



**MODELAGEM MULTIFÁSICA DE FLUXO DE GASES E TRANSFERÊNCIA
DE CALOR EM MULTICAMADAS PARA DIMENSIONAMENTO DE
COBERTURAS DE ATERROS SANITÁRIOS**

ALUNO: MOISÉS ANTÔNIO DA COSTA LEMOS, M.Sc.

ORIENTADOR: PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, D.Sc.

DOUTORADO EM GEOTECNIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOTECNIA

BRASÍLIA, DEZEMBRO DE 2025

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**MODELAGEM MULTIFÁSICA DE FLUXO DE GASES E TRANSFERÊNCIA DE
CALOR EM MULTICAMADAS PARA DIMENSIONAMENTO DE
COBERTURAS DE ATERROS SANITÁRIOS**

MOISÉS ANTÔNIO DA COSTA LEMOS

**DEFESA DE DOUTORADO SUBMETIDO AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO
GRAU DE DOUTOR.**

APROVADA POR:

**PROF. ANDRÉ LUÍS BRASIL CAVALCANTE, D.Sc. (UNB)
(ORIENTADOR)**

**PROF. ENNIO MARQUES PALMEIRA, D.Sc. (UNB)
(EXAMINADOR INTERNO)**

**PROF. MARIA EUGÊNIA GIMENEZ BOSCOV, D.Sc. (Poli-USP)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

**PROF^a. LAÍS ROBERTA GALDINO DE OLIVEIRA, D.Sc. (UFG)
(EXAMINADOR EXTERNO)**

DATA: BRASÍLIA/DF, 05 DE DEZEMBRO DE 2025

FICHA CATALOGRÁFICA

LEMONS, MOISÉS ANTÔNIO DA COSTA

Modelagem Multifásica de Fluxo de Gases e Transferência de Calor em Multicamadas para

Dimensionamento de Coberturas de Aterros Sanitários. Distrito Federal, 2025.

xii, 247p., 210x297mm (ENC/FT/UnB, Doutor, Geotecnia, 2025).

Tese de Doutorado - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental

1. Transporte multifásico 2. Aterro Sanitário de Brasília

3. Carbonatação 4. Oxidação do metano

I. ENC/FT/UnB

II. Doutor

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Lemos, M.A.C. (2025). Modelagem Multifásica de Fluxo de Gases e Transferência de Calor em Multicamadas para Dimensionamento de Coberturas de Aterros Sanitários. Tese de Doutorado, Publicação G.TD-211/2025, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 247p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Moisés Antônio da Costa Lemos

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: Modelagem Multifásica de Fluxo de Gases e Transferência de Calor em Multicamadas para Dimensionamento de Coberturas de Aterros Sanitários

GRAU/ANO: Doutor/2025

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

Moisés Antônio da Costa Lemos

Quadra 03 Conj. A casa 49 - Candangolândia

71725-301 - Brasília/DF - Brasil

moisesaclemos@gmail.com

RESUMO

O controle eficaz das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e da infiltração de água em aterros sanitários constitui um desafio crescente diante do aumento da geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) e das exigências por soluções ambientalmente seguras. Nesse contexto, esta tese apresenta o desenvolvimento e a validação de modelos computacionais aplicados ao dimensionamento de camadas de cobertura, integrando os processos de transporte de gases (CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2), fluxo de água e transferência de calor em sistemas multicamadas de materiais. Foram propostas duas abordagens distintas: uma solução semianalítica, voltada ao transporte de gases em multicamadas, validada como ferramenta prática para estudos preliminares e projetos de pequeno porte, e um modelo numérico totalmente acoplado, implementado no COMSOL *Multiphysics*, que demonstrou robustez na simulação de processos complexos, como a oxidação do metano e a carbonatação do dióxido de carbono, assegurando a precisão necessária para projetos de médio e grande porte, sendo ambos rigorosamente validados com dados experimentais da literatura. Como aplicação prática, o modelo numérico foi empregado na simulação da camada de cobertura final do Aterro Sanitário de Brasília (ASB), com base em propriedades físicas, químicas e mineralógicas obtidas em campo e laboratório, cujos resultados indicaram uma redução progressiva das emissões de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo, além da identificação de amostras com condutividade hidráulica acima do valor normativo, evidenciando a necessidade de ajustes construtivos. Complementarmente, foi realizada uma análise paramétrica para avaliar a influência de variáveis como espessura da camada, uso de geomembranas e diferentes composições de materiais, sendo os melhores desempenhos observados em configurações que combinam camadas oxidativas e materiais reativos, como a escória de ferro, alcançando eficiências superiores a 99% na oxidação do CH_4 e no consumo de CO_2 , enquanto a presença de geomembranas reforçou a contenção dos gases, consolidando-se como uma solução estratégica para a mitigação de emissões fugitivas, de modo que os resultados obtidos fornecem subsídios técnicos relevantes para o aprimoramento dos critérios de projeto e operação de sistemas de cobertura, contribuindo para uma engenharia de aterros sanitários mais segura, eficiente e ambientalmente alinhada.

ABSTRACT

Effective control of greenhouse gas (GHG) Emissions and water infiltration in sanitary landfills represents a growing challenge in view of the increasing generation of municipal solid waste (MSW) and the demand for Environmentally sound solutions. In this context, this dissertation presents the development and validation of computational models for the design of landfill cover systems, integrating gas transport processes (CH_4 , CO_2 , O_2 , and N_2), water flow, and heat transfer in multilayer material systems. Two distinct approaches are proposed: a semi-analytical solution focused on gas transport in multilayer covers, validated as a practical tool for preliminary assessments and small-scale projects, and a fully coupled numerical model implemented in COMSOL *Multiphysics*, which demonstrated robustness in simulating complex processes such as methane oxidation and carbon dioxide carbonation, thereby ensuring the level of accuracy required for medium- and large-scale projects; both approaches were rigorously validated using experimental data reported in the literature. As a practical application, the numerical model was employed to simulate the final cover system of the Brasília Sanitary Landfill (BSL), based on physical, chemical, and mineralogical properties obtained from field and laboratory investigations, with results indicating a progressive reduction in CH_4 and CO_2 Emissions over time, as well as the identification of samples exhibiting hydraulic conductivity values exceeding regulatory limits, highlighting the need for construction adjustments. Additionally, a parametric analysis was conducted to assess the influence of variables such as cover thickness, geomembrane use, and material composition, with the best performance observed in configurations combining oxidative layers and reactive materials, such as steel slag, achieving efficiencies greater than 99% in CH_4 oxidation and CO_2 consumption, while the presence of geomembranes enhanced gas containment, establishing them as a strategic solution for mitigating fugitive Emissions. Overall, the results provide relevant technical support for improving the design and operational criteria of landfill cover systems, contributing to safer, more efficient, and Environmentally aligned sanitary landfill Engineering.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO	1
1.1.	CONSIDERAÇÕES INICIAIS	1
1.2.	OBJETIVOS	4
1.3.	ESTRUTURA DA TESE	5
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	9
2.1.	ATERROS SANITÁRIOS.....	9
2.1.1.	CAMADAS DE COBERTURAS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	11
2.1.2.	ESPECIFICAÇÕES DAS CAMADAS DE COBERTURA	14
2.2.	MEIO POROSO NÃO SATURADO.....	18
2.2.1.	CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA NO SOLO.....	20
2.2.2.	CURVA DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NÃO SATURADA	22
2.3.	FLUXO DE ÁGUA EM MEIO POROSO NÃO SATURADO	23
2.4.	FLUXO DE CALOR EM MEIO POROSO NÃO SATURADO	26
2.4.1.	CONDUÇÃO TÉRMICA	27
2.4.2.	CONVECÇÃO TÉRMICA	31
2.4.3.	FLUXO DE CALOR	32
2.5.	TRANSPORTE DE GASES EM MEIO POROSO NÃO SATURADO.....	33
2.5.1.	TRANSPORTE ADVECTIVO.....	33
2.5.2.	TRANSPORTE DIFUSIVO	37
2.5.3.	REAÇÕES QUÍMICAS	39
2.5.4.	LEI DE HENRY	40
2.5.5.	EQUAÇÃO DA ADVECÇÃO-DISPERSÃO-REAÇÃO (EADR).....	41
2.6.	SOLUÇÃO ANALÍTICA DA EADR PARA MEIOS HETEROGÊNEOS..	41
2.6.1.	SIMPLIFICAÇÃO PARA DUAS CAMADAS	46

2.6.2.	INVERSÃO NUMÉRICA DA TRANSFORMADA DE LAPLACE.....	46
2.7.	ENSAIOS EXPERIMENTAIS EM COLUNAS DE SOLO	47
2.7.1.	OXIDAÇÃO DO METANO	49
2.7.2.	CARBONATAÇÃO MINERAL	52
3	ESTUDO DE CASO	55
3.1.	CAMADA DE COBERTURA DO ASB	56
3.2.	INVESTIGAÇÕES GEOTÉCNICAS.....	58
3.3.	ENSAIOS QUÍMICOS	61
3.4.	ENSAIO DE PLACA DE FLUXO	62
3.5.	CLIMA	62
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	65
4.1	ENSAIOS DE COLUNA DISPONÍVEIS NA LITERATURA	65
4.2	CAMADA DE COBERTURA DEFINITIVA DO ASB	67
4.2.1.	COLETA DE AMOSTRA	68
4.2.2.	CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA.....	69
4.2.3.	CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA.....	72
4.2.4.	CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA	74
4.2.5.	ENSAIO DE PLACA DE FLUXO ESTÁTICA	76
4.3.	SIMULAÇÕES COMPUTACIONAIS.....	79
4.3.1.	VALIDAÇÕES	79
4.3.2.	APLICAÇÃO DO MODELO NUMÉRICO NO ASB.....	82
4.3.3.	ANÁLISES PARAMÉTRICAS.....	85
5	DESENVOLVIMENTO MATEMÁTICO	90
5.1	EQUAÇÕES FUNDAMENTAIS.....	90
5.2	FLUXO DE ÁGUA	90

5.3	TRANSPORTE DE GASES	93
5.4	FLUXO DE CALOR.....	95
5.5	OXIDAÇÃO DO METANO.....	97
5.6	CARBONATAÇÃO	99
5.7	PARÂMETROS DE DISCRETIZAÇÃO DA SOLUÇÃO NUMÉRICA	99
5.8	CONDIÇÕES INICIAIS E DE CONTORNO	101
5.8.1	SITUAÇÕES DE CAMPO	103
5.9	CASO PARTICULAR.....	104
5.9.1.	SOLUÇÃO SEMIANALÍTICA DA EADR.....	108
5.9.2.	CÁLCULO DO FLUXO	110
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	111
6.1.	SIMULAÇÕES COMPUTACIONAIS.....	111
6.1.1.	SIMULAÇÕES SEMIANALÍTICAS.....	111
6.1.2.	SIMULAÇÕES NUMÉRICAS	130
6.2.	APLICAÇÃO DO MODELO NUMÉRICO NO ASB.....	163
6.2.1.	PARÂMETROS CLIMÁTICOS	163
6.2.2.	ENSAIOS EXPERIMENTAIS.....	164
6.2.3.	ENSAIO DE PLACA DE FLUXO	176
6.2.4.	PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO	178
6.2.5.	MAPA DE EMISSÃO DE CH ₄ NO ASB.....	185
6.2.6.	MAPA DE EMISSÃO DE CO ₂ NO ASB.....	189
6.3.	ANÁLISE PARAMÉTRICA	191
6.3.1.	CONDIÇÕES DE LABORATÓRIO.....	193
6.3.2.	CONDIÇÕES DE CAMPO	202
7	CONCLUSÕES	208
7.1.	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	212

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	214
APÊNDICE A	229
APÊNDICE B	231
APÊNDICE C	238
APÊNDICE D	241

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Síntese comparativa dos critérios normativos para camadas de cobertura final em aterros sanitários.....	17
Tabela 2.2 - Parâmetro de forma das partículas (Côté e Konrad, 2005).....	29
Tabela 2.3 - Valores de condutividade térmica (Zhirkov et al., 2021)	30
Tabela 2.4 - Valores de condutividade térmica (Abu-Hamdeh e Reeder, 2000)	30
Tabela 2.5 - Valores de calor específico (Zhirkov et al., 2021).....	32
Tabela 2.6 - Valores de calor específico (Wang et al., 2019).....	32
Tabela 2.7 - Massa molar e volume de difusão atômico para diferentes gases.	39
Tabela 2.8 - Valores da constante de Henry para diferentes gases (Sander, 2023).....	40
Tabela 2.9 - Características de ensaios de coluna de solo.	48
Tabela 2.10 - Valores de V_{max} para diferentes tipos de solo.....	52
Tabela 2.11 - Valores das constantes da taxa de meia saturação de O_2 e CH_4	52
Tabela 3.1 - Etapas de construção do ASB (SLU, 2024)	56
Tabela 3.2 - Resultados dos ensaios geotécnicos no ASB.....	59
Tabela 3.3 - Resultados do ensaios realizado por Paganella (2023)	59
Tabela 3.4 - Valores de parâmetros químicos para o solo do ASB (pH, MOS e CO).61	
Tabela 3.5 - Valores de parâmetros químicos para o solo do ASB (metais pesados e CTC)	61
Tabela 3.6 - Emissões fugitivas medida por Jucá (2020).....	62
Tabela 4.1 - Coordenadas e cota dos pontos a serem analisados.....	68
Tabela 5.1 - Condições de contorno para a solução semianalítica	105
Tabela 6.1 - Resultados estatísticos dos ajustes de fração molar com o modelo semianalítico	121
Tabela 6.2 - Valores de obtidos na simulação semianalítica.....	122
Tabela 6.3 - Mecanismos de transporte obtidos na simulação semianalítica	125
Tabela 6.4 - Parâmetros de oxidação do metano utilizados na simulação semianalítica	127
Tabela 6.5 - Parâmetro de carbonatação	130
Tabela 6.6 - Resultados estatísticos dos ajustes de fração molar com o modelo numérico	146

Tabela 6.7 - Comparações da eficiência de oxidação do CH ₄ entre simulação numérica e dados experimentais	151
Tabela 6.8 - Mecanismos de transporte obtidos na simulação numérica	156
Tabela 6.9 - Parâmetros de oxidação do metano utilizados na simulação numérica	160
Tabela 6.10 - Parâmetros de carbonatação	163
Tabela 6.11 - Parâmetros climáticos na avaliação do fluxo de entrada e saída da camada de cobertura.....	164
Tabela 6.12 - Classificação granulométrica do solo do ASB.....	167
Tabela 6.13 - Ensaio de caracterização no solo do ASB	168
Tabela 6.14 - Resultados dos coeficientes da metodologia MCT	169
Tabela 6.15 - Valores dos resultados da análise de FRX	171
Tabela 6.16 - Parâmetros adotados como constantes para as simulações.....	185
Tabela 6.17 - Parâmetros dos materiais considerados na análise paramétrica	192
Tabela 6.18 - Parâmetros da geomembrana utilizados na análise paramétrica	192

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Taxa de consumo/geração na reação de oxidação do CH ₄	51
Quadro 4.1 - Dados dos ensaios experimentais obtidos na literatura	66
Quadro 5.1 - Parâmetros utilizados no Comsol <i>Multiphysics</i>	99

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Sistemas de aterros sanitários (Portal dos Resíduos Sólidos, 2023).	10
Figura 2.2 - Camada de cobertura convencional (Jucá, 2020).	12
Figura 2.3 - Aplicação da geomembrana em aterro sanitário.....	13
Figura 2.4 - Camada Biogeoquímica (modificado de Reddy et al., 2018).....	14
Figura 2.5 - Curva de retenção de água no solo (Gitirana Junior et al., 2023).	21
Figura 2.6 - Metodologia do ensaio em coluna de solo	48
Figura 2.7 - Carbonatação direta (modificado de Reddy et al., 2019)	54
Figura 3.1 - Projeto executivo da Etapa 1 do ASB (Cepollina, 2012).....	57
Figura 3.2 - Localização das amostras coletadas por Paganella (2023) e Barbosa (2022)	59
Figura 3.3 - Amostras do trabalho de Jucá (2020).....	60

Figura 3.4 - Localização das amostras coletadas por Silveira (2014) e Costa (2015b)	60
Figura 3.5 - SWRC obtidas por Silveira (2014) e Costa (2015b)	60
Figura 3.6 - Normal climatológica (1989-2023) da precipitação média mensal	63
Figura 3.7 - Normal climatológica (1989-2023) da temperatura média mensal	63
Figura 3.8 - Normal climatológica (2003-2019) da evapotranspiração potencial	64
Figura 4.1 - Planta de locação das amostras coletadas	68
Figura 4.2 - Coleta de amostra na jazida de solos	69
Figura 4.3 - Coleta de amostra dos pontos P1 ao P10	69
Figura 4.4 - Gráfico de referência para classificação de solos (DNIT, 2023c)	71
Figura 4.5 - Equipamento de MEV do (LabMic, 2024)	74
Figura 4.6 - Dimensões da placa de fluxo desta pesquisa (medidas em cm)	76
Figura 4.7 - Placa de fluxo e GEM5000	77
Figura 4.8 - Ensaio da placa de fluxo realizado no ASB	78
Figura 4.9 - Modelo esquemático do sistema de cobertura de multicamadas	81
Figura 4.10 - Geometria adotada nas simulações das a) Bermas e b) Taludes do ASB	84
Figura 4.11 - Análise paramétrica simulando condições de laboratório	86
Figura 4.12 - Análise paramétrica simulando condições de laboratório	88
Figura 5.1 - Domínio computacional utilizado	100
Figura 5.2 - Fronteiras consideradas nas simulações no software COMSOL <i>Multiphysics</i>	102
Figura 6.1 - Simulação semianalítica para o trabalho de De Visscher <i>et al.</i> (1999)	112
Figura 6.2 - Simulação semianalítica para o trabalho de Stein and Hettiaractchi (2010) - LF1	112
Figura 6.3 - Simulação semianalítica para o trabalho de Stein and Hettiaractchi (2010) - LF3	112
Figura 6.4 - Simulação semianalítica para o trabalho de Huang <i>et al.</i> (2020)	113
Figura 6.5 - Simulação semianalítica para o trabalho de Rachor (2011)	113
Figura 6.6 - Simulação semianalítica para o trabalho de Hilger <i>et al.</i> (2020)	113
Figura 6.7 - Simulação semianalítica para o trabalho de Thomasen <i>et al.</i> , 2019 - CC	114

Figura 6.8 - Simulação semianalítica para o trabalho de Gebert et al., 2011b (PN75)	114
Figura 6.9 - Simulação semianalítica para o trabalho de Gebert et al., 2011b (PN85)	114
Figura 6.10 - Simulação semianalítica para o trabalho de Gebert et al., 2011b (PN95)	115
Figura 6.11 - Simulação semianalítica para o trabalho de Scheutz and Kjeldsen (2003).	115
Figura 6.12 - Simulação semianalítica para o trabalho de Kightley et al. (1994).....	115
Figura 6.13 - Simulação semianalítica para o trabalho de Park et al. (2002) - 30 cm	116
Figura 6.14 - Simulação semianalítica para o trabalho de Park et al. (2002) - 60 cm	116
Figura 6.15 - Simulação semianalítica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDS	116
Figura 6.16 - Simulação semianalítica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDB	117
Figura 6.17 - Simulação semianalítica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 1:1	117
Figura 6.18 - Simulação semianalítica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 7:3	117
Figura 6.19 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C1	118
Figura 6.20 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C2	118
Figura 6.21 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C3	118
Figura 6.22 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C4	119
Figura 6.23 - Simulação numérica para o trabalho de De Visscher <i>et al.</i> (1999).....	132
Figura 6.24 - Simulação numérica para o trabalho de Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1	133
Figura 6.25 - Simulação numérica para o trabalho de Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3	133
Figura 6.26 - Simulação numérica para o trabalho de Huang et al. (2020).....	134
Figura 6.27 - Simulação numérica para o trabalho de Hilger et al. (2000).....	134
Figura 6.28 - Simulação numérica para o trabalho de Rachor et al. (2011).....	135
Figura 6.29 - Simulação numérica para o trabalho de Thomasen et al. (2019) - CC	135

Figura 6.30 - Simulação numérica para o trabalho de Thomasen et al. (2019) - C1	136
Figura 6.31 - Simulação numérica para o trabalho de Thomasen et al. (2019) - C2	137
Figura 6.32 - Simulação numérica para o trabalho de Gebert et al. (2011) - PN75	137
Figura 6.33 - Simulação numérica para o trabalho de Gebert et al. (2011) - PN85	138
Figura 6.34 - Simulação numérica para o trabalho de Gebert et al. (2011) - PN95	138
Figura 6.35 - Simulação numérica para o trabalho de Scheutz e Kjeldsen (2003)....	139
Figura 6.36 - Simulação numérica para o trabalho de Kightley et al. (1994).....	139
Figura 6.37 - Simulação numérica para o trabalho de Park et al. (2002) - 30cm.....	140
Figura 6.38 - Simulação numérica para o trabalho de Park et al. (2002) - 60cm.....	140
Figura 6.39 - Simulação numérica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDS141	
Figura 6.40 - Simulação numérica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDB	142
Figura 6.41 - Simulação numérica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 1:1.....	143
Figura 6.42 - Simulação numérica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 7:3.....	143
Figura 6.43 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C1.....	144
Figura 6.44 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C2.....	144
Figura 6.45 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C3.....	145
Figura 6.46 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C4.....	145
Figura 6.47 - Ajustes das SWRC do ASB utilizando o modelo de Van Genutchen (1980)	166
Figura 6.48 - Ajustes das SWRC do ASB utilizando o modelo de Cavalcante e Zornberg (1980)	166
Figura 6.49 - Curva de compactação do solo da jazida do ASB.....	167
Figura 6.50 - Curva granulométrica do solo da jazida do ASB.....	167
Figura 6.51 - Classificação MCT da amostra P1.....	168
Figura 6.52 - Classificação MCT da amostra P2.....	168
Figura 6.53 - Classificação MCT da amostra JAZIDA	169
Figura 6.54 - Resultados dos ensaios DRX para as amostras do ASB	170
Figura 6.55 - Resultado do MEV da amostra P1.....	173
Figura 6.56 - Resultado do MEV da amostra P2.....	173
Figura 6.57 - Resultado do MEV da amostra P3.....	173
Figura 6.58 - Resultado do MEV da amostra P4.....	174

Figura 6.59 - Resultado do MEV da amostra P5.....	174
Figura 6.60 - Resultado do MEV da amostra P6.....	174
Figura 6.61 - Resultado do MEV da amostra P7.....	174
Figura 6.62 - Resultado do MEV da amostra P8.....	175
Figura 6.63 - Resultado do MEV da amostra P9.....	175
Figura 6.64 - Resultado do MEV da amostra P10.....	175
Figura 6.65 - Resultado do MEV da amostra JAZIDA.....	175
Figura 6.66 - Fração Molar do CH ₄ utilizando a placa de fluxo.....	177
Figura 6.67 - Fração Molar do CO ₂ utilizando a placa de fluxo.....	177
Figura 6.68 - Fluxo na base da camada de cobertura	178
Figura 6.69 - Planta de situação do Aterro Sanitário de Brasília	178
Figura 6.70 - Distribuição do LL na cobertura da Etapa 1 do ASB.....	179
Figura 6.71 - Distribuição do LP na cobertura da Etapa 1 do ASB	179
Figura 6.72 - Distribuição do IP na cobertura da Etapa 1 do ASB	180
Figura 6.73 - Distribuição da porosidade na cobertura da Etapa 1 do ASB	180
Figura 6.74 - Distribuição da $\rho_{m\acute{a}x}$ na cobertura da Etapa 1 do ASB	181
Figura 6.75 - Distribuição da ρ_s na cobertura da Etapa 1 do ASB	181
Figura 6.76 - Distribuição da k_s na cobertura da Etapa 1 do ASB	182
Figura 6.77 - Distribuição do CO na cobertura da Etapa 1 do ASB.....	182
Figura 6.78 - Distribuição do CTC na cobertura da Etapa 1 do ASB	183
Figura 6.79 - Distribuição da MOS na cobertura da Etapa 1 do ASB.....	183
Figura 6.80 - Distribuição do pH em H ₂ O na cobertura da Etapa 1 do ASB.....	184
Figura 6.81 - Distribuição do pH em KCl na cobertura da Etapa 1 do ASB	184
Figura 6.82 - Emissão de CH ₄ para simulação de 30 dias	186
Figura 6.83 - Emissão de CH ₄ para simulação de 1 ano.....	187
Figura 6.84 - Emissão de CH ₄ para simulação de 2 anos	188
Figura 6.85 - Emissão de CH ₄ para simulação de 3 anos	188
Figura 6.86 - Emissão de CO ₂ para simulação de 30 dias	189
Figura 6.87 - Emissão de CO ₂ para simulação de 1 ano.....	190
Figura 6.88 - Emissão de CO ₂ para simulação de 2 anos	190
Figura 6.89 - Emissão de CO ₂ para simulação de 3 anos	191
Figura 6.90 - EO e GC _{CO2} do SH para diferentes espessuras	193

Figura 6.91 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{m\acute{a}x} = 4 \times 10^{-8} \text{ mol.kg}^{-1}\text{s}^{-1}$	195
Figura 6.92 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{m\acute{a}x} = 1 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1}\text{s}^{-1}$	195
Figura 6.93 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{m\acute{a}x} = 4 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1}\text{s}^{-1}$	196
Figura 6.94 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{m\acute{a}x} = 6 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1}\text{s}^{-1}$	196
Figura 6.95 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes espessuras e $\alpha_{cm} = 1,5 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$...	199
Figura 6.96 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes espessuras e $\alpha_{cm} = 1,5 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$...	199
Figura 6.97 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes espessuras e $\alpha_{cm} = 3 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$	199
Figura 6.98 - EO e GC_{CO_2} do SH para diferentes $J_{in,TOTAL}$	200
Figura 6.99 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes $J_{in,TOTAL}$	201
Figura 6.100 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes $J_{in,TOTAL}$	202
Figura 6.101 - Emissão de CH_4 para a camada oxidativa para situação de campo ..	204
Figura 6.102 - Emissão de CO_2 para a camada oxidativa para situação de campo ..	204
Figura 6.103 - Emissão de CH_4 para a camada biogeoquímica para situação de campo	205
Figura 6.104 - Emissão de CO_2 para a camada biogeoquímica para situação de campo	206
Figura 6.105 - Emissão de CH_4 para a geomembrana para situação de campo	207
Figura 6.106 - Emissão de CO_2 para a geomembrana para situação de campo	207

Lista de Abreviações

Abreviação	Significado
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
BGQ	Camada Biogeoquímica
CCL	<i>Compacted Clay Liner</i>
CC	Condição de Contorno
CH ₄	Metano
CO	Camada Oxidativa
CO ₂	Dióxido de Carbono
CTC	Capacidade de Troca Catiônica
DRX	Difração por Raio-X
EADR	Equação da Advecção-Dispersão-Reação
EO	Eficiência de Oxidação
EPA	Environmental Protection Agency
FRX	Fluorescência de Raio-X
GC _{CO2}	Geração/Consumo de CO ₂
GCL	<i>Geosynthetic Clay Liner</i>
GEE	Gases do Efeito Estufa
GM	Geomembrana
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
MAE	Erro Absoluto Médio
MAPE	Erro Percentual Absoluto Médio
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
MOS	Matéria Orgânica do Solo
N ₂	Nitrogênio
O ₂	Oxigênio
R ²	Coefficiente de Determinação
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SH	Solo Homogêneo
SLU	Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal

Abreviação	Significado
SWRC	Soil Water Retention Curve
VER	Volume Elementar Representativo

Lista de Símbolos

Símbolo	Significado
θ_w	Teor de umidade volumétrica da água
θ_a	Teor de umidade volumétrica do ar
θ_s	Teor de umidade volumétrica saturada
Φ_{total}	Potencial total do solo
Φ_{temp}	Potencial devido à temperatura
Φ_z	Potencial devido à gravidade
Φ_{cin}	Potencial devido à energia cinética
Φ_p	Potencial devido à pressão de água
Φ_{pn}	Potencial pneumático
Φ_m	Potencial matricial
Φ_{osm}	Potencial osmótico
ψ	Sucção total do solo
ψ_m	Sucção mátrica do solo
π	Sucção osmótica do solo
u_a	Pressão de ar no solo
u_w	Pressão da água no solo, ou poropressão
w	Umidade do solo
S_w	Grau de saturação da água no solo
S_e	Saturação efetiva
θ_r	Teor de umidade volumétrica residual
α_{VG}	Parâmetro de ajuste do modelo de Van Genuchten
n_{VG}	Parâmetro de ajuste do modelo de Van Genuchten
m_{VG}	Parâmetro de ajuste do modelo de Van Genuchten
δ_{cz}	Parâmetro de ajuste do modelo de Cavalcante e Zornberg
$k_z(S_e)$	Função de condutividade hidráulica não saturada em termos da saturação efetiva

Símbolo	Significado
k_s	Condutividade hidráulica saturada do solo
ρ_w	Densidade da água
$k_z(\theta_w)$	Função de condutividade hidráulica não saturada em termos do teor de umidade volumétrica
$\psi(\theta_w)$	Função de sucção total do solo em termos do teor de umidade volumétrica
Q_{in}	Fontes de geração externa de água
q_v	Fluxo de calor por condução térmica
T	Temperatura
λ_T	Coefficiente de condutividade térmica
λ_{seco}	Condutividades térmicas do solo seco
λ_{sat}	Condutividades térmicas do solo saturado
ρ_d	Massa específica seca do solo
λ_w	Condutividades térmicas da água
n	Porosidade do solo
λ_s	Condutividade térmica dos sólidos
λ_q	Condutividade térmica do quartzo
λ_0	Condutividades térmicas de minerais no solo
q_h	Fluxo de calor por convecção térmica
Q_{conv}	Convecção de calor por unidade de área
$c_{p,w}$	Calor específico da água
$c_{p,m}$	Calor específico do gás m
$c_{p,s}$	Calor específico das partículas do solo
v_w	Velocidade de Darcy da água
v_g	Velocidade de Darcy do gás
T_r	Temperatura de referência
E	Capacidade calorífica do solo
Q_r	Taxa de geração de calor
$M_{g,m}$	Massa molar do gás m
ρ_s	Massa específica das partículas do solo
$k_{r,nw}$	Permeabilidade relativa do gás

Símbolo	Significado
$k_{r,w}$	Permeabilidade relativa da água
K	Permeabilidade intrínseca
μ_a	Viscosidade da mistura gasosa
$v_{r,g}$	Velocidade de Darcy real do gás
c_a^m	Concentração do gás m na fase gasosa
$J_{A,a}$	Mecanismo advectivo de um gás m solubilizado na água
$M_m; M_j$	Massas molares dos gases m e j
$X_m; X_j$	Frações molares dos gases m e j
μ_i	Viscosidade do gás i
V_{cm}	Volume crítico do gás m
Ω_m^*	Integral de colisão reduzida do gás m
ω_m	Fator acêntrico do gás m
T_{cm}	Temperatura crítica do gás m
J_D	Transporte por difusão molecular
$D_a^{m,ef}$	Coefficiente de difusão molecular efetivo do gás m em um meio poroso
τ	Fator de tortuosidade do fluxo
D_{mj}	Coefficiente de difusão de gases binários do componente m com todos os outros componentes j
$V_m; V_j$	Volume de difusão atômico para cada componente (m e j)
γ^m	Taxa de consumo (<0) ou geração (>0) do gás m
c_t^m	Concentração total do gás m
c_w^m	Concentração da substância m solubilizada na água
H^m	Constante de Henry do gás m
R_m	Fator de retardamento do gás m
J_z	Fluxo total na direção z
r_{CH_4}	Taxa de oxidação de CH_4
$V_{máx}$	Taxa máxima de consumo de CH_4
$f_{V,T}$	Fator modificado de temperatura
$f_{V,m}$	Fator modificado do teor de água
K_{O_2}	Constante da taxa de meia saturação do O_2

Símbolo	Significado
K_{CH_4}	Constante da taxa de meia saturação do CH_4
x_m	Fração molar do gás m
θ_{wiltng}	Teor de umidade volumétrica da água em que a atividade microbiana para a oxidação de metano é insignificante
θ_{fc}	Capacidade de campo do solo, definida como teor de umidade volumétrica da água em que um solo pode reter água sem haver infiltração
J_{CH_4}	Fluxo de metano
J_{CO_2}	Fluxo de dióxido de carbono
V_p	Volume útil da placa de fluxo
A_p	Área de solo coberto pela placa
ρ_{CH_4}	Massa específica do metano
ρ_{CO_2}	Massa específica do dióxido de carbono
y_i	Valores observados nos modelos estatísticos
\hat{y}_i	Valores estimados pelos modelos estatísticos
\bar{y}	Média dos valores observados nos modelos estatísticos
T_{RSU}	Temperatura logo abaixo da camada de cobertura
l_{ts}	Espessura do material topsoil
l_{SH}	Espessura do material solo homogêneo
l_{CO}	Espessura do material camada oxidativa
l_{EF}	Espessura do material escória de ferro
M_{H_2O}	Massa molar da água
μ_w	Viscosidade da água
R	Constante universal dos gases
$C_{cab.m}$	Consumo de CO_2 devido à carbonatação mineral
Q_{oxi}	Taxa de geração de calor pela oxidação do metano
$Q_{cab.m}$	Taxa de geração de calor pela carbonatação mineral
r_{O_2}	Taxa de consumo de O_2 via oxidação do CH_4
r_{CO_2}	Taxa de geração de CO_2 via oxidação do CH_4
r_{H_2O}	Taxa de geração de H_2O via oxidação do CH_4

Símbolo	Significado
X_{O_2}	Parâmetro estequiométrico da reação de oxidação do metano referente ao gás O_2
Y_{CO_2}	Parâmetro estequiométrico da reação de oxidação do metano referente ao gás CO_2
Z_{H_2O}	Parâmetro estequiométrico da reação de oxidação do metano referente ao gás H_2O
W_b	Parâmetro estequiométrico da reação de oxidação do metano referente à geração de biomassa microbiana
κ_{ox}	Quantidade de calor gerado por mol de oxidação do metano
α_{cm}	Parâmetro de ajuste relacionado à carbonatação mineral
κ_{cm}	Quantidade de calor gerado por mol de carbonatação mineral do CO_2
v_{AB}	Fluxo de água em uma fronteira AB estipulada
I_{in}	Infiltração mensal
E_{TR}	Evapotranspiração mensal
P	Precipitação mensal
C	Coefficiente de run-off
r_m	Taxa de consumo do gás m via oxidação do CH_4 utilizada no modelo semianalítico
γ_{cb}	Consumo de CO_2 devido a carbonatação mineral utilizado no modelo semianalítico
J_{total}	Fluxo total de biogás
A_{col}	Área da seção transversal da coluna de solo
Q_{total}	Vazão total de biogás
v_{zd}	Velocidade do gás no meio poroso em condições seca
$\alpha_{l,i}$	Constante relacionada à oxidação do metano no modelo semianalítico
J_{out}	Fluxo de saída do CH_4/CO_2 em uma certa posição no solo de cobertura
J_{in}	Fluxo de entrada do CH_4/CO_2 na camada de cobertura

1 INTRODUÇÃO

1.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

A gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil tem resultado em recorrentes problemas ambientais e operacionais em aterros sanitários, frequentemente associados a deficiências no projeto, na execução e na operação de sistemas essenciais, como drenagem de biogás, controle da infiltração de água e desempenho das camadas de cobertura. Episódios recentes de instabilidade em maciços de resíduos, como o ocorrido no município de Padre Bernardo (GO), evidenciam as consequências da ausência de critérios técnicos robustos e de ferramentas confiáveis de dimensionamento capazes de representar, de forma integrada, os processos físicos que governam o comportamento das coberturas ao longo do tempo.

Nesses sistemas, o acúmulo de biogás, a percolação de água e as variações térmicas atuam de maneira acoplada, influenciando tanto a segurança estrutural quanto o desempenho ambiental do aterro. Esse evento reforça a necessidade de aprimorar critérios técnicos e ferramentas de dimensionamento aplicados às estruturas de cobertura de aterros sanitários, fundamentais para garantir segurança operacional, contenção de emissões e proteção ambiental.

A gestão adequada de resíduos sólidos é um dos grandes desafios enfrentados pelas sociedades modernas, principalmente devido aos impactos ambientais associados à disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU). Em 2024, das 71,7 milhões de toneladas devidamente coletadas de RSU no Brasil, mais de 43 milhões de toneladas (61%) foram destinadas aos aterros sanitários (ABREMA, 2024), evidenciando a importância desse tipo de instalação. No entanto, a disposição em aterros pode gerar sérios danos

ambientais, em especial pela emissão de gases de efeito estufa (GEE), oriundos da decomposição anaeróbica da matéria orgânica e da consequente formação de biogás. Segundo dados do SEEG (2025), o setor de resíduos responde por cerca de 5% das emissões de GEE no Brasil, sendo que aterros sanitários e lixões concentram aproximadamente 3,3% das emissões nacionais. O biogás é composto por cerca de 40-60% de metano (CH_4), 40-60% de dióxido de carbono (CO_2) e pequenas quantidades de outros gases (Pohland e Al-Yousfi, 1994).

O metano é um dos gases de efeito estufa mais danosos, e sua liberação contribui significativamente para o aquecimento global (IPCC, 2021). No Brasil, políticas como a Política Nacional sobre Mudança do Clima - Lei nº 12.187/2009 (Brasil, 2009), a Política Nacional de Resíduos Sólidos - Lei nº 12.305/2010 (Brasil, 2010) e o Marco Legal do Saneamento Básico - Lei nº 14.026/2020 (Brasil, 2020) refletem o alinhamento do país com compromissos internacionais como o Acordo de Paris, estabelecendo metas para redução de GEE e manejo sustentável de resíduos (Brasil, 2009; 2010; 2020b; UNFCCC, 2015)

Além das políticas públicas voltadas para reduzir o envio de RSU para aterros sanitários, é essencial adotar soluções de engenharia nessas estruturas para minimizar as emissões fugitivas. Nesse contexto, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece que apenas os rejeitos devem ser destinados à disposição final em aterros sanitários (Brasil, 2010). Ainda assim, os aterros permanecem como fontes relevantes de gases de efeito estufa, uma vez que os sistemas de drenagem de biogás não são plenamente eficientes, permitindo a migração de parte do biogás através das camadas de cobertura. Estudos indicam que a eficiência média de coleta varia conforme o tipo

de cobertura, situando-se em torno de 41% para coberturas diárias, 69% para intermediárias e 71% para finais (Giordano et al., 2024). Adicionalmente, estudos apontam que a eficiência dessas camadas varia amplamente em função do material utilizado (Spokas et al., 2006). Dessa forma, uma camada de cobertura adequada otimiza a captação do biogás e reduz a emissão para atmosfera.

Do ponto de vista técnico, uma camada de cobertura ineficiente pode acarretar maior infiltração de água, aumento da produção de lixiviado, instabilidade geotécnica e restrições ao transporte de biogás. (Abdel-Shafy et al., 2024) destacam que tais falhas comprometem não apenas a segurança ambiental, mas também os custos operacionais de um aterro sanitário. Além disso, uma cobertura eficiente pode possibilitar a geração de créditos de carbono, viabilizando o aproveitamento energético do biogás captado (Melo e Silva, 2018).

Nesse contexto, apesar da grande importância do sistema de camada de cobertura de aterros sanitários, o único critério de projeto considerado no dimensionamento de camadas de cobertura é o coeficiente de permeabilidade saturada do material, que deve ser menor que 10^{-8} m/s conforme recomendado pela NBR 13896 (ABNT, 1997). Esse critério, embora importante, não contempla aspectos fundamentais como o transporte de gases, a presença de multicamadas e os efeitos térmicos e biológicos. É necessário, portanto, desenvolver ferramentas de modelagem que considerem de forma integrada os fenômenos de fluxo multifásico, transferência de calor e reações bioquímicas, a fim de garantir desempenho técnico e ambiental satisfatório.

Embora existam diversos estudos (Garg e Achari, 2010; Ho e Webb, 2006; Ng et al., 2015; Thomas e Ferguson, 1999; Xie et al., 2013; Zuo et al., 2023) sobre transporte

de gases e eficiência de camadas de cobertura em aterros sanitários, a literatura ainda apresenta lacunas significativas. Normalmente, os modelos consideram apenas a permeabilidade a água do material ou abordam de forma isolada processos de fluxo gasoso, infiltração de água ou transferência de calor (Garg e Achari, 2010; Ng et al., 2015). Poucos trabalhos integram tais fenômenos em uma mesma estrutura de projeto, e praticamente não há modelos que incluam simultaneamente: (i) um modelo semianalítico para transporte de gases em multicamadas, aplicável a projetos simplificados; e (ii) um modelo numérico acoplado que incorpora transporte multifásico de gases, fluxo de água e calor, aliado às reações de oxidação do metano e carbonatação do dióxido de carbono. A originalidade desta tese reside exatamente no desenvolvimento e validação de um modelo computacional integrado, capaz de simular tanto soluções homogêneas quanto multicamadas, considerando diferentes materiais (solos, escória, biocarvão, geomembranas) e fenômenos acoplados. Além disso, a aplicação prática ao Aterro Sanitário de Brasília permite gerar diretrizes técnicas para o dimensionamento de coberturas em condições reais de campo, fornecendo um avanço em relação às abordagens tradicionalmente baseadas apenas na permeabilidade a água do material.

1.2. OBJETIVOS

O objetivo geral desta tese é desenvolver e validar modelos computacionais para simular o transporte e a interação de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários, integrando processos de fluxo de gás, infiltração de água, transferência de calor e reações químicas, com aplicação ao Aterro Sanitário de Brasília (ASB). Para realização do objetivo geral, os seguintes objetivos específicos serão realizados:

- Desenvolver um modelo físico-matemático para simular o transporte unidimensional de gases em meios porosos com múltiplas camadas e resolvê-lo por meio de solução semianalítica;
- Desenvolver um modelo numérico bidimensional acoplando o transporte de gases, o fluxo de água e calor em um sistema de multicamadas;
- Validar ambos os modelos (semianalítico e numérico) com dados experimentais da literatura, cobrindo diferentes tipos de solos e materiais de cobertura, de modo a avaliar sua precisão e aplicabilidade;
- Caracterizar física, química e mineralogicamente o solo utilizado na camada de cobertura definitiva do ASB, incluindo materiais da área de empréstimo, visando avaliar sua adequação técnica e ambiental;
- Aplicar o modelo numérico ao ASB, simulando o desempenho da cobertura definitiva quanto às emissões de CH_4 e CO_2 ao longo do tempo, com base nas propriedades reais dos solos;
- Realizar análises paramétricas com o modelo numérico, avaliando o impacto da variação de parâmetros como espessura da camada, presença de geomembranas e diferentes materiais, sobre a eficiência de oxidação do CH_4 e retenção de CO_2 , visando subsidiar diretrizes de projeto.

1.3. ESTRUTURA DA TESE

Esta tese está organizada em cinco capítulos e três apêndices.

A tese inicia-se com a introdução, na qual é contextualizada a problemática da disposição de resíduos sólidos urbanos no Brasil e seus impactos ambientais, com ênfase na geração e emissão de biogás em aterros sanitários. Nessa seção, são discutidas as

limitações dos critérios técnicos atualmente adotados para o dimensionamento e avaliação de camadas de cobertura, especialmente no que se refere ao controle das emissões fugitivas de gases de efeito estufa. A introdução também destaca a relevância do estudo integrado do transporte de gases, do fluxo de água e da transferência de calor nesses sistemas, evidenciando a necessidade de ferramentas de modelagem capazes de representar esses processos de forma acoplada. Por fim, são apresentados os objetivos gerais e específicos da pesquisa, bem como as motivações que orientam o desenvolvimento dos modelos analítico e numérico ao longo da tese.

O segundo capítulo apresenta a Fundamentação Teórica, reunindo os principais conceitos necessários para o entendimento do fenômeno estudado. São abordadas as características dos aterros sanitários e, em especial, as camadas de cobertura utilizadas. Em seguida, discute-se o comportamento do meio poroso não saturado, incluindo curvas de retenção de água e condutividade hidráulica, além dos processos de fluxo de água e calor. O transporte de gases é explorado com base nos mecanismos advectivo, difusivo e reações químicas, culminando na formulação da equação da advecção-dispersão-reação (EADR). Por fim, são apresentados estudos anteriores com soluções analíticas para a EADR em meios heterogêneos e ensaios experimentais em colunas de solo relacionados à oxidação do metano e à carbonatação mineral.

No terceiro capítulo é apresentado o Estudo de Caso, que tem como foco a camada de cobertura do Aterro Sanitário de Brasília (ASB). São descritas as principais características do local, os resultados de investigações geotécnicas e os ensaios químicos realizados para caracterizar os materiais da camada. Também são incluídos os dados obtidos por meio do ensaio de placa de fluxo, além da análise das condições climáticas

da região.

O capítulo de Materiais e Métodos detalha as etapas experimentais e computacionais da pesquisa. Inicialmente são discutidos ensaios de coluna descritos na literatura e suas contribuições para a formulação dos modelos. Em seguida, é descrito o procedimento de coleta de amostras no ASB, bem como a caracterização geotécnica, química e mineralógica dos materiais. Também é abordado o ensaio de placa de fluxo estática. A segunda parte do capítulo trata das simulações computacionais, apresentando os processos de validação, aplicação do modelo ao ASB e realização de análises paramétricas.

O capítulo Desenvolvimento Matemático apresenta a formulação das equações utilizadas na modelagem do fluxo de água, calor e gases no meio poroso. São descritas as equações fundamentais e os mecanismos que governam cada processo, além da inclusão de reações químicas como a oxidação do metano e a carbonatação mineral. São também apresentadas as condições iniciais e de contorno aplicadas tanto em situações de campo quanto em cenários simplificados. Por fim, o capítulo inclui um caso particular com solução semianalítica da EADR, análise de camadas finas e cálculo dos fluxos correspondentes.

No capítulo de Resultados e Discussões são apresentados os resultados das simulações computacionais, tanto para o modelo semianalítico quanto para o modelo numérico. Os resultados são comparados e discutidos em termos de desempenho, representatividade dos fenômenos observados e coerência com os dados experimentais. Em seguida, é apresentada a aplicação do modelo numérico ao ASB, considerando os parâmetros climáticos e condições reais de operação. O capítulo finaliza com uma

análise paramétrica abrangente, explorando a sensibilidade do sistema às variações de diferentes parâmetros sob condições de laboratório e de campo.

Por fim, o capítulo de Conclusões reúne os principais achados da pesquisa, destacando as contribuições científicas e práticas do estudo. São discutidos os avanços obtidos na modelagem dos processos envolvidos nas camadas de cobertura de aterros sanitários e a aplicabilidade dos modelos propostos. O capítulo também apresenta sugestões para trabalhos futuros que possam aprofundar ou expandir os resultados obtidos, com ênfase em estudos experimentais, avanços em simulação e investigações em campo.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1. ATERROS SANITÁRIOS

Conforme a Lei n.º 12.305/2010 que promulgou a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), a gestão e gerenciamento de resíduos sólidos deve prever a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Sendo os rejeitos, os resíduos sólidos que, após esgotadas todas as opções de tratamento e recuperação viáveis, não apresenta outra possibilidade a não ser a disposição ambientalmente adequada (Brasil, 2010). Da mesma forma, a Lei n.º 14.026/2020, conhecida como o novo marco do saneamento, foi promulgada para incentivar a disposição de resíduos de maneira ambientalmente adequada, estabelecendo prazos para o encerramento das atividades em lixões e aterros controlados (Brasil, 2020). Ainda conforme a lei supracitada, esperava-se que o descarte ambiental adequado de resíduos fosse completamente executado, nos municípios, até 31 de dezembro de 2020, mas vale ressaltar que municípios que se enquadrem em certas especificações da lei têm prazos distintos para implementação dessas medidas.

Dessa forma, entre as formas ambientalmente seguras de disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), os aterros sanitários são o meio mais econômico, menos poluente e mais seguro (Lema et al., 1988). O aterro sanitário é um método de descarte de RSU no solo que utiliza princípios de engenharia reduzindo a área e o volume dos resíduos, cobertos com solo regularmente sem causar danos à saúde pública e ao meio ambiente (ABNT, 1996). Além disso, são considerados aterros sanitários de pequeno porte unidades que recebem até 20 t/dia de RSU, com concepção simplificada conforme a legislação local, adaptando os sistemas de proteção ambiental sem comprometer

aspectos ambientais e de saúde pública (ABNT, 2010). No Brasil em 2023, das 69,3 milhões de toneladas coletadas de RSU no Brasil, 40,6 milhões de toneladas (58,5%) foram destinadas aos aterros sanitários e 41,5% em locais inadequados, como lixões e aterros controlados, totalizando 28,7 milhões de toneladas (ABREMA, 2024).

Um aterro sanitário (Figura 2.1) é composto por diversos sistemas, entre eles: sistema de drenagem das águas superficiais; sistema de impermeabilização de fundo (*liner* de fundo); sistema de drenagem de lixiviado; sistema de tratamento de lixiviado; sistema de drenagem dos gases e a cobertura diária, intermediária e final (Melo, 2020).



Figura 2.1 - Sistemas de aterros sanitários (Portal dos Resíduos Sólidos, 2023)

Entre os sistemas que compõem um aterro sanitário, a camada de cobertura desempenha um papel crucial para o funcionamento do aterro. Essas estruturas minimizam a infiltração de água no interior do resíduo aterrado, reduzindo a produção de lixiviados e permitindo a drenagem adequada do biogás (Costa, 2015a).

Nesse contexto, o biogás é gerado por meio de reações biológicas e químicas complexas durante o enterramento de resíduos sólidos em um aterro, resultando principalmente em CH_4 e CO_2 como os principais produtos finais da decomposição biológica (Barlaz et al., 2009). Cabe ressaltar que os aterros sanitários representam a

terceira maior fonte de emissões antropogênicas de CH₄ nos EUA e na China e a segunda no Brasil (IEA, 2022). Idealmente, todo biogás gerado seria capturado e aproveitado como fonte de energia, no entanto, mesmo em aterros modernos, uma parte dele é liberada antes da instalação dos sistemas de coleta de gás ou devido à ineficiência da captação (Barlaz et al., 2009).

2.1.1. CAMADAS DE COBERTURAS DE ATERROS SANITÁRIOS

Devido à importância das camadas de cobertura em aterros sanitários, o material utilizado deve ser viável tanto econômica quanto ambientalmente. Logo, são materiais de baixa permeabilidade, podendo ser argila compactada (*compacted clay liner* - CCL), geomembranas (GM), geocomposto argiloso (*geosynthetic clay liner* - GCL), materiais alternativos ou a combinação desses materiais (EPA, 2003).

O sistema de cobertura (diário, intermediário e final) tem a função de eliminar a proliferação de vetores, diminuir a taxa de formação de lixiviados, reduzir a exalação de odores e impedir a saída descontrolada do biogás (Castilhos Junior, 2002). A cobertura diária é realizada ao final de cada jornada de trabalho, já a cobertura intermediária é necessária naqueles locais onde a superfície de disposição ficará inativa por mais tempo, aguardando, por exemplo, a conclusão de um patamar para início do seguinte (Castilhos Junior, 2002). A cobertura final tem por objetivo minimizar a percolação, promover o escoamento da água superficial, minimizar a erosão, evitar a exposição direta aos resíduos, controlar emissões de gases e odores, prevenir a ocorrência de vetores de doenças e outros incômodos, além de atender a propósitos estéticos e de uso final (EPA, 2003).

Tratando sobre a camada de cobertura definitiva, existem basicamente as

convencionais e as camadas alternativas (Mariano, 2008). As camadas de cobertura convencionais são constituídas por camadas de solo natural argiloso (Figura 2.2) ou camadas intercaladas de solo natural argiloso e geossintéticos com o objetivo de impermeabilizar o topo das células de aterro sanitário (Mariano, 2008). A Figura 2.2 apresenta a camada convencional utilizada no Aterro Sanitário de Brasília na qual foi preciso fazer espessuras de até 1,4m para minimizar a percolação de água e emissões fugitivas (Jucá, 2020). As camadas alternativas, são compostas por solos (ou misturas de solos) com outros materiais que não são geossintéticos (Mariano, 2008).



Figura 2.2 - Camada de cobertura convencional (Jucá, 2020)

As geomembranas (GM) são geossintéticos contínuos, plásticos, elásticos e flexíveis (Figura 2.3). São comumente feitos de polímeros como polietileno, polipropileno e PVC. São materiais de baixa permeabilidade e são amplamente utilizadas como barreiras hidráulicas em aterros sanitários como *liner* de fundo e/ou coberturas.

Os geocompostos argilosos (GCL) são fabricados com uma camada de bentonita, geralmente incorporada entre dois geotêxteis ou entre um geotêxtil e uma geomembrana. Os geotêxteis que compõem os GCL geralmente são costurados ou

agulhados através do núcleo argiloso para aumentar a resistência interna do produto ao cisalhamento. Quando umedecidos, a bentonita se expande, atuando efetivamente como barreira para líquido ou gás e são comumente usados em conjunto com geomembranas (Costa, 2015b).



Figura 2.3 - Aplicação da geomembrana em aterro sanitário

As camadas oxidativas (*biocover*), formadas pela mistura de solo e compostagem, otimizam a oxidação do metano, no qual o metano (CH_4) reage com o oxigênio (O_2) para produzir dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O), liberando energia (Abichou et al., 2009). Experimentos realizados mostram que a capacidade de oxidação do CH_4 pode atingir 100% utilizando as camadas oxidativas (Chetri et al., 2022; Duan et al., 2022). Estudos mostram que a alta capacidade de oxidação está associada a substratos grosseiros, porosos e bem estruturados, muitas vezes ricos em matéria orgânica (Huber-Humer et al., 2008).

Apesar das vantagens de se aplicar as camadas oxidativas e a diminuição da emissão do CH_4 para a atmosfera, a emissão de CO_2 (presente no biogás e formando durante a oxidação do metano) ainda é um empecilho. Assim, a escória de ferro (steel slag) é um dos diversos materiais alternativos que vêm sendo estudado para uso em camadas de coberturas devido ao sequestro mineral de CO_2 por carbonatação (Chang

et al., 2011; Huijgen et al., 2005; Rai e Reddy, 2019). A escória de aço é um produto gerado durante o processo de fabricação do aço e, segundo Reddy et al. (2018), não há estudo sobre o uso de escória de aço em sistemas de cobertura de aterros sanitários especificamente para sequestro de CO₂.

Além disso, o sistema biogeoquímico (Figura 2.4), composto por camadas sobrepostas de solo, escória de ferro e material oxidativo, vem sendo amplamente estudado para mitigar CH₄ e CO₂ simultaneamente (Chetri et al., 2019; Reddy et al., 2018). No geral, a cobertura biogeoquímica fornece uma solução holística e sustentável para as emissões fugitivas de aterros sanitários (Chetri et al., 2019).

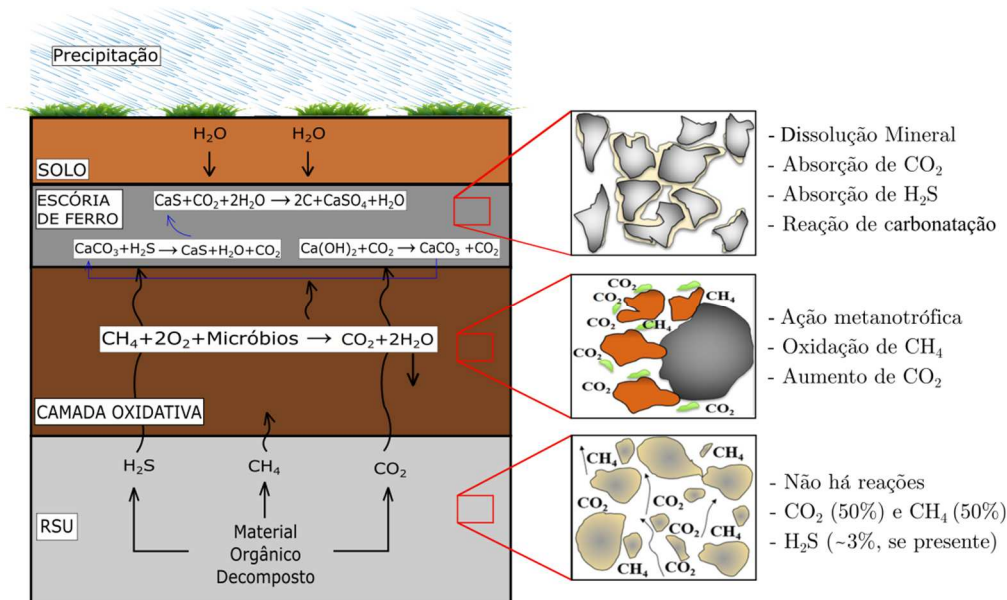


Figura 2.4 - Camada Biogeoquímica (modificado de Reddy et al., 2018)

2.1.2. ESPECIFICAÇÕES DAS CAMADAS DE COBERTURA

De maneira geral, a NBR 13896/1997 exige que a camada de cobertura final deve minimizar a infiltração de água a minimizar a infiltração de água na célula, exigir pouca manutenção, não estar sujeita a erosão, acomodar assentamento sem fratura e possuir um coeficiente de permeabilidade inferior a 10⁻⁸ m/s (ABNT, 1997). Portanto, a norma não faz menção à exigência de tipo de solo, características geotécnicas, espessura e

manutenção ao longo do tempo (Mariano, 2008).

Contudo, a Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal, por meio da Resolução nº 18/2018, documento posteriormente alterado pela Resolução nº 19/2023 (Adasa, 2018, 2023), recomenda a utilização de uma camada de solo ou material inerte terroso compactado com espessura mínima de 30 centímetros, sobre a qual será aplicada a cobertura vegetal, ou, alternativamente, um sistema combinado com material terroso de espessura inferior a 30 centímetros juntamente com material sintético de função equivalente, cuja viabilidade deve ser comprovada por meio de estudos e resultados de testes de campo. Apesar de citar que a cobertura vegetal deverá ser executada, a normativa não cita a espessura mínima a ser implantada.

Segundo a *Regulations under the Resource Conservation and Recovery Act - RCRA* (1991), os sistemas de camada de cobertura final são do tipo convencional e a permeabilidade do material deve ser menor que o *liner* de fundo (ou do terreno natural) ou menor do que 10^{-7} m/s. Além disso, deverá possuir uma camada superficial (*topsoil*) de 15 cm que previna erosão e sustente o crescimento de plantas nativas sobreposta a uma camada que minimize infiltração que possua no mínimo 45cm de espessura (RCRA, 1991).

De acordo com DWAF (1998), as especificações da cobertura, e conseqüentemente o número e a seqüência dos componentes, variarão de acordo com a classe do aterro sanitário em consideração. Considerando aterros de RSU de grande porte, a cobertura final deverá ser composta por uma camada superficial de 20cm sobreposta a uma camada de 30cm de argila compactada (CCL). O solo superficial deverá ser plantado

com gramíneas e arbustos locais e em regiões áridas, pode ser substituído por uma camada de cascalho natural. Já o CCL deverá possuir índice de plasticidade (IP) ente 5 e 15%, tamanho máximo de partícula de 25 mm e uma condutividade hidráulica saturada máxima de $1,6 \times 10^{-8}$ m/s.

Agora, seguindo as recomendações da EPA (2004), os CCLs têm que ter condutividade hidráulica menor que 10^{-9} m/s, porcentagem de finos (passantes na peneira #200 ou 0.074 mm) entre 30 e 50%, IP entre 7 e 15%, porcentagem máxima de pedregulhos (passantes na peneira #4 ou 4.76 mm) e tamanho máximo de partícula entre 25 e 50mm. Quanto a espessura, a EPA (2004) recomenda espessuras entre 45 e 90cm com camadas de compactação de 15 cm o que daria entre 3 e 6 camadas de compactadas. Para o solo superficial (*topsoil*) a EPA (2004) recomenda espessura mínima de 15cm uma vez que é suficiente para o crescimento saudável das raízes das plantas.

Segundo a CEU (1999), a base e os taludes do aterro devem consistir em uma camada mineral que satisfaça as condições de permeabilidade e espessura de efeito combinado em termos de proteção do solo e das águas subterrâneas e de superfície, sendo que aterros para resíduos não perigosos a condutividade hidráulica saturada deverá ser menor que 10^{-9} m/s e espessura maior que 1m.

Conforme WasteMINZ (2022), a cobertura final deverá possuir solo superficial de 15cm (capaz de garantir o crescimento de vegetação) sobreposto a uma camada de solo compactado de no mínimo 60cm com condutividade hidráulica menor que 10^{-7} m/s.

A Tabela 2.1 apresenta uma síntese comparativa dos principais critérios normativos adotados nacional e internacionalmente para o dimensionamento de

camadas de cobertura final em aterros sanitários. Observa-se que, apesar das diferenças entre regulamentações, a condutividade hidráulica do material é o critério mais recorrente, enquanto aspectos como transporte de gases, efeitos térmicos, presença de multicamadas e processos bioquímicos não são explicitamente considerados. Além disso, nota-se significativa variabilidade quanto à espessura mínima exigida e à caracterização geotécnica dos materiais, evidenciando a ausência de uma abordagem integrada de desempenho.

Tabela 2.1 - Síntese comparativa dos critérios normativos para camadas de cobertura final em aterros sanitários

Norma / Referência	Tipo de cobertura	Espessura mínima	Condutividade hidráulica (m/s)	Critérios geotécnicos adicionais	Observações
ABNT NBR 13896 (1997)	Não especificado	Não especificada	$\leq 1 \times 10^{-8}$	Não especificados	Foco exclusivo na permeabilidade; não define tipo de solo, espessura ou manutenção
ADASA (2018, 2023)	Solo compactado ou sistema combinado	≥ 30 cm + topsoil	Não especificada	Não especificados	Exige comprovação por estudos de campo; não define espessura da cobertura vegetal
RCRA (1991)	CCL	≥ 45 cm (barreira) + 15 cm (topsoil)	$\leq 1 \times 10^{-7}$ ou menor que o liner de fundo	Não especificados	Ênfase em controle de infiltração e erosão
DWAF (1998)	CCL	30 cm + 20 cm (topsoil)	$\leq 1,6 \times 10^{-8}$	IP entre 5-15%; $D_{\text{máx}} = 25$ mm	Adaptações previstas para regiões áridas

EPA (2004)	CCL	45-90 cm + 15 cm (topsoil)	$\leq 1 \times 10^{-9}$	IP 7-15%; 30-50% de finos; controle granulométrico	Critérios geotécnicos mais detalhados
CEU (1999)	Camada mineral	$\geq 1,0$ m	$\leq 1 \times 10^{-9}$	Não especificados	Ênfase em proteção de solo e águas subterrâneas
WasteMINZ (2022)	Solo compactado	≥ 60 cm + 15 cm (topsoil)	$\leq 1 \times 10^{-7}$	Não especificados	Critérios simplificados

2.2. MEIO POROSO NÃO SATURADO

A mudança do comportamento de solos saturados para solos não saturados pode ser entendida observando a variação das poropressões, que passam de positivas (nos solos saturados) para negativas (nos solos não saturados) (Fredlund, 2014). A mecânica dos solos não saturados vem se tornando parte da prática da engenharia geotécnica como resultado de soluções que surgiram para vários problemas ou desafios importantes (Fredlund, 2006). Portanto, considerar que os poros do solo não estão totalmente preenchidos por água, torna a mecânica dos solos não saturados de extrema importância para compreender o comportamento mecânico, hidráulico, transferência de calor, transporte de contaminantes, entre outros.

Fredlund e Morgenstern (1977) introduziram uma quarta fase no solo não saturado, além das fases ar, água e sólido, denominada película contrátil ou interface ar-água. É a interação da película contrátil que influencia o comportamento mecânico do solo puxando as partículas do solo através da tensão superficial (Rahardjo et al., 2019). A película contrátil é relevante para abordagens que envolvem tensões e o comportamento mecânico do solo, mas ela perde a importância para descrições que

dependem de taxas de variação de volumes (como o fluxo) porque seu volume é desprezível (Mascarenhas, 2022).

Logo, de forma simplificada, em um modelo representativo de solos não saturados pode-se considerar que todos os vazios do solo são preenchidos por ar e/ou água (Barbosa et al., 2023):

$$\theta_w + \theta_a = \theta_s \quad (2.1)$$

onde, θ_w é o teor de umidade volumétrica da água [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]; θ_a é o teor de umidade volumétrica do ar [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$]; θ_s é o teor de umidade volumétrica saturado, situação onde todos os vazios do solo estão preenchidos por água [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$].

Além disso, para um completo entendimento das características de meios porosos não saturados, é necessário analisar os potenciais de energia da água no solo. O potencial total do solo (Φ_{total}) é considerado como a soma algébrica de componentes que podem ser escritos da seguinte forma (Vilar e Machado, 2022):

$$\Phi_{total} = \Phi_{temp} + \Phi_z + \Phi_{cin} + \Phi_p + \Phi_{pn} + \Phi_m + \Phi_{osm} \quad (2.2)$$

onde, Φ_{temp} é o potencial devido à temperatura [m]; Φ_z é o potencial devido à gravidade [m]; Φ_{cin} é o potencial devido à energia cinética [m]; Φ_p é o potencial devido à pressão de água ou hidrostático [m]; Φ_{pn} é o potencial pneumático [m]; Φ_m é o potencial matricial [m]; Φ_{osm} é o potencial osmótico [m].

Os termos de potencial matricial e osmótico são de especial relevância para a análise de fluxo em solos não saturados e costumam ser a principal diferença para o fluxo de água em solos saturados (Mascarenhas, 2022). As parcelas de potencial matricial (Φ_m) e potencial devido à pressão de água (Φ_p) podem ser descritas em termos

de sucção mátrica (ψ_m). Já, o potencial osmótico (Φ_{osm}) é comumente descrito em termos de sucção osmótica (π).

Diante disso, a sucção total do solo é comumente considerada como a soma algébrica dos componentes matriciais e osmóticos. A sucção mátrica pode ser definida pela diferença entre poropressão do ar e da água no solo (Lu e Likos, 2004):

$$\psi_m = u_a - u_w \quad (2.3)$$

onde, u_a é pressão de ar no solo [Pa] e u_w é pressão da água no solo, ou poropressão [Pa].

A sucção mátrica representa a mudança de energia livre em uma unidade de volume de água quando transferida isotermicamente do estado de água do solo para o estado de água livre (Zhang e Lu, 2019). A sucção osmótica resulta da presença de solutos dissolvidos na água intersticial (Fatahi et al., 2015). A adição de solutos diminui a energia interna de forma que a água tende a migrar de regiões menos salinas para regiões mais salinas (Vilar e Machado, 2022).

2.2.1. CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA NO SOLO

A curva de retenção de água no solo (*soil water retention curve* - SWRC) consiste na relação entre a quantidade de água presente no material poroso e o estado energético da água, sendo que a maioria dos processos em solos não saturados pode ser, pelo menos em parte, compreendidos em função dessa curva (Gitirana Junior et al., 2023). A variação do teor de água do solo em relação à sucção é definida pela curva de retenção de água no solo (SWRC), a qual é comumente apresentada em um gráfico de umidade do solo (w), teor de água volumétrica (θ_w) ou grau de saturação (S_w) no eixo vertical e sucção matricial no eixo horizontal em escala logarítmica (Figura 2.5). Relações teóricas

e empíricas são disponíveis para modelar as propriedades de solos não saturados como o coeficiente de permeabilidade e a resistência ao cisalhamento usando a curva de retenção de água no solo e as propriedades dos solos saturados (Vanapalli et al., 1999).

Um parâmetro importante da SWRC é a pressão de entrada de ar, associado à sucção matricial, onde rompe o menisco formado pela tensão superficial da água nos poros maiores (Fredlund e Xing, 1994). Rahardjo et al. (2019) pontua que a pressão de entrada de ar depende da distribuição granulométrica do solo, enquanto a sucção residual refere-se ao ponto a partir do qual não há retirada significativa de água do solo com o aumento da sucção.

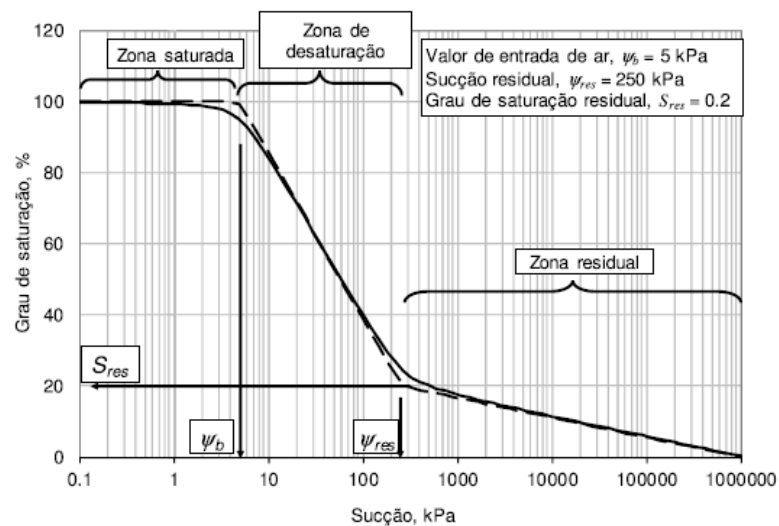


Figura 2.5 - Curva de retenção de água no solo (Gitirana Junior et al., 2023).

Nas Eqs. 2.4 e 2.5 são apresentados os modelos propostos por Van Genuchten (1980) e Cavalcante e Zornberg (2017), respectivamente, nos quais os parâmetros α_{VG} e δ_{cz} estão associados inversamente à pressão de entrada de ar, refletindo a escala de sucção característica do solo, enquanto os parâmetros n_{VG} e m_{VG} controlam a curvatura da função e estão relacionados à distribuição do tamanho dos poros e ao grau de uniformidade granulométrica. Embora esses parâmetros sejam obtidos por ajuste

matemático, eles possuem interpretação física indireta, pois expressam propriedades estruturais do solo que influenciam o comportamento hidráulico em regime não saturado.

$$S_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[1 + (\alpha_{VG} \psi)^{n_{VG}} \right]^{m_{VG}} \quad (2.4)$$

$$S_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \exp(-\delta |\psi|) \quad (2.5)$$

onde, α_{VG} (kPa^{-1}), n_{VG} , $m_{VG} = 1 - (1/n_{VG})$ e δ_{cz} (kPa^{-1}) são parâmetros de ajuste.

2.2.2. CURVA DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NÃO SATURADA

Denomina-se de curva de condutividade hidráulica a representação gráfica da função que relaciona a condutividade hidráulica do solo não saturado (k_w) com o seu correspondente conteúdo de água (grau de saturação ou umidade volumétrica) ou poropressão negativa (ou sucção mátrica) para uma porosidade específica (Conciani et al., 2023). Em um meio poroso não saturado, a condutividade hidráulica depende não só da estrutura e dimensão dos poros, mas também da quantidade de água presente neste meio e do histórico de saturação (Masrouri et al., 2008).

O coeficiente de permeabilidade de um solo não saturado não é rotineiramente medido em laboratório; em vez disso, o coeficiente de permeabilidade saturado e a SWRC são combinados para estimar a função de permeabilidade (Fredlund, 2006). Dessa forma, nas Eqs. 2.6 e 2.7 estão representados os modelos propostos por Van Genuchten (1980) e Cavalcante e Zornberg (2017), para a curva de condutividade hidráulica do solo, respectivamente:

$$k_z(S_e) = k_s \sqrt{S_e} \left(1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m_{vg}}} \right)^{m_{vg}} \right)^2 \quad (2.6)$$

$$k_z(S_e) = k_s S_e \quad (2.7)$$

Onde, k_s é condutividade hidráulica saturada do solo [m.s⁻¹].

2.3. FLUXO DE ÁGUA EM MEIO POROSO NÃO SATURADO

A entrada de água no solo por infiltração está entre os processos hidrológicos mais importantes do solo, pois controla a partição entre o escoamento superficial e o armazenamento de água no solo (Hopmans, 2011). Alguns exemplos práticos na engenharia em que o conhecimento das propriedades hidráulicas do solo e das condições de contorno é essencial incluem problemas de erosão, estabilidade de taludes, perda de água em fundações ou corpos de barragens de terra, colapso ou expansão do solo, danos causados pelo rebaixamento do lençol freático e questões relacionadas ao transporte de contaminantes no solo (Vilar e Machado, 2022). Nesse contexto, modelagens computacionais e ensaios de campo e laboratório são ferramentas que auxiliam no entendimento desse fenômeno.

A equação de (Richards, 1931) é a descrição físico-matemática do fluxo em meios porosos não saturados. Assim, a equação diferencial parcial que descreve o fluxo não saturado transiente sob um campo gravitacional pode ser obtida considerando a validade da Lei de Darcy Buckingham e a conservação de massa (Cavalcante e Zornberg, 2017).

A equação de Richards pode ser escrita considerando o teor de umidade volumétrica da água (θ_w) e a sucção $\psi(\theta_w)$ (Assouline, 2013; Hopmans, 2011; Ng et al.,

2015; Thomas e Ferguson, 1999):

$$\rho_w \frac{\partial \theta_w}{\partial t} = \rho_w \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\theta_w) \left(\frac{1}{\rho_w g} \frac{\partial \psi(\theta_w)}{\partial z} - 1 \right) \right] \pm Q_{in} \quad (2.8)$$

onde, z é a coordenada vertical [m]; t é o tempo [s]; θ_w é o teor de umidade volumétrica da água [$\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$]; $\psi(\theta_w)$ é a sucção [Pa]; $k_z(\theta_w)$ é a função de condutividade hidráulica não saturada [m s^{-1}]; Q_{in} são fontes externas [$\text{kg m}^{-3} \text{ s}^{-1}$].

Em solos homogêneos, o teor de umidade volumétrica de água é largamente utilizado pois θ_w é uma variável contínua (Farthing e Ogden, 2017). Na prática, os solos raramente são homogêneos, e diferentes estratigrafias são comumente encontradas, resultando na descontinuidade de θ_w nas interfaces das camadas em solos estratificados, devido às relações únicas de sucção em cada camada do solo (Assouline, 2013). Em vez disso, a sucção ψ é contínua e a melhor maneira de descrever a equação de Richards se torna:

$$\rho_w \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \rho_w \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \left(\frac{1}{\rho_w g} \frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right] \pm Q_{in} \quad (2.9)$$

A partir dos modelos constitutivos da SWRC é possível obter a relação de $\partial \theta_w / \partial \psi$. Dessa forma, a seguir estão representados os valores de $\partial \theta_w / \partial \psi$ para os modelos constitutivos de Van Genuchten (1980) e Cavalcante e Zornberg (2017), respectivamente:

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} = - \frac{\alpha_{VG} m_{VG} (\theta_s - \theta_r)}{1 - m_{VG}} S_e^{1/m_{VG}} \left(1 - S_e^{1/m_{VG}} \right)^{m_{VG}} \quad (2.10)$$

$$\frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} = -\delta_{cz} (\theta_s - \theta_r) S_e \quad (2.11)$$

Dessa maneira, é notável que a Eq. 2.11 torna-se de difícil solução devido a sua

alta não linearidade. Assim, soluções da equação de Richards tornam-se um desafio, mas são necessárias para aplicações em situações práticas onde o meio poroso não saturado é a condição em que o solo não homogêneo se encontra.

Dessa forma, soluções para equações 2.11 são amplamente aplicadas na literatura e entre a condição inicial e de contorno (CC) do tipo Dirichlet e CC do tipo Neumann são comumente utilizadas (Abdou e Flury, 2004; Chen et al., 2018; He et al., 2019; Mascarenhas, 2022; Matthews et al., 2004; Suk e Park, 2019; Vasconcellos e Amorim, 2001):

- Condição Inicial e de Contorno de Dirichlet

$$\begin{cases} \psi(z, 0) = \psi_{inicial}, & 0 < z < L \\ \psi(0, t) = \psi_0, & t > 0 \\ \psi(L, t) = \psi_{inicial}, & t > 0 \end{cases} \quad (2.12)$$

- Condição de Contorno de Neumann

$$\begin{cases} v(0, t) = v_0, & t > 0 \\ \frac{\partial \psi}{\partial z}(L, t) = 0 \text{ ou } v(L, t) = k(\psi), & t > 0 \end{cases} \quad (2.13)$$

As condições de contorno do tipo Dirichlet como as apresentadas na Eq. 2.12, são aplicadas quando o contorno/fronteira prescreve um valor para a variável dependente. Já as condições de contorno do tipo Neumann (Eq. 2.13) são utilizadas quando a derivada da variável é conhecida em todas as partes da fronteira.

A primeira linha da Eq. 2.12 estabelece uma condição inicial do problema, onde se estabelece um valor fixo de sucção ($\psi_{inicial}$) ao longo do domínio estudado. Esse valor pode ser obtido a partir do valor conhecido do teor de umidade volumétrica (θ_i) e, assim, obter a sucção possuindo a SWRC do solo - $\psi_i(\theta_i)$. A segunda e terceira linhas da Eq. 2.12 estabelecem as condições de contorno do tipo Dirichlet, fixando a sucção no domínio superior ($z = 0$) e domínio inferior ($z = L$), respectivamente.

A respeito das CCs da Eq. 2.13, tem-se que na primeira linha é estabelecido um fluxo de água no domínio superior que comumente está relacionada a condições meteorológicas (precipitação, evapotranspiração, entre outros). De acordo com McCord (1991), a segunda linha da Eq. 2.13 é uma condição de contorno do tipo de gradiente unitário ou de drenagem livre, que é aplicada em situações de campo onde pode ser assumido que o lençol freático está muito profundo ou onde se possui um perfil com drenagem livre.

2.4. FLUXO DE CALOR EM MEIO POROSO NÃO SATURADO

A compreensão das taxas de transferência de calor e massa em meios porosos é relevante em diversas áreas da engenharia, como extração de petróleo, infiltração de poluentes, isolamento térmico, aplicações geotérmicas, transporte de biogás em meios porosos, entre outras.

A temperatura é a média da quantidade de energia cinética que as partículas possuem em uma amostra, e quanto mais as partículas vibram, transladam e giram, maior a temperatura do objeto (Young e Freedman, 2015). Os mecanismos de transferência de calor normalmente considerados em fluxos em meios porosos são a condução, pela fase sólida, e a convecção, pela fase líquida e gasosa (Garg e Achari, 2010; Ng et al., 2015).

A temperatura num meio poroso depende de alguns fatores, tais como: diferença na intensidade de absorção de calor de um solo (relacionado à sua coloração), variações do calor específico do solo (composição mineralogia e umidade), e, diferenças na condutividade térmica (grau de compactação e umidade) (Duarte, 2004).

2.4.1. CONDUÇÃO TÉRMICA

A equação de condução de calor é uma equação diferencial parcial que descreve a distribuição de calor (ou o campo de temperatura) em um determinado corpo ao longo do tempo (Forsberg, 2020). Uma vez conhecida essa distribuição de temperatura, o fluxo de calor (ou transferência de calor) por condução térmica (q_v) em qualquer ponto do material ou em sua superfície pode ser calculado a partir da lei de Fourier e é proporcional ao gradiente de temperatura (Fredlund, 2006):

$$q_v = -\lambda_T \nabla T \quad (2.14)$$

onde, λ_T é coeficiente de condutividade térmica [$\text{W m}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$]; T é a temperatura [$^\circ\text{C}$].

Os processos responsáveis pela condução de calor ocorrem no nível molecular ou atômico, sendo uma consequência do movimento molecular aleatório, onde a energia térmica está associada aos movimentos translacionais, vibracionais e rotacionais das moléculas que compõem uma substância (Serth e Lestina, 2014).

Os solos saturados geralmente conduzem o calor a uma taxa muito superior ao material não saturado (Rees et al., 2000). O solo solto e seco retém o ar e é menos eficaz para a transferência de calor, enquanto os materiais úmidos permitem a transferência de calor em taxas maiores (Sanaye e Niroomand, 2009). Solos ricos em argila ou matéria orgânica, como xisto ou carvão, possuem baixa condutividade térmica e, conseqüentemente, um fluxo de calor menor, enquanto uma mineralogia com alto teor de quartzo, como o arenito, apresenta alta condutividade térmica (De Moel et al., 2010).

A resistividade térmica (inverso da condutividade) é tida como a resistência ao calor que está fluindo, e segundo Brandon e Mitchell (1989) esta é influenciada pela

mineralogia (feldspato e quartzo apresentam uma maior condutividade térmica); peso específico seco (maiores valores tendem a maior condutividade térmica); distribuição granulométrica (solos bem graduados conduzem o calor melhor que solos uniformes; quantidade de água na compactação (solos compactados úmidos e posteriormente secados para uma baixa umidade apresentam maior condutividade térmica que aqueles compactados a baixa umidade); temperatura (decréscimo na condutividade térmica com um aumento da temperatura. Entretanto a condutividade térmica da água aumenta significativamente com o aumento de temperatura, e a condutividade térmica de poros saturados de ar aumenta com o aumento de temperatura).

Devido a variação da condutividade térmica de solos em condição saturada e não saturada, pesquisadores desenvolveram métodos para mensurar esta variação (Garg e Achari, 2010):

$$\lambda_T = \lambda_{seco} + S_w (\lambda_{sat} - \lambda_{seco}) \quad (2.15)$$

onde, λ_{seco} e λ_{sat} são as condutividades térmicas do solo seco e do solo saturado, respectivamente.

A respeito dos valores de λ_{seco} e λ_{sat} diversos autores sugerem formas de obter esses valores. Johansen (1977) propôs as seguintes equações:

$$\lambda_{seco} = \frac{0,135\rho_d + 64,7}{2700 - 0,94\rho_d} \quad (2.16)$$

onde, ρ_d é a massa específica seca [kg m^{-3}]

$$\lambda_{sat} = \lambda_s^{1-n} \lambda_w^n \quad (2.17)$$

onde, λ_w é a condutividade térmica da água ($0,607 \text{ Wm}^{-1}\text{K}^{-1}$ a $25 \text{ }^\circ\text{C}$); n é a porosidade do solo e a condutividade térmica dos sólidos (λ_s) é determinada por:

$$\lambda_s = (\lambda_q)^q (\lambda_0)^{1-q} \quad (2.18)$$

onde, q é a porcentagem de quartzo presente no solo, que pode ser aproximada pela quantidade de areia presente na curva granulométrica em relação aos demais sólidos presentes. λ_q é a condutividade térmica do quartzo, que pode ser estimado em $7,7 \text{ Wm}^{-1}\text{K}^{-1}$ e λ_0 é a condutividade térmica dos outros minerais presentes no solo que pode ser estimada por:

$$\lambda_0 = \begin{cases} 2 \text{ Wm}^{-1}\text{K}^{-1}, & \text{para } q > 0,2 \\ 3 \text{ Wm}^{-1}\text{K}^{-1}, & \text{para } q \leq 0,2 \end{cases} \quad (2.19)$$

Côté e Konrad (2005) propuseram a seguinte relação para obter λ_{seco} :

$$\lambda_{seco} = \chi \cdot 10^{-\eta \cdot n} \quad (2.20)$$

onde, n é a porosidade do solo e χ [$\text{Wm}^{-1}\text{K}^{-1}$] e η são parâmetros de forma das partículas e podem ser determinados conforme exibido na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Parâmetro de forma das partículas (Côté e Konrad, 2005)

Tipo de Solo	χ [$\text{Wm}^{-1}\text{K}^{-1}$]	η
Rocha fissurada	1,70	1,80
Solos minerais	0,75	1,20
Solos orgânicos	0,30	0,87

Segundo Côté e Konrad (2005), λ_{sat} é determinado da mesma forma que Johansen (1977).

Lu et al. (2007) determinaram a seguinte relação para λ_{seco} :

$$\lambda_{seco} = -0,56n + 0,51 \quad (2.21)$$

onde, n é a porosidade do solo. A Eq. 2.21 é válida para porosidade entre 0,2 e 0,6.

Chaves (2023) determinou as seguintes relações para λ_{seco} e λ_{sat} para um solo de Brasília/DF:

$$\lambda_{\text{seco}} = -0,2042 + (4,8603 \times 10^{-5}) \exp\left(\frac{-5,6515 \cdot \rho_d}{1000}\right) \quad (2.22)$$

$$\lambda_{\text{sat}} = -0,2477 + 1,3235 \frac{\rho_d}{1000} \quad (2.23)$$

onde, ρ_d é a massa específica seca [kg m^{-3}].

Além disso, na literatura é possível achar valores de condutividade térmica para diversos materiais variando suas propriedades. Nas Tabela 2.3 e Tabela 2.4 constam valores para diversos tipos de solo conforme medido por Zhirkov et al. (2021) e Abu-Hamdeh e Reeder (2000).

Tabela 2.3 - Valores de condutividade térmica (Zhirkov et al., 2021)

SOLO	w (%)	ρ_d (kg m^{-3})	λ ($\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$)
Silte arenoso com vegetação	14,5	1660	0,46
Silte arenoso com vegetação	12,3	1680	0,48
Silte arenoso fino	10,3	1640	0,45
Silte arenoso fino	8,5	1690	0,49
Silte arenoso fino	6,2	1640	0,45
Silte arenoso	6,2	1670	0,71
Silte arenoso	5,5	1680	0,69
Silte arenoso	5,3	1700	0,75
Silte arenoso	5,7	1690	0,72
Silte arenoso	6,8	1710	0,91
Silte arenoso	7,2	1730	1,08
Areia fina	7,1	1710	1,26
Areia fina	6,4	1730	1,18
Areia fina	5,9	1740	1,22
Areia fina	6,1	1730	1,19

Tabela 2.4 - Valores de condutividade térmica (Abu-Hamdeh e Reeder, 2000)

SOLO	λ_{seco} ($\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$)	λ_{sat} ($\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$)
Areia	0,58	1,94
Franco arenoso	0,19	1,12
Loam	0,29	0,76
Franco argiloso	0,36	0,69

2.4.2. CONVECÇÃO TÉRMICA

O transporte de calor por convecção em materiais porosos pode ser de dois tipos: convecção forçada, causada por fatores externos impostos aos fluidos que preenchem os poros, e convecção natural, resultante de gradientes de temperatura (Johansen, 1977).

A transferência por condução e convecção ocorre simultaneamente, e a intensidade geral do fluxo de calor q é uma soma da condução (q_v) e convecção (q_k), dada por:

$$q = q_v + q_k \quad (2.24)$$

ou ainda,

$$q = -\lambda_T \nabla T + Q_{conv} \quad (2.25)$$

onde, Q_{conv} é a convecção de calor por unidade de área, que representa a transferência de calor por advecção da água e gás e pode ser determinada por (Ng et al., 2015):

$$Q_{conv} = \left(c_{p,w} \rho_w v_w + v_g \sum_{m=1}^4 M_a^m c_a^m c_{p,m} \right) (T - T_r) \quad (2.26)$$

onde, $c_{p,w}$ e $c_{p,m}$ correspondem ao calor específico [$\text{J kg}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$] da água e do gás m , respectivamente; v_w e v_g são as velocidades de Darcy da água e do gás, respectivamente [m s^{-1}]; T_r é a temperatura de referência ($^\circ\text{C}$).

