Hora UTC																	
01/01/2021	0000 UTC	0	1013,2	1013,2	1012,9		26,1	21,8	26,5	26,1	21,9	21,5	77	75	77	115	5,7	1,4
01/01/2021	0100 UTC	0	1013,3	1013,4	1013,2		25,9	22,1	26,1	25,9	22,1	21,7	79	77	79	106	4,1	1,3
01/01/2021	0200 UTC	0	1012,8	1013,3	1012,8		25,6	22	26	25,6	22,2	22	81	79	81	111	4,4	0,9
01/01/2021	0300 UTC	1,2	1012,5	1012,8	1012,5		24,6	22,5	25,6	24,6	22,5	22	88	81	88	110	3,4	1,2
01/01/2021	0400 UTC	0	1011,8	1012,5	1011,8		24,5	22,7	24,7	24,4	22,7	22,5	90	88	90	119	3,4	0,8

Fonte: Adaptado do INMET (2021)

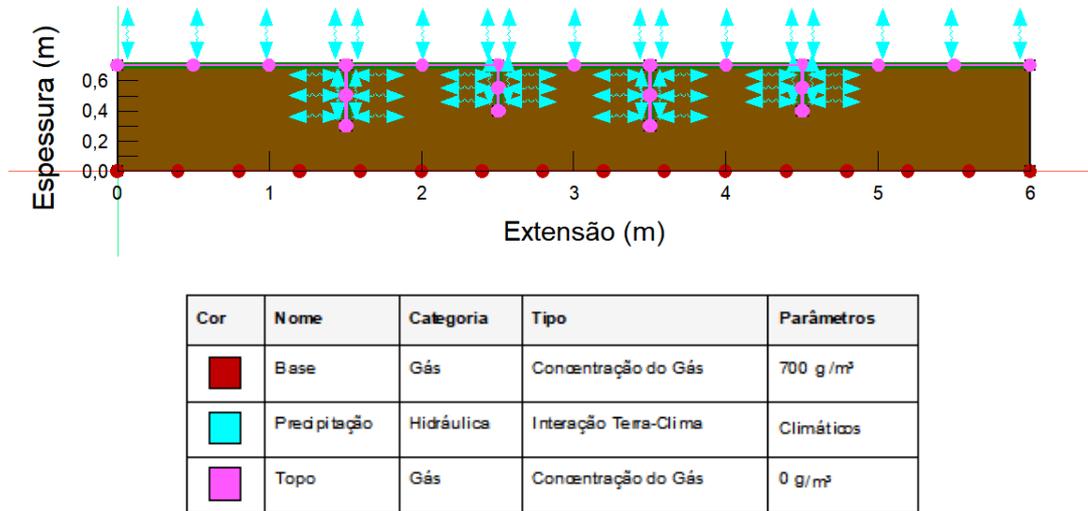
3.4 CONCENTRAÇÃO DE GÁS METANO

Devido à escolha da simulação bidimensional, a única opção disponível para a simulação envolve a concentração do gás. Isso acontece, pois, para usar situações de fluxo de gás, há a necessidade que a análise seja feita de forma unidimensional. Como a densidade do gás metano é equivalente a $0,72\text{kg/m}^3$, a escolha para a simulação foi de 700g/m^3 .

3.5 CONDIÇÕES DE CONTORNO

Para que a concentração percolasse o interior da massa de solo, o topo da camada, bem como a entrada das fissuras, foi condicionado a ter concentração de metano nula (Figura 12)

Figura 12 - Condições de contorno aplicadas

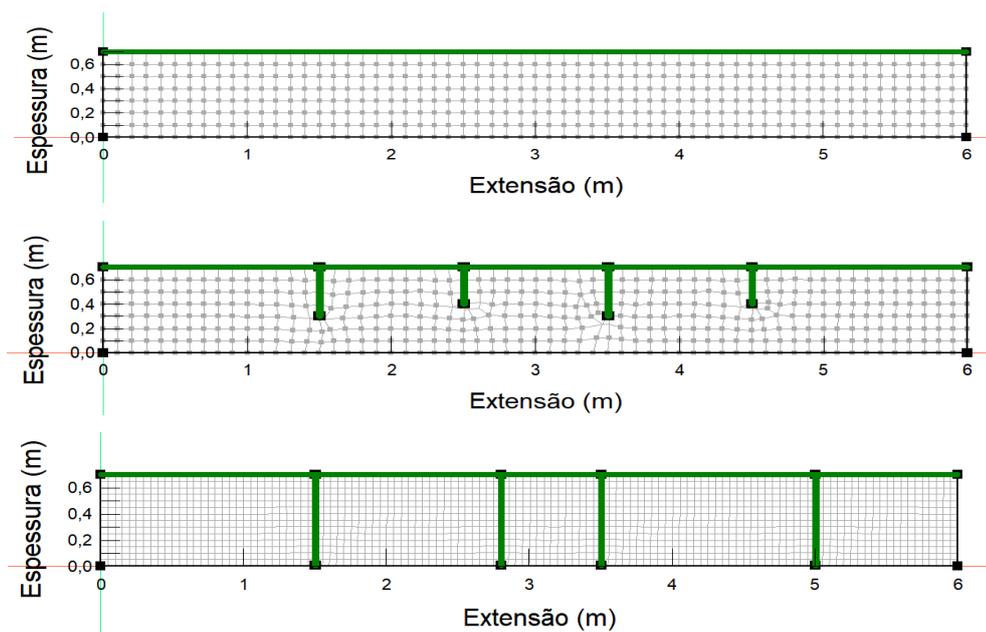


Fonte: A Autora (2021)

Quanto à base, foi aplicada a concentração de 700g/m³. A variável de precipitação foi aplicada tanto no topo da camada como nas paredes das entradas das fissuras.

Para a condição sem fissura e com fissura até a metade da camada, o domínio foi discretizado em uma malha de 420 elementos – 10 cm x 10 cm (Figura 13). Para melhor refinar os valores, adaptou-se a malha, para a condição de maior profundidade de fissura, com discretização de 1680 elementos – 5 cm x 5 cm.

Figura 13 - Malhas aplicadas



Fonte: A Autora (2021)

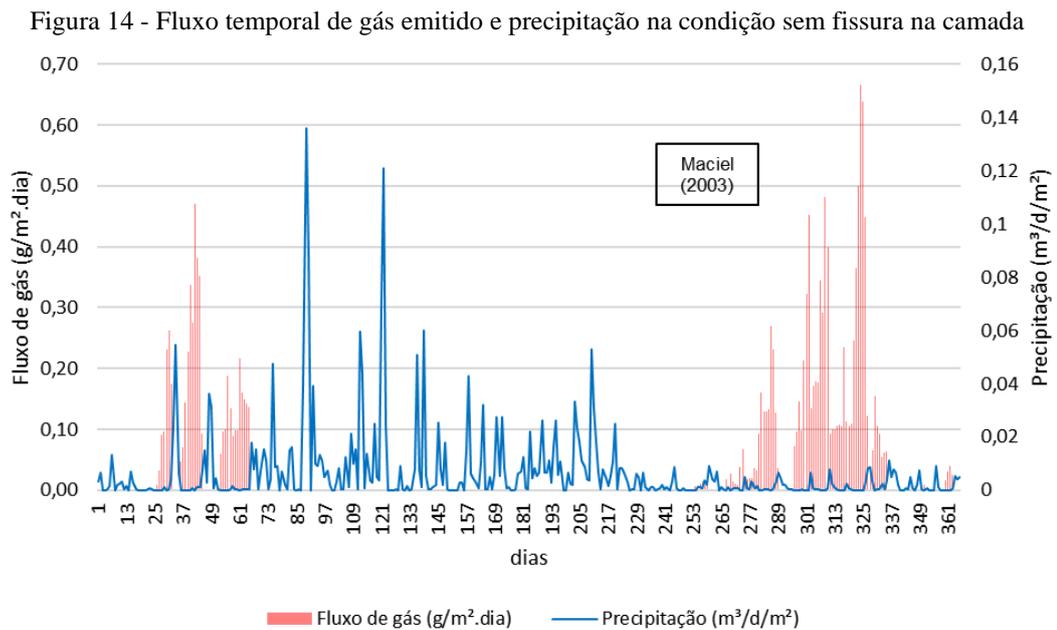
Para definir quais parâmetros estavam realmente variando, a precipitação utilizada foi a da cidade de Recife (estação A301), independente da procedência dos solos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após a simulação numérica utilizando o módulo SEEP/W da *Geostudio*, as análises resultantes da simulação foram encontradas. Assim, avaliou-se o efeito da fissura na camada de cobertura e estará descrito nas sessões a seguir.

4.1 ANÁLISE DO EFEITO DA FISSURA NA CAMADA DE COBERTURA

Em situações de condições ótimas do solo, quanto à compactação e umidade, a observação dos resultados será no efeito dos danos ao meio ambiente que a emissão de gases causa. No primeiro caso, sem fissura, do trabalho de Maciel (2003), conforme Figura 14, predominantemente nos períodos mais chuvosos houveram fluxos quase nulos do gás.

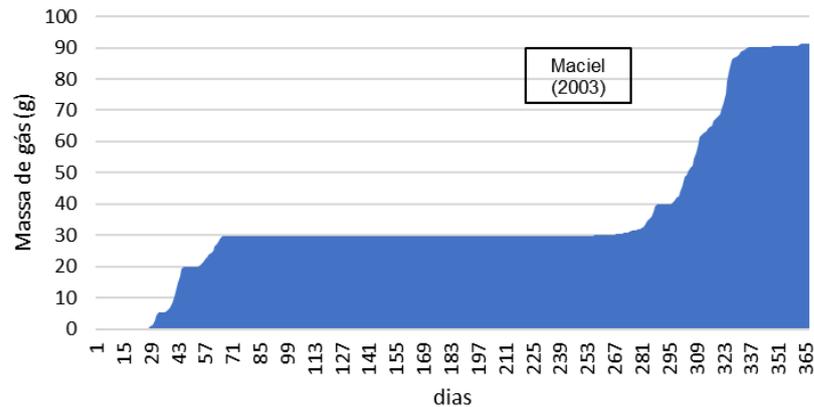


Fonte: A Autora (2021)

Isso também foi encontrado na China, pelos autores Li *et al.* (2020), no inverno frio e seco da região. Vale salientar que a ausência de fissuras garante a maior estanqueidade quanto a líquidos e gases, sendo isso confirmado nos resultados encontrados.

Quanto à massa de gás emitida para a condição sem fissura do trabalho citado, o valor acumulado - Figura 15 - ao final de um ano foi de 91,27g de metano emitidos.

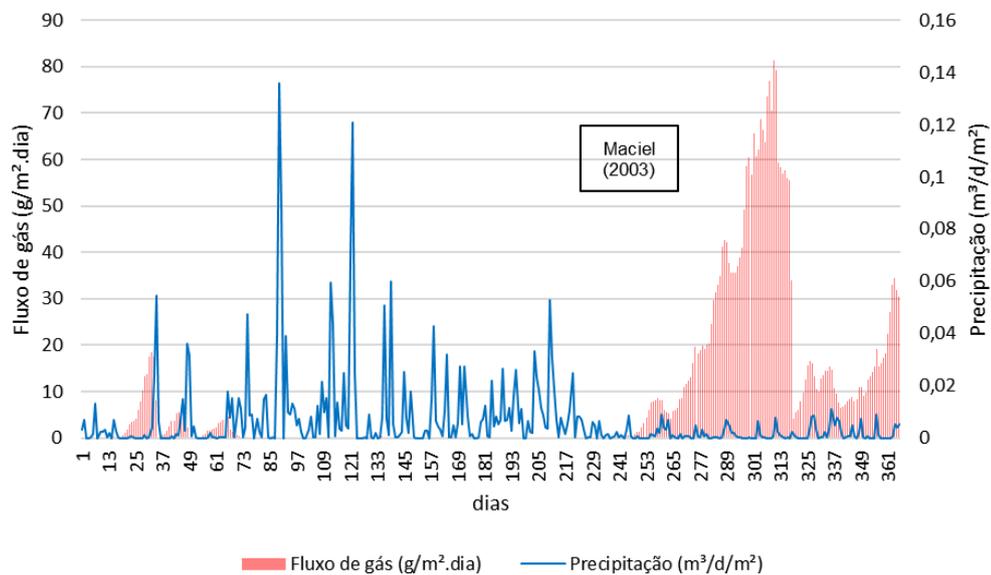
Figura 15 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição sem fissura



Fonte: A Autora (2021)

Quando o solo teve interação com o gás e a precipitação com fissuras até a metade da profundidade, apresentou novamente maiores fluxos – 100 vezes maior, em ordem de grandeza - nos períodos de maior seca (Figura 16). Quanto às localizações, os maiores fluxos estiveram predominantemente nas áreas de fissuras. Reiterando os resultados encontrados por Borba et al. (2018) ao afirmar o maior fluxo de gases através das fissuras.

Figura 16 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com a fissura até metade da camada



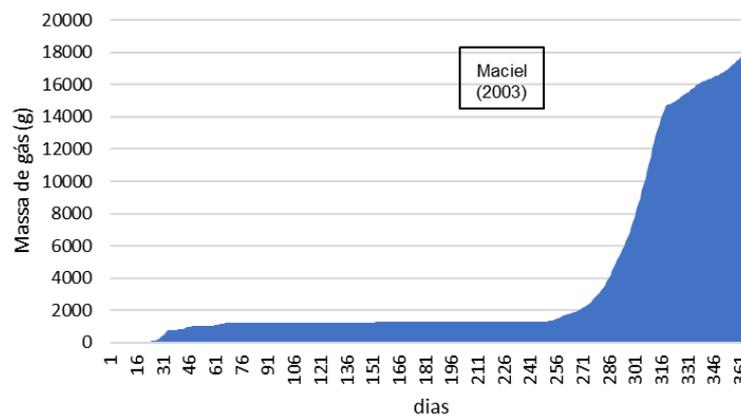
Fonte: A Autora (2021)

Comparando com a situação anterior, percebe-se o aumento do fluxo em períodos mais secos e, também, após períodos de chuva. Ou seja, após a atuação da evaporação na superfície e entrada da fissura. Isso era esperado, entretanto, percebe-se também, o efeito da

evaporação no aumento, ao fim do período, no fluxo do gás. Quando havia maior quantidade de água no solo, a permeabilidade ao gás ficava tão baixa que era reduzida, a quase nula, a emissão do metano. Isso foi percebido por Maciel e Jucá (2009) e Jucá e Maciel (2006). E, no caso onde a umidade do solo estava com valores baixos devido à ausência de chuva, o fluxo foi predominante devido a facilidade de percolação.

Na Figura 17, nota-se o aumento acelerado e cumulativo da emissão de gás no final do período de estudo (1 ano). O valor total de metano emitido foi de 18,8kg. Esse resultado apontou um aumento considerável em relação ao caso anterior. A mudança esteve com uma diferença, em escala de grandeza, de 1000.

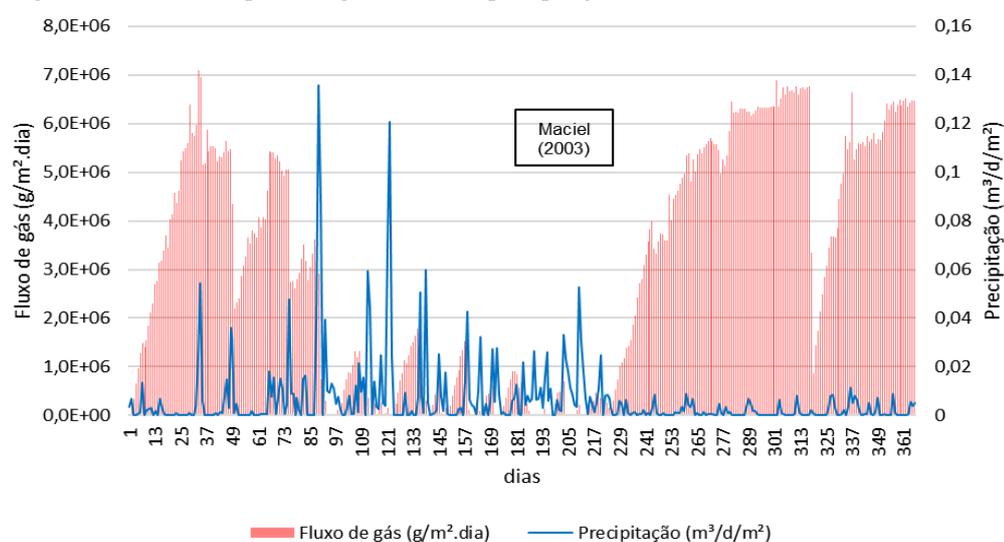
Figura 17 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição de fissura na metade da camada



Fonte: A Autora (2021)

Os valores encontrados para a situação com fissura até o fim da camada (Figura 18) de Maciel (2003), apontam um aumento expressivo - 10 milhões de vezes maior no fluxo diário - da emissão de gases nos períodos mais secos.

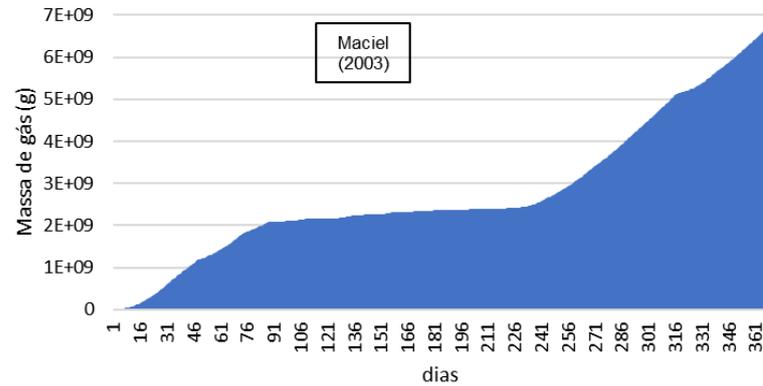
Figura 18 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com a fissura até o fim da camada



Como também, percebe-se a influência da fissura no maciço como um todo. Pois, os valores encontrados de efluxos foram resultantes de vetores direcionados às fissuras. Ou seja, a presença das fissuras interferiu na movimentação do gás no interior do solo. Apesar de pequenas, as fissuras apresentam um caminho preferencial para o efluxo de gases, aumentando assim a percolação da massa de gás.

Na Figura 19, é possível perceber a diferença de emissões, para essa condição, do solo totalmente fissurado. Nesse caso, o solo argiloso com fissura emitiu 6.656 toneladas de metano. Isso equivale a 31.061 toneladas de CO_{2e} por m² de camada. Comparando aos 92 milhões de toneladas emitidos em 2020, essa quantidade representa 0,07% da emissão anual. Esse valor representa apenas a condição com quatro fissuras de 1cm de espessura em uma camada genérica. Aplicando esse caso a um aterro inteiro com problemas de fissuração, os danos são ainda mais graves.