O calor específico, que é a quantidade de calor necessária para alterar a temperatura de uma unidade de massa de uma substância em um grau, corresponde à capacidade térmica de uma amostra dividida pela sua massa, sendo utilizado para calcular a mudança de energia associada a uma variação de temperatura (Kumar et al., 2021).

Na literatura é possível obter valores de calor específico para diversos materiais variando suas propriedades. Nas Tabela 2.5 e Tabela 2.6 constam valores para diversos

tipos de solo conforme medido por Zhirkov et al. (2021) e Wang et al. (2019), respectivamente.

Tabela 2.5 - Valores de calor específico (Zhirkov et al., 2021)

SOLO	w (%)	ρ_d (kg m ⁻³)	$c_{p,s}$ (J kg ⁻¹ K ⁻¹)
Silte arenoso com vegetação	14,5	1660	771,08
Silte arenoso com vegetação	12,3	1680	791,67
Silte arenoso fino	10,3	1640	835,37
Silte arenoso fino	8,5	1690	769,23
Silte arenoso fino	6,2	1640	856,10
Silte arenoso	6,2	1670	921,56
Silte arenoso	5,5	1680	875,00
Silte arenoso	5,3	1700	929,41
Silte arenoso	5,7	1690	899,41
Silte arenoso	6,8	1710	912,28
Silte arenoso	7,2	1730	953,76
Areia fina	7,1	1710	877,19
Areia fina	6,4	1730	884,39
Areia fina	5,9	1740	850,57
Areia fina	6,1	1730	924,86

Tabela 2.6 - Valores de calor específico (Wang et al., 2019)

SOLO	MO (%)	$c_{p,s}$ (J kg ⁻¹ K ⁻¹)
Areia	0,09	717
Areia silto-argilosa	0,86	757
Silte arenoso	3,14	765
Silte arenoso	1,24	733
Silte arenoso	0,84	741
Silte arenoso	2,01	741
Silte arenoso	3,02	727
Argila arenosa	0,27	736
Argila siltosa	2,09	753

2.4.3. FLUXO DE CALOR

O fluxo de calor em meios porosos é um fenômeno de grande interesse em diversas

áreas da engenharia, podendo ser descrito pela equação de Fourier-Kirchhoff, dada por (Thomas e Ferguson, 1999):

$$\frac{\partial [E(T - T_r)]}{\partial t} = -\nabla(-\lambda_T \nabla T + Q_{conv}) + Q_r \quad (2.27)$$

onde, E é a capacidade calorífica do solo ($\text{J m}^{-3} \text{C}^{-1}$) na temperatura de referência; Q_r é a taxa de geração de calor devido a outros fenômenos como reações químicas ($\text{J m}^{-3} \text{s}^{-1}$).

De acordo com Thomas e King (1991), a capacidade calorífica do solo (E) pode ser definida como:

$$E = (1 - n)\rho_s c_{p,s} + \theta_w \rho_w c_{p,w} + \theta_a \sum_{m=1}^N M_a^m c_a^m c_{p,m} \quad (2.28)$$

onde $c_{p,s}$, $c_{p,w}$ e $c_{p,m}$ correspondem ao calor específico ($\text{J kg}^{-1} \text{C}^{-1}$) das partículas do solo, água e gás m , respectivamente; ρ_s é a massa específica das partículas do solo (kg m^{-3}); ρ_w é a densidade da água e $M_{g,m}$ é a massa molar do gás m (kg/mol), N é o número de gases que compõe a fase gasosa.

2.5. TRANSPORTE DE GASES EM MEIO POROSO NÃO SATURADO

Neste capítulo, será tratado sobre o transporte de gases em meios porosos não saturados, onde o processo de difusão é descrito pela lei de Fick, o fluxo governado pela lei de Darcy, e as reações e degradações químicas interagem para definir o comportamento e a dinâmica dos gases ao longo do meio (Das et al., 2018).

2.5.1. TRANSPORTE ADVECTIVO

O mecanismo advectivo, assegurado pelo movimento macroscópico nos macroporos do solo, permite que um gás seja transportado devido a um gradiente de pressão, sendo sua velocidade, desconsiderando efeitos gravitacionais, descrita pela lei

de Darcy (Ho e Webb, 2006):

$$v_{za} = \theta_a v_{r,za} = -k_{r,nw} \frac{K}{\mu_a} \frac{\partial u_a}{\partial z} \quad (2.29)$$

onde, $k_{r,nw}$ é a permeabilidade relativa; K é a permeabilidade intrínseca [m^2]; u_a é a pressão relativa da mistura gasosa [kPa]; μ_a é a viscosidade da mistura gasosa [$\text{Pa}\cdot\text{s}$].

O fluxo advectivo ($J_{A,a}$) em meio poroso não saturado em um volume elementar representativo (VER) de um gás m presente na fase gasosa pode ser descrito por (Cushman e Tartakovsky, 2016):

$$J_{A,a} = \theta_a v_{r,za} c_a^m \quad (2.30)$$

onde, c_a^m é a concentração molar do gás m presente na fase gasosa [mol m^{-3}]; $v_{r,za}$ é a velocidade real da fase gasosa na direção z [m s^{-1}], θ_a é o teor de umidade volumétrica do ar [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$].

Em sistemas multifásicos, em que, pelo menos, dois líquidos não miscíveis estão presentes nos vazios do solo, a permeabilidade relativa é o parâmetro mais utilizado para descrever o fluxo simultâneo desses fluidos no meio poroso (Conciani et al., 2023). Dessa forma, o termo permeabilidade relativa refere-se à razão entre a permeabilidade efetiva (k_{ef}) de um fluido específico (água, gás, óleo, entre outros) e a permeabilidade absoluta (k_s) do meio (Mualem, 1976):

$$k_r = \frac{k_{ef}}{k_s} \quad (2.31)$$

A permeabilidade efetiva do solo a uma fase fluida (óleo, gás ou água) mede a capacidade dessa fase de fluir na presença de outras fases fluidas (Satter e Iqbal, 2016). Essa característica torna-se fundamental no contexto de transporte multifásico, onde a permeabilidade relativa desempenha um papel fundamental, pois quantifica como a

presença de uma fase (água) interfere no fluxo da outra (gás), reduzindo sua capacidade de escoamento. Para abordar a complexidade desse fenômeno, diversos pesquisadores têm desenvolvido métodos para calcular a permeabilidade relativa. Nesse sentido, Van Genuchten (1980) propôs as seguintes equações para a permeabilidade relativa da água (k_{rw}) e do gás ($k_{r,g}$), respectivamente:

$$k_{rw} = \sqrt{S_e} \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m_{VG}} \right)^{m_{VG}} \right]^2 \quad (2.32)$$

$$k_{r,g} = \sqrt{1 - S_e} \left[1 - S_e^{1/m_{VG}} \right]^{2m_{VG}} \quad (2.33)$$

Para o modelo constitutivo de Cavalcante e Zornberg (2017), escreve-se:

$$k_{r,w}(\psi) = S_e \quad (2.34)$$

$$k_{r,g}(\psi) = 1 - S_e \quad (2.35)$$

Além disso, conforme apresentado na Eq. 2.29, o fluxo advectivo depende da viscosidade da mistura gasosa. A viscosidade de um gás é uma medida da sua resistência ao escoamento, resultante da interação e colisão entre suas moléculas (Bird et al., 2006). Embora essa propriedade seja mais simples de definir em sistemas com um único componente, em misturas de multicomponentes, deve-se considerar a contribuição individual de cada gás para determinar a viscosidade total do sistema. Assim, segundo Reid et al. (1987), a viscosidade de uma mistura de gases (μ_a) pode ser obtida por:

$$\mu_a = \frac{\sum_{i=1}^N X_i \mu_i}{\sum_{j=1}^N X_j \Phi_{ij}} \quad (2.36)$$

e

$$\Phi_{ij} = \frac{\left[1 + \left(\frac{\mu_i}{\mu_j} \right)^{1/2} \left(\frac{M_j}{M_i} \right)^{1/4} \right]^2}{\sqrt{8 \left(1 + \frac{M_i}{M_j} \right)}} \quad (2.37)$$

onde,

μ_i é a viscosidade do gás i [Pa s]; X_i e X_j são as frações molares dos gases i e j , respectivamente [adimensional]; M_i e M_j são as massas molares dos gases i e j , respectivamente [g mol⁻¹]; N é o número de gases considerado no sistema.

Além disso, a viscosidade de cada gás individualmente também é afetada pela temperatura do sistema. Essa dependência pode ser calculada pela fórmula empírica sugerida por Chung et al. (1988):

$$\mu_m = \left(4.0785 \times 10^{-6} \right) \frac{\left[M_m T \right]^{1/2}}{V_{cm}^{2/3} \Omega_m^*} F_c^m \quad (2.38)$$

e

$$F_c^m = 1 - 0.2756 \omega_m \quad (2.39)$$

onde,

μ_m é a viscosidade do gás m [Pa s]; M_m é a massa molar do gás m [g mol⁻¹]; T é a temperatura do sistema [K]; V_{cm} é o volume crítico do gás m [cm³ mol⁻¹]; Ω_m^* é a integral de colisão reduzida que depende do potencial intermolecular do gás m [adimensional]; ω_m é o fator acêntrico do gás m [adimensional].

O volume crítico do gás (V_{cm}) representa o volume molar na condição crítica e está associado ao tamanho efetivo das moléculas e às interações intermoleculares. A integral de colisão reduzida (Ω_m^*) é um parâmetro adimensional da teoria cinética dos gases que corrige os efeitos das colisões moleculares em função do potencial

intermolecular e da temperatura reduzida. Já o fator acêntrico (ω_m) quantifica o desvio do comportamento do gás em relação a um fluido esférico ideal, refletindo a assimetria molecular e sendo amplamente utilizado em correlações para estimativa de propriedades termofísicas de gases reais.

Neufeld et al. (1972) propuseram uma equação empírica para Ω_m^* dada por:

$$\Omega_m^* = \left(\frac{A}{T_m^{*B}} \right) + \frac{C}{\exp(DT_m^*)} + \frac{E}{\exp(FT_m^*)} + GT_m^{*B} \sin(ST_m^{*W} - H) \quad (2.40)$$

e

$$T_m^* = 1,2593 \frac{T}{T_{cm}} \quad (2.41)$$

onde,

T_{cm} é a temperatura crítica do gás m [K]. Além disso, $A = 1,16145$; $B = 0,14874$; $C = 0,52487$; $D = 0,77320$; $E = 2,16178$; $F = 2,43787$; $G = -6,435 \times 10^{-4}$; $H = 7,27371$; $S = 18,0323$; $W = -0,7683$. Todas essas variáveis são adimensionais.

2.5.2. TRANSPORTE DIFUSIVO

A difusão molecular, um processo microscópico resultante da movimentação aleatória das moléculas do soluto, ocorre independentemente do movimento do fluido, com o contaminante migrando de uma área de maior concentração para uma de menor concentração, sendo o fluxo difusivo (J_D) para qualquer gás (m) descrito por Bird et al. (2006) como:

$$J_D = -\theta_a D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} \quad (2.42)$$

onde, $D_a^{m,ef}$ é o coeficiente de difusão molecular efetivo do gás m em um meio poroso [$m^2 s^{-1}$]. O coeficiente de difusão molecular efetivo pode ser descrito por Millington (1959):

$$D_a^{m,ef} = \tau D_a^m \quad (2.43)$$

onde D_a^m é o coeficiente de difusão molecular do gás m em uma seção não obstruída [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$], τ é o fator de tortuosidade do fluxo [adimensional], e segundo (Millington, 1959):

$$\tau = \left[\left(1 - S_w \right)^{\frac{10}{3}} \right] n^{\frac{4}{3}} \quad (2.44)$$

onde, S_w é o grau de saturação da água [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], e n é a porosidade do solo [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$].

A difusão molecular de gases em misturas de multicomponentes envolve o estudo de como os gases se distribuem e interagem em sistemas compostos por múltiplos componentes, influenciando o equilíbrio e a dinâmica do sistema (Bird et al., 2006). Fairbanks e Wilke (1950) propuseram um método para calcular o coeficiente de difusão (D_a^m) de um gás m numa mistura de outros gases da forma:

$$D_a^m = \frac{(1 - X_m)}{\sum_{\substack{j=1 \\ j \neq m}}^N \left(\frac{X_j}{D_{mj}} \right)} \quad (2.44)$$

onde,

X_m e X_j são frações molares dos gases m e j [adimensional]; N é o número de gases considerado na mistura de multicomponentes. D_{mj} é o coeficiente de difusão de gases binários do componente m com todos os outros gases j , que segundo Reid et al. (1987) a relação empírica sugerida por Fuller et al. (1966) apresenta valores mais adequados:

$$D_{mj} = \frac{143 (T + 273.15)^{1.75}}{u_a M_{mj}^{1/2} \left[(V_m)^{1/3} + (V_j)^{1/3} \right]^2} \quad (2.45)$$

$$M_{mj} = 2 \left[\frac{1}{M_m} + \frac{1}{M_j} \right]^{-1} \quad (2.46)$$

onde,

T é a temperatura do sistema [°C]; V_m e V_j são os volumes de difusão atômico para cada componente (m e j) [adimensional]; M_m e M_j são as massas molares dos gases m e j [g mol⁻¹]; u_a é a pressão parcial ao qual o conjunto de gases está submetido [Pa].

O volume de difusão atômica de um gás é um parâmetro físico-químico que representa o tamanho molecular efetivo durante o processo difusivo, sendo utilizado em correlações empíricas para estimar coeficientes de difusão gasosa e influenciando diretamente a mobilidade de gases em meios porosos.

Na literatura, encontram-se valores do volume de difusão atômico e massa molar para diversos gases, sendo que a Tabela 2.7 apresenta os valores para alguns deles.

Tabela 2.7 - Massa molar e volume de difusão atômico para diferentes gases.

Gás	Massa Molar (g mol⁻¹)	Volume de Difusão Atômico
Metano (CH ₄)	16,04	25,14
Dióxido de carbono (CO ₂)	44,0	26,9
Oxigênio (O ₂)	31,99	16,3
Nitrogênio (N ₂)	18,01	18,5

2.5.3. REAÇÕES QUÍMICAS

Quando existe reações químicas e não há a conservação do gás, em um dado volume de controle, o balanço de massa é descrito da seguinte forma (Cushman e Tartakovsky, 2016):

$$\frac{\partial c_t^m}{\partial t} = \pm \theta_a \gamma^m \quad (2.47)$$

onde, t é o tempo [s]; \mathcal{Y}^m é a taxa de geração ou consumo da substância m [mol m⁻³s⁻¹], c_t^m é a concentração total do gás m [mol m⁻³] e em meios porosos não saturados é representado por (Cushman e Tartakovsky, 2016):

$$c_t^m = \theta_w c_w^m + \theta_a c_a^m \quad (2.48)$$

onde, θ_w é o teor de umidade volumétrica da água [m³m⁻³], c_w^m é a concentração do gás m solubilizada na água [mol m⁻³], θ_a é o teor de umidade volumétrica da fase gasosa [m³m⁻³], c_a^m é a concentração do gás m na fase gasosa [mol m⁻³].

2.5.4. LEI DE HENRY

Nos estudos do transporte de gás, a solubilidade em água é um conceito fundamental, pois a partição do gás para a fase aquosa causa um efeito de retardo no seu transporte. Para descrever o equilíbrio dessa solubilidade em meio aquoso, utiliza-se comumente a Lei de Henry (Henry, 1803), que é descrita por:

$$H^m = \frac{c_w^m}{c_a^m} \quad (2.49)$$

Na Tabela 2.8 constam valores da constante de Henry para gases tipicamente encontrados em aterros sanitários.

Tabela 2.8 - Valores da constante de Henry para diferentes gases (Sander, 2023)

Substância	Constante de Henry (H^m)
Metano (CH ₄)	0,0316
Dióxido de Carbono (CO ₂)	0,8145
Oxigênio (O ₂)	0,0318
Nitrogênio (N ₂)	0,0159
Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S)	2,4789
Monóxido de Carbono (CO)	0,0240

Considerando o estabelecido nas Eqs. 2.48 e 2.49, a concentração total de um gás m em um meio poroso pode ser estabelecida da forma:

$$c_t^m = R_m \theta_a c_a^m \quad (2.50)$$

onde, R_m é o fator de retardamento do gás m [adimensional], dado por:

$$R_m = 1 + \frac{\theta_w H^m}{\theta_a} \quad (2.51)$$

2.5.5. EQUAÇÃO DA ADVECCÃO-DISPERSÃO-REAÇÃO (EADR)

O transporte de massa de um gás em um solo não saturado pode ser fisicamente obtido pela conservação de massa em um volume de controle. Dessa forma, o balanço de massa se dá pela diferença entre o fluxo que entra menos o que sai do volume elementar representativo (VER). A variação da massa total da substância m ao longo do tempo em um VER é descrita por (Cushman e Tartakovsky, 2016):

$$\frac{\partial [R_m \theta_a c_a^m]}{\partial t} = -\frac{\partial J_z}{\partial z} \pm \theta_a \gamma^m \quad (2.52)$$

O fluxo do gás m na direção z (J_z) é expressa pela soma do mecanismo advectivo ($J_{A,a}$) e do mecanismo de difusão molecular (J_D) da fase gasosa (Bird et al., 2006; Cushman e Tartakovsky, 2016):

$$J_z = J_{A,a} + J_D \quad (2.53)$$

Considerando as Eqs. 2.30, 2.42 e 2.53 e substituindo-se na Eq. 2.52, obtém-se a equação da advecção-dispersão-reação que descreve o transporte do gás m no meio poroso não saturado:

$$\frac{\partial [R_m \theta_a c_a^m]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\theta_a D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} - \theta_a v_{r,za} c_a^m \right] \pm \theta_a \gamma^m \quad (2.54)$$

2.6. SOLUÇÃO ANALÍTICA DA EADR PARA MEIOS HETEROGÊNEOS

O transporte de contaminantes em meios porosos é geralmente modelado pela

equação de advecção-dispersão-reação, sendo que soluções analíticas são preferidas por serem exatas e contínuas, apesar da ampla aplicação de métodos numéricos para obtê-las (Carr, 2020).

Entre os primeiros trabalhos considerando meios porosos heterogêneos (multicamada) encontra-se o de Leij et al. (1991), que aplicou a transformada de Laplace para resolver a equação de advecção-dispersão (com fator de retardamento), com a primeira camada finita e a segunda camada semi-infinita. No trabalho supracitado, considerou-se a continuidade de concentração e fluxo dispersivo nas interfaces entre camadas, com condições de contorno do tipo concentração e fluxo na entrada e um gradiente de concentração zero na saída.

Leij e Van Genuchten (1995) desenvolveram soluções analíticas aproximadas, expandindo a concentração do domínio de Laplace em ambas as camadas, como séries infinitas. A série de cada solução foi truncada após o primeiro termo e empregando inversão analítica da transformada de Laplace para converter a concentração de volta ao domínio do tempo (Carr, 2020).

Contudo, soluções analíticas considerando meios porosos heterogêneos são pouco difundidas, apesar desse comportamento ser amplamente observado em ambientes naturais e construídos (Liu et al., 1998).

Carr (2020) desenvolveu uma solução para resolver problemas de advecção-dispersão-reação unidimensional compreendendo um número arbitrário de camadas e usando a transformada de Laplace. O autor supracitado considera o transporte de soluto através da i -ésima camada do meio poroso particionada da forma: $0 = \ell_0 < \ell_1 < \dots < \ell_{N-1} < \ell_N = L$. A solução considera a continuidade de concentração e fluxo

dispersivo nas interfaces entre camadas adjacentes e condições de contorno transientes arbitrárias na entrada e na saída, sendo a equação da advecção-dispersão-reação dada para um meio formado por N camadas (Carr, 2020):

$$R_m(z) \frac{\partial c_a^m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef}(z) \frac{\partial c_a^m}{\partial z} - v_{r,za}(z) c_a^m \right] \pm \gamma^m(z) \quad (2.55)$$

A Equação 2.55 foi resolvida para a concentração, onde o fator de retardamento R_m , coeficiente de dispersão efetivo $D_a^{m,ef}$, velocidade de Darcy $v_{r,za}$, teor de umidade volumétrica (θ_a) e o termo de produção de ordem-zero (γ^m) são constantes, sendo que cada parâmetro, individualmente, pode ser alterado para diferentes materiais (Carr, 2020):

$$c_a^m(z, t), R_m(z), D_a^{m,ef}(z), v_{r,za}(z), \gamma^m(z), \theta(z) = \begin{cases} c_{a,1}^m(z, t), R_{m,1}, D_{a,1}^{m,ef}, v_{r,za,1}, \gamma_1^m, \theta_1 & 0 < z < \ell_1 \\ c_{a,2}^m(z, t), R_{m,2}, D_{a,2}^{m,ef}, v_{r,za,2}, \gamma_2^m, \theta_2 & \ell_1 < z < \ell_2 \\ \dots & \\ c_{a,N}^m(z, t), R_{m,N}, D_{a,N}^{m,ef}, v_{r,za,N}, \gamma_N^m, \theta_N & \ell_{N-1} < z < L \end{cases} \quad (2.56)$$

O termo de reação de ordem zero representa uma taxa constante de geração ou consumo de massa, independente da concentração da espécie. Essa formulação é adequada para processos em camadas de cobertura de aterros sanitários cuja cinética é controlada por fatores como atividade microbiana, disponibilidade de oxigênio ou propriedades reativas do material, sendo amplamente empregada na modelagem do transporte de gases em meios porosos.

As equações de transporte são acompanhadas pelas condições iniciais, de interface e de contorno, sendo a concentração inicialmente considerada constante em cada camada:

$$c(z, 0) = c_{in,i}^m \quad (2.57)$$

onde, $c_{m,i}^m$ é a concentração inicial em cada camada i [mol m^{-3}]

Concentração e fluxo dispersivo foram considerados contínuos nas interfaces entre as camadas ($i = 1, \dots, N - 1$) (Liu *et al.* 1998):

$$c_{a,i}^m(\ell_i, t) = c_{a,i+1}^m(\ell_i, t) \quad (2.58)$$

$$\theta_{a,i} D_{a,i}^{m,ef} \frac{\partial c_{a,i}^m}{\partial z}(\ell_i, t) = \theta_{a,i+1} D_{a,i+1}^{m,ef} \frac{\partial c_{a,i+1}^m}{\partial z}(\ell_i, t) \quad (2.59)$$

onde, $\theta_{a,i}$ é o teor de umidade volumétrica da camada i [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], $D_{a,i}^{m,ef}$ é o coeficiente de difusão molecular efetivo da camada i [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$].

As condições de contorno do tipo Robin são consideradas na entrada ($z = 0$) e na saída ($z = L$):

$$a_0 c_1(0, t) - b_0 \frac{\partial c_1}{\partial z}(0, t) = g_0(t) \quad (2.60)$$

$$a_L c_2(L, t) + b_L \frac{\partial c_2}{\partial z}(L, t) = g_L(t) \quad (2.61)$$

Nas condições de contorno das Eqs. 2.60 e 2.61, a_0 , b_0 , a_L e b_L são constantes e $g_0(t)$ e $g_L(t)$ são funções arbitrárias do tempo especificadas com os subscritos 0 e L denotando a entrada ($z = 0$) e saída ($z = L$), respectivamente. Observa-se que b_0 e b_L são ambos não negativos, pelo menos a_0 ou b_0 deve ser diferente de zero e pelo menos a_L e b_L deve ser diferente de zero.

A solução da Eq. 2.55 para um sistema de multi-camadas foi realizado propondo funções desconhecidas de tempo, $g_i(t)$ ($i = 1, \dots, N - 1$), para denotar o fluxo dispersivo nas interfaces da camada (Carr, 2020). Para resolver cada camada individualmente, a transformada de Laplace foi aplicada utilizando as condições de contorno, resultado no seguinte conjunto de equações (Carr, 2020):

$$C_1^m(z, s) = A_1^m(z, s)G_0^m(s) + B_1^m(z, s)G_1^m(s) + P_1^m(z, s) \quad (2.62)$$

$$C_i^m(z, s) = A_i^m(z, s)G_{i-1}^m(s) + B_i^m(z, s)G_i^m(s) + P_i^m(z, s) \quad i = 2, \dots, N-1 \quad (2.63)$$

$$C_N^m(z, s) = A_N^m(z, s)G_{N-1}^m(s) + B_N^m(z, s)G_L^m(s) + P_N^m(z, s) \quad (2.64)$$

onde C_1^m , C_i^m e C_2^m são as concentrações dos gases no domínio de Laplace [g m^{-3}], A_i^m, B_i^m e P_i^m são as funções auxiliares descritas no trabalho de Carr (2020). Assumindo-se que as funções $G_0^m(s) = \mathcal{L}\{g_0(t)\}$ e $G_L^m(s) = \mathcal{L}\{g_L(t)\}$ podem ser calculadas e que os valores de $g_0(t)$ e $g_L(t)$ são as condições de contorno superior e inferior para cada gás, respectivamente, calcula-se os termos $G_1^m(s), \dots, G_{N-1}^m(s)$ considerando a continuidade entre as camadas no domínio de Laplace:

$$C_i^m(\ell_i, s) = C_{i+1}^m(\ell_i, s), \quad i = 1, \dots, N-1 \quad (2.65)$$

Substituindo as Eqs. 2.62 a 2.64 na Eq. 2.65 leva-se a um sistema linear para

$\mathbf{x} = [G_1^m(s), \dots, G_{N-1}^m(s)]^T$, expresso em forma de matriz:

$$\mathbf{Ax} = \mathbf{b} \quad (2.66)$$

onde, $\mathbf{A} = (a_{i,j}) \in \mathbb{C}^{(N-1)(N-1)}$ é uma matriz tridiagonal e $\mathbf{b} = (b_i) \in \mathbb{C}^{(N-1)}$ que são obtidos

por meio dos seguintes valores:

$$\begin{aligned} a_{1,1} &= B_1(\ell_1, s) - A_2(\ell_1, s), \\ a_{1,2} &= -B_2(\ell_1, s), \\ a_{i,i-1} &= A_i(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, N-2 \\ a_{i,i} &= B_i(\ell_i, s) - A_{i+1}(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, N-2 \\ a_{i,i+1} &= -B_{i+1}(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, N-2 \\ a_{N-1, N-2} &= A_{N-1}(\ell_{N-1}, s), \\ a_{N-1, N-1} &= B_{N-1}(\ell_{N-1}, s) - A_N(\ell_{N-1}, s), \\ b_1 &= P_2(\ell_1, s) - P_1(\ell_1, s) - A_1(\ell_1, s)G_0(s) \\ b_i &= P_{i+1}(\ell_i, s) - P_i(\ell_i, s) \quad i = 2, \dots, N-2 \\ b_{N-1} &= P_N(\ell_{N-1}, s) - P_{N-1}(\ell_{N-1}, s) + B_N(\ell_{N-1}, s)G_L(s) \end{aligned} \quad (2.67)$$

Resolvendo o sistema linear, os valores de $[G_1^m(s), \dots, G_{N-1}^m(s)]^T$ podem ser calculados.

Assim, os valores de concentração da transformada de Laplace (Eq. 2.62 a 2.64) são

obtidas para quaisquer valores de z e s no domínio de Laplace.

2.6.1. SIMPLIFICAÇÃO PARA DUAS CAMADAS

No caso particular onde $N = 2$ (sistema de duas camadas), é necessário desconsiderar a presença de camadas intermediárias, portanto, as Eq. 2.62 e 2.64 permanecem válidas:

$$C_1^m(z, s) = A_1^m(z, s)G_0^m(s) + B_1^m(z, s)G_1^m(s) + P_1^m(z, s) \quad (2.68)$$

$$C_2^m(z, s) = A_2^m(z, s)G_1^m(s) + B_2^m(z, s)G_L^m(s) + P_2^m(z, s) \quad (2.69)$$

O termo $G_1^m(s)$ pode ser obtido por:

$$G_1^m(s) = (B_1^m(\ell_1, s) - A_2^m(\ell_1, s))^{-1} [P_2^m(\ell_1, s) - P_1^m(\ell_1, s) - A_1^m(\ell_1, s)G_0^m(s) + B_2^m(\ell_1, s)G_L^m(s)] \quad (2.70)$$

Assim, os valores de concentração $C_1^m(z, s)$ e $C_2^m(z, s)$ são obtidas para quaisquer valores de z e s no domínio de Laplace.

2.6.2. INVERSÃO NUMÉRICA DA TRANSFORMADA DE LAPLACE

Para converter as expressões do domínio de Laplace (Eqs. 2.62 - 2.64) de volta para o domínio do tempo e assim obter a concentração $c_{a,i}(z, t)$ ($i = 1, \dots, N$), é preciso calcular a transformada inversa de Laplace (Carr, 2020):

$$c_{a,i}^m = \mathcal{L}^{-1} \{C_i^m(z, s)\} = \frac{1}{2\pi i} \int_{\Gamma} e^{st} C_i^m(z, s) ds \quad (2.71)$$

onde, Γ é o contorno de Hankel que começa em $-\infty - 0i$, contorna a origem e termina em $-\infty + 0i$ (Trefethen et al., 2006). Introduzindo a mudança da variável $z = st$, usando uma aproximação racional para e^z e aplicando o cálculo do resíduo (consultar Trefethen et al., 2006 para obter detalhes completos) produz a fórmula de inversão numérica (Carr, 2020):

$$c_a^m(z, t) = \mathcal{L}^{-1} \left\{ C_i^m(z, s) \right\} \approx -\frac{2}{t} \Re \left\{ \sum_{\substack{k=1 \\ k \text{ odd}}}^n w_k C_i^m(z, s_k) \right\} \quad (2.72)$$

onde, n é par, N é o conjunto de números inteiros ímpares positivos menores que n , $s_k = z_k/t$, e $w_k, s_k \in \mathbb{C}$ são os resíduos e pólos da melhor aproximação racional para e^z na linha real negativa (Carr, 2020). Ambos os valores de w_k e z_k são constantes e podem ser calculados (Trefethen *et al.* 2006).

2.7. ENSAIOS EXPERIMENTAIS EM COLUNAS DE SOLO

O ensaio experimental em coluna de solo (Figura 2.6) é largamente utilizado para previsão da emissão de gases (CH_4 , CO_2), a partir dos materiais utilizados nas coberturas de aterros sanitários. No entanto, esse tipo de ensaio ainda não é regulamentado por normas técnicas no Brasil ou no exterior, o que leva diferentes pesquisadores a adotarem metodologias distintas. O principal objetivo desses ensaios é simular o comportamento das camadas em condições *in situ*, fornecendo embasamento teórico para aprimorar sua eficiência e, conseqüentemente, contribuir para a mitigação dos impactos ambientais gerados pelos aterros sanitários (Costa, 2015b).

O experimento consiste em uma coluna de altura específica que é preenchida com solo (De Visscher *et al.*, 1999; Gebert *et al.*, 2011; Rachor *et al.*, 2011; Stein e Hettiaratchi, 2001) ou material alternativo (Chetri *et al.*, 2019; Huang *et al.*, 2020; Thomasen *et al.*, 2019) a ser analisado, deixando um espaço na parte superior e inferior para bombeamento de gases. Na base da coluna, injeta-se biogás sintético, composto por CH_4 e CO_2 , enquanto na extremidade superior é introduzido ar em condições atmosféricas, previamente umidificado para evitar a desidratação da superfície do solo (De Visscher *et al.*, 1999). Em alguns experimentos, são utilizados equipamentos para

monitoramento da temperatura e da umidade, permitindo o acompanhamento dessas variáveis ao longo do ensaio (Kettunen et al., 2006; Stein e Hettiaratchi, 2001).

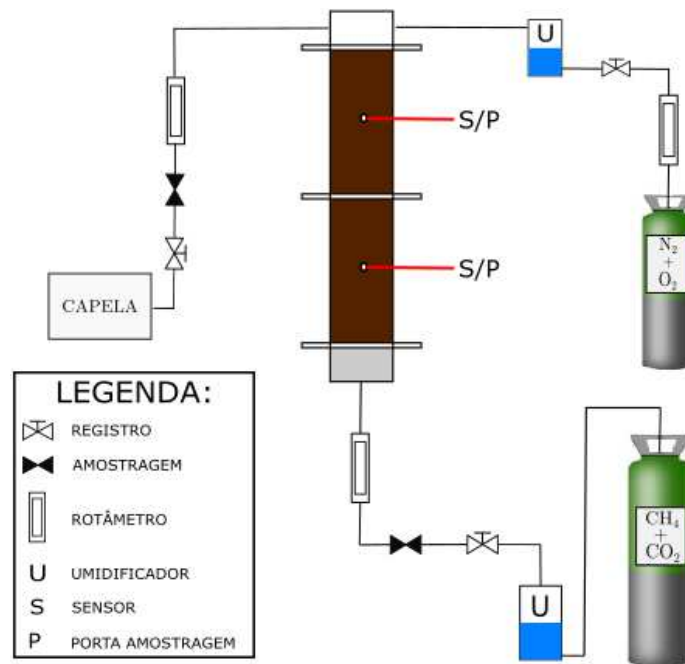


Figura 2.6 - Metodologia do ensaio em coluna de solo

Nos diferentes ensaios, é comum a variação dos diâmetros e do comprimento das colunas de solo analisadas, sendo o tipo de solo e a espessura da camada geralmente selecionados com base nas características das coberturas utilizadas em aterros sanitários da região ou país em estudo. Tanto o fluxo de entrada do biogás sintético quanto a concentração de metano presente no mesmo variam entre os experimentos, sendo essas taxas escolhidas com base em valores já observados em camadas de cobertura de aterros sanitários (Tabela 2.9).

Os ensaios em colunas de solo, além de permitirem a avaliação da capacidade de retenção de gases em função das propriedades físicas do solo, são amplamente utilizados para investigar a eficiência da oxidação do metano em camadas oxidativas, bem como o potencial de carbonatação de materiais específicos, como a escória de ferro.

Tabela 2.9 - Características de ensaios de coluna de solo.

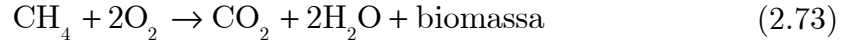
Trabalho	Material Analisado	Altura(cm)/ Diâmetro(cm)	Fluxo Biogás (mol m ⁻² d ⁻¹)
De Visscher et al. (1999)	Loam (Areia Siltosa)	50/14,1	26,80
Stein e Hettiaratchi (2001)	Loam (Areia Siltosa)	80/13,8	11,63-19,94
Huang et al. (2020)	Sandy Loam (Areia Siltosa)	75/14	38,23
Rachor et al. (2011)	Areia	80/19	4,07
Hilger et al. (2000)	Sandy Loam (Areia Siltosa)	30,5/5	56,16
Thomassen et al. (2019)	Pedregulho/Compostagem	87/20	0,478-14,31
Gebert et al. (2011)	Sandy Loam (Areia Siltosa)	80/19	2,205-5,295
Scheutz e Kjeldsen. (2003)	Loamy Sand (Areia Argilosa)	90/8	31,20
Kightley et al. (1995)	Loamy Sand (Areia Argilosa)	80/15	16,73
Park et al. (2002)	Loamy Sand (Areia Argilosa)	30/10	32,80
Rose (2009)	Argila siltosa/Areia Siltosa	30/9,9	24,32
Kettunen et al. (2006)	Areia	30/30	3,68-4,99
Zuo et al. (2023)	Loess (Silte arenoso)	80/20	25,75
Chetri et al. (2019)	Argila arenosa, escória de ferro, areia, compostagem	55/18,4	16,54

2.7.1. OXIDAÇÃO DO METANO

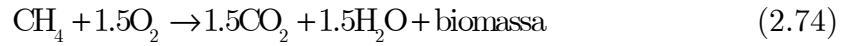
As camadas de cobertura dos aterros devem selar o local para reduzir as emissões de gases de efeito estufa e controlar a geração de chorume, estimulando a oxidação biológica de CH₄ enquanto os gases do aterro são transportados através das camadas de solo (Majdinasab e Yuan, 2017).

A oxidação microbiana de CH₄ ocorre em sistemas naturais e solos devido à proliferação de muitos tipos de bactérias que demandam oxigênio (O₂) para realizar o processo de oxidação (Scheutz et al., 2004). As bactérias metanotróficas são responsáveis pelo processo de oxidação do CH₄ e são organismos obrigatoriamente aeróbicos, com a capacidade de oxidar CH₄ em condições naturais, e os subprodutos desse processo são CO₂, água (H₂O) e biomassa (Huber-Humer, 2004).

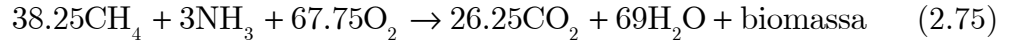
Diversos autores já estudaram e estimaram a estequiometria da oxidação do metano, por exemplo, segundo Abushammala et al. (2014) e Majdinasab e Yuan (2017) a estequiometria da oxidação do metano pode ser dada por:



Já Abichou et al. (2009) e De Visscher e Van Cleemput (2003) estimaram a estequiometria em:



Pelos estudos de Garg e Achari (2010) e Van Dijken e Harder (1975):



Além disso, segundo os autores, para cada mol de metano oxidado a dióxido de carbono, são gerados 632 kJ de calor.

A estequiometria da reação é fundamental para compreender os processos envolvidos na degradação do metano e para aprofundar essa análise diversos autores desenvolveram métodos para estimar a taxa de oxidação do metano (r_{CH_4}). Nesse contexto, Abichou et al. (2011) propõe a r_{CH_4} a partir da cinética de Michaelis-Menten, oferecendo uma abordagem para quantificar a eficiência do processo:

$$r_{\text{CH}_4} = -f_{V,T} f_{V,m} V_{\text{max}} \frac{[\text{CH}_4]}{K_{\text{CH}_4} + [\text{CH}_4]} \times \frac{[\text{O}_2]}{K_{\text{O}_2} + [\text{O}_2]} \quad (2.76)$$

$$f_{V,T} = \begin{cases} 0.0142T; & T < 15^\circ\text{C} \\ 0.112T - 1.47; & 15^\circ\text{C} \leq T \leq 33^\circ\text{C} \\ 2.235 - 0.18(T - 33); & T > 33^\circ\text{C} \end{cases} \quad (2.77)$$

$$f_{V,m} = \begin{cases} 0; & \theta_w \leq \theta_{wilt} \\ \frac{\theta_w - \theta_{wilt}}{\theta_{fc} - \theta_{wilt}}; & \theta_{wilt} < \theta_w \leq \theta_{fc} \\ 1; & \theta_{fc} < \theta_w \leq \theta_s \end{cases} \quad (2.78)$$

onde, r_{CH_4} é a taxa de oxidação de CH_4 [$mol\ kg^{-1}\ s^{-1}$]; $V_{máx}$ é a taxa máxima de consumo de CH_4 [$mol\ kg^{-1}\ s^{-1}$]; $f_{V,T}$ e $f_{V,m}$ são o fator modificador em função da temperatura e umidade do solo, respectivamente [adimensional]; K_{O_2} e K_{CH_4} são as constantes da taxa de meia saturação de O_2 e CH_4 [Adimensional], respectivamente; $[CH_4]$ e $[O_2]$ são as frações molares do metano e oxigênio [adimensional], respectivamente; θ_{wilt} é o teor de umidade volumétrica da água em que a atividade microbiana para a oxidação de metano é insignificante [$m^3\ m^{-3}$]; θ_{fc} é a capacidade de campo do solo, definida como teor de umidade volumétrica da água em que um solo pode reter água sem haver redistribuição de água para as camadas inferiores [$m^3\ m^{-3}$].

Ademais, com base no balanço estequiométrico (Eqs. 2.73 a 2.75), é possível estimar as taxas de consumo ou geração das demais substâncias envolvidas na reação de oxidação do metano, conforme as proporções indicadas no Quadro 2.1 e os dados disponíveis na literatura especializada.

Quadro 2.1 - Taxa de consumo/geração na reação de oxidação do CH_4

Trabalho	r_{O_2}	r_{CO_2}	r_{H_2O}
Abushammala et al. (2014)	$2r_{CH_4}$	$-1r_{CH_4}$	$-2r_{CH_4}$
Majdinasab e Yuan, (2017)	$2r_{CH_4}$	$-1r_{CH_4}$	$-2r_{CH_4}$
Abichou et al. (2009)	$1.5r_{CH_4}$	$-0.5r_{CH_4}$	$-1.5r_{CH_4}$
De Visscher e Van Cleemput (2003)	$1.5r_{CH_4}$	$-0.5r_{CH_4}$	$-1.5r_{CH_4}$
Garg e Achari (2010)	$1.7r_{CH_4}$	$-0.7r_{CH_4}$	$-1.8r_{CH_4}$
Van Dijken e Harder (1975)	$1.7r_{CH_4}$	$-0.7r_{CH_4}$	$-1.8r_{CH_4}$

Tanto os parâmetros K_{CH_4} , K_{O_2} e V_{max} são valores que são estimados em experimentos de incubação em laboratório e podem ser encontrados em trabalhos na literatura para diferentes tipos de solos (Tabela 2.10 e Tabela 2.11).

Tabela 2.10 - Valores de V_{max} para diferentes tipos de solo

Trabalho	Solo	M.O (%)	V_{max} (mol kg ⁻¹ s ⁻¹)
De Visscher et al. (1999)	Loam (Areia Siltosa)	-	7,50x10 ⁻⁷
Stein e Hettiaratchi (2001)	Loam (Areia Siltosa)	3,1	2,70x10 ⁻⁷
Abichou et al. (2009)	Compostagem	-	2,00x10 ⁻⁶
	Solo	-	5,00x10 ⁻⁷
He et al. (2011)	Sandy loam	0,82	2,77x10 ⁻⁷
Albanna e Fernandes (2009)	Silte argiloso	3,90	1,94x10 ⁻⁷
	Silte argiloso		2,13x10 ⁻⁷
	Argila	2,40	1,66x10 ⁻⁷
	Argila		1,82x10 ⁻⁷
Yang et al. (2011)	Sandy Loam (Areia Siltosa)	0,82	2,26x10 ⁻⁷
	Sandy Loam (Areia Siltosa)		4,00x10 ⁻⁷
Abichou et al. (2011)	Argila	-	3,40x10 ⁻⁷
	Areia	0,50	1,02x10 ⁻⁷
	Sandy Loam (Areia Siltosa)	2,20	3,27x10 ⁻⁷
Spokas e Bogner (2011)	Sandy Loam (Areia Siltosa)	3,90	4,66x10 ⁻⁷
	Areia	2,00	8,13x10 ⁻⁸
	Sandy Loam (Areia Siltosa)	0,40	1,54x10 ⁻⁷
	Sandy Loam (Areia Siltosa)	0,90	1,54x10 ⁻⁷
	Sandy Loam (Areia Siltosa)	0,90	1,54x10 ⁻⁷
Gebert et al. (2009)	Areia/areia siltosa/areia	-	4,94x10 ⁻⁷
	argilosa	-	1,16x10 ⁻⁶
Röwer et al. (2011)	Areia siltosa/areia argilosa	-	3,39x10 ⁻⁷

Tabela 2.11 - Valores das constantes da taxa de meia saturação de O₂ e CH₄

Trabalho	Solo	M.O (%)	K_{O_2}	K_{CH_4}
De Visscher et al. (1999)	Loam (Areia Siltosa)	-	0,012	0,0066
Stein e Hettiaratchi (2001)	Loam (Areia Siltosa)	3,1	0,013	0,0075
Abichou et al. (2009)	Compostagem	-	0,012	0,045
	Solo	-	0,012	0,093

2.7.2. CARBONATAÇÃO MINERAL

Diversos pesquisadores têm explorado sistemas alternativos de cobertura de aterros, como camadas oxidativas, para mitigar o transporte de CH₄, aumentando a

oxidação microbiana, no entanto, pouca atenção é dada ao CO_2 que ainda é liberado na atmosfera (Chetri et al., 2019). Dessa forma, camadas de cobertura que mitigam a emissão de CH_4 e CO_2 conjuntamente vêm sendo estudada por diversos pesquisadores (Chetri et al., 2019, 2022a; Rai e Reddy, 2019; Reddy et al., 2018). Neste sentido, a carbonatação mineral (e.g., escória de ferro) vem provando ser uma solução potencial para o sequestro de CO_2 e um meio seguro para seu armazenamento (Huijgen et al., 2005). As escórias siderúrgicas são uma boa fonte de minerais alcalinos ricos em cálcio e seu baixo custo e alta disponibilidade as tornam atraentes para aplicações de sequestro de CO_2 .

A carbonatação mineral de minerais alcalinos pode ser realizada na forma de carbonatação direta ou indireta (Ji e Yu, 2018). A carbonatação direta de minerais envolve uma única etapa, onde o CO_2 reage com compostos reativos formando carbonatos, já a carbonatação indireta ocorre em múltiplas etapas, onde os compostos são extraídos do mineral e, em seguida, o CO_2 reage com íons metálicos para formar carbonatos puros (Mo, 2018).

A carbonatação direta ocorre na forma da carbonatação gasosa (carbonatação gás-sólido) e carbonatação aquosa (Pan et al., 2016). No contexto industrial, a carbonatação aquosa é preferida devido à sua maior eficiência em comparação com a gasosa, que tem cinética mais lenta (Reddy et al., 2019). O mecanismo fundamental por trás da reação de carbonatação da escória de ferro (alto forno e aciaria) é permitir a reação entre cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+}) na presença de umidade e CO_2 para formar carbonatos (Reddy, et al., 2019).

A reação de carbonatação aquosa (Figura 2.7) na escória de ferro envolve: (1) a

lixiviação do mineral metálico alcalino da matriz da escória (predominantemente cálcio); (2) absorção de CO_2 gasoso em fase aquosa seguida de conversão de ácido carbônico em íons carbonato; e (3) precipitação subsequente de carbonatos estáveis conforme (Chetri et al., 2019; Pan et al., 2016):

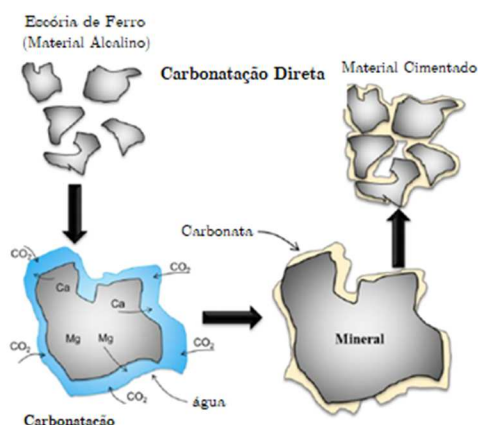
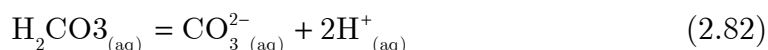
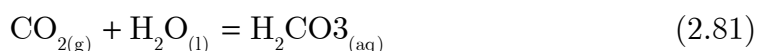
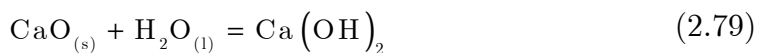


Figura 2.7 - Carbonatação direta (modificado de Reddy et al., 2019)

Além disso, segundo Pan et al. (2014), a reação de carbonatação aquosa gera 291,4 kJ de calor (reação exotérmica) para cada mol de CO_2 carbonatado.

Dessa forma, estudos recentes vêm trabalhando na otimização de camadas de coberturas de aterros sanitários implementando as coberturas biogeoquímicas (Chetri et al., 2019; Chetri et al., 2022a; Chetri et al., 2022b). O conceito de uma cobertura biogeoquímica é a utilização da escória de ferro em conjunto com camadas oxidativas para mitigar simultaneamente as emissões de CH_4 e CO_2 de aterros sanitários (Figura 2.4).

3 ESTUDO DE CASO

O Aterro Sanitário de Brasília (ASB) foi implantado na Região Administrativa de Samambaia, em Brasília, Distrito Federal, entre o córrego Melchior e a rodovia DF-180, próxima às estações de tratamento de esgotos ETE Melchior e ETE Samambaia da empresa CAESB (Cepollina, 2012). O ASB foi inaugurado no dia 17 de janeiro de 2017 com capacidade para atender a todo o DF e até mesmo receber rejeitos de municípios vizinhos participantes do Corsap (Consórcio Público de Manejo dos Resíduos Sólidos e das Águas Pluviais da Região Integrada do Distrito Federal e Goiás) (SLU, 2024).

A área total do aterro é de aproximadamente 760.000 m², ou 76 ha e adjacente ao ASB existe uma gleba a ser destinada à ampliação do aterro de aproximadamente 600.000 m² ou 60 ha, com a incorporação dessa área, a dimensão total do ASB passará a ser de aproximadamente 1.360.000 m² ou 136 ha, o que aumentará a vida útil do aterro em aproximadamente 20 anos (SLU, 2024).

A implantação do ASB será realizada em 4 etapas sequenciais (Etapas 1, 2, 3 e 4). A etapa 1 foi iniciada em janeiro de 2017 e finalizada em outubro de 2019, a etapa 2 foi iniciada em outubro de 2019 e finalizada em outubro de 2022 (SLU, 2024). Em outubro de 2022, iniciou-se o aterramento de resíduos na parte da Etapa 4, correspondente ao coroamento das Etapas 1 e 2, que foi concluída em outubro de 2023, quando começou a operação na Etapa 3, com previsão de encerramento da Etapa 3 e do restante da Etapa 4 em abril de 2027 (SLU, 2024).

Na Tabela 3.1 são apresentadas as áreas de implantação, capacidade e vida útil de cada uma das etapas de construção do ASB. Até junho de 2024, o ASB já recebeu

4.969.893 toneladas de resíduos (SLU, 2024).

Tabela 3.1 - Etapas de construção do ASB (SLU, 2024)

Etapa	Área (m²)	Capacidade (t)	Vida útil (anos)
Etapa 1	110.000	1.468.000	2,5
Etapa 2	131.850	2.476.000	3,0
Etapa 3	88.000	1.596.000	2,6
Etapa 4 - coroamento	-	2.672.000	4,4
TOTAL	329.850	8.212.000	12,5

3.1. CAMADA DE COBERTURA DO ASB

Segundo o projeto executivo do aterro sanitário de Brasília, os resíduos devem ser compactados em camadas de 30 a 60 cm e, posteriormente, coberto com uma camada de cobertura diária de 20 cm, constituída de solo ou material inerte (Cepollina, 2012). A camada intermediária foi especificada com uma espessura de 30 cm e deverá ser sempre removida quando for iniciar a colocação de resíduos na próxima camada de alteamento/verticalização do maciço, permitindo que os resíduos novos recebidos sempre estejam em contato os resíduos da camada inferior, ou seja, contato resíduo com resíduo, permitindo uma melhor drenagem de biogás e percolado entre as camadas (Consórcio Samambaia Ambiental, 2019). Já a camada de cobertura definitiva foi especificada com espessura mínima de 50 cm de solo compactado (Figura 3.1).

Nos taludes, na Etapa 1 possuiu uma inclinação de 1(V):2,5(H) e para Etapa 2 1(V):2(H) e ambas com 5 m de altura (Cepollina, 2012). Contudo, conforme pontuado por Jucá (2020), não foi especificado o tipo de solo a ser utilizado, nem as condições de compactação de campo (massa específica seca e umidade de compactação), Dessa forma, o solo inicialmente utilizado foi um silte-arenoso com expectativas de permeabilidade e taxas de infiltração bem altas (Jucá, 2020).

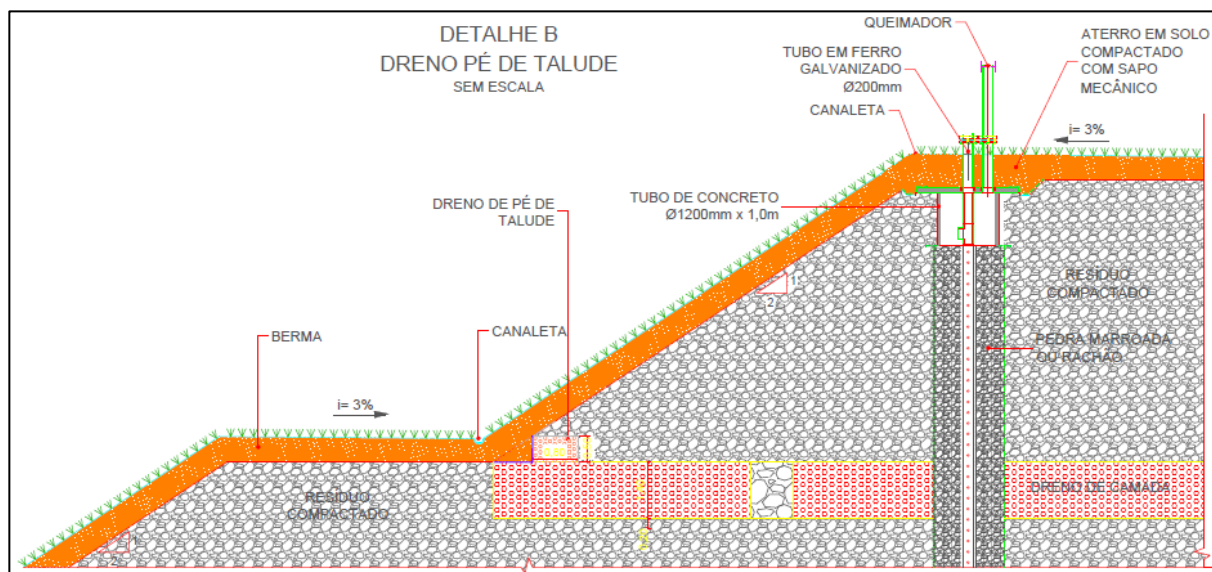


Figura 3.1 - Projeto executivo da Etapa 1 do ASB (Cepollina, 2012)

Pfeiffer e Carvalho (2022) pontuaram, em consultoria prestada para o aterro, a importância de melhorias na concepção da camada de impermeabilização superior dos resíduos, especialmente nas áreas não cobertas de grama, visando minimizar a infiltração das águas pluviais. Tal ação foi realizada pelo Consórcio responsável pela operação do aterro, na área do platô superior, mas não nas bermas e taludes (Jucá, 2020).

Dessa forma, visando a correção das elevadas taxas de infiltração no topo da Etapa 1, a camada de cobertura passou a possuir espessuras de até 1,4 m com a execução de camada de solo complementar (mesma jazida de solo). Na Etapa 2, os taludes e bermas definitivos foram cobertos com 50 cm de solo e grama em placas (Consórcio Samambaia Ambiental, 2019).

Assim, é necessário um maior controle da qualidade final da camada de cobertura, em função das suas taxas de infiltração de águas pluviais, sobretudo em períodos chuvosos, reduzindo o ingresso de águas pluviais no maciço, que geram um incremento de volumes de lixiviado a ser tratado a um custo muito alto para os gestores do aterro

(Jucá, 2020).

Da mesma forma, o controle das emissões de gases de efeito estufa poderia trazer benefícios ao aterro, não apenas em relação às mudanças climáticas, mas também a possibilidade de seu aproveitamento energético, a partir da avaliação de seu potencial (Jucá, 2020).

3.2. INVESTIGAÇÕES GEOTÉCNICAS

Diversos estudos realizaram ensaios de caracterização na camada de cobertura definitiva do Aterro Sanitário de Brasília (ASB). Entre eles, destacam-se Jucá (2020), que avaliou as camadas de cobertura das Etapas 1 e 2 do ASB, e Barbosa (2022), que estudou o solo proveniente da jazida utilizada na formação dessas camadas (Tabela 3.2). Paganella (2023) também contribuiu com uma investigação detalhada, abrangendo nove pontos na Etapa 1 e um ponto na Etapa 2, cujos resultados estão apresentados na Tabela 3.3. A Figura 3.2 mostra a localização dos dez pontos amostrados por Paganella (2023) (P1 a P10), além do ponto de amostragem da jazida analisado por Barbosa (2022). Já a Figura 3.3 apresenta os locais onde Jucá (2020) realizou seus ensaios na camada de cobertura do ASB.

Os trabalhos de Costa (2015) e Silveira (2014) foram realizados em momento anterior à construção do ASB e na Figura 3.4 pode ser visto os locais onde os autores realizaram coleta das amostras e delimitação do que seria a futura área do ASB. Além da caracterização completa do solo nas proximidades do ASB, foram obtidas curva de retenção de água no solo - SWRC (Figura 3.5) utilizando a metodologia do papel filtro.

Tabela 3.2 - Resultados dos ensaios geotécnicos no ASB

PARÂMETRO	Jucá (2020)	Barbosa (2022)	Costa (2015b)	Silveira (2014)
Limite de Liquidez (%)	38	43	52	54
Limite de Plasticidade (%)	27	25	35	39
Índice de Plasticidade (%)	10	18	17	15
Classificação SUCS	-	ML	ML	MH
ρ_d (g/cm ³)	-	1,37	1,36	1,38
Umidade ótima (%)	-	28,0	30,8	27,5
ρ_s (g/cm ³)	2,790	2,775	2,65	2,68
Permeabilidade (m/s)	$3,8 \times 10^{-6}$	$4,8 \times 10^{-9}$	$2,2 \times 10^{-9}$	$4,5 \times 10^{-9}$

Tabela 3.3 - Resultados do ensaios realizado por Paganella (2023)

PONTO	LL (%)	LP (%)	IP (%)	ρ_s (g/cm ³)	Classificação SUCS	k_s (m/s)
1	36	34	2	2,833	ML	$2,2 \times 10^{-9}$
2	42	34	8	2,771	ML	$5,1 \times 10^{-9}$
3	42	34	8	2,806	ML	$5,1 \times 10^{-9}$
4	41	34	7	2,788	ML	$2,8 \times 10^{-7}$
5	51	43	8	2,794	ML	$2,8 \times 10^{-7}$
6	44	35	9	2,719	ML	$1,1 \times 10^{-7}$
7	47	36	11	2,706	ML	$1,1 \times 10^{-7}$
8	39	32	7	2,857	ML	$5,1 \times 10^{-9}$
9	34	31	3	2,837	ML	$4,6 \times 10^{-9}$
10	45	41	4	2,81	ML	$1,3 \times 10^{-6}$



Figura 3.2 - Localização das amostras coletadas por Paganella (2023) e Barbosa (2022)



Figura 3.3 - Amostras do trabalho de Jucá (2020)



Figura 3.4 - Localização das amostras coletadas por Silveira (2014) e Costa (2015b)

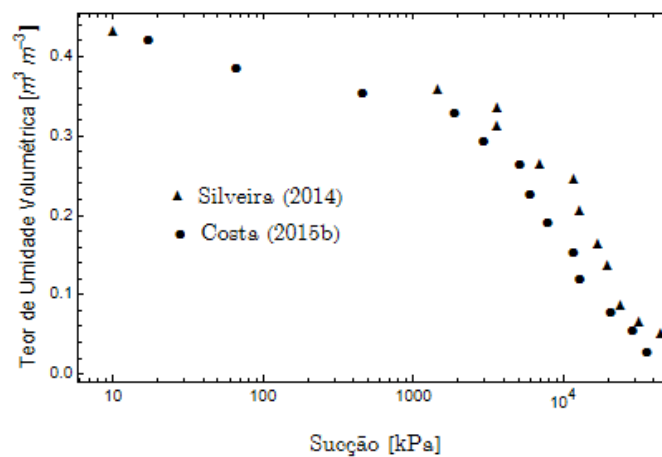


Figura 3.5 - SWRC obtidas por Silveira (2014) e Costa (2015b)

Silveira (2014) por meio da metodologia do MCT, classificou o solo analisado como um solo arenoso laterítico, identificado pela sigla LA'. No ensaio de penetração, foi registrado um valor do coeficiente c' igual a 0,64 mm, correspondente a uma profundidade de penetração de 2 mm.

3.3. ENSAIOS QUÍMICOS

Na pesquisa de Costa (2024) foram realizadas análises dos parâmetros químicos nas amostras investigadas por Barbosa (2022) e Paganella (2023). Para os componentes químicos, determinou-se valores de pH, matéria orgânica (MOS) e carbono orgânico (CO) - Tabela 3.4 e foram realizados ensaios de metais pesados para os elementos de Zinco, Cádmio e Manganês (Tabela 3.5 -).

Tabela 3.4 - Valores de parâmetros químicos para o solo do ASB (pH, MOS e CO)

Amostra	pH em H ₂ O	pH em KCl	MOS (g.kg ⁻¹)	CO g.kg ⁻¹
P1	7,5	6,7	151,68	82,79
P2	5,3	5,5	113,38	36,25
P3	6,4	5,8	139,9	79,04
P4	8,0	6,7	137,85	75,54
P5	7,5	6,9	163,18	83,11
P6	7,8	7,3	140,27	78,56
P7	6,3	5,3	127,47	75,21
P8	6,2	5,7	144,74	77,66
P9	6,4	5,7	133,77	75,72
P10	6,5	6,9	121,41	75,42
JZ	5,9	4,9	118,54	22,01

Tabela 3.5 - Valores de parâmetros químicos para o solo do ASB (metais pesados e CTC)

Pontos	Al ³⁺ cmol.kg ⁻¹	Ca ²⁺ cmol.kg ⁻¹	Mg ²⁺ cmol.kg ⁻¹	K ⁺ cmol.kg ⁻¹	Na ⁺ cmol.kg ⁻¹	CTC cmol.kg ⁻¹
P1	0,02	3,8	1,7	0,73	0,46	6,71
P2	0,16	3,4	1,7	0,71	0,46	6,43

Pontos	Al ³⁺ cmol _c kg ⁻¹	Ca ²⁺ cmol _c kg ⁻¹	Mg ²⁺ cmol _c kg ⁻¹	K ⁺ cmol _c kg ⁻¹	Na ⁺ cmol _c kg ⁻¹	CTC cmol _c kg ⁻¹
P3	0,23	3,4	1,7	0,65	0,39	6,37
P4	0	4,3	1,7	0,56	0,49	7,05
P5	0,05	3,8	1,7	0,77	0,45	6,77
P6	0,02	4	2,7	0,54	0,33	7,59
P7	0,24	3,5	1,5	0,74	0,44	6,42
P8	0,08	3,8	1,8	0,52	0,33	6,53
P9	0,11	3,4	1,5	0,77	0,35	6,13
P10	0,04	3,6	1,8	0,69	0,37	6,5
JZ	0,32	2,5	1,7	0,67	0,38	5,57

3.4. ENSAIO DE PLACA DE FLUXO

Conforme apresentado na Figura 3.3, Jucá (2020) realizou ensaios de placa de fluxo como forma de obtenção de emissões fugitivas no ASB. Na Tabela 3.6 constam os valores de emissões obtidas no trabalho no autor.

Tabela 3.6 - Emissões fugitivas medida por Jucá (2020)

AMOSTRA	Emissão CH4 (mol/m ² .dia)	Emissão CH4 (g/m ² .dia)	Emissão CO2 (mol/m ² .dia)	Emissão CO2 (g/m ² .dia)
1	0,771	12,341	0,817	35,957
2	0,392	6,264	0,259	11,376
3	0,029	0,461	0,037	1,627
4	0,036	0,576	0,056	2,462

3.5. CLIMA

O Distrito Federal (DF) encontra-se inserido no bioma cerrado, cujo clima é caracterizado pela presença de invernos secos e verões chuvosos e é classificado como tropical chuvoso (Nisiyama, 2019). O DF possui temperaturas médias entre 22 °C e 23 °C, podendo ser menores em áreas mais elevadas, sendo os invernos secos e frios com

mínimas de até 13 °C, e índice pluviométrico anual entre 1000 mm e 1200 mm (Guitarrara, 2024).

Nas Figura 3.6, Figura 3.7 e Figura 3.8 são apresentadas a precipitação total mensal média, temperatura mensal média e evapotranspiração potencial média para cada mês. Os dados apresentados são da estação meteorológica (83377) pertence ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e distante aproximadamente 40 km do ASB. Os períodos analisados para a precipitação total e temperatura foram entre 1989 e 2023. A evapotranspiração potencial foi analisada entre os períodos de 2003 a 2019 devido à ausência de dados nos outros períodos.

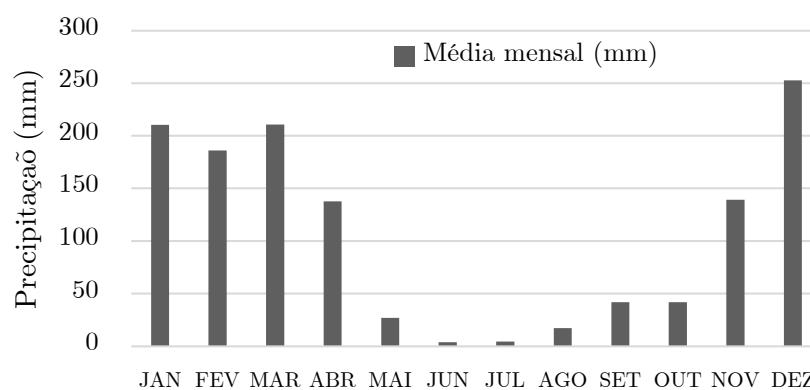


Figura 3.6 - Normal climatológica (1989-2023) da precipitação média mensal

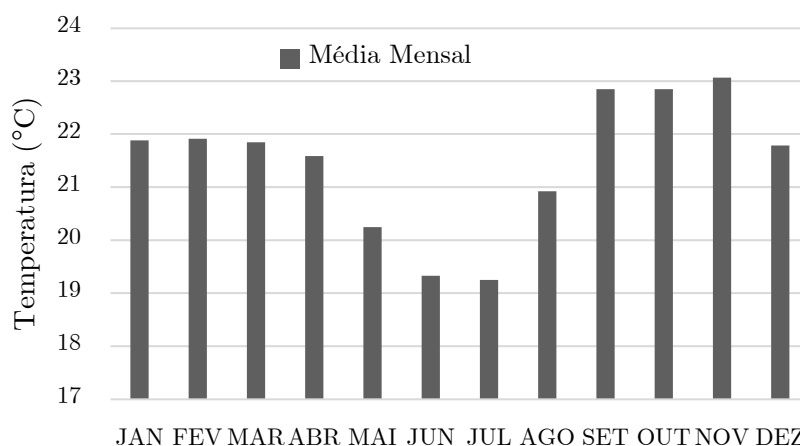


Figura 3.7 - Normal climatológica (1989-2023) da temperatura média mensal

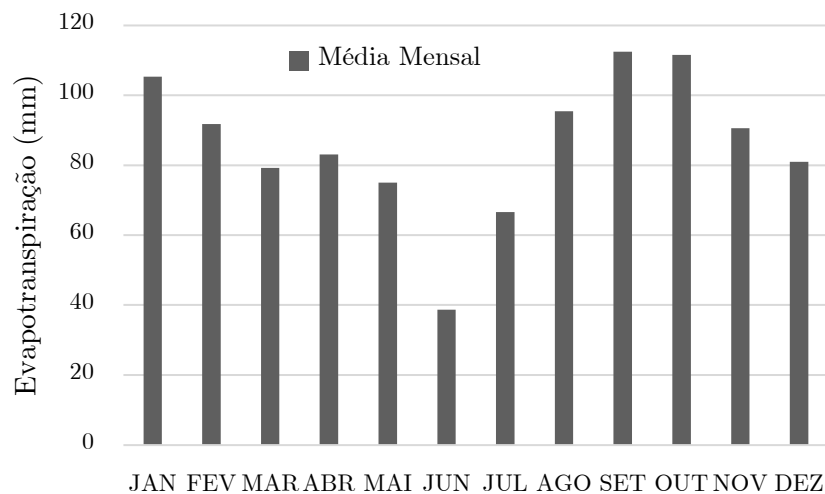


Figura 3.8 - Normal climatológica (2003-2019) da evapotranspiração potencial

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Os materiais considerados nesta pesquisa incluem aqueles descritos na literatura técnica, utilizados em ensaios com colunas experimentais voltadas à simulação do transporte de biogás sintético. Os estudos selecionados constituirão a base de dados para calibração e validação dos modelos. Adicionalmente, foram coletadas amostras da camada de cobertura definitiva do Aterro Sanitário de Brasília (ASB), correspondente à Etapa 1 de sua implantação.

Tanto os dados provenientes da literatura quanto os obtidos por meio das investigações no ASB fornecerão subsídios para a parametrização e a execução das simulações computacionais desenvolvidas ao longo deste trabalho.

4.1 ENSAIOS DE COLUNA DISPONÍVEIS NA LITERATURA

Os ensaios selecionados para serem simulados por meio dos modelos computacionais desenvolvidos foram escolhidos com base na similaridade dos procedimentos adotados nos experimentos laboratoriais. Para que um estudo fosse considerado elegível, o ensaio em coluna de solo deveria envolver o bombeamento de biogás sintético pela base da coluna, contendo metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), com diferentes proporções desses gases. O fluxo de entrada de CH_4 e CO_2 na parte inferior da coluna, conforme descrito nos trabalhos, poderia ser constante ou variável; no entanto, a taxa e o tempo de aplicação do fluxo deveriam estar claramente especificados pelos autores. Na extremidade superior da coluna, deveriam ser mantidas condições atmosféricas e realizada a mensuração do fluxo de CH_4 . Com base nesses critérios, foram selecionados 14 estudos distintos, nos quais foram simuladas, ao todo, 28 colunas de solo, conforme apresentado na Quadro 4.1, com o objetivo de validar os

modelos propostos nesta pesquisa.

Quadro 4.1 - Dados dos ensaios experimentais obtidos na literatura

Estudo	País	Solo
De Visscher <i>et al.</i> (1999)	Bélgica	Areia argilosa
Stein and Hettiaractchi (2010)	Canada	Areia siltosa
Stein and Hettiaractchi (2010)	Canada	Areia siltosa
Huang <i>et al.</i> (2020)	China	Areia siltosa
Rachor <i>et al.</i> (2011)	Alemanha	Areia
Hilger <i>et al.</i> 2000	EUA	Areia siltosa
Thomasen <i>et al.</i> , 2019	Dinamarca	Pedregulho
Thomasen <i>et al.</i> , 2019	Dinamarca	Compostagem
Thomasen <i>et al.</i> , 2019	Dinamarca	Compostagem
Gebert <i>et al.</i> , 2011b (PN75)	Holanda	Areia siltosa
Gebert <i>et al.</i> , 2011b (PN85)	Holanda	Areia siltosa
Gebert <i>et al.</i> , 2011b (PN95)	Holanda	Areia siltosa
Scheutz and Kjeldsen (2003)	Dinamarca	Areia
Kightley <i>et al.</i> (1994)	Reino Unido	Areia
Park <i>et al.</i> (2002)	EUA	Areia
Park <i>et al.</i> (2002)	EUA	Areia
Rose <i>et al.</i> 2012	Brasil	Argila silto-arenosa
Rose <i>et al.</i> 2012	Brasil	Argila siltosa
Rose <i>et al.</i> 2012	Brasil	Areia siltosa
Rose <i>et al.</i> 2012	Brasil	Pedregulho arenoso
Kettunen <i>et al.</i> 2006 - SDS	Finlândia	Areia
Kettunen <i>et al.</i> 2006 - SDB	Finlândia	Areia
Zuo <i>et al.</i> 2020 1-1	China	Silte arenoso Silte arenoso
Zuo <i>et al.</i> 2020 7-3	China	Silte arenoso Silte arenoso
Chetri <i>et al.</i> 2022 - C1	EUA	Argila arenosa Areia Argila arenosa
Chetri <i>et al.</i> 2022 - C2	EUA	Argila arenosa Escória de ferro Areia Biocarvão
Chetri <i>et al.</i> 2022 - C3	EUA	Argila arenosa Escória de ferro

Estudo	País	Solo
		Areia
		Biocarvão
		Argila arenosa
Chetri et al. 2022 - C4	EUA	Escória de ferro
		Biocarvão

4.2 CAMADA DE COBERTURA DEFINITIVA DO ASB

O solo utilizado para realização da investigação geotécnica, química e mineralógica foi extraído do Aterro Sanitário de Brasília. Para tanto, escolheu-se dez pontos na camada de cobertura definitiva (nove na etapa 1 e um na etapa 2), onde a estrutura não sofrerá modificações (alteamentos). A escolha dos pontos foram sugestões da Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal (Adasa) e do Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SLU), sendo eles: pontos próximos a queimadores (*flares*) e onde observava-se maiores mudanças visuais (cor, granulometria, compactação, umidade). Além da camada de cobertura definitiva, foi coletado uma amostra na área de empréstimo (jazida), que estava sendo escavada na data de 15/07/2022. Na Figura 4.1 (imagem área do ASB) encontram-se os pontos onde foram extraídas as amostras de solo e na Tabela 4.1 constam as coordenadas e elevação de cada ponto.

As dez amostras de solo coletadas no ASB, bem como a amostra proveniente do local utilizado como jazida serão analisadas de forma a complementar as análises realizadas por Barbosa (2022) e Paganella (2023).

As análises laboratoriais foram realizadas com o intuito de identificar possíveis elementos químicos e minerais que facilitem a retenção dos gases do efeito estufa.



Figura 4.1 - Planta de localização das amostras coletadas

Tabela 4.1 - Coordenadas e cota dos pontos a serem analisados

Ponto	Coordenadas Geográficas		Cota (m)
	Longitude	Latitude	
P1	48° 9'19,89"	15°51'31,53"	1010.00
P2	48° 9'6,68"	15°51'39,03"	1015.00
P3	48° 9'6,43"	15°51'37,96"	1020.00
P4	48° 9'9,59"	15°51'28,08"	1009.00
P5	48° 9'8,93"	15°51'27,46"	1005.00
P6	48° 9'3,96"	15°51'31,84"	999.00
P7	48° 9'4,15"	15°51'32,79"	1000.00
P8	48° 9'6,87"	15°51'39,95"	1010.30
P9	48° 9'5,85"	15°51'38,40"	1013.00
P10	48° 9'5,97"	15°51'39,48"	1007.00
Jazida	48° 8'59,42"	15°51'29,67"	995.00

4.2.1. COLETA DE AMOSTRA

As coletas das amostras das amostras deformadas ocorreram na parte superficial (profundidade < 20cm) da camada de cobertura final do ASB. A primeira campanha ocorreu em 15/07/2022 com a coleta de amostras na jazida de solos utilizada como camada de cobertura (Figura 4.2). Já a segunda campanha ocorreu em 18/11/2022 com a retirada das 10 amostras distribuídos na camada de cobertura final das Etapas 1 e 2

do ASB (Figura 4.3).



Figura 4.2 - Coleta de amostra na jazida de solos



Figura 4.3 - Coleta de amostra dos pontos P1 ao P10

4.2.2. CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA

De forma a complementar os trabalhos de Barbosa (2022) e Paganella (2023), foram realizados ensaios com base na metodologia MCT (Miniatura, Compactado, Tropical) destinado à classificação de solos tropicais que se fundamenta na determinação de propriedades de solos compactados em corpos de prova miniatura cilíndricos com diâmetro de 50 mm. Os ensaios foram realizados no Laboratório Geofluxo da

Universidade de Brasília, utilizando as seguintes normas:

- Norma DNIT 228/2023 (DNIT, 2023a);
- Norma DNIT 258/2023 (DNIT, 2023b);
- Norma DNIT 259/2023 (DNIT, 2023c).

Para realização do ensaio de compactação Mini-MCV, é necessário obter uma quantidade mínima de 2,5kg de solo passando integralmente na peneira n° 10 (2 mm). As amostras são compactadas em moldes cilíndricos, por meio da aplicação de golpes sucessivos. Neste trabalho optou-se por utilizar a série de Parsons de forma a garantir a energia de compactação desejada. Após a compactação, o solo moldado é removido do molde cilíndrico com cuidado para evitar deformações.

Posteriormente, é realizado o ensaio de perda de imersão, que ocorre deslocando parcialmente o corpo de prova contido no molde, com uso do extrator, de maneira que o seu topo (superfície que esteve em contato com o soquete de compactação) fique extrudado 10 mm. O recipiente de imersão foi preenchido com água com no mínimo 10mm acima da superfície externa dos moldes. Após 20h os moldes foram retirados e o solo desprendido foi levado à estufa (temperatura de 105 °C a 110 °C) por, no mínimo, 12 horas para determinar a massa de solo seco desprendido.

O ensaio de compactação Mini-MCV e o de Perda de Massa por Imersão (P_i) permitem obter dois índices classificatórios, c' (coeficiente de argilosidade) e e' (índice de laterização). A partir dos parâmetros c' e e' é possível classificar os solos com o ábaco de classificação MCT (Figura 4.4).

Na Figura 4.4, tem-se:

LG': Argilas e argilas arenosas de comportamento laterítico;

LA': Solos tipicamente arenosos de comportamento laterítico;

LA: Areias com poucos finos e de comportamento laterítico;

NG': Solos saprolíticos argilosos, de comportamento não laterítico, pobres em quartzo e ricos anfibólios, piroxênios e feldspatos cálcicos;

NS': Solos saprolíticos silto-arenosos peculiares, de comportamento não lateríticos, de constituição predominantemente feldspática-micácea-quartzosa;

NA': Misturas de areias quartzosas (ou de minerais de propriedades similares) com finos passando na peneira de 0,075 mm, de comportamento não laterítico;

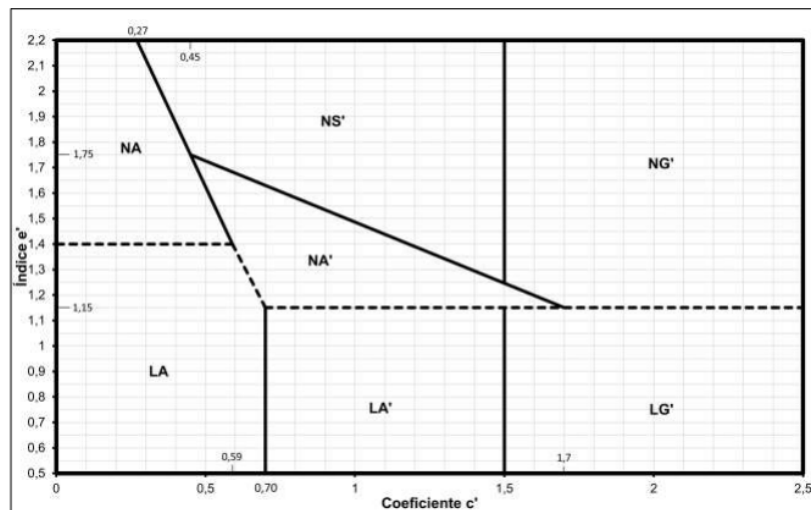


Figura 4.4 - Gráfico de referência para classificação de solos (DNIT, 2023c)

O coeficiente c' , expresso em milímetros (mm), é o coeficiente angular da parte retilínea (ou assimilável a uma reta) e mais inclinada da curva de deformabilidade com $\text{Mini-MCV} = 10$ (real ou interpolada). Para determinar o coeficiente de argilosidade, as curvas de deformabilidade devem ser plotadas com os valores do eixo das abscissas na escala $10 \cdot \log_{10}(n)$, sendo n o número de golpes (DNIT, 2023b).

O coeficiente d' é o coeficiente angular da parte retilínea (ou assimilável a uma reta) e mais inclinada do ramo seco da curva de compactação correspondente ao número de golpes de referência do ensaio Mini-MCV. Adotando-se a série de golpes de Parsons,

o número de golpes de referência é 12 (DNIT, 2023b).

A perda de massa por imersão (P_i) é a Porcentagem de massa seca desprendida de um corpo de prova, quando imerso em água, em relação à parte extrudada da amostra de solo compactada (DNIT, 2023b).

O índice de laterização (e') indica se o solo possui comportamento laterítico ou não laterítico e é calculado por:

$$e' = \sqrt{\frac{P_i'}{100} + \frac{20}{d'}} \quad (4.1)$$

onde P_i' é o valor de referência da perda de massa por imersão, determinado em função da altura final (A_F) dos corpos de prova compactados e dos valores de Mini-MCV.

4.2.3. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA

A caracterização química das amostras ocorreu utilizando a Fluorescência de Raio-X (FRX) no Instituto de Química da Universidade de Brasília (IQ/UnB). A Microscopia Eletrônica por Varredura (MEV) ocorreu no Laboratório Multiusuário de Microscopia de Alta Resolução (LabMic/UFG). Ambos os ensaios foram realizados de forma a analisar qualitativa e quantitativamente a morfologia e composição química do solo.

➤ Fluorescência de Raio-X (FRX/EDX)

A espectroscopia de fluorescência de raios X por dispersão de energia (FRX/EDX) é uma técnica analítica não destrutiva para identificar e quantificar composições elementares em amostras sólidas, em pó e líquidas. O equipamento do IQ/UnB é um espectrômetro de fluorescência de raios X (tubo de Rh) por energia dispersiva (FRX/EDX) para análise elementar (faixa de Na - U), com recipiente para amostras

de tamanho de até 300 mm (diâmetro) x 150 mm (altura).

As amostras coletadas foram secas em estufa a uma temperatura controlada, entre 105°C e 110°C, a fim de remover a umidade sem alterar as propriedades minerais. Após a secagem, o solo é submetido à trituração e moagem para reduzir o tamanho das partículas, garantindo uma distribuição mais homogênea. O material foi então peneirado utilizando somente o passante na peneira #200 (0,075mm) para que a fração pó fosse analisada.

Após a preparação da pastilha, esta é colocada no equipamento de fluorescência de raios X, onde a amostra é irradiada por raios X. O equipamento de FRX emite radiação primária sobre a amostra, o que provoca a emissão de radiação fluorescente, característica dos elementos presentes. O espectrômetro de fluorescência de raios X detecta essa radiação secundária e a converte em um espectro, no qual cada pico corresponde a um elemento químico específico.

A análise do espectro gerado permite a identificação e quantificação dos elementos presentes na fração argila. Os resultados são comparados com padrões de calibração previamente estabelecidos, garantindo a precisão da leitura. Os elementos são detectados em concentrações variando de maiores quantidades (como silício, alumínio, ferro e cálcio) até traços de elementos menores (como titânio e manganês). As concentrações de cada elemento são então expressas em forma de óxidos, que são comumente utilizados em análises geoquímicas.

➤ **Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)**

A Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) é uma técnica analítica amplamente utilizada na caracterização detalhada de solos, fornecendo informações

sobre a morfologia, estrutura e composição mineralógica das partículas que compõem o material. No ensaio de MEV, uma amostra de solo é examinada por um feixe concentrado de elétrons, que interage com a superfície da amostra e gera diferentes sinais. Esses sinais, como os elétrons secundários e retroespalhados, são captados por detectores que produzem imagens de alta resolução, revelando detalhes das superfícies e partículas do solo em escalas microscópicas, muitas vezes até o nível nanométrico.

As amostras coletadas foram secas em estufa a uma temperatura controlada, entre 105°C e 110°C, a fim de remover a umidade sem alterar as propriedades minerais. Após a secagem, o solo é submetido à trituração e moagem para reduzir o tamanho das partículas, garantindo uma distribuição mais homogênea. O material foi então peneirado utilizando somente o passante na peneira #200 (0,075mm) para que a fração pó fosse analisada. O ensaio MEV foi realizado no equipamento JSM - 6610, marca Jeol do LabMic/UFG (Figura 4.5).



Figura 4.5 - Equipamento de MEV do (LabMic, 2024)

4.2.4. CARACTERIZAÇÃO MINERALÓGICA

A caracterização mineralógica ocorreu por meio da Difração por Raio-X (DRX) que permitiram determinar a estrutura cristalina do solo do ASB. O DRX foi realizado

no Instituto de Geociências da Universidade de Brasília (IG/UnB).

O ensaio de difração de raios X (DRX) tem por objetivo identificar os minerais presentes no solo com base na interação dos raios X com os cristais, gerando padrões de difração específicos para cada mineral.

As amostras coletadas foram secas em estufa a uma temperatura controlada, entre 105°C e 110°C, a fim de remover a umidade sem alterar as propriedades minerais. Após a secagem, o solo é submetido à trituração e moagem para reduzir o tamanho das partículas, garantindo uma distribuição mais homogênea. O material foi então peneirado utilizando somente o passante na peneira #200 (0,075mm) para que a fração pó fosse analisada.

Após a etapa inicial de preparação, a amostra é processada para garantir uma melhor leitura no equipamento de difração. No caso de amostras contendo grande quantidade de argila, utiliza-se a técnica onde as partículas finas são suspensas em água e depositadas em lâminas de vidro, formando uma camada de partículas alinhadas que facilita a análise dos planos cristalinos.

Com a amostra devidamente preparada, o equipamento de difração de raios X é calibrado utilizando padrões cristalográficos conhecidos. A análise por DRX foi realizada no difratômetro RIGAKU - ULTMA IV, operando com tubo de cobre e filtro de níquel, sob 35 kV e corrente de 15 mA, velocidade da varredura de 2°/minuto e passos de 0,05°. O procedimento seguiu as técnicas aplicadas do Laboratório de Difractometria de Raio-X do Instituto de Geociências da UnB e consistiu em macerar a amostra em moinho de ágata para evitar a contaminação das amostras, dispor em lâmina para amostra total e proceder para leitura em equipamento. Após análise das

amostras, os difratogramas gerados foram interpretados e os minerais foram identificados com apoio do software JADE 9.0 da MDI, que dispõe de rotinas de busca automática de picos e pesquisa de possíveis minerais no banco de dados PC-PDF (Powder Diffraction File - PDF para PC/ICDD). A análise do difratograma foi realizada pela equipe do IG/UnB.

4.2.5. ENSAIO DE PLACA DE FLUXO ESTÁTICA

A metodologia utilizada para quantificar com precisão as emissões de CH_4 e CO_2 na camada de cobertura foi a da placa de fluxo estática. Conforme mostrado na Figura 4.6, a placa consiste em uma caixa retangular com base aberta e em formato de degrau, feita de aço galvanizado com dimensões de $0,65 \times 0,55 \times 0,13$ m, com uma área útil de $0,3575 \text{ m}^2$ e um volume de $0,0329 \text{ m}^3$. O formato em degrau tem como objetivo impedir a entrada de ar horizontal, conforme pontuado por Mariano e Jucá (2010). Assim, o volume útil preenchido com o biogás de aterro é o volume total da câmara, e a área da seção transversal para a passagem do biogás é a da maior base da câmara.