Figura 19 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição de fissura até o fim da camada

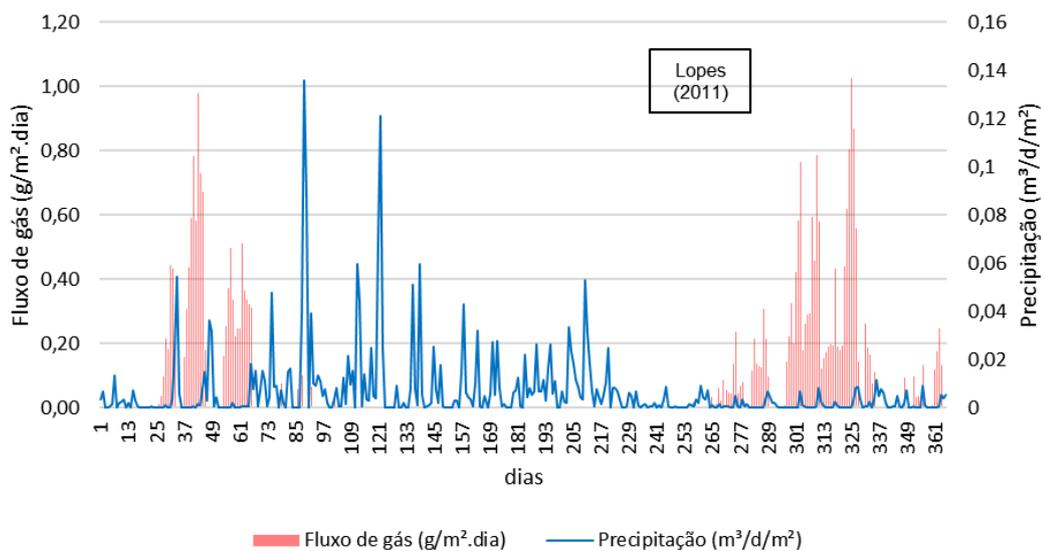


Fonte: A Autora (2021)

Para uma condição utilizando o solo de Lopes (2011), observa-se, no caso de solo sem fissura (Figura 20), uma semelhança com a emissão de metano do caso anterior. Entretanto, a diferença pouco significativa esteve na massa acumulada de gás durante o período para o caso atual.

Este solo está dentro das condições de classificação citadas por Gomes (2020) na Tabela 1. Entretanto, apenas pode-se considerar essa situação em boas condições de execução, acompanhamento e manutenção periódica. A partir do momento que o solo apresenta fissuras, toda o mecanismo de barreira proposto é alterado e a estanqueidade da camada é rompida.

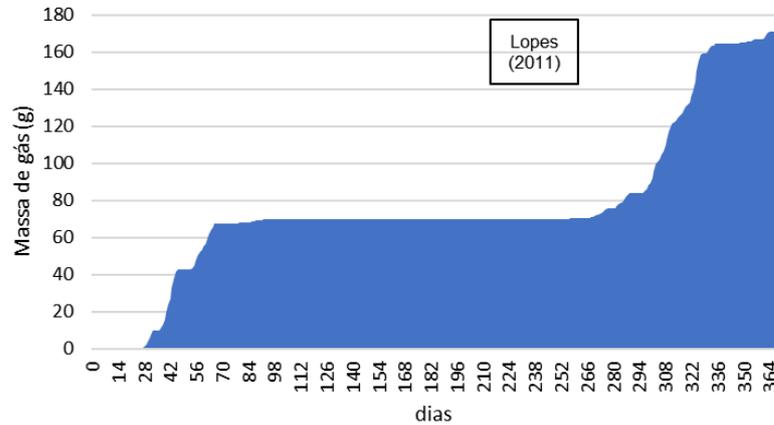
Figura 20 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação sem fissura



Fonte: A Autora (2021)

Nota-se o pequeno aumento do gás metano emitido, mas de forma discreta. Enquanto o solo anterior emitiu 91,27 g, este emitiu 171,10g de metano ao longo de um ano. Ou seja, aproximadamente o dobro de metano.

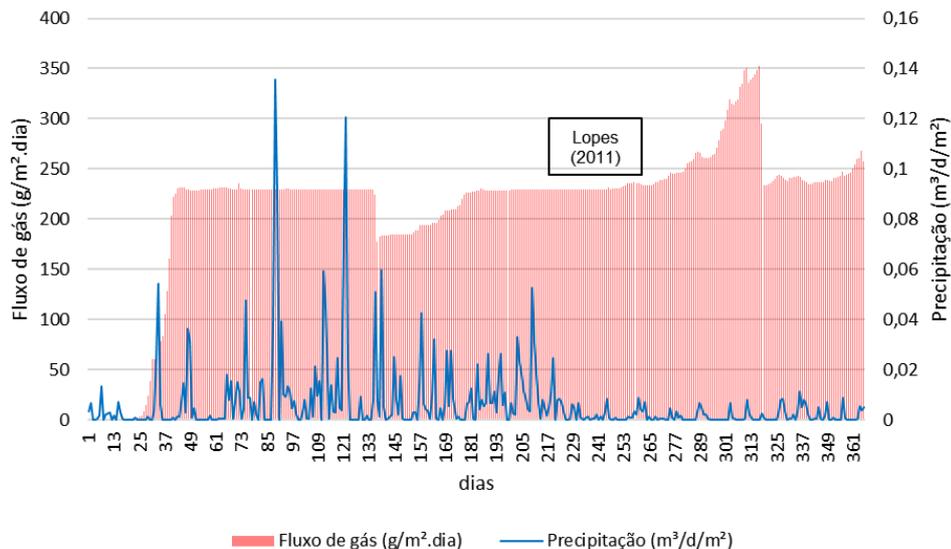
Figura 21 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição sem fissura



Fonte: A Autora (2021)

De acordo com a Figura 22, os resultados reiteram os dados de Benson *et al.* (1994) que apontaram o aumento da condutividade após a estiagem, independente do aumento de teor de umidade da camada. Houve um fluxo preferencial da emissão dos gases no período de secagem no período do final do segundo semestre. Isso foi perceptível também nos dados de Maciel (2003) para a mesma condição.

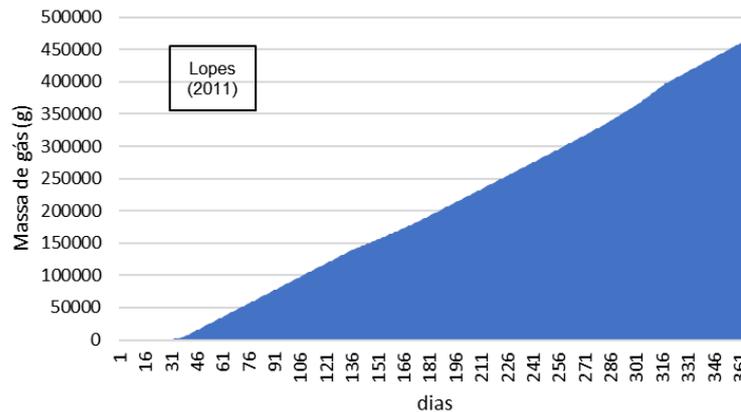
Figura 22 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até metade da camada



Fonte: A Autora (2021)

O solo da Figura 23 aponta uma emissão acumulada de 468,5kg. Em relação ao solo de Maciel (2003), houve uma diferença significativa de 300kg de aumento. Isso pode ter ocorrido devido aos vazios dos solos siltosos que, após a estiagem, permitem a percolação do gás em seu interior, bem como pela influência da variação da umidade e sucção.

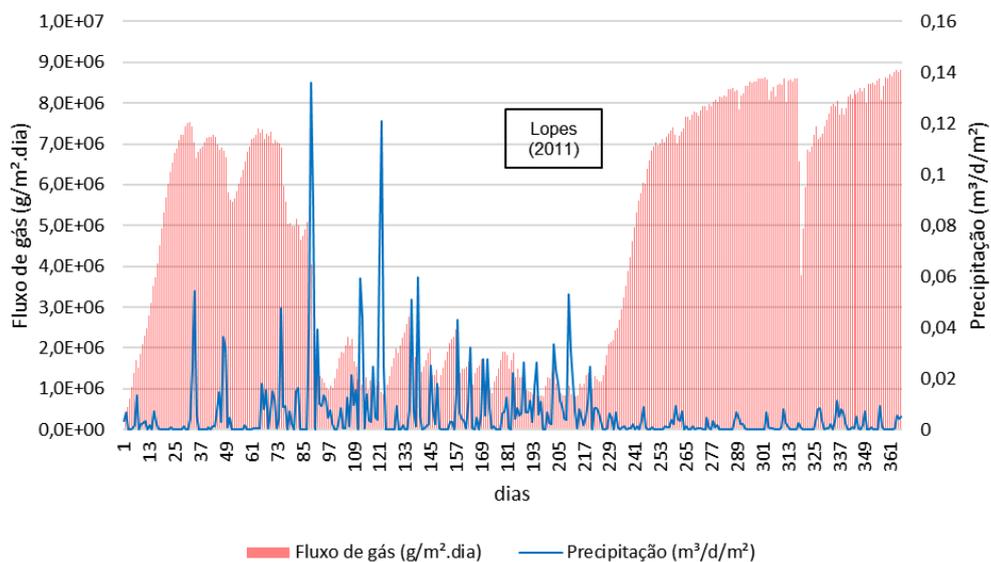
Figura 23 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até metade da camada



Fonte: A Autora (2021)

O solo siltoso avaliado (Figura 24), considerado medianamente plástico, poderia – em campo – ter a tendência a fissurar menos do que um solo argiloso na mesma condição. Entretanto, é importante perceber que a ocorrência de fissuras em solos siltosos pode ocasionar uma “cicatrização” tardia do material mediante às intempéries, causando, assim, maiores danos quanto às emissões de gases do efeito estufa na atmosfera.