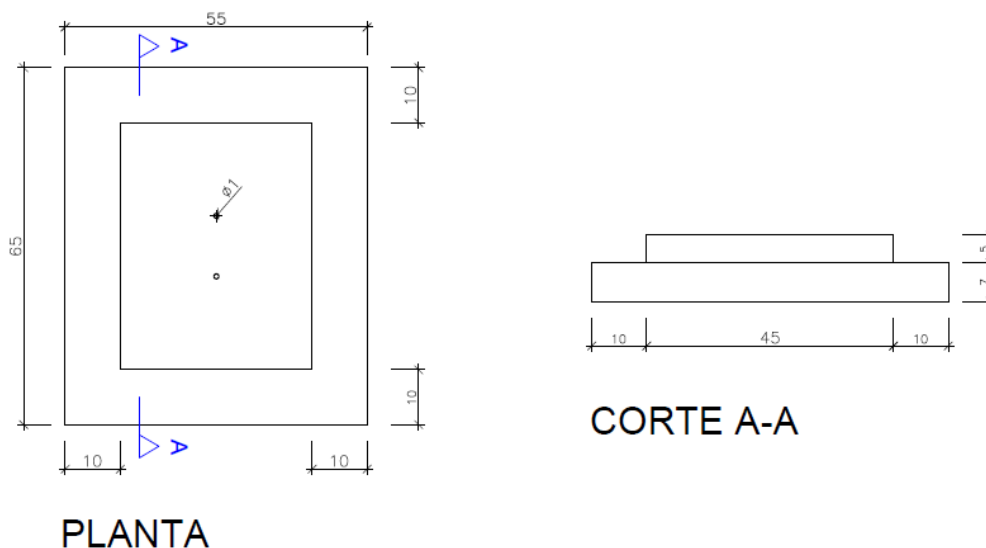


Figura 4.6 - Dimensões da placa de fluxo desta pesquisa (medidas em cm)

O aparelho utilizado para a medição de gases foi o GEM 5000, projetado

especificamente para monitorar sistemas de extração de gás em aterros sanitários por meio de sensores que analisam a concentração dos gases CH₄, CO₂, O₂ (em % de volume), e CO e H₂S (em ppm), que podem estar presente no biogás de aterro sanitário.

Na placa de fluxo (Figura 4.7), foram realizadas duas conexões de saída (do tipo engate rápido com 1cm de diâmetro) no topo da câmara, usadas para conectar o analisador de gases através de tubos de polietileno. A vedação lateral da câmara se dá usando o solo local umedecido de forma a vedar e não permitir a entrada lateral de ar.



Figura 4.7 - Placa de fluxo e GEM5000

A quantificação das emissões no ponto de amostragem é realizada registrando a concentração de gases resultante do teste da câmara de fluxo de acordo com os seguintes procedimentos: i. a câmara é colocada no local designado e o perímetro é marcado (0,65 × 0,55 m); ii) a placa é cravada e suas laterais são vedadas com solo umedecido para impedir o fluxo de gás horizontal dentro da câmara; iii) os tubos de sucção e retorno de gás são conectados às conexões de saída da câmara e, em seguida, ao dispositivo GEM5000 para iniciar o procedimento de leitura; iv) o tempo de exposição e a quantidade de gás acumulada na câmara são monitorados durante um período definido (normalmente entre 10 e 30 minutos). Os dados foram coletados em intervalos regulares

(15s, 30s, 1min, 2min, 4min, 8min, 10min, 15min) para determinar o aumento na concentração dos gases ao longo do tempo. Na Figura 4.8 consta uma das medições realizada no ASB.



Figura 4.8 - Ensaio da placa de fluxo realizado no ASB

Com base no aumento das concentrações dos gases na câmara e no volume da câmara, a taxa de fluxo de emissão de gás é calculada utilizando o gráfico de concentração x tempo pela seguinte equação:

$$J_{\text{CH}_4} = \frac{V_p}{A} \rho_{\text{CH}_4} \frac{\Delta C_{\text{CH}_4}}{\Delta t} \quad (4.2)$$

$$J_{\text{CO}_2} = \frac{V_p}{A} \rho_{\text{CO}_2} \frac{\Delta C_{\text{CO}_2}}{\Delta t} \quad (4.3)$$

V_p é o volume útil da placa de fluxo (m^3), A é área de solo coberto pela placa (m^2), $\rho_{\text{CH}_4}/\rho_{\text{CO}_2}$ é a massa específica do gás (CH_4/CO_2) na temperatura do ensaio (kg/m^3) e

$\Delta C / \Delta t$ é a variação da concentração do gás (%.vol) pelo tempo (s). O fluxo é expresso em unidades de $\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$.

4.3. SIMULAÇÕES COMPUTACIONAIS

4.3.1. VALIDAÇÕES

A implementação da solução semianalítica foi desenvolvida utilizando o *software Wolfram Mathematica* 12.1. A solução semianalítica foi fundamentada considerando multicamadas de materiais em meio poroso não saturado. Além disso, a solução desenvolvida poderá ser aplicada a diferentes condições de contorno e condições iniciais, tornando-se adequada tanto para situações de laboratório quanto para as condições de campo às quais as camadas de cobertura de aterros sanitários estão submetidas. O método semianalítico terá como grande vantagem o fato de ser um código aberto e com grande potencial para simulações em escala de laboratório (colunas de solo), projetos de pequeno porte e pré-dimensionamento.

Com exceção dos estudos de Zuo et al. (2020) e Chetri et al. (2022), todos os ensaios simulados neste trabalho consideram perfis de solo homogêneos e ajustados valores constantes de velocidade de Darcy e coeficiente de difusão molecular. No entanto, para representar adequadamente os processos de oxidação do metano, a solução proposta adota uma abordagem de subdivisão vertical da camada de solo, mesmo em perfis homogêneos. Essa estratégia permite o ajuste do parâmetro α (Eq. 5.62) em duas faixas de profundidade: a primeira, com 0,2 metros, associada a α_1 , e a segunda, correspondente à profundidade restante, associada a α_2 . A escolha dessa espessura baseia-se em evidências experimentais que indicam maior atividade oxidativa

em regiões mais superficiais, onde predominam condições aeróbias. O modelo também permite ajuste da profundidade inicial (0,2 m), permitindo modificações conforme resultados de validação indicarem.

As simulações numéricas serão realizadas utilizando o *software* COMSOL *Multiphysics* para solução da equação da advecção-dispersão-reação (EADR) para meios homogêneos e heterogêneos utilizando o solucionador do programa que utiliza o método dos elementos finitos em uma geometria 2D axissimétrica. A EADR será acoplada ao fenômeno de fluxo de água e fluxo de calor para um entendimento holístico do transporte de gases em meio porosos não saturados. O acoplamento do fluxo de calor é necessário devido à variação no comportamento dos gases em função da temperatura, sendo igualmente essencial considerar a infiltração de água, em virtude de fenômenos naturais como a precipitação e as reações que geram água (e.g., oxidação do metano).

As soluções semianalítica e numérica serão baseados em sistemas de multicamadas (Figura 4.9), simulando o comportamento de camadas de coberturas analisadas em laboratório em colunas de solo conforme os trabalhos mencionados na Quadro 4.1. Apesar da base teórica ser um sistema de multicamadas com espessuras específicas ($\ell_1, \ell_2, \dots, \ell_N$), as soluções desenvolvidas poderão ser aplicadas para camadas homogêneas (1 camada) e também será aplicável em materiais finos (e.g. geomembrana) com uma dada espessura (ℓ_{GM}).

Quando forem realizadas simulações considerando geomembrana (GM), duas configurações serão definidas neste trabalho conforme mostrado na Figura 4.9. A primeira é quando a GM se encontra entre duas camadas de solo e/ou materiais

alternativos (Figura 4.9a), a segunda é quando a GM é o material exposto à atmosfera (Figura 4.9b).

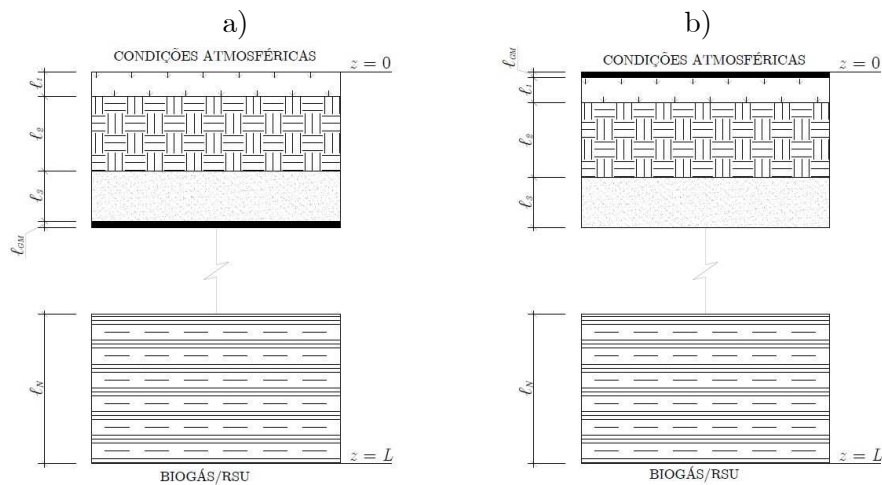


Figura 4.9 - Modelo esquemático do sistema de cobertura de multicamadas

A formulação desenvolvida também contempla a possibilidade de ajustes nas condições de contorno, permitindo sua aplicação em diferentes arranjos experimentais disponíveis na literatura. Em especial, a modelagem admite a variação das concentrações dos gases (CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2) no topo da coluna, respeitando os perfis de concentração atmosférica ou outros regimes impostos experimentalmente. Essa flexibilidade amplia o alcance da simulação e possibilita comparações com estudos que não adotam rigorosamente o ambiente atmosférico.

A partir das simulações computacionais realizadas com base no modelo semianalítico e numérico, alinhados aos estudos disponíveis na literatura, foi constituída uma base de dados contendo: i) todas as informações dos solos/materiais utilizados nos ensaios experimentais; ii) parâmetros adotados na ausência de dados necessários para as modelagens (e.g., SWRC, parâmetros de fluxo de calor, parâmetros de oxidação do metano, entre outros); iii) resultados obtidos nas modelagens (fração molar dos gases ao longo da coluna, emissão de metano e dióxido de carbono no topo da coluna de solo

e eficiência de oxidação do metano); iv) parâmetros de oxidação do metano (índices estequiométricos e $V_{m\acute{a}x}$); v) parâmetros de carbonatação.

Para avaliar a consistência e o desempenho preditivo dos modelos semianalítico e numérico desenvolvidos neste estudo, utilizou-se três indicadores estatísticos: o coeficiente de determinação (R^2), o erro absoluto médio (MAE) e o erro percentual absoluto médio (MAPE). Esses métodos permitem quantificar a proximidade entre os valores simulados pelos modelos e os dados experimentais disponíveis.

As equações utilizadas são:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (4.4)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i| \quad (4.5)$$

$$MAPE = \frac{100}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{y_i - \hat{y}_i}{y_i} \right| \quad (4.6)$$

onde, y_i representa os valores observados, \hat{y}_i os valores estimados pelos modelos, \bar{y} a média dos valores observados e n o número de observações.

O R^2 indica o grau de correlação entre valores observados e estimados, enquanto o MAE representa o erro médio absoluto entre essas duas séries. Já o MAPE expressa esse erro de forma relativa, em termos percentuais. A análise conjunta desses indicadores possibilita uma avaliação abrangente da capacidade dos modelos em reproduzir as frações molares ao longo das colunas.

4.3.2. APLICAÇÃO DO MODELO NUMÉRICO NO ASB

Após validação dos modelos, o modelo numérico foi utilizado para simular o

transporte de gases no solo da camada de cobertura final do ASB. A metodologia foi desenvolvida em uma abordagem pseudo-3D, que integrou a interpolação geoestatística de parâmetros de solo com modelagens numéricas individuais.

O primeiro passo consistiu na espacialização dos parâmetros de entrada. Utilizando o software Arcgis Pro 3.1, foi aplicado o método de interpolação da krigagem sobre os dados de caracterização do solo em 10 pontos da Etapa 1 (disponíveis na literatura e levantados nesta pesquisa). Esse processo gerou os mapas de distribuição espacial dos parâmetros em toda a área de estudo.

A partir desses mapas, foram selecionados 70 pontos discretos para a modelagem: 35 localizados nas bermas e 35 nos taludes. Para cada um desses 70 pontos, os parâmetros de solo específicos foram extraídos dos mapas interpolados.

A simulação de cada ponto foi realizada no COMSOL *Multiphysics* 5.5, adotando-se uma geometria 2D axissimétrica que representa uma coluna de 20 cm de diâmetro, valor correspondente à dimensão média das colunas laboratoriais analisadas. Nos casos referentes às bermas e ao topo, a geometria manteve-se cilíndrica. Para os taludes, foi incorporada uma inclinação de $26,56^\circ$ (1V:2H) na parte superior e inferior da coluna, de modo a reproduzir as condições geométricas da cobertura (Figura 4.10). Na Figura 4.10 consta a apresentação do corte da coluna no COMSOL *Multiphysics*.

Concluídas as 70 simulações, foram extraídos os resultados de emissão de CH_4 e CO_2 no topo da camada para os períodos de 30 dias, 1 ano, 2 anos e 3 anos. Esses valores pontuais foram novamente interpolados no Arcgis Pro 3.1 (via Krigagem), permitindo a geração dos mapas de emissão de CH_4 e CO_2 na área estudada. Esta combinação da modelagem 2D em múltiplos pontos com a interpolação geoestatística

dos resultados configura a abordagem pseudo-3D.

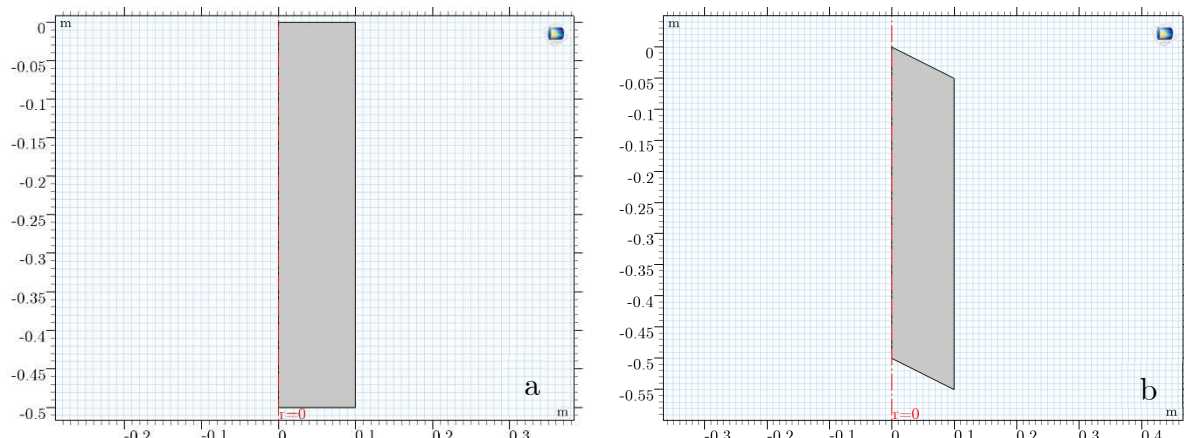


Figura 4.10 - Geometria adotada nas simulações das a) Bermas e b) Taludes do ASB

Embora os processos de transporte de gases, calor e água em camadas de cobertura sejam fisicamente tridimensionais, com possíveis fluxos laterais e heterogeneidades mais marcantes em regiões de talude, a abordagem de múltiplas colunas 2D posteriormente interpoladas com geoestatística foi considerada suficiente para este estudo. Essa técnica se configura como uma abordagem pseudo-3D, pois permite representar a heterogeneidade espacial dos parâmetros do solo a partir da amostragem em 70 pontos.

A componente de fluxo vertical (ascensão de gases e infiltração de água) é a mais dominante e crítica para os objetivos de isolamento e controle de emissões, e sua modelagem em 2D assegura a viabilidade computacional. Ao utilizar múltiplas colunas independentes, a análise distribuída da variabilidade de desempenho da cobertura, compatível com as exigências de projeto, é viabilizada. Ainda assim, efeitos locais relacionados a fluxos laterais podem ser objeto de investigações futuras com modelos tridimensionais.

Devido ao método numérico permitir o acoplamento do fluxo de água, calor e transporte de gases, será possível realizar uma análise temporal (condições climáticas) permitindo simulações em escala de campo. As condições pluviométricas e temperatura

serão consideradas conforme estação meteorológica pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (Latitude: -15.789343°; Longitude: -47.925756°) que dista aproximadamente 25 km do ASB (estação 83377).

Além disso, devido a quantidade de biogás variar ao longo da vida útil do aterro, será possível implementar essa variação nas análises. Para os dados de fluxo de entrada ($J_{in,TOTAL}$), serão utilizados como valores referenciais os dados obtidos por Jucá (2020), conforme mencionado no item 3.4 e os valores obtidos nos ensaios de placa de fluxo realizados nessa pesquisa.

4.3.3. ANÁLISES PARAMÉTRICAS

As análises paramétricas foram realizadas por meio de simulações numéricas para investigar o transporte de gases, o fluxo de água e o calor em diferentes materiais, com ênfase nas condições do Aterro Sanitário de Brasília (ASB). Essas análises permitiram uma compreensão mais abrangente dos fatores que influenciam a eficiência de oxidação do metano e o consumo/geração de dióxido de carbono, considerando cenários representativos do ASB em escala de laboratório e de campo.

As simulações, baseadas nas características do solo e em parâmetros ambientais específicos do ASB, foram organizadas em dois módulos principais: I) análises paramétricas sob condições de laboratório e II) análises sob condições de campo. A seguir, descrevem-se as metodologias adotadas para cada módulo.

I. Simulações sob condições de laboratório

As análises paramétricas em condições de laboratório (Figura 4.11) conduzidas considerando três configurações de colunas de solo com diâmetro de 20cm: solo

homogêneo, topsoil com camada oxidativa e camada biogeoquímica (topsoil, escória de ferro e camada oxidativa).

Nessas simulações, a temperatura ambiente foi mantida constante, igual à média registrada no ASB, sem considerar precipitação ou evapotranspiração. Todas as faces da coluna mantiveram temperatura fixa e igual à do ambiente. O fluxo de entrada de biogás na base da camada de cobertura foi constante, representado por $J_{in,TOTAL}$, sendo o mesmo utilizado nas simulações do ASB (item 3.4).

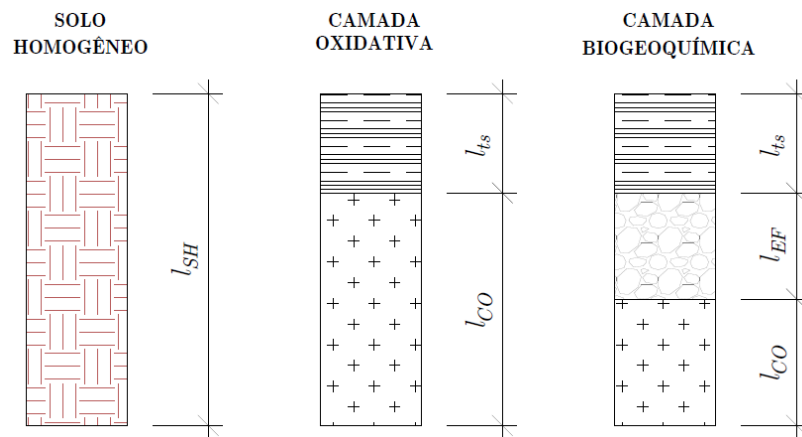


Figura 4.11 - Análise paramétrica simulando condições de laboratório

As etapas metodológicas foram realizadas em duas partes:

- i. **Cálculo da eficiência de oxidação do metano (EO) e da geração/consumo de dióxido de carbono (GC_{CO_2}):**
 - Solo homogêneo (SH): variaram-se as espessuras do solo (l_{SH}) utilizando a taxa máxima de consumo de metano ($V_{máx}$) utilizada nas simulações do ASB;
 - Camada oxidativa (CO): considerou-se 15 cm de topsoil (l_{ts}) e diferentes espessuras da camada oxidativa (l_{CO}) com variações dos valores de $V_{máx}$.

Essa análise serviu de base para a escolha dos valores de l_{CO} e $V_{m\acute{a}x}$ nas simulações seguintes;

- Camada biogeoquímica (BGQ): composta por 15 cm de topsoil e diferentes espessuras de escória de ferro (l_{EF}), com variação dos parâmetros de ajuste da carbonatação mineral (α_{cm}). Os resultados foram usados para definir l_{EF} e α_{cm} nas simulações subsequentes.

ii. **Análise da relação entre $J_{in,TOTAL}$ e EO/GC_{CO_2} :**

- Variaram-se os valores de $J_{in,TOTAL}$, com base em fluxos de biogás reportados na literatura, mantendo a composição do biogás em 50% de metano (X_{CH_4}) e 50% de dióxido de carbono (X_{CO_2}).
- Foram simulados os seguintes cenários:
 - SH com 50 cm, correspondente à espessura utilizada no ASB;
 - CO com $l_{ts} = 15$ cm e valores de l_{CO} e $V_{m\acute{a}x}$ definidos nas simulações anteriores;
 - BGQ com $l_{ts} = 15$ cm, l_{EF} e α_{cm} definidos nas simulações da camada biogeoquímica, e l_{CO} e $V_{m\acute{a}x}$ determinados nas análises da camada oxidativa.

II. Simulações sob condições de campo

As análises sob condições de campo (Figura 4.12) consideraram a exposição da camada de cobertura às variáveis climáticas, incluindo temperatura ambiente, precipitação e evapotranspiração, com base nos valores registrados na estação meteorológica 83377. A temperatura na base da camada foi definida pela temperatura do resíduo sólido (T_{RSU}).

Foram analisados três cenários principais, com o objetivo de avaliar o comportamento da EO/GC_{CO2} em diferentes configurações de cobertura (Figura 4.12).

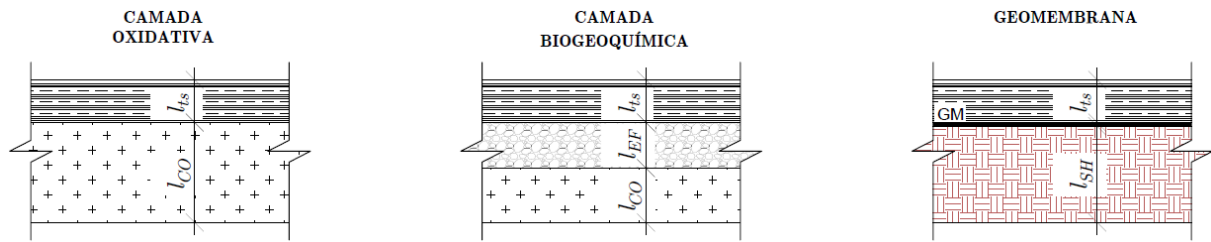


Figura 4.12 - Análise paramétrica simulando condições de laboratório

i. **Camadas oxidativas (CO):**

- Configuração com 15 cm de topsoil ($l_{ts} = 15$ cm) e espessura da camada oxidativa (l_{CO}) definida a partir das simulações em condições de laboratório;
- Variaram-se os valores de T_{RSU} , mantendo $J_{in,TOTAL}$ constante e igual ao adotado nas simulações do ASB;
- As simulações foram conduzidas até a estabilização das emissões, considerando ciclos anuais completos (janeiro a dezembro).

ii. **Camadas biogeoquímicas (BGQ):**

- Configuração com 15 cm de topsoil, espessura de escória de ferro (l_{EF}) e espessura da camada oxidativa (l_{CO}) definidas nas análises de laboratório;
- Variaram-se os valores de T_{RSU} , mantendo $J_{in,TOTAL}$ constante e igual a utilizada na simulação do ASB;
- Considerou-se o parâmetro α_{cm} com base nos resultados encontrados nas validações utilizando escória de ferro (item 5.6);
- As simulações foram conduzidas até a estabilização das emissões, considerando ciclos anuais completos (janeiro a dezembro).

iii. **Camadas com geomembrana:**

- Configuração com 15 cm de topsoil, geomembrana e 20 cm de solo de proteção inferior. Tanto o topsoil e a camada de proteção inferior foram definidas com as propriedades correspondentes ao solo de cobertura da Etapa 1 do ASB;
- Todos parâmetros os da geomembrana (coeficiente de difusão molecular, espessura, permeabilidade) foram obtidos na literatura;
- A simulação foi realizada até a estabilização das emissões, considerando ciclos anuais completos (janeiro a dezembro).

5 DESENVOLVIMENTO MATEMÁTICO

O desenvolvimento matemático consistiu primeiramente no acoplamento dos fenômenos de fluxo de água, transporte dos gases e transferência de calor. A partir do acoplamento foram desenvolvidas equações fundamentais que foram implementadas no COMSOL *multiphysics*. Será denominado de caso particular aquele em que o fluxo de água e calor forem desprezados, neste caso, a equação advecção-dispersão-reação para multicamadas será resolvida por meio de uma solução semianalítica.

5.1 EQUAÇÕES FUNDAMENTAIS

As camadas de coberturas podem estar envolvidas em diferentes fenômenos que afetam o transporte de gases no meio poroso não saturado: i) aumento da umidade dos materiais devido à precipitação; ii) variação sazonal da temperatura; iii) consumo de CH_4 e O_2 e geração de CO_2 e H_2O devido à oxidação do metano; iv) variação da concentração do CO_2 devido a carbonatação mineral; v) variação temporal do fluxo de biogás devido a menores taxas de sua geração; vi) propriedades dos gases (viscosidade, densidade, velocidade advectiva, difusão molecular) têm elevada dependência com a concentração de todos os gases no sistema.

Dessa forma, visando uma compreensão holística dos fenômenos que afetam o transporte de gases em camadas de coberturas de aterros sanitários, será realizado o acoplamento das equações de transporte de contaminantes, fluxo de água e calor em meio poroso não saturado.

5.2 FLUXO DE ÁGUA

O fluxo de água em meios porosos não saturados pode ser modelado a partir da

equação de Richards, incluindo-se o termo de geração de água decorrente da oxidação do metano:

$$\rho_w \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \frac{\partial \psi}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z}(\rho_w v_w) + \rho_d M_{H_2O} r_{H_2O} \quad (5.1)$$

onde, ρ_w é a densidade da água (kg m^{-3}); θ_w é o teor de umidade volumétrica da água [$\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$]; ψ é a sucção [Pa]; t é o tempo [s]; v_w é a velocidade de Darcy da água [m s^{-1}]; ρ_d é a massa específica seca [kg m^{-3}]; M_{H_2O} é a massa molar da água [g mol^{-1}]; r_{H_2O} é a taxa de produção de H_2O devido à oxidação do CH_4 [$\text{mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$].

Ao incluir a geração de água resultante da oxidação do metano, o modelo torna-se mais representativo de condições reais, como os observados em aterros sanitários. A oxidação do metano é um processo químico em que o metano reage com oxigênio formando dióxido de carbono e água, liberando calor no processo. Portanto, em cenários nos quais ocorre a oxidação do metano, a geração de água pode afetar o fluxo de água no meio poroso.

A equação de Darcy-Buckingham é uma extensão da lei de Darcy, que descreve o fluxo de fluidos através de um meio poroso. Enquanto a lei de Darcy é aplicável a meios porosos saturados, a equação de Darcy-Buckingham amplia essa aplicação, incorporando meios porosos não saturados. Dessa forma, considerando válidas a equação de Darcy-Buckingham:

$$v_w = -k_{rw} \frac{K}{\mu_w} \frac{\partial}{\partial z} (u_w - \rho_w g z) \quad (5.2)$$

onde, u_w é pressão da água no solo, ou poropressão [Pa]; k_{rw} é a permeabilidade relativa da água; K é a permeabilidade intrínseca [m^2]; μ_w é a viscosidade da água [Pa.s]; g é a gravidade [$\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$].

$$\psi = u_a - u_w \quad (5.3)$$

onde, u_a é pressão de ar no solo [Pa].

substituindo a Eq. 5.3 na Eq. 5.2, para obter:

$$v_w = -k_{rw} \frac{K}{\mu_w} \frac{\partial}{\partial z} (u_a - \psi - \rho_w g z) \quad (5.4)$$

Ainda, substituindo a Eq. 5.4 na Eq. 5.1, obtém-se:

$$\rho_w \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \frac{\partial}{\partial z} (u_a - \psi - \rho_w g z) \right) + \rho_d M_{H_2O} r_{H_2O} \quad (5.5)$$

Organizando os termos da equação tem-se:

$$\rho_w \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \frac{\partial}{\partial z} u_a - k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \frac{\partial}{\partial z} \psi - k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \rho_w g \right] + \rho_d M_{H_2O} r_{H_2O} \quad (5.6)$$

Além disso, pela lei de Dalton e pela lei dos gases ideais (Reid et al., 1987):

$$u_a = RT \sum_{m=1}^4 c_a^m \quad (5.7)$$

onde, R é a constante universal dos gases ($8,314 \text{ J K}^{-1} \text{ mol}^{-1}$); T é a temperatura [K] e

$\sum_{m=1}^4 c_a^m$ é o somatório da concentração de todos os gases no sistema [mol m^{-3}].

Substituindo a Eq. 5.7 na Eq. 5.6 encontra-se:

$$C_{ww} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \frac{\partial}{\partial z} \left(RT \sum_{m=1}^4 c_a^m \right) - k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \frac{\partial}{\partial z} \psi - k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \rho_w g \right] + \rho_d M_{H_2O} r_{H_2O} \quad (5.8)$$

$$C_{ww} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} R \sum_{m=1}^4 c_a^m \frac{\partial}{\partial z} T + k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} RT \frac{\partial}{\partial z} \sum_{m=1}^4 c_a^m + R_{ws} \frac{\partial}{\partial z} \psi + \rho_w R_{ww} \right] + \rho_d M_{H_2O} r_{H_2O} \quad (5.9)$$

Resultando em:

$$C_{ww} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[R_{wT} \frac{\partial T}{\partial z} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[R_{wc} \frac{\partial}{\partial z} \sum_{m=1}^4 c_a^m \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[R_{ws} \frac{\partial \psi}{\partial z} \right] + \rho_w \frac{\partial}{\partial z} [R_{ww}] + \rho_d M_{H_2O} r_{H_2O} \quad (5.10)$$

onde:

$$C_{ww} = \rho_w \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \quad (5.11)$$

$$R_{wT} = k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} R \sum_{m=1}^4 c_a^m \quad (5.12)$$

$$R_{wc} = k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} R T \quad (5.13)$$

$$R_{ws} = -k_{rw} \rho_w \frac{K}{\mu_w} \quad (5.14)$$

$$R_{ww} = -k_{rw} \rho_w g \frac{K}{\mu_w} \quad (5.15)$$

Em aterros sanitários, a relação entre a temperatura e a viscosidade da água pode ter diversas implicações importantes. Com o aumento da temperatura, a viscosidade da água diminui, favorecendo maiores taxas de fluxo. Assim, a viscosidade da água será determinada da forma (Reid et al., 1987):

$$\mu_w = 10^{-3} \exp \left[A + \frac{B}{T + 273.15} + C(T + 273.15) + D(T + 273.15)^2 \right] \quad (5.16)$$

onde, A = -24.71, B = 4209; C = 0.04527, D = -3.376x10⁻⁵; e T é a temperatura (°C).

5.3 TRANSPORTE DE GASES

A Equação da Advecção-Dispersão-Reação é comumente usada para descrever o transporte de um gás m , através de um meio poroso, como o material em um aterro sanitário, e pode ser descrita por:

$$\frac{\partial [c_a^m (\theta_a + \theta_w H_m)]}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} \right] - \frac{\partial}{\partial z} [v_g c_a^m] \pm \rho_d r_m - C_{cab,m} \quad (5.17)$$

Onde, c_a^m é a concentração molar do gás m presente na fase gasosa [mol m⁻³]; θ_a é o teor de umidade volumétrica do ar [m³ m⁻³]; H^m é a contante de Henry do gás m

[adimensional]; $D_a^{m,ef}$ é o coeficiente de difusão molecular efetivo do gás m em um meio poroso [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]; v_g é a velocidade de Darcy [m s^{-1}]; r_m é a taxa de consumo do gás m via oxidação do CH_4 [$\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$]; $C_{cab.m}$ refere-se ao consumo de CO_2 devido à carbonatação mineral [$\text{mol m}^{-3} \text{s}^{-1}$].

A velocidade de Darcy de uma mistura gasosa em meio poroso não saturado, desconsiderando efeitos gravitacionais, pode ser descrito pela lei de Darcy na forma:

$$v_g(\psi) = -k_{r,nw}(\psi) \frac{K}{\mu_a} \frac{\partial u_a}{\partial z} \quad (5.18)$$

onde μ_a é a viscosidade da mistura gasosa [Pa.s]; e $k_{r,nw}$ é a permeabilidade relativa da fase gasosa [adimensional].

Considerando a Lei de Dalton e a lei dos gases ideais (Reid et al., 1987):

$$u_a = RT \sum_{m=1}^4 c_a^m \quad (5.19)$$

e

$$\theta_a = \theta_s - \theta_w \quad (5.20)$$

Substituindo as Equações 5.18, 5.19 e 5.20 a Eq. 5.17, encontra-se:

$$\frac{\partial}{\partial t} \left[c_a^m (\theta_a + \theta_w H_m) \right] = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{r,nw}(\psi) \frac{K}{\mu_a} \frac{\partial}{\partial z} \left(RT \sum_{m=1}^4 c_a^m \right) c_a^m \right] \pm \rho_d r_m - C_{cab.m} \quad (5.21)$$

Desenvolvendo a Eq. 5.21, tem-se:

$$\begin{aligned} (\theta_a + \theta_w H_m) \frac{\partial c_a^m}{\partial t} + c_a^m \frac{\partial}{\partial t} (\theta_s - \theta_w + \theta_w H_m) &= \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} \right] \\ &+ \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{r,nw}(\psi) \frac{K}{\mu_a} \frac{\partial}{\partial z} \left(RT \sum_{m=1}^4 c_a^m \right) c_a^m \right] \pm \rho_d r_m - C_{cab.m} \end{aligned} \quad (5.22)$$

$$C_{gc}^m \frac{\partial c_a^m}{\partial t} + c_a^m (H_m - 1) \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{r,nw}(\psi) \frac{K}{\mu_a} \frac{\partial}{\partial z} \left(RT \sum_{m=1}^4 c_a^m \right) c_a^m \right] \pm \rho_d r_m - C_{cab.m} \quad (5.23)$$

$$C_{gc}^m \frac{\partial c_a^m}{\partial t} + C_{gs}^m \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k_{r,nw} R \frac{K}{\mu_a} c_a^m \left(T \frac{\partial}{\partial z} \sum_{m=1}^4 c_a^m + \sum_{m=1}^4 c_a^m \frac{\partial T}{\partial z} \right) \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} \right] \pm \rho_d r_m - C_{cab.m} \quad (5.24)$$

$$C_{gc}^m \frac{\partial c_a^m}{\partial t} + C_{gs}^m \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[R_{gT}^m \frac{\partial T}{\partial z} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[R_{gc}^m \frac{\partial}{\partial z} \sum_{m=1}^4 c_a^m \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef} \frac{\partial c_a^m}{\partial z} \right] \pm \rho_a r_m - C_{cab.m} \quad (5.25)$$

onde:

$$C_{gc}^m = (\theta_a + \theta_w H_m) \quad (5.26)$$

$$C_{gs}^m = c_a^m [H_m - 1] \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \quad (5.27)$$

$$R_{gc}^m = c_a^m k_{r,nw} \frac{K}{\mu_a} RT \quad (5.28)$$

$$R_{gT}^m = c_a^m k_{r,nw} \frac{K}{\mu_a} R \sum_{m=1}^4 c_a^m \quad (5.29)$$

5.4 FLUXO DE CALOR

O princípio da conservação de energia é um conceito fundamental na física que afirma que a energia total em um sistema fechado permanece constante. Dessa forma, aplicando o princípio de conservação de energia tem-se:

$$\frac{\partial}{\partial t} [E (T - T_r)] = -\nabla (-\lambda_T \nabla T + Q_{conv}) + Q_{oxi} + Q_{cab.m} \quad (5.30)$$

onde, E é a capacidade calorífica do solo ($\text{J m}^{-3} \cdot [^\circ\text{C}^{-1}]$) na temperatura de referência; λ_T é coeficiente de condutividade térmica [$\text{W m}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$]; T é a temperatura [$^\circ\text{C}$]; T_r é a temperatura de referência ($^\circ\text{C}$); Q_{conv} é a convecção de calor por unidade de área [$\text{J m}^{-2} \text{ s}^{-1}$]; Q_{oxi} é a taxa de geração de calor pela oxidação do metano ($\text{J m}^{-3} \text{ s}^{-1}$) e $Q_{cab.m}$ é a taxa de geração de calor pela carbonatação mineral ($\text{J m}^{-3} \text{ s}^{-1}$).

Conforme mencionado no item 2.4.3 (Eq. 2.28), a capacidade de calor do solo na temperatura de referência pode ser definida da seguinte forma:

$$E = (1 - n) \rho_s c_{p,s} + \theta_w \rho_w c_{p,w} + \theta_a \sum_{m=1}^4 M_a^m c_a^m c_{p,m} \quad (5.31)$$

onde, $c_{p,s}$, $c_{p,w}$ e $c_{p,m}$ correspondem ao calor específico [J kg⁻¹ °C⁻¹] das partículas do solo, água e gás m , respectivamente; ρ_s é a massa específica das partículas do solo [kg m⁻³]; ρ_w é a densidade da água e $M_{g,m}$ é a massa molar do gás m [kg/mol], N é o número de gases que compõe a fase gasosa.

A capacidade de calor específico da água ($c_{p,w}$) será considerada nas modelagens sendo 4185 J kg⁻¹°C⁻¹. Os valores de c_{p,CH_4} , c_{p,CO_2} , c_{p,O_2} e c_{p,N_2} adotados nas modelagens foram 2160, 816, 1005 e 930 J kg⁻¹°C⁻¹ (Reid *et al.*, 1987), respectivamente. Q_{conv} será considerado da forma:

$$Q_{conv} = \left(c_{p,w} \rho_w v_w + v_g \sum_{m=1}^4 M_a^m c_a^m c_{p,m} \right) (T - T_r) \quad (5.32)$$

onde, $c_{p,w}$ e $c_{p,m}$ correspondem ao calor específico [J kg⁻¹ °C⁻¹] da água e do gás m , respectivamente; v_w e v_g são as velocidades de Darcy da água e do gás, respectivamente [m s⁻¹]; T_r é a temperatura de referência [°C].

Em um aterro sanitário, o fluxo de calor é um aspecto importante que pode influenciar uma série de processos e condições. Assim, substituindo as Eqs. 5.31 e 5.32 na Eq. 5.30 tem-se a equação do fluxo de calor:

$$E \frac{\partial(T - T_r)}{\partial t} + C_{Tc} \frac{\partial}{\partial t} \left(\sum_{m=1}^4 M_a^m c_a^m c_{p,m} \right) + C_{Ts} \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{TT} \frac{\partial T}{\partial z} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{Tc} \frac{\partial}{\partial z} \sum_{m=1}^4 c_a^m \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{Ts} \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial K_{T_w}}{\partial z} + Q_{oxi} + Q_{cab,m} \quad (5.33)$$

onde:

$$C_{Tc} = (T - T_r) (\theta_s - \theta_w) \quad (5.34)$$

$$C_{Ts} = (T - T_r) \left[\rho_w c_{p,w} - \sum_{m=1}^4 M_a^m c_a^m c_{p,m} \right] \frac{\partial \theta_w}{\partial \psi} \quad (5.35)$$

$$K_{TT} = \left[\lambda_T + (T - T_r) \left(c_{p,w} \rho_w k_{rw} \frac{K}{\mu_w} + k_{r,nw} \frac{K}{\mu_a} \sum_{m=1}^4 M_a^m c_a^m c_{p,m} \right) R \sum_{m=1}^4 c_a^m \right] \quad (5.36)$$

$$K_{Tc} = (T - T_r) \left(c_{p,w} \rho_w k_{rw} \frac{K}{\mu_w} + k_{r,nw} \frac{K}{\mu_a} \sum_{m=1}^4 M_a^m c_a^m c_{p,m} \right) RT \quad (5.37)$$

$$K_{Ts} = -(T - T_r) \left(c_{p,w} \rho_w k_{rw} \frac{K}{\mu_w} \right) \quad (5.38)$$

$$K_{Tw} = -(T - T_r) c_{p,w} \rho_w k_{rw} \frac{K}{\mu_w} \rho_w g \quad (5.39)$$

5.5 OXIDAÇÃO DO METANO

A oxidação do metano em um aterro sanitário é um processo químico que ocorre quando o metano (CH_4), produzido pela decomposição de resíduos orgânicos, reage com oxigênio (O_2) gerando dióxido de carbono (CO_2) e água (H_2O). No modelo em desenvolvimento, a taxa de geração de metano a ser utilizada na simulação numérica será dada por (Abichou et al., 2011):

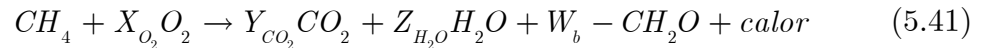
$$r_{\text{CH}_4} = -f_{V,T} f_{V,m} V_{\max} \frac{x_{\text{CH}_4}}{K_{\text{CH}_4} + x_{\text{CH}_4}} \times \frac{x_{\text{O}_2}}{K_{\text{O}_2} + x_{\text{O}_2}} \quad (5.40)$$

onde, r_{CH_4} é a taxa de oxidação de CH_4 [$\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$]; V_{\max} é a taxa máxima de consumo de CH_4 [$\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$]; $f_{V,T}$ e $f_{V,m}$ são o fator modificador em função da temperatura e umidade do solo, respectivamente [adimensional]; K_{O_2} e K_{CH_4} são as constantes da taxa de meia saturação de O_2 e CH_4 [adimensional], respectivamente; x_{CH_4} e x_{O_2} são as frações molares do metano e oxigênio [adimensional], respectivamente; θ_{wiltting} é o teor de umidade volumétrica da água em que a atividade microbiana para a oxidação de metano é insignificante [$\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$]; θ_{fc} é a capacidade de campo do solo, definida como teor de umidade volumétrica da água em que um solo pode reter água sem haver

redistribuição de água para as camadas inferiores [m³ m⁻³].

A dependência da temperatura ($f_{V,T}$) e umidade ($f_{V,m}$) de V_{max} serão contabilizadas pelas relações empíricas definidas por Abichou *et al.* (2011).

Para o cálculo da taxa de geração/consumo dos elementos envolvidos na oxidação do metano, será utilizado os valores estequiométricos conforme:



onde, X_{O_2} , Y_{CO_2} , Z_{H_2O} e W_b são parâmetros estequiométricos da reação de oxidação do metano que devem ser ajustados aos ensaios experimentais ou a dados existentes do material a ser utilizado como camada de cobertura. Para obtenção da taxa de geração dos outros gases da reação, considera-se:

$$r_{O_2} = X_{O_2} r_{CH_4} \quad (5.42)$$

$$r_{CO_2} = -Y_{CO_2} r_{CH_4} \quad (5.43)$$

$$r_{H_2O} = -Z_{H_2O} r_{CH_4} \quad (5.44)$$

onde, r_{O_2} é a taxa de consumo de O₂ via oxidação do CH₄ (mol kg⁻¹ s⁻¹); r_{CO_2} e r_{H_2O} são as taxas de geração do CO₂ e H₂O via oxidação do CH₄ (mol kg⁻¹ s⁻¹) e X_{O_2} , Y_{CO_2} , Z_{H_2O} e W_b são parâmetros estequiométricos da reação de oxidação do metano.

Além disso, devido a reação de oxidação do metano liberar energia (reação exotérmica), Q_{oxi} será determinado por meio de:

$$Q_{oxi} = \kappa_{ox} \rho_d r_{CH_4} \quad (5.45)$$

onde κ_{ox} é a quantidade de calor gerado por mol de oxidação do metano (kJ/mol). Garg e Achari (2010) sugerem o valor de 632 kJ/mol em seus estudos.

5.6 CARBONATAÇÃO

A taxa de consumo do CO₂ devido a carbonatação mineral será determinada por:

$$C_{cab.m} = \alpha_{cm} c_a^{CO_2} \quad (5.46)$$

Sendo α_{cm} parâmetro de ajuste relacionado à carbonatação mineral (s⁻¹) e $c_a^{CO_2}$ a concentração de CO₂ (mol m⁻³).

Além disso, devido a reação de carbonatação liberar energia (reação exotérmica),

$Q_{cab.m}$ será determinado por meio de:

$$Q_{cab.m} = \kappa_{cm} \alpha_{cm} c_a^{CO_2} \quad (5.47)$$

onde, κ_{cm} é a quantidade de calor gerado por mol de carbonatação mineral do CO₂ (kJ/mol). Pan et al. (2014) sugerem o valor de 113,1 kJ/mol em seus estudos.

5.7 PARÂMETROS DE DISCRETIZAÇÃO DA SOLUÇÃO NUMÉRICA

O sistema de equações diferenciais parciais acopladas (transporte de gases, fluxo de água e calor) foi resolvido numericamente utilizando o software COMSOL *Multiphysics*, versão 5.5. O rigor e a precisão das simulações foram garantidos pela parametrização detalhada do solucionador (*solver*) e pela validação da malha de elementos finitos.

O estudo foi conduzido no domínio transiente, empregando um sistema de solução altamente acoplado (*Fully Coupled*). Os principais parâmetros do solucionador estão detalhados no Quadro 5.1.

Quadro 5.1 - Parâmetros utilizados no Comsol *Multiphysics*

Parâmetro	Configuração	Implicação no Modelo
Solucionador Linear	PARDISO (Direct Sparse Solver)	Solucionador utilizado para resolver a matriz do sistema linear em cada iteração, garantindo alta estabilidade.

Solucionador Não Linear	Método de Newton (Automático Altamente Não Linear)	Método padrão para sistemas não lineares, utilizado para atingir a convergência do acoplamento.
Tolerância Relativa	10^{-3}	Critério de parada das iterações não lineares.
Método Temporal	BDF (Backward Differentiation Formula)	Método de ordem variável (até 5) com alta estabilidade, ideal para problemas rígidos (stiff) de transporte.
Passo de Tempo	Adaptativo (Livre)	O solver ajusta o tamanho do passo de tempo automaticamente para manter o erro de discretização temporal dentro dos limites de tolerância.
Discretização Espacial	Elementos Lineares (Grau 1)	Função de forma linear utilizada para aproximar as concentrações e as variáveis dependentes.

O domínio computacional foi modelado em um sistema 2D axissimétrico (Figura 5.1), no qual se assume simetria em torno de um eixo vertical, permitindo representar tridimensionalmente o fluxo de massa e calor a partir de uma seção bidimensional simplificada. Essa abordagem reduz o custo computacional, mantendo a fidelidade física do problema.

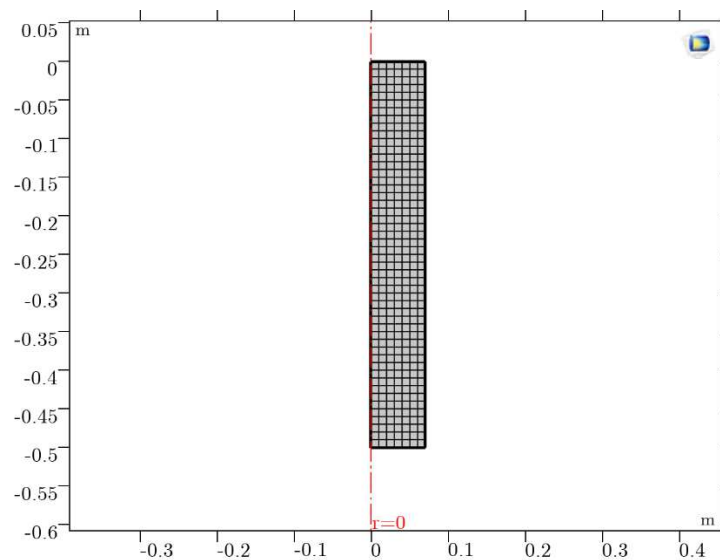


Figura 5.1 - Domínio computacional utilizado

A malha utilizada foi do tipo quadrada, com refinamento classificado como Extra Fine, conforme as opções do COMSOL *Multiphysics* (Apêndice C). O acoplamento

entre os processos foi realizado de forma totalmente acoplada (*Fully Coupled*), garantindo a resolução simultânea das variáveis de transporte de gases, fluxo de água e calor.

O tempo total de simulação variou de acordo com cada trabalho validado. Foram empregados os módulos *Transport of Diluted Species in Porous Media* (para cada um dos quatro gases), *Darcy's Law* (para o fluxo de água e gás) e *Heat Transfer in Porous Media* (para a condução térmica na matriz do solo), possibilitando o acoplamento integrado dos processos físicos envolvidos.

5.8 CONDIÇÕES INICIAIS E DE CONTORNO

A partir das Eqs. 5.10, 5.25 e 5.33 foram acoplados os fenômenos do fluxo de água, fluxo de calor e transporte reativo de gases, considerando os processos de oxidação do metano e carbonatação mineral em meio poroso não saturado. A formulação proposta pode ser aplicada a sistemas compostos por múltiplas camadas de materiais distintos, incluindo camadas de menor espessura, como geomembranas. As variáveis principais são a sucção (ψ), a concentração molar do CO_2 , O_2 , CH_4 e N_2 e a temperatura (T), totalizando seis equações governantes no modelo.

Para a resolução das equações, é imprescindível definir as condições iniciais, correspondentes às concentrações dos gases CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2 presentes na atmosfera. Assim, as concentrações na atmosfera são $c_{in}^{CH_4} = 0 \text{ mol m}^{-3}$, $c_{in}^{CO_2} = 0,011 \text{ mol m}^{-3}$, $c_{in}^{O_2} = 9,33 \text{ mol m}^{-3}$ e $c_0^{N_2} = 31,72 \text{ mol m}^{-3}$ (Ng *et al.*, 2015).

Em relação às condições de contorno (Figura 5.2), a fronteira esquerda (AC), marcada em vermelho, corresponde à linha de simetria axial, definida como limite de fluxo nulo para a transferência de água, gás e calor. Na fronteira superior (AB), também

é estabelecido um limite de fluxo nulo para a água, pois em nenhum dos ensaios simulados houve infiltração. Quanto às concentrações dos gases CH₄, CO₂, O₂ e N₂ na fronteira (AB), definiu-se como as concentrações desses gases na atmosfera.

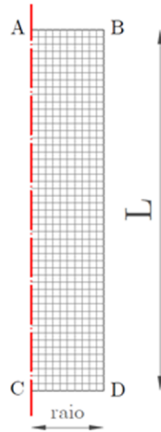


Figura 5.2 - Fronteiras consideradas nas simulações no software COMSOL *Multiphysics*

Na fronteira inferior (CD), estabeleceu-se fluxo nulo para N₂ e O₂, enquanto para CH₄ e CO₂, considerou-se um fluxo constante ou variável, dependendo do ensaio. A condição de contorno para o fluxo de água na fronteira inferior (CD) é de fluxo unitário (drenagem livre).

Na fronteira direita (BD), os fluxos de água e gás foram definidos como nulos. Para a transferência de calor, as fronteiras superior (AB), direita (BD) e inferior (CD) foram definidas como limites de temperatura constante, iguais as mantidas nos ensaios de coluna.

A condição de contorno de drenagem livre é aplicada em situações em que o lençol freático se encontra muito abaixo do domínio de interesse. A condição de contorno do tipo unitária pode ser determinada da seguinte forma:

$$v_w = -k_{rw}(\psi) \frac{K}{\mu_w} \rho_w g \quad (5.48)$$

5.8.1 SITUAÇÕES DE CAMPO

Em casos de aplicação do modelo em situações de campo algumas considerações necessitam ser adaptadas referente ao fluxo de água na fronteira AB e fluxos de CH₄ e CO₂ e temperatura na fronteira CD.

O fluxo de água na fronteira AB (v_{AB}) será obtido a partir da diferença entre o valor que infiltra e evapotranspiração:

$$v_{AB} = I_{in} - E_{TR} \quad (5.49)$$

onde, I_{in} é a infiltração mensal (mm) e E_{TR} é a evapotranspiração mensal (mm/mês).

De forma a simplificar o modelo será adotado o coeficiente de run-off (C) para determinação do valor da infiltração no terreno a ser adotada na fronteira AB:

$$v_{AB} = P(1 - C) - E_{TR} \quad (5.50)$$

onde, P é a precipitação mensal (mm).

No caso do fluxo de CH₄ e CO₂ na fronteira CD será obtida a partir dos resultados de ensaio de placa de fluxo em dois momentos distintos. O primeiro ensaio foi realizado em agosto de 2019 (Jucá, 2020), utilizando uma placa de fluxo estática posicionada no topo da camada de cobertura, onde foram medidos os fluxos de CH₄ e CO₂. O segundo ensaio ocorreu em agosto de 2023, seguindo o mesmo método e equipamento, permitindo obter dados atualizados sobre o fluxo de biogás na mesma área do aterro. Para estimar o fluxo de biogás ao longo do tempo, foi adotada uma modelagem matemática baseada na equação exponencial da forma:

$$J(t) = J_0 \exp(-\lambda t) \quad (5.51)$$

Onde, $J(t)$ representa o fluxo de biogás em função do tempo [mol m⁻² d⁻¹]; J_0 é o fluxo medido no primeiro ensaio (agosto de 2019) [mol m⁻² d⁻¹], λ é o parâmetro ajuste

representando o decaimento do fluxo [ano⁻¹]; t é o tempo [ano], considerando $t_{\text{inicial}} = 0$ (agosto de 2019) e $t_{\text{final}} = 4$ anos (agosto de 2023). Além disso, será considerado que o CH₄ corresponde a 49% do biogás e CO₂ corresponde a 51%, conforme resultados de Jucá (2020).

Quanto à temperatura a ser adotada na fronteira CD, serão feitas análises variando a temperatura entre 40 a 60° C por ser temperaturas típicas do biogás produzido em um aterro (Filho, 2005).

5.9 CASO PARTICULAR

A solução semianalítica proposta baseia-se na equação de advecção-dispersão-reação aplicada a multicamadas de materiais, conforme:

$$R_m(z) \frac{\partial c_a^m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D_a^{m,ef}(z) \frac{\partial c_a^m}{\partial z} - v_g(z) c_a^m \right] \pm \rho_d r_m - \gamma_{cb} \quad (5.52)$$

onde, R_m é o fator de retardamento do gás m [adimensional]; c_a^m é a concentração molar do gás m presente na fase gasosa [mol m⁻³]; $D_a^{m,ef}$ é o coeficiente de difusão molecular efetivo do gás m em um meio poroso [m² s⁻¹]; v_g é a velocidade de Darcy [m s⁻¹]; ρ_d é a massa específica seca [kg m⁻³]; r_m é a taxa de consumo do gás m via oxidação do CH₄ [mol kg⁻¹ s⁻¹]; γ_{cb} refere-se ao consumo de CO₂ devido a carbonatação mineral [mol m⁻³ s⁻¹].

A solução da equação 5.52 para multicamadas de materiais foi derivada da solução proposta por Carr (2020), conforme comentada no capítulo 2.6. A aplicação da solução é fundamentada na solução da Eq. 5.52 para os gases CH₄, CO₂, O₂ e N₂. Como condição inicial para os gases considerou-se as concentrações desses gases na atmosfera. Portanto, suas concentrações na atmosfera são $c_m^{CH_4} = 0$ mol m⁻³, $c_m^{CO_2} = 0,011$ mol m⁻³, $c_m^{O_2} = 9,33$

mol m⁻³ e $c_0^{N_2} = 31,72$ mol m⁻³ (Ng *et al.*, 2015).

As condições de contorno do tipo Robin são consideradas no topo da coluna de solo ($z = 0$) - Eq. 2.53 e na parte inferior da coluna ($z = L$) - Eq. 2.54 da forma:

$$a_0 c_1(0, t) - b_0 \frac{\partial c_1}{\partial z}(0, t) = g_0(t) \quad (5.53)$$

$$a_L c_2(L, t) + b_L \frac{\partial c_2}{\partial z}(L, t) = g_L(t) \quad (5.54)$$

As condições de contorno selecionadas foram definidas para garantir a aplicabilidade da solução, tanto em ensaios laboratoriais quanto em aplicações de campo, com foco nos critérios construtivos para camadas de cobertura de aterros sanitários. Assim, na Tabela 5.1 constam todos os valores que constam nas Eqs. 5.53 e 5.54 que representam as condições de contorno para o topo e base de coluna de solo (ensaio de laboratório) ou camada de cobertura (situação de campo) de aterros sanitários.

Tabela 5.1 - Condições de contorno para a solução semianalítica

Gás	a_0	b_0	$g_0(t)$	a_L	b_L	$g_L(t)$
CH ₄	1	0	$c_0^{CH_4}$	1	0	0
CO ₂	1	0	$c_0^{CO_2}$	1	0	0,011
O ₂	1	0	9,33	v_g	$\theta_a D_{O_2}$	0
N ₂	1	0	31,72	v_g	$\theta_a D_{N_2}$	0

As condições de contorno impostas para os gases (CH₄ e CO₂) presentes no biogás são calculadas da forma (Lemos, 2020):

$$c_0^{CH_4} = \frac{x_{CH_4} J_{total} A_{col}}{Q_{total}} \quad (5.55)$$

$$c_0^{CO_2} = (1 - x_{CH_4}) \frac{J_{total} A_{col}}{Q_{total}} \quad (5.56)$$

onde, c_0^m é a concentração molar do CH_4/CO_2 [mol m^{-3}]; x_{CH_4} é a porcentagem de metano no biogás [adimensional]; J_{total} é o fluxo total de biogás [$\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$]; A_{col} é a área da seção transversal [m^2] e Q_{total} é a vazão total de biogás [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$].

Além das condições iniciais e de contorno, é necessário definir condições de continuidade entre as i -camadas existentes, assim:

$$c_{a,i}^m(\ell_i, t) = c_{a,i+1}^m(\ell_i, t) \quad (5.57)$$

$$\theta_{a,i} D_{a,i}^{m,ef} \frac{\partial c_{a,i}^m}{\partial z}(\ell_i, t) = \theta_{a,i+1} D_{a,i+1}^{m,ef} \frac{\partial c_{a,i+1}^m}{\partial z}(\ell_i, t) \quad (5.58)$$

onde, ℓ_i é a profundidade na interface entre duas camadas distintas [m].

Conforme mostrado na Tabela 5.1, a condição de contorno superior ($z = 0$) foi considerada com condições atmosféricas. No entanto, essas condições não foram mantidas em alguns experimentos utilizados nas simulações. Assim, em alguns casos, esses valores foram variados até que a simulação houvesse um bom ajuste.

A difusão molecular efetiva dos gases será considerada na forma:

$$D_{a,i}^{m,ef} = \tau(\theta_{w,i}) D_{a,i}^m \quad (5.59)$$

onde, $D_{a,i}^m$ é o coeficiente de difusão molecular efetiva do gás m no ar [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$], τ é o fator de tortuosidade do fluxo [adimensional], e de acordo com Millington (1959):

$$\tau(\theta_{w,i}) = \frac{(\theta_{s,i} - \theta_{w,i})^{10/3}}{\theta_{s,i}^2} \quad (5.60)$$

onde, $\theta_{s,i}$ é o teor de umidade volumétrica de água saturada [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$], $\theta_{w,i}$ é o teor de umidade volumétrica da água no solo [$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$].

Os valores do coeficiente de difusão molecular do CH_4 , CO_2 , N_2 e O_2 no ar ($D_{a,i}^m$) foram iniciados com $2,16 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$, $1,66 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$, $2,08 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$ e $2,11 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$,

respectivamente (Feng *et al.*, 2020). Esses valores são alterados quando é necessário otimizar o ajuste de acordo com cada experimento.

Em relação ao mecanismo advectivo, será embasado na lei de Darcy que descreve a velocidade do gás em um sistema multifásico, ignorando a gravidade, da seguinte forma:

$$v_g = -k_{r,nw}(\psi)v_{zd} \quad (5.61)$$

onde, $k_{r,nw}$ é a permeabilidade relativa da fase gasosa [adimensional] que depende da sucção do solo (ψ); v_{zd} é a velocidade do gás no meio poroso em condições seca [m s^{-1}].

Na solução semianalítica formulada nesta pesquisa, uma taxa análoga à teoria de Abichou *et al.* (2011) foi considerada na forma:

$$r_{CH_4} = -f_{V,T}f_{V,m}V_{\max}\alpha_{\ell,i} \quad (5.62)$$

onde, $\alpha_{\ell,i}$ é uma constante relacionada ao O_2 e CH_4 para concentração molar e as constantes de meia-saturação que devem ser ajustadas para a condição específica (laboratório/campo) [adimensional].

Conhecendo a concentração exata de todos os gases do sistema é possível calcular a fração molar de qualquer gás (x_m) da seguinte forma:

$$x_m(z,t) = \frac{c_a^m(z,t)}{c_a^{CH_4}(z,t) + c_a^{CO_2}(z,t) + c_a^{O_2}(z,t) + c_a^{N_2}(z,t)} \quad (5.63)$$

Portanto, para utilizar o modelo proposto é necessário ajustar os valores de $D_{a,i}^m$ para todos os gases (CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2), v_{zd} e $\alpha_{\ell,i}$. Os valores do parâmetro de ajuste hidráulico (δ), conforme modelo constitutivo de Cavalcante e Zornberg (2017), parâmetros estequiométricos (X_{O_2} , Y_{CO_2} , Z_{H_2O} e W_b) e $V_{máx}$ são disponíveis na literatura para uma grande variabilidade de casos e solos. Todos os outros parâmetros são

fornecidos pelos trabalhos a serem utilizados nas simulações. Além disso, a partir das condições iniciais, de contorno e de continuidade é possível obter uma solução semianalítica.

5.9.1. SOLUÇÃO SEMIANALÍTICA DA EADR

Neste capítulo, a solução matemática desenvolvida por Carr (2020) foi ampliada para estimar a emissão de gases de efeito estufa em camadas de cobertura de aterros sanitários. Conforme apresentado no capítulo 2.6, a solução da Eq. 2.52 para um sistema de multicamadas foi realizado resultado no seguinte conjunto de equações no domínio de Laplace:

$$C_1^m(z, s) = A_1^m(z, s)G_0^m(s) + B_1^m(z, s)G_1^m(s) + P_1^m(z, s) \quad (5.64)$$

$$C_i^m(z, s) = A_i^m(z, s)G_{i-1}^m(s) + B_i^m(z, s)G_i^m(s) + P_i^m(z, s) \quad i = 2, \dots, N-1 \quad (5.65)$$

$$C_N^m(z, s) = A_N^m(z, s)G_{N-1}^m(s) + B_N^m(z, s)G_L^m(s) + P_N^m(z, s) \quad (5.66)$$

onde C_1^m , C_i^m e C_2^m são as concentrações dos gases no domínio de Laplace [mol m^{-3}],

A_i^m, B_i^m e P_i^m são as funções auxiliares apresentadas no Apêndice A. Para calcular os

termos $G_1^m(s), \dots, G_{N-1}^m(s)$, considera-se um sistema linear para $\mathbf{x} = [G_1^m(s), \dots, G_{N-1}^m(s)]^T$,

expresso em forma de matriz:

$$\mathbf{Ax} = \mathbf{b} \quad (5.67)$$

onde, $\mathbf{A} = (a_{i,j}) \in \mathbb{C}^{(N-1)(N-1)}$ é uma matriz tridiagonal e $\mathbf{b} = (b_i) \in \mathbb{C}^{(N-1)}$, portanto:

$$\begin{bmatrix} a_{1,1} & a_{1,2} & 0 & 0 & 0 \\ a_{2,1} & a_{2,2} & a_{2,3} & 0 & 0 \\ 0 & a_{3,2} & a_{3,3} & \dots & 0 \\ 0 & 0 & \dots & \dots & a_{i,i+1} \\ 0 & 0 & 0 & a_{N-1,N-2} & a_{N-1,N-1} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} G_1^m(s) \\ G_2^m(s) \\ G_3^m(s) \\ \dots \\ G_{N-1}^m(s) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} b_1 \\ b_2 \\ b_3 \\ \dots \\ b_{N-1} \end{bmatrix} \left\{ a_0 c_1(0, t) - b_0 \frac{\partial c_1}{\partial z}(0, t) \right\} \quad (5.68)$$

Os valores da matriz da Eq. 5.68 são obtidos por meio dos seguintes valores:

$$\begin{aligned}
a_{1,1} &= B_1(\ell_1, s) - A_2(\ell_1, s), \\
a_{1,2} &= -B_2(\ell_1, s), \\
a_{i,i-1} &= A_i(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, N-2 \\
a_{i,i} &= B_i(\ell_i, s) - A_{i+1}(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, N-2 \\
a_{i,i+1} &= -B_{i+1}(\ell_i, s), \quad i = 2, \dots, N-2 \\
a_{N-1, N-2} &= A_{N-1}(\ell_{N-1}, s), \\
a_{N-1, N-1} &= B_{N-1}(\ell_{N-1}, s) - A_N(\ell_{N-1}, s), \\
b_1 &= P_2(\ell_1, s) - P_1(\ell_1, s) - A_1(\ell_1, s)G_0(s) \\
b_i &= P_{i+1}(\ell_i, s) - P_i(\ell_i, s) \quad i = 2, \dots, N-2 \\
b_{N-1} &= P_N(\ell_{N-1}, s) - P_{N-1}(\ell_{N-1}, s) + B_N(\ell_{N-1}, s)G_L(s)
\end{aligned} \tag{5.69}$$

Os termos $G_0^m(s)$ e $G_L^m(s)$ são obtidos calculando-se:

$$G_0^m(s) = \mathcal{L}\{g_0(t)\} = \mathcal{L}\left\{a_0 c_1(0, t) - b_0 \frac{\partial c_1}{\partial z}(0, t)\right\} \tag{5.70}$$

$$G_L^m(s) = \mathcal{L}\{g_L(t)\} = \mathcal{L}\left\{a_L c_2(L, t) + b_L \frac{\partial c_2}{\partial z}(L, t)\right\} \tag{5.71}$$

Nos casos em que o meio é formado por somente duas camadas, é necessário considerar um caso especial onde:

$$C_1^m(z, s) = A_1^m(z, s)G_0^m(s) + B_1^m(z, s)G_1^m(s) + P_1^m(z, s) \tag{5.72}$$

$$C_2^m(z, s) = A_2^m(z, s)G_1^m(s) + B_2^m(z, s)G_L^m(s) + P_2^m(z, s) \tag{5.73}$$

O termo $G_1^m(s)$ pode ser obtido por:

$$G_1^m(s) = (B_1^m(\ell_1, s) - A_2^m(\ell_1, s))^{-1} [P_2^m(\ell_1, s) - P_1^m(\ell_1, s) - A_1^m(\ell_1, s)G_0^m(s) + B_2^m(\ell_1, s)G_L^m(s)] \tag{5.74}$$

Assim, os valores de concentração $C_1^m(z, s)$ e $C_2^m(z, s)$ são obtidas para quaisquer valores de z e s no domínio de Laplace.

Para converter as expressões do domínio de Laplace (Eq. 2.62 a 2.64) de volta para o domínio do tempo e assim obter a concentração $c_{a,i}(z, t)$ ($i = 1, \dots, N$), é preciso calcular a transformada inversa de Laplace.

5.9.2. CÁLCULO DO FLUXO

A abordagem convencionalmente utilizada para o cálculo da eficiência de oxidação (EO) do CH₄ é realizada em uma determinada seção em condição estacionária (Gebert *et al.*, 2011):

$$EO = \frac{J_{in} - J_{out}}{J_{in}} \times 100 \quad (5.75)$$

onde J_{in} é o fluxo de entrada de metano [mol m⁻² s⁻¹]; J_{out} é o fluxo de saída do metano em uma posição específica na camada de cobertura [mol m⁻² s⁻¹] e calculado por:

$$J(z, t) = v_g c_{a,i}^m(z, t) - D_{a,i}^{m,ef} \frac{\partial c_{a,i}^m(z, t)}{\partial z} \quad (5.76)$$

Devido a solução proposta por Carr (2020) utilizar um artifício matemático para resolver equação, não é possível aplicar diretamente a Eq. 5.76. Portanto, é necessário utilizar o mesmo artifício numérico utilizado por Carr (2020) para que se possa fazer a inversão do domínio de Laplace e calcular o fluxo, assim:

$$J_i^m(z, t) = -\frac{2v_g}{t} \Re \left\{ \sum_{k \in O_N} w_k C_i^m(z, s_k) \right\} + \frac{2D_a^{m,ef}}{t} \Re \left\{ \sum_{k \in O_N} w_k \frac{\partial C_i^m(z, s_k)}{\partial z} \right\} \quad (5.77)$$

De forma análoga à equação de eficiência de oxidação do metano (EO), é possível calcular a taxa de geração/consumo de CO₂

$$GC_{CO_2} = \frac{J_{in} - J_{out}}{J_{in}} \times 100 \quad (5.78)$$

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1. SIMULAÇÕES COMPUTACIONAIS

Este item aborda as simulações computacionais realizadas nesta pesquisa, todos os dados e parâmetros empregados nas simulações encontram-se descritos no Apêndice B. No subitem 6.1.1, são discutidos os resultados das simulações semianalíticas, enquanto no subitem 6.1.2 apresentam-se os resultados das simulações numéricas.

6.1.1. SIMULAÇÕES SEMIANALÍTICAS

Dos 28 estudos utilizados nesta pesquisa e listados no Apêndice B, a formulação semianalítica foi aplicada em 26 devido à aplicabilidade das condições de contorno.

Nos 26 estudos simulados, ao todo foram analisados 38 perfis de solo, classificados da seguinte forma: 10 de areia, 8 de areia siltosa, 5 de argila arenosa, 4 de silte arenoso, 3 de biocarvão, 3 de escória de ferro, 1 de areia argilosa, 1 de argila silto-arenosa, 1 de argila siltosa, 1 de pedregulho e 1 de pedregulho arenoso. Nas Figuras Figura 6.1 a Figura 6.22 são apresentadas as comparações entre os ensaios laboratoriais (pontos) e a simulação semianalítica (retas).

Para a execução dessas simulações, alguns parâmetros fundamentais para a modelagem não foram fornecidos diretamente nos estudos analisados. Diante disso, determinados valores precisaram ser adotados com base em referências da literatura, conforme apresentado no Apêndice B. Entre esses parâmetros destacam-se os coeficientes de ajuste da curva de retenção (δcz). Os valores adotados foram extraídos de estudos como os de (Hilberts et al., 2005; Xie et al., 2013; Zeitoun et al., 2021).

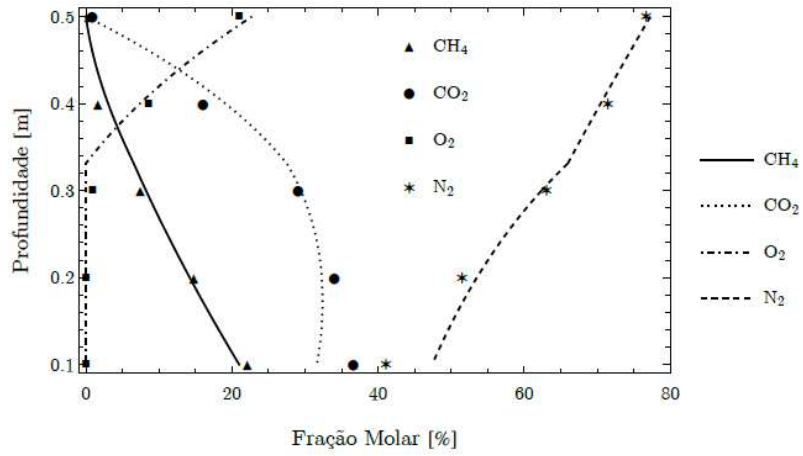


Figura 6.1 - Simulação semianalítica para o trabalho de De Visscher *et al.* (1999)

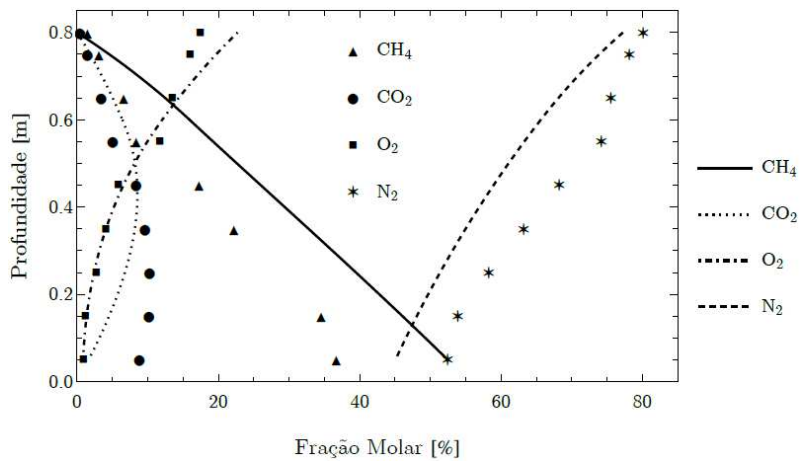


Figura 6.2 - Simulação semianalítica para o trabalho de Stein and Hettiaractchi (2010) - LF1

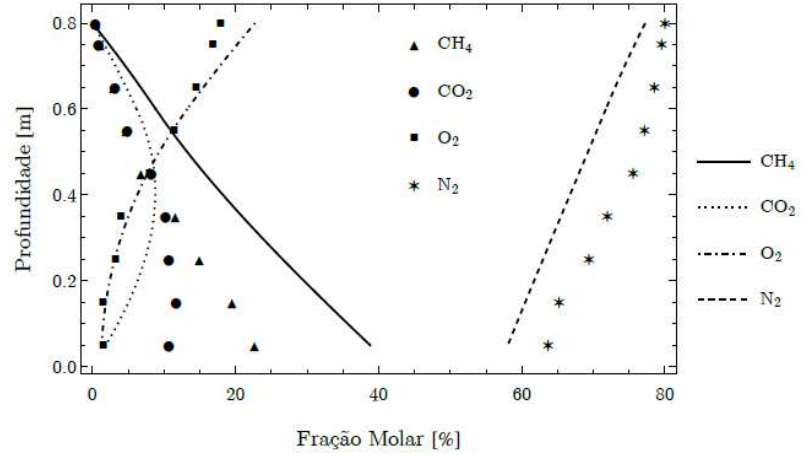


Figura 6.3 - Simulação semianalítica para o trabalho de Stein and Hettiaractchi (2010) - LF3

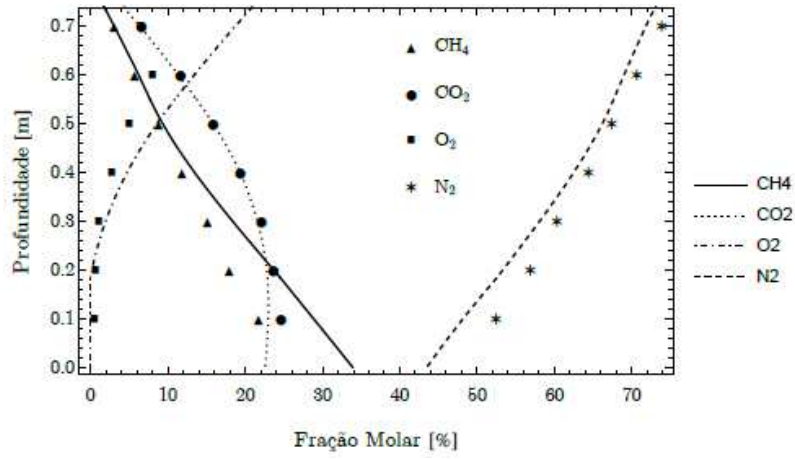


Figura 6.4 - Simulação semianalítica para o trabalho de Huang et al. (2020)

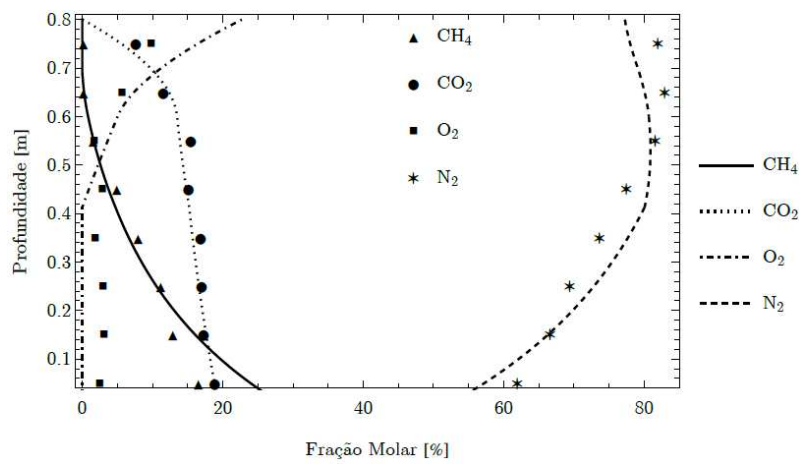


Figura 6.5 - Simulação semianalítica para o trabalho de Rachor (2011)

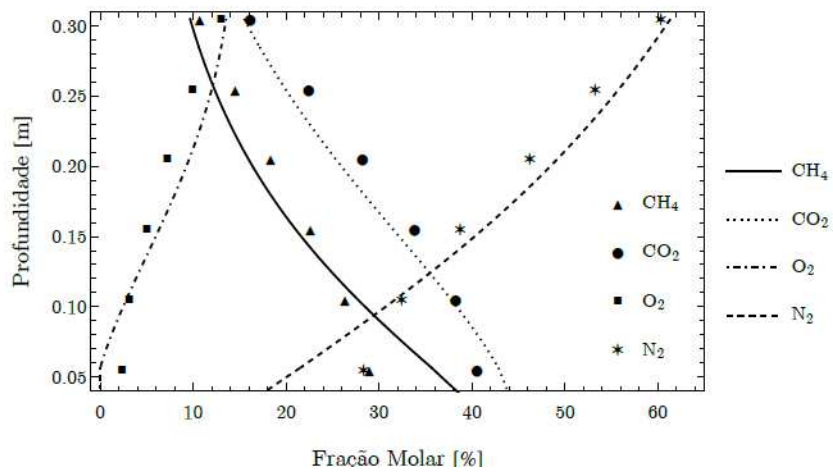


Figura 6.6 - Simulação semianalítica para o trabalho de Hilger et al. (2020)

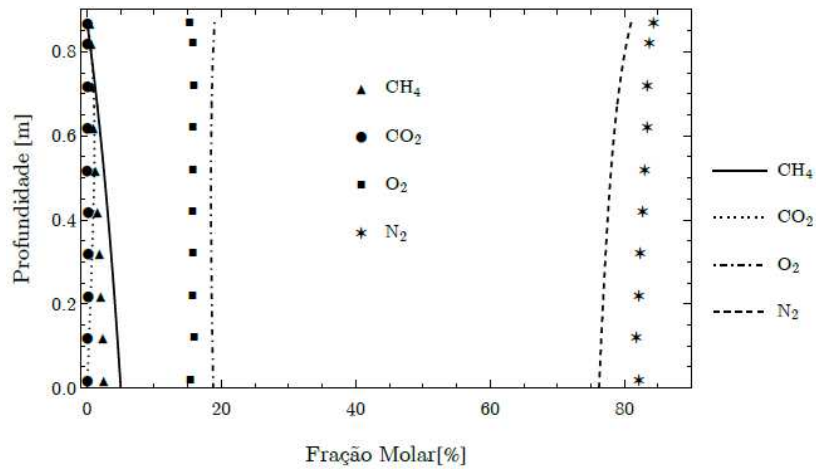


Figura 6.7 - Simulação semianalítica para o trabalho de Thomassen et al., 2019 - CC

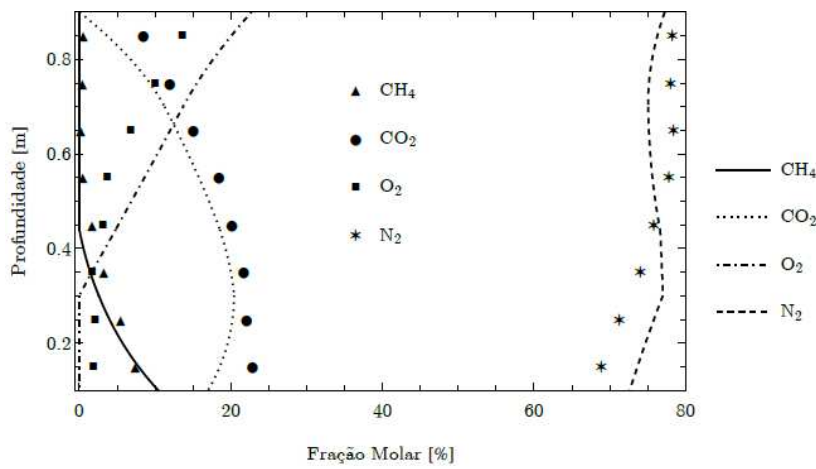


Figura 6.8 - Simulação semianalítica para o trabalho de Gebert et al., 2011b (PN75)

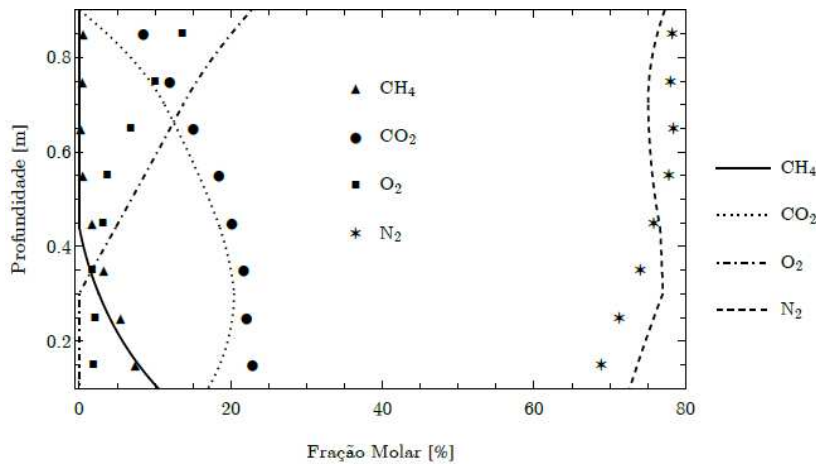


Figura 6.9 - Simulação semianalítica para o trabalho de Gebert et al., 2011b (PN85)

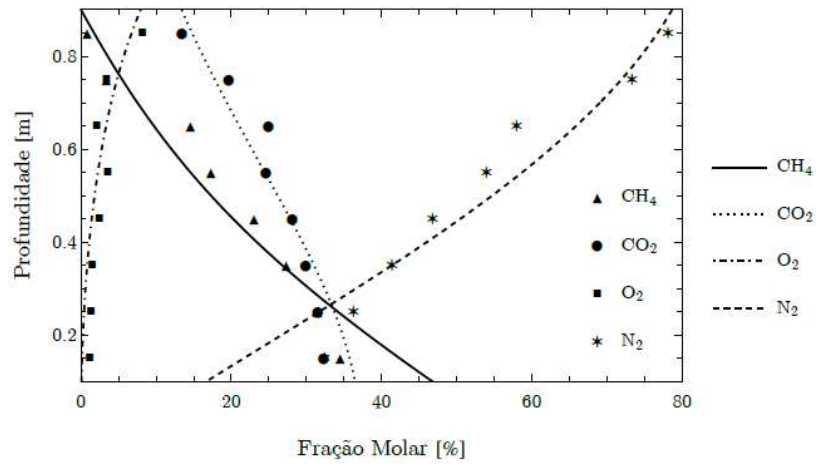


Figura 6.10 - Simulação semianalítica para o trabalho de Gebert et al., 2011b (PN95)

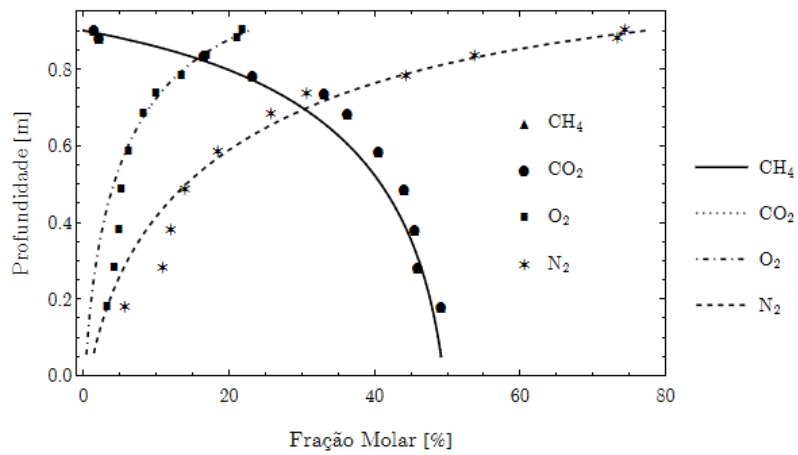


Figura 6.11 - Simulação semianalítica para o trabalho de Scheutz and Kjeldsen (2003).

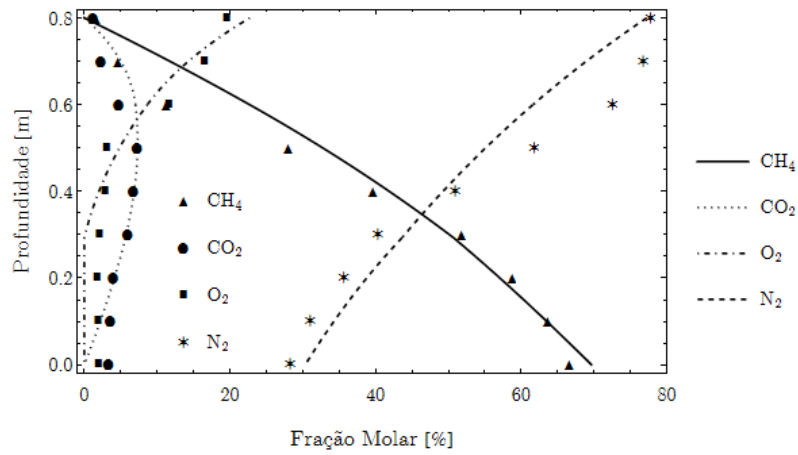


Figura 6.12 - Simulação semianalítica para o trabalho de Kightley et al. (1994).

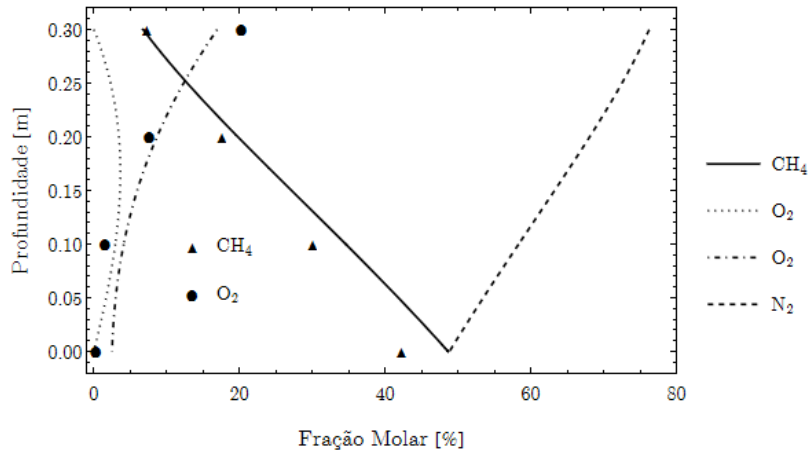


Figura 6.13 - Simulação semianalítica para o trabalho de Park et al. (2002) - 30 cm

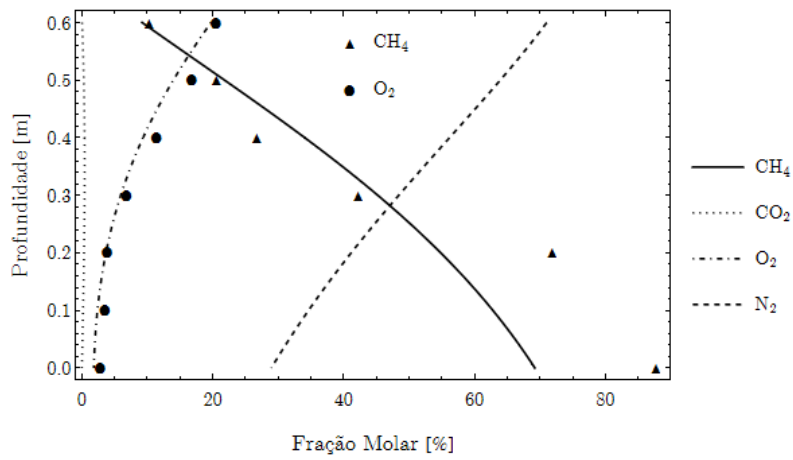


Figura 6.14 - Simulação semianalítica para o trabalho de Park et al. (2002) - 60 cm

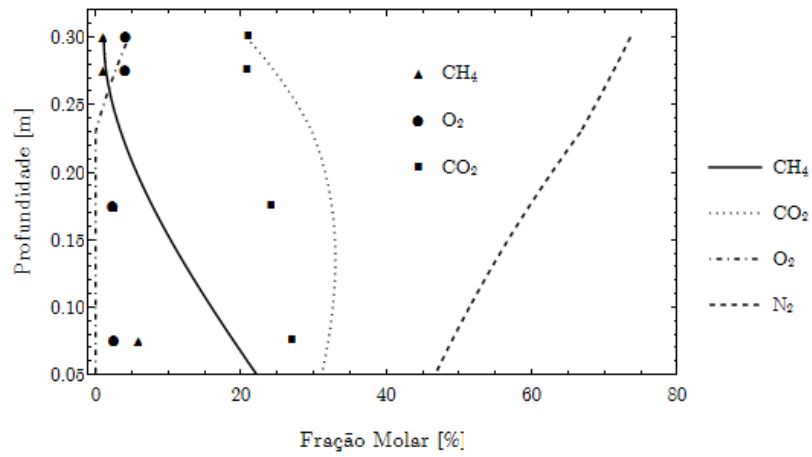


Figura 6.15 - Simulação semianalítica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDS

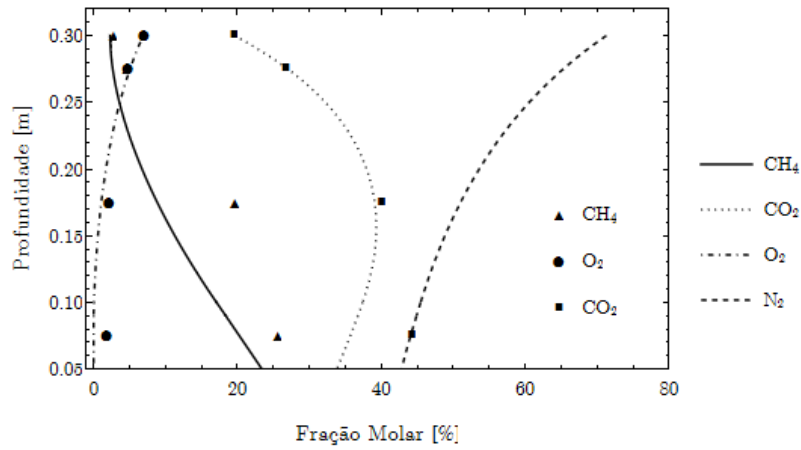


Figura 6.16 - Simulação semianalítica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDB

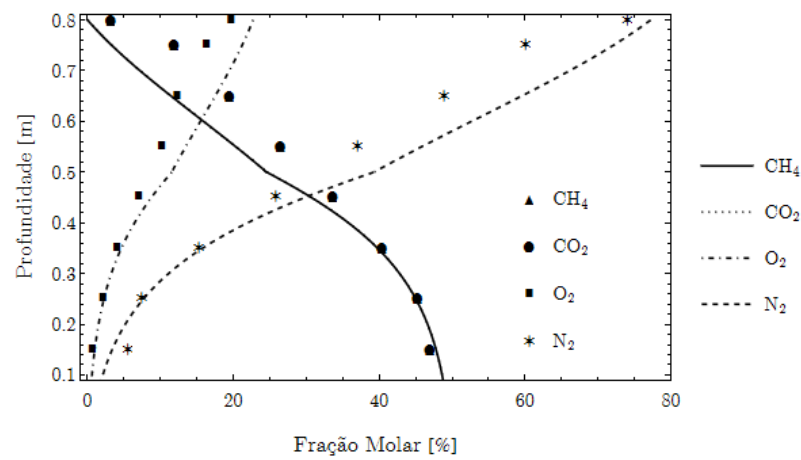


Figura 6.17 - Simulação semianalítica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 1:1

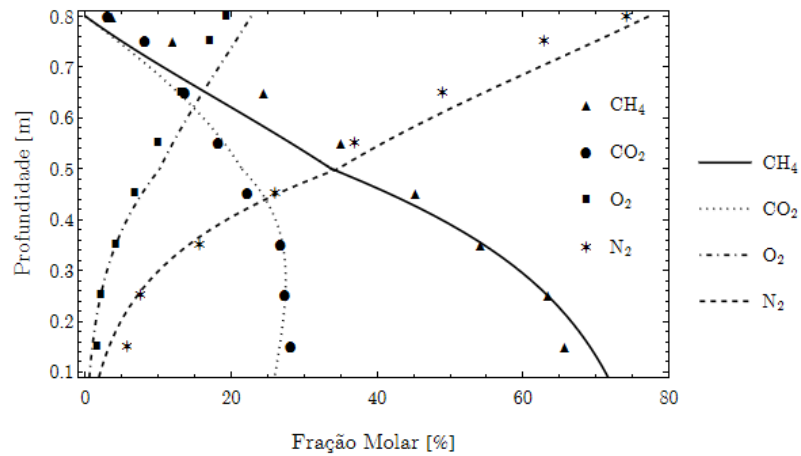


Figura 6.18 - Simulação semianalítica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 7:3

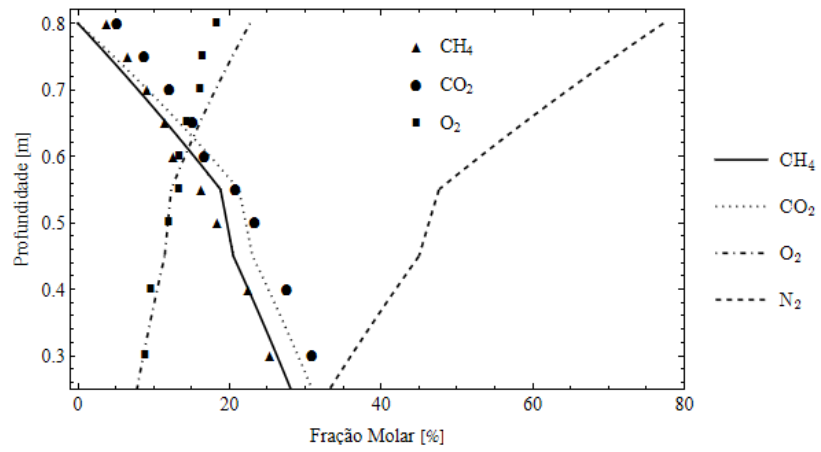


Figura 6.19 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C1

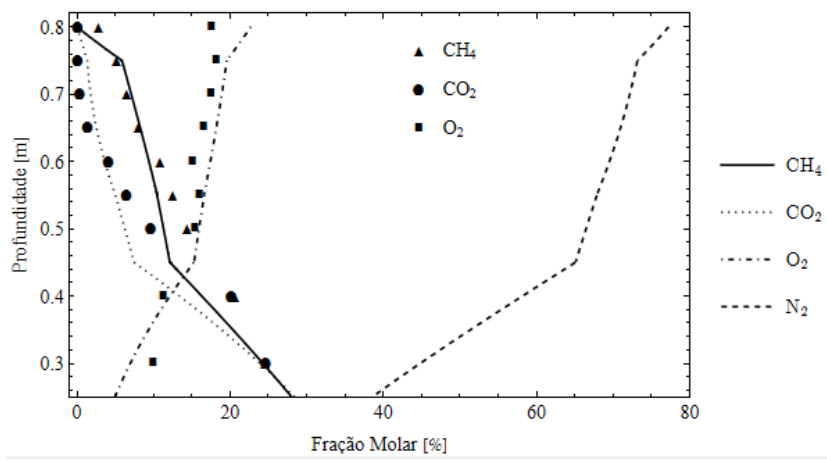


Figura 6.20 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C2

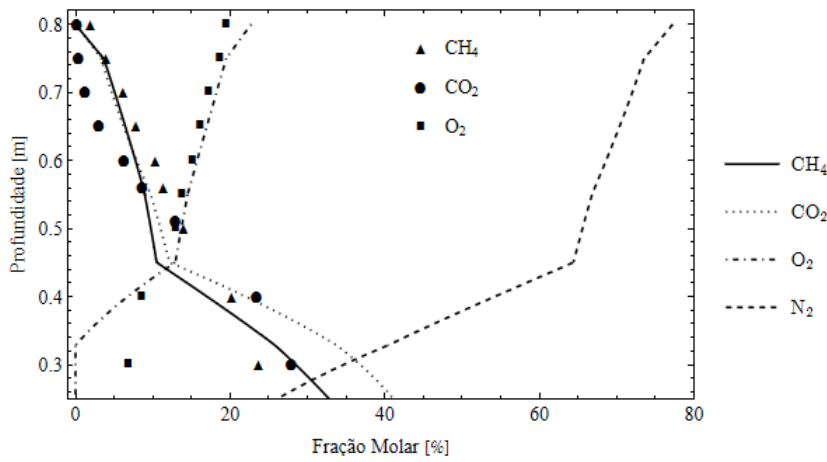


Figura 6.21 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C3

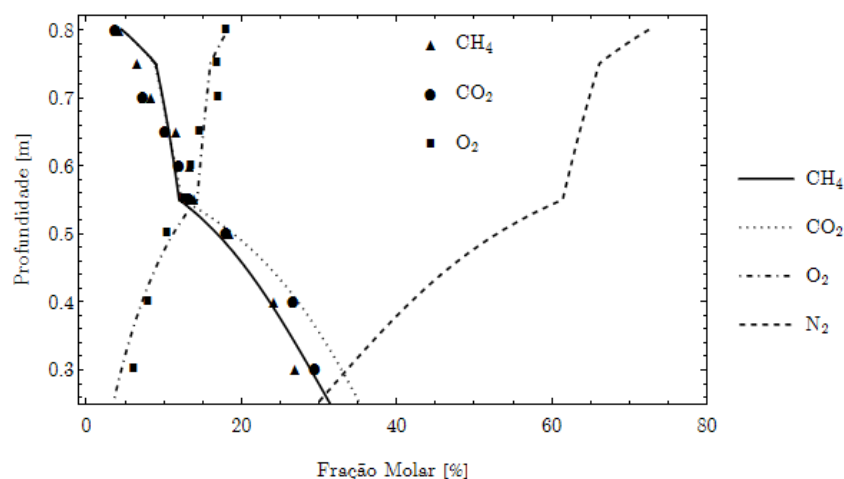


Figura 6.22 - Simulação semianalítica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C4

A partir desses resultados, foi possível realizar uma comparação entre os dados obtidos por simulação e aqueles provenientes dos ensaios experimentais. Na Tabela 6.1 são apresentados os desempenhos estatísticos (R^2 , MAE e MAPE) do modelo semianalítico comparado com os modelos experimentais. Cabe destacar que as colunas de solo do estudo de Rose et al. (2012), não incluídos na Tabela 6.6, não disponibilizaram dados de fração molar, impossibilitando o ajuste dos perfis ao longo da profundidade das colunas.

No caso do metano (CH_4), os resultados consistentemente elevados em R^2 próximos a 1, com MAE abaixo de 2% e MAPE inferiores a 20-40%, ocorrem em estudos com solos de elevada porosidade, como De Visscher et al. (1999) em areia argilosa ($\theta_s = 0,59$; $\theta_r = 0,02$), e Huang et al. (2020), em solo silto-arenoso ($\theta_s = 0,60$, $\theta_r = 0,02$; MO = 3,10%), que apresentaram R^2 de 0,99 e 0,87 respectivamente, com baixos erros absolutos (MAE de 0,85 e 1,79%, respectivamente). A quantidade moderada de MO e a textura média favorecem tanto a produção quanto a difusão do metano, aparentemente favorecendo a modelagem. Já em condições como a de Thomasen et al. (2019), para a coluna de controle ($\theta_s = 0,65$; $\theta_r = 0,02$;

pedregulho = 100 %), o modelo tem um R^2 de -3,72, embora com MAE reduzido (1,29%) com MAPE elevado (85%).

Para o CO_2 , a modelagem apresenta R^2 predominantemente bons ($>0,80$) em solos arenosos (Huang et al. (2020) com $R^2 = 0,89$; Rachor et al. (2011) com $R^2 = 0,91$; Hilger et al. (2000) com $R^2 = 0,94$). Nestes casos, θ_s varia de 0,38 a 0,60, com pH entre 6,30-8,40 %, densidades entre 1.100-1.670 $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ e presença de finos, o que proporciona equilíbrio entre aeração e retenção hídrica, promovendo adequada atividade microbiana aeróbia. Em cenários mais extremos, por exemplo, Stein e Hettiaractchi (2010), colunas LF1 e LF3, com solos silto-arenosos ($\theta_s = 0,60$ - $0,61$; $\text{MO} \approx 3,10$ %), o modelo apresentou R^2 baixos (0,1), embora os MAE (2,53 a 2,90%) sejam baixos, o que sugere baixa variabilidade no fluxo, mas baixa relação temporal, possivelmente devido à lentidão dos processos de CO_2 nesses solos de elevado porosidade.

Em relação a concentração de oxigênio (O_2), embora estudos como De Visscher et al. (1999) ($R^2 = 0,98$) e Hilger et al. (2020) ($R^2 = 0,80$) em solos arenoso siltoso/argiloso ($\theta_s \approx 0,60$, pH de 6,30 %) tenham bons ajustes, muitos casos apresentam ajustes não adequados: coluna de controle de Thomasen et al. (2019) ($R^2 = -230$) em solo com pedregulho, Gebert et al. (2011) PN75 ($R^2 \approx 0$) com areia siltosa ($\theta_s \approx 0,53$). A modelagem da difusão de O_2 é particularmente sensível à variabilidade da densidade seca, aos gradientes de umidade e à heterogeneidade estrutural dos poros. Em solos com elevada compactação, presença de pedregulhos ou alta heterogeneidade, observam-se dificuldades na obtenção de bons ajustes estatísticos, ainda que os valores de MAE permaneçam relativamente baixos (entre 0,63 - 4,44 %), indicando que os erros absolutos podem ser considerados aceitáveis em termos práticos.

Tabela 6.1 - Resultados estatísticos dos ajustes de fração molar com o modelo semianalítico

PESQUISA	R ²				MAE (%)				MAPE (%)			
	CH ₄	CO ₂	O ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	N ₂
De Visscher et al. (1999)	0.99	0.96	0.98	0.95	0.85	2.20	0.76	2.13	0.85	2.20	0.76	2.13
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1	0.07	0.11	0.86	0.46	34.26	2.53	1.45	7.00	69.93	45.26	13.34	10.75
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3	0.46	0.10	0.89	0.21	7.90	2.90	1.28	5.49	102.40	54.23	14.94	7.55
Huang et al. (2020) - C1	0.87	0.89	0.43	0.99	1.79	1.97	4.44	0.57	18.69	15.39	116.58	0.98
Rachor et al. (2011) - C1	0.74	0.91	0.66	0.81	1.76	0.82	2.80	2.87	42.74	7.07	84.69	3.92
Hilger et al. (2000)	0.74	0.94	0.80	0.90	2.60	1.85	1.49	2.80	12.39	6.48	32.37	7.75
Thomassen et al. (2019) - CC (7 dias)	-3.72	-	-	-	1.29	0.55	2.97	4.71	85.27	3762.63	19.00	5.69
Gebert et al. (2011b) - PD75 (14 dias)	0.83	0.65	-0.004	-0.18	0.85	2.73	3.51	11.64	73.54	18.87	72.67	157.07
Gebert et al. (2011b) - PD85 (14 dias)	0.81	0.87	0.72	0.88	4.70	1.79	1.10	4.30	34.32	7.28	49.29	9.95
Gebert et al. (2011b) - PD95 (14 dias)	0.96	0.47	0.17	0.95	2.83	3.21	0.63	3.98	7.95	9.82	52.72	42.73
Scheutz and Kjeldsen (2003)	0.97	0.97	0.95	0.98	2.50	2.50	1.16	2.76	30.52	30.43	21.36	15.66
Kightley et al. (1994)	0.96	0.60	0.90	0.92	3.74	1.27	2.03	4.42	43.60	46.31	59.57	8.45
Park et al. (2002)	0.90	-	0.91	-	3.42	-	2.30	-	12.37	-	241.04	-
Park et al. (2002)	0.76	-	0.88	-	11.21	-	2.12	-	18.32	-	43.39	-
Kettunen et al. 2006 - SDS (15 dias)	0.03	0.11	0.11	-	4.84	1.65	4.38	-	133.39	18.32	61.04	-
Kettunen et al. 2006 - SDB (15 dias)	0.61	0.75	0.82	-	4.56	0.80	2.45	-	32.86	5.80	39.17	-
Zuo et al. 2020 1-1	0.92	0.92	0.83	0.93	3.32	3.31	1.97	4.81	25.45	25.31	28.94	28.80
Zuo et al. 2020 7-3	0.95	0.93	0.90	0.98	4.48	1.94	1.56	2.99	24.09	19.57	29.64	24.89
Chetri et al. 2022 - C1	0.91	0.89	0.41	-	2.57	2.11	1.91	-	22.59	22.96	11.06	-
Chetri et al. 2022 - C2	0.90	0.90	0.70	-	1.71	1.85	1.94	-	22.18	228.97	13.13	-
Chetri et al. 2022 - C3	0.84	0.86	0.83	-	2.38	2.75	1.89	-	27.90	157.74	18.97	-
Chetri et al. 2022 - C4	0.95	0.95	0.91	-	1.50	1.45	1.04	-	13.28	17.24	9.42	-

No que se refere ao nitrogênio (N₂), o modelo se mostrou robusto com R² superiores a 0,90 em estudos como De Visscher, Scheutz e Kjeldsen (R² = 0,98) e Zuo (0,93), e MAPE geralmente abaixo de 30%. Esses casos envolvem solos com boa drenagem e porosidade moderada, onde N₂ atua como componente residual e sua mobilidade depende exclusivamente de transporte físico. Em estudos com solos muito

compactos ou com pedregulhos, o ajuste diminuiu, mas manteve-se um desempenho aceitável, dada a natureza conservativa do N_2 .

De forma complementar à validação do gráfico de fração molar ao longo da profundidade das colunas analisadas (Figura 6.1 a Figura 6.22), foram verificadas e comparadas as emissões de CH_4 no topo da coluna para todos os ensaios analisados (Tabela 6.2).

Assim, a Tabela 6.2 apresenta a comparação entre os resultados experimentais e os valores obtidos com a solução semianalítica quanto à emissão de metano (CH_4) e à respectiva eficiência de oxidação (EO_{CH_4}). De modo geral, observa-se boa concordância entre os valores simulados e os dados experimentais, especialmente em estudos que apresentam altas taxas de oxidação de metano.

Nos casos em que a oxidação é mais eficiente, como nos estudos de Rachor et al. (2011 - C1), Kettunen et al. (2006 - SDS) e Gebert et al. (2011b - PD75), o modelo consegue reproduzir com precisão as baixas emissões de CH_4 observadas, com estimativas de EO_{CH_4} superiores a 97%. Da mesma forma, em estudos com desempenho intermediário, como Huang et al. (2020 - C1) e Scheutz e Kjeldsen (2003), o modelo apresenta desvios aceitáveis, mantendo a coerência com os valores medidos.

Tabela 6.2 - Valores de obtidos na simulação semianalítica

PESQUISA	Experimental		Modelo Semianalítico			
	Emissão CH_4 ($mol\ m^{-2}\ d^{-1}$)	EO_{CH_4} (%)	Emissão CH_4 ($mol\ m^{-2}\ d^{-1}$)	EO_{CH_4} (%)	Emissão CO_2 ($mol\ m^{-2}\ d^{-1}$)	EO_{CO_2} (%)
De Visscher et al. (1999)	2,70	79,85	2,58	80,75	25,94	-93,58
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1	13,56	32,00	8,49	57,42	3,42	-
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3	5,81	50,00	4,26	63,35	2,38	-

PESQUISA	Experimental		Modelo Semianalítico			
	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CO ₂ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CO ₂ (%)
Huang et al. (2020) - C1	3,61	84,25	3,24	85,89	10,42	31,87
Rachor et al. (2011) - C1	0	100	0	100,00	7,20	-342,04
Hilger et al. (2000)	22,46	20,00	18,77	33,16	30,03	-6,94
Thomasen et al. (2019) - CC	0,47	1,61	0,47	1,24	0	-
Gebert et al. (2011b) - PD75	0,01	99,36	0,00	100,00	2,75	-87,07
Gebert et al. (2011b) - PD85	0,15	93,25	0,46	79,22	1,12	23,65
Gebert et al. (2011b) - PD95	0,57	74,34	0,96	56,40	1,92	-30,61
Scheutz and Kjeldsen (2003)	4,05	74,00	4,61	70,45	4,61	70,46
Kightley et al. (1994)	6,52	61,00	6,58	60,67	1,21	-
Park et al. (2002) - 30cm	13,17	59,84	15,54	52,62	7,77	-
Park et al. (2002) - 60cm	13,17	59,84	13,49	58,87	0,35	-
Rose et al. 2012 - Solo	19,51	19,74	19,62	19,33	0,01	-
Rose et al. 2012 - 3:1	19,42	20,12	19,61	19,37	0,01	-
Rose et al. 2012 - 1:1	18,05	25,78	18,20	25,16	0,16	-
Rose et al. 2012 - Comp.	13,68	43,72	13,52	44,41	1,65	-
Kettunen et al. 2006 - SDS	0,053	97,00	0,049	97,24	9,23	-380,19
Kettunen et al. 2006 - SDB	0,457	74,00	0,50	71,83	10,44	-443,00
Zuo et al. (2020) 1-1	-	-	12,96	6,25	12,96	6,25
Zuo et al. (2020) 7-3	-	-	17,14	11,44	3,26	49,01
Chetri et al. (2022) - C1	1,62	80,00	5,91	27,22	5,56	33,94
Chetri et al. (2022) - C2	0,81	90,00	1,18	85,50	0,28	96,66
Chetri et al. (2022) - C3	0,65	92,00	1,12	86,27	1,05	87,58
Chetri et al. (2022) - C4	1,30	84,00	2,41	70,30	2,38	71,74

Entretanto, em alguns experimentos, como Chetri et al. (2022 - C1 e C4) e Gebert et al. (2011b - PD95), a solução semianalítica subestima a eficiência de oxidação de

CH₄ em relação aos dados experimentais. Essas diferenças podem estar relacionadas à simplificação da geometria, às incertezas associadas ao termo fonte ou à dificuldade de representar processos químicos secundários, como reações de carbonatação ou oxidação associadas à presença de aditivos minerais (por exemplo, escória de ferro). Ainda assim, o modelo consegue capturar a tendência geral de variação nas emissões, o que reforça sua aplicabilidade.

Com relação ao dióxido de carbono (CO₂), embora os valores experimentais de emissão não estejam disponíveis nos estudos analisados, em diversos ensaios, observa-se que a emissão simulada de CO₂ é superior ao esperado com base exclusivamente na oxidação do metano. Por exemplo, no experimento conduzido por De Visscher et al. (1999), observou-se uma taxa de oxidação do metano de 80,67% (taxa de remoção de metano de 10,70 mol.m⁻².d⁻¹), acompanhada, entretanto, de uma geração de CO₂ de 12,54 mol.m⁻².d⁻¹. Entre os 16 estudos que empregaram biogás contendo CO₂, 7 simulações registaram emissão de CO₂ superiores aos valores iniciais.

Ainda que não seja possível realizar uma comparação direta com os dados experimentais para CO₂, as simulações fornecem indicações importantes sobre o balanço de carbono nas camadas de cobertura. Em particular, os resultados obtidos com os ensaios de Chetri et al. (2022) mostram a atuação de mecanismos de sequestro de CO₂, relacionados à carbonatação mineral induzida pela presença de escória de ferro.

Na Tabela 6.3 são apresentados os valores de difusão molecular efetiva (Eq. 5.59) e velocidade de Darcy da fase gasosa (v_g - Eq. 5.61) ajustados para cada uma das simulações. Os coeficientes de difusão molecular dos gases CH₄, CO₂, O₂ e N₂ foram ajustados individualmente para cada experimento com base na calibração da solução

semianalítica, considerando as particularidades de cada material e configuração experimental. Observou-se ampla variação nesses valores, o que reflete a diversidade dos meios porosos empregados, como solos de diferenças granulometrias, escórias e biocarvão.

De modo geral, os coeficientes de difusão do O_2 apresentaram valores superiores aos dos demais gases, condizente com sua menor massa molar e maior mobilidade em meios porosos parcialmente saturados. Por outro lado, valores mais baixos foram identificados nos experimentos com materiais de elevada compactação ou baixa porosidade, como solos finos ou sistemas com alto teor de umidade, especialmente no caso das camadas oxidativas.

Para o metano (CH_4), os coeficientes de difusão variaram entre $3,0 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ e $2,4 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, com média de $2,9 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Para o dióxido de carbono (CO_2), os valores situaram-se entre $3,0 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ e $7,3 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$, com média de $1,8 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. O oxigênio (O_2) apresentou coeficientes de $2,3 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ a $1,2 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, com valor médio de $3,7 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Já o nitrogênio (N_2) variou de $2,1 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ a $8,3 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, com média de $5,3 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. No que se refere à velocidade de Darcy (v_g), os valores ajustados abrangeram uma faixa de $6,3 \times 10^{-9} \text{ m/s}$ a $4,3 \times 10^{-5} \text{ m/s}$, com média estimada em $2,2 \times 10^{-6} \text{ m/s}$, refletindo diferenças nos gradientes de pressão e permeabilidades entre os materiais.

Tabela 6.3 - Mecanismos de transporte obtidos na simulação semianalítica

PESQUISA	DCH₄ (m ² /s)	DCO₂ (m ² /s)	DO₂ (m ² /s)	DN₂ (m ² /s)	v_g (m/s)
De Visscher et al. (1999)	$4,9 \times 10^{-6}$	$3,1 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-5}$	$6,2 \times 10^{-6}$	$7,3 \times 10^{-8}$
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1	$2,5 \times 10^{-6}$	$2,5 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-5}$	$8,3 \times 10^{-5}$	$6,6 \times 10^{-7}$
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3	$2,5 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-6}$	$8,3 \times 10^{-6}$	$8,3 \times 10^{-5}$	$3,6 \times 10^{-7}$
Huang et al. (2020) - C1	$2,5 \times 10^{-6}$	$5,0 \times 10^{-6}$	$8,3 \times 10^{-6}$	$1,7 \times 10^{-5}$	$7,5 \times 10^{-8}$

PESQUISA	DCH₄	DCO₂	DO₂	DN₂	v_g
	(m²/s)	(m²/s)	(m²/s)	(m²/s)	(m/s)
Rachor et al. (2011) - C1	2,4x10 ⁻⁵	1,6x10 ⁻⁶	3,9x10 ⁻⁶	7,6x10 ⁻⁶	7,9x10 ⁻⁶
Hilger et al. (2000)	9,1x10 ⁻⁶	6,5x10 ⁻⁶	8,3x10 ⁻⁶	4,9x10 ⁻⁶	4,3x10 ⁻⁵
Thomassen et al. 2019 - CC	1,6x10 ⁻⁶	4,3x10 ⁻⁷	4,3x10 ⁻⁶	4,3x10 ⁻⁶	2,4x10 ⁻⁶
Gebert et al. (2011b) - PD75	4,4x10 ⁻⁶	8,4x10 ⁻⁷	3,1x10 ⁻⁶	8,9x10 ⁻⁷	5,8x10 ⁻⁷
Gebert et al. (2011b) - PD85	3,8x10 ⁻⁷	1,9x10 ⁻⁶	3,8x10 ⁻⁷	6,5x10 ⁻⁷	2,4x10 ⁻⁶
Gebert et al. (2011b) - PD95	9,7x10 ⁻⁷	4,1x10 ⁻⁷	3,6x10 ⁻⁷	2,1x10 ⁻⁷	2,2x10 ⁻⁶
Scheutz and Kjeldsen (2003)	4,5x10 ⁻⁷	4,5x10 ⁻⁷	6,8x10 ⁻⁷	6,8x10 ⁻⁷	2,5x10 ⁻⁶
Kightley et al. (1994)	1,5x10 ⁻⁶	5,0x10 ⁻⁷	1,3x10 ⁻⁶	2,0x10 ⁻⁶	5,2x10 ⁻⁷
Park et al. (2002) - 30cm	2,6x10 ⁻⁶	2,6x10 ⁻⁶	1,1x10 ⁻⁵	2,1x10 ⁻⁵	8,6x10 ⁻⁸
Park et al. (2002) - 60cm	3,2x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻⁷	7,9x10 ⁻⁶	2,6x10 ⁻⁶	8,6x10 ⁻⁷
Rose et al. 2012 - Solo	2,6x10 ⁻⁶	9,4x10 ⁻⁷	3,7x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	6,3x10 ⁻⁹
Rose et al. 2012 - 3:1	2,6x10 ⁻⁶	9,4x10 ⁻⁷	3,7x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	6,3x10 ⁻⁹
Rose et al. 2012 - 1:1	2,4x10 ⁻⁶	9,4x10 ⁻⁷	3,7x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	6,3x10 ⁻⁹
Rose et al. 2012 - Compost.	2,4x10 ⁻⁶	9,4x10 ⁻⁷	3,7x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	6,3x10 ⁻⁹
Kettunen et al. 2006 - SDS	1,5x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	9,9x10 ⁻⁶	9,9x10 ⁻⁶	6,9x10 ⁻⁸
Kettunen et al. 2006 - SDB	1,2x10 ⁻⁶	6,2x10 ⁻⁷	1,1x10 ⁻⁵	9,9x10 ⁻⁶	6,9x10 ⁻⁷
Zuo et al. (2020) 1-1 - Solo 1	6,1x10 ⁻⁶	6,1x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	3,9x10 ⁻⁶
Zuo et al. (2020) 1-1 - Solo 2	4,4x10 ⁻⁶	4,4x10 ⁻⁶	7,3x10 ⁻⁷	7,3x10 ⁻⁷	3,9x10 ⁻⁶
Zuo et al. (2020) 7-3 - Solo 1	5,1x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	3,9x10 ⁻⁶
Zuo et al. (2020) 7-3 - Solo 2	3,7x10 ⁻⁶	7,3x10 ⁻⁶	7,3x10 ⁻⁷	7,3x10 ⁻⁷	3,9x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C1 - Solo	2,0x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁶	2,0x10 ⁻⁶	1,8x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C1 - EF	5,6x10 ⁻⁶	4,5x10 ⁻⁶	4,5x10 ⁻⁶	5,6x10 ⁻⁶	2,2x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C1 - Areia	2,9x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁻⁶	2,9x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C2 - Solo	3,0x10 ⁻⁷	3,0x10 ⁻⁷	3,0x10 ⁻⁷	3,0x10 ⁻⁷	5,4x10 ⁻⁷
Chetri et al. (2022) - C2 - EF	1,0x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	7,2x10 ⁻⁷
Chetri et al. (2022) - C2 - Areia	1,2x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	7,7x10 ⁻⁷
Chetri et al. (2022) - C2 - Biochar	3,4x10 ⁻⁷	3,4x10 ⁻⁷	3,4x10 ⁻⁷	3,4x10 ⁻⁷	5,3x10 ⁻⁷
Chetri et al. (2022) - C3 - Solo	4,5x10 ⁻⁷	4,5x10 ⁻⁷	4,5x10 ⁻⁷	4,5x10 ⁻⁷	1,2x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C3 - EF	8,9x10 ⁻⁷	8,9x10 ⁻⁷	8,9x10 ⁻⁷	8,9x10 ⁻⁷	1,4x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C3 - Areia	1,2x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C3 - Biochar	2,3x10 ⁻⁷	2,3x10 ⁻⁷	2,3x10 ⁻⁷	2,3x10 ⁻⁷	9,5x10 ⁻⁷
Chetri et al. (2022) - C4 - Solo	7,2x10 ⁻⁷	7,2x10 ⁻⁷	2,2x10 ⁻⁶	4,3x10 ⁻⁶	1,8x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C4 - EF+Areia	2,1x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁶	6,2x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁵	2,2x10 ⁻⁶
Chetri et al. (2022) - C4 - Biochar	3,6x10 ⁻⁷	3,6x10 ⁻⁷	1,1x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶

Na Tabela 6.4 estão os valores ajustados e utilizados nas simulações referente a parcela de oxidação do metano (Eq. 5.62). A análise dos valores ajustados de $V_{m\acute{a}x}$ ao longo dos diferentes experimentos permite observar a influência direta das características dos solos na capacidade de oxidação do metano. De maneira geral, os maiores valores de $V_{m\acute{a}x}$ (como nos estudos de De Visscher et al. (1999); Hilger et al. (2000) e Kettunen et al. (2006) - SDS) estiveram associados a materiais com presença matéria orgânica (MO) e com maior desenvolvimento da zona aeróbia superficial, condições estas favoráveis à atividade microbiológica responsável pela oxidação do CH_4 . Por outro lado, solos com baixa porosidade ou elevado grau de compactação, como aqueles utilizados por Scheutz e Kjeldsen (2003) e Zuo et al. (2020), apresentaram valores muito reduzidos de $V_{m\acute{a}x}$, indicando limitação na atividade oxidativa. Esses resultados corroboram a relevância do teor de MO, da estrutura do solo e da disponibilidade de oxigênio como fatores-chave na eficiência dos processos oxidativos em coberturas de aterros.

Tabela 6.4 - Parâmetros de oxidação do metano utilizados na simulação semianálítica

PESQUISA	ℓ_1 (m)	$V_{m\acute{a}x}$ (mol/kg.s)	α_1	α_2	X_{O_2}	Y_{CO_2}	$Z_{\text{H}_2\text{O}}$	W_b
De Visscher et al. (1999)	L<0,2	$7,5 \times 10^{-7}$	0,90	-	2,00	1,00	2,00	0
	L>0,2		-	0,85	2,00	1,00	2,00	0
Stein and Hettiaractchi (2010) - LF1	L<0,2	$1,50 \times 10^{-7}$	0,005	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,8	2,00	1,00	2,00	0
Stein and Hettiaractchi (2010) - LF3	L<0,2	$1,70 \times 10^{-7}$	0,005	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,50	2,00	1,00	2,00	0
Huang et al. (2020) - C1	L<0,2	$2,90 \times 10^{-7}$	0,005	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,60	1,50	0,50	1,50	0,50
Rachor et al. (2011) - C1	L<0,2	$4,00 \times 10^{-7}$	1,4	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,099	1,50	0,50	1,50	0,50
Hilger et al. (2000)	L<0,2	$5,80 \times 10^{-7}$	0,80	-	2,00	1,00	2,00	0
	L>0,2		-	0,50	2,00	1,00	2,00	0
Thomassen et al., 2019 - CC	L<0,2	$9,00 \times 10^{-9}$	2	-	2,00	1,00	2,00	0

PESQUISA	ℓ_1 (m)	$V_{máx}$ (mol/kg.s)	α_1	α_2	X_{O_2}	Y_{CO_2}	Z_{H_2O}	W_b
	L>0,2		-	2	2,00	1,00	2,00	0
Gebert et al., 2011b - PN75	L<0,2	1,00x10 ⁻⁷	1	-	2,00	1,00	2,00	0
	L>0,2		-	0,5	1,50	0,50	1,50	0,50
Gebert et al., 2011b - PN85	L<0,2	1,00x10 ⁻⁷	0,007	-	2,00	1,00	2,00	0
	L>0,2		-	0,001	1,50	0,50	1,50	0,50
Gebert et al., 2011b - PN95	L<0,2	1,00x10 ⁻⁷	0,008	-	2,00	1,00	2,00	0,00
	L>0,2		-	0,001	1,50	0,50	1,50	0,50
Scheutz and Kjeldsen (2003)	L<0,2	1,00x10 ⁻¹⁵	0,0001	-	2,00	1,00	2,00	0
	L>0,2		-	0,0001	2,00	1,00	2,00	0
Kightley et al. (1994)	L<0,2	1,00x10 ⁻¹⁰	0,08	-	2,00	1,00	2,00	0
	L>0,2		-	0,03	2,00	1,00	2,00	0
Park et al. (2002) - 30cm	L<0,2	7,00x10 ⁻⁷	0,80	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,80	1,50	0,50	1,50	0,50
Park et al. (2002) - 60cm	L<0,2	2,50x10 ⁻⁷	0,50	-	0,99	1,40	0,05	0,24
	L>0,2		-	0,50	0,99	1,40	0,05	0,24
Rose et al. 2012 - Solo	L<0,2	1,00x10 ⁻⁷	0,10	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,10	1,50	0,50	1,50	0,50
Rose et al. 2012 - M31	L<0,2	1,20x10 ⁻⁷	0,10	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,10	1,50	0,50	1,50	0,50
Rose et al. 2012 - M11	L<0,2	1,85x10 ⁻⁷	0,10	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,10	1,50	0,50	1,50	0,50
Rose et al. 2012 - Compostagem	L<0,2	4,70x10 ⁻⁷	0,50	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,50	1,50	0,50	1,50	0,50
Kettunen et al. 2006 - SDS	L<0,2	9,00x10 ⁻⁷	0,80	-	1,50	0,50	1,50	0,50
	L>0,2		-	0,80	1,50	0,50	1,50	0,50
Kettunen et al. 2006 - SDB	L<0,2	7,15x10 ⁻⁷	0,80	-	2,00	1,00	2,00	0
	L>0,2		-	0,30	2,00	1,00	2,00	0
Zuo et al. 2020 1-1 (Solo 1)	L<0,3	1x10 ⁻¹³	1	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Zuo et al. 2020 1-1 (Solo 2)	L>0,3	1x10 ⁻¹³	1	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Zuo et al. 2020 7-3 (Solo 1)	L<0,3	1x10 ⁻¹³	1	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Zuo et al. 2020 7-3 (Solo 2)	L>0,3	1x10 ⁻¹³	1	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C1 (Solo)	L<0,25	3x10 ⁻⁸	0,23	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C1 (Areia)	0,25<L<0,35	0	0	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C1 (Solo)	L>0,35	1x10 ⁻⁸	0,4	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C2 (Solo)	L<0,05	1x10 ⁻⁸	1	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C2 (EF)	0,05<L<0,25	0	-	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C2 (Areia)	0,25<L<0,35	0	-	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C2 (Biochar)	L>0,35	8x10 ⁻⁸	0,125	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C3 (Solo)	L<0,05	1x10 ⁻⁸	1	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C3 (EF)	0,05<L<0,25	0	-	-	1,50	0,50	1,50	0,50

PESQUISA	ℓ_1 (m)	$V_{m\acute{a}x}$ (mol/kg.s)	α_1	α_2	X_{O_2}	Y_{CO_2}	Z_{H_2O}	W_b
Chetri et al. 2022 - C3 (Areia)	0,25<L<0,35	0	-	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C3 (Biochar)	L>0,35	1x10 ⁻⁷	0,15	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C4 (Solo)	L<0,05	6x10 ⁻⁸	0,17	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C4 (EF+Areia)	0,05<L<0,35	0	-	-	1,50	0,50	1,50	0,50
Chetri et al. 2022 - C4 (Biochar)	L>0,35	4x10 ⁻⁸	0,25	-	1,50	0,50	1,50	0,50

A abordagem adotada no modelo consistiu na divisão da camada de solo em faixas de profundidade com diferentes capacidades oxidativas, por meio dos parâmetros multiplicadores α_1 (zona superficial) e α_2 (zona inferior). Em diversas simulações, observou-se que α_1 foi significativamente superior a α_2 , refletindo a maior intensidade de oxidação do metano na zona mais próxima à superfície ($L < 0,2$ m), onde a disponibilidade de oxigênio atmosférico é mais elevada. Como exemplo, o estudo de Rachor et al. (2011) apresentou $\alpha_1 = 1,4$ e $\alpha_2 = 0,099$, evidenciando um gradiente oxidativo vertical bem definido. Em contraposição, simulações com baixa atividade biológica ou materiais pouco reativos, como no caso de Kightley et al. (1994), demandaram valores baixos de α_1 e α_2 , compatíveis com perfis de solo homogêneos e baixa oxidação observada experimentalmente.

Os coeficientes estequiométricos utilizados nas reações de oxidação (X_{O_2} , Y_{CO_2} , Z_{H_2O} , W_b - Eq. 5.41) seguiram valores típicos da literatura, com ajustes pontuais em simulações específicas. A maioria dos experimentos adotou os valores teóricos de $X_{O_2} = 1,5 - 2,0$, $Y_{CO_2} = 0,5 - 1,0$, $Z_{H_2O} = 1,5 - 2,0$ e $W_b = 0$, compatíveis com a reação global do metano com o oxigênio. Os poucos ajustes realizados nessas constantes, como nos ensaios de Park et al. (2002), visaram refletir alterações observadas nas concentrações

dos produtos da reação, especialmente em camadas com teores distintos de umidade ou quando havia incertezas na estequiometria experimental.

Quanto aos valores do parâmetro de segunda ordem (γ_{cb}) relacionados à reação de carbonatação devido a escória de ferro, utilizado na modelagem semianalítica (Eq. 5.52) estão apresentados na Tabela 6.5. Nos ensaios com escória de ferro (C2 e C3), realizados por Chetri et al. (2022), os valores foram de $-5,00 \times 10^{-5}$ e $-3,00 \times 10^{-5}$ mol/m³·s, respectivamente, sugerindo uma significativa taxa de consumo ou reação associada à presença da escória de ferro. Para a mistura de escória de ferro com areia (C4), observou-se o mesmo valor de γ_{cb} encontrado em C3 ($-3,00 \times 10^{-5}$ mol/m³·s), indicando que a adição de areia não comprometeu a efetividade da escória no processo reativo, ao menos dentro da escala de variação considerada.

Tabela 6.5 - Parâmetro de carbonatação

PESQUISA	γ_{cb} (mol/m³s)
Chetri et al. 2022 - C2 (EF)	$-5,00 \times 10^{-5}$
Chetri et al. 2022 - C3 (EF)	$-3,00 \times 10^{-5}$
Chetri et al. 2022 - C4 (EF + areia)	$-3,00 \times 10^{-5}$

6.1.2. SIMULAÇÕES NUMÉRICAS

A simulação numérica foi aplicada em todos os 28 estudos utilizados nesta pesquisa e listados no Apêndice B. Nos 28 estudos simulados, ao todo foram analisados 40 perfis de solo, classificados da seguinte forma: 10 de areia, 8 de areia siltosa, 5 de argila arenosa, 4 de silte arenoso, 3 de biocarvão, 3 de escória de ferro, 2 de compostagem, 1 de areia argilosa, 1 de argila silto-arenosa, 1 de argila siltosa, 1 de pedregulho e 1 de pedregulho arenoso.

Para a execução dessas simulações, foi necessário considerar o acoplamento entre os processos de transporte de contaminantes, fluxo de água e transferência de calor. No entanto, alguns parâmetros fundamentais para a modelagem não foram fornecidos diretamente nos estudos analisados. Diante disso, determinados valores precisaram ser adotados com base em referências da literatura, conforme detalhado no Apêndice B. Entre esses parâmetros destacam-se os coeficientes de ajuste da curva de retenção (α_{VG} e n_{VG}), condutividade térmica do solo saturado ($\lambda_{úmido}$) e seco (λ_{seco}) e a capacidade de calor específico da partícula do solo ($c_{p,s}$). Os valores adotados foram extraídos de estudos consolidados, como os de Xie *et al.* (2013), Zhirkov *et al.* (2021), Abu-Hamdeh e Reeder (2000), Wang *et al.* (2019), Zeitoun *et al.* (2021) e Hilberts *et al.* (2005).

As Figura 6.23 a Figura 6.46 apresentam os resultados obtidos nas simulações numéricas, nos quais os pontos representam os dados experimentais dos ensaios laboratoriais, enquanto as linhas coloridas correspondem às curvas geradas pela simulação. Além disso, são exibidos os perfis de temperatura e de teor de umidade volumétrica ao longo da profundidade da coluna de solo. Os resultados mostrados referem-se ao instante final da simulação, correspondente ao tempo total de duração de cada ensaio.

No Apêndice C consta o estudo de independência de malha realizado na validação do trabalho de De Visscher *et al.* (1999). A motivação de restringir o estudo de independência de malha a esta única condição é amparada pela natureza da modelagem. O ensaio dos autores representa um caso-base de referência amplamente reconhecido, que envolve os processos de difusão e reação acoplados. Embora as dimensões do domínio geométrico (diâmetro e altura) tenham variado entre as diversas simulações

da tese, a Malha Extra-Fine foi selecionada por fornecer um erro relativo inferior a 3% para as variáveis críticas em uma condição representativa. A alta densidade desta malha, combinada com o seu desempenho comprovado nesse ensaio-chave, garante um nível de segurança elevado (superando o requisito mínimo) para a discretização espacial em todas as geometrias do estudo, mantendo a estabilidade e a precisão em todas as análises subsequentes.

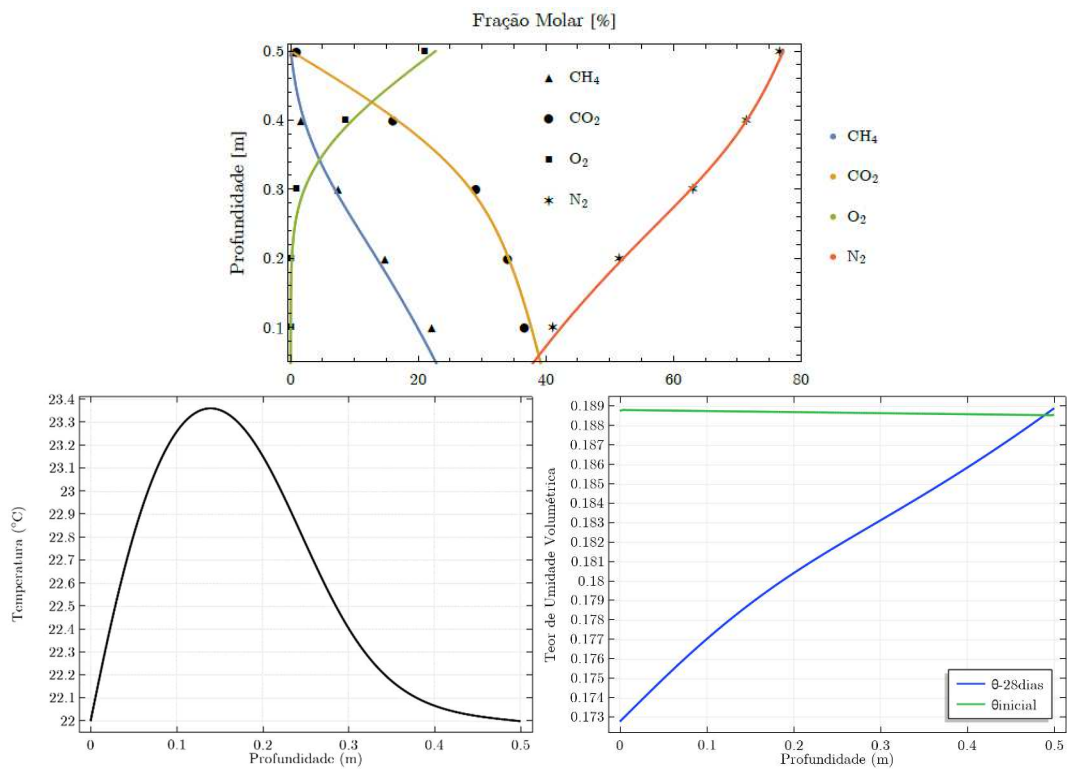


Figura 6.23 - Simulação numérica para o trabalho de De Visscher *et al.* (1999)

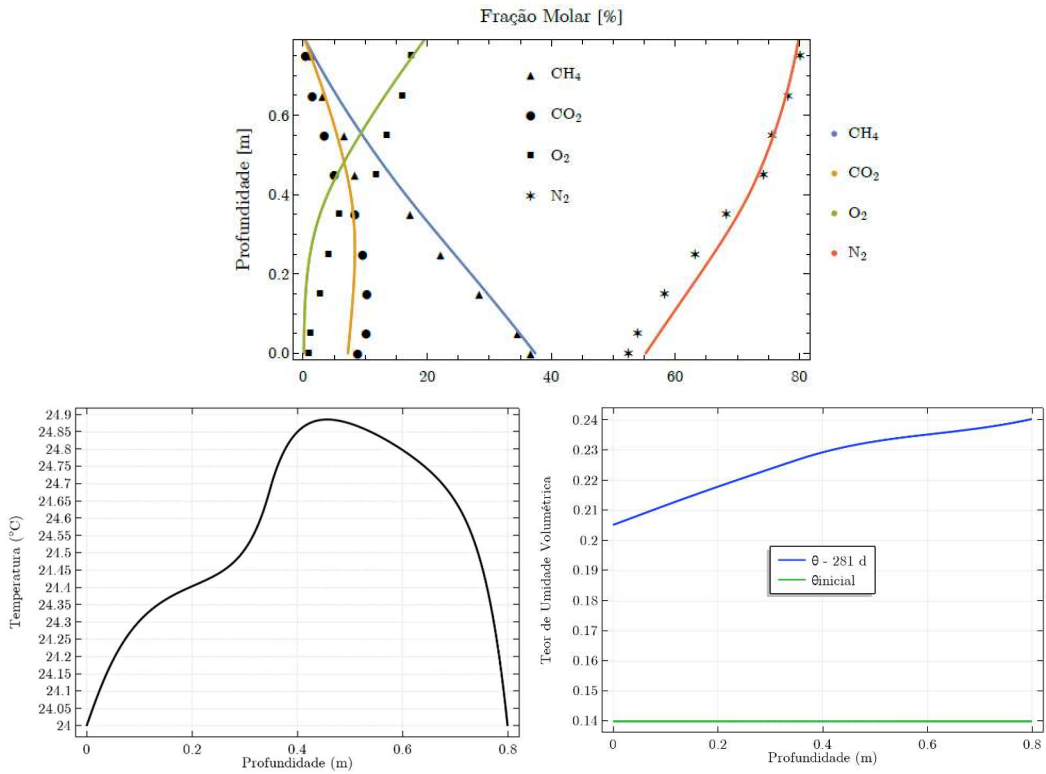


Figura 6.24 - Simulação numérica para o trabalho de Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1

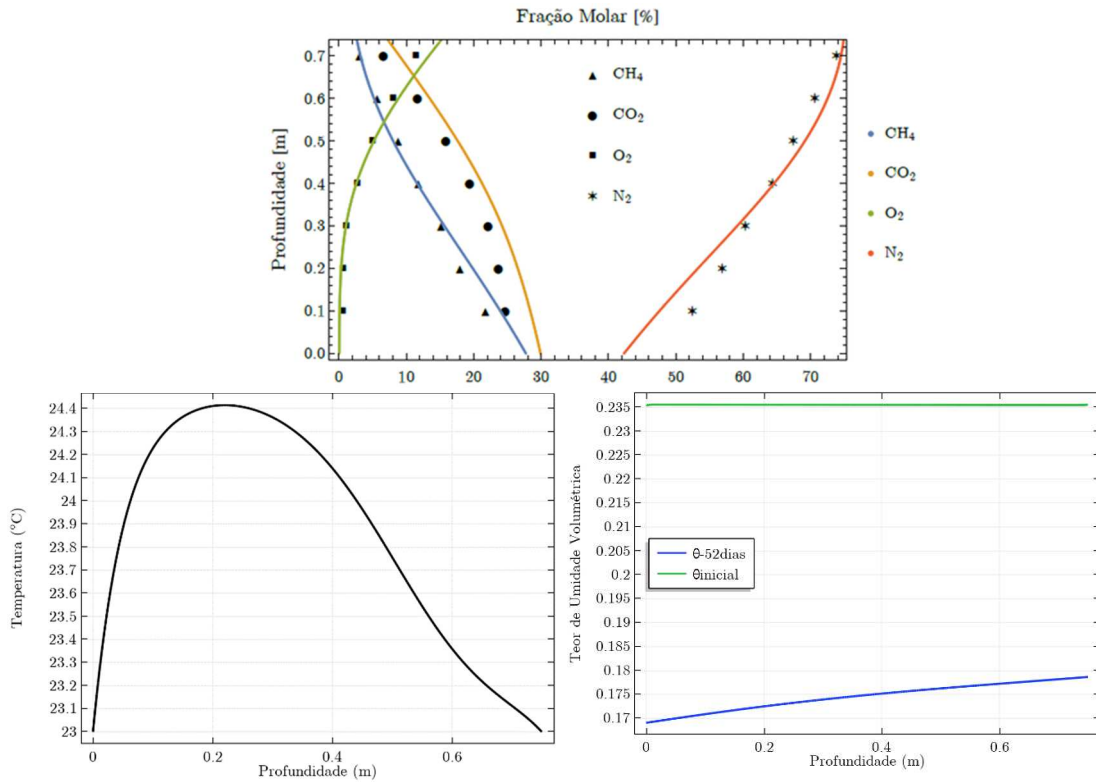


Figura 6.25 - Simulação numérica para o trabalho de Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3

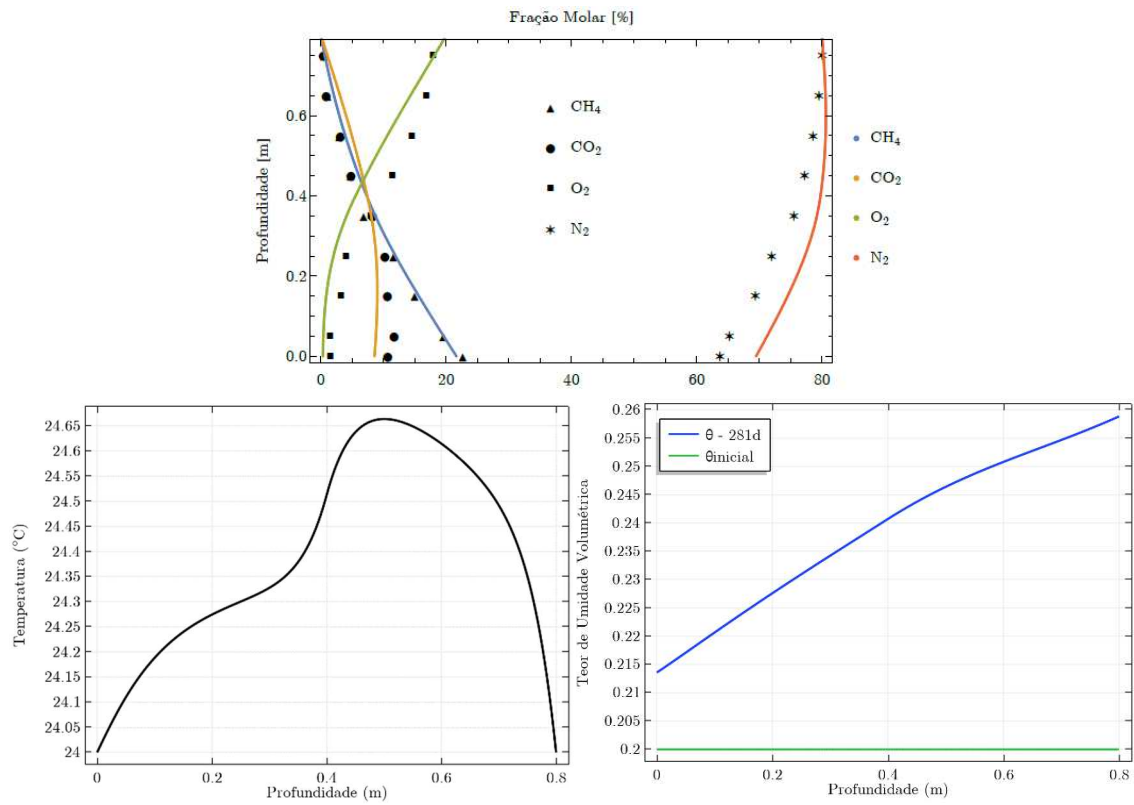


Figura 6.26 - Simulação numérica para o trabalho de Huang et al. (2020)

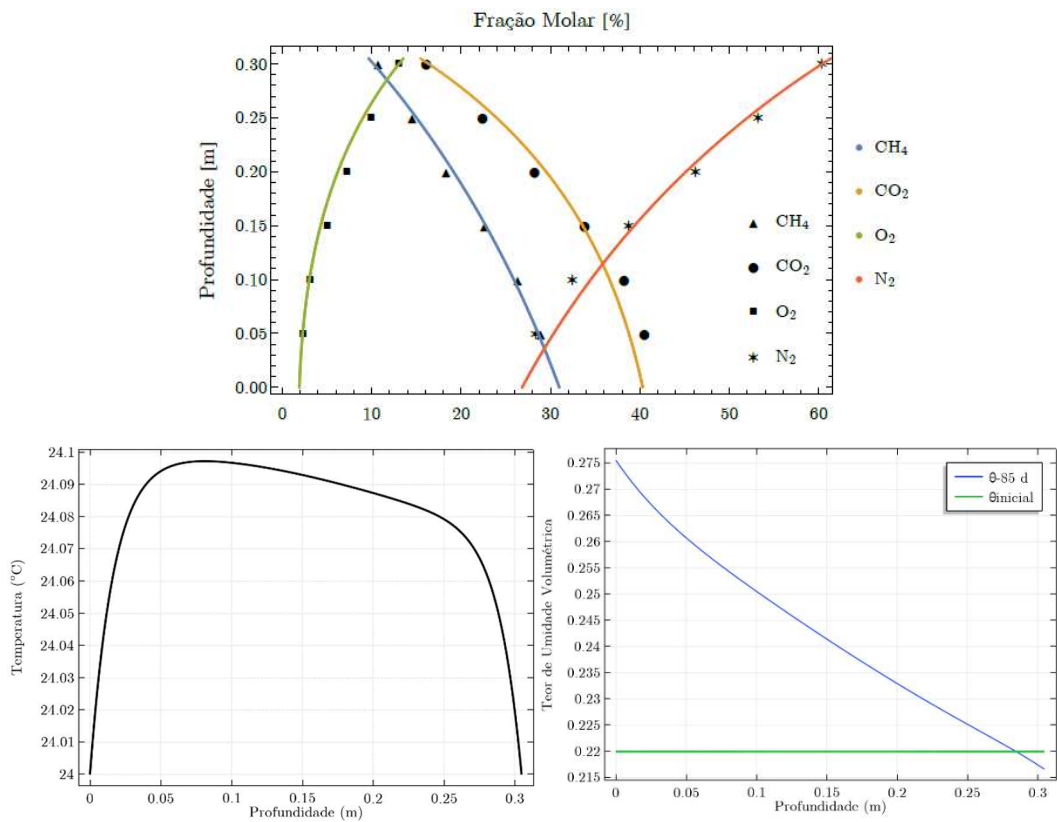


Figura 6.27 - Simulação numérica para o trabalho de Hilger et al. (2000)

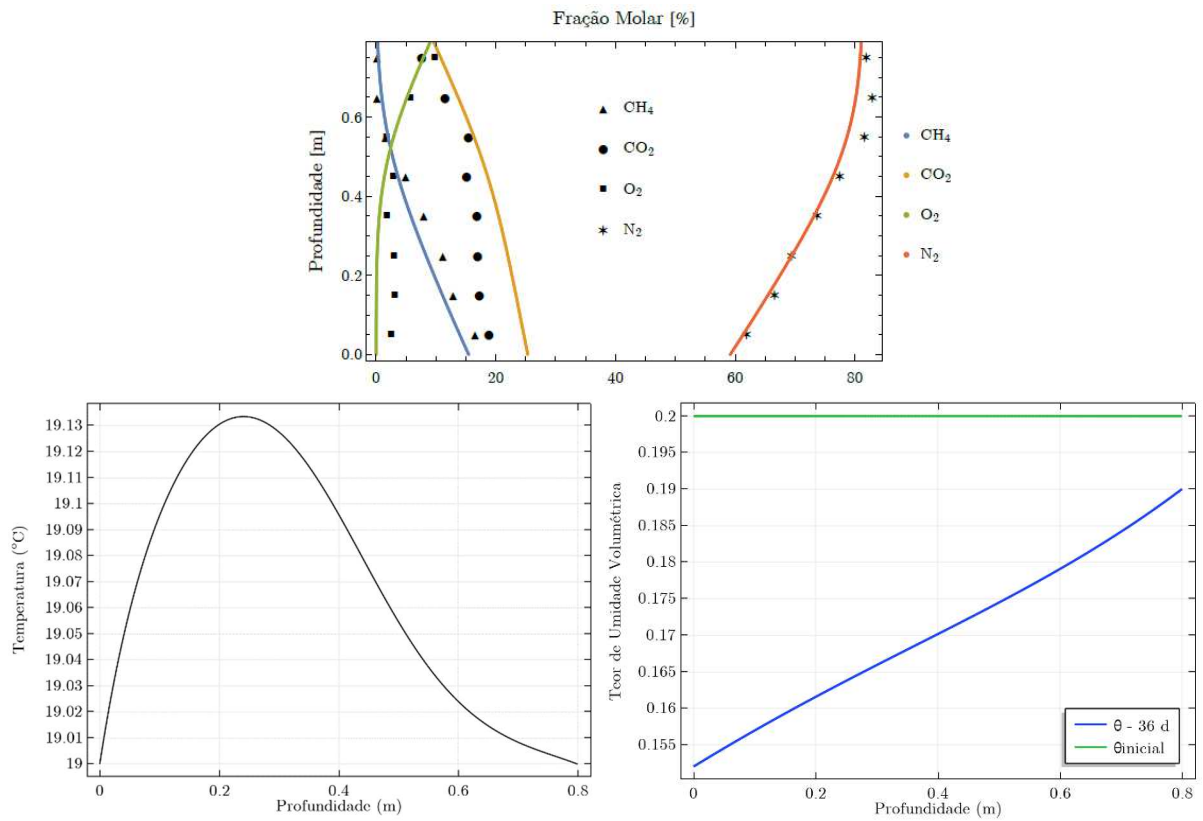


Figura 6.28 - Simulação numérica para o trabalho de Rachor et al. (2011)

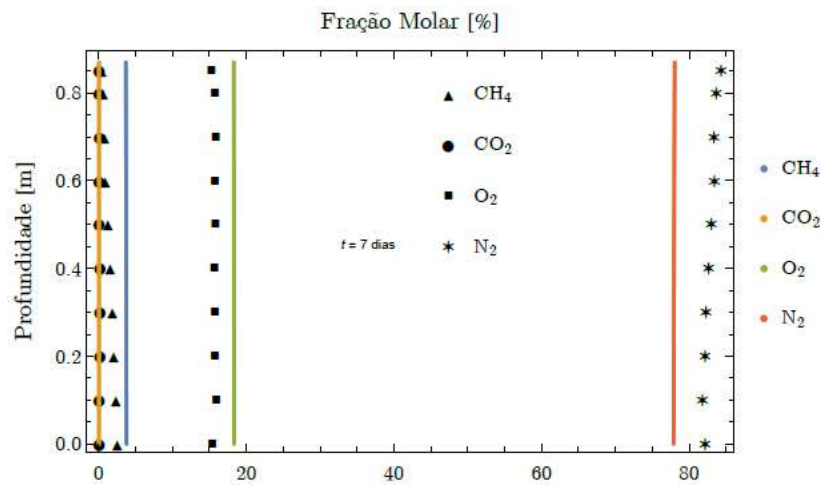


Figura 6.29 - Simulação numérica para o trabalho de Thomassen et al. (2019) - CC

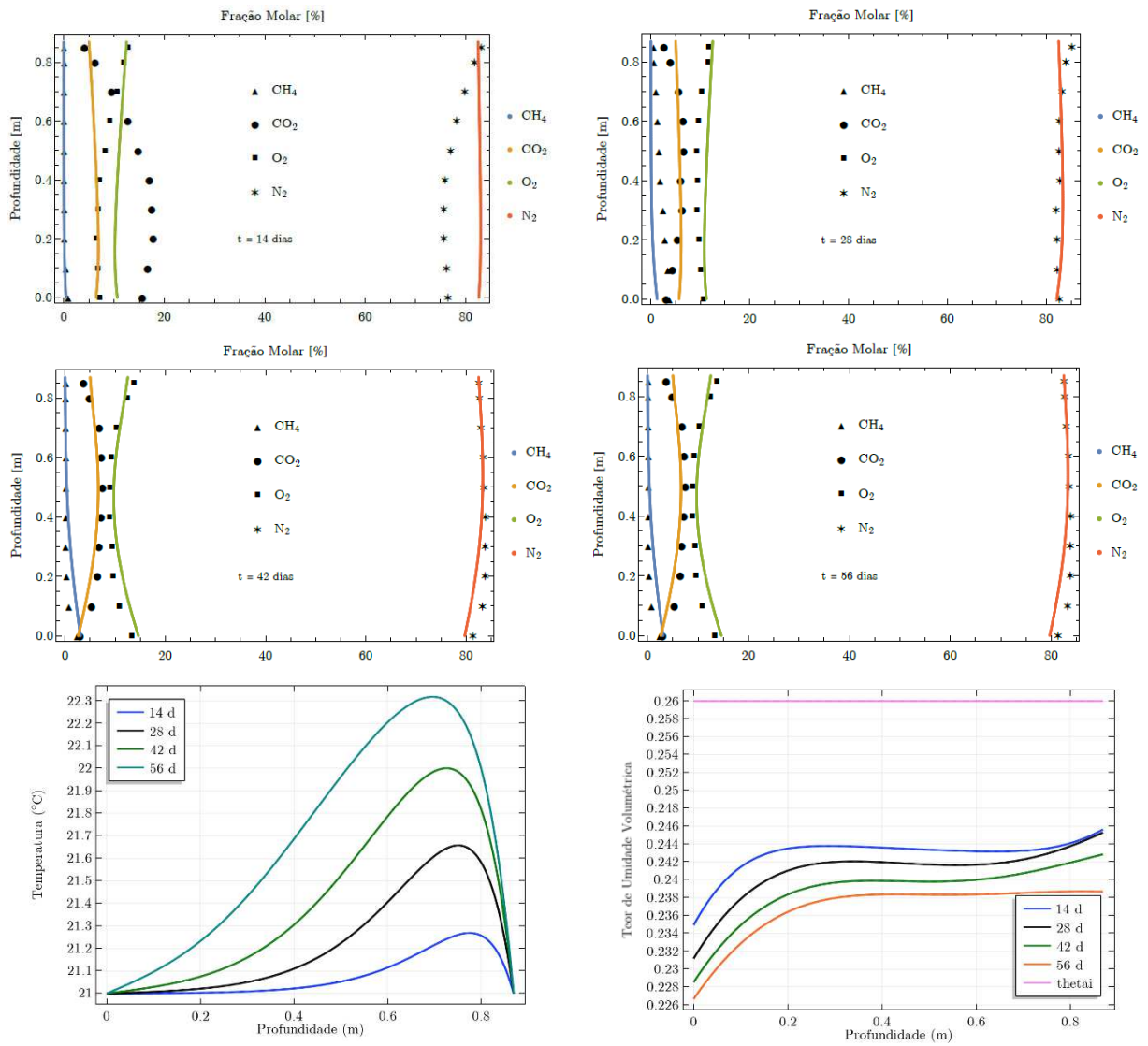


Figura 6.30 - Simulação numérica para o trabalho de Thomassen et al. (2019) - C1

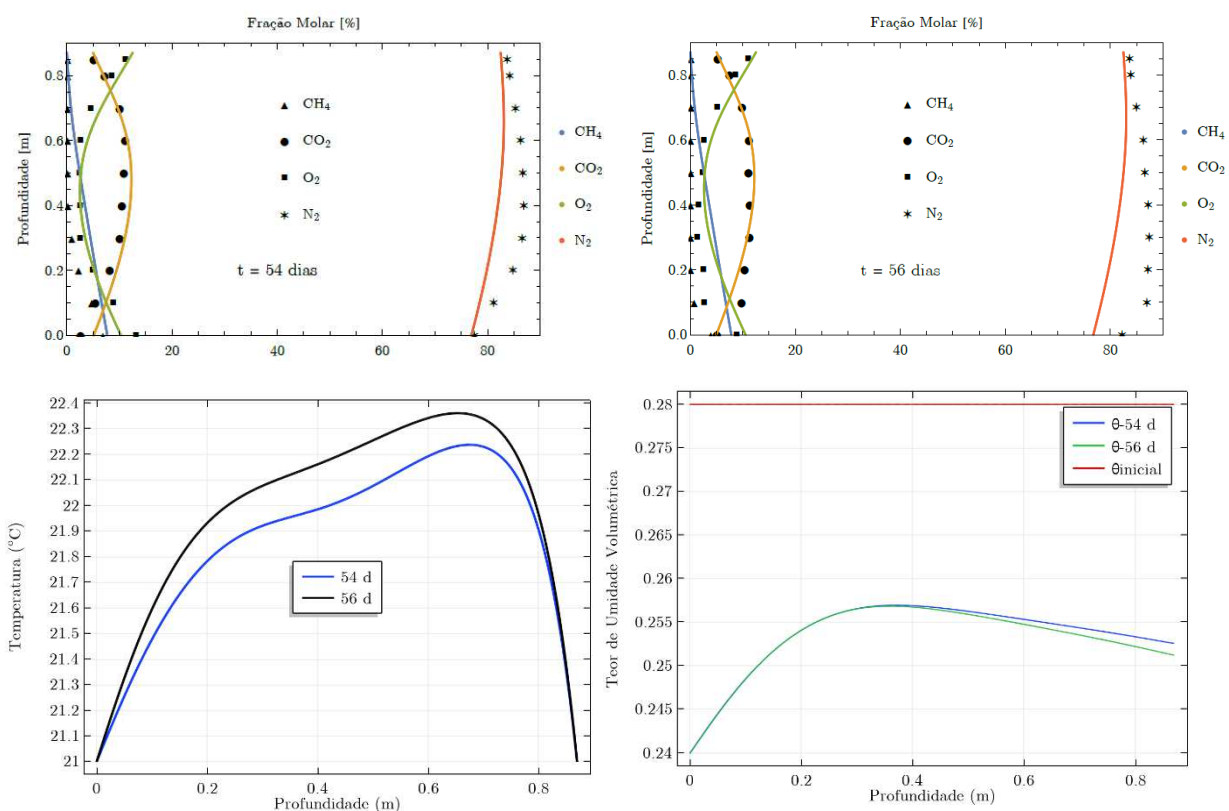


Figura 6.31 - Simulação numérica para o trabalho de Thomasen et al. (2019) - C2

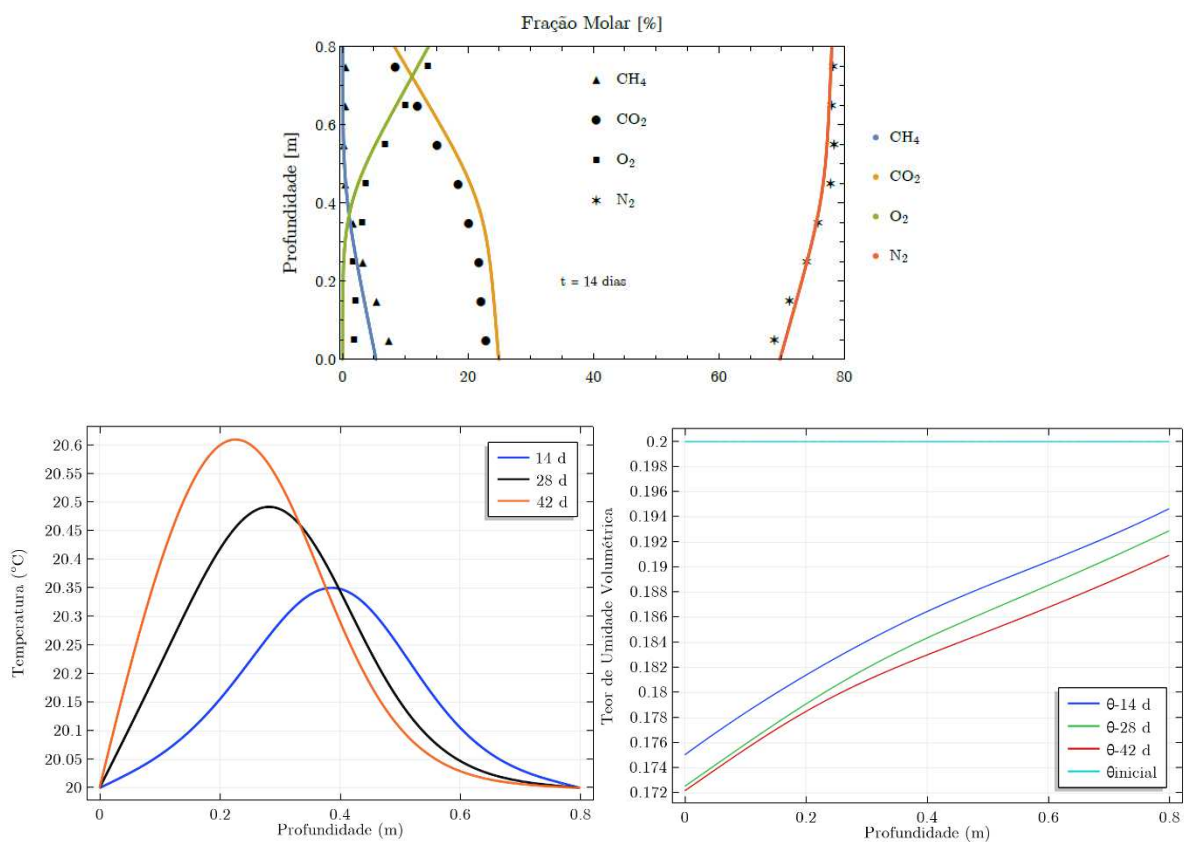


Figura 6.32 - Simulação numérica para o trabalho de Gebert et al. (2011) - PN75

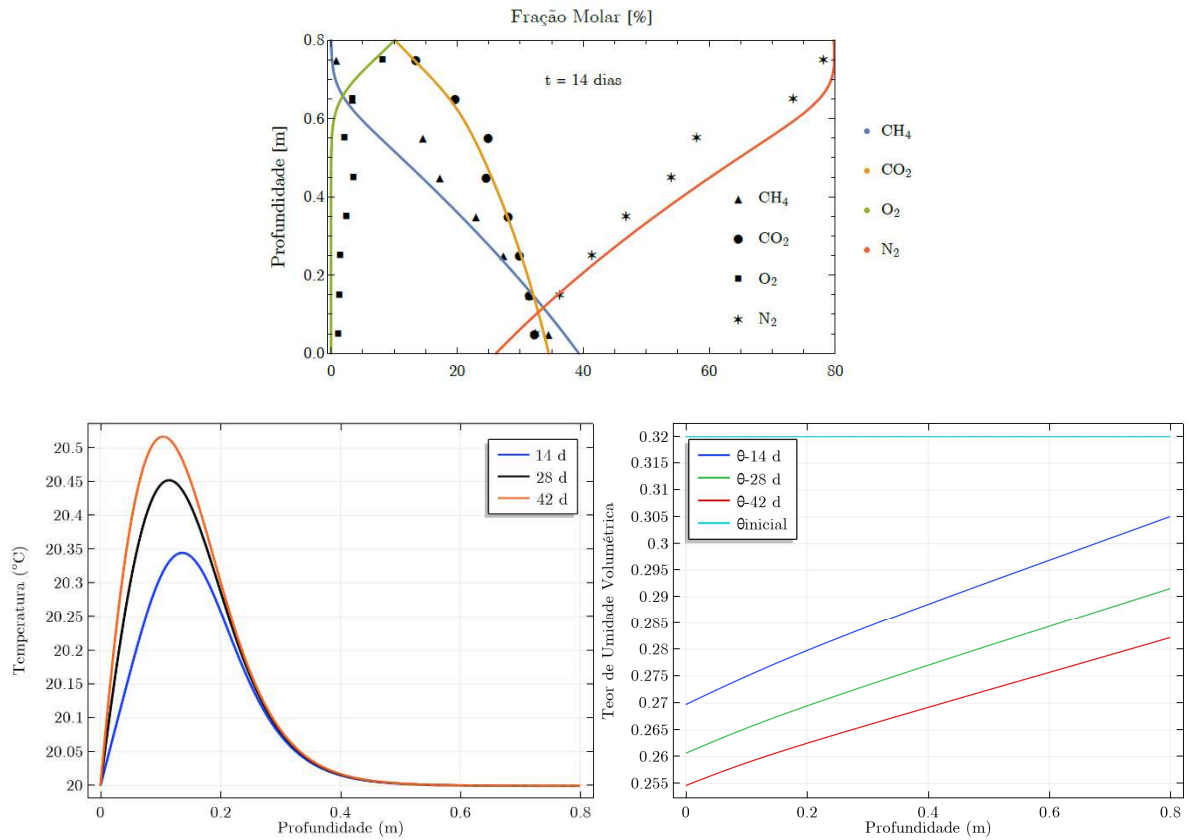


Figura 6.33 - Simulação numérica para o trabalho de Gebert et al. (2011) - PN85

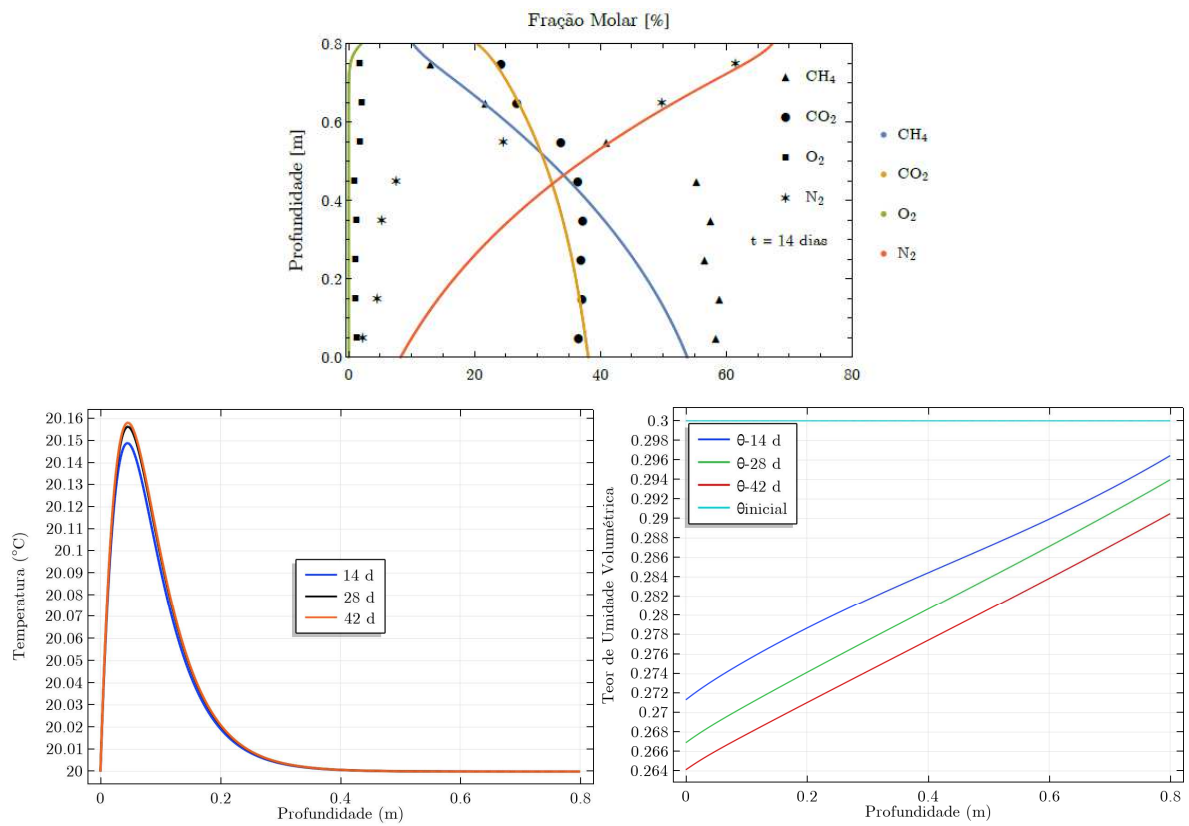


Figura 6.34 - Simulação numérica para o trabalho de Gebert et al. (2011) - PN95

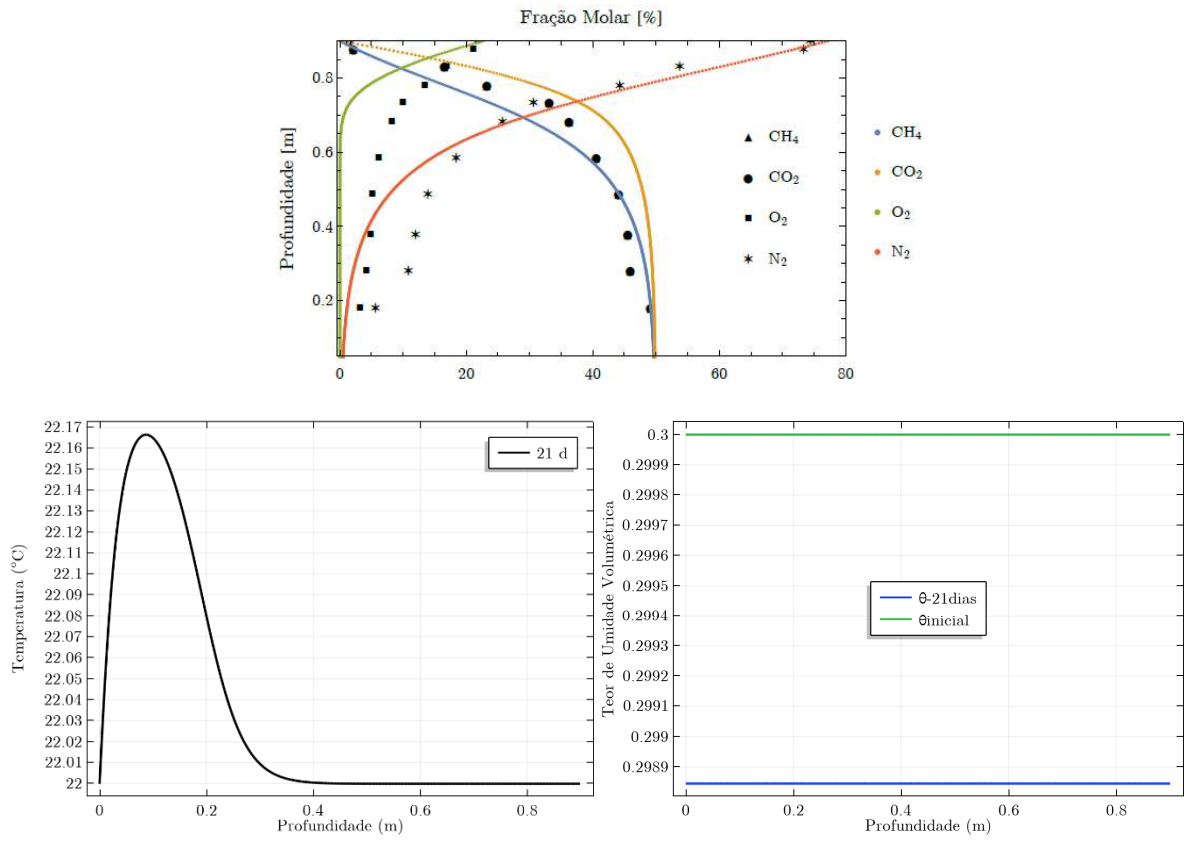


Figura 6.35 - Simulação numérica para o trabalho de Scheutz e Kjeldsen (2003)

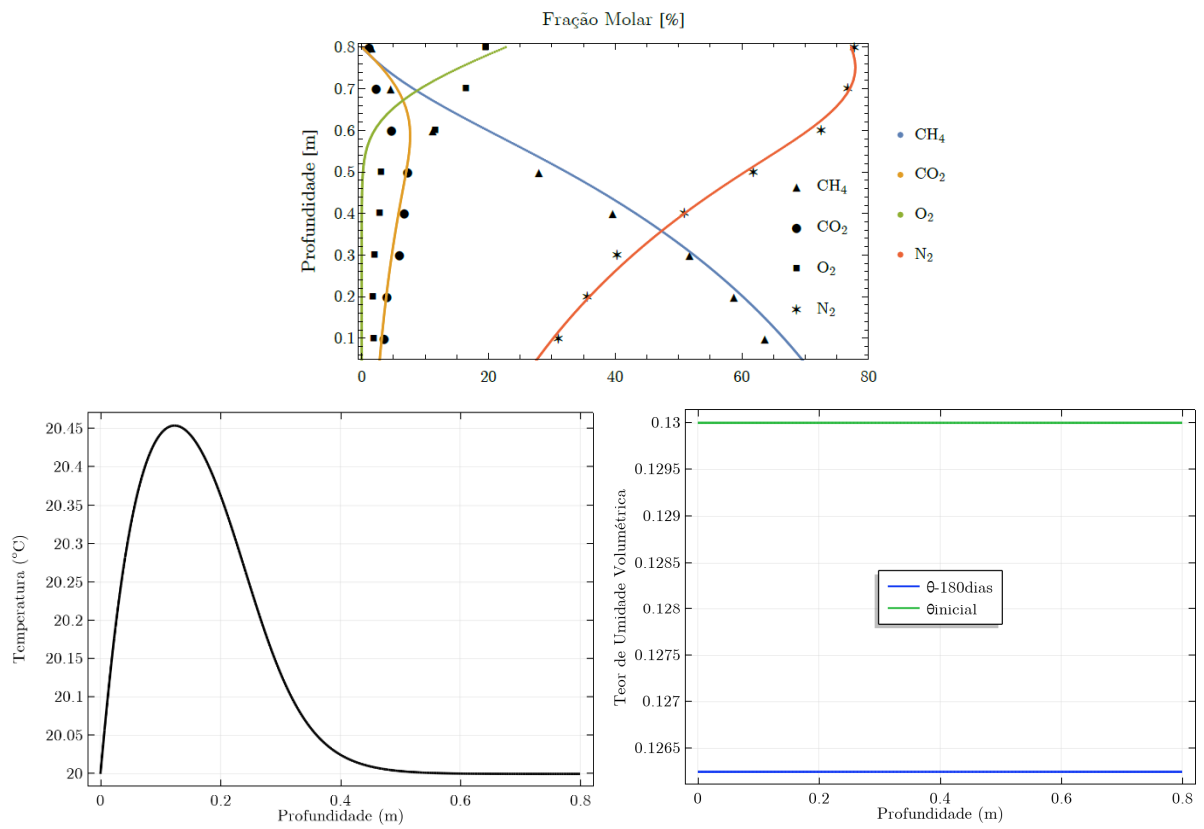


Figura 6.36 - Simulação numérica para o trabalho de Kightley et al. (1994)