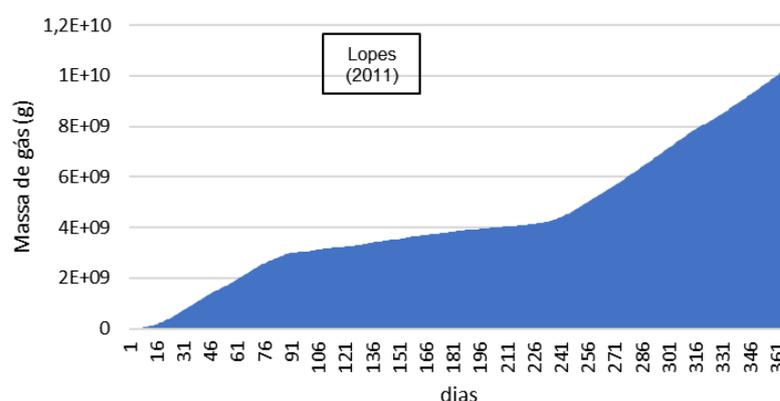
Figura 24 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até o fim da camada



Fonte: A Autora (2021)

Observando a Figura 25, que apresenta uma emissão acumulada de gás na ordem de grandeza de bilhões de gramas – equivalente a 10.311 toneladas – de metano. Quanto à presença de fissuras em grandes profundidades, segundo Li *et al.* (2020), tais áreas na cobertura do aterro – formadas por degradação e assentamento diferencial – são os denominados hotspots (pontos de maiores vazões de emissão). Essa pesquisa reitera o efluxo maior de gás nessa camada fissurada.

Figura 25 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até o fim da camada

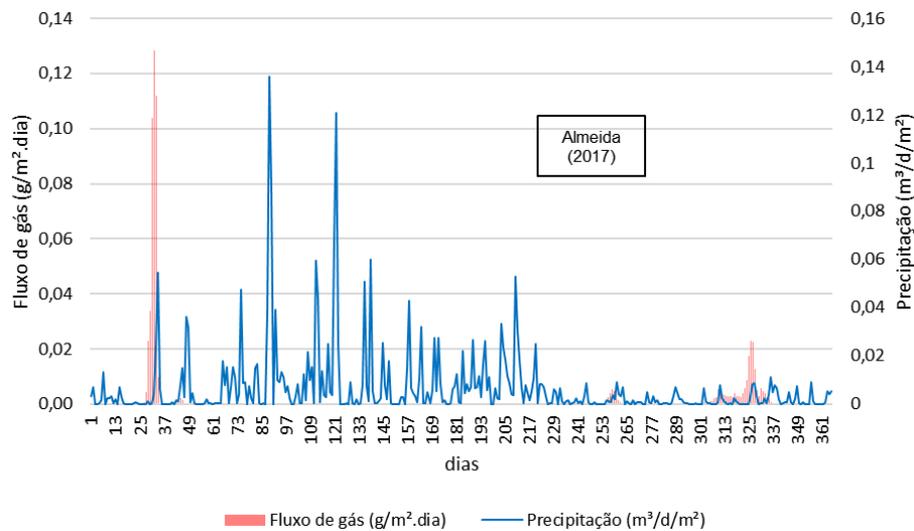


Fonte: A Autora (2021)

Ao converter o valor em CO_{2e} e comparar com a última emissão anual registrada pela ABRELPE (2020), a condição da Figura 25 aponta uma emissão de 48.118 toneladas de CO_{2e} por m² de camada, equivalente a 0,05% da emissão anual de resíduos.

A condição sem fissura do solo de Almeida (2017), emitiu menos gases que os solos argilosos anteriores. O solo areno-siltoso apresentou uma retenção de gases até 10cm de altura da camada. Isso pode ter ocorrido pelo ciclo chuvoso inicial que, unido às características geotécnicas - e curva característica - de redução de vazios pelos grãos siltosos nos vazios arenosos, pôde reter a passagem de metano no interior do solo.

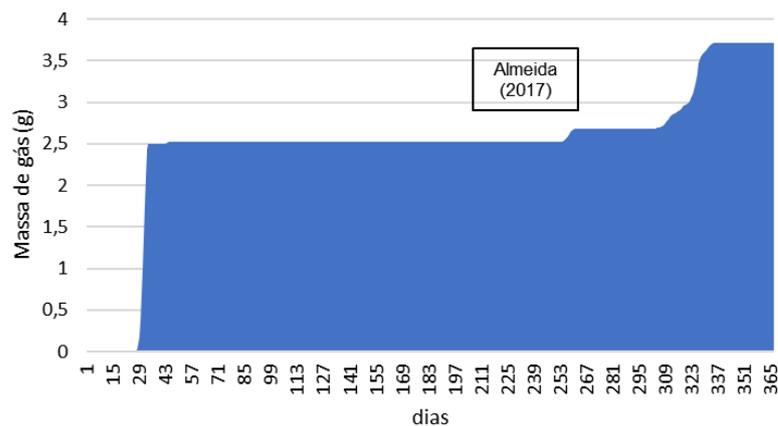
Figura 26 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação sem fissura



Fonte: A Autora (2021)

Quanto à emissão acumulada resultante nesse caso (Figura 27), o valor de 3,71g não necessariamente era o esperado devido à permeabilidade mais alta do solo ao ar. Entretanto, pode-se inferir que houve uma retenção do gás devido a presença de água que reduziu drasticamente a condutividade ao gás no interior do solo, assim como a retenção encontrada por Guedes (2018).

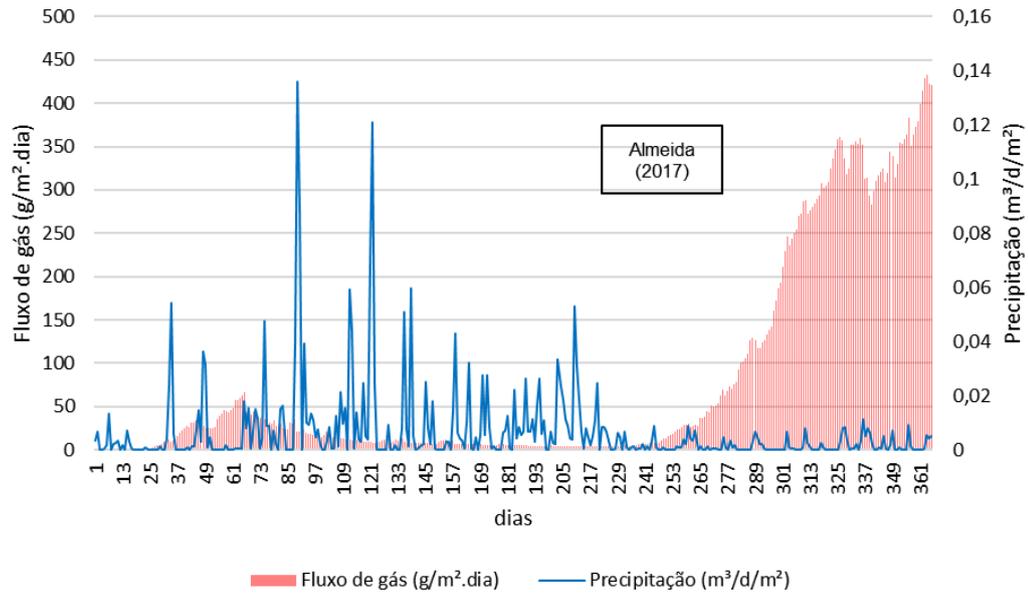
Figura 27 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição sem fissura



Fonte: A Autora (2021)

Diferente da situação sem fissura na camada, a partir da segunda situação de simulação, com profundidade de fissura até metade da camada (Figura 28), notou-se um fluxo de gás bem maior no interior do solo. Um valor médio próximo de $0,3g_{CH_4}/s$ foi percebido na emissão de metano para a atmosfera pela camada superficial e pela fissura imposta.

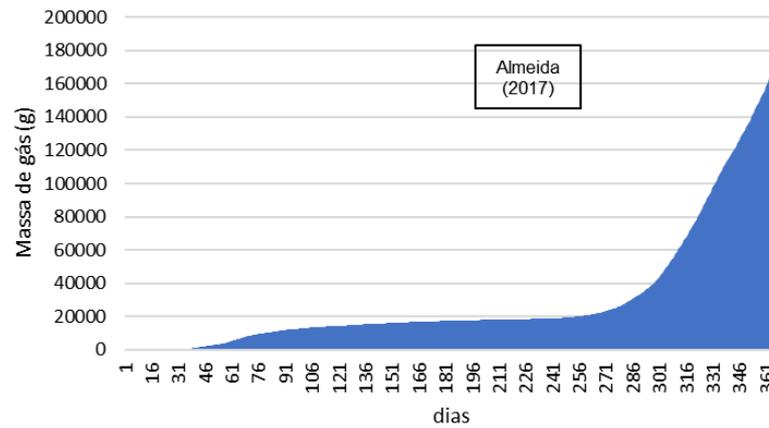
Figura 28 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até metade da camada



Fonte: A Autora (2021)

Quanto à massa acumulada emitida durante um ano (Figura 29), o solo de Almeida (2017) lançou o equivalente a 173,3kg de metano. A condição deste solo esteve intermediária comparado aos solos argiloso e siltoso anteriores.