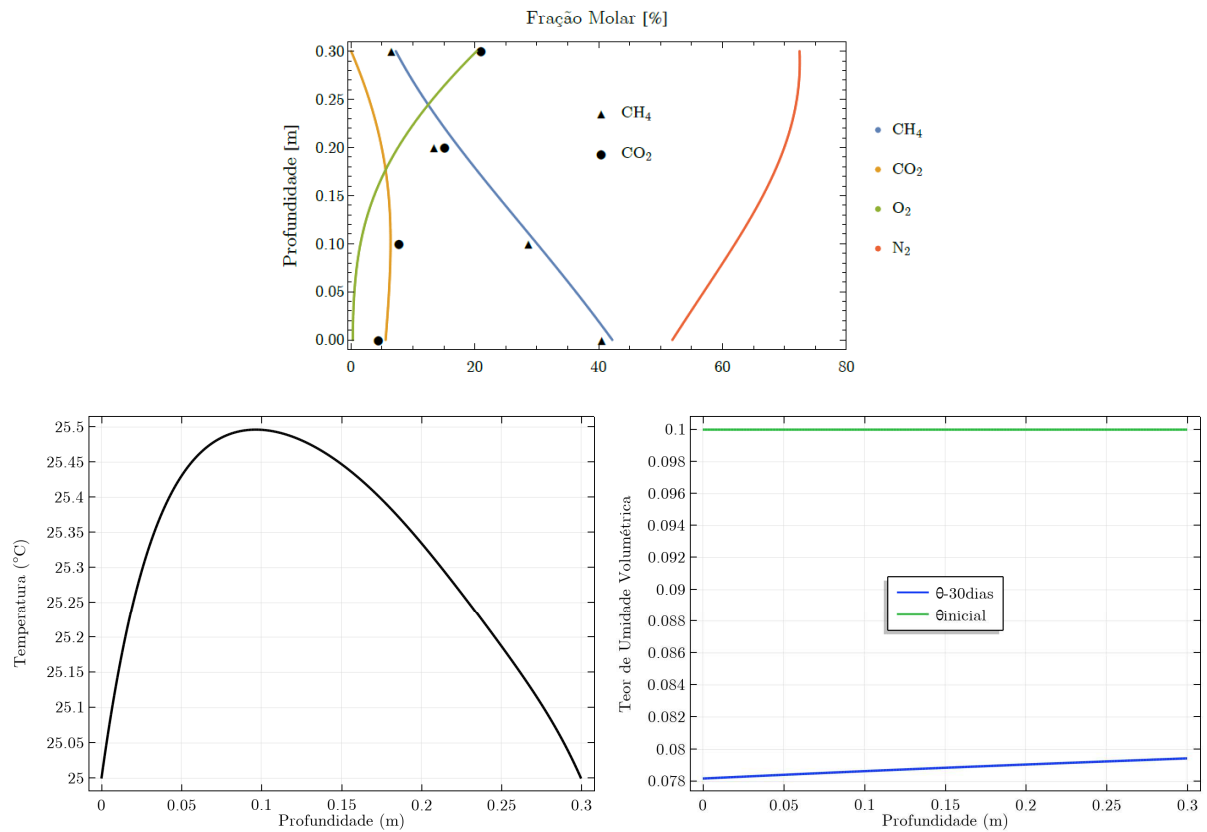


Figura 6.37 - Simulação numérica para o trabalho de Park et al. (2002) - 30cm

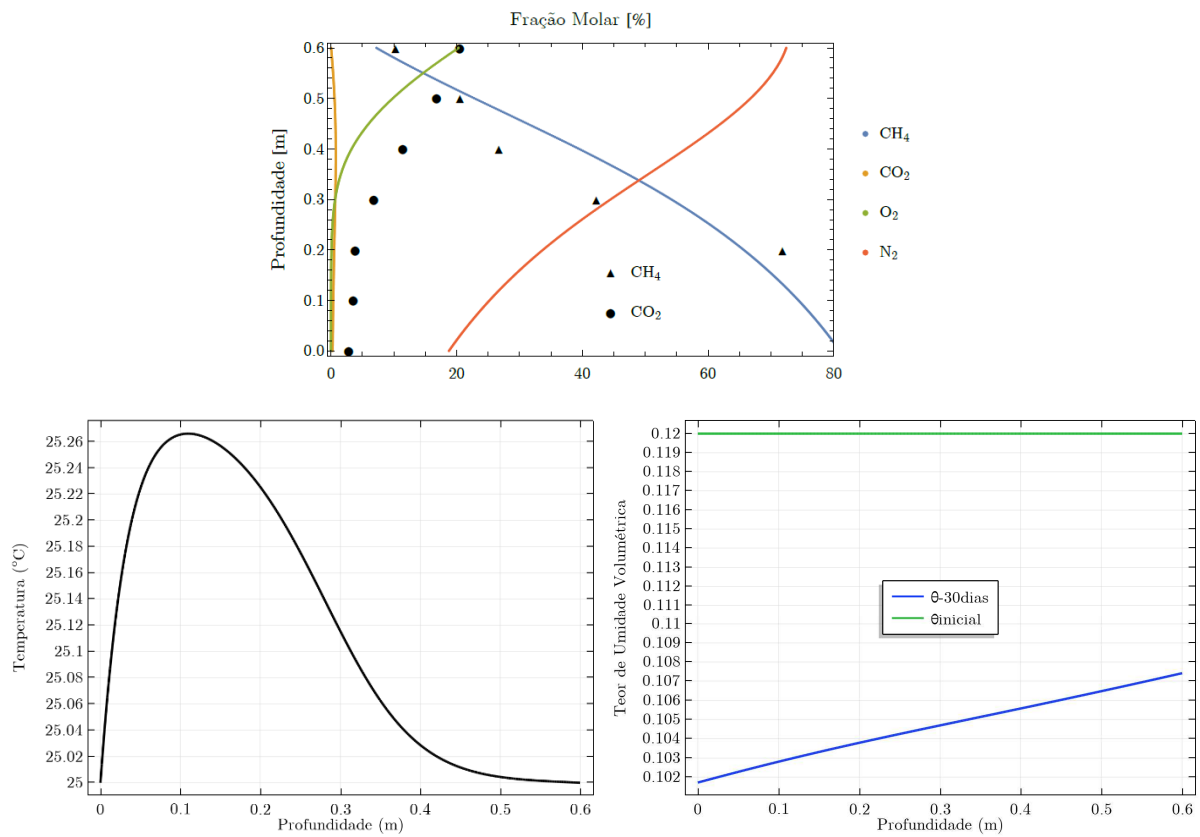


Figura 6.38 - Simulação numérica para o trabalho de Park et al. (2002) - 60cm

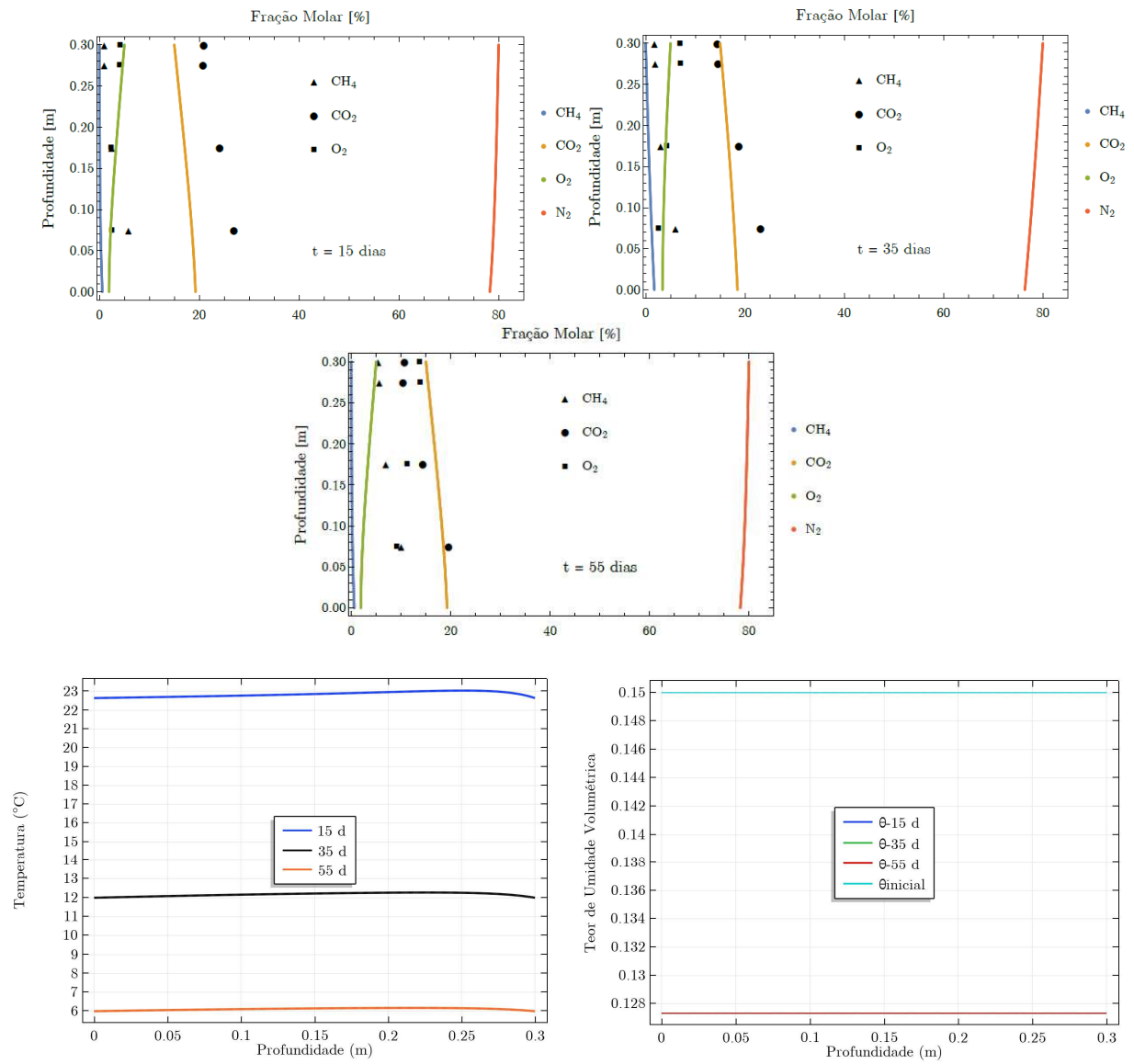


Figura 6.39 - Simulação numérica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDS

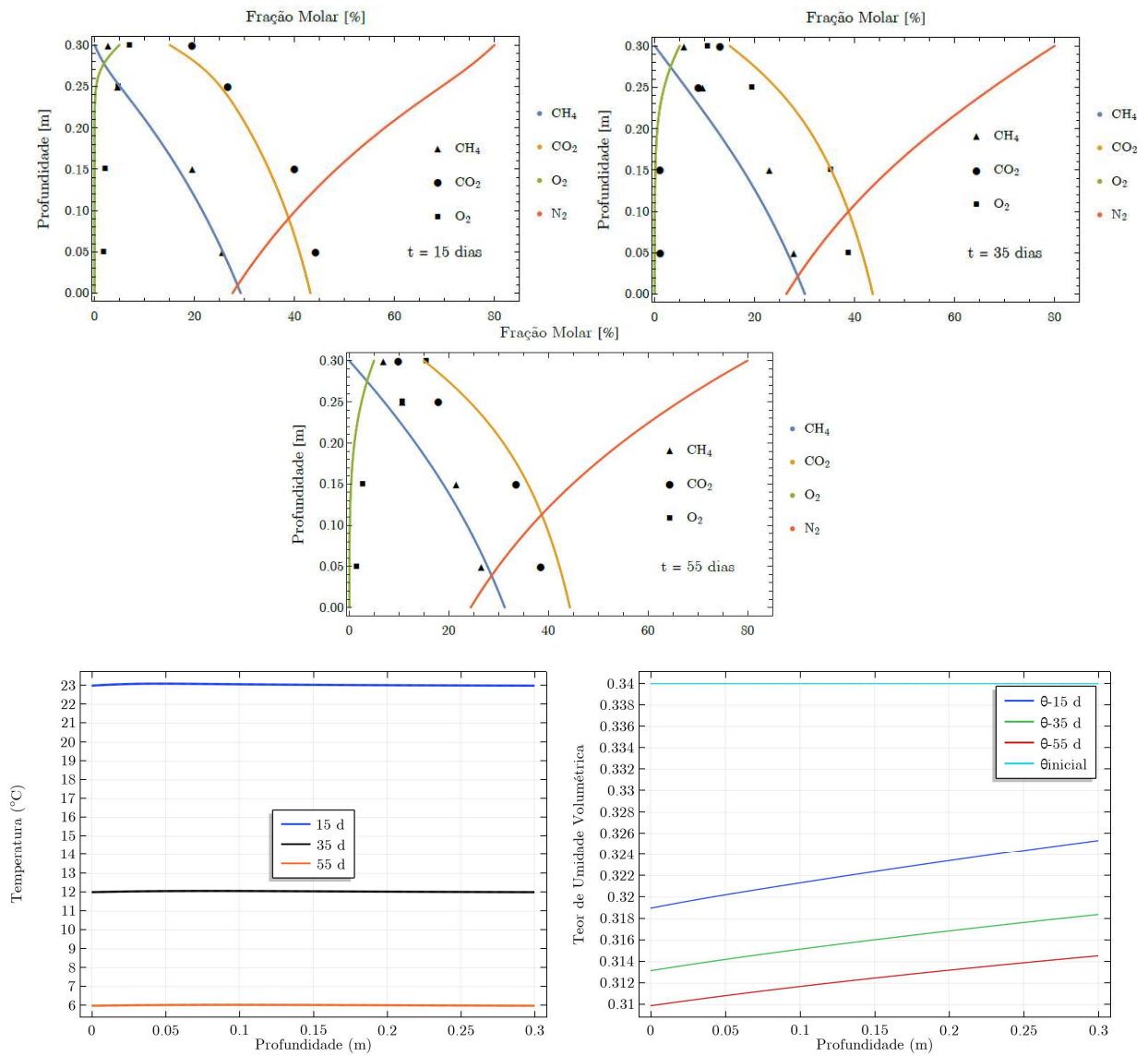


Figura 6.40 - Simulação numérica para o trabalho de Kettunen et al. (2006) - SDB

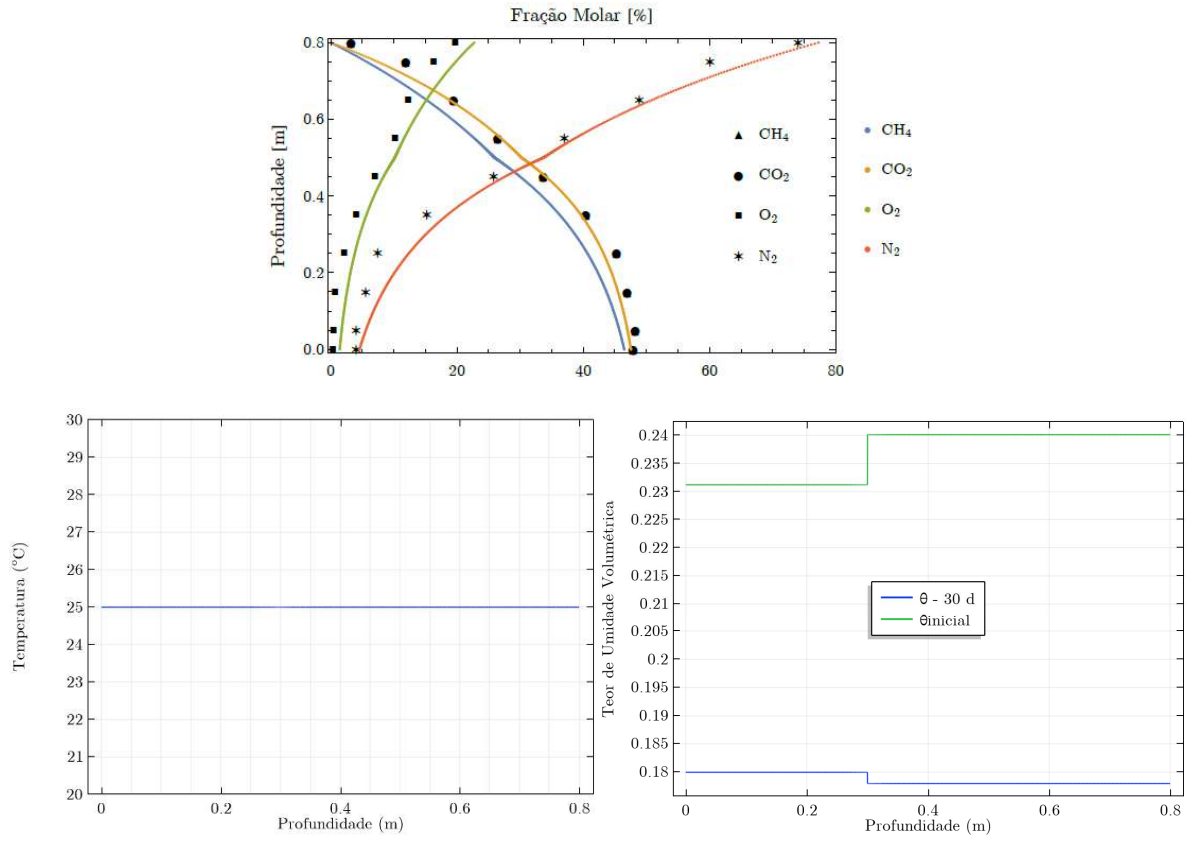


Figura 6.41 - Simulação numérica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 1:1

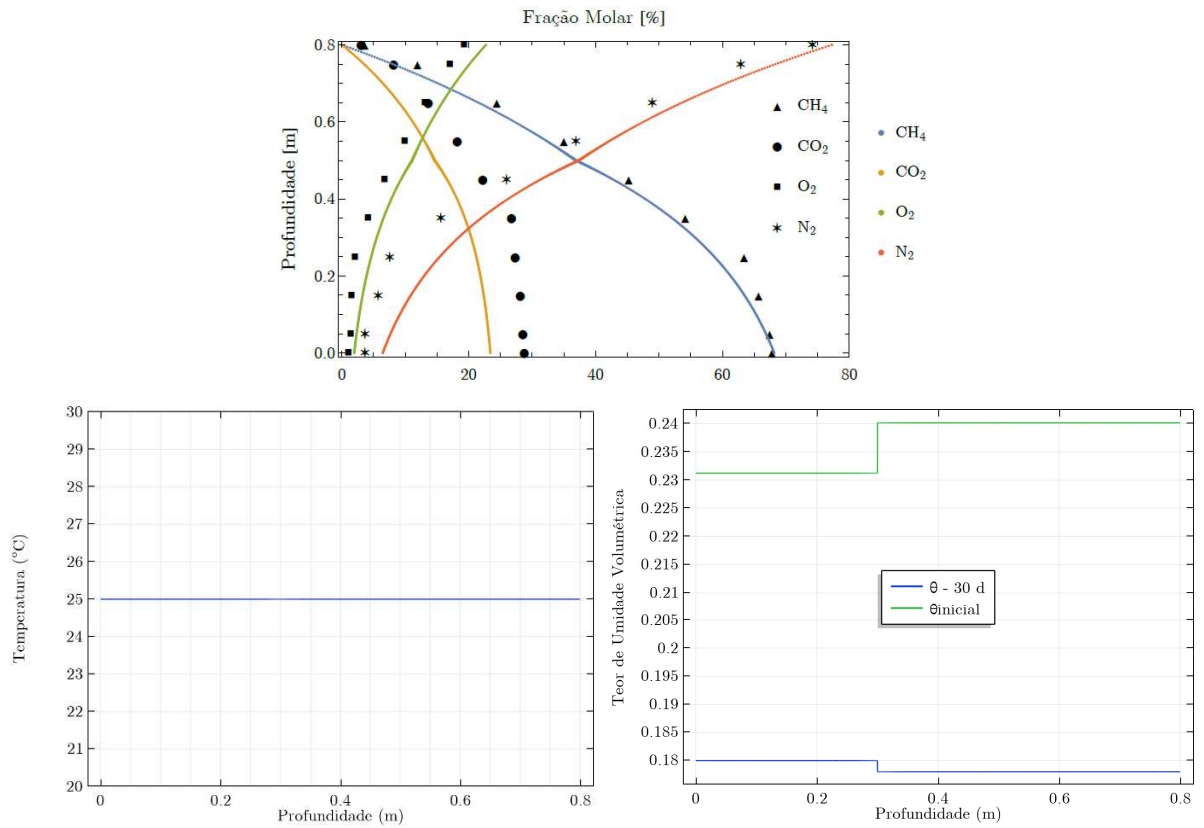


Figura 6.42 - Simulação numérica para o trabalho de Zuo et al. (2020) - 7:3

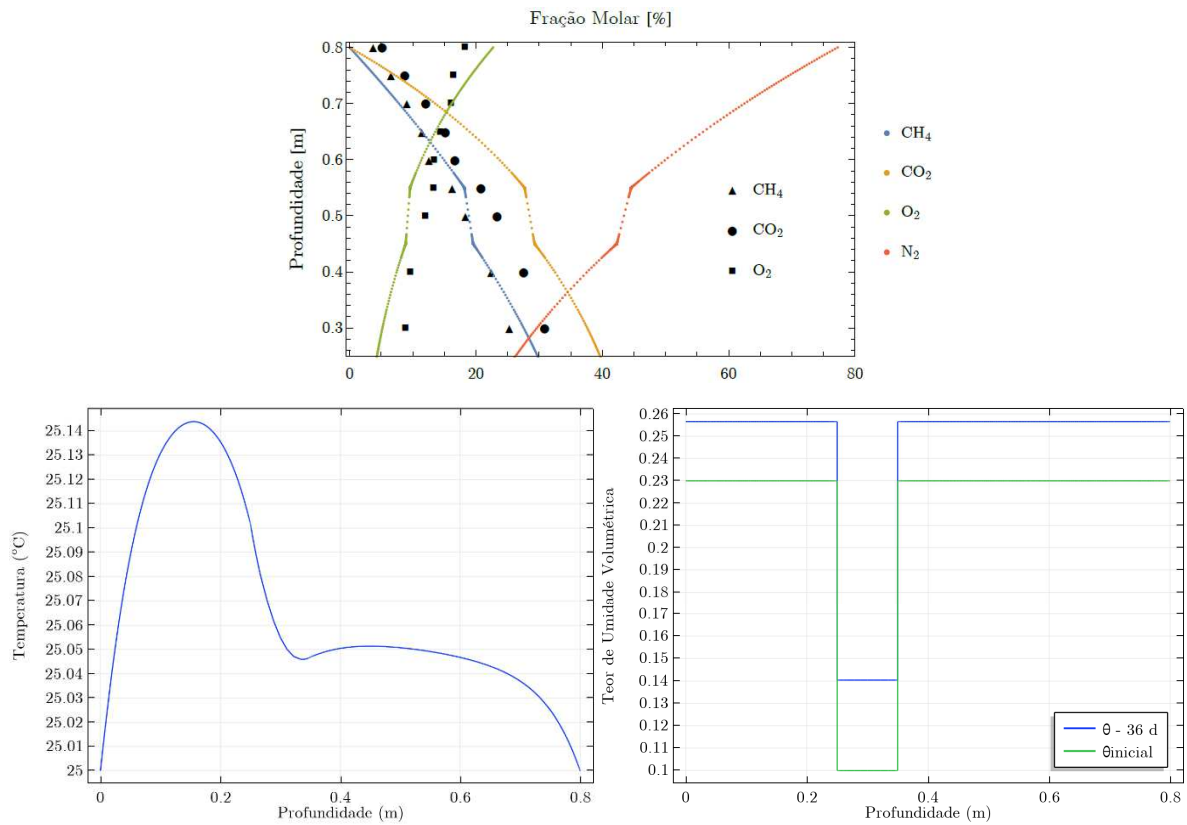


Figura 6.43 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C1

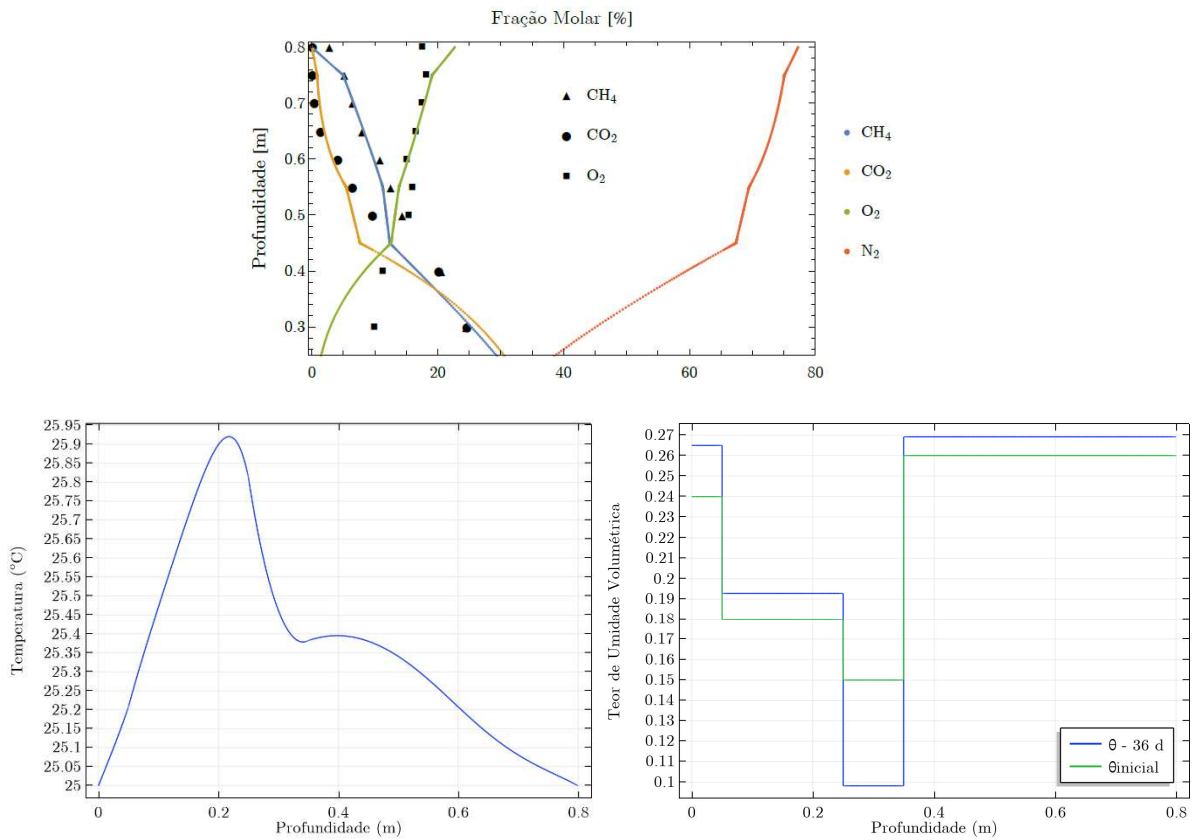


Figura 6.44 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C2

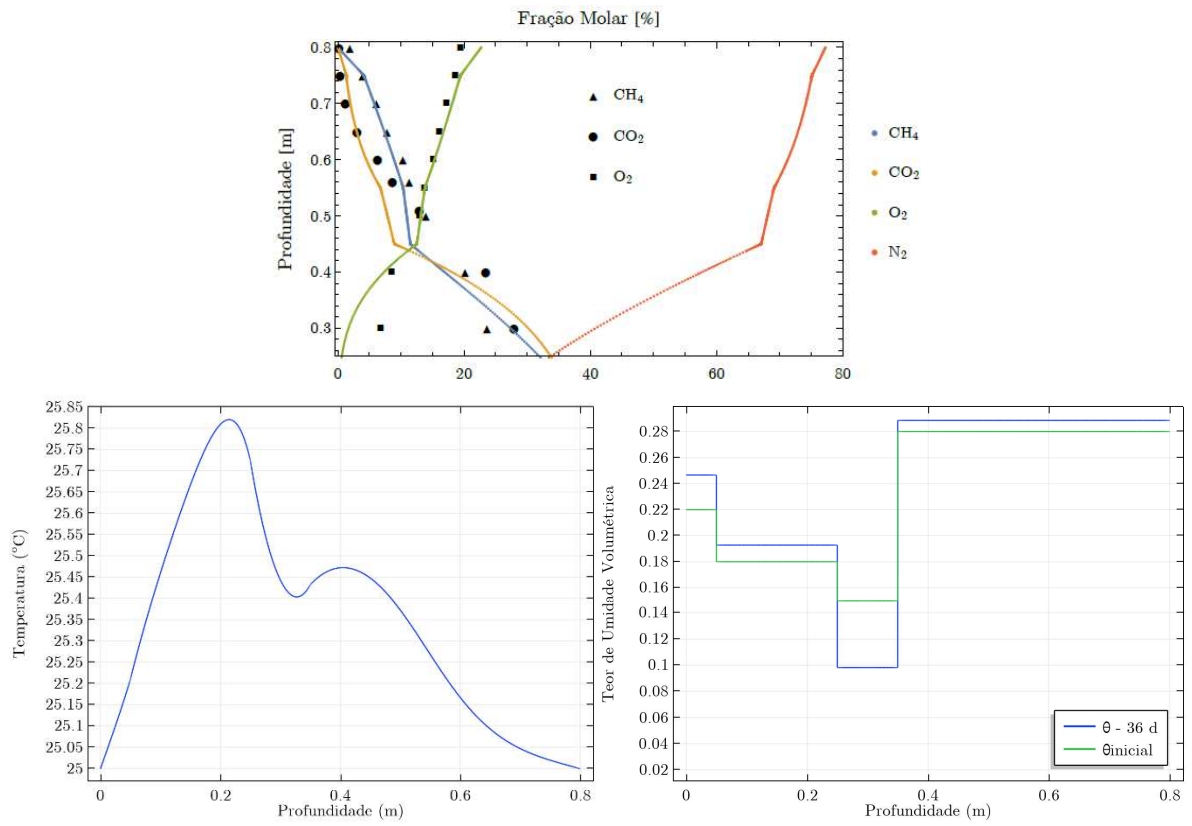


Figura 6.45 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C3

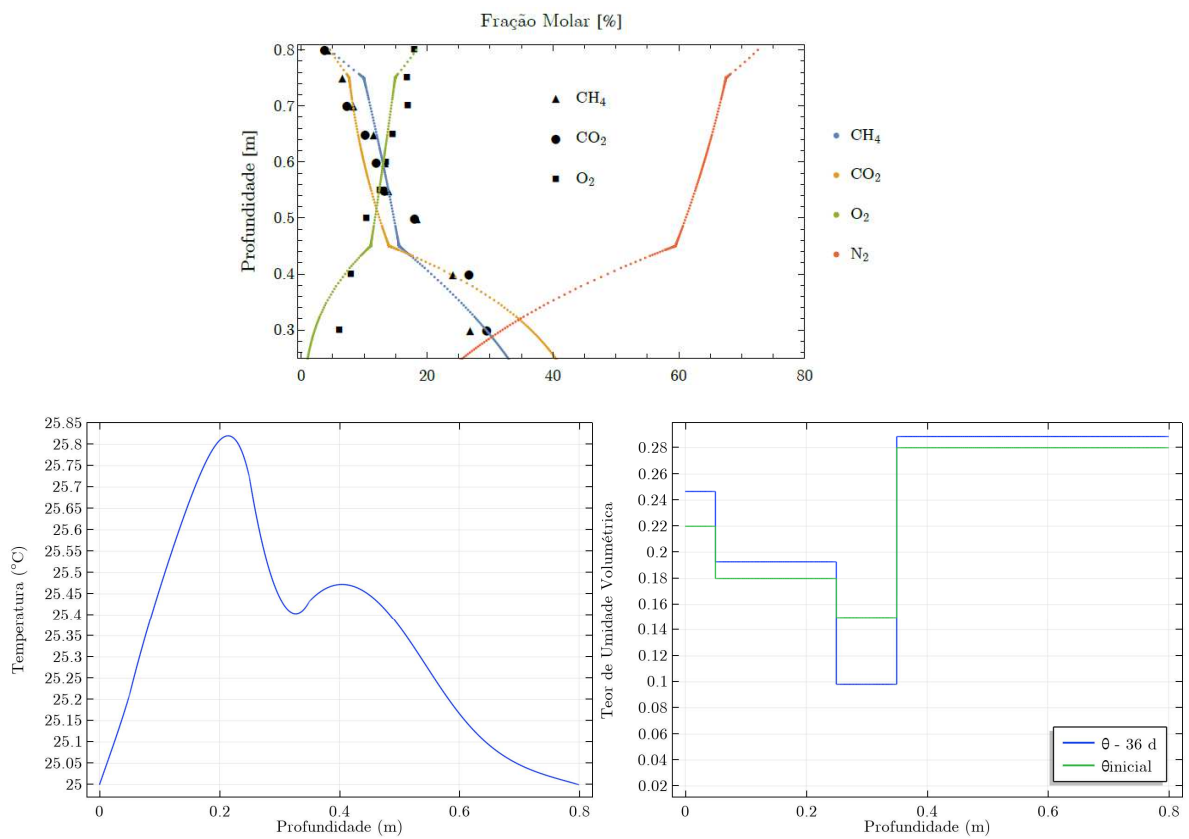


Figura 6.46 - Simulação numérica para o trabalho de Chetri et al. (2022) - C4

A partir desses resultados, foi possível realizar uma comparação entre os dados obtidos por simulação e aqueles provenientes dos ensaios experimentais. Essa comparação revelou variações no desempenho preditivo do modelo numérico conforme o tipo de gás analisado, refletindo a complexa interação entre os processos de produção, transporte e consumo de gases nas camadas de cobertura de aterros sanitários. A análise conjunta dos parâmetros estatísticos (R^2 , MAE e MAPE) com as propriedades físicas e químicas dos solos permitiu identificar padrões e limitações na simulação de cada gás. Cabe destacar que as colunas de solo do estudo de Rose et al. (2012), não incluídos na Tabela 6.6, não disponibilizaram dados de fração molar, impossibilitando o ajuste dos perfis ao longo da profundidade das colunas.

Tabela 6.6 - Resultados estatísticos dos ajustes de fração molar com o modelo numérico

PESQUISA	R2				MAE (%)				MAPE (%)			
	CH4	CO2	O2	N2	CH4	CO2	O2	N2	CH4	CO2	O2	N2
De Visser et al. (1999)	0,98	1,00	0,98	1,00	0,98	0,73	0,88	0,60	31,41	21,51	56,44	1,19
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1	0,98	0,75	0,74	0,95	1,49	1,67	2,62	1,89	20,37	61,44	53,78	3,15
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3	0,77	0,82	0,81	0,50	2,03	1,63	2,34	3,58	32,96	67,84	44,36	5,12
Huang et al. (2020) - C1	0,96	0,84	0,95	0,997	0,89	2,38	0,55	2,03	6,89	15,79	23,51	3,44
Rachor et al. (2011) - C1	0,91	0,15	0,45	0,95	1,50	3,82	1,83	1,23	134,34	26,17	64,32	1,58
Hilger et al. (2000)	0,99	0,98	0,98	0,98	0,50	1,12	0,40	1,35	2,97	3,67	5,44	3,85
Thomasen et al. (2019) - CC (7 dias)	-10,68	-0,83	-180,82	-40,42	2,32	0,05	2,65	4,90	279,14	49,67	16,93	5,91
Thomasen et al. (2019) - CC (21 dias)	0,02	-1,54	-21,05	-0,66	0,91	0,05	0,71	1,08	63,70	96,19	4,00	1,34
Thomasen et al. (2019) - CC (35 dias)	0,16	-1,19	-	-10,76	1,09	0,08	3,58	4,16	32,39	143,81	16,28	5,69
Thomasen et al. (2019) - CC (49 dias)	-0,33	-9,09	-34,17	-3,02	1,34	0,12	0,96	2,17	27,98	87,02	4,94	2,89
Thomasen et al. (2019) - CC (63 dias)	-0,34	-2,92	-3,42	0,46	0,87	0,05	0,39	0,59	16,76	83,40	2,13	0,77

PESQUISA	R2				MAE (%)				MAPE (%)			
	CH4	CO2	O2	N2	CH4	CO2	O2	N2	CH4	CO2	O2	N2
Thomasen et al. (2019) - C1 (14 dias)	0,67	-2,02	-0,64	-3,65	0,09	7,22	2,47	4,93	70,15	49,27	33,57	6,43
Thomasen et al. (2019) - C1 (28 dias)	-1,86	-0,04	0,02	-0,75	1,65	1,11	0,59	0,98	91,99	30,08	5,70	1,18
Thomasen et al. (2019) - C1 (42 dias)	-1,20	-2,65	-9,64	-9,96	1,65	2,26	4,03	3,43	84,81	74,52	27,42	4,32
Thomasen et al. (2019) - C1 (56 dias)	-0,33	-9,09	-34,17	-3,02	1,34	0,12	0,96	2,17	70,16	49,27	33,58	6,43
Thomasen et al. (2019) - C1 (70 dias)	-0,34	-2,92	-3,42	0,46	0,87	0,05	0,39	0,59	638,83	34,81	31,45	1,82
Thomasen et al. (2019) - C2 (54 dias)	0,09	0,76	0,87	-0,53	1,74	1,13	1,13	3,06	704,09	21,07	21,81	3,58
Thomasen et al. (2019) - C2 (56 dias)	-8,71	0,82	0,54	-7,89	2,88	0,72	1,89	4,51	3538,41	7,55	73,04	5,23
Gebert et al. (2011b) - PD75 (14 dias)	0,76	0,84	0,83	0,92	0,86	1,96	1,65	0,77	41,59	12,24	54,80	1,03
Gebert et al. (2011b) - PD85 (14 dias)	0,94	0,97	0,58	0,88	2,20	0,87	2,31	4,21	25,26	3,45	91,75	8,06
Gebert et al. (2011b) - PD95 (14 dias)	0,52	0,75	-10,87	0,55	9,81	1,92	1,32	12,23	18,74	5,55	97,79	177,59
Scheutz and Kjeldsen (2003)	0,92	0,93	0,21	0,95	3,37	4,05	5,27	4,82	22,38	38,94	72,53	31,29
Kightley et al. (1994)	0,97	0,30	0,28	0,99	3,58	1,20	4,32	1,16	33,01	41,69	86,68	2,83
Park et al. (2002) - 30cm	0,97	-	0,33	-	2,00	-	4,63	-	12,82	-	56,64	-
Park et al. (2002) - 60cm	0,89	-	0,37	-	8,83	-	4,52	-	21,90	-	71,73	-
Kettunen et al. 2006 - SDS (15 dias)	-1,42	-6,01	0,19	-	2,44	6,65	0,69	-	98,32	28,53	22,45	-
Kettunen et al. 2006 - SDS (35 dias)	-3,10	0,51	0,30	-	3,08	1,93	1,35	-	98,54	9,69	23,31	-
Kettunen et al. 2006 - SDS (55 dias)	-13,68	0,04	-16,85	-	6,90	3,28	8,14	-	99,21	28,43	68,82	-
Kettunen et al. 2006 - SDB (15 dias)	0,96	0,85	-0,73	-	1,51	3,58	2,56	-	31,22	12,17	80,31	-
Kettunen et al. 2006 - SDB (35 dias)	0,77	0,90	-0,07	-	3,93	3,06	4,21	-	40,73	18,80	82,09	-
Kettunen et al. 2006 - SDB (55 dias)	0,73	0,84	-0,38	-	3,61	4,40	5,58	-	37,87	26,22	82,02	-
Zuo et al. 2020 1-1	0,94	0,98	0,90	0,98	3,65	1,50	1,99	2,84	23,34	15,57	120,16	22,05
Zuo et al. 2020 7-3	0,47	-1,11	0,91	0,99	15,18	11,30	1,67	2,54	42,41	54,59	34,56	22,98
Chetri et al. 2022 - C1	0,91	0,60	0,10	-	1,72	2,25	1,69	-	21,79	32,11	19,43	-
Chetri et al. 2022 - C2	0,92	0,94	0,66	-	1,40	1,54	2,35	-	16,11	20,59	13,98	-
Chetri et al. 2022 - C3	0,91	0,92	0,74	-	1,68	2,02	1,40	-	21,42	61,08	13,68	-

PESQUISA	R ²				MAE (%)				MAPE (%)			
	CH ₄	CO ₂	O ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	N ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂	N ₂
Chetri et al. 2022 - C4	0,89	0,84	0,79	-	1,88	2,75	1,35	-	16,11	20,59	13,98	-

Com base nessa análise individualizada, o CH₄ apresentou os resultados mais consistentes e satisfatórios dentre os gases analisados. A aplicação do modelo numérico em solos com elevada porosidade ($\theta_s \geq 0,50$) e umidade residual moderada (θ_r entre 0,02 e 0,05) resultou em coeficientes de determinação (R²) superiores a 0,90 em diversos estudos, incluindo De Visscher et al. (1999), Hilger et al. (2000), Kightley et al. (1994), Scheutz e Kjeldsen (2003), Huang et al. (2020), Zuo et al. (2020) e Chetri et al. (2022), sendo que os dois últimos contemplam configurações com multicamadas de materiais. Os valores de MAE permaneceram, em geral, abaixo de 2%, enquanto os de MAPE ficaram inferiores a 30%, indicando elevada precisão na modelagem do comportamento do metano.

Em contraste, solos arenosos compactados, com baixa capacidade de retenção hídrica e reduzido conteúdo de matéria orgânica, como observado nos estudos de Kightley et al. (1994), Park et al. (2002) e Gebert et al. (2011b - amostra PN75), resultaram em desempenho estatístico inferior. Casos isolados de desvios severos, como nos ensaios de Thomasen et al. (2019) e Kettunen et al. (2006 - amostra SDS) com R² negativos e MAPE superiores a 100%, indicando que camadas oxidativas podem dificultar a acurácia da predição do CH₄.

Para o CO₂, os resultados apresentaram maior heterogeneidade, por exemplo, em estudos como os de De Visscher et al. (1999), Hilger et al. (2000), Zuo et al. (2020), Chetri et al. (2022) e Kettunen et al. (2006), os modelos alcançaram coeficientes de determinação (R²) superiores a 0,90 e valores de MAPE entre 3% e 30%, demonstrando

boa capacidade de representação da dinâmica do CO₂, inclusive em configurações com multicamadas de materiais (Zuo et al., 2020; Chetri et al., 2022). Solos com textura intermediária (argilo-siltosa ou silto-arenosa), porosidade total entre 0,45 e 0,60 e teor de matéria orgânica entre 3% e 6% mostraram-se adequados para uma validação satisfatória. Por outro lado, estudos como os de Thomasen et al. (2019) e Stein e Hettiaratchi (2010 - LF3) apresentaram R² negativos (atingindo até -9,09) e valores de MAPE superiores a 60%, indicando limitações na capacidade de aplicação do modelo em determinadas condições.

Quanto a simulação das concentrações de oxigênio (O₂), alguns estudos, como os de De Visscher et al. (1999), Hilger et al. (2000), Huang et al. (2020) e Zuo et al. (2020 - 7-3), obtiveram R² próximos de 0,90 e MAPE abaixo de 25%, contudo, a maioria dos ensaios apresentou baixos valores de R². Casos extremos foram observados em Thomasen et al. (2019), Gebert et al. (2011b) e Kettunen et al. (2006), com R² de até -1021,56 e MAPE superiores a 80%. Esses resultados revelam a elevada sensibilidade do O₂ a variações na estrutura da cobertura, na umidade, e na oxidação do metano. A difusão gasosa, principal mecanismo de transporte do O₂, é fortemente condicionada pela densidade seca e pela granularidade do solo. Solos mais porosos, com menor compactação e maior presença de areia ou pedregulhos (>80%), apresentaram melhor desempenho preditivo, conforme evidenciado no estudo de Thomasen et al. (2019) e Kettunen et al. (2006).

Quanto ao nitrogênio (N₂), a modelagem foi, em geral, mais estável e robusta. Estudos como os de De Visscher et al. (1999), Hilger et al. (2000), Huang et al. (2020), Zuo et al. (2020) e Scheutz e Kjeldsen (2003) apresentaram R² superiores a 0,95 e

MAPE frequentemente abaixo de 5%, evidenciando a previsibilidade elevada desse gás. A estabilidade dos modelos reflete a natureza conservativa do N₂, pouco afetada pela oxidação do metano e carbonatação, atuando principalmente como componente residual do ar atmosférico. Em solos bem drenados, com maior proporção de areia e baixa matéria orgânica, a predição foi mais eficaz. Em casos pontuais, como nos estudos de Gebert et al. (2011b) e Thomasen et al. (2019), os erros percentuais ultrapassaram 6%, mas sem comprometer significativamente a modelagem.

Complementarmente à avaliação dos gases, a análise térmica das colunas revelou variações modestas de temperatura na maioria dos estudos, geralmente inferiores a 1°C, como observado em De Visscher et al. (1999), Huang et al. (2020), Hilger et al. (2000), Park et al. (2002) e Rose et al. (2012). Casos como Chetri et al. (2022 - C2 e C3) e Thomasen et al. (2019 - C2, 14 dias) mostraram elevações mais expressivas, superiores a 2°C, associadas à presença de camadas oxidativas nas colunas, que favorecem a reação de oxidação do metano, um processo exotérmico. Por outro lado, trabalhos como Zuo et al. (2020) e as simulações intermediárias de Thomasen et al. (2019 - C2) indicaram estabilidade térmica, sem variação significativa.

No que se refere ao teor de umidade volumétrica do solo, verificou-se que, dentre as 23 simulações analisadas, 17 apresentaram redução desse parâmetro, enquanto apenas 6 indicaram aumento, como observado nos estudos de Stein e Hettiaratchi (2010 - LF1), Huang et al. (2020) e Chetri et al. (2022). A amplitude de variação registrada para o teor de umidade volumétrica situou-se, predominantemente, em torno de $\pm 0,04$, evidenciando alterações limitadas ao longo do período simulado.

Complementarmente às simulações da fração molar foram realizadas comparações

entre os valores de eficiência de oxidação (EO) do metano mostra que o modelo numérico apresentou desempenho satisfatório na maioria dos casos (Tabela 6.7). Em estudos como De Visscher et al. (1999), Huang et al. (2020 - C1), Gebert et al. (2011b - PD75 e PD85) e Chetri et al. (2022 - C2, C3, C4), as simulações reproduziram EOs do CH₄ superiores a 80%, em concordância com os dados experimentais.

Por outro lado, em experimentos com baixa eficiência de oxidação, como os de Hilger et al. (2000) e Stein e Hettiaratchi (2010 - LF1, LF3), o modelo conseguiu refletir parcialmente a baixa conversão do metano, ainda que com variações. Situações com EO negativa ou nula, como nos períodos iniciais de Thomasen et al. (2019 - CC), indicaram provável aumento de CH₄ nas colunas, cenário também identificado pelas simulações.

Em relação ao CO₂, os valores de EO obtidos no modelo indicaram predominantemente geração líquida (valores negativos), condizente com a liberação desse gás durante a oxidação do metano. No entanto, os experimentos de Chetri et al. (2022 - C2, C3 e C4), que utilizaram escória de ferro na camada de cobertura, apresentaram EOs positivas e elevadas para o CO₂ nas simulações. Esse comportamento está associado à reação de carbonatação promovida pela escória, capaz de capturar e reter CO₂ no meio sólido, processo coerentemente refletido pelo modelo numérico.

Tabela 6.7 - Comparações da eficiência de oxidação do CH₄ entre simulação numérica e dados experimentais

Pesquisa	Experimental		Comsol			
	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CO ₂ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CO ₂ (%)
De Visscher et al. (1999)	2,70	79,85	2,44	81,79	23,50	-75,37
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1	13,55	32,00	15,01	37,46	0,01	-

Pesquisa	Experimental		Comsol			
	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CO ₂ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CO ₂ (%)
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3	5,81	50,00	7,86	32,39	0,03	-
Huang et al. (2020) - C1	3,61	84,25	4,64	79,77	13,85	9,42
Rachor et al. (2011) - C1	0,00	100,00	0,30	87,54	2,64	-62,05
Hilger et al. (2000)	22,46	20,00	19,52	36,00	27,95	0,46
Thomasen et al. (2019) - CC (7 dias)	0,47	1,61	0,48	-0,23	0,00	-
Thomasen et al. (2019) - CC (21 dias)	2,43	-2,06	2,39	-0,18	0,00	-
Thomasen et al. (2019) - CC (35 dias)	5,31	-11,30	4,78	-0,03	0,00	-
Thomasen et al. (2019) - CC (49 dias)	7,71	-7,34	7,18	0,09	0,00	-
Thomasen et al. (2019) - CC (63 dias)	16,03	-12,00	14,26	0,40	0,00	-
Thomasen et al. (2019) - C1 (14 dias)	0,00	100,00	0,00	99,69	2,02	-
Thomasen et al. (2019) - C1 (28 dias)	1,15	51,60	0,01	99,61	4,82	-
Thomasen et al. (2019) - C1 (42 dias)	2,48	47,90	0,03	99,31	5,85	-
Thomasen et al. (2019) - C1 (56 dias)	0,40	94,40	0,10	98,62	0,30	-
Thomasen et al. (2019) - C1 (70 dias)	0,00	100,00	0,17	98,79	17,90	-
Thomasen et al. (2019) - C2 (14 dias)	-	-	0,00	99,58	0,95	-
Thomasen et al. (2019) - C2 (28 dias)	-	-	0,02	99,29	0,00	-
Thomasen et al. (2019) - C2 (42 dias)	3,32	30,40	0,41	91,41	6,94	-
Thomasen et al. (2019) - C2 (56 dias)	5,28	63,10	1,78	87,56	7,61	-
Thomasen et al. (2019) - C2 (70 dias)	0,28	99,00	1,77	93,82	15,60	-
Gebert et al. (2011b) - PD75 (14 dias)	0,01	99,21	0,05	97,72	7,40	-403,1
Gebert et al. (2011b) - PD75 (28 dias)	0,12	96,61	0,29	91,99	10,25	-326,9
Gebert et al. (2011b) - PD75 (42 dias)	0,04	99,22	0,81	84,77	12,58	-256,5
Gebert et al. (2011b) - PD85 (14 dias)	0,14	93,25	0,09	96,05	2,13	-44,99
Gebert et al. (2011b) - PD85 (28 dias)	0,25	92,93	0,60	83,40	3,38	-40,83

Pesquisa	Experimental		Comsol			
	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CH ₄ (%)	Emissão CO ₂ (mol m ⁻² d ⁻¹)	EO CO ₂ (%)
Gebert et al. (2011b) - PD85 (42 dias)	2,04	61,44	1,88	64,49	4,99	-41,36
Gebert et al. (2011b) - PD95 (14 dias)	0,56	74,34	1,69	23,36	2,27	-54,56
Gebert et al. (2011b) - PD95 (28 dias)	2,47	31,30	4,02	-11,68	4,16	-73,49
Gebert et al. (2011b) - PD95 (42 dias)	4,17	21,21	7,41	-39,89	6,77	-91,79
Scheutz and Kjeldsen (2003)	4,05	74,00	6,22	60,14	13,07	16,20
Kightley et al. (1994)	6,52	61,00	6,19	63,03	4,81	-
Park et al. (2002)	13,17	59,84	14,24	56,59	8,64	-
Park et al. (2002)	13,17	59,84	16,81	48,75	0,62	-
Rose et al. 2012 - Solo	19,51	19,74	19,85	18,38	2,28	-
Rose et al. 2012 - M31	19,42	20,12	19,51	19,78	2,36	-
Rose et al. 2012 - M11	18,05	25,78	18,05	25,78	3,10	-
Rose et al. 2012 - Compostagem	13,68	43,72	13,61	44,04	5,29	-
Kettunen et al. 2006 - SDS (15 dias)	0,05	97,00	0,057	96,76	3,64	-89,11
Kettunen et al. 2006 - SDS (35 dias)	0,48	77,00	1,12	46,46	3,26	-42,27
Kettunen et al. 2006 - SDS (55 dias)	1,86	22,00	1,79	24,93	3,20	-22,69
Kettunen et al. 2006 - SDB (15 dias)	0,45	74,00	0,95	45,71	3,19	-65,96
Kettunen et al. 2006 - SDB (35 dias)	1,75	16,00	1,84	12,08	3,10	-35,58
Kettunen et al. 2006 - SDB (55 dias)	2,38	0,11	2,31	3,16	3,39	-29,94
Zuo et al. 2020 1-1	-	-	13,82	0,00	13,82	0,00
Zuo et al. 2020 7-3	-	-	19,35	0,00	6,39	0,01
Chetri et al. 2022 - C1	1,62	80,00	6,38	21,48	8,94	-6,18
Chetri et al. 2022 - C2	0,81	90,00	6,00	26,15	0,75	91,05
Chetri et al. 2022 - C3	0,65	92,00	6,00	26,15	1,45	82,78
Chetri et al. 2022 - C4	1,30	84,00	5,84	28,12	2,83	66,40

Devido a importância dos mecanismos físicos de transporte e o seu papel na dinâmica dos gases nas camadas de cobertura, são apresentados na Tabela 6.8 os valores de difusão molecular dos gases CH₄, CO₂, O₂ e N₂ (Eq. - 2.44) e velocidade de Darcy para a fase líquida (v_z - Eq. 5.2) e gasosa (v_g - Eq. 5.18). De modo geral, os valores apresentados correspondem ao maior valor da variável ao longo da coluna, registrado ao final de cada simulação.

Com base nos resultados obtidos por meio do modelo numérico, os coeficientes de

difusão molecular dos gases apresentaram amplitude significativa entre os estudos analisados. Para o metano (CH_4), os valores variaram entre $3,3 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ e $2,3 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, com média de $9,6 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. O dióxido de carbono (CO_2) apresentou coeficientes entre $2,5 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ e $1,9 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, com valor médio de $7,6 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Para o oxigênio (O_2), os coeficientes de difusão oscilaram de $3,1 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ a $2,2 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, com média de $9,2 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. O nitrogênio (N_2), por sua vez, apresentou valores entre $2,8 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ e $2,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, com média de $8,8 \times 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Esses valores refletem a influência de diferentes condições experimentais, propriedades do solo e variações nas condições de umidade e compactação das camadas modeladas.

No que se refere à velocidade de Darcy do gás (v_g), os valores obtidos variaram de $1,1 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ a $2,2 \times 10^{-5} \text{ m/s}$, com média de $8,7 \times 10^{-6} \text{ m/s}$, enquanto a velocidade de Darcy da água (v_z - Eq. 5.2) apresentou valores significativamente menores, entre $6,4 \times 10^{-12} \text{ m/s}$ e $7,9 \times 10^{-9} \text{ m/s}$, com média de $4,0 \times 10^{-9} \text{ m/s}$. Essa diferença entre as velocidades reflete o baixo teor de umidade e a predominância do transporte gasoso nos meios porosos analisados.

A avaliação conjunta dos coeficientes de difusão molecular e das velocidades de Darcy revelou a forte dependência desses parâmetros em relação às propriedades físicas dos solos utilizados nas simulações. Solos com maiores valores de porosidade total (n) e umidade residual reduzida ($\theta_r \leq 0,02$), como observado nos estudos de Stein e Hettiaratchi (2010) e Gebert et al. (2011b - PN75), apresentaram coeficientes de difusão mais elevados, favorecendo o transporte por difusão de gases como CH_4 e CO_2 . O solo estudado por De Visscher et al. (1999), apesar de apresentar porosidade elevada ($n = 0,58$), teve difusão inferior em comparação a solos siltosos de menor densidade,

sugerindo que a fração de argila (9,8%) e a densidade aparente ($\rho_d = 1039 \text{ kg/m}^3$) podem ter restringido parcialmente o fluxo dos gases.

Materiais mais densos, como o da escória de ferro (Chetri et al. 2022 - C2, C3 e C4), apesar de apresentarem elevada densidade de partículas ($\rho_s > 3300 \text{ kg/m}^3$) e porosidade moderada ($n = 0,50$), exibiram desempenho expressivo em termos de velocidade de Darcy para o gás. Esse comportamento está associado à alta permeabilidade intrínseca desses materiais (K_{in} variando de 1×10^{-10} a $3 \times 10^{-10} \text{ m}^2$), o que resulta em um maior fluxo advectivo, mesmo diante de valores de porosidade similares aos de solos naturais. O mesmo efeito foi observado para o pedregulho estudado por Thomasen et al. (2019), que, com porosidade de 0,65 e K_{in} de $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2$, apresentou altas velocidades de Darcy, embora com difusão menos expressiva em função da baixa retenção hídrica e maior dimensão granular.

Por outro lado, materiais com baixa permeabilidade e porosidade mais restrita, como os solos argilosos analisados por Rose et al. (2012) e Chetri et al. (2022 - C1), apresentaram tanto difusão quanto velocidade de Darcy bastante reduzidas. Os baixos valores de K_{in} (até $5,78 \times 10^{-14} \text{ m}^2$) e a elevada fração de argila ($> 25\%$) contribuem para a limitação do transporte gasoso nesses meios, restringindo os processos de advecção e difusão. O conteúdo de matéria orgânica, embora elevado em materiais como o biocarvão (MO $> 90\%$), não se mostrou determinante para o aumento da difusão, possivelmente em razão de sua baixa permeabilidade intrínseca ($K_{in} = 1 \times 10^{-12} \text{ m}^2$) dificultando o fluxo advectivo.

Tabela 6.8 - Mecanismos de transporte obtidos na simulação numérica

PESQUISA	D_{CH₄} (m²/s)	D_{CO₂} (m²/s)	D_{O₂} (m²/s)	D_{N₂} (m²/s)	v_g (m/s)	v_z (m/s)
De Visscher et al. (1999)	5,1x10 ⁻⁶	4,1x10 ⁻⁶	4,8x10 ⁻⁶	4,8x10 ⁻⁶	8,6x10 ⁻⁶	5,3x10 ⁻⁹
Stein and Hettiaractchi (2010) - LF1	1,0x10 ⁻⁵	7,6x10 ⁻⁶	9,6x10 ⁻⁶	9,6x10 ⁻⁶	3,7x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁹
Stein and Hettiaractchi (2010) - LF3	9,9x10 ⁻⁶	7,4x10 ⁻⁶	9,4x10 ⁻⁶	9,4x10 ⁻⁶	2,2x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁹
Huang et al. (2020) - C1	2,3x10 ⁻⁵	1,9x10 ⁻⁵	2,2x10 ⁻⁵	2,0x10 ⁻⁵	2,2x10 ⁻⁵	7,6x10 ⁻⁹
Rachor et al. (2011) - C1	3,3x10 ⁻⁶	2,5x10 ⁻⁶	3,1x10 ⁻⁶	2,8x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	7,8x10 ⁻⁹
Hilger et al. 2000	6,1x10 ⁻⁶	5,4x10 ⁻⁶	6,0x10 ⁻⁶	5,8x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁵	6,3x10 ⁻¹²
Thomasen et al., 2019 - CC (7 dias)	3,3x10 ⁻⁵	2,5x10 ⁻⁵	3,1x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	2,5x10 ⁻⁶	6,4x10 ⁻¹³
Thomasen et al., 2019 - CC (21 dias)	3,4x10 ⁻⁵	2,5x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	1,2x10 ⁻⁵	1,1x10 ⁻¹³
Thomasen et al., 2019 - CC (35 dias)	3,4x10 ⁻⁵	2,5x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	2,5x10 ⁻⁵	5,1x10 ⁻¹⁴
Thomasen et al., 2019 - CC (49 dias)	3,4x10 ⁻⁵	2,6x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	3,8x10 ⁻⁵	3,0x10 ⁻¹⁴
Thomasen et al., 2019 - CC (63 dias)	3,4x10 ⁻⁵	9,2x10 ⁻⁶	1,1x10 ⁻⁵	1,0x10 ⁻⁵	7,6x10 ⁻⁵	2,0x10 ⁻¹⁴
Thomasen et al., 2019 - C1 (14 dias)	1,3x10 ⁻⁵	1,0x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	8,0x10 ⁻⁶	3,8x10 ⁻¹⁶
Thomasen et al., 2019 - C1 (28 dias)	3,4x10 ⁻⁵	2,5x10 ⁻⁵	1,2x10 ⁻⁵	1,1x10 ⁻⁵	2,0x10 ⁻⁵	5,5x10 ⁻¹⁷
Thomasen et al., 2019 - C1 (42 dias)	1,8x10 ⁻⁵	1,4x10 ⁻⁵	1,7x10 ⁻⁵	1,6x10 ⁻⁵	3,3x10 ⁻⁵	2,0x10 ⁻¹⁷
Thomasen et al., 2019 - C1 (56 dias)	4,9x10 ⁻⁵	3,8x10 ⁻⁵	4,7x10 ⁻⁵	4,6x10 ⁻⁵	5,3x10 ⁻⁵	3,0x10 ⁻¹⁶
Thomasen et al., 2019 - C1 (70 dias)	3,6x10 ⁻⁴	2,7x10 ⁻⁴	3,4x10 ⁻⁴	3,3x10 ⁻⁴	7,9x10 ⁻⁵	2,4x10 ⁻¹⁷
Thomasen et al., 2019 - C2 (46 dias)	3,5x10 ⁻⁵	2,7x10 ⁻⁵	3,3x10 ⁻⁵	3,1x10 ⁻⁵	3,6x10 ⁻⁶	2,8x10 ⁻¹⁵
Thomasen et al., 2019 - C2 (49 dias)	3,5x10 ⁻⁵	2,7x10 ⁻⁵	3,3x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	3,6x10 ⁻⁵	2,3x10 ⁻¹⁵
Thomasen et al., 2019 - C2 (51 dias)	3,5x10 ⁻⁵	2,7x10 ⁻⁵	3,3x10 ⁻⁵	3,2x10 ⁻⁵	3,6x10 ⁻⁵	2,1x10 ⁻¹⁵

PESQUISA	D_{CH₄} (m²/s)	D_{CO₂} (m²/s)	D_{O₂} (m²/s)	D_{N₂} (m²/s)	v_g (m/s)	v_z (m/s)
Thomassen et al., 2019 - C2 (54 dias)	3,6x10 ⁻⁵	2,7x10 ⁻⁵	3,4x10 ⁻⁵	3,3x10 ⁻⁵	3,6x10 ⁻⁵	1,9x10 ⁻¹⁵
Thomassen et al., 2019 - C2 (56 dias)	7,8x10 ⁻⁵	5,9x10 ⁻⁵	7,4x10 ⁻⁵	7,2x10 ⁻⁵	4,9x10 ⁻⁵	3,3x10 ⁻¹⁵
Gebert et al., 2011b (PN75 - 14 dias)	7,2x10 ⁻⁶	5,5x10 ⁻⁶	6,8x10 ⁻⁶	6,3x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	2,6x10 ⁻¹⁶
Gebert et al., 2011b (PN75 - 28 dias)	7,4x10 ⁻⁶	5,6x10 ⁻⁶	6,9x10 ⁻⁶	6,5x10 ⁻⁶	1,4x10 ⁻⁶	7,2x10 ⁻¹⁶
Gebert et al., 2011b (PN75 - 42 dias)	7,4x10 ⁻⁶	5,6x10 ⁻⁶	7,0x10 ⁻⁶	6,5x10 ⁻⁶	1,8x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁻¹⁵
Gebert et al., 2011b (PN85 - 14 dias)	1,3x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	1,1x10 ⁻⁶	1,4x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻¹⁵
Gebert et al., 2011b (PN85 - 28 dias)	1,6x10 ⁻⁶	1,2x10 ⁻⁶	1,4x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁶	3,6x10 ⁻⁵	2,3x10 ⁻¹⁴
Gebert et al., 2011b (PN85 - 42 dias)	1,7x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁶	1,4x10 ⁻⁶	4,9x10 ⁻⁵	1,4x10 ⁻¹³
Gebert et al., 2011b (PN95 - 14 dias)	8,5x10 ⁻⁷	6,7x10 ⁻⁷	8,1x10 ⁻⁷	7,3x10 ⁻⁷	8,0x10 ⁻⁷	2,4x10 ⁻¹⁴
Gebert et al., 2011b (PN95 - 28 dias)	9,2x10 ⁻⁷	7,3x10 ⁻⁷	8,7x10 ⁻⁷	7,9x10 ⁻⁷	1,1x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁻¹⁴
Gebert et al., 2011b (PN95 - 42 dias)	8,7x10 ⁻⁷	7,7x10 ⁻⁷	9,2x10 ⁻⁷	8,4x10 ⁻⁷	1,5x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁻¹⁴
Scheutz and Kjeldsen (2003)	2,2x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁶	2,0x10 ⁻⁶	7,3x10 ⁻⁵	1,2x10 ⁻⁵
Kightley et al. (1994)	3,1x10 ⁻⁶	2,4x10 ⁻⁶	3,0x10 ⁻⁶	2,9x10 ⁻⁶	3,4x10 ⁻⁶	9,0x10 ⁻⁹
Park et al. (2002) - 30cm	6,4x10 ⁻⁶	5,0x10 ⁻⁶	6,2x10 ⁻⁶	6,1x10 ⁻⁶	7,8x10 ⁻⁶	5,6x10 ⁻⁹
Park et al. (2002) - 60cm	4,7x10 ⁻⁶	3,6x10 ⁻⁶	4,5x10 ⁻⁶	4,6x10 ⁻⁶	9,5x10 ⁻⁶	4,7x10 ⁻⁹
Rose et al. 2012 - Soil	8,5x10 ⁻⁶	6,3x10 ⁻⁶	8,0x10 ⁻⁶	8,0x10 ⁻⁶	3,9x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻¹³
Rose et al. 2012 - M31	9,3x10 ⁻⁶	7,0x10 ⁻⁶	8,8x10 ⁻⁶	8,8x10 ⁻⁶	9,5x10 ⁻⁶	2,3x10 ⁻¹¹
Rose et al. 2012 - M11	1,1x10 ⁻⁵	8,5x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁵	1,0x10 ⁻⁵	3,9x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻¹¹
Rose et al. 2012 - Compost.	9,6x10 ⁻⁶	7,2x10 ⁻⁶	9,1x10 ⁻⁶	9,1x10 ⁻⁶	4,1x10 ⁻⁶	1,8x10 ⁻⁹
Kettunen et al. 2006 - SDS (15 dias)	7,7x10 ⁻⁶	6,0x10 ⁻⁶	7,3x10 ⁻⁶	6,2x10 ⁻⁶	8,7x10 ⁻⁷	7,1x10 ⁻⁶
Kettunen et al. 2006 - SDS (35 dias)	7,4x10 ⁻⁶	5,8x10 ⁻⁶	7,0x10 ⁻⁶	6,0x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁶	5,5x10 ⁻⁶

PESQUISA	D_{CH₄} (m²/s)	D_{CO₂} (m²/s)	D_{O₂} (m²/s)	D_{N₂} (m²/s)	v_g (m/s)	v_z (m/s)
Kettunen et al. 2006 - SDS (55 dias)	7,3x10 ⁻⁶	5,7x10 ⁻⁶	6,9x10 ⁻⁶	6,0x10 ⁻⁶	1,1x10 ⁻⁶	4,7x10 ⁻⁶
Kettunen et al. 2006 - SDB (15 dias)	3,8x10 ⁻⁷	2,9x10 ⁻⁷	3,5x10 ⁻⁷	3,1x10 ⁻⁷	6,3x10 ⁻⁷	2,1x10 ⁻⁹
Kettunen et al. 2006 - SDB (35 dias)	4,2x10 ⁻⁷	3,3x10 ⁻⁷	4,0x10 ⁻⁷	3,4x10 ⁻⁷	7,3x10 ⁻⁷	1,0x10 ⁻⁹
Kettunen et al. 2006 - SDB (55 dias)	4,5x10 ⁻⁷	3,5x10 ⁻⁷	4,2x10 ⁻⁷	3,7x10 ⁻⁷	8,1x10 ⁻⁷	6,5x10 ⁻¹⁰
Zuo et al. 2020 1-1 (Solo 1)	3,4x10 ⁻⁶	2,6x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻⁶	7,0x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻¹¹
Zuo et al. 2020 1-1 (Solo 2)	1,9x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁶	2,7x10 ⁻⁶	1,8x10 ⁻⁶	6,7x10 ⁻⁶	5,1x10 ⁻¹²
Zuo et al. 2020 7-3 (Solo 1)	3,4x10 ⁻⁶	2,6x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻⁶	5,2x10 ⁻⁶	2,9x10 ⁻¹¹
Zuo et al. 2020 7-3 (Solo 2)	1,8x10 ⁻⁶	1,5x10 ⁻⁶	1,7x10 ⁻⁶	1,7x10 ⁻⁶	4,9x10 ⁻⁶	5,1x10 ⁻¹²
Chetri et al. 2022 - C1 (Solo)	2,2x10 ⁻⁶	1,8x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁶	4,9x10 ⁻⁶	1,4x10 ⁻⁸
Chetri et al. 2022 - C1 (Areia)	9,9x10 ⁻⁶	8,2x10 ⁻⁶	9,4x10 ⁻⁶	9,0x10 ⁻⁶	4,9x10 ⁻⁶	9,7x10 ⁻⁸
Chetri et al. 2022 - C1 (Solo)	2,2x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁶	2,0x10 ⁻⁶	5,0x10 ⁻⁶	2,7x10 ⁻¹¹
Chetri et al. 2022 - C2 (Solo)	2,0x10 ⁻⁶	1,5x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	5,4x10 ⁻⁶	9,5x10 ⁻¹⁰
Chetri et al. 2022 - C2 (EF)	6,9x10 ⁻⁶	5,3x10 ⁻⁶	6,6x10 ⁻⁶	6,5x10 ⁻⁶	6,2x10 ⁻⁶	4,3x10 ⁻⁷
Chetri et al. 2022 - C2 (Areia)	1,7x10 ⁻⁵	1,3x10 ⁻⁵	1,6x10 ⁻⁵	1,5x10 ⁻⁵	6,3x10 ⁻⁶	6,1x10 ⁻⁷
Chetri et al. 2022 - C2 (Biochar)	2,2x10 ⁻⁶	1,9x10 ⁻⁶	2,1x10 ⁻⁶	2,0x10 ⁻⁶	6,7x10 ⁻⁶	6,7x10 ⁻⁷
Chetri et al. 2022 - C3 (Solo)	2,3x10 ⁻⁶	1,8x10 ⁻⁶	2,2x10 ⁻⁶	2,2x10 ⁻⁶	5,2x10 ⁻⁶	1,0x10 ⁻⁹
Chetri et al. 2022 - C3 (EF)	6,7x10 ⁻⁶	5,2x10 ⁻⁶	6,3x10 ⁻⁶	6,2x10 ⁻⁶	5,9x10 ⁻⁶	5,2x10 ⁻⁷
Chetri et al. 2022 - C3 (Areia)	1,6x10 ⁻⁵	1,3x10 ⁻⁵	1,5x10 ⁻⁵	1,5x10 ⁻⁵	6,0x10 ⁻⁶	7,3x10 ⁻⁷
Chetri et al. 2022 - C3 (Biochar)	1,8x10 ⁻⁶	1,5x10 ⁻⁶	1,7x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁶	6,4x10 ⁻⁶	7,6x10 ⁻⁷

PESQUISA	D_{CH_4} (m ² /s)	D_{CO_2} (m ² /s)	D_{O_2} (m ² /s)	D_{N_2} (m ² /s)	v_g (m/s)	v_z (m/s)
Chetri et al. 2022 - C4 (Solo)	1,7x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁶	1,5x10 ⁻⁶	5,2x10 ⁻⁶	1,6x10 ⁻⁹
Chetri et al. 2022 - C4 (EF+Areia)	9,2x10 ⁻⁶	7,3x10 ⁻⁶	8,8x10 ⁻⁶	8,4x10 ⁻⁶	5,5x10 ⁻⁶	3,4x10 ⁻⁷
Chetri et al. 2022 - C4 (Biochar)	1,3x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁶	5,5x10 ⁻⁶	5,4x10 ⁻⁷

A análise dos parâmetros utilizados na modelagem numérica da oxidação do metano (Tabela 6.9) revelou variações significativas na profundidade de ocorrência da taxa máxima de oxidação ($\ell_{m\acute{a}x}$), na magnitude de V_{max} (Eq. 5.40) e nas proporções estequiométricas da reação (XO_2 , YCO_2 , ZH_2O e W_b), refletindo as características particulares de cada solo e arranjo experimental.

A profundidade $\ell_{m\acute{a}x}$ variou entre 0,017 m e 0,87 m, com média de aproximadamente 0,35 m, evidenciando uma tendência de deslocamento da zona de maior atividade oxidativa para porções mais superficiais da coluna em solos com maior porosidade efetiva, maior disponibilidade de oxigênio ou em estágios iniciais de degradação da matéria orgânica, como observado nas simulações de Chetri et al. (2022 - C2 e C4). Por outro lado, em solos com baixa permeabilidade ou maior grau de compactação, como nos ensaios de Gebert et al. (2011b - PD85 e PD95), a zona de oxidação tendeu a se posicionar mais próxima da base da coluna, indicando uma limitação na difusão do oxigênio ao longo do perfil.

Em relação à V_{max} variou entre $1,0 \times 10^{-13}$ até $6,38 \times 10^{-7}$ mol/kg·s, evidenciando as diferenças devido às características físico-químicas do solo e pelo tempo de exposição ao metano. Estudos que utilizaram materiais orgânicos, como composto (Thomasen et al., 2019) ou biocarvão (Chetri et al., 2022 - C3 e C4), apresentaram V_{max} elevadas, o

que indica a relevância da presença de carbono orgânico ativo no aumento da taxa de oxidação do metano. Por outro lado, em solos minerais puros, especialmente nos de textura argilosa, os valores de V_{max} tenderam a ser mais baixos, coerente com a menor disponibilidade de poros para o transporte de gases e com a disponibilidade microbiana.

Tabela 6.9 - Parâmetros de oxidação do metano utilizados na simulação numérica

Pesquisa	$\ell_{m\acute{a}x}$ (m)	V_{max} (mol/kg.s)	X_{O_2}	Y_{CO_2}	Z_{H_2O}	W_b
De Visscher et al. (1999)	$L=0,14$	$7,50 \times 10^{-7}$	2,00	1,00	2,00	0,00
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF1	$L=0,35$	$1,40 \times 10^{-7}$	1,80	0,80	1,80	0,90
Stein e Hettiaractchi (2010) - LF3	$L=0,40$	$1,40 \times 10^{-7}$	1,7	0,7	1,8	0,80
Huang et al. (2020) - C1	$L=0,20$	$4,00 \times 10^{-7}$	1,10	0,1	1,7	0,18
Rachor et al. (2011) - C1	$L=0,24$	$1,00 \times 10^{-7}$	1,50	0,50	1,50	0,50
Hilger et al. (2000)	$L=0,017$	$2,8 \times 10^{-7}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Thomasen et al. (2019) - CC (7 dias)	-	$4,25 \times 10^{-11}$	1,20	0,24	1,52	0,20
Thomasen et al. (2019) - C1 (14 dias)	$L=0,87$	$6,00 \times 10^{-7}$	2,00	1,00	2,00	0,00
Thomasen et al. (2019) - C1 (28 dias)	$L=0,85$	$6,00 \times 10^{-7}$	2,50	1,50	1,20	0,00
Thomasen et al. (2019) - C1 (42 dias)	$L=0,81$	$6,00 \times 10^{-7}$	2,50	1,50	1,20	0,00
Thomasen et al. (2019) - C1 (56 dias)	$L=0,77$	$6,00 \times 10^{-7}$	2,50	1,50	1,20	0,00
Thomasen et al. (2019) - C1 (70 dias)	$L=0,73$	$6,00 \times 10^{-7}$	2,50	1,50	1,20	0,00
Thomasen et al. (2019) - C2 (14 dias)	$L=0,87$	$5,00 \times 10^{-7}$	2,50	1,50	1,20	0,00
Thomasen et al. (2019) - C2 (28 dias)	$L=0,87$	$5,00 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Thomasen et al. (2019) - C2 (42 dias)	$L=0,80$	$5,00 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Thomasen et al. (2019) - C2 (56 dias)	$L=0,75$	$5,00 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Thomasen et al. (2019) - C2 (70 dias)	$L=0,70$	$3,50 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Gebert et al. (2011b) - PD75 (14 dias)	$L=0,38$	$3,50 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Gebert et al. (2011b) - PD75 (28 dias)	$L=0,28$	$3,50 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Gebert et al. (2011b) - PD75 (42 dias)	$L=0,23$	$3,50 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Gebert et al. (2011b) - PD85 (14 dias)	$L=0,13$	$4,20 \times 10^{-7}$	3,00	2,00	1,80	0,00
Gebert et al. (2011b) - PD85 (28 dias)	$L=0,10$	$4,20 \times 10^{-7}$	1,04	0,10	1,43	0,23
Gebert et al. (2011b) - PD85 (42 dias)	$L=0,07$	$4,20 \times 10^{-7}$	1,04	0,10	1,43	0,23
Gebert et al. (2011b) - PD95 (14 dias)	$L=0,87$	$6,38 \times 10^{-7}$	1,04	0,10	1,43	0,23
Gebert et al. (2011b) - PD95 (28 dias)	$L=0,80$	$6,38 \times 10^{-7}$	1,04	0,10	1,43	0,23
Gebert et al. (2011b) - PD95 (42 dias)	$L=0,75$	$6,38 \times 10^{-7}$	1,04	0,10	1,43	0,23
Scheutz and Kjeldsen (2003)	$L=0,065$	$4,00 \times 10^{-7}$	1,04	0,10	1,43	0,23
Kightley et al. (1994)	$L=0,10$	$5,00 \times 10^{-7}$	1,04	0,10	1,43	0,23
Park et al. (2002)	$L=0,05$	$5,00 \times 10^{-7}$	1,50	0,50	1,50	0,50
Park et al. (2002)	$L=0,05$	$3,00 \times 10^{-7}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Rose et al. 2012 - Soil	$L=0,23$	$1,00 \times 10^{-7}$	1,50	0,50	1,50	0,50

Pesquisa	$\ell_{m\acute{a}x}$ (m)	V_{max} (mol/kg.s)	X_{O_2}	Y_{CO_2}	Z_{H_2O}	W_b
Rose et al. 2012 - M31	$L=0,25$	$1,20 \times 10^{-7}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Rose et al. 2012 - M11	$L=0,23$	$1,85 \times 10^{-7}$	0,99	0,05	1,40	0,23
Rose et al. 2012 - Compost.	$L=0,23$	$4,70 \times 10^{-7}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Kettunen et al. 2006 - SDS (15 dias)	$L=0,30$	$6,00 \times 10^{-7}$	1,50	0,50	1,50	0,50
Kettunen et al. 2006 - SDS (35 dias)	$L=0,30$	$6,00 \times 10^{-7}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Kettunen et al. 2006 - SDS (55 dias)	$L=0,28$	$6,00 \times 10^{-7}$	1,50	0,50	1,50	0,50
Kettunen et al. 2006 - SDB (15 dias)	$L=0,02$	$5,50 \times 10^{-7}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Kettunen et al. 2006 - SDB (35 dias)	$L=0,028$	$5,50 \times 10^{-7}$	1,50	0,50	1,50	0,50
Kettunen et al. 2006 - SDB (55 dias)	$L=0,031$	$5,50 \times 10^{-7}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Zuo et al. 2020 1-1 (Solo 1)	$L=0,16$	$1,00 \times 10^{-13}$	1,50	0,50	1,50	0,50
Zuo et al. 2020 1-1 (Solo 2)	$L=0,30$	$1,00 \times 10^{-13}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Zuo et al. 2020 7-3 (Solo 1)	$L=0,15$	$1,00 \times 10^{-13}$	2,00	1,00	2,00	0,00
Zuo et al. 2020 7-3 (Solo 2)	$L=0,30$	$1,00 \times 10^{-13}$	2,00	1,00	2,00	0,00
Chetri et al. 2022 - C1 (Solo)	$L=0,15$	$3,00 \times 10^{-8}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Chetri et al. 2022 - C1 (Areia)	-	0	2,00	1,00	2,00	0,00
Chetri et al. 2022 - C1 (Solo)	$L=0,35$	$1,00 \times 10^{-8}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Chetri et al. 2022 - C2 (Solo)	$L=0,05$	$1,00 \times 10^{-8}$	2,00	1,00	2,00	0,00
Chetri et al. 2022 - C2 (EF)	-	0	2,00	0,50	2,00	0,10
Chetri et al. 2022 - C2 (Areia)	-	0	2,00	1,00	2,00	0,00
Chetri et al. 2022 - C2 (Biochar)	$L=0,35$	$8,00 \times 10^{-8}$	2,00	0,50	2,00	0,10
Chetri et al. 2022 - C3 (Solo)	$L=0,05$	$1,00 \times 10^{-8}$	2,00	1,00	2,00	0,00
Chetri et al. 2022 - C3 (EF)	-	0	2,00	0,50	2,00	0,10
Chetri et al. 2022 - C3 (Areia)	-	0	1,5	0,5	1,5	0,50
Chetri et al. 2022 - C3 (Biochar)	$L=0,35$	$1,00 \times 10^{-7}$	1,5	0,5	1,5	0,50
Chetri et al. 2022 - C4 (Solo)	$L=0,05$	$6,00 \times 10^{-8}$	1,5	0,5	1,5	0,50
Chetri et al. 2022 - C4 (EF+Areia)	-	-	1,5	0,5	1,5	0,50
Chetri et al. 2022 - C4 (Biochar)	$L=0,35$	$4,00 \times 10^{-8}$	1,5	0,5	1,5	0,50

Quanto aos coeficientes estequiométricos (Eq. 5.41), os valores adotados para X_{O_2} , Y_{CO_2} e Z_{H_2O} variaram conforme o estudo, refletindo diferentes abordagens para representar a reação global da oxidação do metano sendo que a maioria das simulações assumiu a reação idealizada $CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$ ($X_{O_2} = 2$; $Y_{CO_2} = 1$; $Z_{H_2O} = 2$). O parâmetro W_b , relacionado à incorporação de carbono na biomassa microbiana, foi nulo em diversos estudos, mas quando considerado, indicou uma fração de metano

convertida em biomassa de até 0,90 (Stein e Hettiaractchi, 2010 - LF1), o que sugere um modelo mais complexo, capaz de representar variações na eficiência biológica da oxidação. Essa variação de W_b é especialmente importante para representar ambientes com alto aporte de nutrientes e atividade microbiológica intensa.

A Tabela 6.10 apresenta os valores do coeficiente α_{cm} (Eq. 5.46), adotado como parâmetro empírico para representar a reatividade da escória de ferro (EF) e da mistura EF + areia frente à carbonatação, bem como os valores máximos de $C_{cab,m}$ (Eq. 5.46) obtidos nas simulações numéricas.

Na simulação referente à escória de ferro (Chetri et al., 2022 - C2), foi adotado o maior valor de α_{cm} (-0,050 mol/s), resultando na maior taxa de carbonatação simulada ($C_{cab,m} = -9,89 \times 10^{-4}$ mol/m³·s), evidenciando o elevado potencial de captura de CO₂ associado a esse material. No caso de C3, também com EF, mas com um valor de α_{cm} reduzido (-0,030 mol/s), a taxa máxima simulada foi proporcionalmente menor ($-7,95 \times 10^{-4}$ mol/m³·s). Já na simulação C4, que utilizou uma mistura de EF com areia, o valor de α_{cm} foi ainda mais baixo (-0,007 mol/s), e a taxa de carbonatação simulada também foi a menor entre os casos analisados ($-3,31 \times 10^{-4}$ mol/m³·s). Esses resultados apontam para uma diminuição da carbonatação da escória de ferro devido à adição de areia, possivelmente pela redução de superfícies reativas.

De forma geral, os resultados indicam que o modelo numérico foi sensível às variações no parâmetro α_{cm} , sendo capaz de refletir adequadamente o potencial de carbonatação dos diferentes materiais utilizados. Além disso, os valores simulados de $C_{cab,m}$ acompanharam a proporção relativa de escória nos materiais testados, reforçando a importância da composição do meio reativo no desempenho da camada de cobertura

quanto à mitigação do CO₂.

Tabela 6.10 - Parâmetros de carbonatação

PESQUISA	α_{em} (mol/s)	$C_{cab,m}$ (mol/m ³ s)
Chetri et al. 2022 - C2 (EF)	-0,050	-9,89x10 ⁻⁴
Chetri et al. 2022 - C3 (EF)	-0,030	-7,95x10 ⁻⁴
Chetri et al. 2022 - C4 (EF + areia)	-0,007	-3,31x10 ⁻⁴

6.2. APLICAÇÃO DO MODELO NUMÉRICO NO ASB

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos com a aplicação do modelo numérico ao Aterro Sanitário de Brasília (ASB). Os parâmetros de entrada foram definidos com base em dados experimentais, informações públicas e referências da literatura. As simulações consideraram a variabilidade espacial das propriedades do solo na camada de cobertura, permitindo avaliar o comportamento do transporte de gases sob diferentes condições representativas. Embora o transporte de gases, calor e água seja tridimensional, a abordagem adotada (pseudo-3D) foi suficiente para reproduzir os processos verticais predominantes e subsidiar análises de desempenho e decisões de projeto.

6.2.1. PARÂMETROS CLIMÁTICOS

Conforme apresentado no item 3.5, foram utilizados os dados de precipitação, evapotranspiração e temperatura provenientes da estação meteorológica analisada (estação: 83377). Adicionalmente, adotou-se o coeficiente de *run-off* de 0,50 para o cálculo da infiltração, valor que também foi empregado por Cepollina (2012) e Consórcio Samambaia Ambiental (2019) no dimensionamento do sistema de drenagem interna do ASB. Dessa forma, na Tabela 6.11 estão apresentados os valores

considerados de temperatura, precipitação, evapotranspiração e infiltração mensais.

Utilizando a Eq. 5.50 obteve-se o valor da velocidade de entrada/saída mensal (v_{AB}) no topo da camada de cobertura.

Tabela 6.11 - Parâmetros climáticos na avaliação do fluxo de entrada e saída da camada de cobertura

Mês	Temperatura (°C)	Precipitação (mm)	Evapotranspiração (mm)	Infiltração (mm)	v_{AB} (mm)
Janeiro	21,88	210,40	105,3	105,20	-0,10
Fevereiro	21,91	186,03	91,8	93,02	1,22
Março	21,84	210,79	79,2	105,40	26,20
Abril	21,59	137,67	83,1	68,84	-14,26
Mai	20,25	26,85	75	13,42	-61,58
Junho	19,33	3,78	38,7	1,89	-36,81
Julho	19,25	4,45	66,6	2,22	-64,38
Agosto	20,92	17,12	95,4	8,56	-86,84
Setembro	22,85	41,71	112,5	20,85	-91,65
Outubro	22,85	41,71	111,6	20,85	-90,75
Novembro	23,07	139,23	90,6	69,61	-20,99
Dezembro	21,79	252,71	81	126,36	45,36

6.2.2. ENSAIOS EXPERIMENTAIS

Neste item, são apresentados os ensaios experimentais realizados no topo da camada de cobertura definitiva da Etapa 1 e na jazida de solo do ASB, além de interpretações dos ensaios disponíveis na literatura.