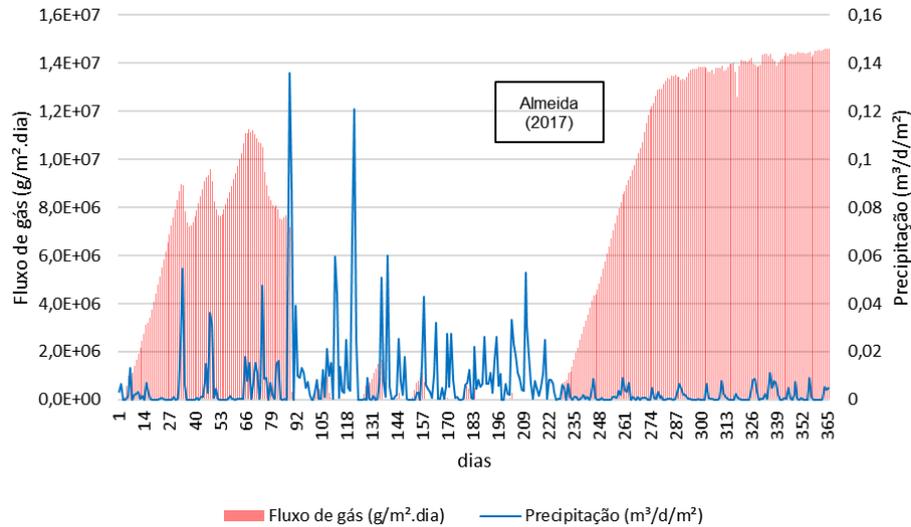
Figura 29 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até metade da camada



Fonte: A Autora (2021)

A emissão até a metade da camada foi equivalente ao efluxo da condição do solo de Lopes (2011) sem a fissura na camada. Quanto à condição de fissuração até o fim da camada (Figura 30), o solo apresentou fluxos mais altos apenas nos períodos mais secos.

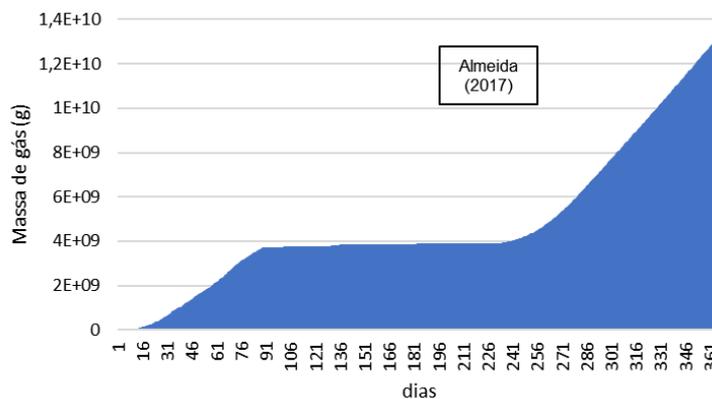
Figura 30 - Fluxo temporal de gás emitido e precipitação com fissura até o fim da camada



Fonte: A Autora (2021)

Este solo apresentou maior diferença no comportamento de emissões comparado aos anteriores. Enquanto os solos tiveram um aumento expressivo entre as condições de fissuração, este teve o maior valor de toneladas acumuladas do efluxo de metano apenas na condição de fissuração completa da camada. A Figura 31 que a curva de crescimento de gás teve um uma faixa estável e depois retomou após o período mais seco. O valor total acumulado foi de 13.314t de metano na atmosfera.

Figura 31 - Massa de gás acumulada emitida anualmente na condição com fissura até o fim da camada



Fonte: A Autora (2021)

Para essa situação, o solo emitiu um valor de 62.132 toneladas de CO_{2e} por m² de camada, equivalente a 0,064% da emissão anual de 2019 (ABRELPE, 2020) de resíduos.

De forma resumida, os valores foram dispostos (Tabela 5) a fim de demonstrar o quanto a profundidade da fissura interferiu no aumento da ordem de grandeza das emissões. Vale salientar que os dados apresentaram valores próximos, ainda que tivessem características granulométricas diferentes. Isso aponta para uma menor importância do tipo do solo e maior importância para a presença de trincas no material.

Tabela 5 - Resumo de emissões em relação à condição de fissura

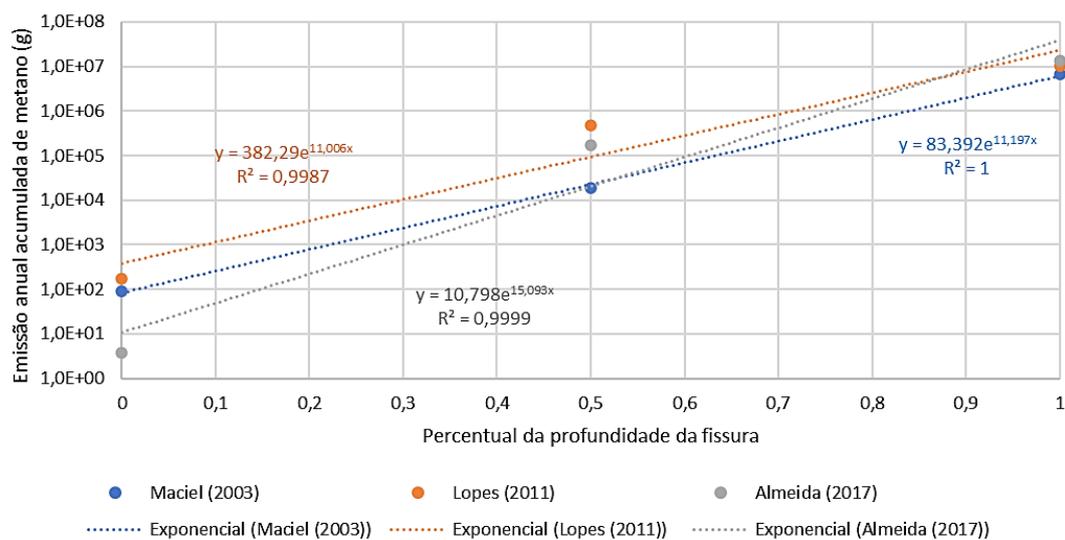
Solo/Condição	Sem fissura	Fissura até a metade	Fissura até o fim
Maciel (2003)	91,27g	18,80kg	6.656t
Lopes (2011)	171,10g	468,50kg	10.311t
Almeida (2017)	3,71g	173,30kg	13.314t

Fonte: A autora (2021)

Ao avaliar a forma de crescimento das emissões com o aumento da profundidade das fissuras, vê-se a correlação acima de 0,9 nos coeficientes de correlação de Pearson (Figura 32). De acordo com Hopkins (2000), o coeficiente de correlação (r) com faixas de 0,9 a 1 é considerado como quase perfeito. Calculando as raízes, encontrou-se 0,999 para Maciel (2003), 1 para Lopes (2011) e 0,995 para Almeida (2017).

Assim, os valores encontrados apontam uma boa correlação entre os valores de emissões quanto associados ao aumento gradual da profundidade das fissuras nas camadas de cobertura.

Figura 32 – Tendência de crescimento exponencial de emissão de gases em relação à profundidade da fissura



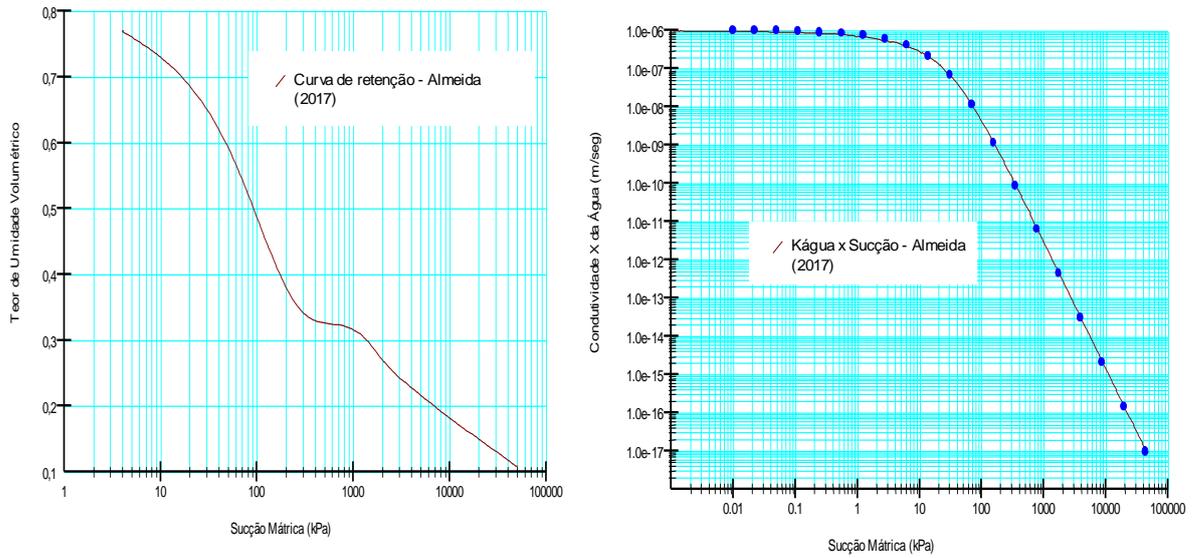
Fonte: A autora (2021)

A partir do gráfico apresentado, pode-se estimar os valores anuais emitidos de metano para cada tipo de solo simulado numericamente. Apesar das variações das circunstâncias de variações de umidade que podem apresentar limitações, a previsão pode apontar os danos atuais causados ao meio ambiente bem como estimar a redução de tais problemas.