➤ Ensaios de caracterização obtidos na literatura

Com o objetivo de resumir os ensaios de caracterização da camada de cobertura definitiva do Aterro Sanitário de Brasília (ASB), é possível consolidar os resultados dos ensaios geotécnicos (Paganella, 2023) e químicos (Costa, 2024) realizados em 10 amostras de solo coletadas na camada de cobertura definitiva na Etapa 1 do ASB.

Em relação aos parâmetros geotécnicos, os valores de Limite de Liquidez (LL) variaram entre 34,67% (P9) a 51,16% (P5) e os Limites de Plasticidade (LP) variam

entre 31,35% (P9) a 43,19% (P5), indicando solos argilosos com comportamento plástico. Os índices de Plasticidade variaram entre 1,22% (P1) e 11,22% (P7).

Quanto à massa específica dos sólidos (ρ_s), os valores variaram de 2,70 g.cm⁻³(P7) a 2,83 (P1) g.cm⁻³, característicos de solos lateríticos. Por sua vez, a massa específica seca máxima ($\rho_{d,max}$) variou entre 1,41 g.cm⁻³ (P5) a 1,66 g.cm⁻³ (P4), sendo a $\rho_{d,max}$ essencial para o controle de permeabilidade em campo. A umidade ótima foi observada entre 20,9% (P1/P4) a 31,2% (P5), sendo que para altas umidades ótimas, como na P5, podem indicar dificuldades na compactação em campo.

No que diz respeito à condutividade hidráulica saturada (k_s), os valores variaram entre 2,2x10⁻⁹ m.s⁻¹ (P2) a 1,28x10⁻⁶ m.s⁻¹ (P10). De acordo com a NBR 13.896, solos com permeabilidade inferior a 10⁻⁸ m.s⁻¹ são recomendados para camadas de cobertura. Somente algumas amostras (P1, P3, P9) atendem a esse requisito, enquanto outras (P5, P7 e P10) apresentam permeabilidade inadequada, o que pode comprometer a eficácia do sistema de cobertura ao permitir maior infiltração de água e formação de lixiviado.

Em relação aos parâmetros químicos, o pH em H₂O variou entre 5,9 (Jazida) e 8,0 (P4), indicando uma tendência à neutralidade. Valores próximos ao neutro ou levemente ácidos são ideais para manter a estabilidade química do solo e sua compatibilidade com a vegetação. A análise de Matéria Orgânica (MOS) revelou elevados teores, variando entre 118,54 g.kg⁻¹ (jazida) e 163,18 (P5) g.kg⁻¹, sugerindo solos férteis.

A Capacidade de Troca de Cátions (CTC) variou entre 5,57 cmolc kg⁻¹ (Jazida) e 7,59 cmolc kg⁻¹ (P6), o que indica uma boa retenção de nutrientes no solo. Solos com

maior CTC são menos suscetíveis à lixiviação de nutrientes. Vale ressaltar que, embora as argilas geralmente apresentem altos valores de CTC ($> 50 \text{ cmolc/dm}^3$), a baixa atividade das argilas e a presença de óxidos de ferro e alumínio tendem a reduzir esse valor (Ronquim, 2010).

Adicionalmente, estudos realizados por Silveira (2014) e Costa (2015), fornecem dados referentes à curva de retenção de água no solo (SWRC) a partir de amostras coletadas nas proximidades do ASB. Os ajustes aos dados experimentais, realizados com o modelo de Van Genuchten (1980) e Cavalcante e Zornberg (2017), são apresentados nas Figura 6.47 e Figura 6.48, acompanhados dos parâmetros de ajuste obtidos.

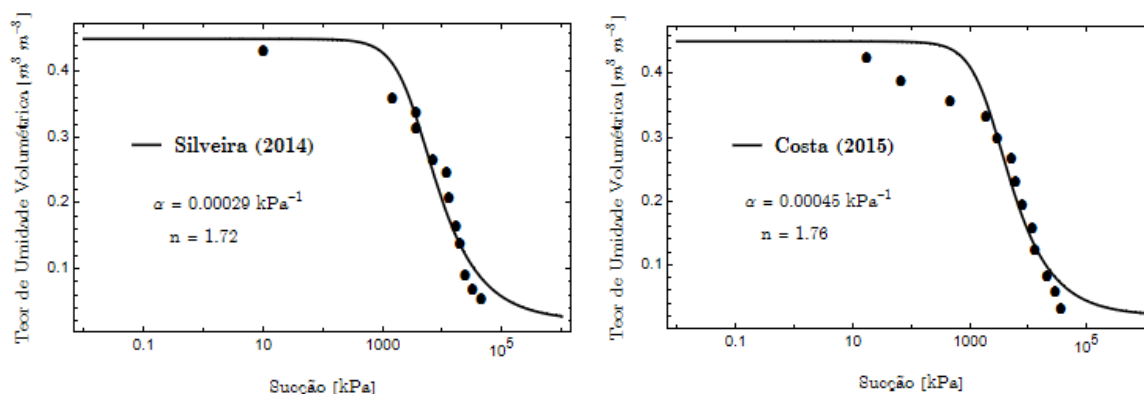


Figura 6.47 - Ajustes das SWRC do ASB utilizando o modelo de Van Genuchten (1980)

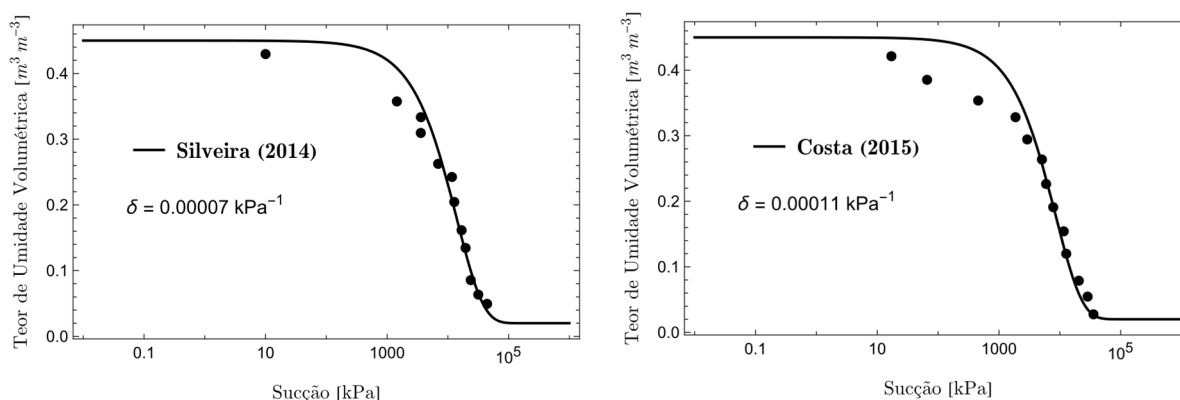


Figura 6.48 - Ajustes das SWRC do ASB utilizando o modelo de Cavalcante e Zornberg (1980)

➤ Ensaios de caracterização da Jazida de solo

Na Figura 6.3 está apresentado a curva de compactação do solo da jazida do ASB.

O solo apresentou uma massa específica seca máximo ($\rho_{d,máx}$) de $1,64 \text{ g cm}^{-3}$ e umidade ótima de 23,9%. As informações dos ensaios encontram-se no Apêndice D.

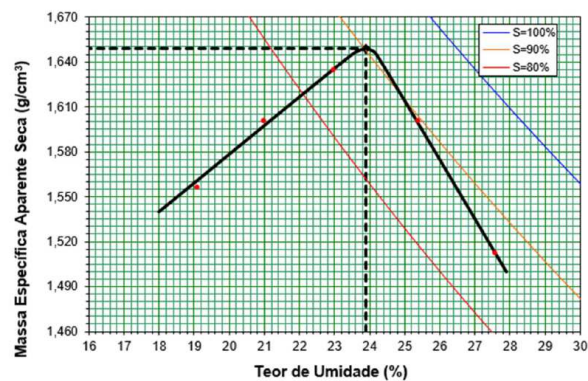


Figura 6.49 - Curva de compactação do solo da jazida do ASB

Na Figura 6.4 e Tabela 6.9 são apresentadas as curvas granulométricas com e sem o uso de defloculante. A classificação do solo com base nos dados apresentados é CH (argila de alta plasticidade).

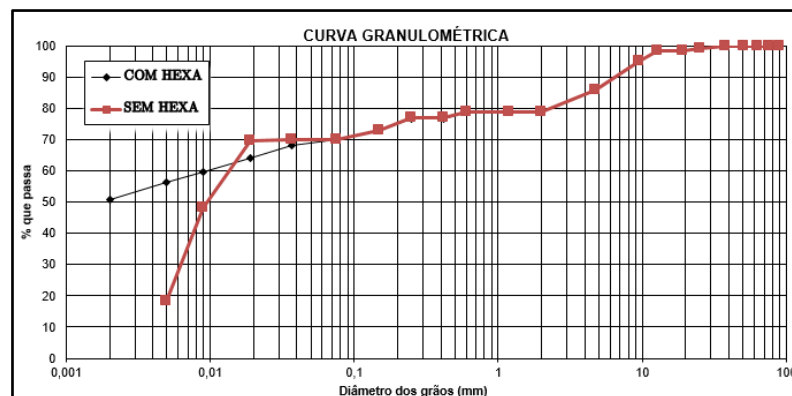


Figura 6.50 - Curva granulométrica do solo da jazida do ASB

Tabela 6.12 - Classificação granulométrica do solo do ASB

JAZIDA	Argila	Silte	Areia			Pedregulho
			Fina	Média	Grossa	
Com defloculante	50,8	17,7	5,00	3,40	1,70	21,4
Sem defloculante	-	72,50	1,3	3,40	1,40	21,4

Na Tabela 6.13 estão apresentados resumidamente os valores dos ensaios de massa específica dos grãos, limites de Atterberg, ensaio de compactação e de permeabilidade saturada a carga variável da jazida de solo.

Tabela 6.13 - Ensaio de caracterização no solo do ASB

AMOSTRA	ρ_s (g/cm ³)	LL (%)	LP (%)	IP (%)	$\rho_{d,máx}$ (g/cm ³)	w _{ot.} (%)	k _{20°C} (m/s)
Jazida	2,92	54	30	24	1,64	23,9	6,8x10 ⁻⁹

➤ **Metodologia MCT**

Os resultados dos ensaios Mini-MCV para as amostras de solo P1, P2 e Jazida indicam que o solo da camada de cobertura da Etapa 1 do ASB pertence à classe LA' (Laterítico Arenoso), caracterizando-se por uma composição predominantemente arenosa com influência laterítica, conforme apresentado nas Figura 6.51 a Figura 6.53. Já na Tabela 6.14 está apresentado os resultados da perda de imersão (PI), coeficiente de argilosidade (c'), índice de laterização (e') e coeficiente d'.

No Apêndice D estão apresentados os resultados obtidos nos ensaios laboratoriais

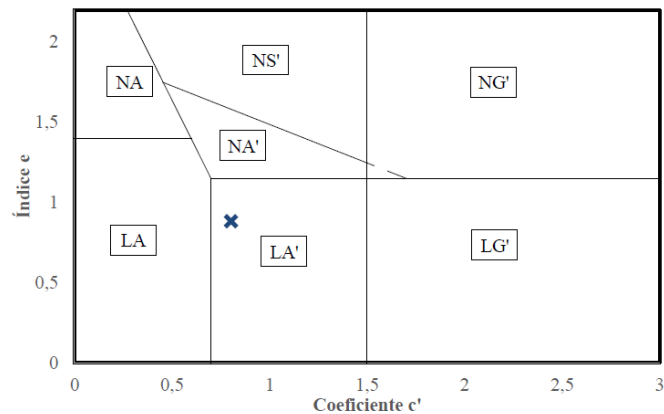


Figura 6.51 - Classificação MCT da amostra P1

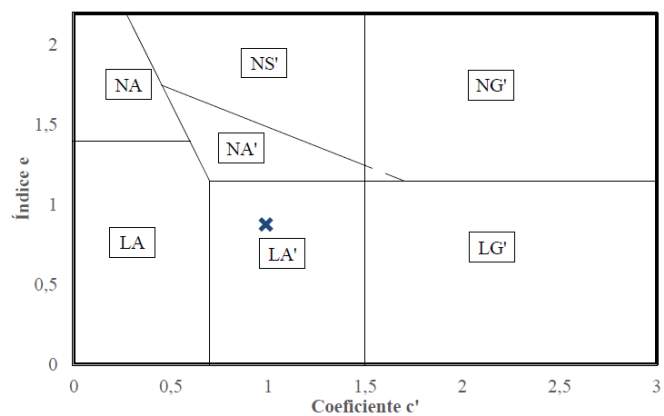


Figura 6.52 - Classificação MCT da amostra P2

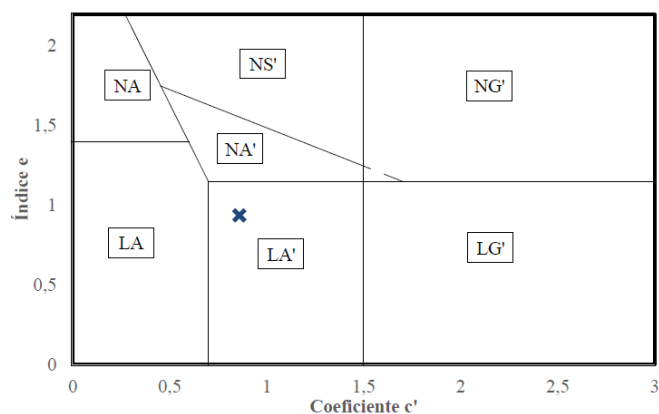


Figura 6.53 - Classificação MCT da amostra JAZIDA

Tabela 6.14 - Resultados dos coeficientes da metodologia MCT

AMOSTRA	P1	P2	JAZIDA
PI (%)	60	63	70
d'	230,60	474,30	167
e'	0,88	0,88	0,94
c'	0,80	0,99	0,86

➤ Ensaios de Caracterização Mineralógica

Na Figura 6.54 consta os resultados dos ensaios de DRX nas 11 amostras (10 na camada de cobertura e 1 na jazida de solo) da camada de cobertura do ASB. Os resultados apresentam um padrão de difração característico de amostras que contêm minerais de argila e óxidos metálicos.

Entre as principais interpretações com base nos picos e nas fases identificadas destacam-se:

- i. **Quartzo (SiO_2):** O pico mais intenso em torno de $26,3^\circ$ (2θ) indica a presença predominante de quartzo, um mineral comum em solos. A intensidade desse pico sugere que o quartzo é uma das fases cristalinas principais na amostra;
- ii. **Caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$):** Há picos correspondentes à caulinita, um mineral de argila (argilomineral) que geralmente se forma em ambientes de intemperismo química e devido ao seu formato em placa, favorece a compactação;

- iii. **Ilita ($K(H_2O)Al_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$):** Observa-se a presença de ilita, outro argilomineral, comumente encontrada em solos e rochas como o xisto;
- iv. **Gibbsite ($Al(OH)_3$):** A gibbsite, um hidróxido de alumínio, é típica de solos lateríticos e bauxíticos e pode estar associada a condições tropicais de intemperismo;
- v. **Rutilo (TiO_2):** A presença de rutilo, um óxido de titânio, indica a existência de um mineral acessório, que pode ser resultado de processos geológicos específicos;
- vi. **Hematita (Fe_2O_3) e Goetita ($FeO(OH)$):** Esses óxidos de ferro são indicativos de minerais de ferro que geralmente conferem coloração avermelhada ao solo e podem influenciar a densidade e a estabilidade do material.

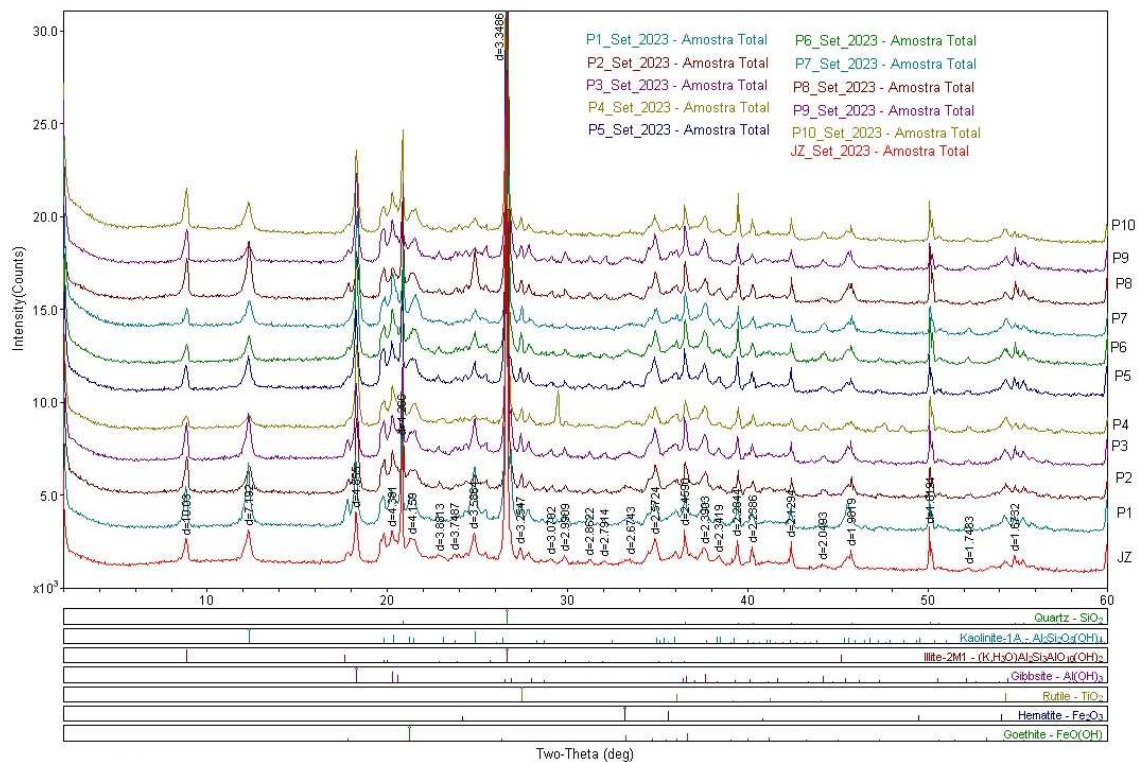


Figura 6.54 - Resultados dos ensaios DRX para as amostras do ASB

➤ Ensaios de Caracterização Química (FRX)

Os resultados do ensaio de fluorescência de raios X (FRX) para as amostras de solos da camada de cobertura de aterro mostram a composição em óxidos dos principais elementos presentes (Tabela 6.15).

Tabela 6.15 - Valores dos resultados da análise de FRX

Mineral	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	JAZIDA
SiO ₂	43,6	40,98	42,65	36,82	44,68	40,91	39,58	49,06	42,71	41,52	48,11
Al ₂ O ₃	34,01	34,4	33,59	32,57	32,15	36,34	38,72	31,24	32,7	36,54	31,56
Fe ₂ O ₃	13,41	15,82	14,44	16,55	14,92	14,61	14,85	11,89	15,12	14,42	12,48
K ₂ O	4,11	4,08	3,89	3,26	3,51	3,27	2,45	3,89	4,56	3,21	3,88
TiO ₂	2,16	2,35	2,42	2,5	2,35	2,44	2,66	1,95	2,39	2,56	2,08
MgO	1,92	1,98	1,75	1,55	1,57	1,37	1,4	1,73	2,09	1,37	1,62
MnO	0,18	-	-	0,12	-	-	-	0,03	0,09	0,04	
CaO	0,44	-	-	6,33	0,4	0,49	-	-	-	-	
ZrO ₂	0,11	0,13	0,15	0,15	0,16	0,15	0,17	0,11	0,14	0,16	0,12
SO ₃	0,064	-	0,92	0,11	0,16	0,1	0,1	-	0,11	0,09	0,07
V ₂ O ₅	0,06	-	0,08	-	-	0,06	-	0,05	-	-	
MnO	0,05	-	0,04	-	0,05	0,06	0,01	-	-	-	
Rb ₂ O	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02
Cr ₂ O ₃	0,02	-	-	-	-	0,03	0,03	-	0,04	0,04	0,03
Y ₂ O ₃	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02
ZnO	0,01	0,01	0,02	-	-	0,01	-	-	-	-	
Cr ₂ O ₃	0,03	-	-	-	-	-	-	0,02	-	-	
NbO	-	-	0,01	-	0,01	0,01	-	-	0,01	0,01	
CuO	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	

Entre as principais interpretações dos resultados pode se destacar:

- i. **Óxido de Silício (SiO₂):** O SiO₂ é o componente dominante nas amostras, com teores entre 36,82% e 49,06%, indicando uma alta presença de quartzo, conforme identificado na DRX.
- ii. **Óxido de Alumínio (Al₂O₃):** Os altos teores de Al₂O₃ (entre 31,24% e 38,72%) sugerem uma abundante presença de minerais argilosos, como caulinita e ilita, observados na DRX. Esses minerais são essenciais para a retenção de água e favorecem a adsorção de contaminantes catiônicos devido à sua capacidade de troca

catiônica;

- iii. **Óxido de Ferro (Fe_2O_3):** A presença significativa de Fe_2O_3 (11,89% a 16,55%) é compatível com a detecção de hematita e goetita na DRX;
- iv. **Óxido de Potássio (K_2O) e Óxido de Sódio (Na_2O):** K_2O (2,45% a 4,56%) é associado a minerais como a illita, identificada na DRX. O potássio ajuda a manter a estabilidade química do solo e contribui, embora modestamente, para a capacidade de troca catiônica. Não foram relatados baixos níveis de Na_2O , o que sugere uma menor presença de minerais com sódio, indicando que o solo tem menos características salinas;
- v. **Óxido de Titânio (TiO_2):** O TiO_2 (1,95% a 2,66%) indica a presença de rutilo, conforme confirmado na DRX. Embora o TiO_2 seja relativamente inerte, sua presença confere ao solo estabilidade química;
- vi. **Óxido de Magnésio (MgO) e Óxido de Cálcio (CaO):** MgO (1,37% a 2,09%) e CaO , presentes em algumas amostras (até 6,33%), podem estar associados a minerais carbonáticos ou a argilas específicas que contêm esses elementos. Ambos os óxidos são comumente utilizados como fertilizantes, corretivos de acidez do solo e ajudam a manter o pH do solo em níveis adequados;
- vii. **Óxidos de Manganês (MnO), Vanádio (V_2O_5), Cromo (Cr_2O_3), Zinco (ZnO) e Cobre (CuO):** Os teores de MnO , V_2O_5 , Cr_2O_3 , ZnO e CuO são baixos, indicando traços desses elementos;
- viii. **Outros Óxidos (ZrO_2 , SO_3):** A presença de ZrO_2 e SO_3 em pequenas quantidades sugere impurezas ou traços de outros minerais.

➤ **Ensaios de Caracterização Química (MEV)**

Nas Figura 6.55 a Figura 6.65 são apresentados os resultados os ensaios de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) realizados no solo do ASB.

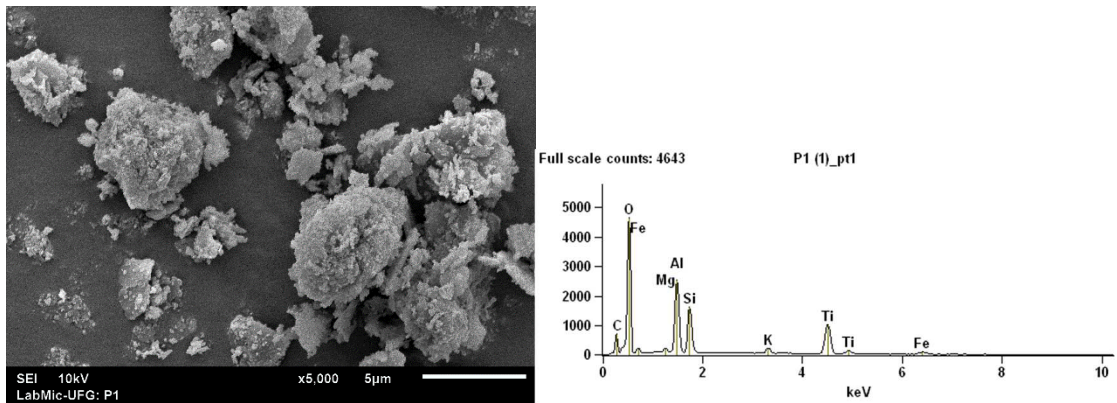


Figura 6.55 - Resultado do MEV da amostra P1

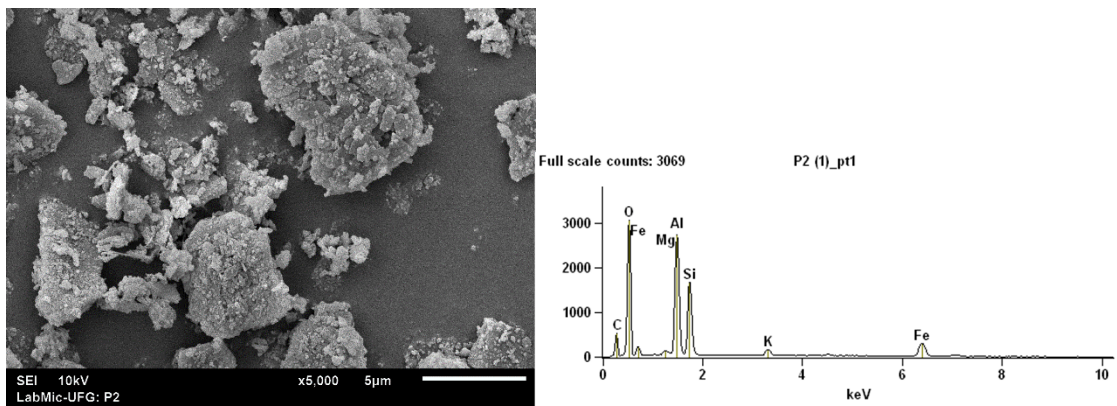


Figura 6.56 - Resultado do MEV da amostra P2

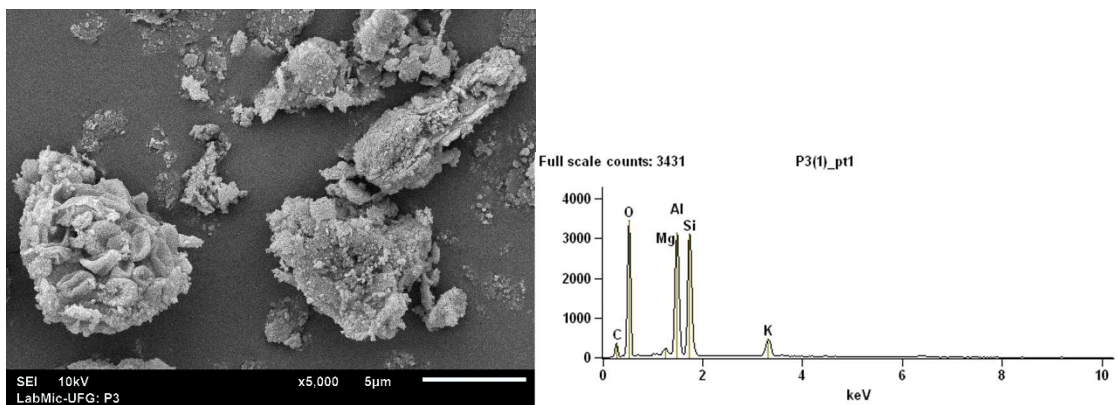


Figura 6.57 - Resultado do MEV da amostra P3

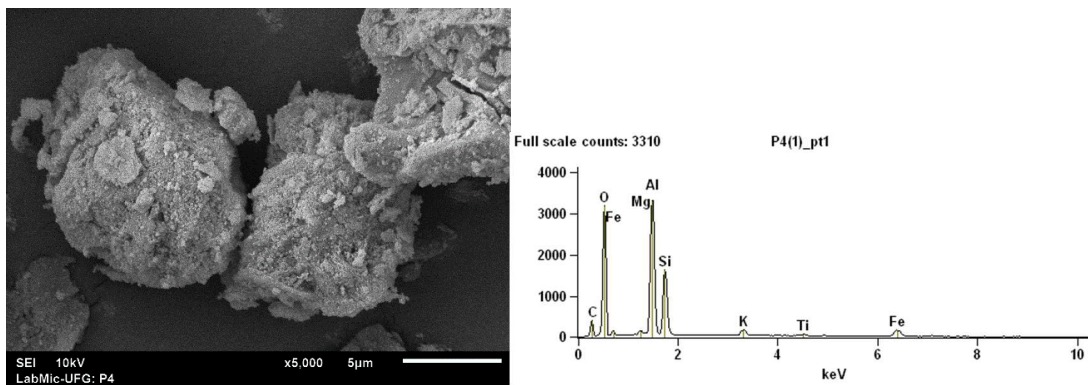


Figura 6.58 - Resultado do MEV da amostra P4

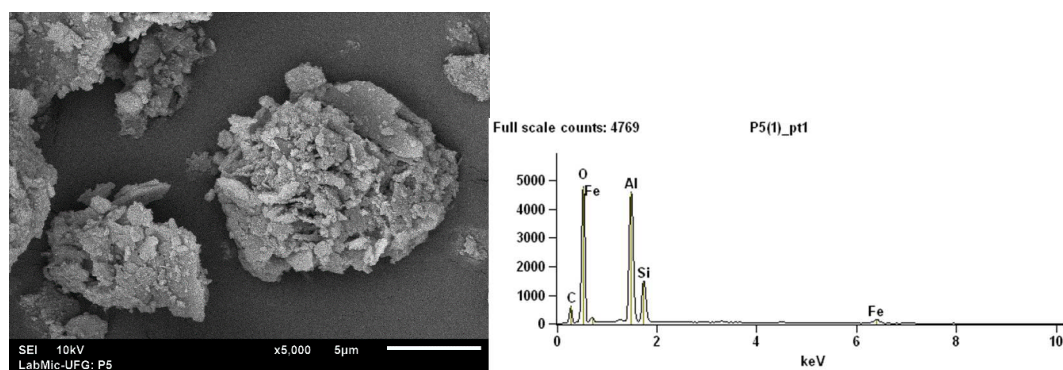


Figura 6.59 - Resultado do MEV da amostra P5

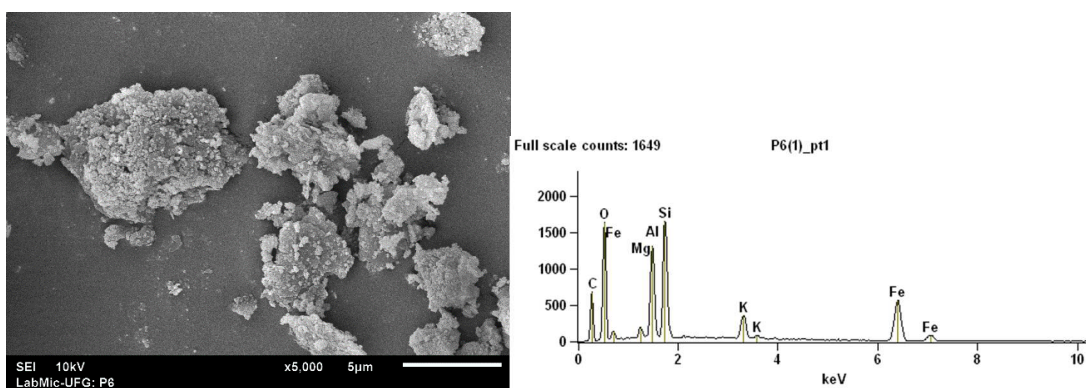


Figura 6.60 - Resultado do MEV da amostra P6

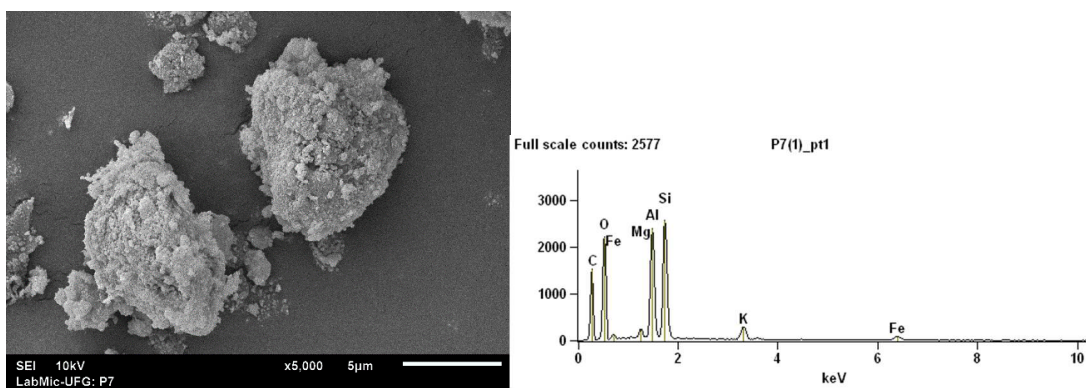


Figura 6.61 - Resultado do MEV da amostra P7

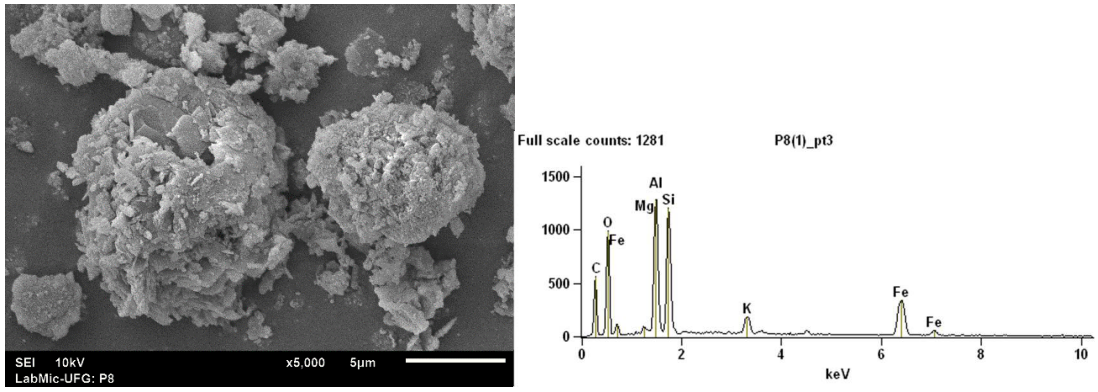


Figura 6.62 - Resultado do MEV da amostra P8

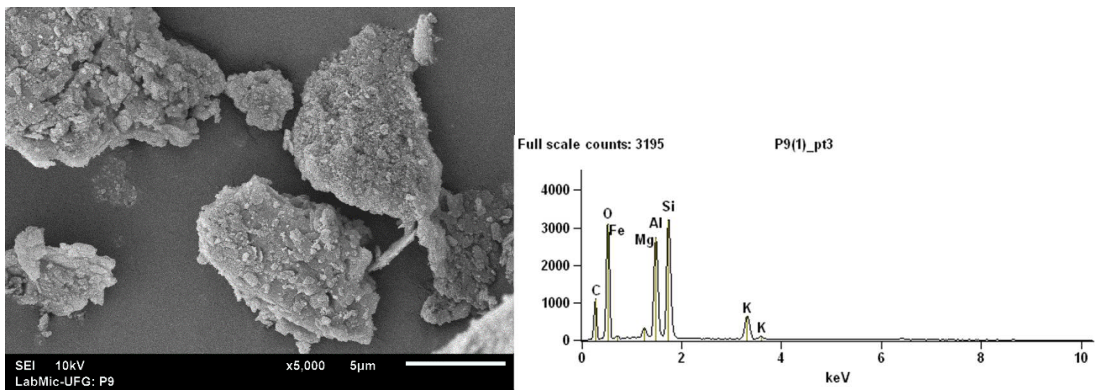


Figura 6.63 - Resultado do MEV da amostra P9

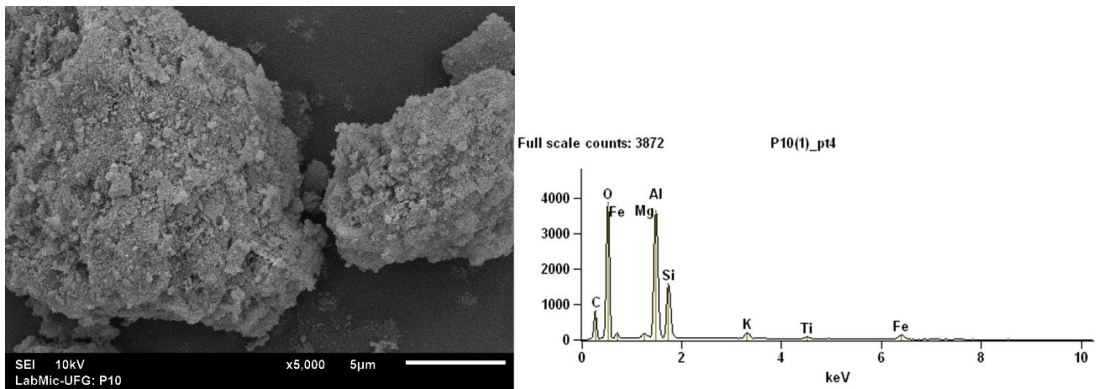


Figura 6.64 - Resultado do MEV da amostra P10

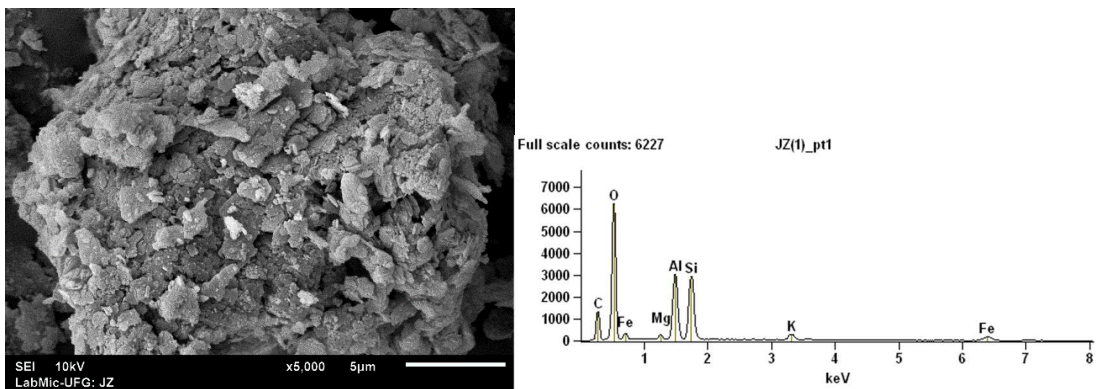


Figura 6.65 - Resultado do MEV da amostra JAZIDA

A partir dos resultados obtidos podem ser feitas as seguintes observações gerais:

- **Carbono (C)**: pico inicial, provavelmente relacionado a resíduos orgânicos (proteção vegetal da camada de cobertura) ou ao próprio material analisado;
- **Oxigênio (O)**: aparece em alta intensidade, indicando a possível presença de óxidos metálicos ou minerais com oxigênio;
- **Ferro (Fe)**: aparece em dois picos significativos em quase todas as amostras, relacionado à presença de compostos contendo ferro, possivelmente óxidos de ferro (como hematita e goetita).
- **Magnésio (Mg), Alumínio (Al), Silício (Si)**: esses elementos podem indicar a presença de alumino-silicatos (minerais argilosos).
- **Titânio (Ti)**: Aparece como um pico significativo, podendo estar associado a dióxido de titânio (TiO_2) ou a outros compostos de titânio.
- **Potássio (K)**: Indica a possível presença de minerais potássicos podendo estar relacionado à presença da illita.

A presença de traços de titânio, especialmente em P1, indica minerais pesados como rutilo ou ilmenita, que estão presentes em pequenas quantidades em basaltos e granitos. A sua presença deve estar relacionada à proximidade das amostras coletadas com os queimadores, que são feitos com brita.

As diferenças nas contagens escalares refletem variações na concentração dos elementos, o que pode estar relacionado ao ambiente de deposição ou ao grau de intemperismo do material.

6.2.3. ENSAIO DE PLACA DE FLUXO

Em relação às emissões de CH_4 e CO_2 medidas utilizando a placa de fluxo no

topo da camada de cobertura em agosto de 2023, não foram detectadas emissões significativas que permitissem o cálculo do fluxo dos gases (Figura 6.66 e Figura 6.67).

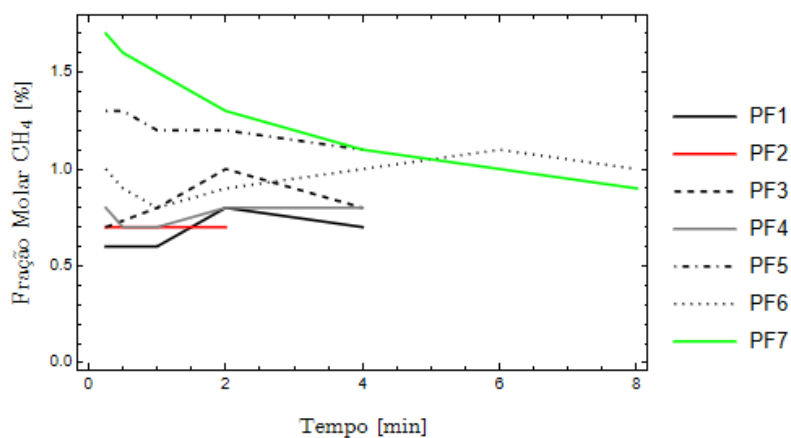


Figura 6.66 - Fração Molar do CH₄ utilizando a placa de fluxo

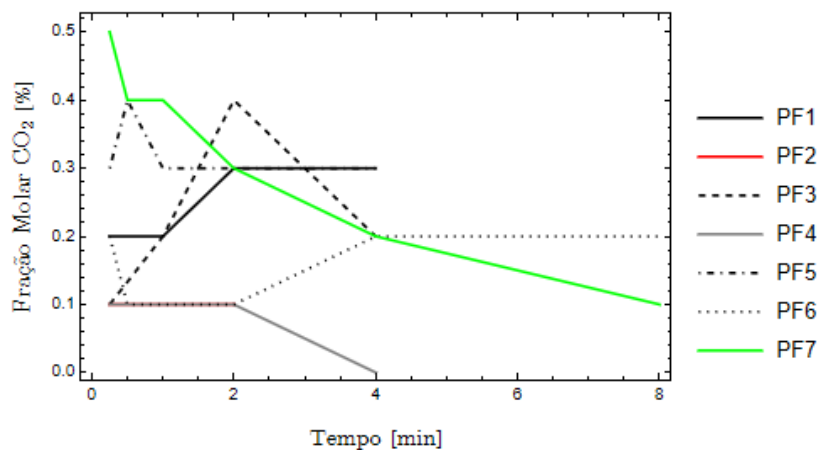


Figura 6.67 - Fração Molar do CO₂ utilizando a placa de fluxo

Dessa forma, ajustando a equação aos dois pontos de emissão obtidos por Jucá (2020) (1,58 mol·m⁻²·d⁻¹ em agosto de 2019) e nessa pesquisa (sem fluxo detectado em agosto de 2023), obteve-se a seguinte equação para o fluxo total:

$$J(t) = 1,58 \exp(-1,26879 \times t)$$

onde, o valor -1,26879 ano⁻¹ foi ajustado com base nas duas medições. Na Figura 6.68 está apresentado os fluxos de CH₄ e CO₂ considerando que esses gases representam 49% (0,771 mol·m⁻²·d⁻¹) e 51% (0,817 mol·m⁻²·d⁻¹) do fluxo total, respectivamente.

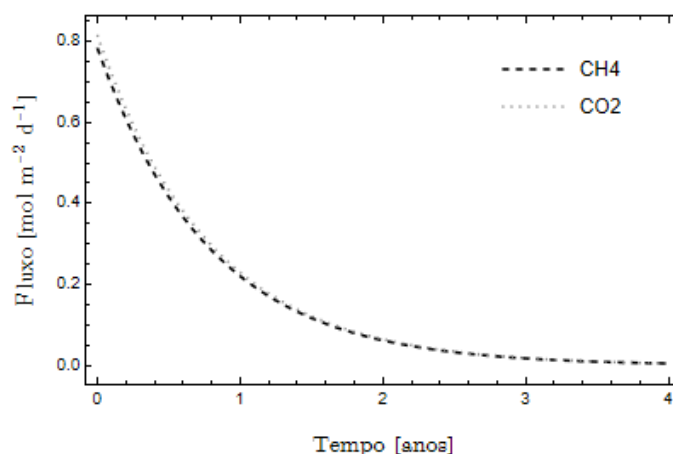


Figura 6.68 - Fluxo na base da camada de cobertura

6.2.4. PARÂMETROS DE ENTRADA DO MODELO

Com base nos resultados da caracterização geotécnica e química obtidos em estudos anteriores, bem como na presente pesquisa (item 6.2.2), foram elaborados mapas temáticos representando a distribuição espacial dos valores dos parâmetros avaliados ao longo da área correspondente à camada de cobertura da Etapa 1 do ASB (Figura 6.69).

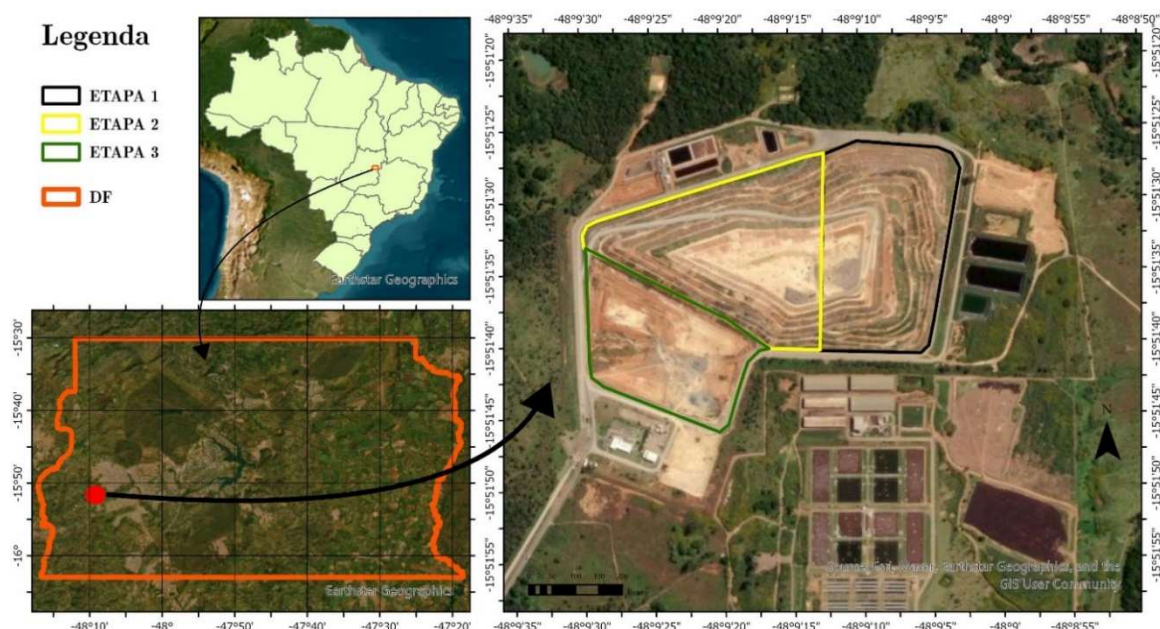


Figura 6.69 - Planta de situação do Aterro Sanitário de Brasília

Dessa forma, as Figuras 6.70 a 6.76 são apresentados os mapas referentes aos

parâmetros físicos do solo, enquanto as Figuras 6.77 a 6.81 estão apresentados os mapas dos parâmetros químicos.

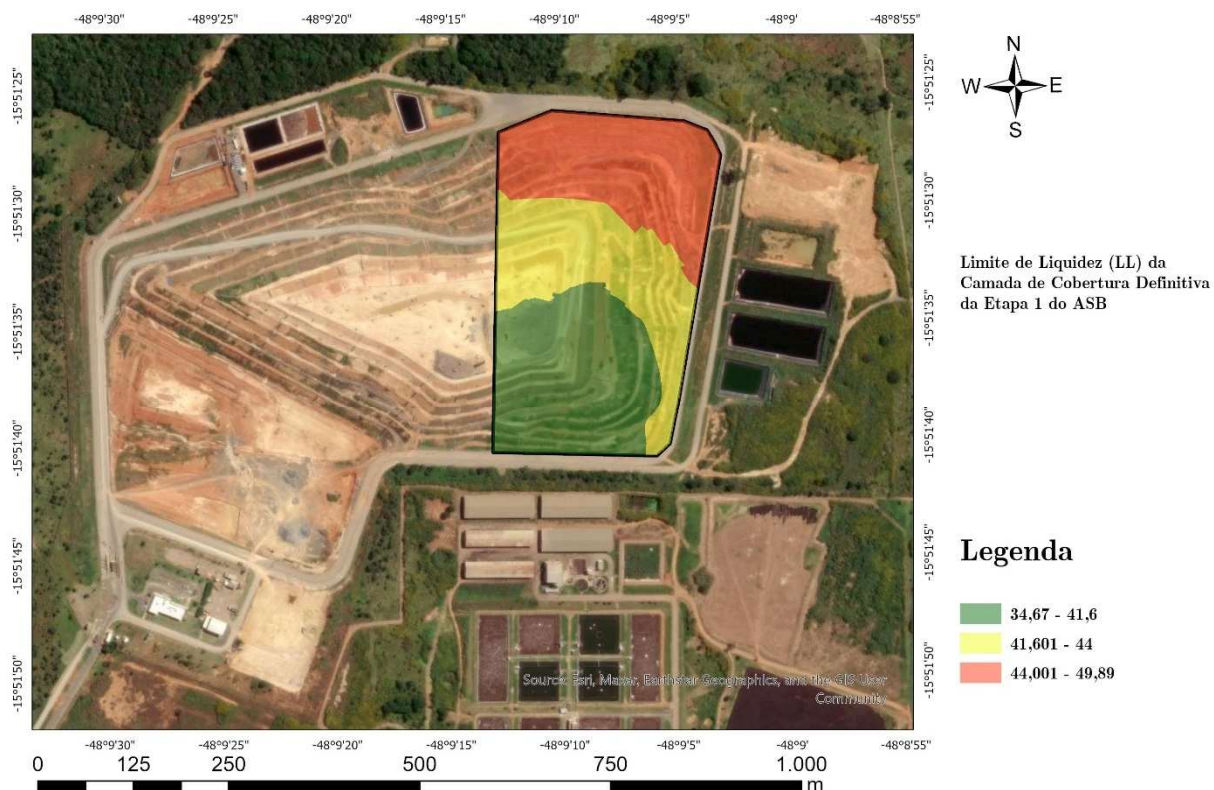


Figura 6.70 - Distribuição do LL na cobertura da Etapa 1 do ASB

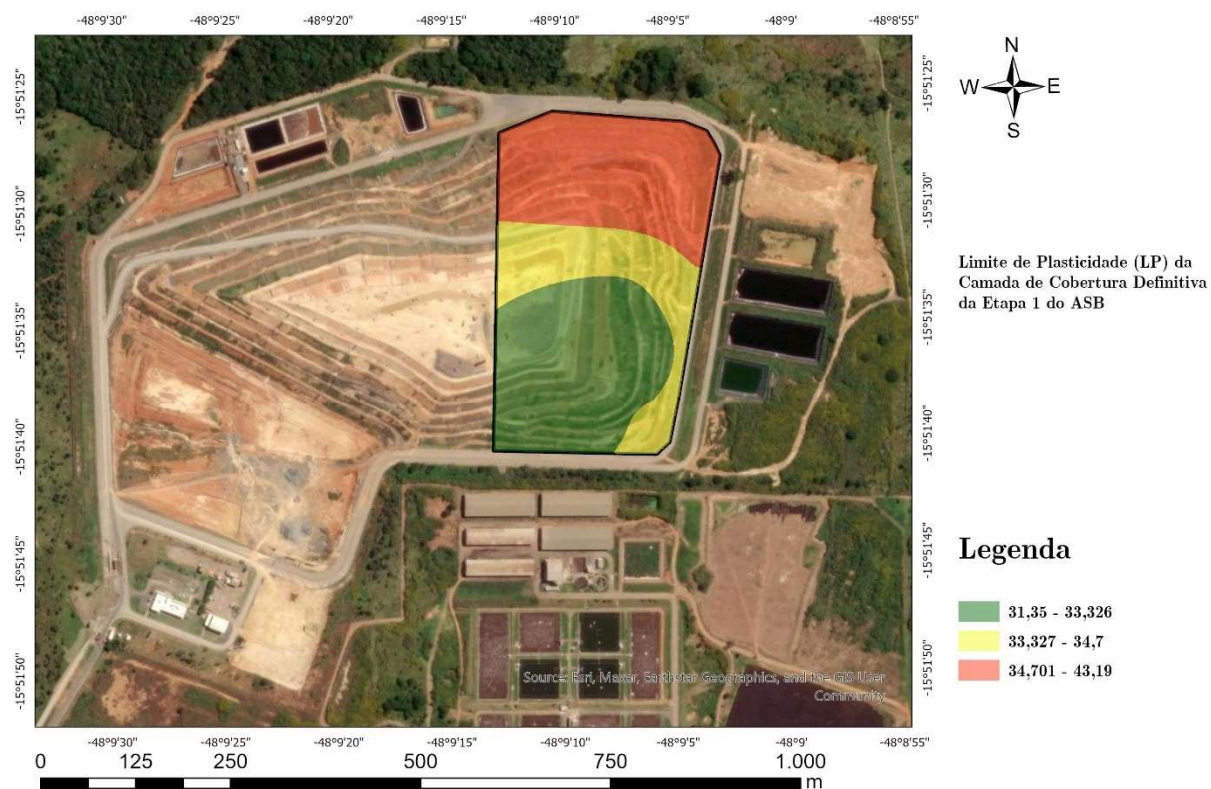


Figura 6.71 - Distribuição do LP na cobertura da Etapa 1 do ASB

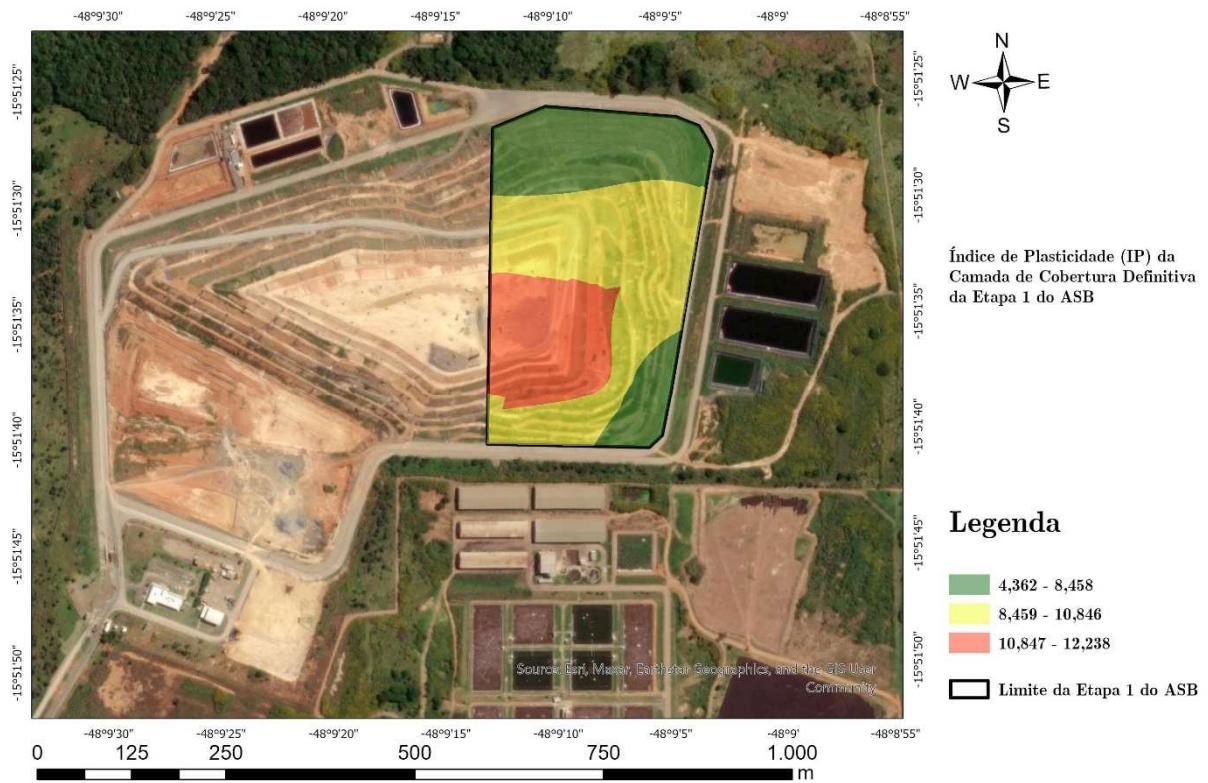


Figura 6.72 - Distribuição do IP na cobertura da Etapa 1 do ASB

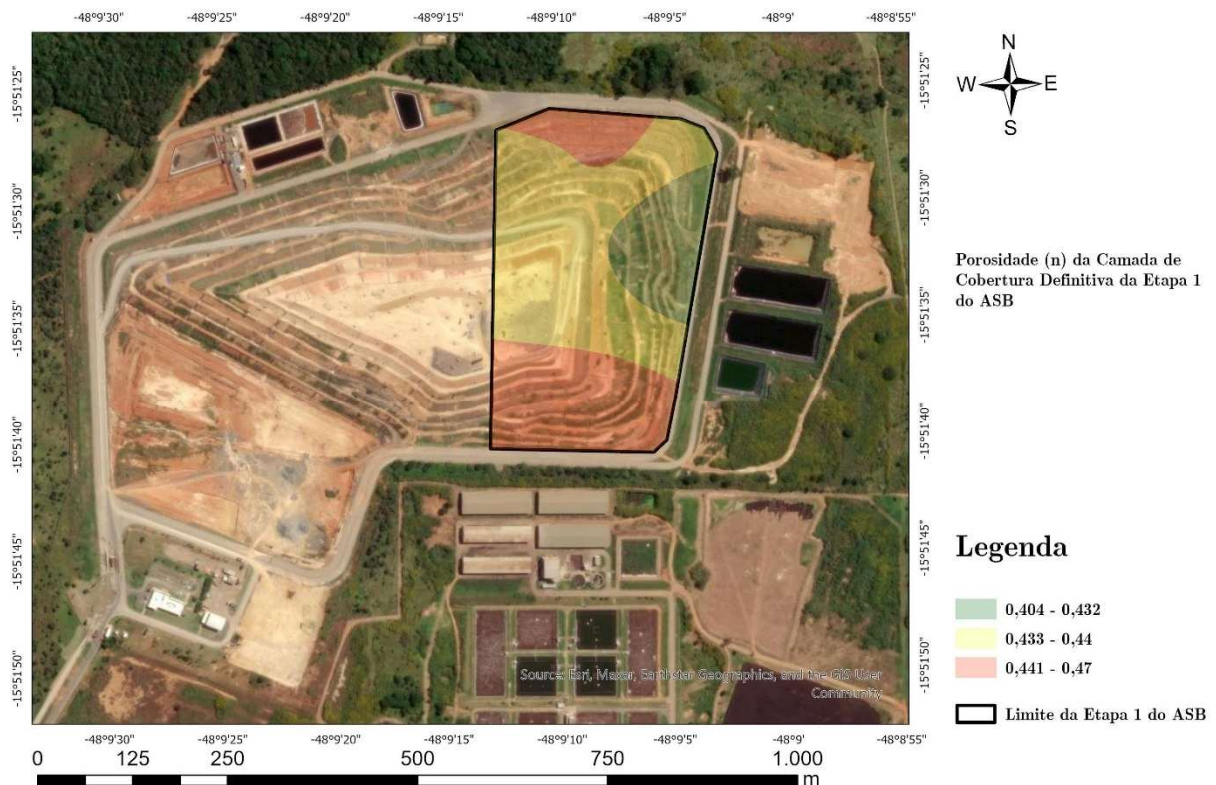


Figura 6.73 - Distribuição da porosidade na cobertura da Etapa 1 do ASB

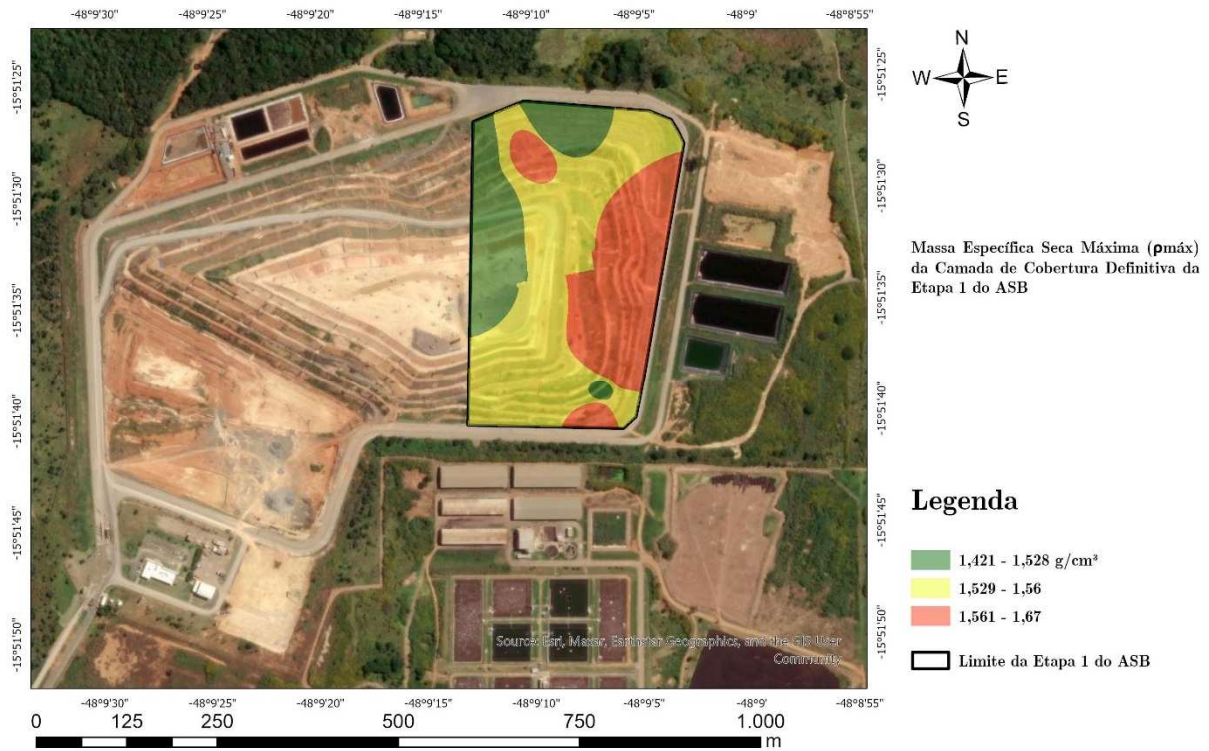


Figura 6.74 - Distribuição da ρ_{\max} na cobertura da Etapa 1 do ASB

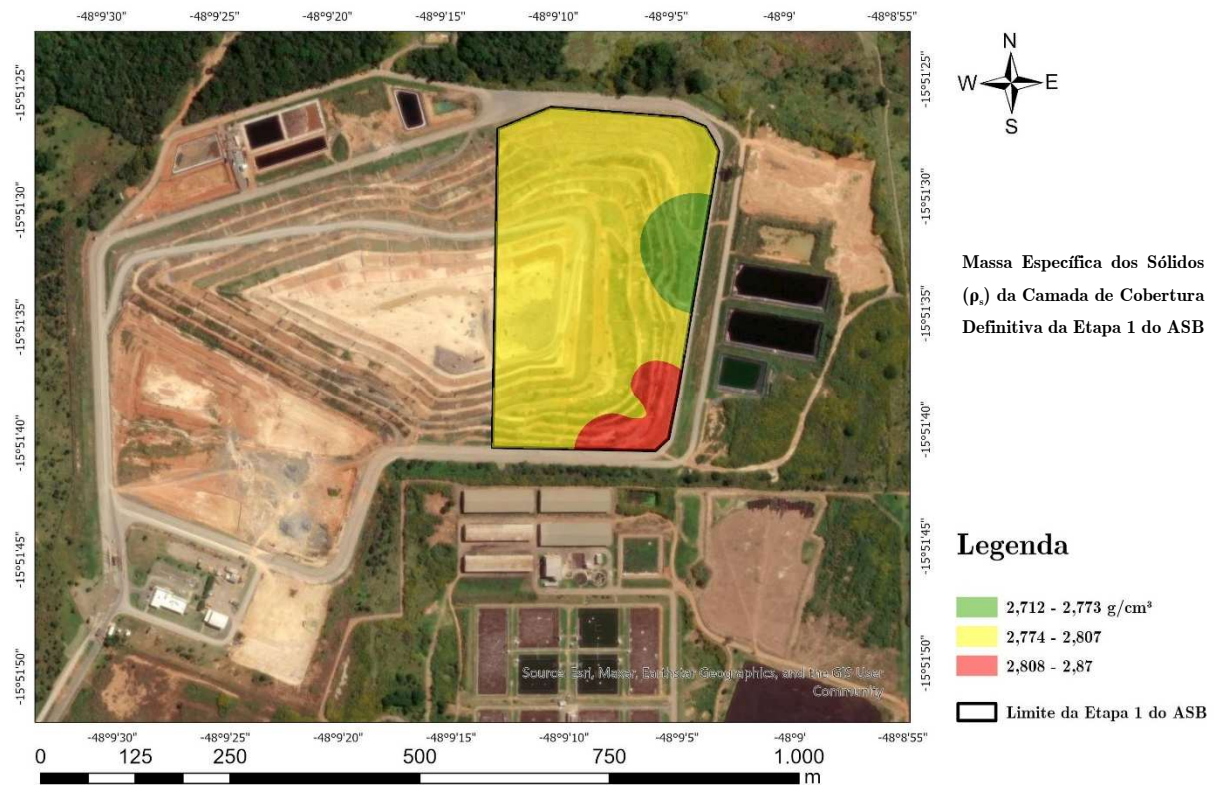


Figura 6.75 - Distribuição da ρ_s na cobertura da Etapa 1 do ASB

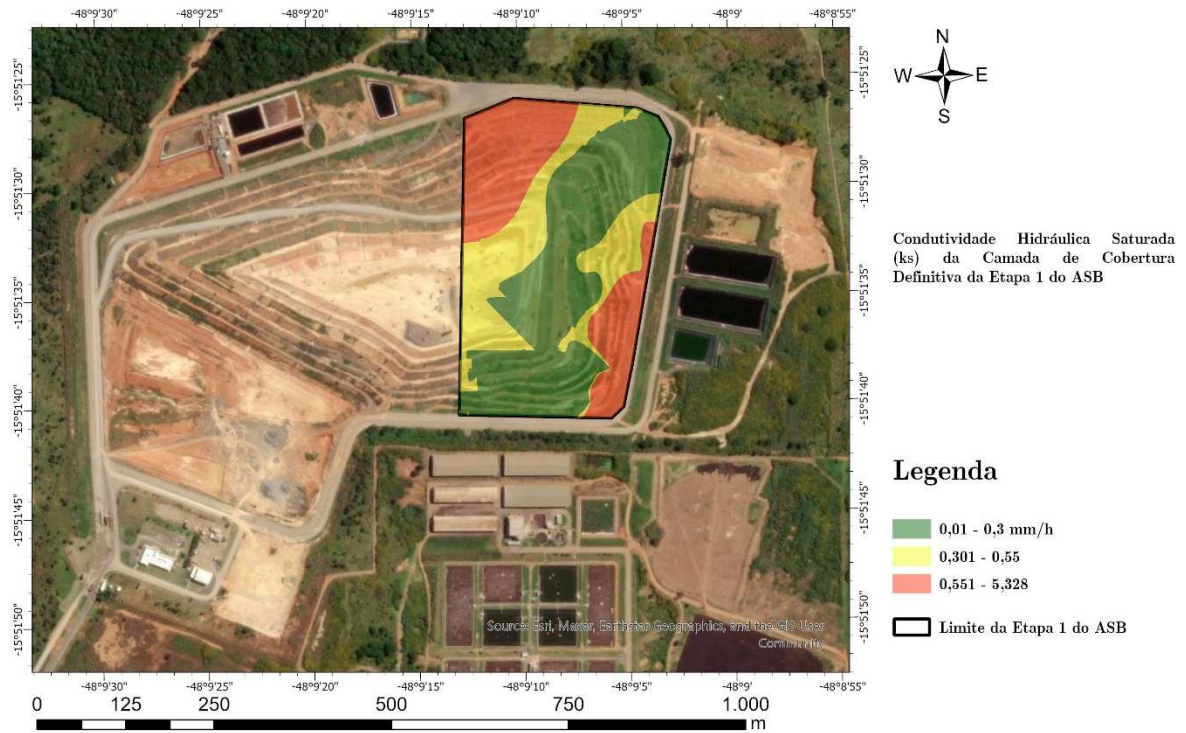


Figura 6.76 - Distribuição da k_s na cobertura da Etapa 1 do ASB

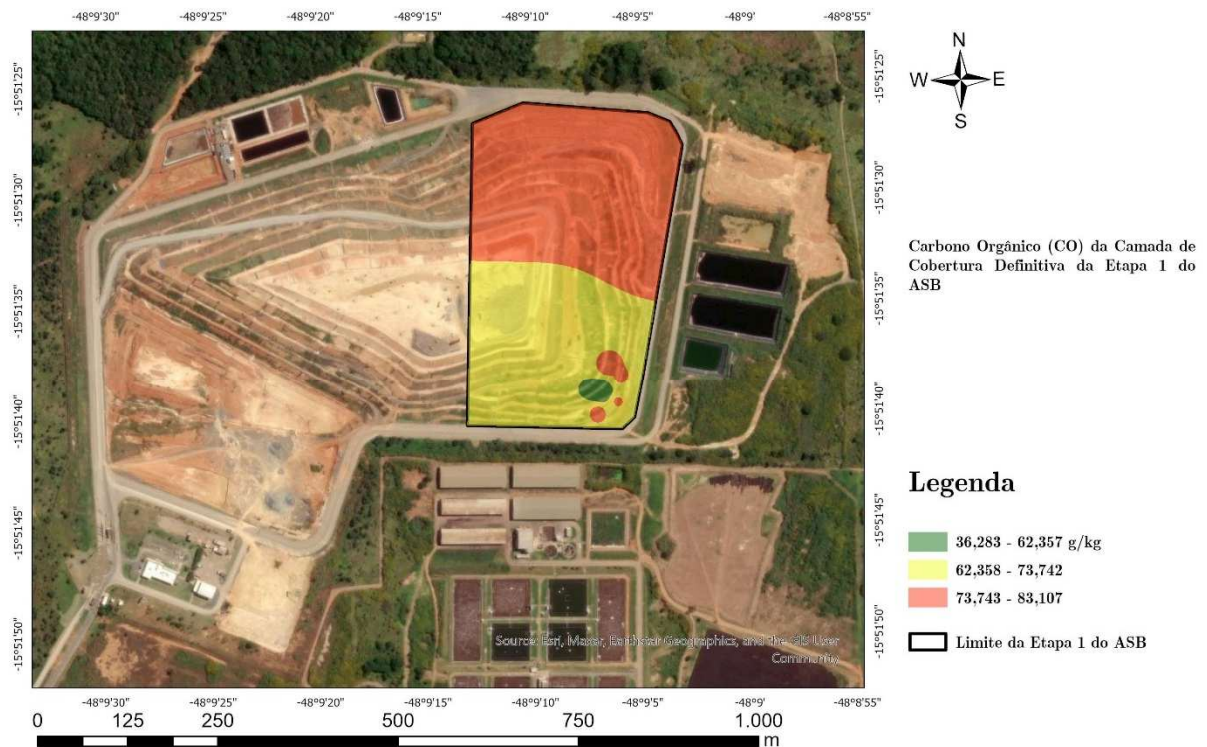


Figura 6.77 - Distribuição do CO na cobertura da Etapa 1 do ASB

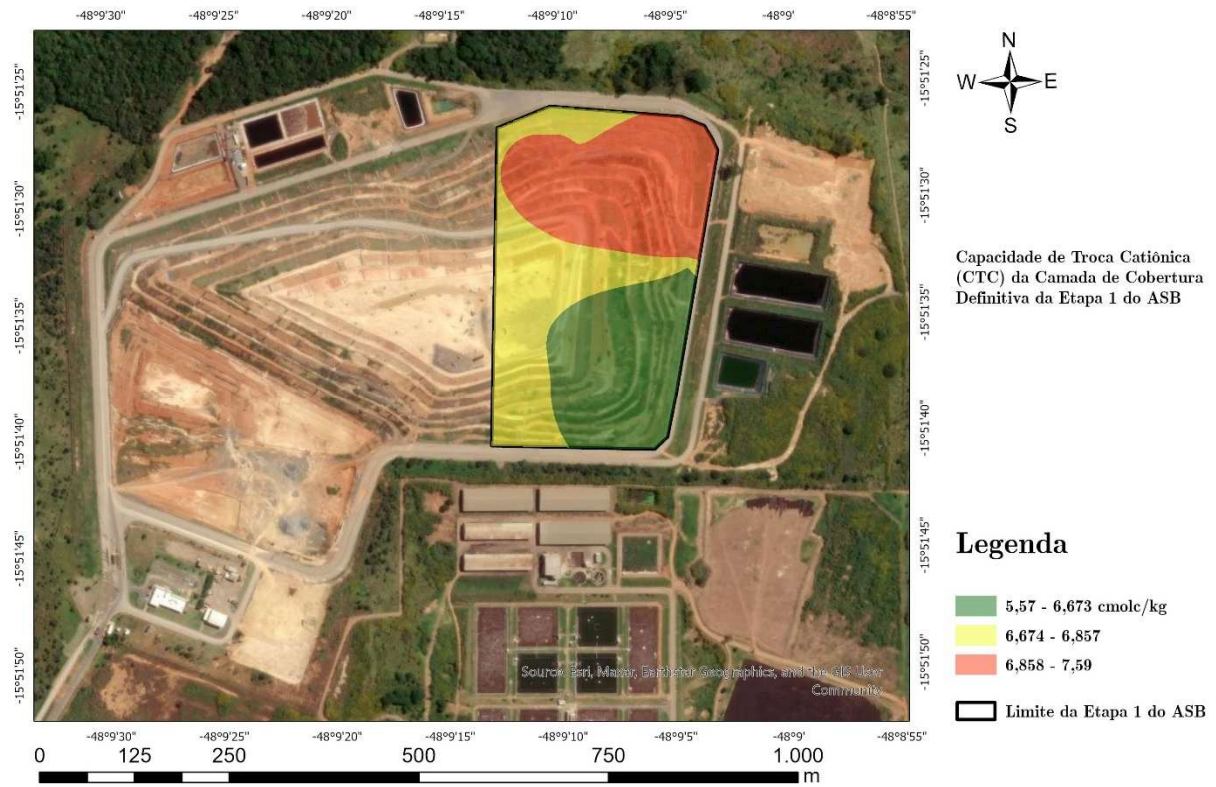


Figura 6.78 - Distribuição do CTC na cobertura da Etapa 1 do ASB

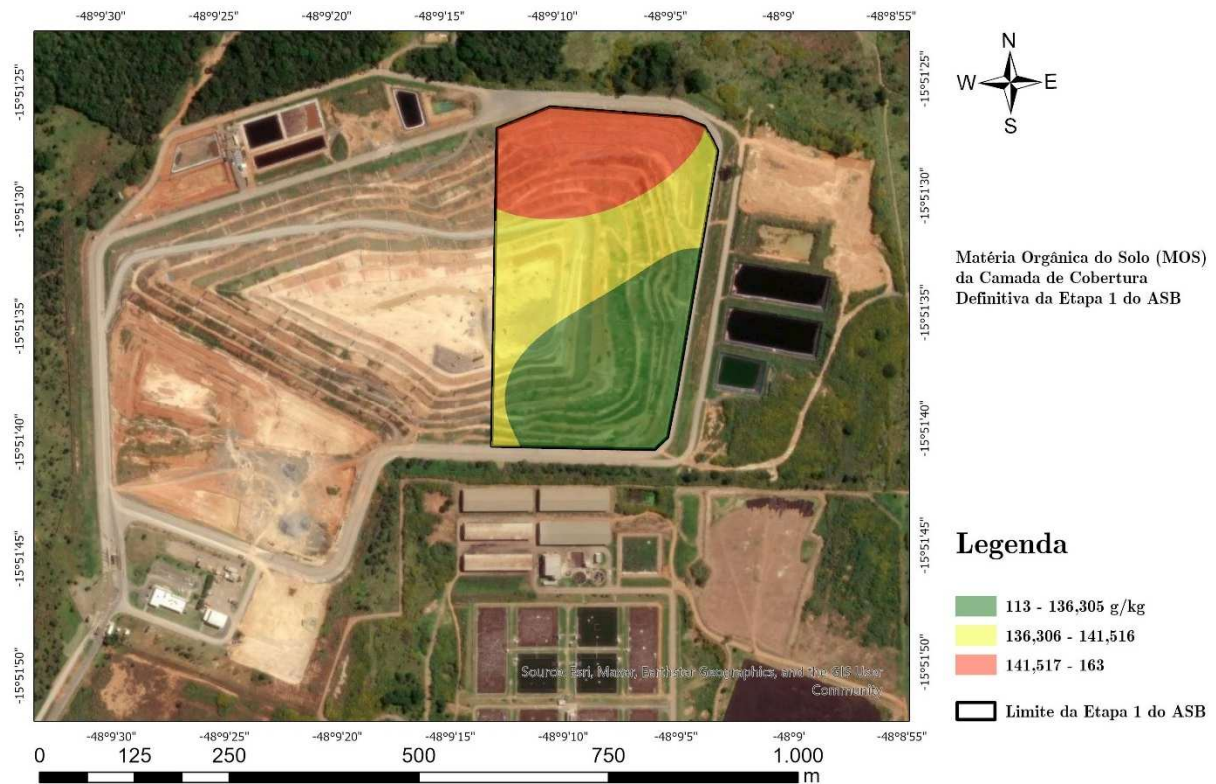


Figura 6.79 - Distribuição da MOS na cobertura da Etapa 1 do ASB

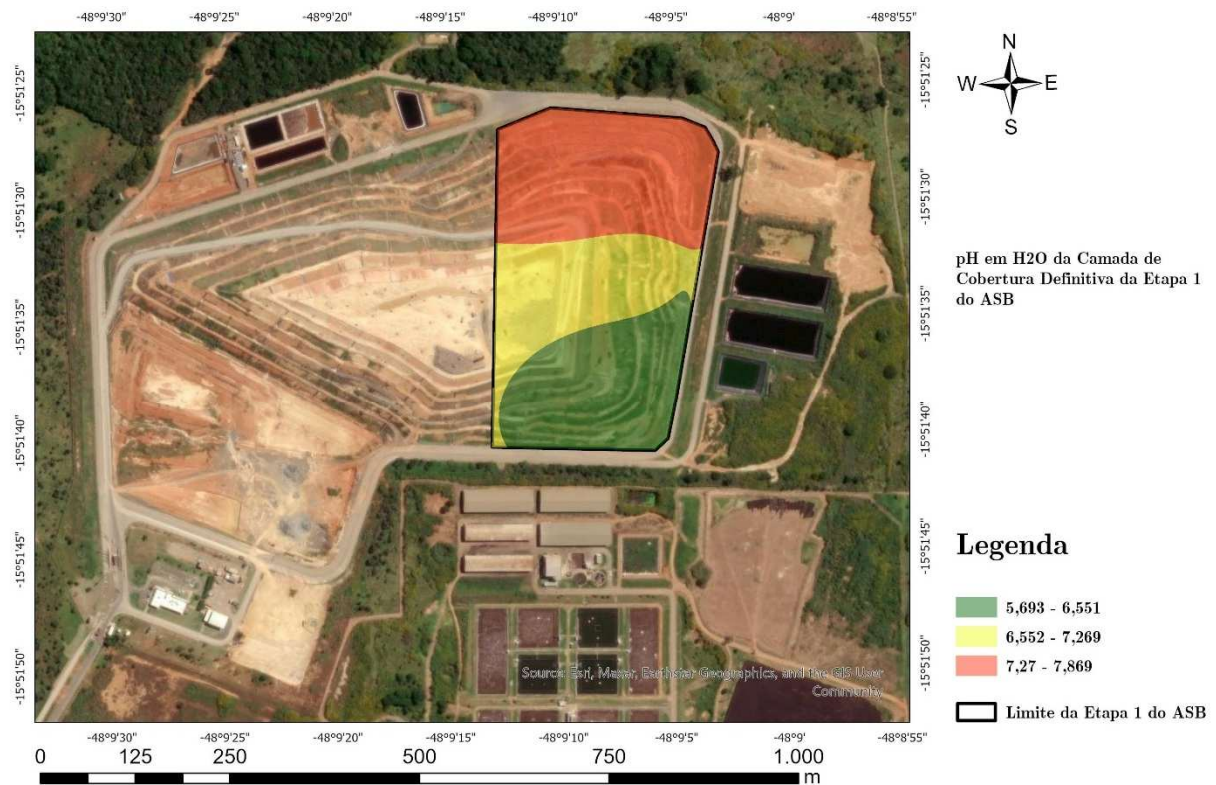


Figura 6.80 - Distribuição do pH em H₂O na cobertura da Etapa 1 do ASB

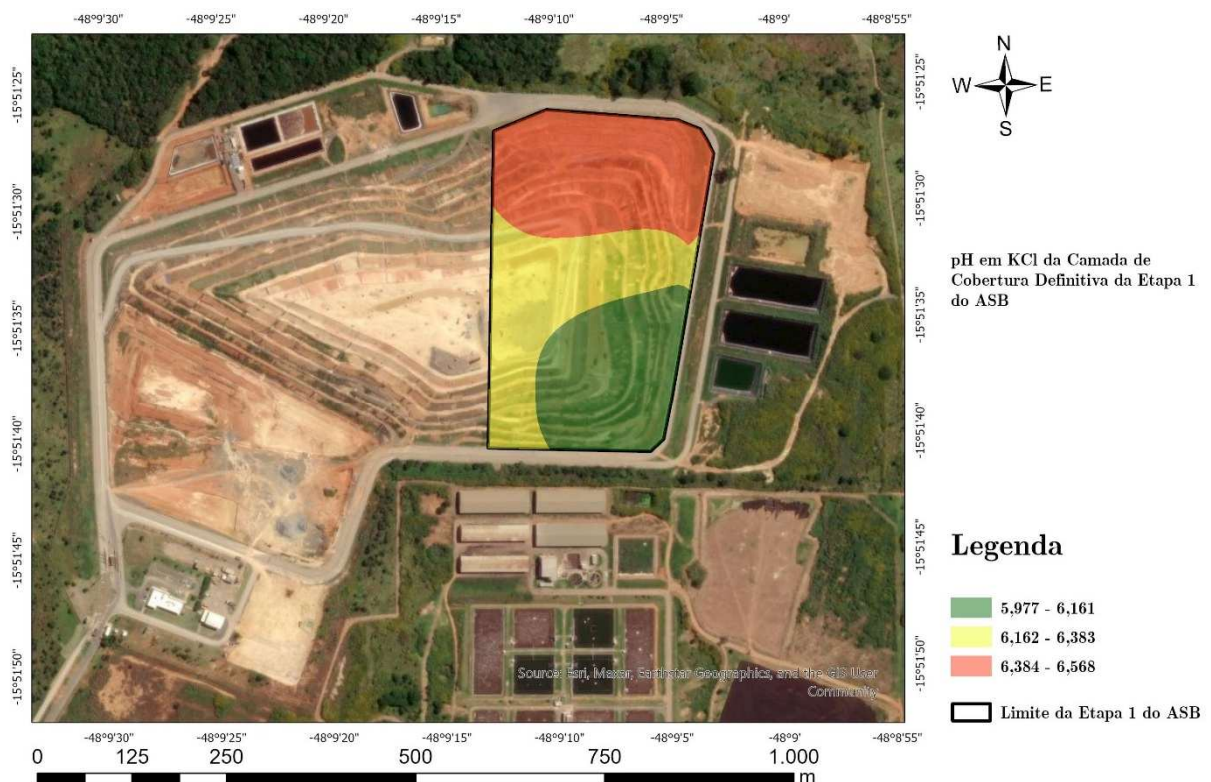


Figura 6.81 - Distribuição do pH em KCl na cobertura da Etapa 1 do ASB

Apesar da elaboração desses mapas com base nos dados disponíveis e nos ensaios

realizados, foi necessário adotar determinados parâmetros como constantes ao longo de toda a extensão da camada, a fim de viabilizar a execução das simulações numéricas. A Tabela 6.16 apresenta os parâmetros assumidos como constantes na modelagem da camada de cobertura da Etapa 1 do ASB.

Tabela 6.16 - Parâmetros adotados como constantes para as simulações

Parâmetro	Unidade	Valor
λ_{seco}^1	W m ⁻¹ K ⁻¹	0,2
λ_{sat}^1	W m ⁻¹ K ⁻¹	1,8
$V_{\text{máx}}^2$	mol kg ⁻¹ s ⁻¹	5,00x10 ⁻¹⁰
$K_{\text{mCH}_4}^3$	-	0,07
$K_{\text{mO}_2}^3$	-	0,01
c_{ps}^4	J m ⁻³ k ⁻¹	753
δ^5	kPa ⁻¹	0,0001
n_{VG}^5	-	1,74
α^5	m ⁻¹	0,0037

1 - Valores utilizados a partir do trabalho de (Chaves, 2023)

2 - Valor ajustado a partir dos resultados obtidos na modelagem.

3 - Valores utilizados a partir do trabalho de (De Visscher et al., 1999):

4 - Valores utilizados a partir do trabalho de Wang et al. (2019).

5 - Valores utilizados a partir dos ajustes dos resultados dos trabalhos de (C. D. M. C. Costa, 2015; Silveira, 2014):

Na simulação, a $V_{\text{máx}}$ foi ajustada para refletir a baixa taxa de atividade microbiana, uma condição esperada em camadas de cobertura com alto grau de compactação, como é o caso do ASB. Conforme demonstrado por Gebert et al. (2011), a compactação severa do solo diminui drasticamente a difusividade efetiva dos gases, limitando o suprimento de oxigênio e, conseqüentemente, restringindo o potencial de oxidação de metano pela microrganismos metanotróficos.