4.2 ANÁLISE DOS PARÂMETROS HIDRÁULICOS DO MATERIAL NÃO SATURADO

A emissão dos gases nos solos obedeceu às curvas características e à permeabilidade hidráulica estimada pelo programa após a entrada dos dados de ensaios dos autores. O solo areno-siltoso de Almeida (2017) que possui valores mais altos para permeabilidade à água (Figura 33) remetem à relação inversamente proporcional com à permeabilidade ao ar.

Figura 33 – Curvas obtidas dos dados de Almeida (2017)

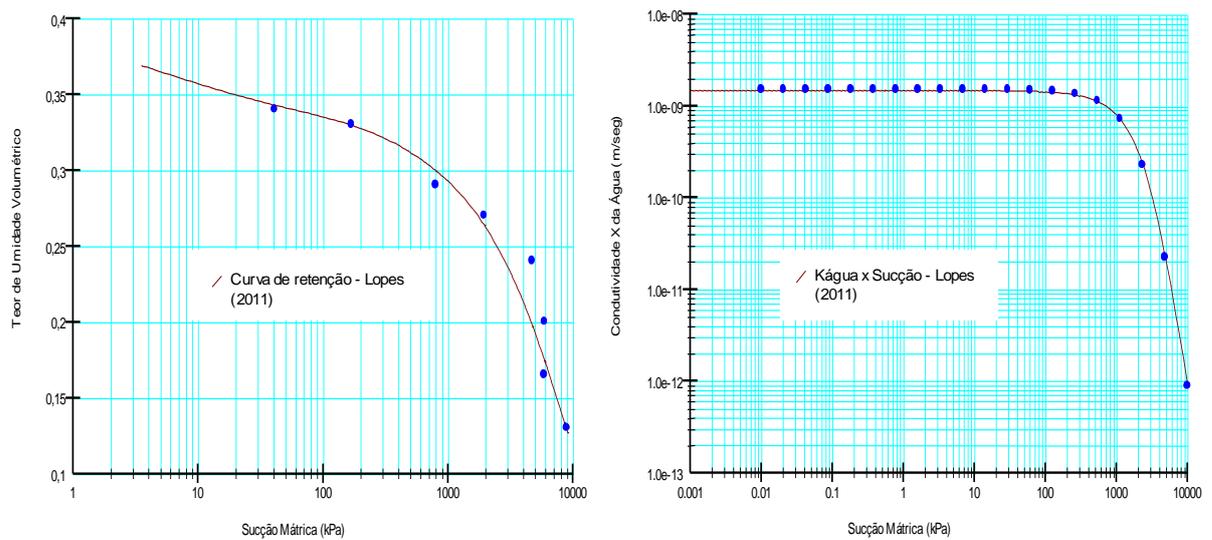


Fonte: A autora (2021)

Ou seja, à medida que o solo vai aumentando os teores de sucção, gradativamente a permeabilidade ao gás vai aumentando e, o fluxo para uma condição com fissuras até a metade da camada aumenta.

Consecutivamente, o solo siltoso de Lopes (2011) possui a segunda maior condutividade hidráulica dos solos (Figura 34).

Figura 34 – Curvas obtidas dos dados de Lopes (2011)

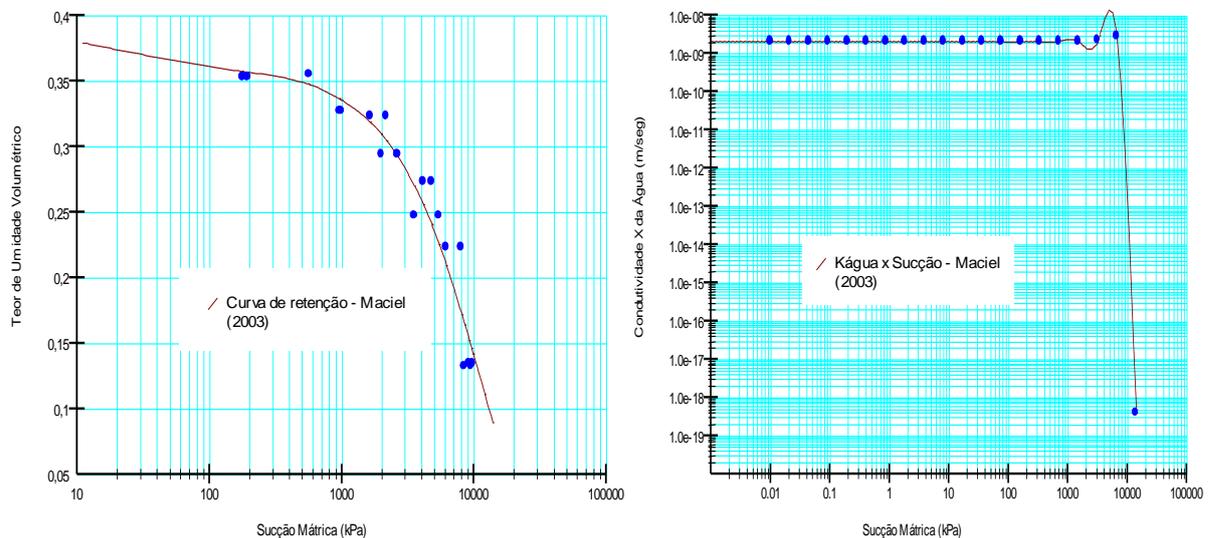


Fonte: A autora (2021)

Assim, percebe-se que para variações de sucção mais bruscas, o solo apresenta um aumento rápido do fluxo do metano em seu interior. Isso acontece devido ao comportamento da curva característica dos solos siltosos e também do aumento da condutividade do solo ao gás com a redução da condutividade do solo à água.

Tal comportamento repetitivo reitera o citado por Rosa *et al.* (2006) ao apontar as permeabilidades relativas do solo em relação ao ar e à água. Amplamente utilizados em fluxo de fluidos em rochas, o uso no meio de pesquisa da mecânica dos solos é aplicável. Quanto ao solo argiloso de Maciel (2003), a permeabilidade do solo em estrutura normal está na ordem de grandeza de 10^{-10} m/s (Figura 35).

Figura 35 – Curvas obtidas dos dados de Maciel (2003)



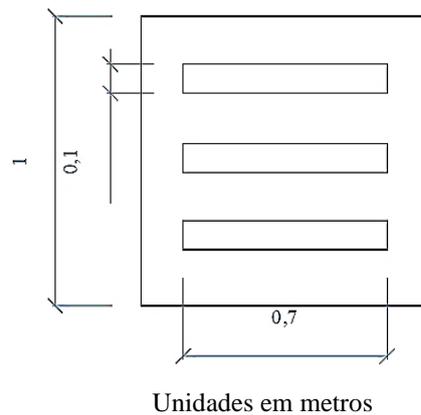
Fonte: A autora (2021)

Ao longo do aumento da sucção com a queda da umidade principalmente nos períodos mais secos, devido às propriedades inerentes do material, o solo apresenta menor velocidade no aumento do fluxo de gás em seu interior. Consequentemente, o solo apresentou menores valores de efluxos gasosos de metano para a atmosfera.

4.3 PERMEABILIDADE PONDERADA

Adotando uma situação (Figura 36) de fissura da seguinte maneira: 3 fissuras de 10cm de espessura e 70cm de comprimento disposta em uma área de 1m². Isso resulta em uma densidade de fissura de 21%.

Figura 36 - Situação hipotética de fissuras



Fonte: A Autora (2021)

O cálculo da permeabilidade do solo totalmente fissurado foi realizado escolhendo o valor do fluxo para o mesmo dia (362º dia) da simulação a fim de determinar as condições de contorno. Esse valor foi coletado tanto para o solo sem fissura como para o solo fissurado. Os fluxos para o solo fissurado foram de 12.028,5g/s para Lopes (2011) e 9.038,1g/s para Maciel (2003). Para o solo sem fissura, os valores foram, respectivamente, $1,22 \cdot 10^{-4}$ g/s e $2,82 \cdot 10^{-6}$ g/s.

O valor do solo sem fissura foi encontrado na literatura dos autores utilizados e a permeabilidade do solo fissurado foi efetuado, igualando o gradiente de pressão (Q) da equação de Darcy, através da equação (2).

$$K_{fissurado} = \frac{Q_{solo\ fissurado}}{Q_{solo\ sem\ fissura}} * K_{solo\ sem\ fissura} \quad (2)$$

Calculadas as permeabilidades ponderadas dos dois solos que mais emitiram metano anualmente, encontraram-se os seguintes valores, dispostos na Tabela 6

Tabela 6 - Permeabilidade ponderada

Solos	K_{solo sem fissura} (m/s)	K_{solo fissurado} (m/s)	K_{ponderada} (m/s)
Maciel (2003)	8,43 x 10 ⁻¹⁰	2,70 x 10 ⁰	5,67 x 10 ⁻¹
Lopes (2011)	4 x 10 ⁻⁸	3,94 x 10 ⁰	8,27 x 10 ⁻¹

Fonte: A Autora (2021)

A correlação da quantidade de metano emitida e permeabilidade ponderada é dependente das variáveis inerentes do solo. Todos reafirmam o aumento de emissões com o aumento de fissuras, como Borba *et al.* (2018) cita, e a relação de emissão com permeabilidade ponderada comprovou-se diretamente proporcional.