6.2.5. MAPA DE EMISSÃO DE CH₄ NO ASB

Nas Figura 6.82 a Figura 6.85 constam os valores de emissão de CH₄ nos períodos de 30 dias, 1 ano, 2 anos e 3 anos no topo da camada de cobertura do ASB,

respectivamente. A emissão inicial de metano adotada na simulação foi de $0,771 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, sendo que valores superiores a esse limiar devem às regiões de taludes. A análise espacial e temporal dos mapas mostram uma tendência de redução da emissão superficial de CH_4 ao longo do tempo como era de se esperar.

Aos 30 dias de simulação, as emissões variam entre $0,477$ e $1,364 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, com destaque para extensas áreas com valores superiores a $0,771 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, especialmente localizadas nos taludes. O comportamento evidencia uma concentração inicial significativa de metano na superfície. Após 1 ano, as emissões reduzem-se para a faixa de $0,126$ a $0,394 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. A magnitude das emissões em todo o topo da camada é consideravelmente inferior à observada no primeiro mês, indicando a atenuação dos fluxos difusivos. As áreas com valores acima do limiar de $0,771 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ deixam de estar presentes, sugerindo um controle progressivo das emissões nos taludes.

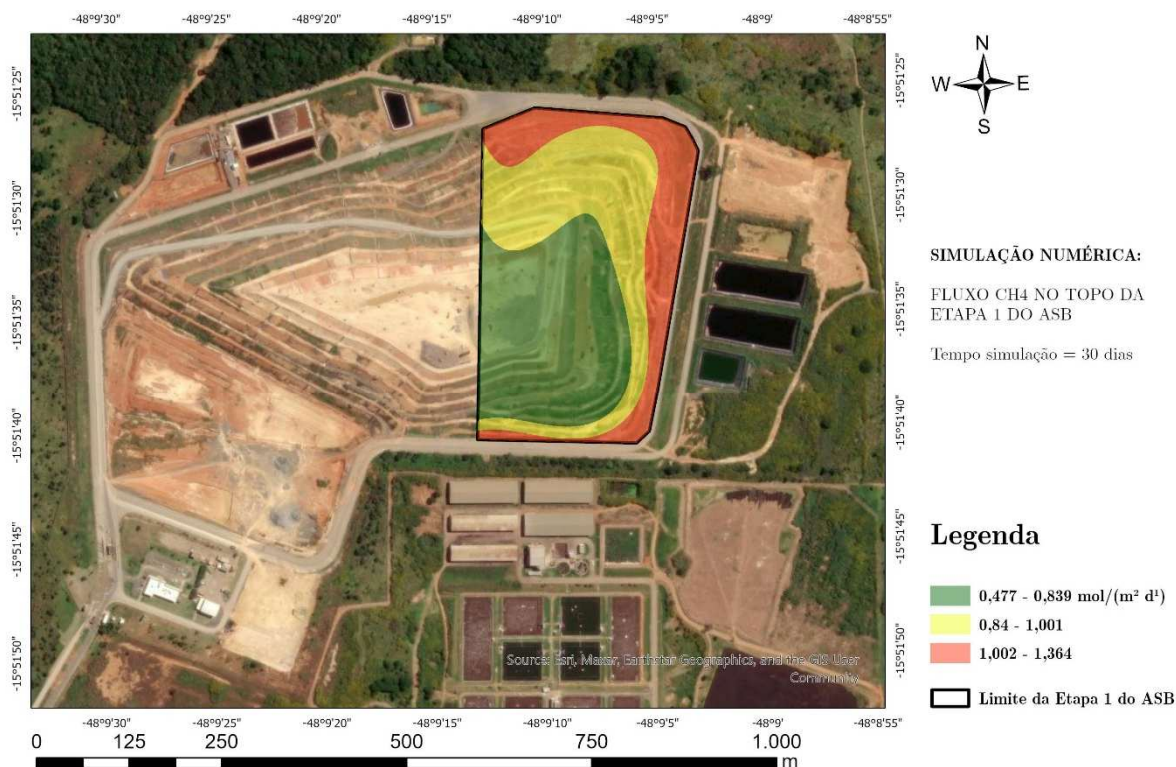


Figura 6.82 - Emissão de CH_4 para simulação de 30 dias

Com 2 anos de simulação, os fluxos variam entre 0,025 e 0,098 mol·m⁻²·d⁻¹. A distribuição espacial se mantém similar à observada no ano anterior, porém com decréscimo contínuo dos valores absolutos. Maiores emissões nas regiões dos taludes persistem, mas em níveis significativamente menores. Após 3 anos, verifica-se a menor faixa de emissão ao longo do período avaliado, variando entre 0,008 e 0,027 mol·m⁻²·d⁻¹. O cenário simulado aponta para a estabilização do sistema, com mínima emissão de metano tanto nas áreas das bermas quanto nos taludes, e com diferenças pouco expressivas entre as regiões.

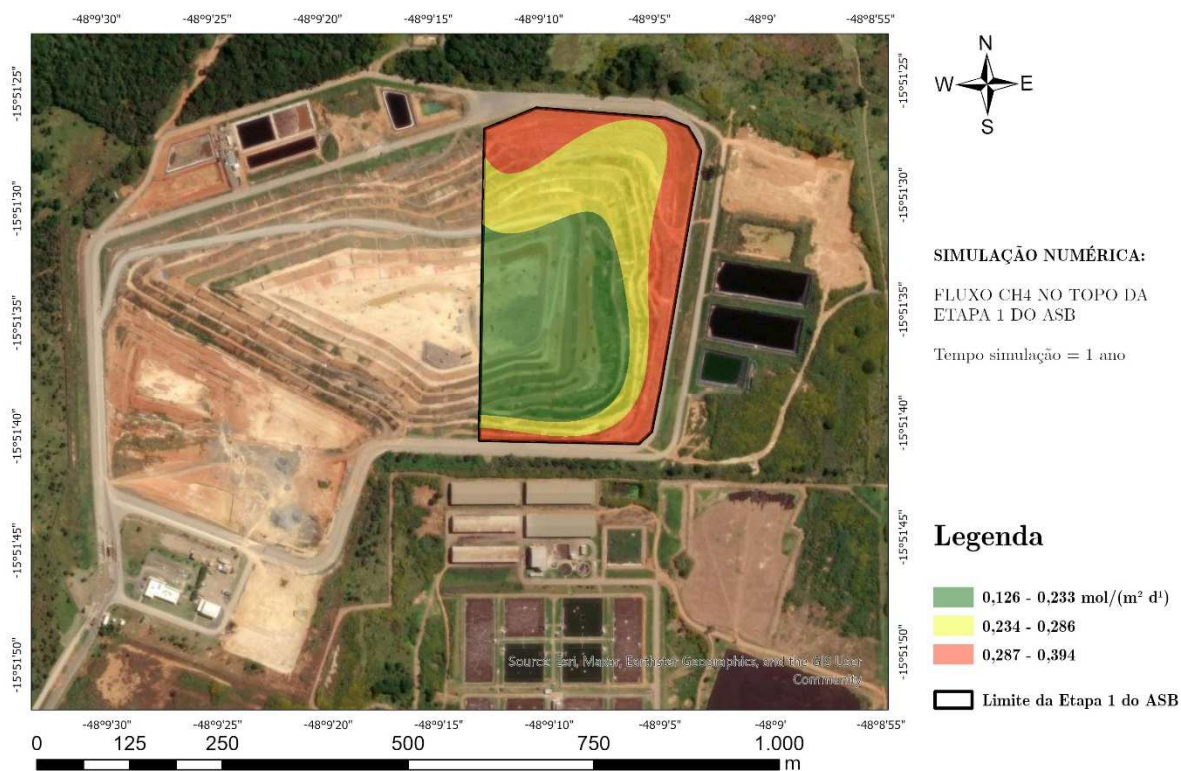


Figura 6.83 - Emissão de CH₄ para simulação de 1 ano

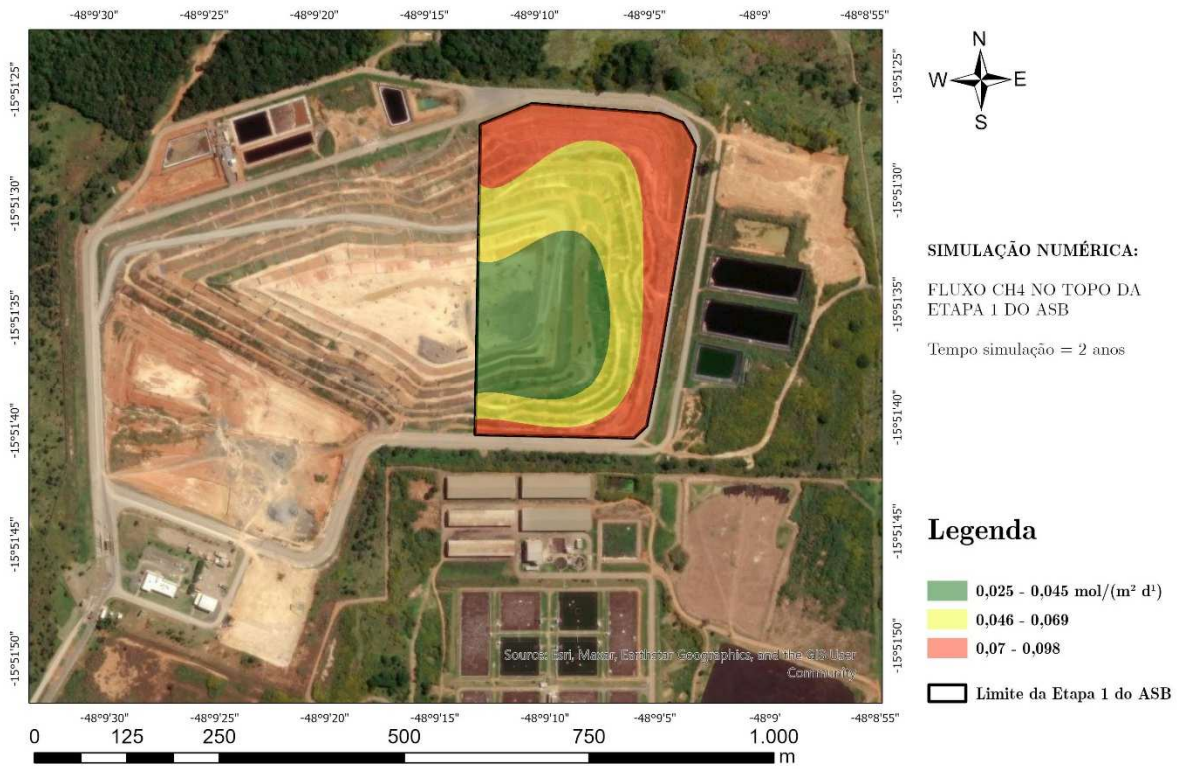


Figura 6.84 - Emissão de CH₄ para simulação de 2 anos

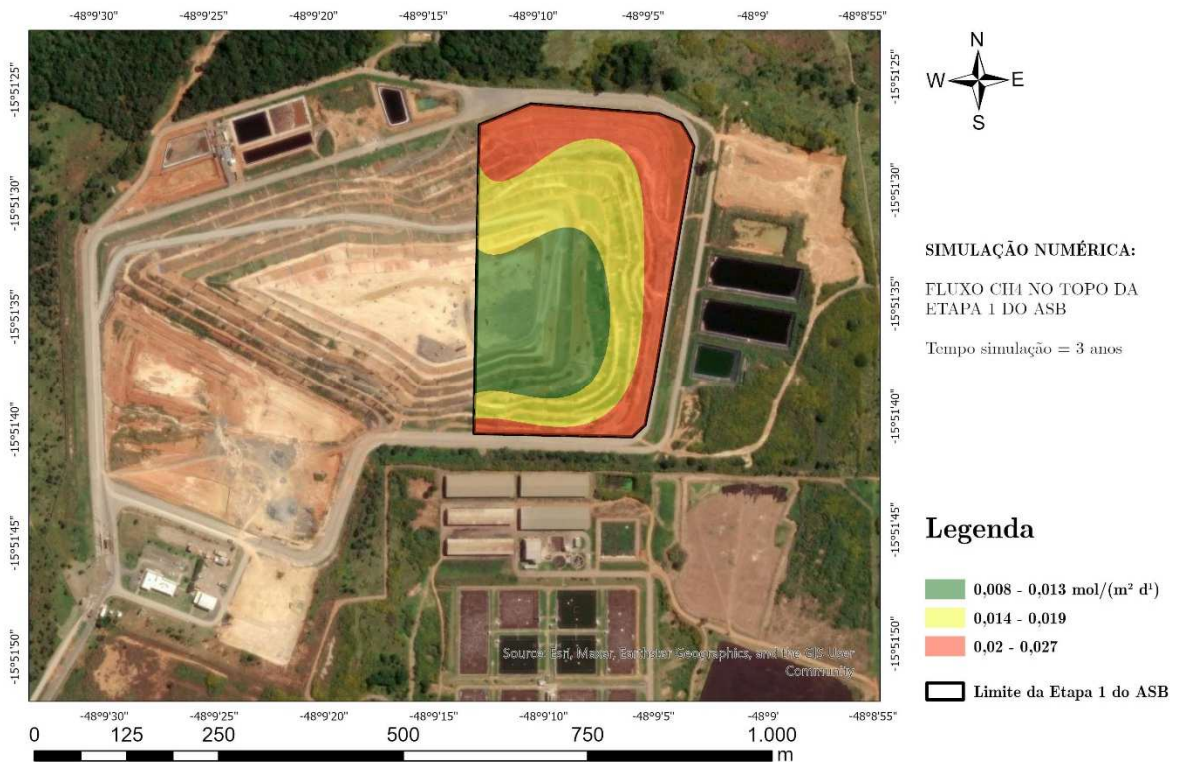


Figura 6.85 - Emissão de CH₄ para simulação de 3 anos

Em síntese, os resultados indicam uma redução progressiva e acentuada das emissões de CH₄ ao longo do tempo, com efetiva diminuição das concentrações superficiais mesmo nas regiões críticas, como os taludes.

6.2.6. MAPA DE EMISSÃO DE CO₂ NO ASB

Nas Figura 6.86 a Figura 6.89 constam os valores de emissão de CO₂ nos períodos de 30 dias, 1 ano, 2 anos e 3 anos no topo da camada de cobertura do ASB, respectivamente.

Após 30 dias de simulação, observa-se que os valores de fluxo de CO₂ superficial variam entre 0,545 e 1,484 mol·m⁻²·d⁻¹, especialmente localizadas nos taludes. Este comportamento está associado à intensa atividade microbológica nos primeiros dias após o encerramento da célula, quando há maior disponibilidade de matéria orgânica facilmente degradável.

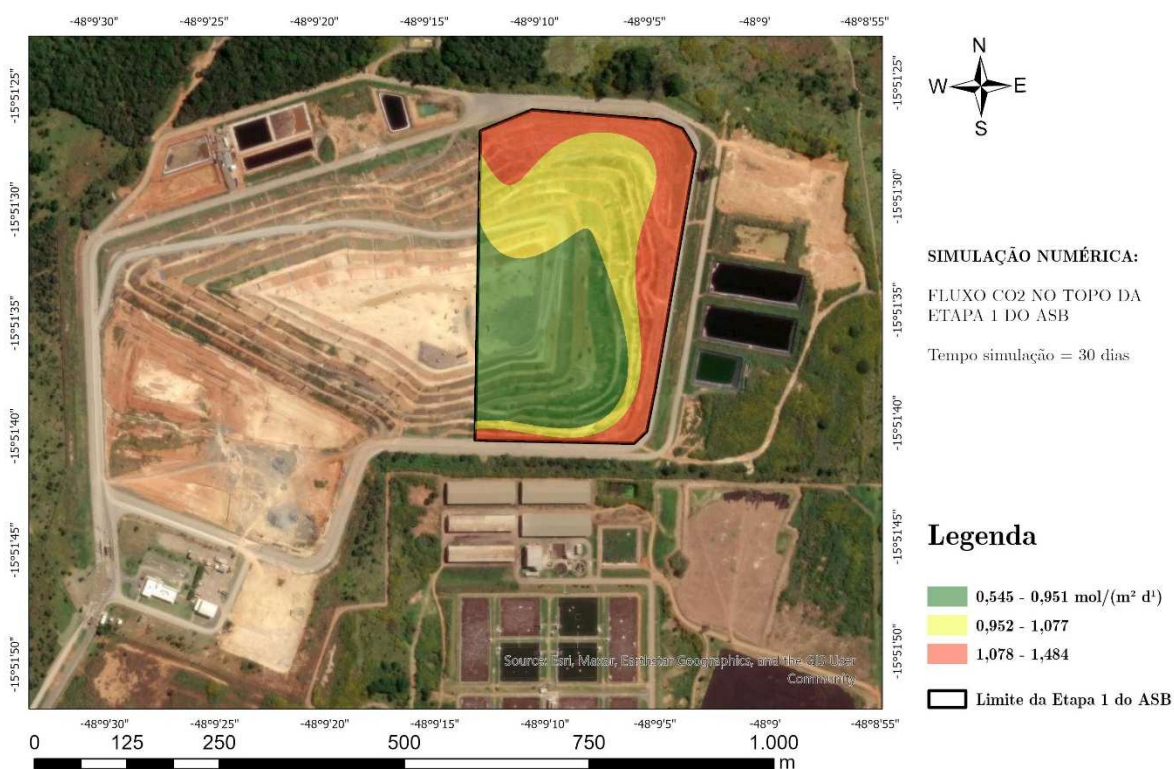


Figura 6.86 - Emissão de CO₂ para simulação de 30 dias

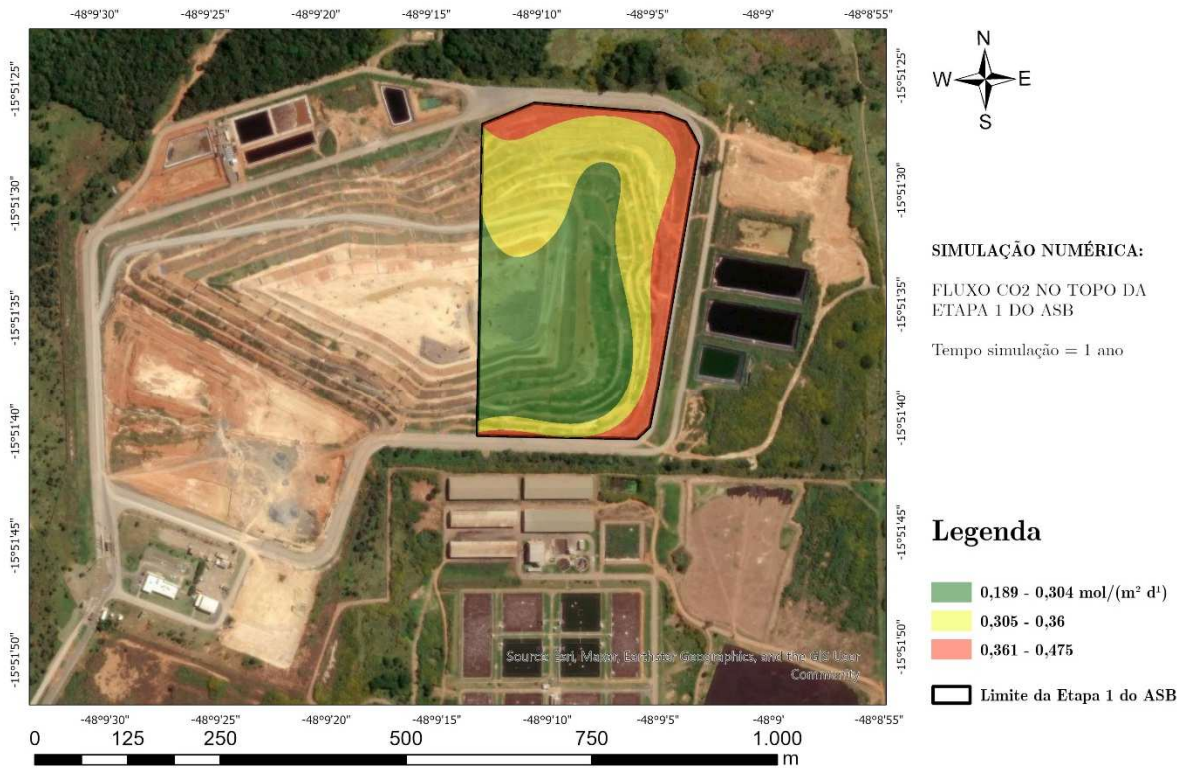


Figura 6.87 - Emissão de CO₂ para simulação de 1 ano

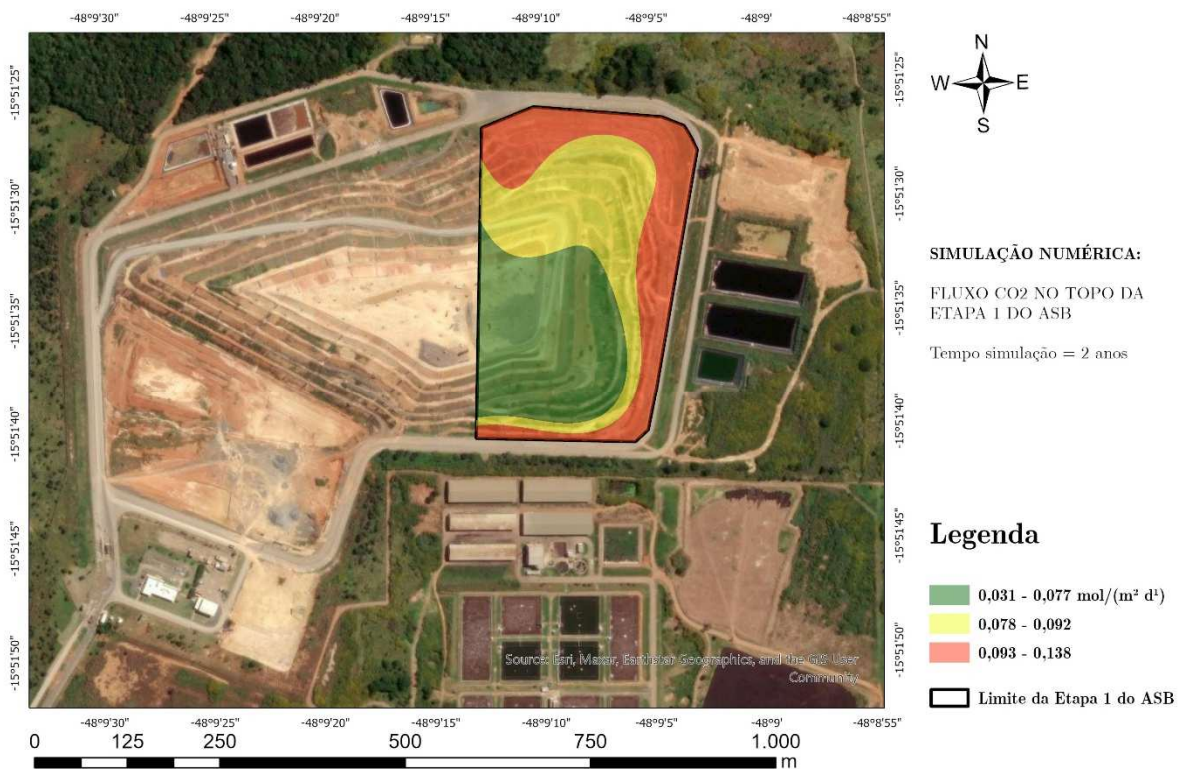


Figura 6.88 - Emissão de CO₂ para simulação de 2 anos

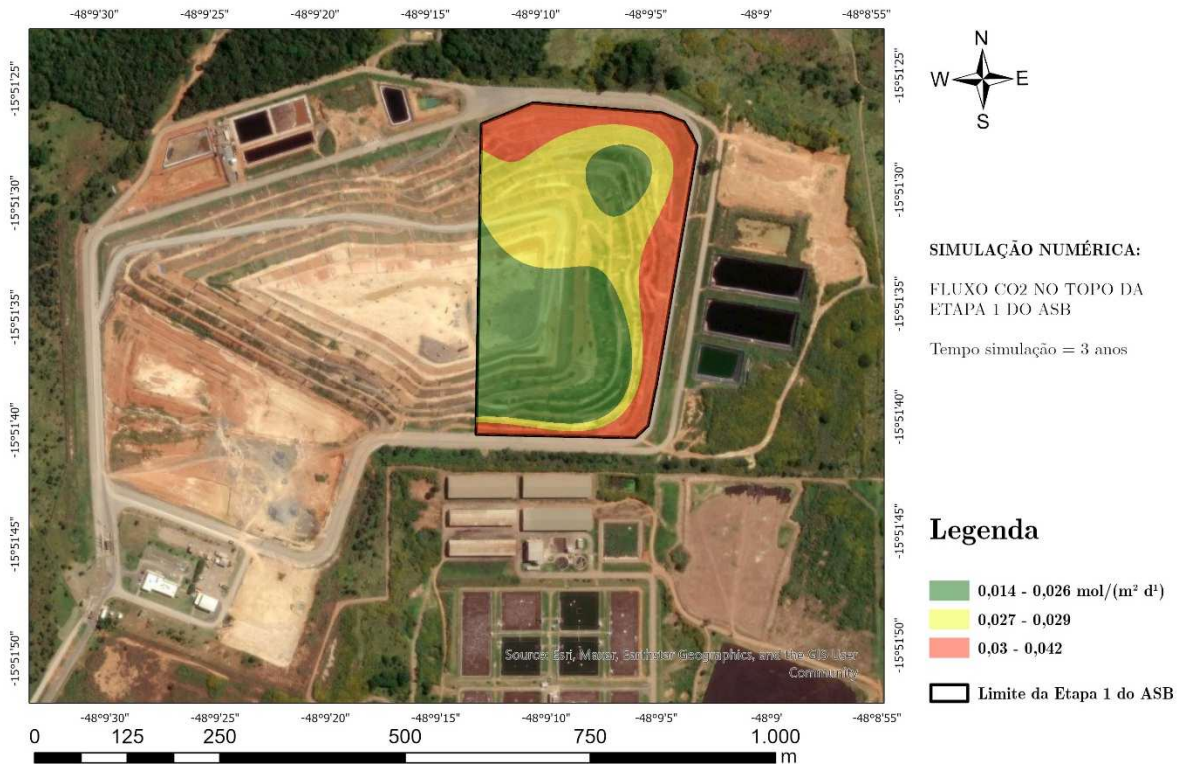


Figura 6.89 - Emissão de CO₂ para simulação de 3 anos

Com o avanço do tempo para 1 ano, os fluxos de CO₂ apresentam uma redução significativa, passando a variar entre 0,189 e 0,475 mol·m⁻²·d⁻¹. A área representada pela cor verde se expande, indicando uma diminuição generalizada do fluxo superficial.

Após 2 anos, a tendência de redução do fluxo de CO₂ se intensifica, com valores variando de 0,031 a 0,138 mol·m⁻²·d⁻¹. A predominância da cor verde é ainda mais evidente, indicando que a maior parte da Etapa 1 apresenta fluxos baixos. Após 3 anos, verifica-se a menor faixa de emissão ao longo do período avaliado, variando entre 0,014 e 0,042 mol·m⁻²·d⁻¹.

6.3. ANÁLISE PARAMÉTRICA

As análises paramétricas foram conduzidas utilizando o método numérico, utilizando os parâmetros dos materiais especificados nas Tabela 6.17 e Tabela 6.18. Os parâmetros do solo do ASB foram determinados com base na média dos resultados

obtidos nos ensaios realizados por Paganella (2023). Para a camada oxidativa, foram adotados os parâmetros reportados por Thomasen et al. (2019), enquanto os parâmetros referentes à escória de ferro foram extraídos do estudo de Chetri et al. (2022). Por sua vez, os parâmetros da geomembrana foram obtidos a partir do trabalho de Mulder (1996).

Tabela 6.17 - Parâmetros dos materiais considerados na análise paramétrica

PARÂMETRO	UNIDADE	SOLO ASB	CAMADA OXIDATIVA	ESCÓRIA DE FERRO
ρ_s	kg m ⁻³	2,80	2,02	3,34
$\rho_{d,max}$	kg m ⁻³	1,55	0,73	1,80
k_s	m s ⁻¹	2,49x10 ⁻⁷	1,00x10 ⁻⁵	5,00x10 ⁻⁶
n	-	0,45	0,73	0,50
λ_{sec}	W m ⁻¹ K ⁻¹	0,20	0,20	0,21
λ_{sat}	W m ⁻¹ K ⁻¹	1,80	0,35	2,05
θ_i	-	0,30	0,26	0,10
θ_{fc}	-	0,25	0,15	0,30
θ_r	-	0,01	0,02	0,10
$V_{máx}$	mol kg ⁻¹ s ⁻¹	5,00x10 ⁻¹⁰	6,00x10 ⁻⁷	0
K_{mCH_4}	-	0,07	0,01	-
K_{mO_2}	-	0,01	0,01	-
c_{ps}	J m ⁻³ K ⁻¹	753,00	750,00	700,00
δ	kPa ⁻¹	0,0001	0,05	0,10
n_{VG}	-	1,74	1,50	6,00
α	m ⁻¹	0,0037	10,00	2,00

Tabela 6.18 - Parâmetros da geomembrana utilizados na análise paramétrica

Trabalho	Tipo	Espessura (mm)	k_s (m.s ⁻¹)	D_{CH_4} (m ² .s ⁻¹)	D_{CO_2} (m ² .s ⁻¹)	D_{N_2} (m ² .s ⁻¹)	D_{O_2} (m ² .s ⁻¹)
Mulder (1996)	LLDPE	0,76	1x10 ⁻¹⁴	2,46x10 ⁻¹²	1,14x10 ⁻¹¹	7,55x10 ⁻¹³	2,30x10 ⁻¹²

Nas simulações apresentadas a seguir, foram utilizados os parâmetros do solo do ASB para representar as camadas de solo homogêneo, solo superficial (topsoil) e solo de proteção da geomembrana.

6.3.1. CONDIÇÕES DE LABORATÓRIO

Os resultados representativos das condições laboratoriais foram organizados de forma a apresentar, inicialmente, a camada de cobertura composta por solo homogêneo, seguida pela camada oxidativa e, por último, pela camada biogeoquímica, conforme detalhado nos itens a seguir.

- **Solo Homogêneo (SH)**

Com o objetivo de simular o comportamento do solo homogêneo (SH) do ASB em diferentes condições. Foram realizadas simulações considerando espessuras da camada (l_{SH}) de 50 cm, 60 cm, 70 cm e 100 cm (Figura 6.90). Todas as simulações utilizaram como referência o fluxo de entrada inicial ($J_{in,TOTAL}$) de $1,6 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, fração molar do metano de 49% e do dióxido de carbono de 51%, conforme medido no trabalho de Jucá (2020).

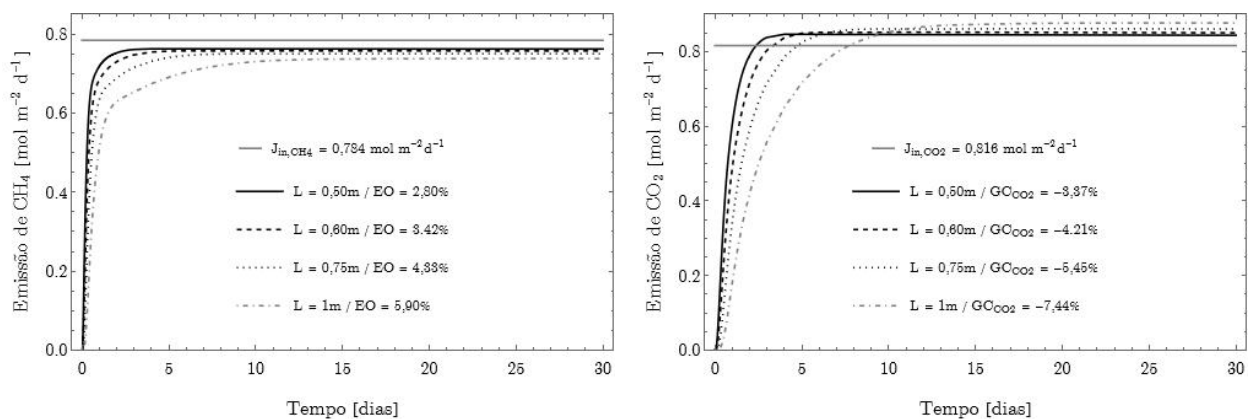


Figura 6.90 - EO e GC_{CO2} do SH para diferentes espessuras

Os resultados apresentados na Figura 6.90 mostraram que o aumento da espessura contribuiu para o incremento da eficiência de oxidação do metano (EO), passando de 2,80% para 5,90% ao se dobrar a espessura de 0,50 m para 1,00 m. Essa tendência é atribuída ao maior tempo de permanência do gás na matriz porosa e à maior disponibilidade de área para ocorrência da oxidação do metano. No entanto, mesmo

com esse aumento relativo, o percentual absoluto de metano oxidado permaneceu baixo, indicando que a maior parte do CH_4 ainda é emitida para a atmosfera, o que limita o impacto prático da simples ampliação da espessura.

Em relação ao dióxido de carbono, a eficiência de geração/consumo (GC_{CO_2}) também variou com a espessura, passando de -3,37% para -7,44%, evidenciando uma maior produção de CO_2 decorrente da oxidação do CH_4 . Essa elevação reforça a interpretação de que camadas mais espessas favorecem a oxidação aeróbica, embora o aumento também indique uma maior emissão líquida de CO_2 , o que, do ponto de vista climático, pode não ser vantajoso, especialmente em ausência de mecanismos adicionais de sequestro, como carbonatação.

Assim, embora o aumento da espessura da camada promova melhorias nas eficiências de oxidação, os ganhos são limitados em termos absolutos e tendem a se estabilizar. Esse comportamento condiz com o reportado por Bian et al. (2018), que apontam para a formação de zonas anaeróbicas internas em camadas espessas, restringindo o suprimento de O_2 às regiões mais profundas e limitando a taxa de oxidação.

Dessa forma, o aumento da espessura da camada de cobertura, quando realizada isoladamente, não se mostra uma estratégia eficiente para mitigação significativa das emissões, devendo ser associada a outras abordagens, como a adição de materiais com maior reatividade ou aeração passiva para otimização do transporte de oxigênio.

- **Camada Oxidativa (CO)**

De forma a verificar a relação entre a espessura de camadas oxidativas e o parâmetros $V_{máx}$, análise paramétricas foram realizadas com o objetivo de aprofundar

a compreensão dessa interação. As Figura 6.91 a Figura 6.94 apresentam as simulações realizadas, nas quais tanto a espessura da camada oxidativa (l_{co}) quanto o parâmetro $V_{máx}$ foram variados. As simulações consideram um solo formado por duas camadas: uma camada superficial (topsoil) com 15cm de espessura (EPA, 2004) e uma camada oxidativa com espessuras de 35, 45, 60 e 85cm.

Todas as simulações utilizaram como referência o fluxo de entrada inicial ($J_{in,TOTAL}$) de $1,6 \text{ mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, fração molar do metano de 49% e do dióxido de carbono de 51%, conforme medido no trabalho de Jucá (2020).

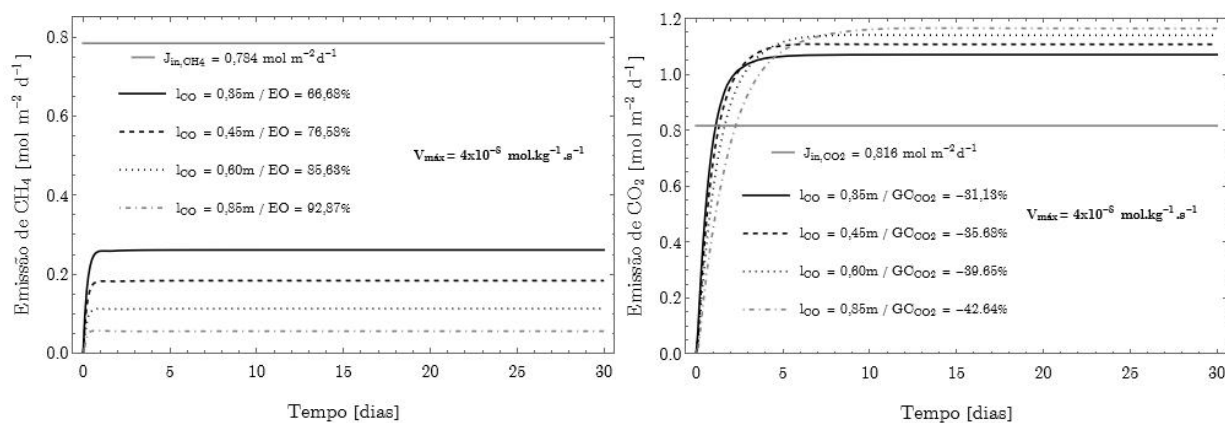


Figura 6.91 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{máx} = 4 \times 10^{-8} \text{ mol}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$

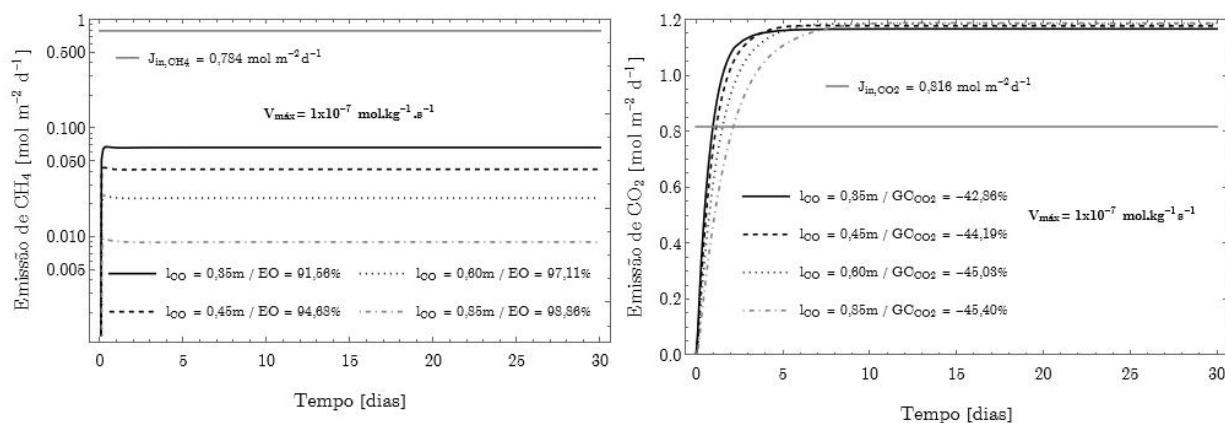


Figura 6.92 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{máx} = 1 \times 10^{-7} \text{ mol}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$

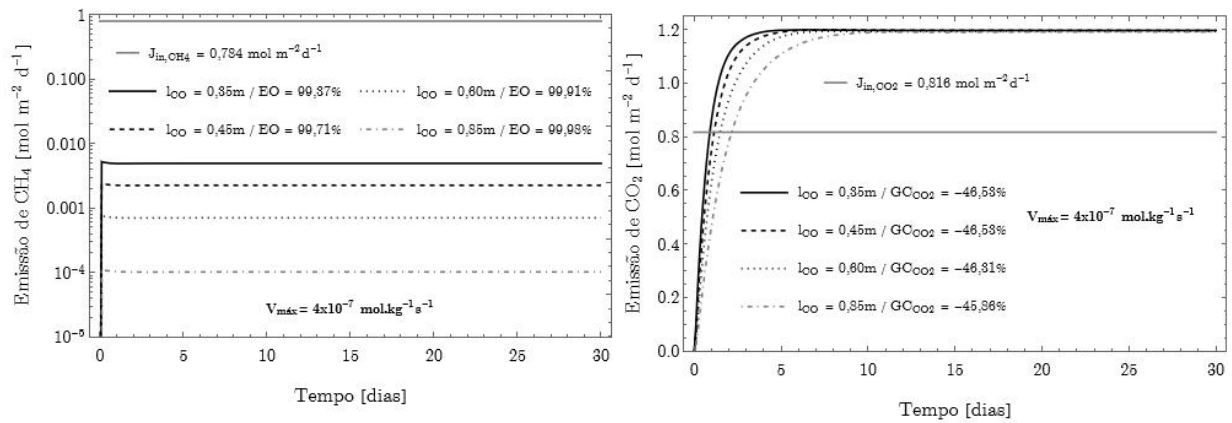


Figura 6.93 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{m\acute{a}x} = 4 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$

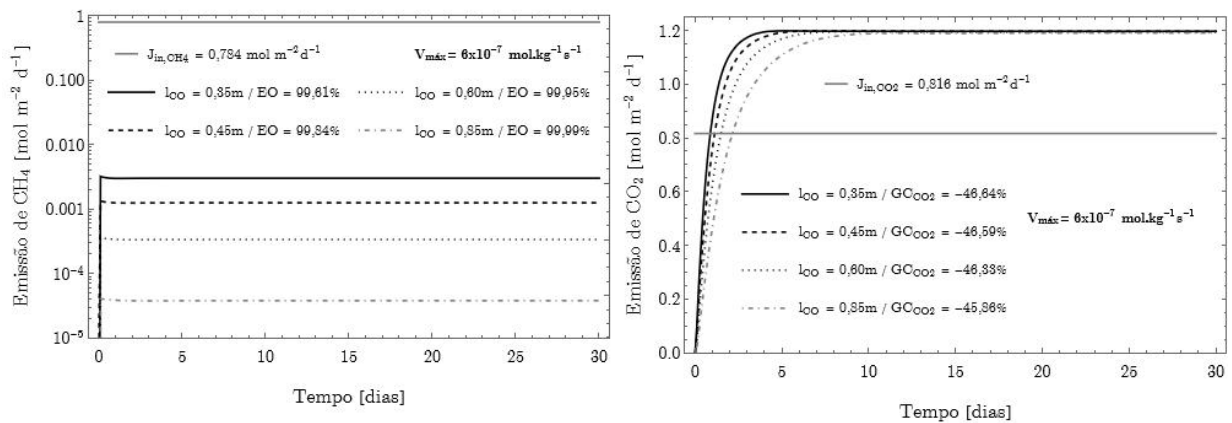


Figura 6.94 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes espessuras e $V_{m\acute{a}x} = 6 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$

Os valores de $V_{m\acute{a}x}$ foram definidos com base nos resultados apresentados na validação do modelo numérico descrito no item 6.1.2 SIMULAOES NUMÉRICAS. O valor de $V_{m\acute{a}x}$ de $4 \times 10^{-8} \text{ mol.kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$ foi obtido a partir do estudo de Chetri et al. (2022), que avaliou as camadas oxidativas compostas por biocarvão. Os valores de $V_{m\acute{a}x}$ de 1×10^{-7} e $4,7 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$ foram extraídos a partir das simulações utilizando o trabalho de Rose et al. (2012), onde o material analisado era uma mistura de solo com composto orgânico. Por fim, o valor de $V_{m\acute{a}x}$ $6 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$ foi baseado no trabalho de Kettunen et al. (2006), que avaliou o potencial de camadas formadas por composto de lodo de esgoto, resıduos da reciclagem de papel e areia.

A partir das simulações, observa-se que, mesmo para os menores valores de $V_{m\acute{a}x}$ utilizados e com uma espessura reduzida de 35 cm, a camada oxidativa apresenta

elevadas taxas de oxidação do metano ($EO > 66\%$). Entretanto, em virtude da oxidação do CH_4 , há a geração de CO_2 , resultando, ainda assim, na emissão de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera.

Conforme apresentado no item 6.1, a eficiência média de oxidação obtida em todos os estudos analisados foi de aproximadamente 62%. Com base nesses resultados, conclui-se que uma camada oxidativa com 35 cm de espessura, considerando valores de $V_{máx} > 4 \times 10^{-8} \text{ mol.kg}^{-1}.\text{s}^{-1}$, é capaz de garantir uma eficiência equivalente e na maioria dos casos superior a outros solos utilizados em camadas de cobertura de aterros sanitários.

- **Camada Biogeoquímica (BGQ)**

Considerando o potencial das camadas biogeoquímicas, buscou-se analisar a influência da espessura da camada de escória (l_{EF}) e do parâmetro α_{cm} , associado à carbonatação mineral. Para todas as simulações, adotou-se como referência um fluxo de entrada inicial ($J_{m,TOTAL}$) de $1,6 \text{ mol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, com uma fração molar do CH_4 de 49% e do CO_2 de 51%, conforme valores medidos no trabalho de Jucá (2020).

As Figura 6.95 a Figura 6.97 apresentam as simulações realizadas, nas quais tanto a espessura da camada oxidativa (l_{EF}) quanto o parâmetro α_{cm} foram variados. As simulações consideram um solo formado por três camadas: uma camada superficial (topsoil) com 15cm de espessura, uma camada de escória de ferro com espessuras de 20, 30 e 40cm e variando e uma camada oxidativa de 35cm.

O valor de $V_{máx}$ da camada oxidativa foi fixado em $6 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1}.\text{s}^{-1}$, considerando que lodos provenientes de estações de tratamento de esgoto (ETE) são frequentemente estudados para aplicação em aterros sanitários no Brasil (Pimentel, 2012; Prim, 2011).

Os valores de α_{cm} selecionados para a simulação foram adotados a partir do valor ajustado na simulação numérica do trabalho de Chetri et al. (2022) no item 6.1.2. Assim, além do valor de $3 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$, foram adotados os valores de $1,5 \times 10^{-3}$ e $1,5 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ com o objetivo de incluir valores de ordens de magnitude progressivamente menores, permitindo uma análise mais abrangente do comportamento do sistema.

A respeito dos resultados apresentados nas simulações, percebe-se que para as emissões de CH_4 , a EO permanece consistentemente alta em todas as simulações realizadas devido à camada oxidativa, com valores superiores a 99% em todos os casos. Em contrapartida, o comportamento do dióxido de carbono varia de forma mais significativa entre as simulações. Contudo, em todas as análises realizadas, observa-se um aumento na taxa de consumo de CO_2 à medida que cresce a espessura da camada de escória de ferro.

No primeiro cenário ($\alpha_{cm} = 1,5 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$), os valores de GC_{CO_2} indicam que o consumo de CO_2 pela carbonatação mineral da escória de ferro ainda não é suficiente para carbonatar integralmente o CO_2 presente no biogás e aquele gerado pela oxidação do CH_4 (GC_{CO_2} variou de -25,13 a -31,84%). Nos cenários subsequentes ($\alpha_{cm} = 1,5 \times 10^{-3}$ e $3 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$, respectivamente), observa-se um aumento no consumo de CO_2 . Nessas condições, o CO_2 consumido pela carbonatação mineral é suficiente para reduzir a quantidade inicialmente presente no biogás, mesmo considerando a quantidade adicional de CO_2 gerado durante a oxidação do CH_4 . No entanto, o cenário com $\alpha_{cm} = 3 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$ demonstra a maior eficiência, garantindo níveis mais elevados de consumo de CO_2 ($\text{GC}_{\text{CO}_2} > 98,51\%$).

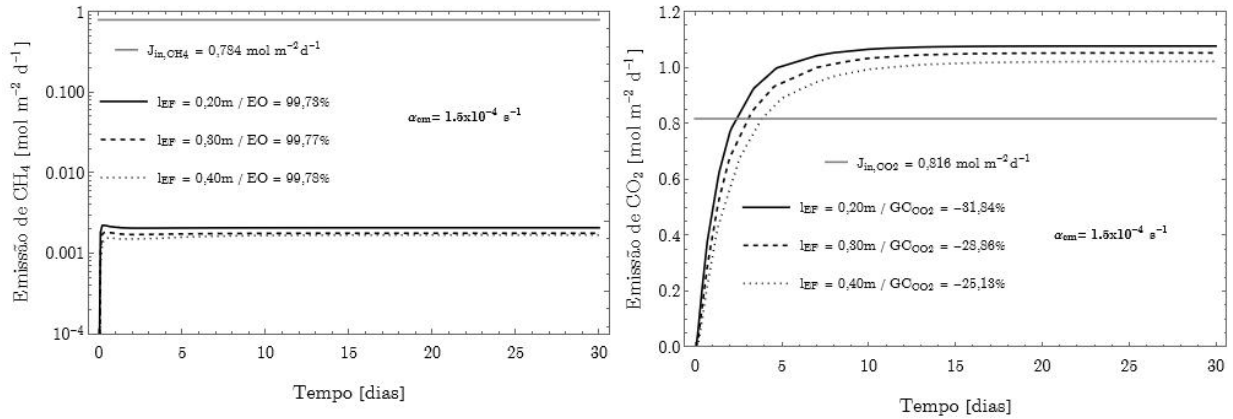


Figura 6.95 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes espessuras e $\alpha_{cm} = 1,5 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$

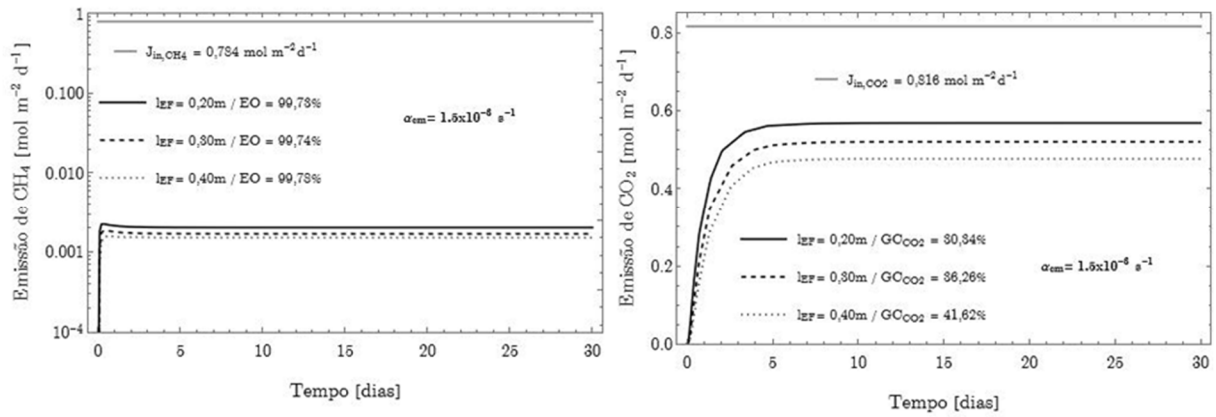


Figura 6.96 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes espessuras e $\alpha_{cm} = 1,5 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$

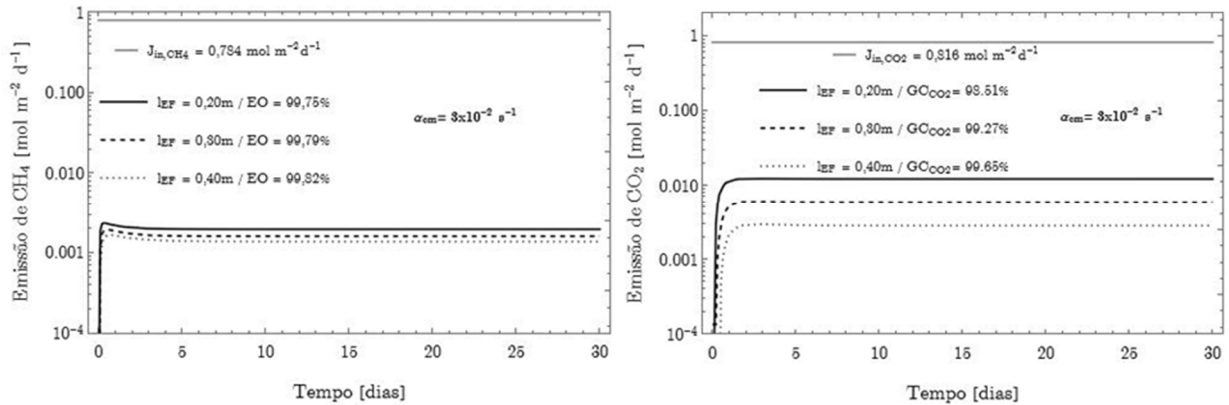


Figura 6.97 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes espessuras e $\alpha_{cm} = 3 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$

- **Simulações variando $J_{in,TOTAL}$**

A partir das simulações e resultados apresentados anteriormente, investigou-se os efeitos do fluxo de entrada nos três tipos de camadas estudadas: solo homogêneo, camada oxidativa e camada biogeoquímica.

Os fluxos utilizados nas simulações foram 1,6 a 60 $\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. O valor de 1,6

mol.m⁻².d⁻¹ foi adotado conforme valor medido no trabalho de Jucá (2020). O valor de 60 mol.m⁻².d⁻¹ foi adotado visando situações em que existem grandes emissões de GEE em aterros sanitários. Em todas as simulações foi considerado a fração molar de CH₄ e CO₂ iguais a 50%.

A Figura 6.75 apresenta as simulações realizadas para a camada homogênea, constituída por um solo com espessura de 50 cm e parâmetros característicos do solo do ASB, conforme detalhado na Tabela 6.13. Em todas as simulações, observa-se que o valor de eficiência de oxidação do metano (EO) permanece acima de zero apenas em para $J_{in,TOTAL} = 1,6 \text{ mol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (2,75%). No que se refere aos valores de GC_{CO_2} , verifica-se uma pequena geração (valor negativo), porém com valores reduzidos. Isso ocorre devido a uma pequena parcela de oxidação do metano (gerando CO₂) ocorrendo, e à inexistência da carbonatação mineral (consumindo CO₂). Dessa forma, é possível concluir que, mesmo para espessuras maiores e diferentes fluxos de entrada, o solo homogêneo demonstra limitada eficácia na mitigação da emissão de GEE para a atmosfera.

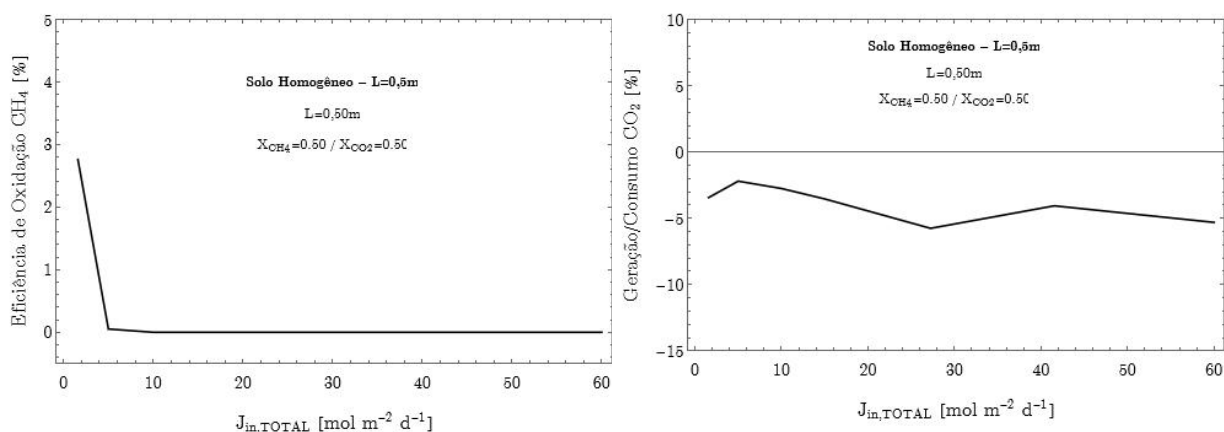


Figura 6.98 - EO e GC_{CO_2} do SH para diferentes $J_{in,TOTAL}$

A Figura 6.99 apresenta uma camada formada por 15cm de topsoil e 35cm de camada oxidativa, com um valor de $V_{m\acute{a}x}$ de $6 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1}.\text{s}^{-1}$, totalizando uma camada

com espessura de 50cm. Conforme observado, para valores de fluxo de entrada mais baixos ($J_{in,TOTAL} < 1,6 \text{ mol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) resultam em valores elevados de EO ($> 99\%$), promovendo maiores taxas de geração de CO_2 (valores negativos de GC_{CO_2}). Entretanto, à medida que os valores de $J_{in,TOTAL}$ aumentam, a EO diminui fazendo com que os valores de GC_{CO_2} passem de negativos (indicando a geração de CO_2) para positivos, sugerindo que uma parcela de CO_2 foi retida.

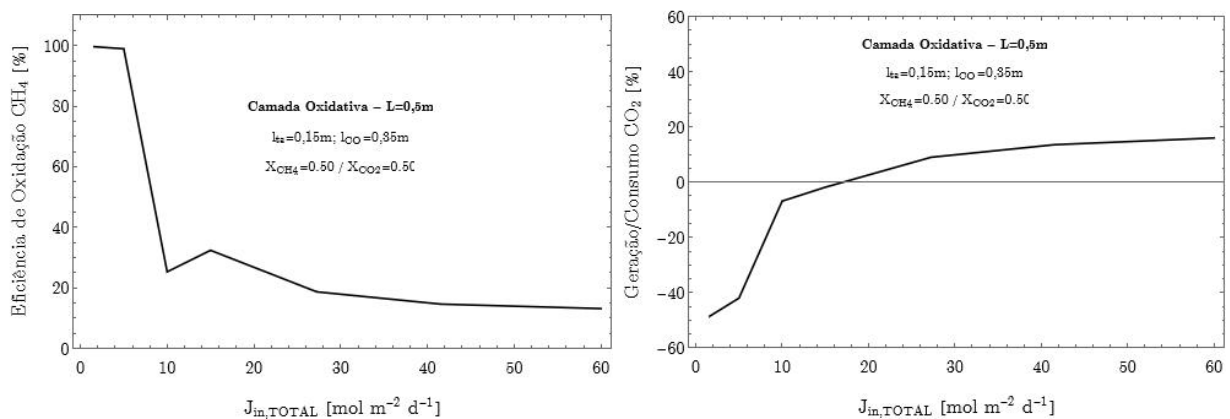


Figura 6.99 - EO e GC_{CO_2} da CO para diferentes $J_{in,TOTAL}$

A Figura 6.100 apresenta uma camada formada por 15cm de topsoil, 20 cm de escória de ferro ($\alpha_{cm} = 3 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$) e 35cm de camada oxidativa ($V_{m\acute{a}x} = 6 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1}.\text{s}^{-1}$), totalizando uma camada com espessura de 70cm. Com base nos resultados obtidos e na comparação entre a camada biogeoquímica (BGQ) e a camada oxidativa, observa-se que os valores de EO tornaram-se elevados ($>60\%$), sobretudo devido à retenção de CH_4 proporcionada, também, pela adição da camada de 20 cm de escória. Além disso, os valores de GC_{CO_2} ($>91\%$) evidenciam a principal vantagem das camadas biogeoquímicas, uma vez que praticamente todo o CO_2 é consumido pelo processo de carbonatação mineral.

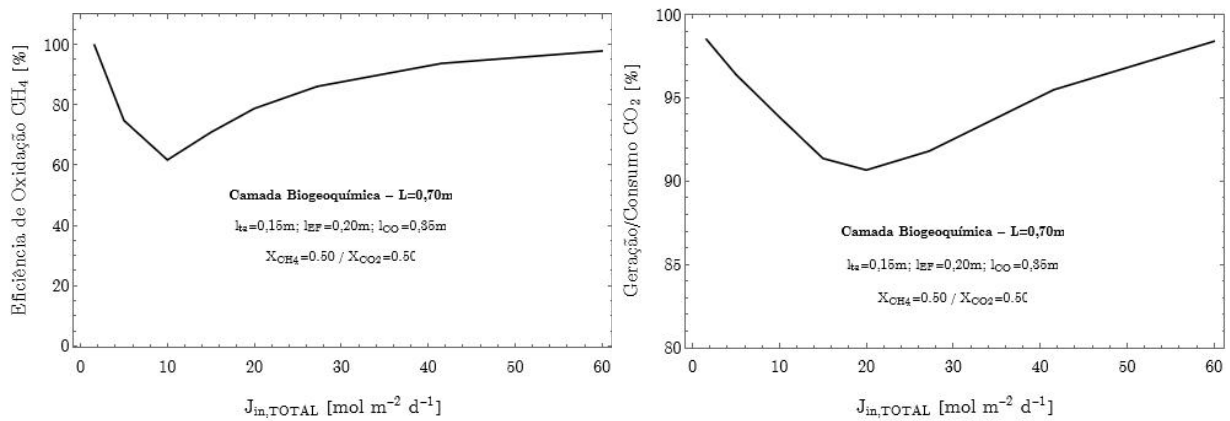


Figura 6.100 - EO e GC_{CO_2} da BGQ para diferentes $J_{in,TOTAL}$

A principal diferença entre as camadas simuladas (SH, CO e BGQ) reside no fato de que a camada BGQ apresenta uma diminuição da EO até atingir um determinado limite ($J_{in,TOTAL} = 10 \text{ mol.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, para a simulação em questão), momento em que a EO começa a aumentar novamente. A GC_{CO_2} exibe um comportamento semelhante, embora a diminuição observada seja menor em comparação com a EO. Esse comportamento está relacionado à complexidade das reações envolvidas, como a oxidação do metano e a carbonatação mineral, que ocorrem em cada uma das camadas. Assim, para o caso apresentado, a EO e a GC_{CO_2} diminuíram com o aumento do fluxo de entrada de biogás, mas essa diminuição ocorreu apenas até um certo ponto, após o qual observou um subsequente aumento da eficiência.

6.3.2. CONDIÇÕES DE CAMPO

A partir das simulações realizadas em condições laboratoriais, foram obtidos resultados que permitiram a definição de espessuras otimizadas para as camadas oxidativa e biogeoquímica. Com as espessuras dessas camadas estabelecidas, elas foram então simuladas com o intuito de prever seu comportamento em condições de campo. Além disso, para avaliar os efeitos da temperatura na parte inferior da camada de cobertura na emissão dos gases, foram consideradas temperaturas na fronteira inferior

da camada de cobertura de 40, 50 e 60°C. Para todas as simulações, adotou-se como referência um fluxo de entrada inicial ($J_{in,TOTAL}$) de 1,6 mol.m⁻².d⁻¹, com uma fração molar do CH₄ e CO₂ de 50%.

Nos itens a seguir, as camadas oxidativa, biogeoquímica e uma camada com geomembrana foram simuladas em condições climáticas semelhantes às do ASB, conforme descrito no item 6.2.1.

- **Camada Oxidativa (CO)**

As Figura 6.101 e Figura 6.102 apresentam uma camada formada por 15cm de topsoil e 35cm de camada oxidativa, com um valor de $V_{máx}$ de 6x10⁻⁷ mol.kg⁻¹.s⁻¹, totalizando uma camada com espessura de 50cm. A simulação foi realizada para um período de 3 anos uma vez que foi o período em que a camada obteve uma situação estacionária.

Na camada oxidativa, observa-se que, a partir do agosto do segundo ano de simulação, a emissão de CH₄ atinge um estado estacionário, com eficiência de oxidação (EO) próxima a 100%. Durante os dois primeiros anos de simulação, destaca-se o comportamento peculiar nos meses de março e julho, caracterizado por picos de redução na emissão de CH₄.

Anteriormente ao mês de março, observa-se a diminuição da emissão de CH₄ a partir de fevereiro, alcançando seu pico em março, para, em seguida, voltar a aumentar. Esse comportamento está relacionado ao fato de a infiltração de água superar a evapotranspiração ($v_{AB} > 0$, conforme apresentado na Tabela 6.11), o que reduz a porosidade do ar e, conseqüentemente, a mobilidade do transporte dos gases. Já no mês de julho, a redução de emissão de CH₄ não está mais vinculada ao aumento da umidade

do solo ($v_{AB} < 0$), mas sim à menor temperatura registrada na camada superior da cobertura durante esse mês, atingindo 19,24°C.

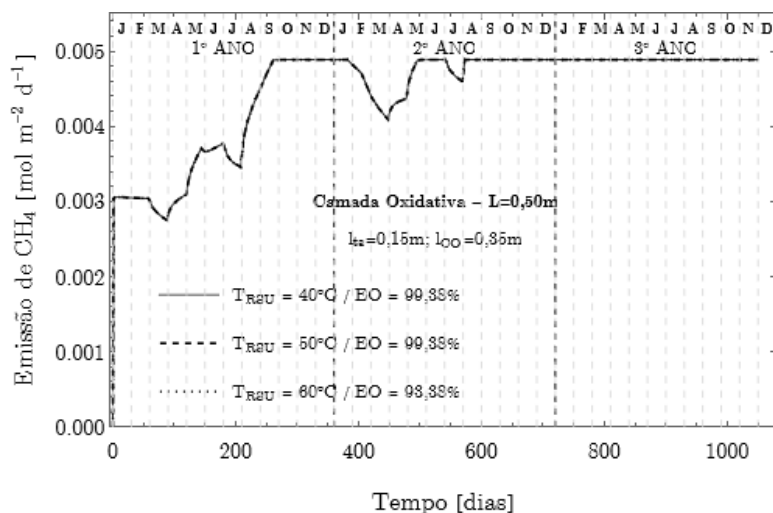


Figura 6.101 - Emissão de CH₄ para a camada oxidativa para situação de campo

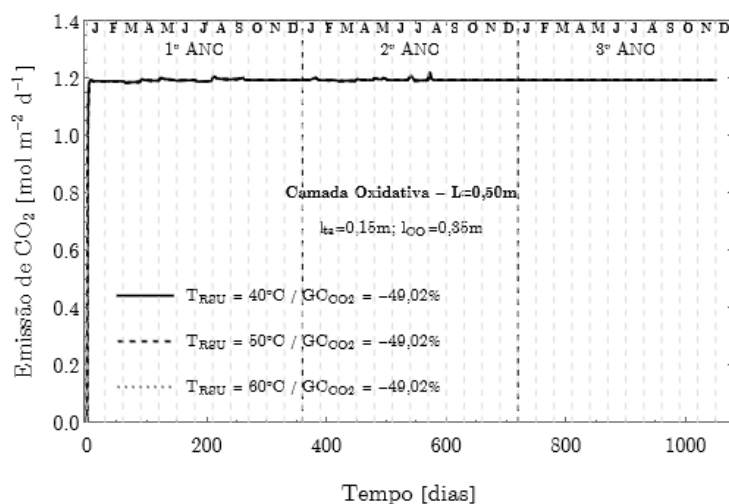


Figura 6.102 - Emissão de CO₂ para a camada oxidativa para situação de campo

Em relação à emissão de dióxido de carbono (CO₂), verifica-se que o fluxo estacionário é alcançado nos primeiros dias de simulação, apresentando variação mínima ao longo do tempo. Além disso, os resultados indicam que a emissão de gases na camada oxidativa não foi significativamente afetada pelas variações de temperatura simuladas na fronteira inferior da camada de cobertura.

- **Camada Biogeoquímica (BGQ)**

As Figura 6.103 e Figura 6.104 apresentam uma camada formada por 15cm de topsoil, 20 cm de escória de ferro ($\alpha_{cm} = 3 \times 10^{-2} \text{ s}^{-1}$) e 35cm de camada oxidativa ($V_{m\acute{a}x} = 6 \times 10^{-7} \text{ mol.kg}^{-1}.\text{s}^{-1}$), totalizando uma camada com espessura de 70cm.

A simulação envolvendo a camada BGQ foi realizada para um período de 20 anos, com o estado estacionário sendo alcançado aproximadamente após 16 anos. Esse resultado difere da simulação da camada oxidativa, que teve uma duração de 3 anos e atingiu o estado estacionário em cerca de 1,6 anos.

Observou-se, ao contrário da simulação da camada oxidativa, diferenças significativas nos comportamentos de emissão para distintas temperaturas na fronteira inferior (T_{RSU}). A maior discrepância ocorreu em dois picos de T_{RSU} de 60°C , registrados no 3º e 12º ano da simulação.

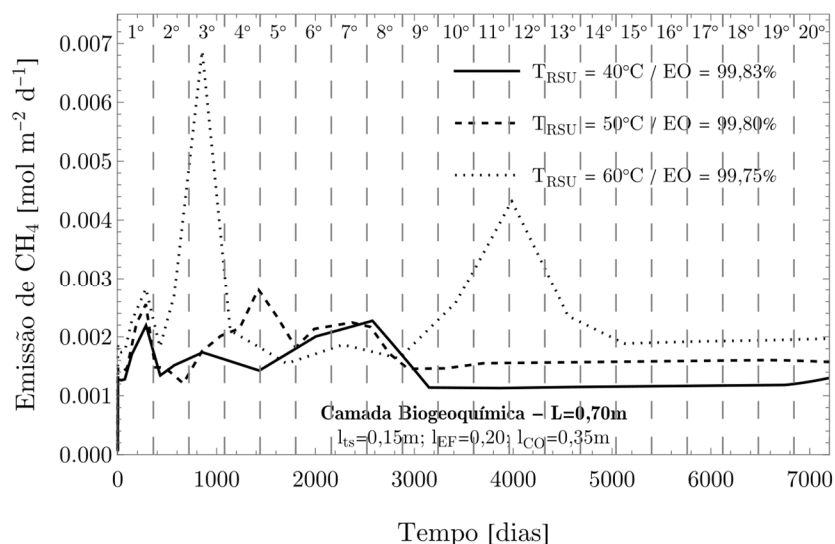


Figura 6.103 - Emissão de CH_4 para a camada biogeoquímica para situação de campo

Adicionalmente, constatou-se que, com o aumento da T_{RSU} , as emissões também se elevaram, considerando o estado estacionário. No entanto, embora os valores de emissão sejam maiores, a diferença entre eles pode ser considerada insignificante, uma

vez que os valores obtidos foram 0,0013, 0,0015 e 0,0019 mol.m⁻².d⁻¹ para T_{RSU} de 40°C, 50°C e 60°C, respectivamente.

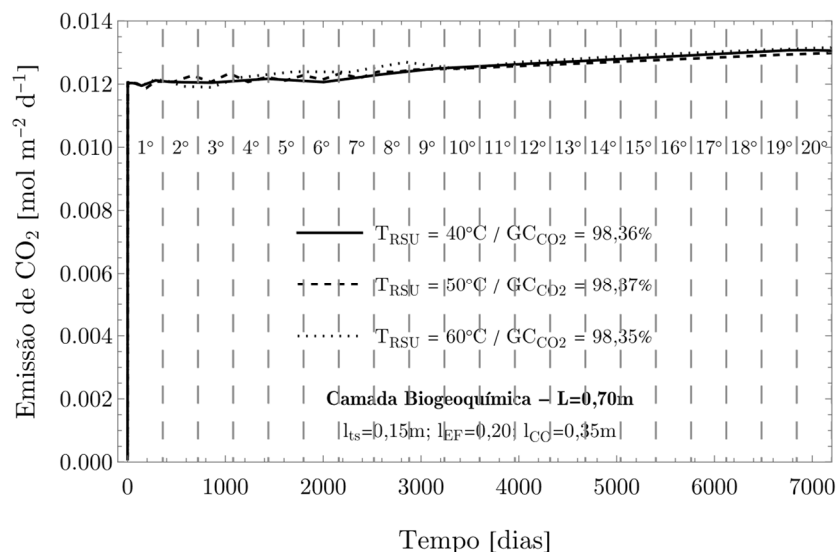


Figura 6.104 - Emissão de CO₂ para a camada biogeoquímica para situação de campo

- **Geomembrana**

As Figura 6.105 e Figura 6.106 apresentam a simulação para uma camada contendo 15cm de topsoil, uma geomembrana com espessura de 0,76mm e uma camada inferior de proteção de 20cm.

A partir dos resultados obtidos, observa-se que as emissões de CH₄ e CO₂ aumentam proporcionalmente à elevação da temperatura na condição de contorno inferior da camada de cobertura. Contudo, esse aumento não exerce impacto significativo sobre a eficiência de oxidação do metano (EO) nem sobre a dinâmica de geração/consumo de CO₂ (GC_{CO2}). Adicionalmente, os resultados da simulação indicam que o uso de uma geomembrana promove uma elevada retenção de CH₄ e CO₂. Assim, verifica-se que, nas condições de temperatura analisadas por meio das simulações, não foram observadas alterações significativas nos valores de emissão de ambos os gases na camada simulada.

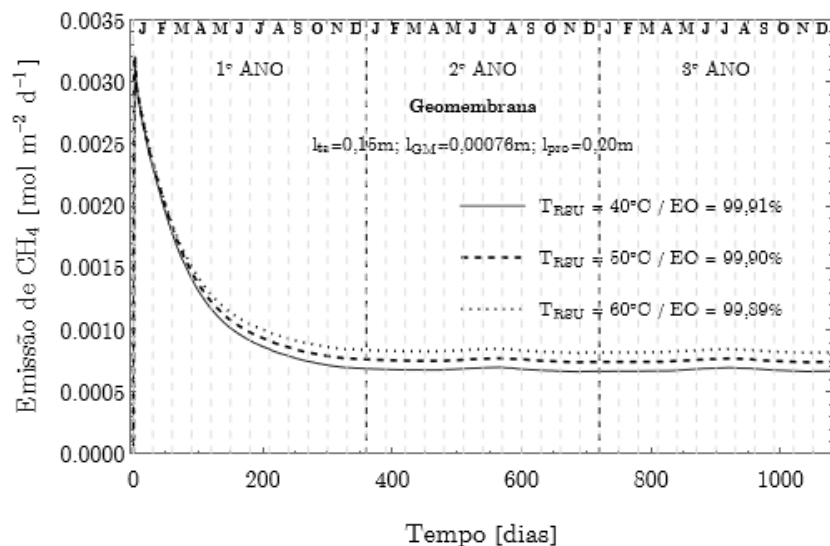


Figura 6.105 - Emissão de CH_4 para a geomembrana para situação de campo

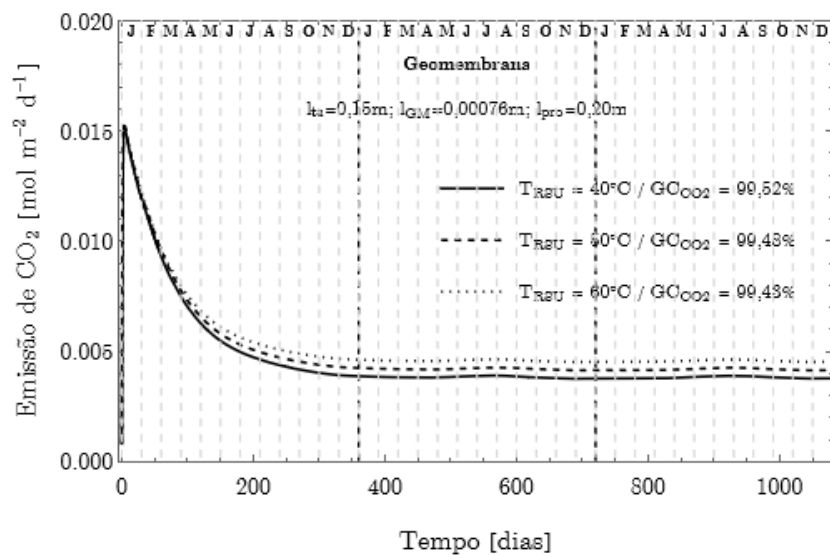


Figura 6.106 - Emissão de CO_2 para a geomembrana para situação de campo

7 CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo avaliar o comportamento do transporte e transformação de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários, por meio da aplicação e validação de modelos computacionais semianalítico e numérico. De forma integrada, foram analisados os principais processos atuantes nesse ambiente, com ênfase na oxidação do metano, na carbonatação do dióxido de carbono e na influência das propriedades físicas e químicas dos solos sobre esses fenômenos. A modelagem foi inicialmente aplicada a estudos experimentais da literatura, abrangendo diferentes tipos de solos e materiais de cobertura, e posteriormente ao Aterro Sanitário de Brasília, utilizando dados reais de campo e laboratório. Além disso, foi realizada uma análise paramétrica para investigar o desempenho de diferentes configurações construtivas das camadas de cobertura, considerando variáveis como espessura, composição, propriedades reativas e presença de barreiras impermeáveis, permitindo a avaliação da eficiência dos processos de mitigação de gases em cenários de curto e longo prazo.

Segue as principais discussões a respeito da validação da **solução semianalítica**:

- Obteve desempenho preditivo elevado para o metano (CH_4), com coeficientes de determinação (R^2) superiores a 0,90 e erros absolutos (MAE) inferiores a 2% em diversos estudos da literatura.
- Os melhores ajustes ocorreram em solos com alta porosidade efetiva ($\theta_s \geq 0,50$), baixa umidade residual (θ_r entre 0,02 e 0,05) e teores moderados de matéria orgânica.
- Para o dióxido de carbono (CO_2), a predição foi mais satisfatória em solos arenosos, com desempenho estável nas simulações.

- O oxigênio (O_2) apresentou maior variabilidade nos ajustes, reflexo de sua sensibilidade à porosidade e à oxidação do metano no solo.
- Para o nitrogênio (N_2), os resultados foram consistentes e robustos, com MAPE frequentemente inferiores a 30%, indicando seu comportamento conservativo nos sistemas analisados.
- Os coeficientes de difusão e as velocidades de Darcy estimados mostraram forte dependência das características físicas dos solos, como textura, compactação e permeabilidade.
- As maiores taxas de carbonatação (γ_{cb}) simuladas chegaram à ordem de -5×10^{-5} mol/m³.s, destacando o uso potencial de materiais reativos como escória de ferro.
- A solução semianalítica se mostrou eficaz em contextos com dados limitados, sendo útil para aterros sanitários de pequeno porte e avaliação preliminar de cenários.

Quanto as principais observações a respeito da validação da **solução numérica**:

- Permitiu a simulação acoplada de transporte de gases, fluxo de água e calor, reproduzindo com fidelidade os resultados experimentais utilizados.
- Demonstrou bom desempenho para o metano (CH_4), com destaque para os materiais como escória de ferro e pedregulho.
- Em contrapartida, solos argilosos e ricos em matéria orgânica apresentaram desempenho inferior, devido à redução das difusividades e complexidades das reações envolvidas.
- A profundidade da taxa máxima de oxidação ($\ell_{máx}$) variou de 0,017 m a 0,87 m, com valor médio de aproximadamente 0,35 m, sendo influenciada por

propriedades como porosidade, conectividade e disponibilidade de oxigênio.

- As maiores taxas simuladas de carbonatação ($C_{cab,m}$) atingiram até $-9,89 \times 10^{-4}$ mol/m³.s, associadas aos maiores valores de α_{cm} .
- A presença de frações inertes como areia reduziu a eficiência da carbonatação, indicando que a proporção de material reativo é determinante para o desempenho.
- A solução numérica é indicada para estudos mais complexos e detalhados, pois exige maior volume de dados, mas oferece maior capacidade de simulação de processos acoplados e precisão nas estimativas.

Sobre o estudo de caso no **Aterro Sanitário de Brasília (ASB)**:

- A caracterização dos solos indicou predominância de materiais lateríticos com comportamento argiloso e limites de liquidez entre 34,67% e 51,16%.
- Os índices de plasticidade variaram de 1,22% a 24%, enquanto as massas específicas dos sólidos oscilaram entre 2,70 g/cm³ e 2,92 g/cm³, com massa específica seca máxima entre 1,37 g/cm³ e 1,66 g/cm³.
- A umidade ótima esteve entre 20,9% e 31,2%.
- Parte das amostras apresentou condutividade hidráulica saturada acima do limite normativo ($<10^{-8}$ m/s), o que pode comprometer a impermeabilidade da cobertura.
- Quimicamente, os solos apresentaram pH próximo da neutralidade (5,9 a 8,0), altos teores de matéria orgânica (121 a 163 g/kg) e boa capacidade de troca de cátions, entre 5,57 e 7,59 cmolc/kg.
- A mineralogia identificou presença de quartzo, caulinita, illita, gibsitita, hematita

e goethita, todos compatíveis com a formação laterítica e benéficos para a retenção de contaminantes.

- Os resultados de simulação mostraram que as emissões de metano (CH_4) reduziram significativamente ao longo do tempo. No primeiro mês, variaram de 0,477 a 1,364 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$; após um ano, de 0,126 a 0,394 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$; e após três anos, de 0,008 a 0,027 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$.
- Para o CO_2 , observou-se emissão inicial elevada (0,545 a 1,484 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), reduzindo para 0,189 a 0,475 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ após um ano e atingindo 0,014 a 0,042 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ao final de três anos.

Por fim, destacam-se os resultados obtidos na **análise paramétrica** com o modelo numérico:

- Nas simulações com camadas homogêneas (SH), a EO aumentou com a espessura da cobertura. Contudo, a ampliação da espessura da camada de cobertura, quando realizada isoladamente, não se mostra uma estratégia eficiente para mitigação significativa das emissões.
- As camadas oxidativas de 35 cm, associadas a valores de V_{max} acima de 4×10^{-8} mol/kg·s, apresentaram eficiência de oxidação superiores a 66%.
- Camadas biogeoquímicas compostas por escória de ferro e camada oxidativa apresentaram desempenho otimizado, com eficiência de oxidação de metano superior a 99% e consumo de CO_2 acima de 98% para matérias com taxas de α_{cm} .

- A resposta da camada oxidativa e camada biogeoquímica se manteve estável mesmo sob diferentes temperaturas e fluxos de biogás, sendo robusta em cenários de longo prazo (até 20 anos).
- A inclusão da geomembrana revelou-se altamente eficaz na contenção de gases, resultando em eficiências superiores a 99% tanto para a EO quanto para a GC_{CO_2} , conforme previsto para sistemas com barreira impermeável ao fluxo gasoso.

7.1. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base nos resultados obtidos, recomenda-se que estudos futuros considerem as variações sazonais de temperatura e umidade, especialmente em contextos tropicais, como forma de avaliar a resiliência dos modelos sob diferentes condições climáticas. A realização de ensaios em escala piloto ou monitoramentos em campo pode contribuir para validar os resultados das simulações, além de aprimorar os parâmetros de entrada com dados reais de operação. Também é promissora a integração entre modelos de cobertura e modelos de geração de biogás, visando uma simulação mais acoplada e realista dos fluxos ao longo do tempo.

Além disso, novas investigações podem explorar de forma mais aprofundada os aspectos biológicos do processo, como a cinética da oxidação microbiana do metano e a degradação da matéria orgânica, com o objetivo de aprimorar a predição de gases como O_2 e CO_2 . Também se destaca a importância de simulações de longo prazo, que permitam avaliar o esgotamento da reatividade dos materiais utilizados, como a escória de ferro, e os efeitos cumulativos na eficiência das camadas de cobertura.

Além disso, recomenda-se avaliar misturas otimizadas de materiais reativos, como

biocarvão, escória e solos locais, bem como realizar estudos técnicos e econômicos que comparem custo e desempenho ambiental dessas soluções. A aplicação de técnicas de aprendizado de máquina pode aprimorar a calibração e a análise de sensibilidade dos modelos.

Por fim, embora o presente estudo tenha fornecido informações importantes sobre o transporte vertical, o aprofundamento na compreensão da dinâmica de gases pode se beneficiar de modelagens 3D em pesquisas futuras. Tais aplicações seriam cruciais para capturar de maneira mais detalhada a influência de fluxos laterais e a heterogeneidade espacial do aterro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Shafy, H. I., Ibrahim, A. M., Al-Sulaiman, A. M., Okasha, R. A. (2024). Landfill Leachate: Sources, Nature, Organic Composition, and Treatment: An Environmental Overview. *Ain Shams Engineering Journal*, 15(1), 102293. <https://doi.org/10.1016/J.Asej.2023.102293>
- Abdou, H. M., Flury, M. (2004). Simulation Of Water Flow and Solute Transport In Free-Drainage Lysimeters and Field Soils With Heterogeneous Structures. *European Journal of Soil Science*, 55(2), 229-241. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2389.2004.00592.X>
- Abichou, T., Mahieu, K., Chanton, J., Romdhane, M., Mansouri, I. (2011). Scaling Methane Oxidation: From Laboratory Incubation Experiments to Landfill Cover Field Conditions. *Waste Management*, 31(5), 978-986. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2010.12.002>
- Abichou, T., Mahieu, K., Yuan, L., Chanton, J., Hater, G. (2009). Effects of Compost Biocovers on Gas Flow and Methane Oxidation in a Landfill Cover. *Waste Management*, 29(5), 1595-1601. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2008.11.007>
- ABNT. (1996). NBR 8419: Apresentação de Projetos De Aterros Sanitários De Resíduos Sólidos Urbanos—Procedimento. Rio De Janeiro. P. 7.
- ABNT. (1997). NBR 13896: Aterros de Resíduos Não Perigosos - Critérios para Projeto, Implantação E Operação. Rio de Janeiro. P. 12.
- ABNT. (2010). NBR 15849: Resíduos Sólidos Urbanos - Aterros Sanitários de Pequeno Porte - Diretrizes Para Localização, Projeto, Implantação, Operação e encerramento. Rio de Janeiro. P. 7.
- ABReMA. (2024). Panorama Dos Resíduos Sólidos No Brasil 2024 (P. 84). Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. <https://Www.Abrema.org.Br/Panorama/>
- Abu-Hamdeh, N. H., Reeder, R. C. (2000). Soil Thermal Conductivity effects of density, Moisture, Salt Concentration, and Organic Matter. *Soil Science Society of America Journal*, 64(4), 1285-1290. <https://doi.org/10.2136/Ssaj2000.6441285x>
- Abushammala, M. F. M., Basri, N. e. A., Irwan, D., Younes, M. K. (2014). Methane Oxidation in Landfill Cover Soils: A Review. *Asian Journal of Atmospheric environment*, 8(1), 1-14. <https://doi.org/10.5572/Ajae.2014.8.1.001>
- Adasa. (2018). ReSOLUÇÃO N° 18, De 1° De AGOSTO De 2018.