O solo de Maciel (2003) é uma argila de baixa compressibilidade enquanto o solo de Lopes (2011) é um silte de baixa compressibilidade. O solo siltoso, considerando o arranjo de partículas, é mais permeável ao gás do que o solo argiloso. Notou-se também, numericamente, essa equivalência, apresentando – solo siltoso de Lopes (2011) - o maior fluxo nas fissuras e maior massa de metano acumulada.

Ainda assim, percebe-se a proporção da influência das fissuras no desempenho de retenção de gases de efeito estufa para a atmosfera. Afinal, a permeabilidade que predomina no cálculo é a do fluxo do gás através das fissuras.

5 CONCLUSÕES

Através da simulação numérica encontrou-se emissões gasosas com valores altos para uma condição de proporções reduzidas que, existindo em grande escala, podem causar danos à atmosfera. Em um solo pouco plástico (solo areno-siltoso), pôde-se notar uma maior vazão de metano através das fissuras e da massa de solo. O valor quantificado para esse solo, em função de valores equivalentes de gás carbônico alcançou 62.132 toneladas de CO_{2e} por m² de camada, sendo equivalente a 0,064% da emissão anual do relatório da ABRELPE de 2020.

O coeficiente de correlação (R²) entre as emissões e a profundidade da fissura foi próximo de 1, confirmando que quanto mais profunda é a fissura, o solo emite mais biogás em vista dos caminhos preferenciais que se apresentam. Notou-se uma progressão geométrica entre os valores da massa de metano acumulada quanto à profundidade das fissuras nas camadas. O crescimento das emissões gasosas seguiu uma razão aproximada de 1000 entre si que pôde ser vista na equação exponencial apontando R² próximo de 1. Assim, solos com profundidade de fissura até o final da camada emitem 1.000.000 vezes mais gramas de metano do que camadas de solo sem fissuras.

Quanto à plasticidade do solo, apesar de não afetar diretamente na simulação numérica, ela interfere na condição de campo. Mediante condições de altas temperaturas seguidas de períodos de chuva, o solo mais plástico tende a apresentar fissuras e trincas, como observado em dados da literatura, citados no trabalho.

Percebeu-se que, com fissuras já consolidadas, a massa acumulada de resíduos - com pequenas trincas - já contribui para o aumento de emissões de gases do efeito estufa. Em comparação com as emissões anuais do país, a simulação apresentou valores expressivos para apenas trincas de pequenas proporções (1 cm de largura). Quanto maior a dimensão do dano à camada de cobertura, proporcionalmente será o dano à atmosfera.

O mecanismo de funcionamento da camada de cobertura pode ser melhor administrado com a adição - no plano de manutenção - umedecimento das camadas nos períodos mais secos. Dessa forma, o solo terá aumentada a sua condutividade à água e potencialmente reduzida à condutividade ao gás. Conseqüentemente, a redução de emissões de gases do efeito estufa pode ser alcançada e serão apresentadas mais alternativas de solução na cobertura final dos resíduos.

Quanto à permeabilidade ponderada para condições fissuradas, os solos apresentaram um aumento de até 100.000.000 vezes da ordem de grandeza quanto comparados à condição

inicial. Dessa forma, a permeabilidade do solo fissurado apresenta uma influência maior no cálculo da condutividade resultante do solo ao gás.

O tipo de solo não se apresentou como uma condição importante para o aumento das emissões. No entanto, a ocorrência de fissuras agrava e potencializa a emissão de gases. Assim, toda e qualquer medida para evitar o surgimento de trincas é válida.

REFERÊNCIAS

- ABICHOU, T.; CHANTON, J.; POWELSON, D.; FLEIGER, J.; ESCORIAZA, S.; YUAN, L.; STERN, J. 2006. Characterization of Methane flux and oxidation at Solid Waste landfill covers. **Journal of Environmental Engineering**. Feb. pp. 220-228, 2006.
- ABICHOU, T.; MAHIEU, K.; YUAN, L.; CHANTON, J.; HATER, G. Effects of compost biocovers on gas flow and methane oxidation in a landfill cover. 2009. **Waste Management**. v.29, pp.1595-1601, 2009.
- ALBRECHT, B. A., BENSON, C. H. Effect of desiccation on compacted natural clays. 2001. **ASCE Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 1, pp.67–75, 2001.
- ALMEIDA, A. J. G. A. **Avaliação do desempenho das camadas de cobertura de aterro sanitário para a redução de emissões de gases do efeito estufa**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco, Caruaru, 2017.
- ARAÚJO, P. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.
- ARAÚJO, T. T.; RITTER, E. Avaliação de emissões de biogás em camadas de cobertura de um aterro sanitário. 2016. **Perspectivas online. Ciências exatas e Engenharia**. n. 16, v. 6. p. 34-49, Campos dos Goytacazes, 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. São Paulo: ABRELPE, 2020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13896. **Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- BENSON, C. H.; OTHMAN, M. A. Hydraulic and Mechanical Characteristics of a Compacted Municipal Solid Waste Compost. 1993. **Waste Management & Research**. v. 11, n. 2, p. 127-142, 1993.
- BENSON, C.; BOSSCHER, P. LANE, D.; PLISKA, R. Monitoring system for hydrologic evaluation of landfill final covers. 1994. **Geotechnical Testing Journal**. v.17, n.2, p.138-149, 1994.
- BENSON, C. H.; ZHAI, H.; WANG, X. Estimating Hydraulic Conductivity of Compacted Clay Liners. 1994. **Journal Of Geotechnical Engineering**, v. 120, n. 2, p. 366-387, 1994b.
- BIAN, R.; XIN, D.; CHAI, X. A Simulation model for estimating methane oxidation and emission from landfill cover soils. **Waste Management**., v.77, pp. 426-434, 2018. doi:10.1016/j.wasman.2018.04.029

BOECKX, P.; van CLEEMPUT, O.; VILLARALVO, I. Methane emission from a landfill and the methane oxidizing capacity of its covering soil. 1996. **Soil Biol. Biochem.** v. 28, n. 10/11, pp. 1397-1405, 1996.

BOGNER, J.; SPOKAS, K.; NIEMMANN, L.; BAKER, J. Emissions of non-methane organic compound at Illinois (USA) landfill site: preliminar field measurements. 1997. Proceedings of The Sixt International Landfill Symposium. Sardinia, Itália, vol.4, pp.127-138, 1997.

BORBA, P. F. S; MARTINS, E. M.; CORREA, S. M.; RITTER, E. Emissão de gases do efeito estufa de um aterro sanitário no Rio de Janeiro. 2018. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** n. 23, v. 1, Rio de Janeiro, 2018.

BORJESSON, G.; SVENSSON B. H. Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation. 1997. **Waste Management and Research,** v.15, n.1, pp. 33-54, 1997.

BRASIL. **Lei 12.305.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Publicada no D.O.U. em 03/08/2010. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm> Acesso em 10 dez. 2020.

BRASIL. **Decreto Presidencial nº 10.936,** que regulamenta a Lei nº 12.305 de 2010 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) e cria ainda o Programa Nacional de Logística Reversa. Publicada no D.O.U. em 12/01/2022. Disponível em <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-10.936-de-12-de-janeiro-de-2022-373573578>> Acesso em 02 fev.2022.

CAPUTO, H. P. Mecânica dos Solos e Suas Aplicações. Rio de Janeiro: LTC, 6ª edição, 1996.

CHIBA, B. F. F. **Verificação experimental do modelo efetivo de Hudson-Crampin para meios anisotrópicos fissurados cujo o meio de fundo apresenta isotropia transversal.** 2017. Dissertação (Mestrado em Geofísica). Universidade Federal do Pará, Belém, 2017.

COSTA, C. D. **Avaliação da fissuração por ressecamento em camadas de cobertura de aterros sanitários utilizando materiais alternativos.** 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

COSTA, M. D.; MARIANO, M. O. H.; ARAUJO, L. B.; JUCÁ, J. F. T. Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. **Engenharia Sanitária e Ambiental.** v.23, n.1, pp. 77-90, 2018.

COSTA, W. W. M. L. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camada de base de aterro sanitário no semiárido paraibano.** 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.

CZEPIEL, P. M.; MOSHER, B.; HARRISS, R. C.; SHORTER, J. H.; MCMANUS, J. B. KOLB, C. E.; ALLWINE, E.; LAMB, B. K. Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric trace methods. 1996. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, n.11, pp.16711-16719, 1996.

DANIEL, D. E.; BENSON, C. H. Water Content-Density Criteria for Compacted Soil Liners. 1990. **Journal Of Geotechnical Engineering**. v. 116, n. 12, p. 1811-1830, 1990.

DANIEL, D.E.; WU, Y. K. Compacted clay liners and cover for arid sites. 1993. **Journal of Geotechnical Engineering**, n.119, v.2, p. 223-237, 1993.

DEVER, S.; SWARBRICK, G. E. STUETZ, R. M. **Handbook for the design, construction, operation, monitoring and maintenance of a passive landfill gas drainage and biofiltration system**. 2010. NSW Department of Environment, Climate Change and Water, New South Wales, Australia, 71 p. 2010.

FERREIRA, S. R. M.; FERREIRA, M. G. V. X. Mudanças de volume devido à variação do teor de água em um vertissolo no semiárido de Pernambuco. 2009. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, n.33, v.4, p. 779-791, 2009.

FOURIE, A.B.; MORRIS, J.W. F. Measured gas emissions from four landfills in South Africa and some implications for landfill design and methane recovery in semi-arid climates. 2004. **Waste Management Resources**. v. 22 pp. 440–453, 2004.

FREDLUND, M. D. **Design of a knowledge-based system for unsaturated soil properties**. M. Sc. Thesis. University of Saskatchewan, Sask. 1996.

FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H., **Soil Mechanics for Unsaturated Soils**. New York, John Wiley & Sons, Inc.1993. p. 1-6, 1993.

FREDLUND, D. G.; XING, A.; FREDLUND, M. D. & BARBOUR, S. S. The relationship of the unsaturated soil shear strength to the soil-water characteristic curve. 1994(a) **Canadian Geotechnical Journal**, 1994. Vol. 33, pp. 440-448.

FREDLUND, D. G.; XING, A.; HUANG, S. Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. 1994(b) **Canadian Geotechnical Journal**. [s.l.], v. 31, n. 4, p. 533-546, 1994.

GEBERT, J.; GROENGROEFT, A; PFEIFFER E-M. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. 2011. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 43, n. 9, p. 1759-1767, 2011.

GERSCOVICH, D. M. S. & GUEDES, M. N. Avaliação das relações de condutividade hidráulica em solos brasileiros não saturados. 5º Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados. São Carlos – SP. 2004, p. 249-253.

GIODA, A. Comparação dos níveis de poluentes emitidos pelos diferentes combustíveis utilizados pela cocção e sua influência no aquecimento global. **Química Nova**, v.41 n.8, p.839-848, 2018.

- GOMES, G. J. C. **Análise da adição de composto orgânico para dimensionamento de biocobertura em aterro sanitário**. 2020. 136f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.
- GUEDES, M.J.F. **Estudo das emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro**. 2018. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.
- HE, R.; WANG, J.; XIA, F.; MAO, L.; DONG-SHENG, S. Evaluation of methane oxidation activity in waste biocover soil during landfill stabilization. **Chemosphere**. v.89, pp.672–679, 2012.
- HILLEL, D., Soil Water - Physical Principles and Processes. New York, Academic Press, 1971. cap. 1-5, 1971.
- HOPKINS, W. G. Correlation coefficient: a new view of statistics. 2000. Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/correl.html>>. Acesso em 10 dez. 2021.
- HUANG, D.; DU, Y.; XU, Q.; KO, J. H. Quantification and control of gaseous emissions from solid waste landfill surfaces. **Journal of Environmental Management**. v. 302, Part A, 15 January 2022, 114001.
- HUBER-HUMER, M. **Abatement of landfill methane emissions by microbial oxidation in biocovers made of compost**. 2004. PhD Thesis, University of Natural Resources and Applied Life Sciences (BOKU), Vienna, 279 pp, 2004.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA DO BRASIL – INMET. Dados climatológicos (2021/2022). Brasília – DF.
- JONES, H. A.; NEDWELL, D. B. Methane emission and methane oxidation in landfill cover soil. 1993. **FEMS Microbiology Ecology**. n.102, pp. 185-195, 1993.
- JUCÁ, J. F. T.; MACIEL, F. J. Gas Permeability of a Compacted Soil Used in a Landfill Cover Layer. **Advances in Unsaturated Geotechnics**, pp. 1535–1546, 2006.
- KHIRE, M. V., BENSON, C. H., BOSSCHER, P. J. Water balance modeling of earthen landfill covers. 1997. **Journal of Geotechnical Engineering**, ASCE, n.123, v.8, p.744–754, 1997.
- LI, S.; MENG, B.; YUE, B.; GAO, Q.; MA, Z.; ZHANG, W.; LI, T.; YU, L. Seasonal CH₄ and CO₂ effluxes in a final covered landfill site in Beijing, China. **Science of The Total Environment**. v. 725, 10 July 2020, 138355, 2020.
- LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 274p., 2011.
- LOPES, R. L.; JUCÁ, J. F. T.; MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J. Camadas de cobertura metanotróficas como alternativas para gerenciamento de gases de efeito estufa em aterros sanitários. 2010. **Holos**. Rio Grande do Norte, v. 4, p.3-18, 2010.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos da Muribeca/PE**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. 173 p, 2003.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Laboratory and field tests for studying gas flow through MSW landfill cover soil. **Advances in Unsaturated Geotechnics**, pp. 569 – 585, 2000.

MANHEIM, D. C., YESILLER, N.; HANSON, J. L. Gas Emissions from Municipal Solid Waste Landfills: A Comprehensive Review and Analysis of Global Data. 2021. **Journal of the Indian Institute of Science**. doi:10.1007/s41745-021-00234-4, 2021.

MAJDINASAB, A.; YUAN, Q. Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: a review. 2017. **Ecological Engineering**, v. 104, p. 116–130, 2017.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólidos**. 2008. 243p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MARINHO, F.A.M. Os solos não Saturados: Aspectos Teóricos, Experimentais e Aplicados. 2005. Texto apresentado a USP/SP para o concurso de livre docência. USP, São Paulo/SP, 2005.

McBAIN, M. C.; WARLAND, J. S.; MCBRIDE, R. A.; WAGNER-RIDDLE, C. Micrometeorological measurements of N₂O and CH₄ emissions from a municipal solid waste landfill. 2005. **Waste Management Research**, v. 23. pp. 409–419, 2005.

MUNAWAR, E.; FELLNER, J. Guidelines for Design and Operation of Municipal Solid Waste Landfills in Tropical Climates; Report; International Solid Waste Association (ISWA): Wien, Austria, 2012.

ÖREN, A. H.; KAYA, A. Some engineering aspects of homoionized mixed clay minerals. **Environmental Monitoring and Assessment**, n.84, p.85-98, 2003.

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

PINTO, C. S. Curso básico de Mecânica dos Solos. 3. ed., São Paulo - SP: Oficina de Textos, 2006. 355p

REICHARDT, K. **Processos de Transferência no sistema solo-planta-atmosfera**. 1985. Fund.,Cargill, Campinas, 466p.

ROSA, A. J.; CARVALHO, R.S.; XAVIER, J. A. D. Engenharia de Reservatórios de Petróleo. Rio de Janeiro: Interciência, 2006.

SADASIVAM, B. Y.; REDDY, K. R. Landfill methane oxidation in soil and bio-based cover systems: a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 13, p. 79–107, 2014.

- SANTOS, G. M. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no aterro experimental da Muribeca, Pernambuco.** 2015. 196f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2015.
- SANTOS, J. J. N. **Avaliação geotécnica de misturas de solo e composto orgânico para uso como biocoberturas em aterros sanitários.** 2019. 89f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2019.
- SCHEUTZ, C.; BOGNER, J.; CHANTON, J.P; BLAKE, D.; MORCET, M.; KJELDSSEN, P. Comparative oxidation and net emissions of CH₄ and selected non-methane organic compounds in landfill cover soils. 2003. **Environmental Science and Technology**, 37, pp. 5150-5158, 2003.
- SCHLUB, A. C. M.; SILVA, L. A. O.; HOLANDA, S. H. B.; FIRMO, A. L. B.; JUCÁ, J. F. T. 2019. Resíduos sólidos urbanos: potencial fonte de carbono para degradação microbiana e produção de biogás. 2019. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 5 n. 8, p. 11927-11942, 2019.
- SILVA, I. M. P. **Estudo do comportamento e processo de formação de fissuras em um solo devido ao ressecamento.** 2018. 128f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2018.
- SILVA, T. B. **Análise de fluxo, estabilidade e tensão-deformação de uma barragem no Agreste de Pernambuco.** 2020. 148p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco. Caruaru, 2020.
- TANAKA, N.; MATSUTO, T.; LEE, H. S. On-site survey of methane and carbon dioxide flux from MSW landfills in Japan. 1997. Proceedings of The Sixt International Landfill Symposium. Sardinia, Itália, vol.4, pp.71-80, 1997.
- TANG, C. S.; CUI, Y. J.; SHI, B.; TANG, A. M., LIU, C. Desiccation and cracking behaviour of clay layer from slurry state under wetting-drying cycles. 2011. **Geoderma**. n. 166, 111-118, 2011.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). Code of Federal Regulations: Criteria for Municipal Solid Waste Landfills. Chapter 40. Pt 257, App. III. (7-1-20 Edition). Washington DC, 53 p. 2020.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). Inventory of U.S Greenhouse Gas Emissions and Sinks. pp. 1990-2017. 2019
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington DC, 421 p. 2004.
- VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, n.44 p.892-898. 1980.

VIEIRA, A. M. **Estudo de barreiras capilares como Cobertura final de aterro de resíduos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

ZHANG, H.; HE, P. SHAO, L. Methane emissions from MSW landfill with sandy soil covers under leachate recirculation and subsurface irrigation. 2008. **Atmospheric Environment**. v. 42 pp. 5579– 5588, 2008.