- https://Www.Adasa.Df.Gov.Br/Images/Storage/Audiencia_Publica/002-2018/Resolucao_N_18_2018.Pdf
- Adasa. (2023). Resolução N° 19, de 27 de Abril de 2023. https://Www.Adasa.Df.Gov.Br/Images/Storage/Legislacao/Resolucoes_Adasa/2023/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20n%C2%BA%2019,%20de%2027%20de%2004%20de%202023.Pdf
- Albanna, M., Fernandes, L. (2009). effects of Temperature, Moisture Content, and Fertilizer Addition on Biological Methane Oxidation in Landfill Cover Soils. *Practice Periodical of Hazardous, toxic, and Radioactive Waste Management*, 13(3), 187-195. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-025X\(2009\)13:3\(187\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-025X(2009)13:3(187))
- Assouline, S. (2013). infiltration into Soils: Conceptual Approaches and Solutions. *Water Resources Research*, 49, 1755-1772. <https://doi.org/10.1002/Wrcr.20155>
- Barbosa, H. A. A. (2022). Análise experimental do Solo da Camada de Cobertura Do Aterro Sanitário de Brasília. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade de Brasília Faculdade de Tecnologia departamento de engenharia Civil e Ambiental.
- Barbosa, M. C., Jucá, J. F. T., Batalha, M. S., Coelho, C. R. B., Souza, M. M. de, Maciel, F. J. (2023). Capítulo 15: Transporte de Contaminantes e Fluxo de Gases em Solos Não Saturados. em *Solos Não Saturados no Contexto Geotécnico* (2° ed.). ABMS.
- Barlaz, M. A., Chanton, J. P., Green, R. B. (2009). Controls on Landfill Gas Collection efficiency: instantaneous and Lifetime Performance. *Journal of The Air Waste Management Association*, 59(12), 1399-1404. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.59.12.1399>
- Bian, R., Xin, D., Chai, X. (2018). A Simulation Model For estimating Methane Oxidation and emission From Landfill Cover Soils. *Waste Management*, 77, 426-434. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2018.04.029>
- Bird, R. B., Stewart, W. e., Lightfoot, e. N. (2006). *Transport Phenomena*. John Wiley Sons.
- Brandon, T. L., Mitchell, J. K. (1989). Factors influencing Thermal Resistivity of Sands. *Journal of Geotechnical Engineering*, 115(12), 1683-1698. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9410\(1989\)115:12\(1683\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9410(1989)115:12(1683))
- Brasil. (2010). Lei N° 12.305, de 2 de agosto de 2010. institui A Política Nacional de Resíduos Sólidos; Altera A Lei N° 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e Dá Outras Providências. https://www.Planalto.Gov.Br/Ccivil_03/_Ato2007-

- 2010/2010/Lei/L12305.Htm
- Brasil. (2020). Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza O Marco Legal Do Saneamento Básico e Altera A Lei Nº 9.984, de 17 de julho de 2000, Para Modernizar O Marco Regulatório Do Saneamento Básico e dar Outras Providências. https://www.Planalto.Gov.Br/Ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.Htm#Art7
- Carr, e. J. (2020). New Semi-Analytical Solutions For Advection-Dispersion equations in Multilayer Porous Media. *Transport in Porous Media*, 135(1), 39-58. <https://doi.org/10.1007/S11242-020-01468-Z>
- Castilhos Junior, A. B. de. (2002). Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos Para Pequenas Comunidades. PROSAB.
- Cavalcante, A. L. B., Zornberg, J. G. (2017a). efficient Approach to Solving Transient Unsaturated Flow Problems. I: Analytical Solutions. *international Journal of Geomechanics*.
- Cavalcante, A. L. B., Zornberg, J. G. (2017b). efficient Approach to Solving Transient Unsaturated Flow Problems. I: Analytical Solutions. *international Journal of Geomechanics*, 17(7), 04017013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GM.1943-5622.0000875](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GM.1943-5622.0000875)
- Cepollina engenheiros Consultores LTDA. (2012). Projeto executivo de Implantação da Primeira etapa do Novo Aterro Sanitário e Projeto Básico de infraestrutura.
- CeU-The Council of The european Union. (1999). DIRECTIVA 1999/31/Ce DO CONSELHO. <Http://data.europa.eu/eli/Dir/1999/31/2024-08-04>
- Chang, e.-e., Chen, C.-H., Chen, Y.-H., Pan, S.-Y., Chiang, P.-C. (2011). Performance evaluation For Carbonation of Steel-Making Slags in A Slurry Reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 558-564. <https://doi.org/10.1016/J.Jhazmat.2010.11.038>
- Chaves, C. P. (2023). estudo em Laboratório de Resposta Térmica de Protótipos de estacas Trocadoras de Calor em Solo Tropical Não Saturado. Tese de Doutorado. departamento de engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília.
- Chen, X., Liang, X., Xia, J., She, D. (2018). Impact of Lower Boundary Condition of Richards' equation on Water, energy, and Soil Carbon Based on Coupling Land Surface and Biogeochemical Models. *Pedosphere*, 28(3), 497-510. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60371-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60371-0)
- Chetri, J. K., Reddy, K. R., Green, S. J. (2022). Use of Methanotrophically Activated Biochar in Novel Biogeochemical Cover System for Carbon Sequestration:

- Microbial Characterization. *The Science of The total environment*, 821, 153429.
<https://doi.org/10.1016/J.Scitotenv.2022.153429>
- Chetri, J. K., Reddy, K. R., Grubb, D. G. (2019). innovative Biogeochemical Cover to Mitigate Landfill Gas Emissions: investigation of Controlling Parameters Based on Batch and Column experiments. *Environmental Processes*, 6(4), 935-949.
<https://doi.org/10.1007/S40710-019-00390-X>
- Chetri, J. K., Reddy, K. R., Grubb, D. G. (2022). investigation of Different Biogeochemical Cover Configurations for Mitigation of Landfill Gas Emissions: Laboratory Column experiments. *Acta Geotechnica*, 17(12), 5481-5498.
<https://doi.org/10.1007/S11440-022-01509-5>
- Chung, T. H., Ajlan, M., Lee, L. L., Starling, K. e. (1988). Generalized Multiparameter Correlation for Nonpolar and Polar Fluid Transport Properties. *industrial Engineering Chemistry Research*, 27(4), 671-679.
<https://doi.org/10.1021/Ie00076a024>
- Conciani, W., Burgos, P. C., Bezerra, R. L. (2023). Capitulo 3: Origem e formação dos Solos, Perfis de intemperismo. em *Solos Não Saturados no Contexto Geotécnico* (2º ed.). ABMS.
- CONSÓRCIO SAMAMBAIA AMBIENTAL. (2019). Projeto executivo da 2ª etapa Do Aterro Sanitário de Brasília.
- Costa. (2024). Aplicação Dos indicadores Químicos nas Técnicas de Remediação devido À Disposição Dos Resíduos Sólidos Urbanos e No Controle de emissão de Gases de efeito estufa: estudo de Caso Do Aterro Sanitário de Brasília. [Relatório Final Referente Ao estágio de Pós-Doutorado].
- Costa, C. D. M. C. (2015). Avaliação da Fissuração por Ressecamento em Camadas de Cobertura de Aterros Sanitários Utilizando Materiais Alternativos [Tese de Doutorado, Universidade de Brasília. departamento de engenharia Civil e Ambiental]. <https://doi.org/10.26512/2016.06.T.19134>
- Costa, C. M. C. (2015). Avaliação da Fissuração por Ressecamento em Camadas de Cobertura de Aterros Sanitários Utilizando Materiais Alternativos [Tese de Doutorado, Universidade de Brasília]. <https://doi.org/10.26512/2016.06.T.19134>
- Costa, M. D. (2015). Estudos de Camadas de Cobertura de Aterros Sanitários em Colunas de Solos. Tese de Doutorado. UFPE. Programa de Pós-Graduação em engenharia Civil Do Centro de Tecnologia e Geociências.
- Côté, J., Konrad, J.-M. (2005). A Generalized Thermal Conductivity Model for Soils

- and Construction Materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(2), 443-458.
<https://doi.org/10.1139/T04-106>
- Cushman, J. H., Tartakovsky, D. M. (Org.). (2016). *The Handbook of Groundwater Engineering* (3^o ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781315371801>
- das, M. K., Mukherjee, P. P., Muralidhar, K. (2018). equations Governing Flow and Transport in Porous Media. em M. K. das, P. P. Mukherjee, K. Muralidhar (Org.), *Modeling Transport Phenomena in Porous Media With Applications* (P. 15-63). Springer international Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-69866-3_2
- de Moel, M., Bach, P. M., Bouazza, A., Singh, R. M., Sun, J. O. (2010). Technological Advances and Applications of Geothermal energy Pile Foundations and Their Feasibility in Australia. *Renewable and Sustainable energy Reviews*, 14(9), 2683-2696. <https://doi.org/10.1016/J.Rser.2010.07.027>
- de Visscher, A., Thomas, D., Boeckx, P., Van Cleemput, O. (1999). Methane Oxidation in Simulated Landfill Cover Soil environments. *Environmental Science Technology*, 33(11), 1854-1859. <https://doi.org/10.1021/es9900961>
- de Visscher, A., Van Cleemput, O. (2003). Simulation Model for Gas Diffusion and Methane Oxidation in Landfill Cover Soils. *Waste Management*, 23(7), 581-591. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00096-5](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00096-5)
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES - DNIT. (2023a). DNIT 228/2023—Me - Solos - ensaio de Compactação em equipamento Miniatura - Método de ensaio.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES - DNIT. (2023b). DNIT 258/2023—Me - Solos - Compactação em equipamento Miniatura - ensaios Mini-MCV e Perda de Massa por Imersão - Método de ensaio.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES - DNIT. (2023c). DNIT 259/2023—Me - Solos - Classificação de Solos Finos Tropicais Para Finalidades Rodoviárias Utilizando Corpos de Prova Compactados em equipamento Miniatura - Classificação.
- Duan, Z., Scheutz, C., Kjeldsen, P. (2022). Mitigation of Methane Emissions From Three danish Landfills Using Different Biocover Systems. *Waste Management*, 149, 156-167. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2022.05.022>
- Duarte, A. P. L. (2004). Avaliação de Propriedades Termo-Hidráulicas de Solos Requeridas Na Aplicação da Técnica de Dessorção Térmica. Doutor em Ciências

- de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.
<https://doi.org/10.17771/PucRio.Acad.4794>
- DWAF - department of Water Affairs forestry. (1998). Minimum Requirements for Waste Disposal By Landfill (2° ed.). Waste Management Series.
- ePA. (2003). evapotranspiration Landfill Cover Systems Fact Sheet (Washington, DC. ePA/542/F-03/015).
- ePA. (2004). Technical Guidance for RCRA/CeRCLA Final Covers (ePA 540-R-04-007). office of Solid Waste and emergency Response.
- Fairbanks, D. F., Wilke, C. R. (1950). Diffusion Coefficients in Multicomponent Gas Mixtures. industrial Engineering Chemistry, 42(3), 471-475.
<https://doi.org/10.1021/Ie50483a022>
- Farthing, M. W., Ogden, F. L. (2017). Numerical Solution of Richards' equation: A Review of Advances And Challenges. Soil Science Society of America Journal, 81(6), 1257-1269. <https://doi.org/10.2136/Sssaj2017.02.0058>
- Fatahi, B., Pathirage, U., indraratna, B., Pallegattha, M., Khabbaz, H. (2015). The Role of Native Vegetation in Stabilizing formation Soil for Transport Corridors. em Ground Improvement Case Histories (P. 591-628). elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100191-2.00020-4>
- Filho, L. F. B. (2005). Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos Dissertação de Mestrado. COPPe/UFRJ.
- forsberg, C. H. (2020). Heat Transfer Principles And Applications (1st edition). Academic Press.
- Fredlund, D. G. (2006). Unsaturated Soil Mechanics in Engineering Practice. Journal of Geotechnical And GeoEnvironmental Engineering, 132(3), 286-321.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2006\)132:3\(286\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2006)132:3(286))
- Fredlund, D. G. (2014). The emergence of Unsaturated Soil Mechanics. Canadian Geotechnical Journal, 51(12), Ix-X. <https://doi.org/10.1139/Cgj-2014-0095>
- Fredlund, D. G., Morgenstern, N. R. (1977). Stress State Variables for Unsaturated Soils. Journal of The Geotechnical Engineering Division, 103(5), 447-466.
<https://doi.org/10.1061/AJGeB6.0000423>
- Fuller, e. N., Schettler, P. D., Giddings, J. Calvin. (1966). New Method for Prediction of Binary Gas-Phase Diffusion Coefficients. industrial Engineering Chemistry, 58(5), 18-27. <https://doi.org/10.1021/Ie50677a007>
- Garg, A., Achari, G. (2010). A Comprehensive Numerical Model Simulating Gas, Heat, and Moisture Transport in Sanitary Landfills and Methane Oxidation in Final

- Covers. *Environmental Modeling Assessment*, 15(5), 397-410.
<https://doi.org/10.1007/S10666-009-9217-3>
- Gebert, J., Groengroeft, A., Pfeiffer, e.-M. (2011). Relevance of Soil Physical Properties for The Microbial Oxidation of Methane in Landfill Covers. *Soil Biology And Biochemistry*, 43(9), 1759-1767. <https://doi.org/10.1016/J.Soilbio.2010.07.004>
- Gebert, J., Rachor, I., Bodrossy, L. (2009). Composition and Activity of Methane Oxidizing Communities in Landfill Covers. 12th International Waste Management And Landfill Conference, 211.
- Giordano, C.; Van Brunt, M.; Halevi, S.; Castaldi, M.; Orlovits, Z.; Illes, Z. (2024). Landfill Gas Collection Efficiency: Categorization of Data From Existing in Situ Measurements. *Waste Management*, New York, v. 175, p. 83–91. doi: 10.1016/j.wasman.2023.12.042.
- Gitirana Junior, G. de F. N., Marinho, F. A. M., Soto, M. A. A. (2023). Capítulo 10: A Curva de Retenção de Água de Materiais porosos. em *Solos Não Saturados no Contexto Geotécnico* (2º ed.). ABMS.
- Guitarrara, P. (2024). Distrito Federal (DF): Mapa, Bandeira, História, Cultura. Brasil escola. <https://Brasile scola.Uol.Com.Br/Brasil/Distrito-Federal.Htm>
- He, J., Kalin, L., Hantush, M., Isik, S., Rezaeianzadeh, M. (2019). Assessment of A depth-Averaged Soil Moisture Dynamics Model (DARe). *World Environmental And Water Resources Congress 2019*, 121-132. <https://doi.org/10.1061/9780784482346.012>
- He, P., Yang, N., Fang, W., Lü, F., Shao, L. (2011). Interaction And independence on Methane Oxidation of Landfill Cover Soil Among Three Impact Factors: Water, Oxygen and Ammonium. *Frontiers of Environmental Science Engineering in China*, 5(2), 175-185. <https://doi.org/10.1007/S11783-011-0320-8>
- Henry, W. (1803). experiments on The Quantity of Gases Absorbed By Water, at Different Temperatures, and Under Different Pressures. *Philosophical Transactions of The Royal Society of London*, 93, 29-276.
- Hilberts, A. G. J., Troch, P. A., Paniconi, C. (2005). Storage-dependent Drainable Porosity for Complex Hillslopes. *Water Resources Research*, 41(6). <https://doi.org/10.1029/2004WR003725>
- Hilger, H. A., Cranford, D. F., Barlaz, M. A. (2000). Methane Oxidation and Microbial exopolymer Production in Landæll Cover Soil. *Soil Biology And Biochemistry*, 32, 457-467.
- Ho, C. K., Webb, S. W. (Org.). (2006). *Gas Transport in Porous Media*. Springer.

- Hopmans, J. W. (2011). infiltration And Unsaturated Zone. em Treatise on Water Science (P. 103-114). elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00031-2>
- Huang, D., Yang, L., Xu, W., Chen, Q., Ko, J. H., Xu, Q. (2020). Enhancement of the Methane Removal efficiency Via Aeration for Biochar-Amended Landfill Soil Cover. *Environmental Pollution*, 263, 114413. <https://doi.org/10.1016/J.envpol.2020.114413>
- Huber-Humer, M. (2004). international Research into Landfill Gas Emissions and Mitigation Strategies - IWWG Working Group “CLeAR”. *Waste Management*, 24(4), 425-427. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2004.02.005>
- Huber-Humer, M., Gebert, J., Hilger, H. (2008). Biotic Systems to Mitigate Landfill Methane Emissions. *Waste Management Research: The Journal for A Sustainable Circular economy*, 26(1), 33-46. <https://doi.org/10.1177/0734242X07087977>
- Huijgen, W. J. J., Witkamp, G.-J., Comans, R. N. J. (2005). Mineral CO₂ Sequestration By Steel Slag Carbonation. *Environmental Science Technology*, 39(24), 9676-9682. <https://doi.org/10.1021/es050795f>
- IEA. (2022). top Twelve emitters of Methane With Breakdown By Sector, 2021, IEA, Paris. <https://www.Iea.org/data-and-Statistics/Charts/top-Twelve-emitters-of-Methane-With-Breakdown-By-Sector-2021>
- IPCC. (2021). Climate Change 2021 - The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Sixth Assessment Report of The intergovernmental Panel on Climate Change (1° ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>
- Ji, L., Yu, H. (2018). Carbon Dioxide Sequestration By Direct Mineralization of Fly Ash. em Carbon Dioxide Sequestration in Cementitious Construction Materials (P. 13-37). elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102444-7.00002-2>
- Johansen, O. (1977). Thermal Conductivity of Soils. institute for Cold Technology, Norwegian institute of Technology (NTH).
- Jucá, J. F. T. (2020). Produto 2—Diagnóstico das Condições Operacionais e de Monitoramento Do Aterro Sanitário de Brasília.
- Kettunen, R. H., einola, J.-K. M., Rintala, J. A. (2006). Landfill Methane Oxidation in engineered Soil Columns at Low Temperature. *Water, Air, and Soil Pollution*, 177(1-4), 313-334. <https://doi.org/10.1007/S11270-006-9176-0>
- Kightley, D., Nedwell, D. B., Cooper, M. (1995). Capacity for Methane Oxidation in

- Landfill Cover Soils Measured in Laboratory-Scale Soil Microcosms. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(2), 592-601. <https://doi.org/10.1128/Aem.61.2.592-601.1995>
- Kumar, S., Sahu, A. K., Kumar, M. (2021). Heat and Water Flux Modeling in An earth dam. *Water Science and Technology*, 84(10-11), 2760-2779. <https://doi.org/10.2166/Wst.2021.241>
- Labmic. (2024). Microscópio eletrônico de Varredura (MeV), Modelo JSM - 6610, Marca Jeol, tokyo, Japan, equipado com EDS, Thermo Scientific NSS Spectral Imaging. <https://Labmic.Ufg.Br/P/Mev>
- Leij, F. J., Van Genuchten, M. Th. (1995). Approximate Analytical Solutions for Solute Transport in Two-Layer Porous Media. *Transport in Porous Media*, 18(1), 65-85. <https://doi.org/10.1007/BF00620660>
- Leij, F. J., Van Genuchten, M. Th., dane, J. H. (1991). Mathematical Analysis of one-Dimensional Solute Transport in a Layered Soil Profile. *Soil Science Society of America Journal*, 55(4), 944-953. <https://doi.org/10.2136/Sssaj1991.03615995005500040008x>
- Lema, J. M., Mendez, R., Blazquez, R. (1988). Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40(3-4), 223-250. <https://doi.org/10.1007/BF00163730>
- Liu, C., Ball, W. P., ellis, J. H. (1998). An Analytical Solution to The one-Dimensional Solute Advection-Dispersion equation in Multi-Layer Porous Media. *Transport in Porous Media*, 30(1), 25-43. <https://doi.org/10.1023/A:1006596904771>
- Lu, N., Likos, W. J. (2004). *Unsaturated Soil Mechanics*. Wiley.
- Lu, S., Ren, T., Gong, Y., Horton, R. (2007). An Improved Model for Predicting Soil Thermal Conductivity From Water Content at Room Temperature. *Soil Science Society of America Journal*, 71(1), 8-14. <https://doi.org/10.2136/Sssaj2006.0041>
- Majdinasab, A., Yuan, Q. (2017). Performance of The Biotic Systems for Reducing Methane Emissions From Landfill Sites: A Review. *ecological Engineering*, 104, 116-130. <https://doi.org/10.1016/J.ecoleng.2017.04.015>
- Mariano, M. O. H. (2008). Avaliação da Retenção de Gases em Camadas de Cobertura de aterro de Resíduos Sólido. Tese de Doutorado. UFPE. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Tecnologia e Geociências.
- Mariano, M. O. H., Jucá, J. F. T. (2010). ensaios de Campo Para determinação de emissões de Biogás em Camadas de Cobertura de aterros de Resíduos Sólidos. *engenharia Sanitária e Ambiental*, 15, 223-228. <https://doi.org/10.1590/S1413->

41522010000300004

- Mascarenhas, P. V. S. (2022). Risco de Ruptura de encosta Causada por Chuva com Consequência Para Oleodutos e Gasodutos na Serra do Mar Implementando a Análise Não Saturada, Transiente e Fracionária. Tese de Doutorado. departamento de engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília.
- Masrouri, F., Bicalho, K. V., Kawai, K. (2008). Laboratory Hydraulic Testing in Unsaturated Soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, 26(6), 691-704. <https://doi.org/10.1007/S10706-008-9202-7>
- Matthews, C. J., Braddock, R. D., Sander, G. C. (2004). Modeling Flow Through A one-Dimensional Multi-Layered Soil Profile Using The Method of Lines. *Environmental Modeling Assessment*, 9(2), 103-113. <https://doi.org/10.1023/B:eNMO.0000032092.10546.C6>
- Mccord, J. T. (1991). Application of Second-Type Boundaries in Unsaturated Flow Modeling. *Water Resources Research*, 27(12), 3257-3260. <https://doi.org/10.1029/91WR02158>
- Melo, A. L. P., Silva, B. S. (2018). Projeto PMR Brasil: Perspectivas Sobre o Mercado Brasileiro de Redução de emissões. Em *Legado Do MDL: Impactos e Lições Aprendidas A Partir da Implementação Do Mecanismo de desenvolvimento Limpo No Brasil* (P. 434). IPeA. <https://Repositorio.Ipea.Gov.Br/Handle/11058/9502>
- Melo, D. A. (2020). *aterros de Resíduos: O Uso de Ferramentas de Avaliação Como Apoio decisório para A Reabilitação Ambiental - Teoria e Prática* (1° ed.). Appris Ltda.
- Millington, R. J. (1959). Gas Diffusion in Porous Media. *Science*, 130(3367), 100-102.
- Mo, L. (2018). Carbon Dioxide Sequestration on Steel Slag. em *Carbon Dioxide Sequestration in Cementitious Construction Materials* (P. 175-197). elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102444-7.00008-3>
- Mualem, Y. (1976). A New Model for Predicting The Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. *Water Resources Research*, 12(3), 513-522. <https://doi.org/10.1029/WR012i003p00513>
- Mulder, M. (1996). *Basic Principles of Membrane Technology*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-1766-8>
- Neufeld, P. D., Janzen, A. R., Aziz, R. A. (1972). empirical equations to Calculate 16 of The Transport Collision integrals $\Omega(L, S)^*$ for The Lennard-Jones (12-6) Potential. *The Journal of Chemical Physics*, 57(3), 1100-1102.

<https://doi.org/10.1063/1.1678363>

- Ng, C. W. W., Feng, S., Liu, H. W. (2015). A Fully Coupled Model for Water-Gas-Heat Reactive Transport With Methane Oxidation in Landfill Covers. *Science of The total environment*, 508, 307-319. <https://doi.org/10.1016/J.Scitotenv.2014.11.037>
- Nisiyama, F. L. (2019). Ferramenta Computacional para Avaliação de Risco à Saúde Humana em Áreas Contaminadas - Caso de estudo: aterro Controlado Do Jôquei Clube de Brasília/DF Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília Faculdade de Tecnologia departamento de engenharia Civil e Ambiental.
- Paganella, R. G. (2023). Avaliação Geotécnica da Camada de Cobertura definitiva Do aterro Sanitário de Brasília (ASB). Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade de Brasília Faculdade de Tecnologia departamento de engenharia Civil e Ambiental.
- Pan, S.-Y., Adhikari, R., Chen, Y.-H., Li, P., Chiang, P.-C. (2016). Integrated and innovative Steel Slag Utilization for Iron Reclamation, Green Material Production and CO₂ Fixation Via Accelerated Carbonation. *Journal of Cleaner Production*, 137, 617-631. <https://doi.org/10.1016/J.Jclepro.2016.07.112>
- Pan, S.-Y., Chiang, P.-C., Chen, Y.-H., Tan, C.-S., Chang, e.-e. (2014). Kinetics of Carbonation Reaction of Basic Oxygen Furnace Slags in A Rotating Packed Bed Using The Surface Coverage Model: Maximization of Carbonation Conversion. *Applied energy*, 113, 267-276. <https://doi.org/10.1016/J.Apenergy.2013.07.035>
- Park, S., Brown, K. W., Thomas, J. C. (2002). The effect of Various Environmental and design Parameters on Methane Oxidation in a Model Biofilter. *Waste Management Research: The Journal for A Sustainable Circular economy*, 20(5), 434-444. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000507>
- Pfeiffer, S. C., Carvalho, e. H. de. (2022). Diagnóstico do Severo entupimento do Sistema de Drenagem de Lixiviados do aterro Sanitário de Brasília. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 13(2), Artigo 2. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2022.002.0008>
- Pimentel, F. J. G. (2012). Aproveitamento de Lodo de estação de Tratamento de esgoto em Camada de Cobertura de Aterro Sanitário. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.
- Pohland, F. G., Al-Yousfi, B. (1994). design and Operation of Landfills for Optimum Stabilization and Biogas Production. *Water Science and Technology*, 30(12),

- 117-124. <https://doi.org/10.2166/Wst.1994.0594>
- PORTAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS. Corte de um aterro sanitário. Disponível em: <https://portalresiduossolidos.com/aterro-sanitario/> (Acessado em março de 2023).
- Prim, e. C. C. (2011). Utilização de Lodo de estações de Tratamento de Água e esgoto Como Material de Cobertura de aterro Sanitário. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.
- Rachor, I., Gebert, J., Gröngröft, A., Pfeiffer, e.-M. (2011). Assessment of The Methane Oxidation Capacity of Compacted Soils intended for Use As Landfill Cover Materials. *Waste Management*, 31(5), 833-842. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2010.10.006>
- Rahardjo, H., Kim, Y., Satyanaga, A. (2019). Role of Unsaturated Soil Mechanics in Geotechnical Engineering. *international Journal of Geo-Engineering*, 10(1), 8. <https://doi.org/10.1186/S40703-019-0104-8>
- Rai, R. K., Reddy, K. R. (2019). Role of Landfill Cover Materials in Mitigating GHG Emissions in Biogeochemical Landfill Cover System. *World Environmental and Water Resources Congress 2019*, 52-62. <https://doi.org/10.1061/9780784482322.006>
- RCRA. (1991). 40 CFR Part 258—Criteria for Municipal Solid Waste Landfills. <https://www.ecfr.Gov/Current/Title-40/Part-258>
- Reddy, K. R., Gopakumar, A., Chetri, J. K. (2019). Critical Review of Applications of Iron and Steel Slags for Carbon Sequestration and Environmental Remediation. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 18(1), 127-152. <https://doi.org/10.1007/S11157-018-09490-W>
- Reddy, K. R., Grubb, D. G., Kumar, G. (2018). innovative Biogeochemical Soil Cover to Mitigate Landfill Gas Emissions. *international Confernece Protection and Restoration of The environment XIV Proceedings*, 383-391.
- Rees, S. W., Adjali, M. H., Zhou, Z., davies, M., Thomas, H. R. (2000). Ground Heat Transfer effects on The Thermal Performance of earth-Contact Structures. *Renewable and Sustainable energy Reviews*, 4(3), 213-265. [https://doi.org/10.1016/S1364-0321\(99\)00018-0](https://doi.org/10.1016/S1364-0321(99)00018-0)
- Reid, R. C., Prausnitz, J. M., Poling, B. e. (1987). *The Properties of Gases and Liquids*. Mcgraw-Hill.
- Richards, L. A. (1931). *Capillary Conduction of Liquids Through Porous Mediums*.

- Physics, 1(5), 318-333. <https://doi.org/10.1063/1.1745010>
- Rose, J. L. (2009). Análise Comparativa entre As Reduções da emissão de Metano em Camadas Oxidativas experimentais. Programa de Pós-Graduação em engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal Do Rio de Janeiro, 148.
- Röwer, I. U., Geck, C., Gebert, J., Pfeiffer, e.-M. (2011). Spatial Variability of Soil Gas Concentration and Methane Oxidation Capacity in Landfill Covers. Waste Management, 31(5), 926-934. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2010.09.013>
- Sanaye, S., Niroomand, B. (2009). Thermal-economic Modeling and Optimization of Vertical Ground-Coupled Heat Pump. energy Conversion and Management, 50(4), 1136-1147. <https://doi.org/10.1016/J.enconman.2008.11.014>
- Sander, R. (2023). Compilation of Henry's Law Constants (Version 5.0.0) for Water As Solvent. atmospheric Chemistry and Physics, 23(19), 10901-12440. <https://doi.org/10.5194/Acp-23-10901-2023>
- Satter, A., Iqbal, G. M. (2016). Reservoir Rock Properties. em Reservoir Engineering (P. 29-79). elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800219-3.00003-6>
- Scheutz, C., Kjeldsen, P. (2003). Capacity for Biodegradation of Cfc's and Hcf's in A Methane Oxidative Counter-Gradient Laboratory System Simulating Landfill Soil Covers. Environmental Science Technology, 37(22), 5143-5149. <https://doi.org/10.1021/es026464+>
- Scheutz, C., Mosbaek, H., Kjeldsen, P. (2004). attenuation of Methane and Volatile Organic Compounds in Landfill Soil Covers. Journal of Environmental Quality, 33(1), 61-71. <https://doi.org/10.2134/Jeq2004.6100>
- SEEG – Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. Plataforma SEEG: emissões por setor e por estado (1990-2024). Disponível em: <https://plataforma.seeg.eco.br/?yearRange%5B0%5D=1990&yearRange%5B1%5D=2024&emissionType%5B0%5D=1&gas=8&groupBy=Sector&rankBy=State>. Acesso em: outubro de 2025.
- Serth, R. W., Lestina, T. (2014). Process Heat Transfer: Principles, Applications and Rules of Thumb (2nd edition). Academic Press.
- Silveira, L. R. D. (2014). Aspectos Geotécnicos e Ambientais Para A Disposição Adequada de Lodo de esgoto [Tese de Doutorado, Universidade de Brasília]. <https://doi.org/10.26512/2014.12.T.17888>
- SLU. (2024). Relatório de atividades-JAN-JUN/2024.
- Spokas, K. A., Bogner, J. e. (2011). Limits and Dynamics of Methane Oxidation in

- Landfill Cover Soils. *Waste Management*, 31(5), 823-832.
<https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2009.12.018>
- Spokas, K., Bogner, J., Chanton, J. P., Morcet, M., Aran, C., Graff, C., Golvan, Y. M.-L., Hebe, I. (2006). Methane Mass Balance at Three Landfill Sites: What Is The efficiency of Capture By Gas Collection Systems? *Waste Management*, 26(5), 516-525. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2005.07.021>
- Stein, V. B., Hettiaratchi, J. P. A. (2001). Methane Oxidation in Three Alberta Soils: influence of Soil Parameters and Methane Flux Rates. *Environmental Technology*, 22(1), 101-111. <https://doi.org/10.1080/09593332208618315>
- Suk, H., Park, e. (2019). Numerical Solution of The Kirchhoff-Transformed Richards equation for Simulating Variably Saturated Flow in Heterogeneous Layered Porous Media. *Journal of Hydrology*, 579, 124213. <https://doi.org/10.1016/J.Jhydrol.2019.124213>
- Thomas, H. R., Ferguson, W. J. (1999). A Fully Coupled Heat and Mass Transfer Model incorporating Contaminant Gas Transfer in An Unsaturated Porous Medium. *Computers and Geotechnics*, 24(1), 65-87. [https://doi.org/10.1016/S0266-352X\(98\)00030-5](https://doi.org/10.1016/S0266-352X(98)00030-5)
- Thomas, H. R., King, S. D. (1991). Coupled Temperature/Capillary Potential Variations in Unsaturated Soil. *Journal of Engineering Mechanics*, 117(11), 2475-2491. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9399\(1991\)117:11\(2475\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9399(1991)117:11(2475))
- Thomassen, T. B., Scheutz, C., Kjeldsen, P. (2019). Treatment of Landfill Gas With Low Methane Content By Biocover Systems. *Waste Management*, 84, 29-37. <https://doi.org/10.1016/J.Wasman.2018.11.011>
- Trefethen, L. N., Weideman, J. A. C., Schmelzer, T. (2006). Talbot Quadratures and Rational Approximations. *BIT Numerical Mathematics*, 46(3), 653-670. <https://doi.org/10.1007/S10543-006-0077-9>
- Van Dijken, J. P., Harder, W. (1975a). Growth Yields of Microorganisms on Methanol and Methane. A Theoretical Study. *Biotechnology and BioEngineering*, 17(1), 15-30. <https://doi.org/10.1002/Bit.260170103>
- Van Dijken, J. P., Harder, W. (1975b). Growth Yields of Microorganisms on Methanol and Methane. A Theoretical Study. *Biotechnology and BioEngineering*, 17(1), 15-30. <https://doi.org/10.1002/Bit.260170103>
- Van Genuchten, M. Th. (1980). A Closed-form equation for Predicting The Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898. <https://doi.org/10.2136/Sssaj1980.03615995004400050002x>

- Vanapalli, S., Fredlund, D., Pufahl, D. (1999). influence of Soil Structure and Stress History on The Soil-Water Characteristics of A Compacted Till. *Geotechnique*, 51, 573-576. <https://doi.org/10.1680/Geot.51.6.573.40456>
- Vasconcellos, C. A. B. de, Amorim, J. C. (2001). Numerical Simulation of Unsaturated Flow in Porous Media Using A Mass-Conservative Model. XVI Congresso Brasileiro de engenharia Mecânica, 8, 139-148.
- Vilar, O. M., Machado, S. L. (2023). Capítulo 5: Potenciais da Água No Solo. em *Solos Não Saturados No Contexto Geotécnico* (2º ed.). ABMS.
- Wang, Y., Lu, Y., Horton, R., Ren, T. (2019). Specific Heat Capacity of Soil Solids: influences of Clay Content, Organic Matter, and Tightly Bound Water. *Soil Science Society of America Journal*, 83(4), 1062-1066. <https://doi.org/10.2136/Sssaj2018.11.0434>
- Wasteminz - Waste Management institute New Zealand incorporated. (2022). *Technical Guidelines for Disposal to Land - Revision 3*.
- Xie, T., Wang, C., Reddy, K. R., Yaghoubi, P. (2013). Modeling of Methane Migration and Oxidation in Biochar-Amended Landfill Cover Soil.
- Yang, N., Lü, F., He, P., Shao, L. (2011). Response of Methanotrophs and Methane Oxidation on Ammonium Application in Landfill Soils. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 92(5), 1073-1082. <https://doi.org/10.1007/S00253-011-3389-X>
- Young, H. D., Freedman, R. A. (2015). *Física II: Termodinâmica e ondas* (14ª edição, V. 2). Pearson Universidades.
- Zeitoun, R., Vandergeest, M., Vasava, H., Mahado, P. F. (2021). in-Situ estimation of Soil Water Retention Curve in Silt Loam and Loamy Sand Soils at Different Soil depths. *Sensors*, 21. <https://doi.org/10.3390/S21020447>
- Zhang, C., Lu, N. (2019). Unitary definition of Matric Suction. *Journal of Geotechnical and GeoEnvironmental Engineering*, 145(2), 02818004. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0002004](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0002004)
- Zhirkov, A., Permyakov, P., Wen, Z., Kirillin, A. (2021). influence of Rainfall Changes on The Temperature Regime of Permafrost in Central Yakutia. *Land*, 10, 1230. <https://doi.org/10.3390/Land10111230>
- Zuo, X., Chen, Y., Wang, L., Xie, H., Shen, S. (2023). Multicomponent Landfill Gas Transport in Soil Cover: Column Tests and Numerical Modelling. *Environmental Geotechnics*, 10(1), 3-18. <https://doi.org/10.1680/Jenge.19.00058>

APÊNDICE A

As funções auxiliares para a solução semianalítica do sistema proposto nesta pesquisa podem ser descritas a seguir (Carr, 2020).

I. Primeira Camada ($i=1$)

$$\beta_1^m(s) = [a_0 - b_0 \lambda_{1,1}(s)] \lambda_{1,2}(s) \exp\left(-[\lambda_{1,1}(s) - \lambda_{1,2}(s)] \ell_1\right) - [a_0 - b_0 \lambda_{1,2}(s)] \lambda_{1,1}(s) \quad (\text{A.1})$$

$$P_1^m(z, s) = \Psi_1(s) + \frac{a_0}{\beta_1^m(s)} \left\{ \lambda_{1,1}(s) \Psi_{1,2}(z, s) - \lambda_{1,2}(s) \Psi_{1,2}(\ell_1, s) \Psi_{1,1}(z, s) \right\} \Psi_1(s) \quad (\text{A.2})$$

$$A_1^m(z, s) = \frac{1}{\beta_1^m(s)} \left\{ \lambda_{1,2}(s) \Psi_{1,2}(\ell_1, s) \Psi_{1,1}(z, s) - \lambda_{1,1}(s) \Psi_{1,2}(z, s) \right\} \quad (\text{A.3})$$

$$B_1^m(z, s) = \frac{1}{\theta_{a,1} D_{a,1}^{m,ef} \beta_1^m(s)} \left\{ [a_0 - b_0 \lambda_{1,1}(s)] \Psi_{1,1}(0, s) \Psi_{1,2}(z, s) - [a_0 - b_0 \lambda_{1,2}(s)] \Psi_{1,1}(z, s) \right\} \quad (\text{A.4})$$

II. Camadas intermediárias ($i=2, \dots, m-1$)

$$\beta_i^m(s) = [a_0 - b_0 \lambda_{i,2}(s)] \lambda_{1,2}(s) \left\{ \exp\left[-(\lambda_{i,1}(s) - \lambda_{i,2}(s))(\ell_i - \ell_{i-1})\right] - 1 \right\} \quad (\text{A.5})$$

$$P_i^m(z, s) = \Psi_i(s) \quad (\text{A.6})$$

$$A_i^m(z, s) = \frac{1}{\theta_{a,i} D_{a,i}^{m,ef} \beta_i^m(s)} \left\{ \lambda_{i,2}(s) \Psi_{i,2}(\ell_i, s) \Psi_{i,1}(z, s) - \lambda_{i,1}(s) \Psi_{i,2}(z, s) \right\} \quad (\text{A.7})$$

$$B_i^m(z, s) = \frac{1}{\theta_{a,i} D_{a,i}^{m,ef} \beta_i^m(s)} \left\{ \lambda_{i,1}(s) \Psi_{i,1}(\ell_{i-1}, s) \Psi_{i,2}(z, s) - \lambda_{i,2}(s) \Psi_{i,1}(z, s) \right\} \quad (\text{A.8})$$

III. Última Camada ($i = N$)

$$\beta_N^m(s) = [a_L + b_L \lambda_{N,2}(s)] \lambda_{N,1}(s) \exp\left(-[\lambda_{N,1}(s) - \lambda_{N,2}(s)](\ell_N - \ell_{N-1})\right) - [a_L + b_L \lambda_{N,1}(s)] \lambda_{N,2}(s) \quad (\text{A.9})$$

$$P_N^m(z, s) = \Psi_N(s) + \frac{a_L}{\beta_N^m(s)} \left\{ \lambda_{N,2}(s) \Psi_{N,1}(z, s) - \lambda_{N,1}(s) \Psi_{N,1}(\ell_{N-1}, s) \Psi_{N,2}(z, s) \right\} \Psi_N(s) \quad (\text{A.10})$$

$$A_N^m(z, s) = \frac{1}{\theta_{a,N} D_N^{m,ef} \beta_N^m(s)} \left\{ [a_L + b_L \lambda_{N,2}(s)] \Psi_{N,2}(L, s) \Psi_{N,1}(z, s) - [a_L + b_L \lambda_{N,1}(s)] \Psi_{N,2}(z, s) \right\} \quad (\text{A.11})$$

$$B_N^m(z, s) = \frac{1}{\beta_N^m(s)} \left\{ \lambda_{N,1}(s) \Psi_{N,1}(\ell_{N-1}, s) \Psi_{N,2}(z, s) - \lambda_{N,2}(s) \Psi_{N,1}(z, s) \right\} \quad (\text{A.12})$$

IV. Para todas as camadas ($i = 1, \dots, N$)

$$\Psi_i(s) = \frac{\gamma_i^m s^{-1} + R_m c_{in}^m}{R_m s} \quad (\text{A.13})$$

$$\Psi_{i,1}(z, s) = \exp[\lambda_{i,1}(s)(z - \ell_i)], \text{ onde } \ell_N = L \quad (\text{A.14})$$

$$\Psi_{i,2}(z, s) = \exp[\lambda_{i,2}(s)(z - \ell_{i-1})], \text{ onde } \ell_0 = 0 \quad (\text{A.15})$$

$$\lambda_{i,1}(s) = \frac{v_{r,za,i} + \sqrt{v_{r,za,i}^2 + 4D_{a,i}^{m,ef} R_{m,i} s}}{2D_{a,i}^{m,ef}} \quad (\text{A.16})$$

$$\lambda_{i,2}(s) = \frac{v_{r,za,i} - \sqrt{v_{r,za,i}^2 + 4D_{a,i}^{m,ef} R_{m,i} s}}{2D_{a,i}^{m,ef}} \quad (\text{A.17})$$

APÊNDICE B

Tabela B1 - Parâmetros do solo dos trabalhos simulados

estudo	Solo	n	ρ_d (kg/m ³)	ρ_s (kg/m ³)	θ_s	θ_r	θ_i	θ_{fc}	Pedregulho (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	pH	MO (%)
de Visscher <i>et al.</i> (1999)	Areia argilosa	0,58	1039	2521	0,59	0,02	0,17	0,15	0,00	49,80	40,40	9,80	6,20	-
Stein and Hettiaractchi (2010)	Areia siltosa	0,60	1172	2728	0,60	0,01	0,17	0,13	0,00	50,00	40,00	10,00	8,45	3,10
Stein and Hettiaractchi (2010)	Areia siltosa	0,61	1142	2728	0,61	0,02	0,10	0,26	0,00	50,00	40,00	10,00	8,45	3,10
Huang <i>et al.</i> (2020)	Areia siltosa	0,60	1100	2532	0,60	0,02	0,25	0,15	0,00	60,00	30,00	10,00	6,87	3,10
Rachor <i>et al.</i> (2011)	Areia	0,38	1670	2600	0,38	0,03	0,20	0,10	5,90	86,80	6,30	1,00	8,40	-
Hilger <i>et al.</i> (2000)	Areia siltosa	0,60	1100	2532	0,60	0,02	0,25	0,15	0,00	50,00	30,00	20,00	6,30	-
Thomasen <i>et al.</i> (2019)	Pedregulho	0,65	1300	2532	0,65	0,02	0,05	0,58	100,00	0,00	0,00	0,00	-	-
Thomasen <i>et al.</i> , (2019)	Compostagem	0,72	553	2020	0,73	0,02	0,26	0,15	-	-	-	-	-	-
Thomasen <i>et al.</i> , (2019)	Compostagem	0,72	553	2020	0,73	0,02	0,26	0,15	-	-	-	-	-	-
Gebert <i>et al.</i> , (2011b) (PN75)	Areia siltosa	0,52	1250	2532	0,53	0,02	0,20	0,15	0,90	64,80	20,30	14,00	6,90	-
Gebert <i>et al.</i> , (2011b) (PN85)	Areia siltosa	0,46	1420	2532	0,46	0,02	0,23	0,15	0,90	64,80	20,30	14,00	6,90	-
Gebert <i>et al.</i> , (2011b) (PN95)	Areia siltosa	0,40	1590	2532	0,40	0,02	0,26	0,15	0,90	64,80	20,30	14,00	6,90	-
Scheutz and Kjeldsen (2003)	Areia	0,52	1550	2500	0,52	0,02	0,30	0,15	0,00	80,00	10,00	10,00	7,60	-
Kightley <i>et al.</i> (1994)	Areia	0,29	1600	2700	0,29	0,01	0,17	0,12	0,00	88,00	6,00	6,00	6,60	-
Park <i>et al.</i> (2002)	Areia	0,29	1610	2700	0,29	0,01	0,12	0,07	0,00	83,10	6,50	10,40	8,80	0,40

estudo	Solo	n	ρ_d (kg/m ³)	ρ_s (kg/m ³)	θ_s	θ_r	θ_i	θ_{fc}	Pedregulho (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	pH	MO (%)
Park et al. (2002)	Areia	0,29	1610	2700	0,29	0,01	0,12	0,04	0,00	83,10	6,50	10,40	8,80	0,40
Rose et al. (2012) - Solo	Argila silto-arenosa	0,65	1570	2724	0,65	0,01	0,19	0,23	0,00	30,00	30,00	40,00	3,60	0,30
Rose et al. (2012) - 3:1	Argila siltosa	0,67	1391	2548	0,67	0,01	0,19	0,23	0,00	40,00	35,00	25,00	7,62	4,42
Rose et al. (2012) - 1:1	Areia siltosa	0,68	1208	2332	0,68	0,01	0,17	0,21	0,00	45,00	30,00	25,00	7,76	6,29
Rose et al. (2012) - Comp.	Pedregulho arenoso	0,74	818	1902	0,74	0,01	0,19	0,23	0,00	55,00	35,00	10,00	7,76	18,65
Kettunen et al. (2006) - SDS	Areia	0,45	1000	2720	0,45	0,02	0,20	0,10	13,00	86,30	0,35	0,35	6,80	-
Kettunen et al. (2006) - SDB	Areia	0,45	900	2720	0,45	0,02	0,20	0,10	31,00	68,50	0,25	0,25	6,80	-
Zuo et al. (2020) 1-1	Silte arenoso	0,52	1300	2720	0,52	0,08	0,18	0,29	0,00	30,00	50,00	20,00	-	-
	Silte arenoso	0,46	1450	2720	0,46	0,10	0,17	0,32	0,00	30,00	50,00	20,00	-	-
Zuo et al. (2020) 7-3	Silte arenoso	0,52	1300	2720	0,52	0,08	0,18	0,29	0,00	30,00	50,00	20,00	-	-
	Silte arenoso	0,46	1450	2720	0,46	0,10	0,17	0,32	0,00	30,00	50,00	20,00	-	-
Chetri et al. (2022) - C1	Argila arenosa	0,49	1310	2680	0,49	0,05	0,22	0,43	3,70	14,40	-	81,90	7,60	5,80
	Areia	0,52	1500	2720	0,52	0,10	0,17	0,00	0,10	99,70	0,20	0,00	7,80	0,60
	Argila arenosa	0,49	1310	2680	0,49	0,05	0,22	0,43	3,70	14,40	-	81,90	7,60	5,80
Chetri et al. (2022) - C2	Argila arenosa	0,48	1180	2680	0,48	0,05	0,20	0,43	3,70	14,40	-	81,90	7,60	5,80
	escória de ferro	0,50	1800	3340	0,50	0,10	0,10	0,30	0,00	86,40	13,60	-	12,40	1,94
	Areia	0,50	1730	2720	0,50	0,10	0,15	0,00	0,10	99,70	0,20	0,00	7,80	0,60
	Biocarvão	0,48	1330	2680	0,48	0,05	0,20	0,52	45,00	54,00	1,00	0,00	7,80	96,71
Chetri et al. (2022) - C3	Argila arenosa	0,47	1310	2680	0,47	0,05	0,20	0,43	3,70	14,40	-	81,90	7,60	5,80
	escória de ferro	0,50	1730	3340	0,50	0,10	0,10	0,30	0,00	86,40	13,60	-	12,40	1,94
	Areia	0,50	1730	2720	0,50	0,10	0,15	0,00	0,10	99,70	0,20	0,00	7,80	0,60

estudo	Solo	n	ρ_d (kg/m ³)	ρ_s (kg/m ³)	θ_s	θ_r	θ_i	θ_{fc}	Pedregulho (%)	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	pH	MO (%)
	Biocarvão	0,49	1440	2680	0,49	0,05	0,20	0,52	45,00	54,00	1,00	0,00	7,80	96,71
	Argila arenosa	0,56	1080	2680	0,56	0,05	0,2	0,43	3,70	14,40	-	81,90	7,60	5,80
Chetri et al. (2022) - C4	escória de ferro	0,5	1730	3340	0,5	0,1	0,1	0,3	0,00	86,40	13,60	-	12,40	1,94
	Biocarvão	0,51	1500	2680	0,51	0,05	0,2	0,52	45,00	54,00	1,00	0,00	7,80	96,71

Tabela B2 - Propriedades térmicas e hidráulicas dos solos analisados

estudo	Solo	λ_{wet} (W m ⁻¹ K ⁻¹)	λ_{seco} (W m ⁻¹ K ⁻¹)	$c_{p,s}$ (J m ⁻³ k ⁻¹)	K_{in} (m ²)	m_{VG}	n_{VG}	α_{VG} (m ⁻¹)	δ_{CV} (kPa ⁻¹)
de Visscher et al. (1999)	Areia argilosa	1,22	0,16	879	5,00x10 ⁻¹²	0,33	1,50	5,00	0,0742
Stein and Hettiaractchi (2010)	Areia siltosa	1,29	0,16	879	1,50x10 ⁻¹²	0,32	1,47	8,00	0,036
Stein and Hettiaractchi (2010)	Areia siltosa	1,27	0,16	879	1,50x10 ⁻¹²	0,32	1,47	8,00	0,036
Huang et al. (2020)	Areia siltosa	1,28	0,16	757	5,00x10 ⁻¹¹	0,33	1,50	4,00	0,036
Rachor et al. (2011)	Areia	2,30	0,26	921	1,00x10 ⁻¹²	0,33	1,50	5,00	0,0015
Hilger et al. (2000)	Areia siltosa	1,28	0,16	757	1,02x10 ⁻¹⁴	0,33	1,50	5,00	0,036
Thomasen et al. (2019)	Pedregulho	0,50	0,40	1231	1,00x10 ⁻¹⁰	0,80	5,00	1000	0,50
Thomasen et al., (2019)	Compostagem	0,35	0,20	1130	1,00x10 ⁻¹²	0,33	1,50	10,00	0,05
Thomasen et al., (2019)	Compostagem	0,35	0,20	1130	1,00x10 ⁻¹²	0,33	1,50	10,00	0,05
Gebert et al., (2011b) (PN75)	Areia siltosa	1,50	0,19	757	5,00x10 ⁻¹²	0,33	1,50	5,00	0,031
Gebert et al., (2011b) (PN85)	Areia siltosa	1,73	0,22	757	3,00x10 ⁻¹³	0,33	1,50	1,50	0,031
Gebert et al., (2011b) (PN95)	Areia siltosa	1,97	0,24	757	3,00x10 ⁻¹³	0,29	1,41	2,00	0,031
Scheutz and Kjeldsen (2003)	Areia	1,81	0,21	757	1,00x10 ⁻¹⁰	0,83	6,00	3,00	0,07

estudo	Solo	λ_{wet} (W m ⁻¹ K ⁻¹)	λ_{seco} (W m ⁻¹ K ⁻¹)	$c_{p,s}$ (J m ⁻³ k ⁻¹)	K_{in} (m ²)	m_{VG}	n_{VG}	α_{VG} (m ⁻¹)	δ_{CV} (kPa ⁻¹)
Kightley et al. (1994)	Areia	2,61	0,28	800	1,00x10 ⁻¹⁰	0,35	1,54	2,00	0,095
Park et al. (2002)	Areia	2,61	0,28	800	1,00x10 ⁻¹⁰	0,35	1,54	2,00	0,095
Park et al. (2002)	Areia	2,61	0,28	800	1,00x10 ⁻¹¹	0,35	1,54	2,00	0,095
Rose et al. (2012) - Solo	Argila silto-arenosa	1,45	0,18	1000	5,78x10 ⁻¹⁴	0,09	1,10	4,00	0,001
Rose et al. (2012) - 3:1	Argila siltosa	1,33	0,16	800	1,52x10 ⁻¹⁴	0,50	2,00	2,50	0,1086
Rose et al. (2012) - 1:1	Areia siltosa	1,22	0,15	800	3,41x10 ⁻¹⁵	0,38	1,60	1,00	0,08
Rose et al. (2012) - Comp.	Pedregulho arenoso	0,919	0,115	800	1,43x10 ⁻¹³	0,46	1,85	1,1	0,05
Kettunen et al. (2006) - SDS	Areia	1,65	0,20	800	1,00x10 ⁻¹⁰	0,83	6,00	3,00	0,0153
Kettunen et al. (2006) - SDB	Areia	1,65	0,20	800	1,00x10 ⁻¹⁰	0,96	23,00	1,00	0,0153
Zuo et al. (2020) 1-1	Silte arenoso	1,39	0,17	750	2,7x10 ⁻¹³	0,36	1,57	0,80	0,0143
	Silte arenoso	1,55	0,19	750	3,5x10 ⁻¹⁴	0,26	1,36	1,25	0,009
Zuo et al. (2020) 7-3	Silte arenoso	1,39	0,17	750	2,7x10 ⁻¹³	0,36	1,57	0,80	0,0143
	Silte arenoso	1,55	0,19	750	3,5x10 ⁻¹⁴	0,26	1,36	1,25	0,009
Chetri et al. (2022) - C1	Argila arenosa	1,48	0,18	750	5x10 ⁻¹³	0,50	2,00	0,10	0,013
	Areia	1,89	0,18	800	7x10 ⁻¹⁰	0,84	6,30	1,00	0,1
	Argila arenosa	1,48	0,18	750	5x10 ⁻¹³	0,50	2,00	0,10	0,013
Chetri et al. (2022) - C2	Argila arenosa	1,48	0,18	750	5x10 ⁻¹³	0,50	2,00	0,10	0,013
	escória de ferro	2,05	0,21	700	3x10 ⁻¹⁰	0,83	6,00	2,00	0,1
	Areia	1,89	0,18	800	7x10 ⁻¹⁰	0,84	6,30	3,00	0,1
Chetri et al. (2022) - C3	Biocarvão	1,48	0,18	750	4x10 ⁻¹⁰	0,50	2,00	0,10	0,013
	Argila arenosa	1,48	0,18	750	1x10 ⁻¹²	0,50	2,00	0,10	0,013
	escória de ferro	2,05	0,21	700	1x10 ⁻¹⁰	0,83	6,00	2,00	0,1
	Areia	1,89	0,18	800	1x10 ⁻¹⁰	0,84	6,30	3,00	0,1

estudo	Solo	λ_{wet} (W m ⁻¹ K ⁻¹)	λ_{seco} (W m ⁻¹ K ⁻¹)	$c_{p,s}$ (J m ⁻³ k ⁻¹)	K_{in} (m ²)	m_{VG}	n_{VG}	α_{VG} (m ⁻¹)	δ_{CV} (kPa ⁻¹)
Chetri et al. (2022) - C4	Biocarvão	1,48	0,18	750	1x10 ⁻¹²	0,50	2,00	0,10	0,013
	Argila arenosa	1,478	0,179	750	1x10 ⁻¹²	0,50	2,00	0,10	0,013
	escória de ferro	2,05	0,212	700	1x10 ⁻¹⁰	0,83	6,00	2,00	0,1
	Biocarvão	1,478	0,179	750	1x10 ⁻¹²	0,50	2,00	0,10	0,013

Tabela B3 - dados dos ensaios de coluna de solo analisados

estudo	Solo	\emptyset coluna (cm)	L coluna (cm)	Fluxo CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo CO ₂ (mol m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo total (mol m ⁻² d ⁻¹)	T (°C)	X_{CH_4}	Duração ensaio (dia)
de Visscher et al. (1999)	Areia argilosa	14,1	50	13,4	13,4	26,8	22	0,50	28
Stein and Hettiaractchi (2010)	Areia siltosa	13,8	80	19,94	0	19,94	24	1,00	281
Stein and Hettiaractchi (2010)	Areia siltosa	13,8	80	11,63	0	11,63	24	1,00	281
Huang et al. (2020)	Areia siltosa	14	75	22,94	15,29	38,23	23	0,60	52
Rachor et al. (2011)	Areia	19	80	2,44	1,63	4,07	19	-	36
Hilger et al. (2000)	Areia siltosa	5	30,5	28,08	28,08	56,16	24	0,50	85
Thomasen et al. (2019)	Pedregulho	20	87	Vários	-	Vários	23	1,00	70
Thomasen et al., (2019)	Compostagem	20	87	Vários	-	Vários	21	1,00	70
Thomasen et al., (2019)	Compostagem	20	87	Vários	-	Vários	21	1,00	70
Gebert et al., (2011b) (PN75)	Areia siltosa	19	80	Vários	-	Vários	20	0,60	70
Gebert et al., (2011b) (PN85)	Areia siltosa	19	80	Vários	-	Vários	20	0,60	70
Gebert et al., (2011b) (PN95)	Areia siltosa	19	80	Vários	-	Vários	20	0,60	70
Scheutz and Kjeldsen (2003)	Areia	8	90	15,6	15,6	31,2	22	0,50	21
Kightley et al. (1994)	Areia	15	80	16,73	0	16,73	20	1,00	180

estudo	Solo	Ø coluna (cm)	L coluna (cm)	Fluxo CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo CO ₂ (mol m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo total (mol m ⁻² d ⁻¹)	T (°C)	X _{CH₄}	Duração ensaio (dia)
Park et al. (2002)	Areia	10	30	32,8	0	32,8	25	1,00	30
Park et al. (2002)	Areia	10	30	32,8	0	32,8	25	1,00	30
Rose et al. (2012) - Solo	Argila silto-arenosa	9,9	30	24,32	0	24,32	25	1,00	100
Rose et al. (2012) - 3:1	Argila siltosa	9,9	30	24,32	0	24,32	25	1,00	100
Rose et al. (2012) - 1:1	Areia siltosa	9,9	30	24,32	0	24,32	25	1,00	100
Rose et al. (2012) - Comp.	Pedregulho arenoso	9,9	30	24,32	0	24,32	25	1,00	100
Kettunen et al. (2006) - SDS	Areia	30	30	Vários	Vários	Vários	Vários	0,50	65
Kettunen et al. (2006) - SDB	Areia	30	30	Vários	Vários	Vários	Vários	0,50	65
Zuo et al. (2020) 1-1	Silte arenoso	20	30	13,82	13,82	27,65	25	0,50	30
	Silte arenoso		50						
Zuo et al. (2020) 7-3	Silte arenoso	20	30	19,35	6,39	25,75	25	0,75	30
	Silte arenoso		50						
Chetri et al. (2022) - C1	Argila arenosa	18,4	25	8,125	8,42	16,54	25	0,48	36
	Areia		10						
	Argila arenosa		20						
Chetri et al. (2022) - C2	Argila arenosa	18,4	5	8,125	8,42	16,54	25	0,48	36
	escória de ferro		20						
	Areia		10						
Chetri et al. (2022) - C3	Biocarvão	18,4	20	8,125	8,42	16,54	25	0,48	36
	Argila arenosa		5						
	escória de ferro		20						
	Areia		10						

estudo	Solo	\emptyset coluna (cm)	L coluna (cm)	Fluxo CH ₄ (mol m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo CO ₂ (mol m ⁻² d ⁻¹)	Fluxo total (mol m ⁻² d ⁻¹)	T (°C)	X _{CH₄}	Duração ensaio (dia)
	Biocarvão		20						
	Argila arenosa		5						
Chetri et al. (2022) - C4	escória de ferro	18,4	30	8,125	8,42	16,54	25	0,48	36
	Biocarvão		20						

APÊNDICE C

O estudo de independência de malha foi conduzido para garantir que a solução numérica fosse convergida e que os resultados fossem independentes da densidade dos elementos. Para esta análise, foram selecionadas duas variáveis críticas: o fluxo de metano (J_{CH_4}) e o fluxo de dióxido de carbono (J_{CO_2}) na superfície da camada de cobertura. A avaliação foi realizada utilizando o trabalho de de Visccher et al. (1999) para no tempo de 28 dias.

Foram comparadas três configurações de malha bidimensional (utilizando elementos quadriláteros): Grosseira (Coarse), Fina (Fine) e Extra Fina (Extra-Fine). Os resultados numéricos dessa comparação para o tempo de 28 dias são apresentados na Tabela C1 e na Tabela C2.

Tabela C1 - estudo de independência de malha para o J_{CH_4}

Configuração da Malha	Nº de elementos (N)	J_{CH_4} (mol m ⁻² d ⁻¹)	erro Relativo (em relação à extra-Fine)
Grosseira (Coarse)	20	2,65784	8,91%
Fina (Fine)	57	2,49371	2,19%
Extra-Fine (ADOTADA)	350	2,44028	Referência

Tabela C2 - estudo de independência de malha para o J_{CO_2}

Configuração da Malha	Nº de elementos (N)	J_{CH_4} (mol m ⁻² d ⁻¹)	erro Relativo (em relação à extra-Fine)
Grosseira (Coarse)	20	21,95189	7,06%
Fina (Fine)	57	22,89180	2,66%
Extra-Fine (ADOTADA)	350	23,50191	Referência

A Malha Extra-Fine (N=350 elementos) foi selecionada como a Malha Padrão e adotada para todas as simulações definitivas da tese. A escolha foi justificada pela sua alta precisão, comprovada pelo baixo erro relativo tanto para o J_{CH_4} (2,19%) quanto para o J_{CO_2} (2,66%) quando comparada à malha Fina.

A Figura C1 apresenta a evolução temporal dos fluxos ao longo do tempo. O gráfico de J_{CH_4} e o de J_{CO_2} demonstram que, à medida que a densidade da malha aumenta (passando de Grosseira para extra Fina), as curvas dos fluxos se aproximam, evidenciando o processo de convergência assintótica. em ambos os casos, as curvas para as malhas Fina e Extra Fina estão visualmente muito próximas ao longo de todo o período, sugerindo que a malha Extra Fina já fornece uma solução com alta precisão.

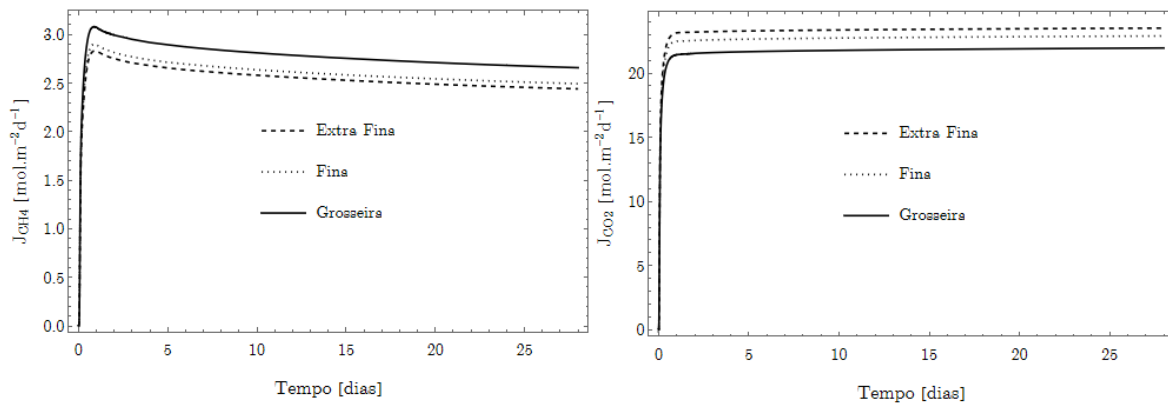


Figura C1 - Convergência de Fluxos (J_{CH_4} e J_{CO_2}) no estudo de independência de Malha

Essa convergência com o aumento da densidade da malha garante que a discretização espacial é suficientemente densa para capturar com precisão os gradientes de concentração e os processos acoplados no domínio, fornecendo resultados confiáveis para as análises subsequentes.

A Figura C2 detalha a configuração utilizada para a geração da malha computacional (discretização espacial) do domínio. A escolha de um nível predefinido, em vez de parâmetros customizados, simplifica a replicação do estudo ao mesmo tempo em que fornece uma malha de alta qualidade, conforme atestado pelas métricas internas de qualidade do software.

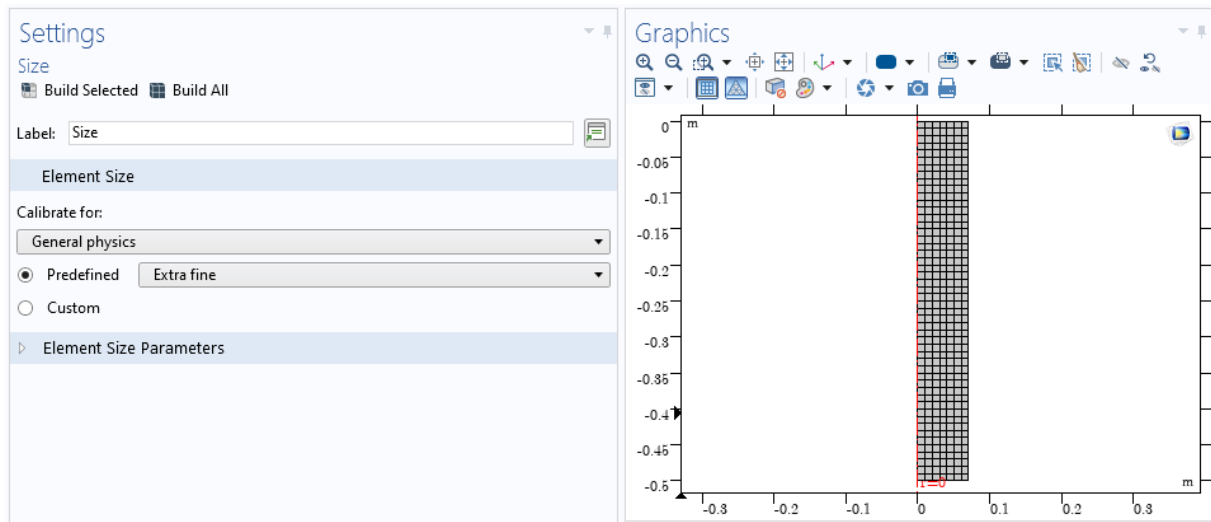
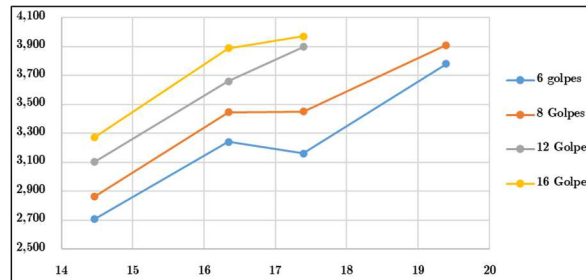
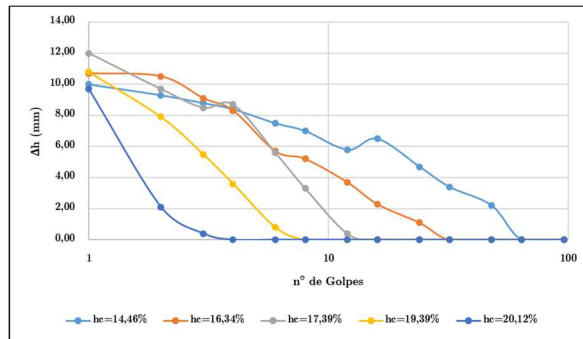


Figura C2 - Configuração da Discretização espacial (Malha)

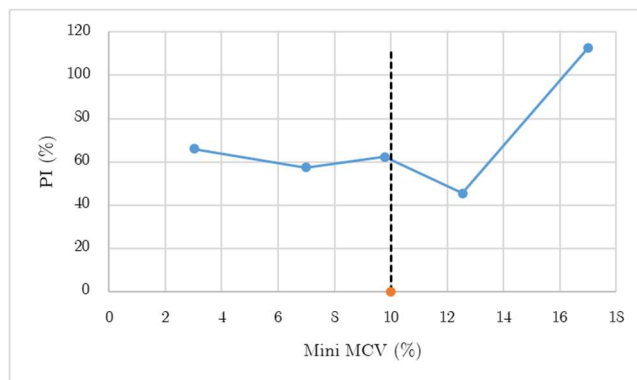
APÊNDICE D

AMOSTRA		P1														
Cilindro N°:		64			60			54			97			98		
Peso Úmido do CP (g):		66,42			68,63			65,02			71,49			61,67		
Peso Seco do CP (g):		58,03			58,99			55,39			59,88			51,34		
Umidade de Compactação (%):		14,46			16,34			17,39			19,39			20,12		
Altura do Corpo de Prova (mm):		20,7			20,3			21,9			23,3			24,1		
Área do cilindro		19,63			19,56			19,6			18,39			19,6		
N° de Golpes	N° de Golpes Agrupados	h (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)
0	0	59,50			53,90			53,20			53,20			51,00		
1	1	45,60	10,00	1,952	41,60	10,70	2,112	43,00	12,00	2,022	37,70	10,80	2,416	33,80	9,70	2,514
2	3	40,40	9,30	2,204	36,00	10,50	2,441	37,20	9,70	2,337	32,00	7,90	2,847	26,20	2,10	3,243
3	6	37,50	8,80	2,374	33,10	9,10	2,655	33,70	8,50	2,580	28,80	5,50	3,163	24,50	0,40	3,468
4	10	35,60	8,40	2,501	30,90	8,30	2,844	31,00	8,70	2,805	26,90	3,60	3,386	24,10	0,00	3,526
6	16	32,90	7,50	2,706	27,10	5,70	3,242	27,50	5,60	3,162	24,10	0,80	3,780			
8	24	31,10	7,00	2,863	25,50	5,20	3,446	25,20	3,30	3,450	23,30	0,00	3,909			
12	36	28,70	5,80	3,102	24,00	3,70	3,661	22,30	0,40	3,899						
16	52	27,20	6,50	3,273	22,60	2,30	3,888	21,90	0,00	3,970						
24	76	25,40	4,70	3,505	21,40	1,10	4,106									
32	108	24,10	3,40	3,694	20,30	0,00	4,328									
48	156	22,90	2,20	3,888												
64	220	20,70	0,00	4,301												
96	316	20,70	0,00	4,301												
128	444															
192	636															
256	892															

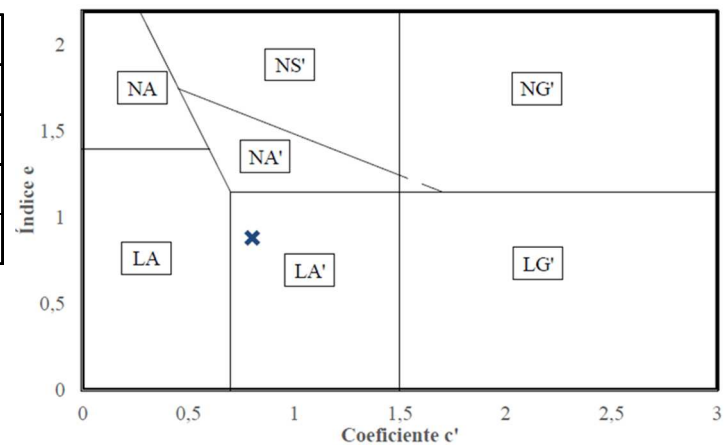


Umidade	an = 2mm	Mini MCV	Cálculos			
			x	y	x	y
14,46	50	16,99				
16,34	18	12,55			17,39	3,899
17,39	10	9,78			16,34	3,661
19,39	5	6,99				
20,12	2	3,01	c'	0,8	d'	227

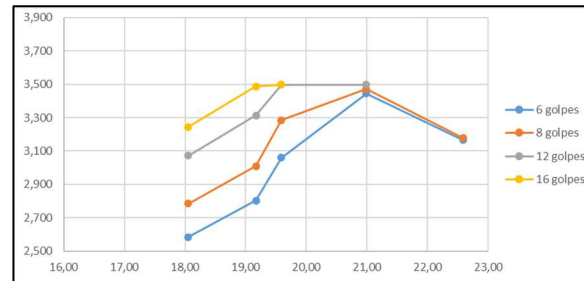
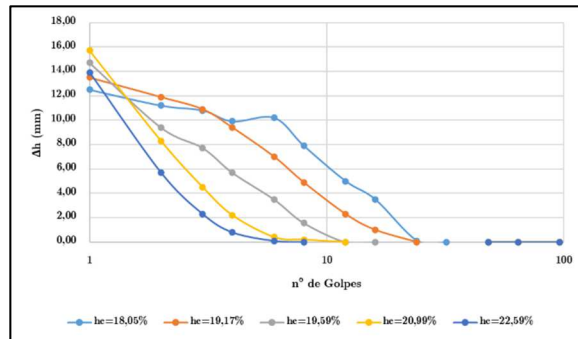
AMOSTRA	P1				
Cilindro N°:	64	60	54	97	98
Peso Úmido do CP (g):	66,42	68,63	65,02	71,49	61,67
Peso Seco do CP (g):	58,03	58,99	55,39	59,88	51,34
Umidade de Compactação (%):	14,46	16,34	17,39	19,39	20,12
Altura do Corpo de Prova (mm):	20,7	20,3	21,9	23,3	24,1
DETERMINAÇÃO DA MASSA SECA DESPREENDIDA					
Cápsula N°:	1	7	11	15	17
Espessura Exposta (cm):	1	1	1	1	1
Volume Exposto (cm³):	19,63	19,56	19,6	18,39	19,6
Massa extrudada (g)	49,08	55,63	54,96	62,28	69,09
Solo Seco + Cápsula (g):	86,3	56,15	62,46	63,92	74,71
Peso Cápsula (g)	31,04	30,81	28,22	28,18	29,11
Massa Seca Despreendida (g):	55,26	25,34	34,24	35,74	45,6
Fator de Redução:	1	1	1	1	1
Perda de Massa por Imersão (%):	112,58	45,55	62,3	57,39	66



Para Mini MCV = 10	
PI(%)	60
d'	230,6
e'	0,88
c'	0,8

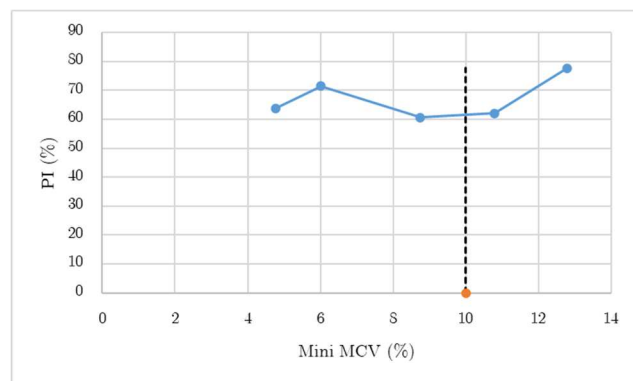


AMOSTRA		P2														
Cilindro N°:		79			73			1			96			6		
Peso Úmido do CP (g):		62,97			62,78			52,68			52,34			54,16		
Peso Seco do CP (g):		53,34			52,68			44,05			43,26			44,18		
Umidade de Compactação (%):		18,05			19,17			19,59			20,99			22,59		
Altura do Corpo de Prova (mm):		23,1			23,6			24,4			25,7			26,20		
Área do cilindro		19,63			19,56			19,6			18,39			19,60		
N° de Golpes	N° de Golpes Agrupados	h (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)
0	0	63,00			62,60			61,20			58,50			57		
1	1	49,00	12,50	1,762	47,50	13,50	1,806	44,80	14,70	1,905	43,60	15,70	2,06	40,90	13,90	2,036
2	3	42,20	11,20	2,045	40,40	11,90	2,123	37,30	9,40	2,288	34,40	8,30	2,61	31,90	5,70	2,61
3	6	38,90	10,80	2,219	36,80	10,90	2,331	33,70	7,72	2,532	30,40	4,50	2,96	28,50	2,30	2,921
4	10	36,50	9,90	2,365	34,00	9,40	2,523	30,10	5,70	2,835	27,90	2,20	3,22	27,00	0,80	3,084
6	16	33,40	10,20	2,584	30,60	7,00	2,803	27,90	3,50	3,059	26,10	0,40	3,44	26,30	0,10	3,166
8	24	31,00	7,90	2,784	28,50	4,90	3,010	25,98	1,58	3,285	25,90	0,20	3,47	26,20	0,00	3,178
12	36	28,10	5,00	3,072	25,90	2,30	3,312	24,40	0,00	3,498	25,70	0,00	3,50			
16	52	26,60	3,50	3,245	24,60	1,00	3,487	24,40	0,00	3,498						
24	76	23,20	0,10	3,721	23,60	0,00	3,635									
32	108	23,10	0,00	3,737												
48	156															
64	220															
96	316															
128	444															
192	636															
256	892															

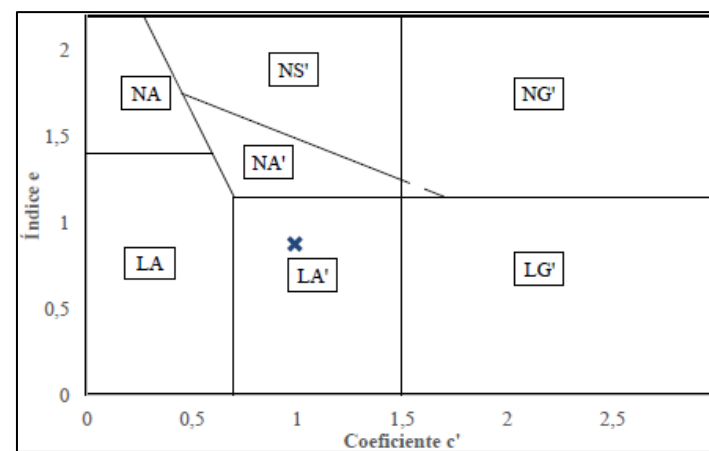


Umidade	an =2mm	Mini MCV	Cálculos			
			x	y	x	y
18,05	19	12,79				
19,17	12	10,79			19,17	3,312
19,59	8	8,75			19,59	3,498
20,99	4	6,02				
22,59	3	4,77	e'	0,99	d'	474

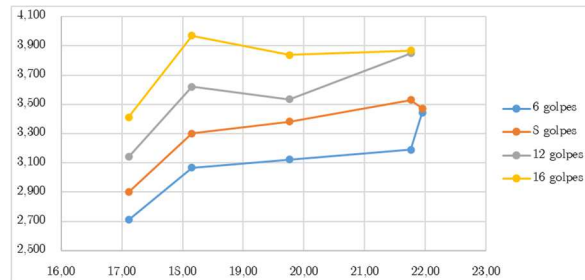
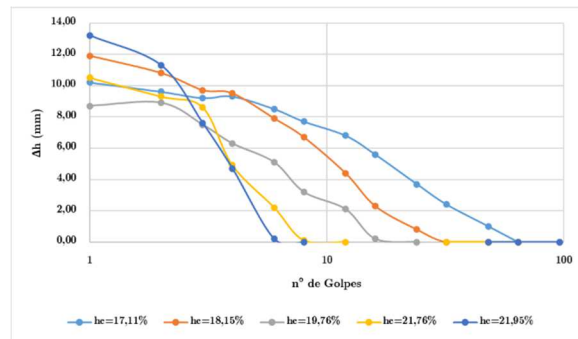
AMOSTRA	P1				
Cilindro N°:	79	73	1	96	6
Peso Úmido do CP (g):	62,97	62,78	52,68	52,34	54,16
Peso Seco do CP (g):	53,34	52,68	44,05	43,26	44,18
Umidade de Compactação (%):	18,05	19,17	19,59	20,99	22,59
Altura do Corpo de Prova (mm):	23,10	23,60	24,40	25,70	26,2
DETERMINAÇÃO DA MASSA SECA DESPREENDIDA					
Cápsula N°:	7	17	15	15	17
Espessura Exposta (cm):	1	1	1	1	1
Volume Exposto (cm³):	19,63	19,56	19,60	18,39	19,60
Massa extrudada (g)	46,41	49,36	55,56	59,25	60,42
Solo Seco + Cápsula (g):	66,33	59,54	61,46	70,20	67,16
Peso Cápsula (g)	30,26	28,9	27,73	27,83	28,63
Massa Seca Desprendida (g):	36,07	30,64	33,73	42,37	38,53
Fator de Redução:	1	1	1,00	1,00	1,00
Perda de Massa por Imersão (%):	77,71	62,07	60,71	71,51	63,77



Para Mini MCV = 10	
PI(%)	63
d'	474,3
e'	0,88
c'	0,99

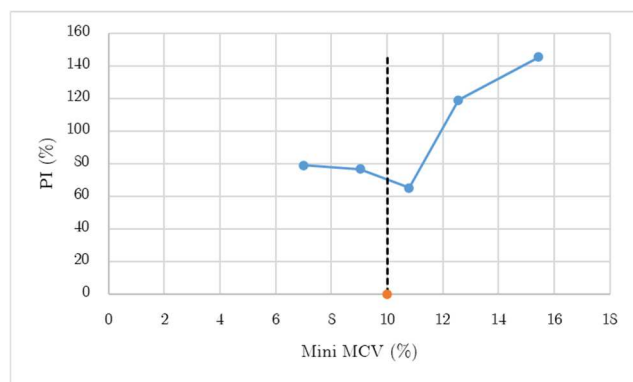


AMOSTRA		JAZIDA														
Cilindro N°:		5			6			65			66			96		
Peso Úmido do CP (g):		70,43			65,74			68,66			49,75			61,12		
Peso Seco do CP (g):		60,14			55,64			57,33			40,86			50,12		
Umidade de Compactação (%):		17,11			18,15			19,76			21,76			21,95		
Altura do Corpo de Prova (mm):		19,90			19,50			22,00			23,10			24,10		
Área do cilindro		19,63			19,56			19,60			18,39			19,60		
N° de Golpes	N° de Golpes Agrupados	h (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)	Altura (mm)	Δh (mm)	M.E.A.S (g/cm³)
0	0	57,50			58,70			58,30			31,70			59,10		
1	1	45,00	10,20	1,934	43,20	11,90	2,003	39,10	8,70	2,180	44,80	13,00	1,994	42,00	13,20	1,993
2	3	39,60	9,60	2,197	37,00	10,80	2,338	36,20	8,90	2,354	38,50	10,50	2,320	35,40	11,30	2,364
3	6	36,90	9,20	2,358	33,60	9,70	2,575	32,70	7,50	2,606	34,60	9,30	2,581	31,70	7,60	2,640
4	10	34,80	9,30	2,500	31,30	9,50	2,764	30,40	6,30	2,803	31,80	8,60	2,809	28,80	4,70	2,906
6	16	32,10	8,50	2,711	28,20	7,90	3,068	27,30	5,10	3,122	28,00	4,90	3,190	24,30	0,20	3,444
8	24	30,00	7,70	2,900	26,20	6,70	3,302	25,20	3,20	3,382	25,30	2,20	3,530	24,10	0,00	3,473
12	36	27,70	6,80	3,141	23,90	4,40	3,620	24,10	2,10	3,536	23,20	0,10	3,850			
16	52	25,50	5,60	3,412	21,80	2,30	3,969	22,20	0,20	3,839	23,10	0,00	3,867			
24	76	23,60	3,70	3,687	20,30	0,80	4,262	22,00	0,00	3,874						
32	108	22,30	2,40	3,902	19,50	0,00	4,437									
48	156	20,90	1,00	4,163												
64	220	19,90	0,00	4,372												
96	316															
128	444															
192	636															
256	892															

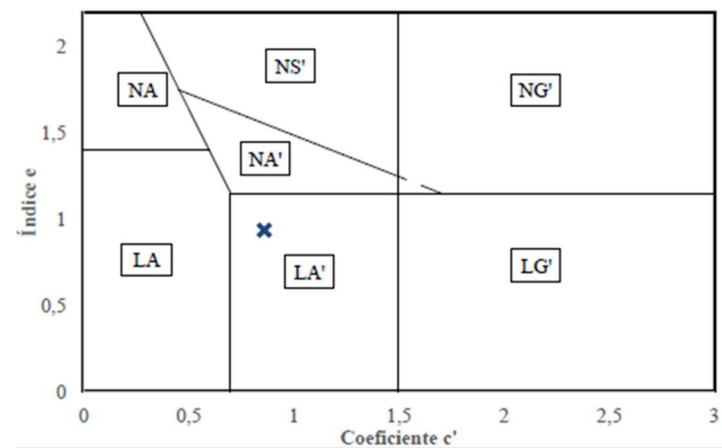


Umidade	an =2mm	Mini MCV	Cálculos			
			x	y	x	y
17,11	35	15,44				
18,15	18	12,55			19,76	3,536
19,76	12	10,79			21,76	3,867
21,76	8	9,03				
21,95	5	6,99	e'	0,86	d'	167

AMOSTRA	JAZIDA				
Cilindro N°:	5	6	65	66	96
Peso Úmido do CP (g):	70,43	65,74	68,66	49,75	61,12
Peso Seco do CP (g):	60,14	55,64	57,33	40,86	50,12
Umidade de Compactação (%):	17,11	18,15	19,76	21,76	21,95
Altura do Corpo de Prova (mm):	19,90	19,50	22,00	23,10	24,10
DETERMINAÇÃO DA MASSA SECA DESPREENDIDA					
Cápsula N°:	19	3	20	6	14
Espessura Exposta (cm):	1	1	1	1	1
Volume Exposto (cm³):	19,63	19,56	19,6	18,39	19,6
Massa extrudada (g)	49,07	54,08	54,93	51,65	56,95
Solo Seco + Cápsula (g):	99,84	88,5	63,91	68,8	75,5
Peso Cápsula (g)	28,46	24,15	28,12	29,16	30,5
Massa Seca Desprendida (g):	71,38	64,35	35,79	39,64	45
Fator de Redução:	1	1	1	1	1
Perda de Massa por Imersão (%):	145,45	118,99	65,15	76,74	79,02



Para Mini MCV = 10	
PI(%)	70
d'	167
e'	0,94
c'	0,86



Dados do Solo - JAZIDA										
γ_s	(kN/m ³)	28,7	$w_{ótima}$	(%)	23,9	$\gamma_{dmáx}$	(kN/m ³)	16,17		
w_L	(%)	54	w_p	(%)	30	I_p	(%)	24		
Dados do Corpo-de-Prova										
Método Moldagem	Estática	N° camadas:	3	GC(%):	98	Δw (%):	-2,0			
Diâmetro (cm)	10,05	Altura (cm):	12,53	Peso (g)	1957,36					
Volume (cm ³)	994,25	γ (kN/m ³):	19,31	γ_d (kN/m ³):	15,85					
Umidade (%)			Saturação (%)			Índice de vazios				
Inicial:	21,9		Inicial:	78,9		Inicial:	0,812			
Final:	-		Final:	-		Final:	-			
Gradiente de Ensaio: 10				Permeabilidade						
Data		Hora		$H_{inicial}$ (cm)	H_{final} (cm)	Temp (°C)	K_T (cm/s)	$K_{20°C}$ (cm/s)	$K_{20°C}$ (m/s)	
Inicial	Final	Inicial	Final							
25/08/2022	26/08/2022	16:02	8:10	125,3	118,5	26,4	8,7E-07	7,5E-07	7,5E-09	
26/08/2022	26/08/2022	8:12	16:27	125,3	121,8	23,6	8,6E-07	7,9E-07	7,9E-09	
26/08/2022	29/08/2022	16:28	10:33	125,3	104,3	26,5	7,0E-07	6,0E-07	6,0E-09	
29/08/2022	30/08/2022	10:35	13:38	125,3	115,9	26,5	7,3E-07	6,2E-07	6,2E-09	
30/08/2022	31/08/2022	13:39	7:29	125,3	118,3	22,6	8,1E-07	7,6E-07	7,6E-09	
31/08/2022	31/08/2022	7:30	16:54	125,3	121,9	23,2	7,4E-07	6,8E-07	6,8E-09	
31/08/2022	01/09/2022	16:55	7:48	125,3	120,4	25,2	6,8E-07	6,0E-07	6,0E-09	
01/09/2022	01/09/2022	7:49	16:51	125,3	121,9	23,6	7,7E-07	7,0E-07	7,0E-09	
01/09/2022	02/09/2022	16:52	13:27	125,3	118,4	23,4	6,9E-07	6,4E-07	6,4E-09	
02/09/2022	05/09/2022	13:29	15:23	125,3	101,5	23,8	7,2E-07	6,6E-07	6,6E-09	
05/09/2022	06/09/2022	15:24	12:03	125,3	117,5	23	7,8E-07	7,3E-07	7,3E-09	
MÉDIAS							7,6E-07	6,8E-07	6,8E-09	